

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

**DINÂMICA TEMPORAL E MUDANÇAS DE LONGO  
PRAZO (1979 A 2011) NA ICTIOFAUNA DAS  
ZONAS RASAS DO ESTUÁRIO DA LAGOA DOS  
PATOS: EFEITOS DOS FATORES NATURAIS E  
ANTRÓPICOS.**

**LEONARDO EVANGELISTA MORAES**

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

Orientador: Prof. Dr. João Paes Vieira

**RIO GRANDE  
Dezembro, 2011**

Á minha família, especialmente à Priscila Moraes, meu amor e grande parceira de doutoramento, e à minha mãe D. Lina (*in memoriam*), minha grande ausência nos últimos 3 anos.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao Prof. Dr. João Vieira pela confiança depositada mesmo antes da seleção do doutorado, pela orientação pessoal e profissional, pelo constante incentivo e amizade. Como dizem os gaúchos: “sem palavras”.

Aos Profs. Drs. Alexandre Garcia e Henrique Cabral (Universidade de Lisboa) pela paciência, conselhos e co-orientação nas diferentes etapas do meu doutoramento. Muitíssimo obrigado! Obrigado também por participarem na banca examinadora deste trabalho final.

Aos Profs. Drs. Labissh Chao, Luiz Eduardo e Marlise Bemvenuti que, em conjunto com o Prof. João fundaram o Laboratório de Ictio da FURG e tornaram possível a concepção do Banco de Dados BELAP-PELD.

Ao Profs. Dr. Alice Grimm (UFPR), Eduardo T. Paes (UFRA-PA), Osmar Möller (FURG) e Paul Kinas (FURG) pelas colaborações científicas imprescindíveis nas abordagens analíticas apresentados neste trabalho.

À banca examinadora Profa. Dra. Beatrice Padovani, Prof. Dr. Jorge Castello e Prof. José Muelbert. Aos Profs. Castello e Muelbert, agradeço também por comporem a banca de acompanhamento do doutorado.

À Profa. Dra. Erminda Couto (UESC-BA) pelo projeto de parceria UESC/FURG no âmbito do Programa de Apoio à Mobilidade Discente em Pós-Graduação em Ciências do Mar (Pró Amazônia Azul - n.º 004 ED04/2006).

À CAPES e CNPq pelos financiamentos (bolsas de doutoramento: Amazônia Azul e Sanduíche; PELD).

À Sra. Vera, pela atenção às minhas constantes demandas junto à COMCUR PPGOB-FURG.

Aos amigos do Laboratório de Ictiologia da FURG, “Bah!!”. Obrigado pelo intercâmbio cultural multi-estado e pela solidariedade junto ao frio. Especial agradecimento ao Lameiro, Burns, Lombardi, Mont’Alverne e Valéria pelo confinamento na sala 01, a Malu pela arte nas figuras e ao Gonzalo pelo socorro no combate à Murphy que resolveu dar as caras nos últimos dias de tese. Também ao amigo Gilson, parceiro de amostragens, em nome de quem eu agradeço a todos que construíram o banco de dados BELAP-PELD.

Aos amigos do Laboratório de Ecologia Marinha da Universidade de Lisboa pela calorosa receptividade, atenção, intercâmbio cultural e científico, e aos amigos da pós da FURG, especialmente Andrei e Pablo (Brasilis!!!), Márcio (parceirão em terras ibéricas), Fisher (consultor de pescarias e PERMANOVA) e Cida (parceira de Pro-Amazônia Azul).

Aos amigos da UEFS pelo constante incentivo e atenção na minha formação acadêmica, especialmente aos Profs. Drs. Alexandre Clistenes e George Olavo, em nome de quem eu agradeço a todos os profissionais desta instituição que apostaram no meu primeiro projeto de doutorado.

À minha família, especialmente à minha esposa, meu véi (pai), irmãos e Pretão. Obrigado ao meu sogro Luiz Roberto pelo pronto esclarecimento de dúvidas em estatística. Obrigado por serem o meu porto-seguro e o meu farol para que eu pudesse me aventurar em águas frias e desconhecidas. Obrigado por serem a fortaleza nos momentos felizes e de grandes perdas. À minha mãe que testemunhou o início desta jornada, hoje falta o teu abraço no retorno.

E por último, mas primordial, a Deus. Meu guia na jornada, minha fortaleza nas atribulações, minha fonte inesgotável de inspiração.

**ÍNDICE**

LISTA DE ANEXOS .....	VI
RESUMO .....	01
ABSTRACT .....	02
INTRODUÇÃO GERAL .....	03
1. Dinâmica estuarina e suas relações com fatores naturais e antrópicos .....	03
2. Breve histórico das modificações no Estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre a ictiofauna .....	06
3. Racional, Hipótese, estrutura e objetivos do trabalho .....	09
3.1. Hipótese e estrutura do trabalho .....	09
3.2. Objetivos .....	10
MATERIAL E MÉTODOS .....	12
1. Área de estudo, estratégia de amostragens e obtenção de dados suplementares .....	12
2. Obtenção de dados bibliográficos (Anexo 01) .....	16
3. Padronização do esforço amostral .....	16
4. Análise de dados .....	18
SÍNTESE DOS RESULTADOS .....	20
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	23
LITERATURA CITADA .....	26
ANEXO I .....	44
ANEXO II .....	95
ANEXO III .....	126
ANEXO IV .....	184

## LISTA DE ANEXOS

<b>ANEXO I.</b> Habitat disturbances in aquatic ecosystems: a revision of concepts..	44
<b>ANEXO II.</b> A novel multivariate time lags approach to analyze species recruitment into coastal ecosystems.....	95
<b>ANEXO III.</b> Temporal dynamics of fishes and crustaceans abundance in a subtropical micro-tidal estuary .....	126
<b>ANEXO IV.</b> Mudanças de longo-prazo na assembleia de peixes das zonas rasas em um estuário subtropical no Sul do Brasil .....	184

## RESUMO

Utilizando dois bancos de dados mensais (1979-1984; 1996-2011) constituídos por um regime de amostragens experimentais independentes da pesca, o objetivo deste estudo foi avaliar a hipótese central de que mudanças de longo prazo na abundância e diversidade de peixes nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos (ZRELP) ocorreram nas últimas 3 décadas, as quais foram promovidas por distúrbios nos habitats estuarinos e alterações no esforço de pesca na região. Os padrões de composição e abundância das espécies de peixe que utilizam as ZRELP apresentam alta variabilidade anual e inter-anual, as quais são reguladas principalmente pelas variações ou flutuações da temperatura, salinidade, vazão estuarina e componente meridional do vento. Os resultados deste estudo revelam que o Modo Anular Sul (SAM) também parece influenciar a dinâmica temporal dos peixes nas ZRELP, além do *El Niño* Oscilação Sul (ENOS), e que o tempo de resposta das espécies em relação a alguns fatores abióticos (e.g., temperatura e vazão) não é instantâneo. Por fim, o presente estudo revela que mudanças de longo prazo ocorreram na abundância e diversidade das espécies nos últimos 30 anos. Estas mudanças estiveram provavelmente associadas às alterações nas condições hidrológicas do estuário promovidas pelos fenômenos ENOS e SAM. A perda de habitat, especialmente dos vegetados, e a pressão de pesca representada pelo esforço de pesca também parecem ter importante papel sobre as mudanças de longo prazo observadas, principalmente para espécies como a *Brevoortia pectinata*, *Jenynsia multidentata*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza*. A partir do conjunto de informações reunidas, o presente estudo reforça a hipótese que os padrões de uso do estuário da Lagoa dos Patos, especialmente pelos juvenis, estão fortemente vulneráveis às mudanças no clima e às transformações antrópicas do estuário, a despeito da alta variabilidade destes padrões forçada pelo dinamismo estuarino.

Palavras chave: séries temporais, mudanças de longo prazo, distúrbios do habitat, esforço de pesca, recrutamento, estuário temperado.

## ABSTRACT

Using two long-term database (1979-1984; 1996-2011) composed by experimental fishery-independent sampling survey, the aim of this study was to evaluate the main hypothesis that long-term changes in fish abundance and diversity in shallow areas of the Patos Lagoon Estuary (SAPLE) occurred in the last three decades, which were promoted by estuarine habitats disturbances and alterations in fishing effort changes in the region. The composition and abundance patterns of fish species inhabiting SAPLE present high annual and inter-annual variability, which are mainly regulated by changes or fluctuations in temperature, salinity, freshwater outflow into the estuary and meridional wind component. The results show that the Southern Annular Mode (SAM) also seems to be influencing the temporal dynamics of fishes in SAPLE besides of the *El Niño* Southern Oscillation (ENSO), and that time response of species to changes in some environmental variables (e.g., temperature and freshwater outflow) is not in phase. Finally, this study shows that long-term changes occurred in the species abundance and diversity in the last 30 years. These changes were probably associated to changes in the estuarine hydrological conditions promoted by ENSO and SAM phenomena. The habitat loss, especially of the vegetated ones, and the fishing pressure represented by fishing effort also seem to have important role on observed long-term changes, especially to *Brevoortia pectinata*, *Jenyntia multidentata*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza*. From the total information gathered, the present study reinforce the hypotheses that the fish use patterns in the Patos Lagoon estuary, especially by juveniles, are highly vulnerable to climate change and to man-induced estuarine transformations, despite the high variability of these patterns associated with the estuary dynamics.

Key words: time series, long-term changes, habitat disturbances, fishing effort, recruitment, temperate estuary.



## **INTRODUÇÃO GERAL**

### **1. Dinâmica estuarina e suas relações com fatores naturais e antrópicos**

Dentre os ambientes costeiros, os estuários são fundamentais em pelo menos uma fase do ciclo de vida de diversas espécies de peixes, muitas das quais são recursos marinhos explorados pela pesca costeira e oceânica, chegando a representar mais da metade das capturas comerciais (Day et al. 1989). A maioria das espécies que ocorrem nos estuários é de origem marinha, sendo que a relação do ciclo de vida destas espécies com o estuário é muito similar na maioria dos estuários do mundo (Able 2005, Elliott et al. 2007).

Em geral, os estuários são dominados por poucas espécies que suportam a alta variabilidade do ambiente, especialmente àquelas promovidas pela salinidade, e que encontram nestes ecossistemas as condições favoráveis para o desenvolvimento dos juvenis e para a reprodução (e.g., alta oferta de alimento, proteção contra predação e refúgio às condições ambientais adversas) (Blaber & Blaber 1980, Able et al. 2006, Franco et al. 2010, Becker et al. 2011, Camp et al. 2011, Islam et al. 2011, Wasserman & Strydom 2011). Adicionalmente, estas características, que tornam os estuários tão atraentes para as espécies dominantes, são aproveitadas por espécies vagantes, as quais proporcionam o aumento da diversidade deste ecossistema (Garcia et al. 2003b, Able 2005, Elliott et al. 2007, França et al. 2009, Espinoza et al. 2011). Assim, quatro grupos de espécies podem ser facilmente definidos para os estuários em relação ao uso deste ambiente (i.e., guildas de uso do estuário): Guilda estuarino-residente, composta por espécies que completam todo o seu ciclo de vida no estuário, podendo ser capturadas no ambiente límnico ou marinho de forma acidental, ou

em baixa abundância; Guilda estuarino-dependente, composta por espécies que obrigatoriamente usam os estuários em seus ciclos de vida, principalmente como juvenis, mas que realizam a reprodução em outros ambientes aquáticos adjacentes (e.g., como zonas marinhas ou límnicas). Nesta guilda estão incluídas as espécies diádromas que utilizam o estuário apenas como rota de migração; Guilda visitantes-marinhos e Guilda visitantes de água doce, as quais são compostas por espécies de origem marinha ou límnicas, respectivamente, que fazem uso acidental ou oportunístico dos estuários (Vieira et al. 1998, Garcia et al. 2001, Able 2005, Able et al. 2006, Elliott et al. 2007).

Os padrões temporais e espaciais de ocorrência e abundância destas guildas nos estuários são determinados por condicionantes locais (e.g., temperatura, no caso de estuários em zonas temperadas, salinidade e descarga continental) e remotos (e.g., fenômenos climáticos) (Vinagre et al. 2007, Martinho et al. 2009, Cloern et al. 2010, MacFarlane 2010, Taylor et al. 2010, França et al. 2011, Primo et al. 2011). Por exemplo, a eficiência do transporte passivo e a retenção de ovos e larvas de espécies de origem marinha nos estuários, as quais utilizam este ambiente como zona de berçário, estão fortemente relacionados à hidrodinâmica estuarina que é principalmente regulada pelo balanço entre chuvas na bacia de drenagem, vazão do estuário, ventos predominantes e ciclos de maré (Ramos et al. 2006, Martins et al. 2007, Whitfield et al. 2008, Dickey-Collas et al. 2009, Reum et al. 2011). Estudos têm revelado que mudanças na hidrodinâmica estuarina promovidas por fenômenos climáticos e por intervenções humanas são capazes de interferir na quantidade e qualidade de peixes que conseguem ingressar nos estuários, o que aumenta

a variabilidade de longo prazo das espécies (e.g., inter-anual e inter-decadal) e que pode comprometer importantes fases do ciclo de vida das espécies (e.g., recrutamento das espécies de origem marinha) (Drake et al. 2002, Whitfield 2005, Widdows et al. 2007, Cloern et al. 2010, Cyrus et al. 2010, Kruger & Strydom 2010, MacKay et al. 2010, Purtlebaugh & Allen 2010, Zampatti et al. 2010, Feyrer et al. 2011, Piazza & La Peyre 2011). Assim, estes estudos são fortes evidências de que os padrões de uso dos estuários pelas espécies, principalmente as estuarino-residentes e estuarino-dependentes, podem ser afetadas pelas mudanças climáticas globais e aos distúrbios do habitat induzidos pelo homem.

Adicionalmente, a pesca também tem sido apontada como um dos fatores que podem alterar os padrões temporais das espécies em diversos ecossistemas marinhos costeiros, inclusive os estuários (Pauly et al. 1998, Jackson et al. 2001, Dulvy et al. 2003, Buchsbaum & Powell 2008, Costello et al. 2010, Odebrecht et al. 2010). Por exemplo, alterações na abundância de recrutas em função da redução do tamanho do estoque desovante, mudanças nos padrões de abundância e composição das espécies associadas aos distúrbios do habitat promovidas por artes de pesca destrutivas, alterações na composição e abundância de teias tróficas e alterações em aspectos demográficos das populações são algumas das respostas das espécies induzidas pela atividade pesqueira que tem promovido mudanças de longo-prazo nas comunidades de estuários e ecossistemas costeiros (Rothschild et al. 1994, Lenihan & Peterson 1998, Lenihan et al. 2001, Jiang & Carbines 2002,

Savenkoff et al. 2007, Ecoutin et al. 2010, Smith & Scharf 2010, Walsh et al. 2010, Engelhard et al. 2011, Last et al. 2011).

## **2. Breve histórico das modificações no Estuário da Lagoa dos Patos e sua influência sobre a ictiofauna**

O estuário da Lagoa dos Patos é um sistema temperado-quente dominado pelos rios que compõem a bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim e está localizado próximo a um ponto anfidrômico, o qual faz com que os efeitos da maré astronômica na região sejam negligenciáveis (amplitude média = 0,47 m) (Möller et al. 2001). Assim, a hidrodinâmica deste estuário é determinada principalmente pelo aporte de água doce oriundo da grande bacia de drenagem que compõe o sistema lagunar Patos-Mirim (201.626 km<sup>2</sup>) (Fig. 1) e pelo regime de ventos predominantes (Möller et al. 2001, Möller & Fernandes 2010).

Desde o início do século 20, este estuário tem sido alvo de constantes transformações em sua morfologia e hidrodinâmica devido à expansão urbana, industrial e portuária (Tagliani et al. 2003, Seeliger 2010, Odebrecht et al. 2010). Uma das mais significantes mudanças promovidas pelo homem foi a construção de dois longos (~4 km, cada) molhes convergentes, situados na boca do estuário, em conjunto com o aprofundamento do canal de acesso (de 3.0 para 14.0 m) entre 1905 e 1915. Isso resultou em um efeito cascata de alterações, desde a circulação e nível de água do estuário, processos de erosão e deposição sedimentar até a distribuição das áreas rasas e dos seus habitats vegetados (Marangoni & Costa 2009, Calliari et al. 2010, Copertino

2010, Odebrecht et al. 2010). Recentemente, novas obras de ampliação dos molhes e aprofundamento do canal de acesso foram realizadas, as quais tendem a impor novas alterações no regime hidrológico do estuário, a exemplo da intensificação dos fluxos de vazante (Fernandes et al. 2005). Adicionalmente, novas obras de expansão da área portuária para a margem leste deste estuário estão em fase preliminar de implementação e poderão significar um novo ciclo de mudanças na morfologia do estuário em função da expansão da ocupação de suas margens.

O estuário da Lagoa dos Patos apresenta uma morfologia naturalmente estrangulada, a qual foi reforçada com a construção dos molhes convergentes, restringindo as trocas de água deste estuário com o Oceano Atlântico a um estreito canal (Kjerfve 1986) que tem atualmente tem largura mínima de cerca de 600 m na desembocadura e 16 m de profundidade (Fig. 1). Esta morfologia associada com o seu regime hídrico dominado pelo rio resulta em uma hidrodinâmica e circulação estuarina altamente dependente do regime de chuvas da região (Möller et al. 2001, Möller & Fernandes 2010). Consequentemente, os processos de ocupação do estuário pelas espécies, principalmente o transporte passivo de recrutas de origem marinha para dentro do estuário, também são dependentes das quantidades de chuva na região (Garcia et al. 2003a, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Odebrecht et al. 2010). Isto faz como que a circulação estuarina e os padrões de abundância das espécies no estuário da Lagoa dos Patos sejam muito vulneráveis aos efeitos dos fenômenos climáticos que são importantes moduladores da variação temporal do regime de chuvas da região, a exemplo do *El Niño*

Oscilação Sul (ENOS) (Garcia et al. 2001, Möller et al. 2009, Odebrecht et al. 2010).

Não obstante a influência de fenômenos ENOS na estrutura e composição da assembléia de peixes que habita as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, estudos sugerem que fenômenos independentes do clima, tais como a “pressão de pesca” e a “perda de habitats”, podem estar modificando a abundância e a diversidade dessa assembleia ao longo dos anos (Odebrecht et al. 2010, Vieira et al. 2010). Por exemplo, a expansão das condições oligohalinas do estuário (*sensu* Garcia et al. 2001), em conjunto com a eutrofização e ocupação humana das margens do estuário, têm sido apontados como alguns dos principais fatores que estão promovendo alterações na abundância e distribuição de habitats vegetados no estuário da Lagoa dos Patos (Marangoni & Costa 2009, Copertino 2010, Odebrecht et al. 2010), os quais desempenham importante papel como abrigo, área de alimentação e habitat de diversas espécies de peixes (Garcia & Vieira 1997). Adicionalmente, análises de séries históricas demonstram que a produção pesqueira no Sul do Brasil vem apresentando claros sinais de sobrepesca (Reis & D’Incao 2000, Haimovici et al. 2006). Por exemplo, as capturas da corvina *Micropogonias furnieri* têm se mostrado constante ao longo do tempo devido ao forte incremento do esforço de pesca em resposta a drástica queda de biomassa do estoque pesqueiro (Haimovici & Ignácio 2005). Várias espécies que sustentam as pescarias artesanal e industrial do sul do Brasil utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos como área de berçário, como a

corvina *M. furnieri*, a tainha *Mugil liza* e o camarão *Farfantepenaeus paulensis* (Haimovici et al. 2006, Vieira et al. 2008).

### **3. Racional, Hipótese, estrutura e objetivos do trabalho.**

Ao contrário dos distúrbios naturais ocasionados pelo ENOS, que são irregulares e discretos no tempo (agudos), o aumento do esforço de pesca e a perda de habitat podem ser entendidos como distúrbios crônicos, na medida em que vem ocorrendo de modo continuado, cumulativo e irreversível na região (Reis et al. 1994, Haimovici et al. 2006, Miranda et al. 2006, Odebrecht et al. 2010, Seeliger & Odebrecht 2010). No entanto, a influência dos efeitos destas pressões antrópicas nos padrões de abundância e diversidade das espécies de peixes em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos ainda não foram investigadas.

#### **3.1. Hipótese e estrutura do trabalho**

Diante do exposto, a hipótese que norteia o presente estudo é que *mudanças de longo prazo na abundância e diversidade de peixes nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos ocorreram nas últimas 3 décadas (1979-2011), as quais foram promovidas por distúrbios nos habitats estuarinos e alterações ao longo do tempo do esforço de pesca na região (indicador de pressão de pesca)*. Entretanto, devido à complexidade do tema proposto, a alta variabilidade temporal do estuário, a qual pode estar sendo influenciada por outros fenômenos climáticos além do ENOS, a exemplo da Oscilação Antártica (ou Modo Anular Sul - SAM), e a interação entre os efeitos antrópicos e

naturais, o presente estudo também contempla outras investigações que tem o objetivo de prover o arcabouço teórico adequado para avaliar as mudanças de longo prazo da assembléia de peixes no estuário da Lagoa dos Patos. Portanto, o presente estudo é composto de quatro capítulos (anexos), os quais apresentam: a revisão teórica sobre os conceitos de distúrbios do habitat em ecossistemas aquáticos (Anexo 01); a dinâmica temporal da assembléia de peixes e crustáceos que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, bem como as suas relações com fatores locais (salinidade, transparência, temperatura, vento e chuva), regionais (e.g., chuva e vazão dos rios) e remotos (e.g., *El Niño* Oscilação Sul e Modo Anular Sul) (Anexos 02 e 03); e os efeitos de fatores naturais e antrópicos sobre as mudanças de longo prazo ocorridas nos últimos 30 anos na abundância e diversidade da assembléia de peixes do estuário da Lagoa dos Patos (Anexo 04).

### **3.2. Objetivos**

Objetivo geral:

Analisar a dinâmica temporal da assembléia de peixes em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, suas relações com fatores abióticos (locais e regionais) (salinidade, transparência, temperatura, ventos, chuva e vazão dos rios) e fenômenos climáticos (*El-Niño* Oscilação Sul – ENOS e Oscilação Antártica – SAM), bem como avaliar a influência de fatores antrópicos, como a “pressão de pesca” representada pelo esforço de pesca e a “perda de habitats”, sobre as mudanças de longo prazo da abundância e diversidade desta assembléia nos últimos 30 anos.



### Objetivos específicos

1. Identificar um conjunto padronizado de conceitos relacionados a distúrbios do habitat em ecossistemas aquáticos que sirvam de orientação para estudos que analisam os efeitos da perda de habitats aquáticos, bem como de outros distúrbios, sobre a ictiofauna (Anexo 01);
2. Analisar se as variações na abundância das espécies relacionadas às mudanças nos fatores abióticos locais (salinidade, transparência, temperatura, vento e chuva), regionais (chuva e vazão) e remotos (*El Niño* Oscilação Sul e Modo Anular Sul) são instantâneas ou são defasadas no tempo (Anexos 02 e 03);
3. Analisar os efeitos dos fatores abióticos sobre as variações de médio (anual) e longo prazo (inter-anual) da abundância das espécies de peixes e crustáceos que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos (Anexo 3).
4. Identificar e comparar as mudanças de longo prazo na diversidade, abundância total e abundância das espécies de peixes dominantes que não são alvo da pesca, ou que tem capturas negligenciáveis (*Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata* e *Odontesthes argentinensis*) (indicadoras dos efeitos da perda de habitat), e das espécies de peixes dominantes que são alvo da pesca (*Brevoortia pectinata*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza*) (indicadoras dos efeitos da pressão de pesca) (Anexo 4).

5. Avaliar os efeitos de fatores naturais (salinidade, transparência, vazão e os fenômenos climáticos ENOS e SAM) e de fatores antrópicos (perda de habitat e esforço de pesca) sobre as mudanças de longo prazo identificadas para a diversidade e abundância total das espécies (Anexo 4).

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **1. Área de estudo, estratégia de amostragens e obtenção de dados suplementares.**

As amostragens do presente estudo foram realizadas em zonas rasas (profundidade média < 1,5 m) do Estuário da Lagoa dos Patos (32°S 52°W) (Fig. 01), com periodicidade mensal e foram oriundas de dois projetos de pesquisa desenvolvidos pelo Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal do Rio Grande (FURG): Projeto Bio-ecologia dos peixes e decápodes da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente – BELAP (de 1979 a 1984) e Projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (ICTIO/PELD CNPq-MCT, 1996-2011). Amostragens realizadas em dois sítios na região marinha adjacente (Praia do Cassino) no período de 2000 a 2010 também foram analisadas (Anexo 2). Estas amostragens tiveram o mesmo desenho experimental desenvolvido nos sítios estuarinos e também compõem o banco de dados ICTIO/PELD.

As amostragens biológicas foram feitas através de arrastos padronizados (1979/84: n variável; 1996/2011: n = 5 arrastos/sítio de amostragem/mês), com uma rede de praia do tipo picaré (9 m de comprimento,

13 mm de distância entre-nós nas asas e 5 mm no centro). Os exemplares capturados eram fixados em formalina em campo e, em laboratório, eram identificados ao menor nível taxonômico possível, pesados e medidos. A maioria dos exemplares capturados (cerca de 97%) foram recrutas do ano ou representantes de espécies de pequeno tamanho (< 15 cm) (Tabela 1). Nas análises em que todos os indivíduos coletados foram utilizados, as espécies infrequentes (frequência de ocorrência < 5% ao longo do período alvo da análise) foram agrupadas nas 4 guildas de uso do estuário da Lagoa dos Patos proposta por Garcia et al. (2001): estuarino-residente (RESI), espécies que tipicamente ocorrem e completa todo o seu ciclo de vida no estuário; estuarino-dependente (DEPE), espécies que se reproduzem no mar ou na água doce e que são encontradas em grande número durante certos períodos do ciclo de vida, especialmente durante o recrutamento; visitantes de origem marinha (MARI) e de água doce (DOCE), espécies que tipicamente habitam ambientes marinhos e limnicos, respectivamente, mas que são encontrados raramente nos estuários.

Em conjunto com as amostragens biológicas, eram feitas medições das condições da água (temperatura, salinidade e transparência). Dados de vazão dos três principais rios do sistema Patos-Mirim (Jacuí, Taquarí e Camaquã) para o período de estudo (1979-2011) foram adquiridos com a Agência Nacional de Águas (ANA - [hidroweb.ana.gov.br](http://hidroweb.ana.gov.br)). A soma das descargas mensais destes três rios corresponde a 70% da vazão de toda a bacia de drenagem e, portanto, foi utilizada como um indicador do aporte de água doce no estuário da Lagoa dos Patos e da vazão deste estuário (Vaz et al. 2006).

Dados mensais referentes à precipitação total local (1990-2010) e da média na bacia de drenagem (1979-2009) foram obtidos com os Laboratórios de Meteorologia da FURG e da Universidade Federal do Paraná (UFPR), respectivamente. Valores mensais dos componentes zonal (direção oeste-leste) e meridional (direção norte-sul) do vento na superfície do mar ( $32^{\circ}$  S;  $52^{\circ}$  W) foram obtidos com a Divisão de Pesquisa Ambiental do Centro de Ciências da Pesca da NOAA (“National Oceanic and Atmospheric Administration” - [http://las.pfeg.noaa.gov/las6\\_5/servlets/dataset](http://las.pfeg.noaa.gov/las6_5/servlets/dataset)).

Os índices referentes aos fenômenos climáticos ENOS (Niño 3) e SAM foram obtidos com o Centro de Predição Climática da NOAA (<http://www.cdc.noaa.gov>). O índice Niño 3 representa a média de temperaturas na superfície do mar (TSM) na região oriental do Oceano Pacífico Tropical ( $5^{\circ}$ N -  $5^{\circ}$ S;  $150^{\circ}$ W -  $90^{\circ}$ W), e os valores positivos e negativos deste índice representam os eventos *El Niño* e *La Niña*, respectivamente (D’Arrigo et al. 2005). O fenômeno SAM é caracterizado por anomalias de pressão de um sinal centrado na Antártica e pode ser definido a partir de uma função ortogonal empírica (“empirical orthogonal function” – EOF) do campo de pressão ao nível do mar ou do campo do componente zonal do vento (Thompson & Wallace 2000). O índice utilizado no presente estudo foi construído projetando as anomalias de pressão (em 700mb) ao sul da latitude  $20^{\circ}$ S sobre a principal variação do SAM obtida para o período de 1979-2000 (Mo 2000).

A fase positiva (negativa) do fenômeno ENOS, conhecida como *El-Niño* (*La-Niña*) é caracterizada pelo aquecimento (esfriamento) anômalo das águas superficiais do leste do Oceano Pacífico Tropical (Glantz 2001). No sul do

Brasil, os eventos *El-Niño* promovem o bloqueio atmosférico de frentes frias devido à intensificação do jato subtropical, resultando em um aumento significativo na quantidade e intensidade das chuvas e da vazão dos rios da região. Este processo se inverte durante os eventos *La-Niña* e, então, anomalias negativas de chuva são registradas no sul do Brasil (Grimm 1998). Ao contrário do fenômeno ENOS que surge de interações entre o oceano e a atmosfera no Pacífico Tropical, o fenômeno SAM decorre da dinâmica interna da atmosfera entre médias ( $\sim 30^\circ$  S) e altas latitudes ( $\sim 60^\circ$  S) (Gong & Wang 1999, Thompson & Wallace 2000). Nestas regiões do globo predominam células de alta e baixa pressão, respectivamente, que promovem o deslocamento de massas de ar e ventos de médias para altas latitudes (Fig. 2A) (Mann & Lazier 2006). Durante a fase positiva (negativa) do fenômeno SAM a pressão em médias e altas latitudes aumenta (diminui) e diminui (aumenta) mais do que o normal, respectivamente, resultando em mudanças no padrão de circulação de ventos e massa de ar entre médias e altas latitudes (Thompson & Wallace 2000). Por exemplo, o deslocamento dos ventos em direção ao polo Sul é intensificado (atenuado) durante a fase positiva (negativa) do SAM em função do aumento (redução) da pressão em médias latitudes (Fig. 2) (Thompson & Wallace 2000). Conseqüentemente, alterações nos padrões meteorológicos ocorrem no hemisfério sul, especialmente nas regiões subtropicais, temperadas e polares (Thompson & Wallace 2000, Hendon et al. 2007). Por exemplo, mudanças nos padrões de vento e chuva, na ocorrência de tempestades e ciclones são esperadas nas regiões temperada e subtropical da América do Sul durante a ocorrência do SAM (Rao et al. 2003, Silvestre &

Vera 2003, Vera 2003). Este fenômeno também parece influenciar a circulação oceânica ao redor do polo sul, à medida que regula a intensidade da formação de massas de águas frias nesta região (Rintoul & England 2002, Oke & England 2004), tendo potencial efeito sobre correntes oceânicas que circulam no Atlântico Sul, a exemplo da Corrente das Malvinas (Garcia et al. *in revision*).

## **2. Obtenção de dados bibliográficos (referente à análise do Anexo 01)**

Os artigos sobre distúrbios do habitat utilizados na revisão teórica foram obtidos a partir da base de dados “Web of Science®”, sendo incluídos nas análises os artigos publicados no período compreendido entre 1945 e 2009. As buscas realizadas utilizaram palavras-chave em inglês relacionadas ao tema “perda de habitat” (alteração, degradação, fragmentação, perda, modificação, desconexão) em conjunto com as palavras-chave “habitat” e “peixe” também em inglês. Um total de 1395 manuscritos foi analisado, sendo que as informações eram extraídas apenas dos resumos, sempre que possível. Caso contrário, as informações eram obtidas no corpo do texto. Os dados referentes ao estudo de caso (estuário da Lagoa dos Patos) foram obtidos a partir de manuscritos publicados em revistas internacionais de ampla circulação, teses e relatórios técnicos depositados na Biblioteca Setorial de Oceanografia da FURG e a partir de Seeliger & Odebrecht (2010).

## **3. Padronização do esforço amostral**

O banco de dados BELAP/PELD analisado no presente estudo é resultado de diferentes esforços amostrais que tiveram por objetivo atender a diferentes focos de investigação. O BELAP é composto por dados obtidos em 3

sítios marinhos e 31 sítios estuarinos, nos quais foram feitas amostragens compostas de 2 a 6 arrastos, sendo que a maioria delas é composta por 3 arrastos (80%) (Garcia 2004). O material biológico obtido em arrastos consecutivos era agrupado como uma única amostra e o número de sítios amostrados em cada mês eram diferentes (Garcia 2004). Estas características tornam a matriz BELAP assimétrica e não balanceada (Garcia 2004). Em contraste, um total de 5 arrastos mensais em cada sítio de amostragem foi realizado durante a execução do projeto PELD (1996-2011). Além disso, o material biológico obtido em cada arrasto era acondicionado em sacos plásticos separados. O banco de dados PELD é composto desde 1999 por 8 sítios (2 marinhos e 6 estuarinos), os quais foram escolhidos dentre aqueles com maior frequência amostral durante o projeto BELAP. No período de 1996 a 1999 apenas 5 sítios fixos (1 marinho e 4 estuarinos) eram amostrados com regularidade mensal (Fig. 1).

Diante destas irregularidades apresentadas pelos bancos de dados, duas estratégias foram utilizadas com objetivo de padronizar o esforço amostral, o que tornou os dados comparáveis:

- 1) Para as análises realizadas apenas com o banco de dados PELD (Anexos 02 e 03), foi utilizado apenas o período que contemplou o maior número de sítios e regularidade na periodicidade mensal de amostragens (2000-2011), em cada sítio de coleta;

- 2) Para as análises realizadas utilizando os bancos de dados BELAP e PELD conjuntamente (Anexo 04), foi adotado o protocolo de padronização das matrizes de dados desenvolvido por Garcia (2004). Em resumo, este protocolo

consiste em: a) seleção dos sítios amostrados no banco de dados BELAP que tinham séries temporais mais contínuas e com amostragens em áreas próximas que pudessem ser utilizadas para substituir os sítios sem amostragens; b) transformação por sub-amostragem (sorteio) da matriz mensal do banco de dados BELAP em uma matriz sazonal, com o objetivo de contornar a total ausência de amostragens em alguns meses. Como a variação espacial entre os sítios amostrados foi negligenciável (Garcia 2004, Garcia et al. *in revision*), a unidade amostral neste ponto passa a ser a combinação “sítio\*mês”; c) seleção dos sítios amostrados entre 1996 e 2011 que tinha a maior regularidade na periodicidade mensal e equivalência com os sítios selecionados na etapa “a”, resultando em 5 sítios fixos (Fig. 1); d) exclusão de 2 dentre os 5 arrastos realizados em cada sítio por mês do banco de dados PELD, igualando o número de arrastos/sítio/mês nos dois bancos de dados; e) balanceamento por sub-amostragem (sorteio) da matriz PELD em relação à matriz BELAP, similar à etapa “b”. O resultado final deste procedimento é uma matriz balanceada onde cada ano tem as suas estações representadas por sete réplicas “sítio\*mês”, sendo que cada uma destas amostras são compostas pela média aritmética de três arrastos (Garcia 2004).

#### **4. Análise de dados**

Ao contrário do fenômeno *El Niño*, não existem medidas precisas disponíveis na região que representem a ação de longo prazo dos fatores antrópicos “pressão de pesca” e da “perda de habitats” sobre as espécies que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. Por exemplo, não existem dados confiáveis sobre a evolução do esforço de pesca na região, a



qual seria a melhor aproximação do impacto da exploração das espécies (Haimovici et al. 2006). Assim, torna-se difícil mensurar de forma direta a importância dos efeitos desses fatores sobre as mudanças de longo-prazo da ictiofauna. Portanto, foram escolhidas seis espécies dominantes nas zonas rasas deste estuário que podem ser possíveis indicadoras das pressões antrópicas analisadas (“pressão de pesca” e “perda de habitat”). *Brevoortia pectinata*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil liza* são espécies estuarino-dependentes explorados pelas frotas artesanal e industrial, principalmente as duas últimas, e também são capturadas acidentalmente (“by-catch”) pelas pescarias desenvolvidas por estas frotas (Chao et al. 1985, Reis et al. 1994, Vieira et al. 1996, Vieira et al. 1998, Haimovici et al. 2006). Portanto, estas três espécies são consideradas como espécies-indicadoras do fator “pressão de pesca”. *Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata* e *Odontesthes argentinensis* são espécies associadas a habitats vegetados no estuário da Lagoa dos Patos (Garcia & Vieira 1997) e são pouco capturadas pela pesca, seja intencional ou acidentalmente (Vieira et al. 1996, Vieira et al. 2010). Por exemplo, dados obtidos das estatísticas pesqueiras para o período de 2000 a 2008 (e.g. CEPERG 2007) mostram que os desembarques anuais do recurso peixe-rei, no qual estão incluídas principalmente as espécies do gênero *Odontesthes*, realizados pela frota artesanal estuarina/costeira foram inferiores a 1,0% do total de peixes ósseos desembarcados em cada ano por esta frota. Além disso, estas espécies são consideradas estuário-residentes (Chao et al. 1985, Vieira et al. 1998) e, portanto, espera-se que as variações de longo prazo da abundância delas reflitam os distúrbios sobre os habitats estuarinos. A

espécie *J. multidentata* apresenta características, tais como oportunismo no uso do ambiente e viviparidade, que, provavelmente a torna resiliente aos distúrbios naturais e antrópicos (Betito 1999, Garcia et al., 2004). Entretanto, como ela é uma espécie estuarino-residente, abundante e freqüente em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos (Betito 1999, Vieira et al. 1998), assume-se neste estudo que tendências de longo prazo (diminuição ou aumento) na abundância de *J. multidentata* reflitam a variações temporais de longo prazo de habitat estuarinos, especialmente os vegetados.

## **SÍNTESE DOS RESULTADOS**

A partir de uma análise de artigos sobre distúrbios do habitat disponíveis na base de dados “Web of Science®” (ANEXO I) foi possível propor a seguinte padronização de conceitos:

“Perda de habitat” é a conversão, desaparecimento ou redução de todo o habitat ou de componentes estruturais e/ou dinâmicos que o caracterizam;

“Degradação do habitat” é definido como sendo a deterioração/adulteração de componentes (estruturais e/ou dinâmicos) que caracterizam o habitat em relação às condições prístinas;

“Fragmentação do habitat” é entendida como sendo a redução ou interrupção da conectividade hidrológica entre segmentos do habitat aquático.

“Desconexão do habitat” (*sensu* Becker et al. 2007), conceito utilizado para o distúrbio do habitat que envolva a segregação de sítios utilizados por espécies em diferentes fases do ciclo de vida. Por exemplo, processos permanentes ou temporários que impeçam os juvenis de acessar as áreas de

berçário ou os adultos de alcançar os sítios de reprodução e desova devem ser tratados como processos de “Desconexão do habitat”. No Estuário da Lagoa dos Patos, a tendência de aumento das condições oligohalinas e a conversão de pradarias de *Ruppia maritima* para áreas dominadas por macroalgas oportunistas são exemplos de perda de habitat, enquanto a intensificação dos fluxos de vazante do estuário, especialmente durante os eventos *El Niño*, é um exemplo de desconexão de habitat. Estes eventos de distúrbio do habitat identificados nos últimos 30 anos podem estar interferindo nos padrões de abundância e diversidade das espécies de peixes no estuário da Lagoa dos Patos, especialmente aquelas de origem marinha.

A partir de uma nova abordagem de análise do tempo de resposta das espécies em relação aos condicionantes ambientais (ANEXO II) foi possível identificar que os efeitos da temperatura sobre a abundância das espécies no estuário da Lagoa dos Patos parece ter uma defasagem de 2 meses, enquanto que a defasagem na região costeira adjacente (praia do Cassino) é menor. Estas diferenças no tempo de resposta das espécies em duas áreas próximas no litoral do sul do Brasil refletem, principalmente, o movimento do mar para o estuário que os recrutas das espécies estuarino-dependentes realizam para ocupar as áreas estuarinas utilizadas por eles como berçário. A partir destas análises também foi possível diagnosticar que aproximadamente 1 mês é o tempo de resposta de cada elo envolvido no efeito cascata promovido pelos eventos *El Niño* e *La Niña* (chuva/vazão e variáveis estuarinas) no sistema lagunar Patos-Mirim (ANEXO III). O tempo de resposta das espécies ao fenômeno SAM parece ser de 4 meses, porém os mecanismos que regulam o

efeito deste fenômeno sobre as espécies no estuário da Lagoa dos Patos ainda precisem ser mais investigados.

Foi possível observar que o SAM também é um importante modulador dos padrões de abundância e de diversidade da assembléia de peixes analisadas, além do fenômeno ENOS (ANEXO III). Os padrões de composição e abundância das espécies de peixe que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos apresentam alta variabilidade anual e inter-anual, as quais são reguladas principalmente pelas variáveis temperatura, salinidade, componente meridional do vento e vazão estuarina, as quais estão fortemente relacionadas ao metabolismo e à fisiologia dos peixes, e ao hidrodinamismo estuarino que regula o transporte passivo de recrutas de origem marinha para dentro do estuário (ANEXO III).

As análises das séries temporais não contínuas de 30 anos (ANEXO IV) revelaram que apenas a transparência diferiu significativamente entre os quatro períodos “semi-decadais” analisados (P01 = 1979/1984, P02 = 1996/2001, P03 = 2001/2006, P04 = 2006/2011). A transparência, o índice Niño 3 e o índice SAM apresentaram tendências linear significativas (diminuição e aumento, respectivamente). De uma forma geral, as condições climáticas nos dois últimos períodos foram mais favoráveis para o predomínio de condições mixo/euhalinas no estuário quando comparadas àquelas em P01 e P02. Diferenças significativas ( $p < 0,10$ ) entre os quatro períodos analisados também foram observadas para o índice de distinção taxonômica média entre os indivíduos ( $\Delta^*$ ) e para a abundância das espécies *Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata* e *Micropogonias furnieri*, sendo que para estas duas

últimas espécies a abundância foi significativamente menor em P03 e P04 em comparação com P01. Além destas três espécies, tendências significativas também foram observadas na série temporal de *Brevoortia pectinata* (aumento), *Mugil liza* (queda) e abundância total (CPUE - queda).

## **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

O estuário da Lagoa dos Patos é um sistema que concentra o aporte continental de uma grande bacia de drenagem (201.626 km<sup>2</sup>) e que apresenta uma morfologia estrangulada, conectando-se com o mar a partir de um canal estreito (largura mínima atual – 600 m) (Kjerfve 1986). Adicionalmente, este estuário está localizado em uma região aonde o efeito da maré astronômica é negligenciável e os fenômenos climáticos desempenham importante papel na promoção de anomalias de chuva e vazão (Grimm 1998, Möller et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Odebrecht et al. 2010). Em conjunto, estas características tornam o hidrodinamismo e a circulação estuarina dependentes, principalmente, da chuva e descarga dos rios da região, além do regime de ventos predominantes (Lima & Castello 1995, Möller et al. 2001, Möller & Fernandes 2010). Consequentemente, a variabilidade temporal das espécies estuarino-relacionadas é também fortemente relacionada às variações do aporte continental de água doce à medida que o transporte passivo de recrutas de origem marinha é mediado por fluxos de enchente e vazante do estuário (Castello & Möller 1978, Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Vieira et al. 2010) Portanto, a dinâmica temporal da assembléia de peixes que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos

Patos está extremamente susceptível aos processos naturais e/ou antrópicos que promovam mudanças de longo prazo no regime de vazão dos rios e na hidrodinâmica estuarina.

Durante os últimos 10 anos, houve a predominância de condições climáticas que favoreceram a salinização do estuário da Lagoa dos Patos (e.g. fase negativa/neutra do fenômeno ENOS) e a intrusão de espécies de origem marinha, repercutindo, por exemplo, na diversidade taxonômica e na abundância das espécies de peixes que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. Por exemplo, a predominância de condições mixo/euhalinas do estuário na última década diminuiu a probabilidade de co-ocorrência de espécies de origem limnica e marinha, que tendem a ser menos relacionadas taxonomicamente, e favoreceu a co-ocorrência de espécies de origem marinha, justificando a redução da diversidade taxonômica. O aumento na abundância de *Brevoortia pectinata* e a queda de *Micropogonias furnieri* também podem ser atribuídos às mudanças de longo prazo das condições estuarinas de oligohalino para mixo/euhalino. Embora seja uma espécie de origem marinha, a concentração de *M. furnieri* na área de estudo é forçada pela forte vazão nas áreas profundas e da restrição do habitat salobro ao baixo estuário durante os períodos chuvosos. Portanto, a redução observada na abundância de *M. furnieri* pode estar associada ao deslocamento dos indivíduos desta espécie para outros habitats que se tornaram disponíveis em condições mixo e euhalinas (e.g., alto estuário e canal de acesso).

Embora a modificação da condição salina do estuário seja um importante fator que explique as mudanças de longo prazo das espécies, elas

também podem ser atribuídas aos efeitos antrópicos. Além disso, a abundância de espécies estuarino-dependentes como a tainha *Mugil liza* vem caindo, principalmente nos últimos 5 anos, quando o padrão inverso, em função do aumento da salinidade era esperado. Em resumo, o aumento observado para *Brevoortia pectinata* e a queda observada para *M. furnieri* e de *M. liza* podem ser explicados pela redução do estoque e incremento no esforço de pesca sobre o estoque desovante, respectivamente. A queda na abundância de *Jenynsia multidentata* parece estar relacionada à perda de pradarias de *Ruppia marítima*. Entretanto, novas análises devem ser realizadas para avaliar o possível efeito de um sítio de elevada dominância de *J. multidentata* que foi amostrado apenas durante o primeiro período de amostragem (P01).

Os resultados observados para as condições de salinidade do estuário são contraditórios com a hipótese largamente aceita de que existe uma tendência de limnificação do estuário da Lagoa dos Patos (i.e., predomínio de condições oligohalinas). Entretanto, a principal discordância deste estudo com análises anteriores reflete o tamanho das séries temporais avaliadas. É importante destacar que o processo de limnificação não está condicionado apenas às condições climáticas da região, mas refere-se ao efeito sinérgico de fatores naturais (e.g., aumento de chuva) e antrópicos (e.g. uso indevido e perenização dos solos, aumento dos fluxos de vazante a partir da intensificação do estrangulamento do estuário) que estão em curso na região. Portanto, é importante ampliar as séries temporais analisadas no presente estudo a partir de novas medições em campo. Isto permitirá uma melhor compreensão da dinâmica estuarina à medida que as variações temporais de

escalas maiores (e.g., inter-decadais) dos fatores naturais que regulam o estuário são esclarecidas.

O efeito sinérgico de fatores naturais e antrópicos, como exemplificado acima com o processo de limnificação dificulta isolar a importância destes dois conjuntos de fatores sobre a dinâmica temporal da assembléia de peixes que utiliza as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos. Entretanto, o presente estudo confirma a hipótese avaliada de que mudanças nesta assembleia ocorreram nos últimos 30 anos e que estas mudanças têm sido promovidas por fatores antrópicos, como perda de habitat e pressão de pesca, além de fatores naturais. Adicionalmente, este estudo também reforça a hipótese que os padrões de uso deste estuário, especialmente pelos juvenis, estão fortemente vulneráveis às mudanças no clima e às transformações antrópicas do estuário, a despeito da alta variabilidade destes padrões forçada pelo dinamismo estuarino.

#### **LITERATURA CITADA**

- ABLE KW. 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 64: 5-17.
- ABLE KW, MP FAHAY, DA WITTING, RS MCBRIDE & SM HAGAN. 2006 Fish settlement in the ocean vs. estuary: Comparison of pelagic larval and settled juvenile composition and abundance from southern New Jersey, U.S.A. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 66: 280-290.



- BECKER CG, CR FONSECA, CFB HADDAD, RF BATISTA & PI PRADO. 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318(5857), 1775-1777.
- BECKER A, PD COWLEY, AK WHITFIELD, J JARNEGREN & TF NAESJE. 2011. Diel fish movements in the littoral zone of a temporarily closed South African estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 406(1-2): 63-70.
- BETITO R. 1999. Análise comparativa das estratégias de dinâmica populacional entre dois peixes 'r'estrategistas (*Jenynsia lineata* e *Poecilia vivipara*) (Cyprinodontiformes), no estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. USP, São Paulo – SP. 315p.
- BLABER SJM & TG BLABER. 1980 Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J. Fish. Biol.* 17: 143-162.
- BUCHSBAUM R & JC POWELL. 2008. Symposium review: long-term shifts in faunal assemblages in eastern North American estuaries: a review of a workshop held at the biennial meeting of the Coastal and Estuarine Research Federation (CERF), November 2007, Providence, Rhode Island. *Rev. Fish. Biol. Fisheries*: 18:447-450.
- CALLIARI L, RP CUNHA & JAF ANTIQUEIRA. 2010. Geomorfologia e Dinâmica Sedimentar. In: SEELIGER, U & C. ODEBRECHT (eds.). *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Brasil, Cap. 03: 31-39.

- CAMP AL, CH RYER, B LAUREL, K SEALS. 2011. Effect of nursery habitat on density-dependent habitat selection in juvenile flatfish. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 404(1-2): 15-20.
- CASTELLO JP & OO MOLLER. 1978. On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica* 3: 67-74.
- CEPERG/IBAMA (2007) Desembarques de Pescado no Rio Grande do Sul - 2007. Ministério do Meio Ambiente, Centro de Pesquisas do Rio Grande (CEPERG), Rio Grande. 39p.
- CHAO LN, LE PEREIRA LE, JP VIEIRA. 1985. Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil, a baseline study. In: A. Yanez-Arancibia (ed). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. DR (R) UNAM Press, Mexico. pp. 429-450.
- CLOERN JE, KA HIEB, T JACOBSON, B SANSO, E DI LORENZO, MT STACEY, JL LARGIER, W MEIRING, WT PETERSON, TM POWELL, M WINDER, AD JASSBY. 2010. Biological communities in San Francisco Bay track large-scale climate forcing over the North Pacific. *Geophys. Res. Lett.* 37: L21602.
- COPERTINO M. 2010. Patos Lagoon: climate variability and the state of seagrasses. *Seagrass Watch News* 40: 4-6.
- COSTELLO MJ, M COLL, R DANOVARO, P HALPIN, H OJAVEER & P MILOSLAVICH. 2010. A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE* 5(8): e12110. doi:10.1371/journal.pone.0012110.

- CYRUS DP L VIVIER & HL JERLING. 2010. Effect of hypersaline and low lake conditions on ecological functioning of St Lucia estuarine system, South Africa: An overview 2002-2008. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86(4): 535-542.
- D'ARRIGO R, ER COOK, RJ WILSON, R ALLAN & ME MANN. 2005. On the variability of ENSO over the past six centuries. *Geophys. Res. Lett.* 32: L03711 doi:10.1029/2004GL022055.
- DAY JW, CAS HALL, WM KEMP & A YÁÑEZ-ARANCIBIA. 1989. *Estuarine ecology*. New York, John Wiley & Sons. 558p.
- DICKEY-COLLAS M, LJ BOLLE, JKL VAN BEEK & PLA ERFTEMEIJER. 2009. Variability in transport of fish eggs and larvae. II. Effects of hydrodynamics on the transport of Downs herring larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 390: 183-194.
- DRAKE P, AM ARIAS, F BALDO, JA CUESTA, A RODRÍGUEZ, A SILVA-GARCÍA, I SOBRINHO, D GARCÍA-GONZÁLEZ & C FERNÁNDEZ-DELGADO. 2002. Spatial and Temporal Variation of the Nekton and Hyperbenthos from a Temperate European Estuary with Regulated Freshwater Inflow. *Estuaries* 25(3): 451-468.
- DULVY NK, Y SADOVY & J REYNOLDS. 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish. Fish.* 4, 25-64.
- ECOUTIN JM, M SIMIER, JJ ALBARET, R LAË & L TITO DE MORAIS. 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 87: 284-292.

- ELLIOTT M, AK WHITFIELD, IC POTTER, SJM BLABER, DP CYRUS, FG NORDLIE & TD HARRISON. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish. Fish.*, 8: 241-268.
- ENGELHARD GH, JK PINNEGAR, LT KELL & AD RIJNSDORP. 2011. Nine decades of North Sea sole and plaice distribution. *ICES J. Mar. Sci.* 68(6): 1090-1104.
- ESPINOZA M, TJ FARRUGIA & CG LOWE. 2011. Habitat use, movements and site fidelity of the gray smooth-hound shark (*Mustelus californicus* Gill 1863) in a newly restored southern California estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 401(1-2): 63-74.
- FERNADES EHL, RO CECÍLIO & RV SCHILLER. 2005. Estudo da influência da alteração dos molhes da barra de Rio Grande sobre a circulação do estuário da Lagoa dos Patos – RS. *Atlântica* 15(2), 49-57.
- FEYRER F, K NEWMAN, M NOBRIGA & T SOMMER. 2011. Modeling the Effects of Future Outflow on the Abiotic Habitat of an Imperiled Estuarine Fish. *Estuar. Coast.* 34:120-128.
- FRANÇA S, MJ COSTA MJ & HN CABRAL. 2009. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83: 1-12.
- FRANÇA S, MJ COSTA & HN CABRAL. 2011. Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91(2): 262-271.

- FRANCO A, R FIORIN, M ZUCCHETTA, P TORRICELLI & P FRANZOI. 2010. Flounder growth and production as indicators of the nursery value of marsh habitats in a Mediterranean lagoon. *J. Sea Res.* 64(4): 457-464.
- GARCIA AM & JP VIEIRA. 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Atlântica* 19: 161-181.
- 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. *J. Fish. Biol.* 59: 1218-1238.
- GARCIA AM, JP VIEIRA & KO WINEMILLER. 2003a. Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57(3): 489-500.
- GARCIA AM, MB RASEIRA, JP VIEIRA, KO WINEMILLER & AM GRIMM. 2003b. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ. Biol. Fish.* 68: 215-228.
- GARCIA AM. 2004. Os eventos El Niño 1982-1983 e 1997-1998 e suas relações com a variabilidade interanual e interdecadal na estrutura da assembléia de peixes das zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. FURG, Rio Grande – RS. 205p.
- GARCIA AM, JP VIEIRA, KO WINEMILLER & MB RASEIRA. 2004. Reproductive cycle and spatiotemporal variation in abundance of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagoon, Brazil. *Hydrobiologia* 515: 39-48.

- GARCIA AM, JP VIEIRA, KO WINEMILLER, LE MORAES, ET PAES (*in revision*)  
Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance and environmental correlates in a subtropical estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- GLANTZ MH. 2001. *Currents of change: impacts of El Niño and La Niña on climate and society*. Cambridge University Press, Cambridge. 268p.
- GONG D & S WANG. 1999. Definition of Antarctic oscillation index. *Geophys. Res. Lett.* 26(4): 459-462.
- GRIMM AM, SET FERRAZ, J GOMES. 1998. Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. *J Climate* 11: 2863-2880.
- HAIMOVICI M & JM IGNÁCIO. 2005. *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Estoque sul. In: CERGOLE, MC, AO ÁVILA-DA-SILVA & CLDB ROSSI-WONGTSCHOWSKI. (eds.). *Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração*. (Séries documentos REVIZEE: Score Sul). Instituto de Oceanografia-USP: 101-107.
- HAIMOVICI M, CLDB ROSSI-WONGTSCHOWSKI, MC CERGOLE, LS MADUREIRA, RA BERNARDES, AO ÁVILA-DA-SILVA. 2006. Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. In: Programa REVIZEE: Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva: Relatório Executivo. Brasília. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Cap. 6: 207-242.

- HENDON HH, DWJ THOMPSON DWJ & MC WHEELER MC. 2007. Australian rainfall and surface temperature variations associated with the Southern Hemisphere annular mode. *J Climate* 20(11): 2452-2467.
- ISLAM MS, Y YAMASHITA & M TANAKA. 2011. A review on the early life history and ecology of Japanese sea bass and implication for recruitment. *Environ. Biol. Fish.* 91(4): 389-405.
- JACKSON JBC, MX KIRBY, WH BERGER, KA BJORNDAL, LW BOTSFORD, BJ BOURQUE, RH BRADBURY, R COOKE, J ERLANDSON, JA ESTES, TP HUGHES, S KIDWELL, CB LANGE, HS LENIHAN, JM PANDOLFI, CH PETERSON, RS STENECK, MJ TEGNER & RR WARNER. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293: 629-634.
- JIANG W & G CARBINES. 2002. Diet of blue cod, *Parapercis colias*, living on undisturbed biogenic reefs and on seabed modified by oyster dredging in Foveaux Strait, New Zealand. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 12: 257-272.
- KJERFVE B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe DA (eds.) *Estuarine variability*. Academic Press, New York, USA.
- KRUGER M & NA STRYDOM. 2010. Spatial and temporal variability in the larval fish assemblage of a warm temperate South African estuary, with notes on the effects of artificial channeling. *Afr. Zoology* 45(2): 195-212.
- LAST PR, WT WHITE, DC GLEDHILL, AJ HOBDAV, R BROWN, GJ EDGAR & G PECL. 2011. Long-term shifts in abundance and distribution of a

- temperate fish fauna: a response to climate change and fishing practices. *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 58-72.
- LENIHAN HS & CH PETERSON. 1998. How Habitat Degradation through Fishery Disturbance Enhances Impacts of Hypoxia on Oyster Reefs. *Ecol. Appl.* 8(1): 128-140.
- LENIHAN HS, CH PETERSON, JE BYERS, JH GRABOWSKI, GW THAYER & DR COLBY. 2001. Cascading of Habitat Degradation: Oyster Reefs Invaded by Refugee Fishes Escaping Stress. *Ecol. Appl.* 11(3): 764-782.
- LIMA ID & JP Castello. 1995. Distribution and Abundance of Southwest Atlantic Anchovy Spawners (*Engraulis anchoita*) in Relation to Oceanographic Processes in the Southern Brazilian Shelf. *Fish Oceanogr* 4(1): 1-17.
- MACFARLANE RB (2010) Energy dynamics and growth of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Central Valley of California during the estuarine phase and first ocean year. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67(10): 1549-1565.
- MACKAY F, D CYRUS & KL RUSSELL. 2010. Macrobenthic invertebrate responses to prolonged drought in South Africa's largest estuarine lake complex. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 86(4): 553-567.
- MANN KH & JRN LAZIER. 2006. Dynamics of marine ecosystems: biological-physical interactions in the oceans. Malden, Blackwell Publishing. 492p.
- MARANGONI JC & CSB COSTA. 2009. Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos Lagoon (Southern Brazil). *Braz. J. Oceanogr.* 57(4), 345-350.



- MARTINHO F, M DOLBETH, I VIEGAS, CM TEIXEIRA, HN CABRAL, MA PARDAL. 2009. Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83: 460-468.
- MARTINS IM, JM DIAS, EH FERNANDES, JH MUELBERT. 2007. Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary – Brazil. *J. Marine Syst.* 68: 537-555.
- MIRANDA LV, JT MENDONÇA & MC CERGOLE. 2006. Diagnóstico do estoque e orientações para o ordenamento da pesca de *Mugil platanus* (Günther, 1880). In: CERGOLE, MC, AO ÁVILA-DA-SILVA & CLDB ROSSI-WONGTSCHOWSKI. (ed.). Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. (Séries documentos REVIZEE: Score Sul). Instituto Oceanográfico – USP: 38-48.
- MO KC. 2000. Relationships between Low-Frequency Variability in the Southern Hemisphere and Sea Surface Temperature Anomalies. *J. Climate* 13: 3599-3610.
- MÖLLER OO, P CASTAING, JC SALOMON & P LAZURE. 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of the Patos Lagoon. *Estuaries* 24(2): 275-289.
- MÖLLER OO, JP CASTELLO & AC VAZ. 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuar. Coast.* 32: 787-796.

- MÖLLER OO & E FERNANDES. 2010. Hidrologia e hidrodinâmica. In: SEELIGER, U & C. ODEBRECHT (eds.). O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Editora da FURG, Brasil, Cap. 2: 17-27.
- ODEBRECHT C, PC ABREU, CE BEMVENUTI, M COPPERTINO, JH MUELBERT, JP VIEIRA & U SEELIGER. 2010. The Patos Lagoon Estuary: biotic responses to natural and anthropogenic impacts in the last decades (1979-2008). In: KENNISCH MJ & H PAERL (eds.), Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change. Taylor & Francis/CRC Press, Boca Raton, U.S., Cap. 17: 437-459.
- OKE PR & MH ENGLAND. 2004. Oceanic Response to Changes in the Latitude of the Southern Hemisphere Subpolar Westerly Winds. *J. Climate* 17: 1040-1054.
- PAULY D, V CHRISTENSEN, J DALSGAARD, R FROESE & F TORRES Jr. 1998. Fishing Down Marine Food Webs. *Science* 279(5352): 860-863.
- PIAZZA BP & MK LA PEYRE. 2011. Nekton community response to a large-scale Mississippi River discharge: Examining spatial and temporal response to river management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91: 379-387.
- PRIMO AL, UM AZEITEIRO, SC MARQUES & MA PARDAL. 2011. Impact of climate variability on ichthyoplankton communities: An example of a small temperate estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91: 484-491.
- PURTLEBAUGH CH & MS ALLEN. 2010. Relative Abundance, Growth, and Mortality of Five Age-0 Estuarine Fishes in Relation to Discharge of the Suwannee River, Florida. *T Am. Fish. Soc.* 139(4): 1233-1246.

- RAMOS S, RK COWEN, C PARIS, P RE & AA BORDALO. 2006. Environmental forcing and larval fish assemblage dynamics in the Lima River estuary (northwest Portugal). *J. Plankton Res.* 28(3): 275-286.
- RAO VB, AMC do CARMO & SH FRANCHITO. 2003. Inter-annual variations of storm tracks in the Southern Hemisphere and their connections with the Antarctic Oscillation. *Int. J. Climatol.* 23: 1537-1545.
- REIS EG, PC 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.
- REIS EG & F D'INCAO. 2000. The present status of artisanal fisheries of extreme southern Brazil: an effort towards community based management. *Ocean Coast. Manage.* 43: 585-595.
- REUM JCP, TE ESSINGTON, CM GREENE, CA RICE & KL FRESH. 2011. Multiscale influence of climate on estuarine populations of forage fish: the role of coastal upwelling, freshwater flow and temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 425: 203-215.
- RINTOUL SR & MH ENGLAND (2002) Ekman transport dominates local air-sea fluxes in driving variability of subantarctic mode water. *J. Phys. Oceanogr.* 32: 1308-1321.
- ROTHSCHILD BJ, JS AULT, P GOULLETQUER & M HERAL. 1994. Decline of the Chesapeake Bay oyster population: a century of habitat destruction and overfishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 111: 29-39.
- SAVENKOFF C, M. CASTONGUAY, D. CHABOT, MO HAMMILL, H BOURDAGES & L MORISSETTE. 2007. Changes in the northern Gulf of

- St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: Evidence of a fishery-induced regime shift? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 73: 711-724.
- SEELIGER U 2010. Introdução. In: SEELIGER, U & C. ODEBRECHT (eds.). O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Editora da FURG, Brasil, Cap. 1: 11-13.
- SEELIGER U & C ODEBRECHT. 2010. O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, 179pp.
- SILVESTRI GE & CS VERA. 2003. Antarctic Oscillation signal on precipitation anomalies over southeastern South America. *Geophys. Res. Lett.* 30: 2115
- SMITH WE & FS SCHARF. 2010. Demographic characteristics of southern flounder, *Paralichthys lethostigma*, harvested by an estuarine gillnet fishery. *Fisheries Manag. Ecol.* 17: 532-543.
- TAGLIANI PRA, H LANDAZURIB, EG REIS, CR TAGLIANI, ML ASMUS & A SÁNCHEZ-ARCILLA. 2003. Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing country. *Ocean Coast. Manage.* 46: 807-822.
- TAYLOR JC, JM MILLER, LJ PIETRAFESA, DA DICKEY & SW ROSS. 2010. Winter winds and river discharge determine juvenile southern flounder (*Paralichthys lethostigma*) recruitment and distribution in North Carolina estuaries. *J. Sea Res.* 64(1-2): 15-25.
- THOMPSON DWJ & JM WALLACE. 2000. Annular modes in the extratropical circulation. Part I: Month-to-month variability. *J. Climate* 13: 1000-1016.

- VAZ AC, OO MÖLLER & TL ALMEIDA. 2006. Análise Quantitativa da Descarga dos Rios Afluentes da Lagoa dos Patos. *Atlântica* 28(1): 13-23.
- VERA C. 2003. Interannual and interdecadal variability of atmospheric synoptic-scale activity in the Southern Hemisphere. *J Geophys Res* 108: C4, 8077, doi:10.1029/2000JC000406.
- VIEIRA JP, MC VASCONCELLOS, RE SILVA & LC FISHER. 1996. A rejeição da pesca camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* 18(1): 123-142.
- VIEIRA JP, JP CASTELLO & LE PEREIRA. 1998. Ictiofauna. In: SEELIGER U, C ODEBRECHT & JP CASTELLO (eds). Os ecossistemas costeiro e marinho do extreme sul do Brasil. *Ecoscientia*, Rio Grande, Cap. 4: 13-71.
- VIEIRA JP, AM GARCIA & AM GRIMM. 2008. Preliminary evidences of El Niño effects on the mullet fishery of Patos Lagoon estuary (Brazil). *Braz. Arch. Biol. Technol.* 51: 433-440.
- VIEIRA JP, AM GARCIA & LE MORAES. 2010. A Assembléia de Peixes. In: SEELIGER, U & C. ODEBRECHT (eds.). *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Brasil, Cap. 7: 79-90.
- VINAGRE C, MJ COSTA & HN CABRAL. 2007. Impact of climate and hydrodynamics on sole larval immigration towards the Tagus estuary, Portugal. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 75(4): 516-524.
- WALSH CT, CA GRAY, RJ WEST, DE VAN DER MEULEN & LFG WILLIAMS. 2010. Growth, episodic recruitment and age truncation in populations of a catadromous percichthyid, *Macquaria colonorum*. *Mar. Freshwater Res.* 61(4): 397-407.

- WASSERMAN RJ & NA STRYDOM. 2011. The importance of estuary head waters as nursery areas for young estuary- and marine-spawned fishes in temperate South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94(1): 56-67.
- WHITFIELD AK (2005) Fishes and freshwater in southern African estuaries – A review. *Aquat. Living Resour.* 18: 275-289.
- WHITFIELD AK, JB ADAMS, GC BATE, K BEZUIDENHOUT, TG BORNMAN, PD COWLEY, PW FRONEMAN, PT GAMA, NC JAMES, B MACKENZIE, T RIDDIN, GC SNOW, NA STRYDOM, S TALJAARD, A TERORDE, AK THERON, JK TURPIE, L VAN NIEKERK, PD VORWERK & TH WOOLDRIDGE. 2008. A multidisciplinary study of a small, temporarily open/closed South African estuary, with particular emphasis on the influence of mouth state on the ecology of the system. *Afr. J. Marine Sci* 30(3): 453-473.
- WIDDOWS J, AJ BALE, MD BRINSLEY, P SOMERFIELD & RJ UNCLES. 2007. An assessment of the potential impact of dredging activity on the Tamar Estuary over the last century: II. Ecological changes and potential drivers. *Hydrobiologia* 588: 97-108.
- ZAMPATTI BP, CM BICE & PR JENNINGS. 2010. Temporal variability in fish assemblage structure and recruitment in a freshwater-deprived estuary: The Coorong, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 61(11): 1298-1312.

## TABELAS

Tabela 1 – Freqüência numérica (FN) e comprimentos mínimo e máximo das espécies de peixe mais abundante (espécies que, em conjunto, corresponderam por 99% da abundância total) nas zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente no período de 1979 a 2011.

Espécie	FN (%)	Comprimento	
		Mínimo	Máximo
<i>Mugil liza</i>	29,33	18	295
<i>Atherinella brasiliensis</i>	15,89	10	325
<i>Mugil spp.</i>	15,19	20	257
<i>Odontesthes argentinensis</i>	8,38	13	337
<i>Brevoortia pectinata</i>	8,34	10	333
<i>Jenynsia multidentata</i>	6,74	13	87
<i>Trachinotus marginatus</i>	6,25	14	373
<i>Platanichthys platana</i>	1,80	15	143
<i>Micropogonias furnieri</i>	1,74	16	210
<i>Menticirrhus sp.</i>	1,22	14	201
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0,83	10	248
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0,72	11	123
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	0,40	13	73
<i>Harengula clupeola</i>	0,31	19	108
<i>Astyanax sp.</i>	0,31	20	138
<i>Ctenogobius shufeldti</i>	0,26	18	174
<i>Oncopterus darwinii</i>	0,20	12	124
<i>Anchoa marinii</i>	0,19	20	83
<i>Parapimelodus nigribarbis</i>	0,16	16	185

## FIGURAS

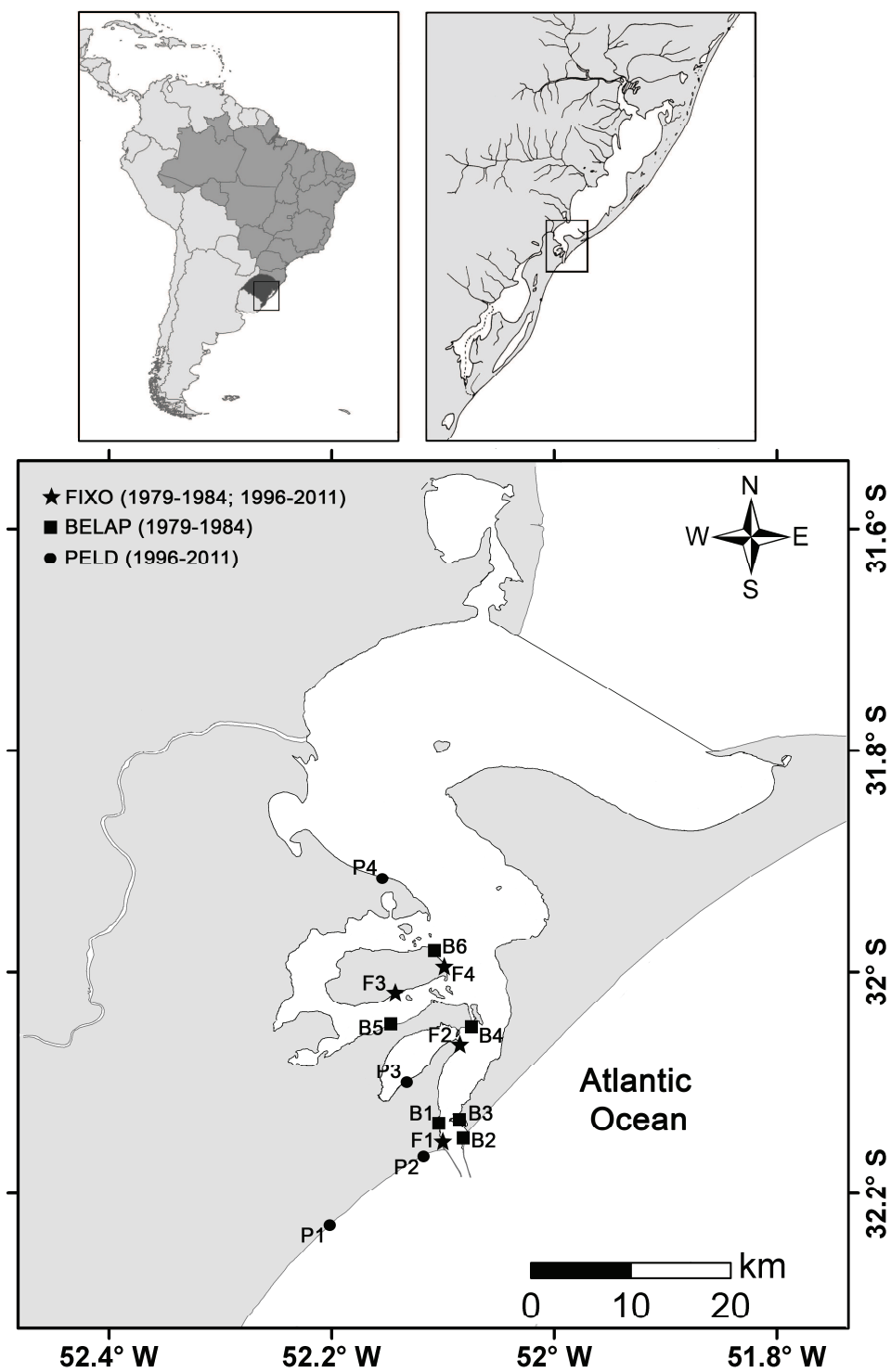


Figura 1 – Mapa do estuário da Lagoa dos Patos com a localização dos sítios estuarinos e marinhos amostrados nos 30 anos de estudo (1979-2011).



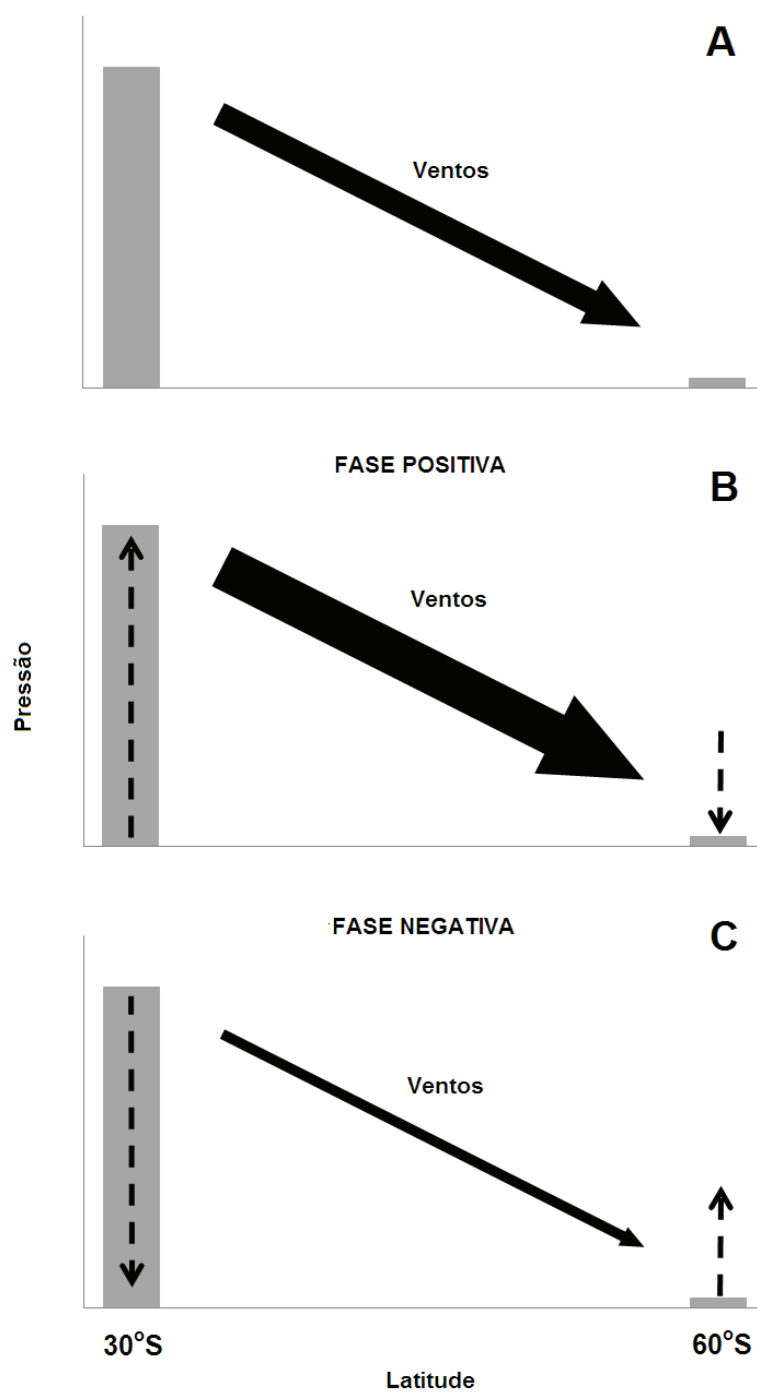


Figura 2 – Diagrama esquemático mostrando a circulação teórica dos ventos em relação à pressão atmosférica entre médias e altas latitudes durante as fases neutra (A), positiva (B) e negativa (C) do Modo Anular Sul. Setas tracejadas indicam o aumento ou a redução da pressão. Setas sólidas indicam a direção e a intensidade dos ventos entre as latitudes.

# ANEXO I

Habitat disturbances in aquatic ecosystems: a revision of concepts

Moraes, Leonardo E; Cabral, Henrique; Vieira, João.

(Artigo submetido ao periódico **Marine Pollution Bulletin**)

Habitat disturbances in aquatic ecosystems: a revision of concepts

Moraes, Leonardo E.<sup>1,\*</sup>; Cabral, Henrique<sup>2</sup>; Vieira, João<sup>1</sup>.

1 – Instituto de Oceanografia, Universidade Federal do Rio Grande, Caixa Postal, 474 – 96201-900, Rio Grande (RS) – Brasil.

2 – Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

\* – Corresponding author: [lemoraes@furg.br](mailto:lemoraes@furg.br)

+55 53 3233 6501

## **Abstract**

Habitat disturbance is a key agent of reduced biodiversity in seas and estuaries, presumably having even more pronounced effects than overfishing. Although these topics are relatively intuitive and central to ecology and conservation, conceptual misinterpretations persist, resulting in an inconsistent use of terminology. Thus, we examined the main differences between five habitat disturbance types (habitat loss, fragmentation, degradation, modification and loss of habitat quality) in aquatic environments from data obtained in the literature to identify the common uses of key terms. Additionally, we reviewed the concepts of habitat disturbances, which allowed us to suggest the standardization of definitions, which minimizes confusion related to conceptual misinterpretations and improving the ability of researchers and managers to identify and evaluate the critical effects of habitat disturbances on species in aquatic ecosystems. The Patos Lagoon Estuary was used as case study to illustrate the use of these concepts.

**Key words:** habitat loss, habitat fragmentation, habitat degradation, habitat split, loss of habitat quality, concept standardization

## **1. Introduction**

Habitat disturbance is a key agent of reduced biodiversity in aquatic environments, especially habitat loss, which is exceeded in severity only by overfishing in seas and estuaries (Dulvy et al., 2003; Kappel, 2005; Reynolds et al., 2005; Costello et al., 2010). In these marine environments, such a disturbance particularly affects coastal species because of their higher exposure to human-induced pressures (Kappel, 2005; Airoidi et al., 2008), resulting in negative economic as well as ecological impacts, as many of these species are

important fishery resources. However, the number of research studies assessing the types and effects of habitat disturbances on aquatic environments is still limited (Airoldi and Beck, 2007).

Though there is a need to increase our knowledge of the processes of aquatic habitat disturbances, there are both operational and conceptual challenges. Data collection in submerged environments (Costello et al., 2010), identification of a feasible and robust metric (Dauvin and Ruellet, 2009), the synergic effects of different habitat disturbances (Caley et al., 2001) and overlap with other human-induced pressures (e.g., overfishing, in the case of coastal habitats, Williams et al., 2008) are some of the operational difficulties in identifying habitat disturbances and their effects on biota.

One major conceptual difficulty is related to the lack of standardization of concepts to minimize confusion, inaccuracies and ambiguity. For instance, Hall et al. (1997) observed that only 18% of the articles defined and used habitat-related terms consistently and according to established definitions. In studies on aquatic ecosystems, confusion soon arises from the definition of habitat. Aquatic habitats must be understood as a combination between a structural component (stationary) and the surrounding aquatic environment, which has dynamic features (Hall et al., 1997; Peterson, 2003), unlike terrestrial habitats, for which only structural components are emphasized. This approach of aquatic habitats limits the range of analogies that can be drawn to concepts developed for terrestrial ecology and can influence results and conclusions, preventing comparisons with other studies that have different definitions of aquatic habitat. Therefore, it is necessary to ensure that habitat-related concepts are well defined and well understood to allow for the comparison and dissemination of reported results (Hall et al., 1997; Franklin et al., 2002; Elliott et al., 2007).

Bearing in mind that the increasing anthropogenic changes in the aquatic ecosystems and the need to select the most precise and universal metrics to identify the impacts of these changes, it is important to further elucidate the phenomena of habitat disturbance by establishing clear definitions that are adapted to aquatic habitats. Improving the understanding of such disturbances will minimize the difficulties in assessing them and improve our ability to overcome them.

Coastal lagoons are dynamic ecosystems that play an important role in the life cycles of several species and in the development of economic sectors such as fisheries, transport and industries (Kennish and Pearl, 2010). According to recent estimates, approximately 50–70% of the world's human population is concentrated on the coast near estuaries, bays or coastal lagoons (Nicholls et al., 2007). Thus, these ecosystems are susceptible to the increasing impacts of land-use alterations and to biodiversity loss associated with human activities (Borja et al., 2006; Vasconcelos et al., 2007; Kennish and Pearl, 2010). For example, during the last century, the Patos Lagoon estuary (Brazil) has been affected by several human activities, including landscape (jetty enlargement, harbor development and dredging) and hydrodynamic alterations (an increase in the flow and a reduction in the upstream entrance of saltwater into the estuary) (Odebrecht et al., 2010; Seeliger and Odebrecht, 2010), strong fishing pressure (Vieira et al., 2010) and the recent invasion of several exotic species at the Patos-Mirim Lagoon system (Barletta et al., 2010). These problems, combined with natural stressors, have promoted interannual changes in the structure and composition of the biota of this estuary (Odebrecht et al., 2010). The Patos Lagoon estuary is used in this paper as a suitable example to illustrate the application of concepts related to habitat disturbance.

### 1.1 Aim and scope of this review

First, studies on habitat disturbances that affect aquatic biota (habitat loss, fragmentation, degradation, modification and loss of quality habitat) were reviewed. This review includes an examination of the current and common uses of terms related to these disturbances and identification of their underlying concepts. Subsequently, the main concepts of habitat disturbances are discussed with the aim of suggesting a set of standard definitions to be used in aquatic habitats, with an emphasis on fish. Finally, we use the Patos Lagoon estuary to illustrate the applicability of the concepts.

## 2. Material and methods

The papers on habitat disturbances affecting aquatic biota used in this review were obtained from the Web of Science® database and searches were conducted using the following keywords, including variations such as synonyms or plurals: alteration, degradation, decrease, fragmentation, loss, modification, quality and split combined with habitat and coupled with fish. We reviewed the articles published between 1945 and 2009. Because of the large number of references obtained ( $n = 2,137$ ), only articles and reviews of the following subject areas were analyzed: Biodiversity Conservation, Biology, Ecology, Environmental Sciences, Fisheries, Limnology, Marine & Freshwater Biology, Oceanography, Water Resources and Zoology. This refinement excluded 35% of the citations, resulting in 1,395 references.

Although the primary foci of this study are estuarine environments and their ichthyofauna, studies in freshwater and marine habitats and those that evaluated other aquatic animal groups (e.g., macrobenthos) were also considered. This strategy is justified by the following facts: (1) estuaries are ecotones influenced by marine and freshwater

environments, so a disturbance that has occurred in either of these environments may be reflected in estuaries; (2) knowledge acquired about the disturbance of marine and freshwater environments can help us understand the occurrence of these events in estuaries and (3) some animal groups have life cycles similar to fish species, resulting in similar responses to environmental impacts.

Information about the papers was obtained by reading the abstract or by consulting the text of the manuscript if the required information was not available in the abstract. Based on this information, each paper was classified into 13 major categories comprising a total of 65 items (Table 1). Patterns of associations between the “habitat”, “habitat disturbance” and “driving forces” categories were investigated from two-way contingency tables and correspondence analysis (CA) using the number of citations for each category. These analyses were performed using only the items that accounted for 90% of total citations to avoid a disproportionate effect of rare items on the analysis. Correspondence analysis allows us to identify associations between two or more qualitative descriptors organized in a contingency table, with the advantage of generating graphs that enable visualization of these associations. Moreover, this method provides a global view of the data that is useful for interpreting the results (Legendre and Legendre, 1998). Multivariate analyses were carried out using the PAST software package (Hammer et al., 2001). The initial goal of this first procedure was to examine the main characteristics of habitat disturbance (types, habitat affected and other factors) identified by the scientific literature. In this sense, the classifications of the articles in each category were faithful to the information submitted by the authors, even if conceptual disagreements were observed between the papers. Thus, the adoption of concepts that had been previously established was avoided.



We recognize that this study is not an exhaustive list of all the works available on the subject because the database was obtained from a particular combination of keywords and it was necessary to refine it for analysis. We also recognize that the acquisition of data from reading the abstracts or entire articles can allow some classification errors. However, we believe that these restrictions were minimized by the large number of publications evaluated ( $n = 1,395$ ).

Whenever possible, the information for the Patos Lagoon estuary used in the case study was obtained from papers published in international journals that are widely circulated. However, some data were obtained from documents of limited circulation (e.g., theses and technical reports) stored in the Oceanography Library of the Universidade Federal do Rio Grande. We also used information extracted from Seeliger and Odebrecht (2010), which summarizes the information generated for the estuary of the Patos Lagoon by the Brazilian Long-Term Ecological Research Program (LTER) and provides an account of the major transformations undergone by this estuary since the beginning of the 20th century.

### **3. General Findings**

A total of 1,395 papers were analyzed. However, only 335 publications were related to the scope of this study. The majority of the publications examined were conducted in freshwater environments, followed by transitional water environments (Fig. 1). Rivers and streams accounted for a large fraction of the articles (41%), followed by estuaries (13%) and biogenic reefs, particularly coral reefs (11%). Seagrass meadows were the fifth most cited (8%), while other vegetated aquatic habitats were poorly represented, including salt marshes and mangrove swamps (both with five citations).

Figure 1

Negative effects ( $n = 291$ ) predominated, followed by null ( $n = 28$ ), positive ( $n = 12$ ) and multiple effects ( $n = 4$ ). Positive effects of habitat disturbance were mainly seen when the driving forces of the disturbance promoted (1) an increase in abundance and/or species' richness as a result of higher habitat heterogeneity (e.g., Rozas, 1992; Horinouchi et al., 2009), (2) reduced predation pressure (e.g., Altieri, 2008) or (3) an expansion of species distribution resulting from changes in physical-chemical factors that act as biogeographic barriers (e.g., expansion of the distribution of the thermophilic species associated with an increase in temperature; Fang et al., 2004). The factors presented as being responsible for the null effects included the following: species' plasticity or tolerance to habitat disturbance (e.g., Bell et al., 2001b; Palic et al., 2007); connectivity with well-preserved surroundings, which guarantees population persistence (Roghair et al., 2002; Waits et al., 2008); and other factors that overshadow a disturbance's effect upon the habitat being studied (e.g., fisheries; Turner et al., 1999; Williams et al., 2008).

With the exception of 28 publications that were unable to show any effects and 8 that evaluated the loss of habitat quality, habitat disturbances were equally cited for rivers and streams. Studies on habitat fragmentation and modification were most concentrated in these habitats (Table 2). Habitat loss and habitat degradation were consistently found among the four most commonly assessed habitats, although 48% of the publications on estuaries focused on habitat degradation as the main disturbance (Table 2). The main driving forces of habitat disturbance were, in decreasing order, dams, pollution, urban development, climatic factors, alteration of hydrological regime and fishing, which together accounted for 65% of all publications examined.

## Table 2

The majority of the publications on habitat fragmentation were related to assessments conducted on the effects of river dams (Table 2, Fig. 2). These studies identified negative effects leading to changes on fish life cycles, especially those that are diadromous (e.g., Gosset et al., 2006; Buysse et al., 2008; Lucas et al., 2009), as well as genetic isolation in populations resulting from the reduction or suppression of connectivity among river segments situated upstream and downstream from the dam (e.g., Wofford et al., 2005).

## Figure 2

Publications about habitat degradation were associated with fishing, pollution and urban development (Fig. 2). The association between habitat degradation and fishing activity was most common in studies related to biogenic reefs (Fig. 3), where negative effects are a consequence of destructive fishing techniques that reduce habitat structural complexity (e.g., Lenihan and Peterson, 1998; Veale et al., 2000; Lenihan et al., 2001). The association between habitat degradation and pollution was found mainly in studies related to estuarine habitats (Table 2, Fig. 3). In this case, the occurrence of bottom-water hypoxia/anoxia events, in response to a combination of artificial eutrophication processes and density stratification, influenced the distribution of species with little tolerance to lower oxygen concentration and the food chain because of predator migration to more oxygenated sites (e.g., Bell and Eggleston, 2005; Kemp et al., 2005; Powers et al., 2005). Urban development has a pervasive effect and is usually combined with other driving

forces of disturbance (e.g., pollution, land reclamation, engineering works, etc.), making it difficult to analyze urban development as a separate factor.

Habitat loss was most related to climatic factors and alterations of the hydrological regime (Fig. 2). The association between habitat loss and climatic factors was also most common in studies related to biogenic reefs (Fig. 3). In this case, and in particular on coral reefs, reductions in coral cover seemed to be caused by climatic events (e.g., storms and climatic changes), followed by changes in species richness, mainly of the coral-dwelling fishes (e.g., Munday, 2004; Bellwood et al., 2006; Wantiez et al., 2006; Feary et al., 2009). Coral reefs have a high number of site-specific species and symbiotic relationships that are sensitive to habitat changes, whether natural or man-made, making this habitat an excellent indicator for climatic disturbances (Munday, 2004; Wilson et al., 2009). These characteristics of coral reefs, along with an increasing concern with the effects of anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions on ocean temperature, acidification and water level, have increased the number of studies identifying climatic factors as one of the main causes of habitat loss. The association between habitat loss and alterations of hydrological regimes was found mainly in studies related to rivers (Fig. 3). In this case, these changes promote the reduction of migratory or rheophilic species in response to the loss of riverine habitat (e.g., Bunn and Arthington, 2002; Aarts et al., 2004; Navarro et al., 2007; Agostinho et al., 2008).

### Figure 3

Unlike the disturbances mentioned above, studies on habitat modification have not identified a clear association with driving forces (Fig. 2) due to a homogeneous distribution

of these studies between these items, especially among dam, climatic factors, pollution, urban development, alterations of hydrological regimes and fishing. However, in most cases, this disturbance is presented as being the replacement of structural and/or dynamics components of the habitat, which tends to favor opportunistic, generalist or non-indigenous species due to disappearance of habitat features that play an important role for the persistence of native and specialist species (e.g., Taylor et al., 2001; Deegan et al., 2002; Light and Marchetti, 2006; Poulet, 2007).

#### **4. Concept standardization**

According to Hall et al. (1997), habitat is defined as the sum of resources and conditions present in an area that produce occupancy – including survival and reproduction – by a given organism. In this light, we understand the aquatic habitat as the integration between two components, as discussed by Peterson (2003): the stationary (structural) component comprising the physical habitat per se (e.g., the vegetation of a seagrass meadow, rock or coral colonies in a reef) and the dynamic component comprising physical-chemical elements of the aquatic environment (e.g., temperature and salinity). Based on this idea, we can discuss the main concepts of habitat disturbances.

Reduction or interruption of hydrological connectivity and the formation of non-continuous segments of submerged aquatic vegetation (habitat patchiness) are main proxies of the fragmentation of aquatic habitat. However, unlike what is observed in studies of terrestrial ecology, the majority of the studies on habitat patchiness have shown that the negative response of the fauna was negligible (e.g., Bell, et al. 2001b; Johnson and Heck, 2006; Roth et al., 2008; Macreadie et al., 2009). One hypothesis to explain those findings is that the hydrological connectivity among vegetated fragments may support species

dispersion, especially for fauna with greater mobility (Bell et al., 2001b; Johnson and Heck, 2006). Moreover, the edge effects in submerged fragmented habitat positively contribute to demersal species by either increasing predator efficiency with a higher prey exposition (Laurel et al., 2003) or through an increase in the availability of unoccupied spaces (Caley et al., 2001; Fernandez et al., 2005; Horinouchi et al., 2009). Moreover, it is important to consider that habitats such as seagrass meadows are naturally distributed in non-continuous segments (patches).

Although there is a threshold beyond which the artificial fragmentation of such habitats triggers adverse effects on the fauna (Macreadie et al., 2009; Horinouchi et al., 2009), the factors mentioned above, among others, minimize or mask the adverse effects of segmentation of submerged aquatic vegetation. Thus, we consider only hydrological connectivity as a proxy to assess aquatic habitat fragmentation in this review. Therefore, based on the definition of hydrological connectivity proposed by Pringle (2001), habitat fragmentation is defined as the reduction or interruption of water-mediated organism transport or motion among segments of the aquatic habitat (Pringle, 2003; Layman et al., 2004; Rypel and Layman, 2008).

Recently, Becker et al. (2007) presented the concept of “habitat split” to explain a decrease in amphibian richness in areas of the Brazilian Atlantic Forest. According to these authors, forest-associated amphibians with aquatic larvae are more susceptible to events that disconnect the habitat of the adult (terrestrial) and nursery areas (water) than the species that complete their entire life in the terrestrial habitat and do not conduct reproductive migrations. According to Becker et al. (2007), habitat split is defined as a human-induced disconnection between habitats used by different life stages of a species. Similarly, habitat split can be recognized for fish. Our search shows that 48% of the

examined studies dealing with habitat fragmentation point to the negative effects of the disconnection between habitats of adults and juveniles for migratory species, especially those that are diadromous (e.g., Dodd et al., 2003; Gosset et al., 2006; Isaak et al., 2007; Buysse et al., 2008; Limburg and Waldman, 2009). Although, habitat fragmentation and habitat split are understood as a reduction or interruption in hydrological connectivity, both must be considered as distinct phenomena. In habitat fragmentation, the populations are able to complete their entire lifecycle within the existing fragments (Fig. 4b). That is, even in isolation, the populations are kept viable within each fragment of the habitat.

Conversely, the segregation of areas used by different life phases of species (e.g., juveniles and adults) induced by suppression or changes of hydrological connectivity reduces or eliminates the chance for a species to complete its biological cycle (sensu Becker et al., 2007) (Fig. 4a). In general, the effects of habitat split are observed in the short term (e.g., a drop in abundance of diadromous fishes – Gosset et al., 2006; Limburg and Waldman, 2009) because of the impossibility of the population remaining viable after that its biological cycle is interrupted, while the effects caused by habitat fragmentation need a longer period for expression (e.g., loss of genetic diversity due to inbreeding – Wofford et al., 2005; Wang et al., 2007). Such conceptual distinction incorporates the understanding that the process of hydrological connectivity disruption interferes in distinct ways and with varying severity levels upon species with different life histories (e.g., non-migratory versus migratory). This conceptual distinction helps us understand aquatic habitat disturbances and their effects on the ichthyofauna.

Figure 4

Unlike what has been found for habitat fragmentation and habitat split, it is not easy to establish definitions for habitat degradation and habitat loss, mainly because the distinctions between the phenomena are not obvious. Several authors approach habitat degradation and habitat loss as similar phenomena, or even as synonyms (e.g., Turner et al., 1999; Kappel, 2005; Feary et al., 2007; King and Warburton, 2007; Wilson et al., 2008). However, Airoidi and Beck (2007) present a useful concept to distinguish between these disturbances: habitat loss represents a reduction in habitat abundance or distribution, while habitat degradation represents a decrease in condition.

It is true that habitat degradation may be viewed as an intermediate step of habitat loss (Caley et al., 2001) or that the reduction in key characteristics of the habitat (e.g., structural complexity in coral reefs) may translate into a direct process of habitat loss, even if there are no changes in habitat distribution, especially for species with narrow ranges of tolerance to alterations (McClanahan and Arthur, 2001; Wantiez et al., 2006; Feary, 2007; Casatti et al., 2009; Wilson et al., 2009). In this last case, habitat disturbance is understood as a process of “habitat conversion” (i.e., naturally complex habitats are transformed into less complex ones) (Airoidi and Beck, 2007). Although habitat conversion might be considered as a particular case in itself, we understand it as a form of habitat loss, similar to Airoidi and Beck (2007). This approach is based on the view that the homogenization process of a habitat implies a loss of structural elements that are crucial for the maintenance of specific ecological niches and, consequently, for the persistence of the biodiversity typical of the habitat. In summary, habitat loss is defined as a conversion, disappearance or reduction of both whole habitat or of structural and/or dynamic components that characterize it (e.g., reduction of submerged aquatic vegetation – Hughes et al., 2002; Pihl et al., 2006; warming of cold habitats – Hari et al., 2006; Buisson et al.,



2008), while habitat degradation is defined as a deterioration/adulteration of conditions of habitat components (stationary and/or dynamic) in relation to pristine conditions.

The reduction in accessibility to a given habitat may also be understood as habitat loss. After all, processes that restrict the access (e.g., barriers) to a given habitat prevent species from using it in spite of being theoretically available. In this sense, this broadening of the concept of habitat loss may overlap with previously described conceptions of habitat fragmentation or habitat split, especially the latter. As previously discussed, the reduction of access of migratory species to reproductive areas characterizes a habitat split, as it separates the habitats according to different phases of the species' lifecycle (sensu Becker et al., 2007) (Fig. 4a). However, the current literature discusses this disturbance as a process of habitat loss (e.g., Dulvy et al., 2003; Eikaas and McIntosh, 2006). Thus, it is important to emphasize two points that help us to understand habitat loss and split as distinct phenomena. First, habitat split exclusively refers to events that prevent individuals at a critical phase of their lifecycle (e.g., recruitment, reproduction, spawning) from reaching the key optimum habitat for success in their biological cycle. Conversely, we find that the reduction in accessibility promotes habitat loss when it affects areas that are not used during critical phases of the lifecycle (e.g., feeding areas used opportunistically) (Fig. 4c). Although the inaccessible habitat may provide some important resource for the species, its unavailability may have implications for ecological relationships, such as the increase in competition resulting from resource reduction, but will not have direct implications in the species' lifecycle. The second point is that a disconnection among habitats may be a short-term, transitory process. For example, a natural or human-induced event occurring only during the reproduction period may prevent the access by larvae and juveniles into nursery areas, hindering the completion of the species' lifecycle and thereby

qualifying as a habitat split. The result of this event will be recruitment failure, which may compromise the population persistence if there are no alternative areas to support larval and juvenile development. That is, although the habitat is available for the species through time, a momentary event makes it unavailable during a critical phase of the lifecycle. Studies have registered that physical barriers generated by coastal hydrodynamics (e.g., high freshwater outflow and sand bars) or by man-induced changes in hydrological regime are factors that disconnect the marine and estuarine areas used by adults and juveniles of estuarine-related species, respectively (Bell et al. 2001a, Whitfield 2005, Zampatti et al. 2010 Feyrer et al. 2011). Thus, this segregation reduces the ability of marine origin juveniles to enter into the estuary and, therefore, is key factor to recruitment success of marine origin species.

The definition of habitat quality used in this paper is partially based on Hall et al. (1997) with the understanding that the habitat quality should be evaluated from a community or assemblage perspective: habitat quality refers to the ability of the habitat to provide appropriate conditions for the species to persist from the population to community level. Despite some limitations of using this definition, two points can be highlighted that clearly reflect the complexity of the theme. First, both the "ability of the habitat" and the "appropriate conditions" mentioned in the definition are dynamic elements that are related to the spatial or temporal scales (Johnson, 2007) and the specific needs of each species. The indices of biotic integrity (IBI) are good examples of this point. After the release of the first draft of the IBI by Karr (1981), several adaptations that complemented and improved the index were suggested for consideration with regard to regional characteristics, habitat particularity, local biodiversity and taxonomic group analyzed (e.g., Harrison and Whitfield, 2004; Ferreira et al., 2007; Blanchet et al., 2008; Henriques et al.,

2008). The second point refers to the difficulty in identifying what the "appropriate conditions" of a particular habitat are that, in some cases, are contrary to common sense, especially those that are naturally stressed. For instance, estuaries have a biota that is well-adapted to the naturally stressed and highly variable conditions present in these systems, which are similar to those found in anthropogenically-stressed areas (Elliott and Quitino, 2007).

Despite the operational barriers to assessing habitat quality in an aquatic environment, there are also difficulties in conceptually separating the loss of habitat quality from other disturbances, which can generate confusion. For example, both concepts of loss of habitat quality and habitat degradation refer to the conditions of the environment, suggesting that they could be used as synonyms. However, habitat degradation refers to the status of habitat conditions (presence of deterioration), while loss of habitat quality refers to the functionality of these conditions in the maintenance of biodiversity. There are situations in which the persistence of biodiversity in the habitat is maintained, even in cases in which the habitat is adulterated (e.g., Iannuzzi et al., 2004; Butler et al., 2005). Other conceptual confusions regarding the loss of habitat quality, in general, may be a consequence of other habitat disturbances. For example, the reduction in the ability of one habitat to provide protection from predators to seagrass-associated species is one of the main results of seagrass fragmentation (Laurel et al., 2003; Horinouchi, 2007). Only a few studies on loss of quality habitat in aquatic environmental were identified in this review (Table 2), which limits our conclusions. However, among papers that cover this subject, it is possible to identify overlaps with degradation (e.g., Eby and Crowder, 2002; Maret and Maccoy, 2002; Waits et al., 2008) and habitat loss (e.g., Nuraini et al., 2007; Lohse et al., 2008).

Habitat modification/alteration is a common disturbance in the scientific literature (ca. 23% of the five types of disturbances evaluated in this review). However, the generality of the terms "modification" and "alteration" covers a lot of different situations, which prevents to identify a specific definition for "habitat modification" process. Indeed, this process is assumed for all the disturbances reviewed, i.e., any habitat disturbance process involves some change or alteration. For instance, in the previous section, we indicated that several papers on habitat modification examined the process of replacing from one habitat to another, leading to dramatic changes in the biota due to loss of key elements of habitat (e.g., change from lotic habitat to lentic – Taylor et al., 2001; changes in vegetation composition of submerged habitats – Laffaille et al., 2005). However, as discussed above, the replacement/conversion of habitat is a special case of habitat loss and, in this situation, habitat modification is synonymous with habitat loss. In general, habitat modification is a very general term and, in most cases, can be replaced by terms that more precisely qualify the disturbances analyzed. In this sense, we suggest that the use of the term habitat modification should be avoided whenever possible.

##### **5. The Patos Lagoon estuary (Brazil) case study**

The warm temperate Patos Lagoon estuary (32° S 52° W) is part of the Patos-Mirim Lagoon system, which receives waters from a 200,000 km<sup>2</sup> watershed shared between Brazil's extreme south and northeastern Uruguay (Fig. 5) (Odebrecht et al., 2010). The Mirim Lagoon (3,749 km<sup>2</sup>) and Patos Lagoon (10,360 km<sup>2</sup>) are linked by the São Gonçalo Channel, a 76 km long and 250 m wide natural channel. Most of the Patos Lagoon is predominantly fresh to oligohaline (Möller et al., 2001; Odebrecht et al., 2010); only 10% of the lagoon area is estuarine (971 km<sup>2</sup>) and the exchange of water with the Atlantic

Ocean is restricted to a 600 m wide and 16 m deep inlet, fixed by 4 km long jetties that were constructed at the beginning of the 20th century near the city of Rio Grande (Odebrecht et al., 2010) (Fig. 5).

The Patos Lagoon estuary is a river-dominated system (Möller et al., 2001) and the water exchange is controlled by freshwater runoff from the Patos and Mirim drainage basin and local and non-local wind action, as tides are of secondary importance (mean tidal amplitude 0.47 m) (Möller et al., 2001; Möller and Fernandes, 2010). Thus, climatic events (e.g., *El Niño Southern Oscillation* – ENSO cycles) modify the wind and rainfall patterns in the region and change the flow and salinity regimes of the estuary (Möller and Fernandes, 2010), resulting in interannual changes in the structure and composition of the biota of the Patos Lagoon estuary (Garcia et al., 2001; Odebrecht et al., 2010).

#### Figure 5

Eggs, larvae and juveniles of species of marine origin are passively transported into the Patos Lagoon estuary by deep channel currents (Sinque and Muelbert, 1997; Möller et al., 2009; Vieira et al., 2010) and retention and survival of these organisms in the estuary are dependent on freshwater runoff and prevailing winds (Martins et al., 2007). The large increase of river outflow during *El Niño* events (from  $2,400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  to  $12,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) (Vaz et al., 2006) generates a strong seaward flow that acts as a physical barrier, blocking the salt water intrusion and the passive transport of eggs, larvae and juveniles, causing a decline in the recruitment of species of marine origin into the Patos Lagoon estuary (Garcia et al., 2001; Vieira et al., 2008; Möller et al., 2009; Martins et al., 2007; Vieira et al., 2010 ; Franzen et al., *in press.*). Although the ichthyofauna quickly returned to their pre-*El Niño*

state after the event commenced (Garcia et al., 2003), the high freshwater discharge disconnect the habitats of the adult and juveniles of the estuarine-dependent species during the *El Niño* events. This process characterizes a “temporal” habitat split.

The construction of two convergent rocky jetties in the beginning of the 20th century reduced the width of the inlet mouth of the estuary (from 2.0 km to 0.7 km), reinforcing the choking of the Patos Lagoon (Fig. 5) and dredging deepened the access channel from 3.0 m to 14.0 m (Cunha and Calliari, 2009; Möller and Fernandes, 2010). The alteration of the cross section increased the speed of the seaward flow and changed the circulation of the Patos Lagoon as it became more influenced by the river discharge (Möller and Fernandes, 2010), suggesting that the jetties could enhance the temporal dimension of habitat split.

Long-term trends indicate an increase in river discharge of the Patos-Mirim system, resulting in the “limnification” (sensu Garcia et al., 2001) of the Patos Lagoon estuary (Möller et al., 2009; Schroeder and Castello, 2010). The result of this process is the contraction of the brackish water habitat in the estuarine domain (sensu Pritchard, 1967), leading to a reduction in the abundance and occurrence of marine species (estuarine-dependent and marine vagrant) in the Patos Lagoon estuary, while the opposite occurs for the freshwater species (Garcia et al., 2001; Garcia et al., 2003). Hence, the “limnification” of the Patos Lagoon estuary could be considered as a process of habitat loss for species of marine origin. This especially occurs as a result of the contraction of a dynamic component of the estuarine habitat (salinity), similar to the downward displacement of bottom-dwelling fishes (ca 3.6 m decade<sup>-1</sup>) in the North Sea in response to the warming of surface waters promoted by climate change (Dulvy et al., 2008).

The estuarization of the adjacent coastal zone of the Patos Lagoon estuary (sensu Able, 2005) may occur simultaneously with the limnification process, especially due to the

reduction of salinity promoted by the increase of freshwater flow from the lagoon.

Juveniles and sub-adults of estuary-associated species are more exposed to predation (presence of marine predators), starvation and severe climatic events (cold front passages, storms) in the open waters of the adjacent coastal zone than in the nursery grounds of the Patos Lagoon estuary. The favorable salinity range for species can shift up or down in the estuary and the uncoupling of the dynamics and stationary components of the habitat can promote the decline in recruitment success and estuarine production (Peterson, 2003).

Thus, although the estuarization of the adjacent coastal zone is an intrinsic process to the natural variability of the region (Marques et al., 2009; Dumont and D’Incao, 2010), it does not seem to compensate for the loss of the estuarine habitat promoted by limnification due to the lack of estuarine features (e.g., shelter and protection from predation in its shallow embayments) in the adjacent coastal region that are critical for juvenile and sub-adults that use the estuary.

Numerical simulations show that the current extension of the rocky jetties and subsequent deepening of the access channel may change the circulation patterns of the Patos Lagoon estuary (Fernandes et al., 2005). Among the projections described by Fernandes et al. (2005), we highlight the reduction of the upstream entrance of saltwater due to an increase in seaward flow. This would enhance the limnification process and would lead to the loss of brackish water habitat in the estuarine domain (Schroeder and Castello, 2010). Moreover, this scenario of changes in estuarine hydrodynamics could increase the dimension of habitat split for estuarine dependent species as the seaward flows are favored.

Although the jetties of Patos Lagoon are one of the factors that promote habitat loss and habitat split in the estuary, they have also been identified as promoters of an artificial

rocky habitat on a large (200 km) sandy beach that is completely destitute of hard substrate (Condini et al., 2007; Odebrecht et al., 2010). Several species live in this artificial habitat, such as macroalgae of tropical and subtropical origin (Copertino and Seeliger, 2010), aquatic mammals (Rosas et al., 1994) and reef-associated fishes, such as the dusky grouper (*Mycteroperca marginata*), which is a threatened species and an important resource for the local artisanal fishery (Condini et al., 2007).

In recent decades, estuarine hydrodynamics, erosion and the process of limnification have been the main driving forces of the reduction of seagrass meadows, dominated by *Ruppia maritima*, and salt marshes in the estuary of Patos Lagoon (Marangoni and Costa, 2009; Copertino and Seeliger, 2010; Odebrecht et al., 2010), but urban, industrial and port expansion have also promoted reductions in the salt marsh areas (Marangoni and Costa, 2009; Odebrecht et al. 2010). Losses of salt marsh were accompanied by gains in new areas, resulting in the temporal stability of the habitat in the Patos Lagoon estuary (Marangoni and Costa, 2009). Moreover, seagrass meadows have recovered, especially from 2006 to 2008 (Copertino and Seeliger, 2010). However, data indicate a loss of *R. maritima* in 2009 and 2010, preventing the recovery of the seagrass meadows in the estuary (Copertino, 2010).

Both fragmentation and partial losses of submerged aquatic vegetation seem to have lower impacts on fauna, especially on the larger-sized species (Bell et al., 2001b; Fernandez et al., 2005; Johnson and Heck, 2006; Macreadie et al., 2009). This happens when the connectivity between the fragments is sufficient to keep the habitat functioning as a unit and, in this case, the fragmentation only promotes spatial heterogeneity (Johnson and Heck, 2006; Macreadie et al., 2009), or when hydrological connectivity allows for the lost services to be recovered with the displacement of individuals between preserved and



not preserved areas (Pringle, 2001; Kindlmann and Burel, 2008; Roth et al., 2008). There are no studies correlating the temporal dynamics of submerged aquatic vegetation to ichthyofauna in the Patos Lagoon estuary. However, we believe that the partial losses of salt marshes do not promote adverse impacts on fishes because the estuarine circulation of Patos Lagoon ensures regular hydrological connectivity between the remaining areas of salt marshes (Costa and Marangoni, 2010) and because the ichthyofauna of this estuary is composed predominantly of fish with greater mobility, such as mullets and sciaenids (Vieira et al., 2010). The same cannot be said for the losses of *R. maritima*, as certain species are associated with seagrass meadows (Garcia and Vieira, 1997). Hence, drastic reductions of this habitat in the Patos Lagoon estuary would negatively affect seagrass-associated fishes like the pipefish, *Syngnathus folletti*, which completes its life cycle within seagrass meadows (Garcia and Vieira, 1997; Garcia et al., 2005) and pink shrimp, *Farfantepenaeus paulensis* (Garcia et al., 1996), which provide the largest revenue for local artisanal fishermen.

The losses of *R. maritima* meadows in the Patos Lagoon estuary were accompanied by increases in the abundance of unattached opportunistic algae (Odebrecht et al., 2010; Copertino and Seeliger, 2010). The replacement of seagrass by macroalgae ensures the permanence of a vegetated habitat during the seagrass loss process. However, studies show that this substitution creates new structural (e.g., lower complexity) and functional (e.g., increased exposure to predators and lower supply of food) conditions of the habitat that do not meet the requirements of seagrass-associated species (Deegan et al., 2002; Hughes et al., 2002; Wyda et al., 2002). This is a typical example of habitat conversion, where changes in the structural complexity of the habitat result in a straightforward process of habitat loss. Thus, both the reduction per se of *R. maritima* meadows and its conversion in

habitats dominated by opportunistic macroalgae are considered as processes of habitat loss in the Patos Lagoon estuary, especially for seagrass-associated species.

The construction of a floodgate on the São Gonçalo Channel (upper estuary) (Fig. 5) has been identified as a major cause of habitat loss in the Patos-Mirim lagoon system (Seeliger and Costa, 2010). Since the 1970s, this dam has kept the Mirim Lagoon as a permanent freshwater environment, acting as a barrier hindering the entrance of saline water and demersal fishes inside the Mirim Lagoon that were common more than three decades ago (Burns et al., 2006; Albuquerque et al., 2010). Although individuals of some estuarine-associated species are able to reach the upstream freshwater areas of the dam, probably during the sluicing process (Burns et al., 2006), their return to the estuarine area is highly unlikely. For instance, based on otolith chemistry evidence, Albuquerque et al. (2010) have shown that estuarine species have been locked up for more than 30 years in freshwater due the construction of the dam. Thus, this dam promotes habitat loss for the estuarine-associated demersal species as it reduces the oligohaline habitat of the Patos-Mirim lagoon complex that is often used by these species as a feeding area. It is important to emphasize that the building of the dam does not promote habitat split or habitat fragmentation because it does not promote the separation of critical habitats affecting the life cycle of the species.

Indeed, climatic anomalies, engineering projects (jetties and dam) and the limnification process promote important changes to estuarine habitats of the Patos Lagoon, resulting in different effects on the composition and abundance and on population structure and dynamics of ichthyofauna of the lagoon (Schroeder and Castello, 2010). Also, other anthropogenic activities such as artificial eutrophication, land reclamation and dredging seem to contribute to these effects. Thus, the understanding of the effects of habitat

disturbance in dynamic and heterogeneous ecosystems such as estuaries requires the knowledge of the species' life history and the integrated analysis of several disturbances. Additionally, it is important to note that the driving forces of habitat disturbance can act synergistically with other human activities, enhancing the adverse effects on the environment and natural populations. For example, the synergistic action of the *El Niño* phenomenon with intense local and oceanic fishing pressure seems to favor the depletion of estuarine finfish stocks (Vieira et al., 2008; Odebrecht et al., 2010).

## **6. Concluding remarks**

Assessing the effects of habitat loss and other habitat disturbances on the aquatic biota is a complex task. For instance, the effects of those disturbances may be masked by their overlap with other, more acute, man-made impacts. Also, habitat disturbances may act in a synergistic and cumulative way, increasing the adverse effects on several biodiversity levels (e.g., genetics, species, community and ecosystem). It is important to underline that, depending on the development of the process and the species' responses, some habitat disturbances considered (degradation, fragmentation and habitat split) may be seen as an intermediate step in habitat loss. Indeed, it is possible to have a continuum from a natural and well-preserved habitat to a total loss of the original habitat (Fig 4d). Moreover, the relevance of a habitat disturbance upon natural populations is related to the function that the habitat plays in species' life histories and to requirements specific to each species. These facts mean that the assessment of habitat disturbances requires considering species' life histories and their ability to respond to disturbance. Such complexity – along with hindrances to data collection and the lack of objective concepts adapted to aquatic ecosystems – hampers the understanding of habitat disturbances and reduces our ability to

overcome them. As mentioned by Franklin et al. (2002), the lack of precise definitions for key concepts that are common to ecology and conservation may reduce scientists' ability to deal with man-made impacts and discuss them.

This study makes no pretense of reviewing all the literature that might bear on the question of habitat disturbance, nor is it a definitive work on the topic. However, we proposed standardization on the habitat disturbances definitions to minimize confusion related to conceptual misinterpretations, with the goal of improving the ability of researchers and managers to identify and evaluate the critical effects of habitat disturbances on species in aquatic ecosystems. Throughout the world, aquatic habitats bear the brunt of several human activities responsible for important economic sectors. Although these activities are often required to be kept at minimum levels of impact on habitat aggression, there is a tendency to expand them, especially in developing countries like Brazil, where economic and urban development often are not compatible with ecological objectives. Thus, it is important to increase efforts to better understand the effects of habitat disturbance and identify alternatives to minimize the adverse effects that human activities may have on biodiversity.

#### Acknowledgments

We are grateful to A. M. Garcia, J. P. Castello and J. H. Muelbert for comments that improved the manuscript. We also thank V. Amaral for advices on how to carry out the literature review and M. Claudino for figures editing. This study received financial support from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Brazil) through a fellowship granted by Pró-Amazônia Azul Program (UESC/FURG - 004 ED04/2006) and short term scholarship (Brazil/Portugal).

## References

- Aarts, B.G.W., Van den Brink, F.W.B., Nienhuis, P.H., 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Res. Appl.* 20(1), 3-23.
- Able, K.W., 2005. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 64, 5-17.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.* 68(4), 1119-1132.
- Airoldi, L., Beck, M.W., 2007. Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanogr. Mar. Biol.* 45, 345-405.
- Airoldi, L., Balata, D., Beck, M.W., 2008. The Gray Zone: Relationships between habitat loss and marine diversity and their applications in conservation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 366(1-2), 8-15.
- Albuquerque, C.Q., Miekeley, N., Muelbert, J.H., 2010. Whitemouth croaker, *Micropogonias furnieri*, trapped in a freshwater coastal lagoon: a natural comparison of freshwater and marine influences on otolith chemistry. *Neotrop. Ichthyol* 8(2), 311-320.
- Altieri, A.H., 2008. Dead zones enhance key fisheries species by providing predation refuge. *Ecology* 89(10), 2808-2818.
- Barletta, M., Jaureguizar, A.J., Baigun, C., Fontoura, N.F., Agostinho, A.A., Almeida-Val, V., Val, A., Torres, R.A., Jimenes, L.F., Giarrizzo, T., Fabr e, N.N., Batista, V., Lasso, C., Taphorn, D.C., Costa, M.F., Chaves, P.T., Vieira, J.P., Corr ea, M.F.M., 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on Neotropical systems. *J. Fish Biol.* 77, 1-59.

- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F., Prado P.I., 2007. Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318(5857), 1775-1777.
- Bell, G.W., Eggleston, D.B., 2005. Species-specific avoidance responses by blue crabs and fish to chronic and episodic hypoxia. *Mar. Biol.* 146(4), 761-770.
- Bell, K.N.I., Cowley, P.D., Whitfield, A.K., 2001a Seasonality in Frequency of Marine Access to an Intermittently Open Estuary: Implications for Recruitment Strategies. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 52, 327-337.
- Bell, S.S., Brooks, R.A., Robbins, B.D., Fonseca, M.S., Hall, M.O., 2001b. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biol. Conserv.* 100(1), 115-123.
- Bellwood, D.R., Hoey, A.S., Ackerman, J.L., Depczynski, M., 2006. Coral bleaching, reef fish community phase shifts and the resilience of coral reefs. *Global Change Biol.* 12(9), 1587-1594.
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A.-L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., Montaudouin, X., 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats - Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 8, 360-372.
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 66, 84-96.
- Buisson, L., Thuiller, W., Lek, S., Lim, P., Grenouillet, G., 2008. Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biol.* 14(10), 2232-2248.

- Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.* 30(4), 492-507.
- Burns, M.D.M., Garcia, A.M., Vieira, J.P., Bemvenuti, M.A., Marques, D., Conдини, V., 2006. Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol.* 4(1), 69-72.
- Butler, M.J., Dolan, T.W., Hunt, J.H., Rose, K.A., Herrnkind, W.F., 2005. Recruitment in degraded marine habitats: a spatially explicit, individual-based model for spiny lobster. *Ecol. Appl.*, 15(3), 902–918.
- Buyse, D., Coeck, J., Maes, J., 2008. Potential re-establishment of diadromous fish species in the River Scheldt (Belgium). *Hydrobiologia* 602, 155-159.
- Caley, M.J., Buckley, K.A., Jones, G.P., 2001. Separating ecological effects of habitat fragmentation, degradation, and loss on coral commensals. *Ecology* 82, 3435–3448.
- Casatti, L., Ferreira, C.D., Carvalho, F.R., 2009. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. *Hydrobiologia* 632(1), 273-283
- Conдини, M.V, Garcia, A.M., Vieira, J.P., 2007. Descrição da pesca e perfil do pescador da garoupa-verdadeira *Epinephelus marginatus* (Lowe) (Serranidae: Epinephelinae) no molhe oeste da Barra de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 2, 279-287.
- Copertino, M., 2010. Patos Lagoon: climate variability and the state of seagrasses. *Seagrass Watch News* 40, 4-6.
- Copertino, M., Seeliger, U., 2010. Habitats de *Ruppia maritima* e de macroalgas, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Eds.), *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, pp 91-100.

- Costa, C.S.B., Marangoni, J.C., 2010. As comunidades das marismas, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Eds.), *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, pp 125-136.
- Costello, M.J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., Miloslavich, P., 2010. A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE* 5(8): e12110. doi:10.1371/journal.pone.0012110.
- Cunha, R. P., Calliari, L. J., 2009. Natural and antropic geomorphological changes in the inlet of Patos Lagoon before and after its Fixation. *J. Coast. Res.* 56, 708-712.
- Dauvin, J-C., Ruellet, T., 2009. The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Mar. Pollut. Bull.* 59, 38-47.
- Deegan, L.A., Wright, A., Ayvazian, S.G., Finn, J.T., Golden, H., Merson, R.R., Harrison, J., 2002. Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. *Aquat. Conserv.* 12, 193-212.
- Dodd, H.R., Hayes, D.B., Baylis, J.R., Carl, L.M., Goldstein, J.D., McLaughlin, R.L., Noakes, D.L.G., Porto, L.M., Jones, M.L., 2003. Low-head sea lamprey barrier effects on stream habitat and fish communities in the Great Lakes basin. *J. Great Lakes Res.* 29, 386-402.
- Dulvy, N.K., Sadovy, Y., Reynolds, J., 2003. Extinction vulnerability in marine populations. *Fish. Fish.* 4, 25-64.
- Dulvy, N.K., Rogers, S.I., Jennings, S., Stelzenmuller, V., Dye, S.R., Skjoldal, H.R., 2008. Climate change and deepening of the North Sea fish assemblage: a biotic indicator of warming seas. *J. Appl. Ecol.* 45(4), 1029-1039.



- Dumont, L.F.C., D’Incao, F., 2010. By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 91, 1-14.
- Eby, L.A., Crowder, L.B., 2002. Hypoxia-based habitat compression in the Neuse River Estuary: context-dependent shifts in behavioral avoidance thresholds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59(6), 952-965.
- Eikaas, H.S., McIntosh, A.R., 2006. Habitat loss through disruption of constrained dispersal networks. *Ecol. Appl.* 16(3), 987-998.
- Elliott, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., Apitz, S.E., 2007. Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: confusing management and science – a revision of concepts. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 74, 349-366.
- Elliott, M., Quitino, V., 2007. The estuarine quality paradox, environmental homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Mar. Pollut. Bull.* 54, 640-645.
- Fang, X., Stefan, H.G., Eaton, J.G., McCormick, J.H., Alam, S.R., 2004. Simulation of thermal/dissolved oxygen habitat for fishes in lakes under different climate scenarios - Part 3. Warm-water fish in the contiguous US. *Ecol. Model.* 172(1), 55-68.
- Feary, D.A., 2007. The influence of resource specialization on the response of reef fish to coral disturbance. *Marine Biol.* 153, 153-161.
- Feary, D.A., Almany, G.R., McCormick, M.I., Jones, G.P., 2007. Habitat choice, recruitment and the response of coral reef fishes to coral degradation. *Oecologia* 153(3), 727-737.
- Feary, D.A., McCormick, M.I., Jones, G.P., 2009. Growth of reef fishes in response to live coral cover. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 373(1), 45-49.

- Fernades, E.H.L., Cecílio, R.O., Schiller, R.V., 2005. Estudo da influência da alteração dos molhes da barra de Rio Grande sobre a circulação do estuário da Lagoa dos Patos – RS. *Atlântica* 15(2), 49-57.
- Fernandez, T.V., Milazzo, M., Badalamenti, F., D'Anna, G., 2005. Comparison of the fish assemblages associated with *Posidonia oceanica* after the partial loss and consequent fragmentation of the meadow. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65(4), 645-653.
- Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., Sostoa, A., 2007. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Manag. Ecol.* 14, 519–530.
- Feyrer, F., Newman, K., Nobriga, M., Sommer, T., 2011. Modeling the Effects of Future Outflow on the Abiotic Habitat of an Imperiled Estuarine Fish. *Estuar. Coast.* 34:120-128.
- Franklin, A.B., Noon, B.R., George, T.L., 2002. What is habitat fragmentation? *Stud. Avian Biol.* 25, 20-29.
- Franzen, M.O., Muelbert, J.H., Fernandes, E.H.L., (*in press.*) Wind events and larval fish recruitment to the Patos Lagoon estuary. *J. Marine Syst.*
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Bemvenuti, C.E., Geraldi, R.M., 1996. Abundância e diversidade da assembléia de crustáceos decápodes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Nauplius* 4, 113-128.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., 1997. Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). *Atlântica*, 19, 161-181.
- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2001. Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish Biol.* 59, 1218-1238.

- Garcia, A.M., Vieira, J.P., Winemiller, K.O., 2003. Effects of 1997-1998 *El Niño* on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 57 (3), 489 - 500.
- Garcia, A.M., Geraldi, R.M., Vieira, J.P., 2005. Diet composition and feeding strategy of the southern pipefish *Syngnathus folletti* in a Widgeon grass bed of the Patos Lagoon Estuary, RS, Brazil. *Neotrop. Ichthyol.*, 3(3), 427-432.
- Gosset, C., Rives, J., Labonne, J., 2006. Effect of habitat fragmentation on spawning migration of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecol. Freshw. Fish* 15(3), 247-254.
- Hall, L.S., Krausman, P.R., Morrison, M.L., 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Soc. B.* 25(1), 173-182.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.* 4(1), 9pp.
- Hari, R.E., Livingstone, D.M., Siber, R., Burkhardt-Holm, P., Guttinger, H., 2006. Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Global Change Biol.* 12(1), 10-26.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *J. Fish Biol.* 65, 683-710.
- Henriques, S., Pais, M.P., Costa, M.J., Cabral, H., 2008. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. *Mar. Pollut. Bull.* 56, 1913-1934.
- Horinouchi, M., 2007. Review of the effects of within-patch scale structural complexity on seagrass fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 350, 111-129.

- Horinouchi, M., Tongnunui, P., Nanjyo, K., Nakamura, Y., Sano, M., Ogawa, H., 2009. Differences in fish assemblage structures between fragmented and continuous seagrass beds in Trang, southern Thailand. *Fisheries Sci.* 75(6), 1409-1416.
- Hughes, J.E., Deegan, L.A., Wyda, J.C., Weaver, M.J., Wright, A., 2002. The effects of eelgrass habitat loss on estuarine fish communities of southern New England. *Estuaries* 25(2), 235-249.
- Iannuzzi, T.J., Armstrong, T.N., Thelen, J.B., Ludwig, D.F., Firstenberg, C.E., 2004. Chemical contamination of aquatic organisms from an urbanized river in the New York/New Jersey Harbor Estuary. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 10(2), 389-413
- Isaak, D.J., Thurow, R.F., Rieman, B.E., Dunham, J.B., 2007. Chinook salmon use of spawning patches: Relative roles of habitat quality, size, and connectivity. *Ecol. Appl.* 17(2), 352-364.
- Johnson, M.D., 2007. Measuring habitat quality: a review. *The Condor* 109, 489-504.
- Johnson, M.W., Heck, K.L., 2006. Effects of habitat fragmentation per se on decapods and fishes inhabiting seagrass meadows in the northern Gulf of Mexico. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 306, 233-246.
- Kappel, C.V., 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Front. Ecol. Environ.* 3(5), 275-282.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Kemp, W.M., Boynton, W.R., Adolf, J.E., Boesch, D.F., Boicourt, W.C., Brush, G., Cornwell, J.C., Fisher, T.R., Glibert, P.M., Hagy, J.D., Harding, L.W., Houde, E.D., Kimmel, D.G., Miller, W.D., Newell, R.I.E., Roman, M.R., Smith, E.M., Stevenson, J.C., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 303, 1-29.

- Kennish M.J., Paerl, H.W., 2010. Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change, in: Kennish, M.J., Paerl, H. (Eds.), Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change. Taylor & Francis/CRC Press, Boca Raton, U.S., pp 1-16.
- Kindlmann, P., Burel, F., 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecol.* 23, 879-890.
- King, S., Warburton, K., 2007. The environmental preferences of three species of Australian freshwater fish in relation to the effects of riparian degradation. *Environ. Biol. Fish.* 78(4), 307-316.
- Laffaille, P., Petillon, J., Parlier, E., Valéry, L., Ysnel, F., Radureau, A., Feunteun, E., Lefeuvre, J.-C., 2005. Does the invasive plant *Elymus athericus* modify fish diet in tidal salt marshes? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 65(4), 739-746.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., Brown, J.A., 2003. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod *Gadus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251, 245-254.
- Layman, C.A., Arrington, D.A., Langerhans, R.B., Silliman, B.R., 2004. Degree of fragmentation affects fish assemblage structure in Andros Island (Bahamas) estuaries. *Caribb. J. Sci.* 40(2), 232-244.
- Legendre, P. and Legendre, L., 1998. Numerical ecology, 2nd Edn, Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- Lenihan, H.S., Peterson, C.H., 1998. How habitat degradation through fishery disturbance enhances impacts of hypoxia on oyster reefs. *Ecol. Appl.* 8(1), 128-140.
- Lenihan, H.S., Peterson, C.H., Byers, J.E., Grabowski, J.H., Thayer, G.W., Colby, D.R., 2001. Cascading of habitat degradation: Oyster reefs invaded by refugee fishes escaping stress. *Ecol. Appl.* 11(3), 764-782.

- Light, T., Marchetti, M.P., 2006. Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. *Conserv. Biol.* 21(2), 434-446.
- Limburg, K.E., Waldman, J.R., 2009. Dramatic Declines in North Atlantic Diadromous Fishes. *BioScience* 59(11), 955-965.
- Lohse, K.A., Newburn, D.A., Opperman, J.J., Merenlender, A.M., 2008. Forecasting relative impacts of land use on anadromous fish habitat to guide conservation planning. *Ecol. Appl.* 18(2), 467-482.
- Lucas, M.C., Bubb, D.H., Jang, M.H., Ha, K., Masters, J.E.G., 2009. Availability of and access to critical habitats in regulated rivers: effects of low-head barriers on threatened lampreys. *Freshwater Biol.* 54(3), 621-634.
- Macreadie, P.I., Hindell, J.S., Jenkins, G.P., Connolly, R.M., Keough, M.J., 2009. Fish Responses to Experimental Fragmentation of Seagrass Habitat. *Conserv. Biol.* 23(3), 644-652.
- Marangoni, J.C., Costa, C.S.B., 2009. Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos Lagoon (Southern Brazil). *Braz. J. Oceanogr.* 57(4), 345-350.
- Maret, T.R., Maccoy, D.E., 2002. Fish assemblages and environmental variables associated with hard-rock mining in the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *T. Am. Fish. Soc.* 131(5), 865-884.
- Martins, I.M., Dias, J.M., Fernandes, E.H., Muelbert, J.H., 2007. Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary – Brazil. *J. Marine Syst.* 68, 537-555.
- Marques, W.C., Fernandes, E.H., Monteiro, I.O., Möller, O.O., 2009. Numerical modeling of the Patos Lagoon coastal plume, Brazil. *Cont. Shelf Res.* 29, 556-571.

- McClanahan, T.R., Arthur, R., 2001. The effect of marine reserves and habitat on populations of east African coral reef fishes. *Ecol. Appl.* 11(2), 559-569.
- Möller, O.O., Castaing, P., Salomon, J.C., Lazure, P., 2001. The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of the Patos Lagoon. *Estuaries* 24(2), 275–289.
- Möller, O.O., Castello, J.P., Vaz, A.C., 2009. The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuar. Coast.* 32, 787-796.
- Möller, O.O., Fernandes, E.H., 2010. Hidrologia e hidrodinâmica, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Eds.), *O Estuário da Lagos dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, pp 17-30.
- Munday, P.L., 2004. Habitat loss, resource specialization, and extinction on coral reefs. *Global Change Biol.* 10(10), 1642-1647.
- Navarro, R.S., Stewardson, M., Breil, P., Jalón, D.G., Eiselee, M., 2007. Hydrological impacts affecting endangered fish species: a Spanish case study. *River Res. Appl.* 23, 511-523.
- Nicholls, R.J., Wong, P.P., Burkett, V.R., Codignotto, J.O., Hay, J.E., McLean, R.F., Ragoonaden, S., Woodroffe, C.D., 2007. Coastal systems and low-lying areas, in: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (Eds), *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, UK., pp 315-356.

- Nuraini, S., Carballo, E.C., Van Densen, W.L.T., Machiels, M.A.M., Lindeboom, H.J., Nagelkerke, L.A.J., 2007. Utilization of seagrass habitats by juvenile groupers and snappers in Banten Bay, Banten Province, Indonesia. *Hydrobiologia* 591, 85-98.
- Odebrecht, C., Abreu, P.C., Bemvenuti, C.E., Copertino, M., Muelbert, J.H., Vieira, J.P., Seeliger, U., 2010. The Patos Lagoon Estuary: biotic responses to natural and anthropogenic impacts in the last decades (1979-2008), in: Kennisch, M.J., Paerl, H. (Eds.), *Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change*. Taylor & Francis/CRC Press, Boca Raton, U.S., pp 437-459.
- Palic, D., Helland, L., Pedersen, B.R., Pribil, J.R., Grajeda, R.M., Loan-Wilsey, A.K., Pierce, C.L., 2007. Fish assemblages of the upper Little Sioux River basin, Iowa, USA: relationships with stream size and comparison with historical assemblages. *J. Freshwat. Ecol.* 22(1), 69-79.
- Peterson, M.S., 2003. A conceptual view of environment-habitat-production linkages in tidal river estuaries. *Res. Fish. Sci.* 11(4), 291-313.
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Ronnback, P., Soderqvist, T., Troell, M., Wennhage, H., 2006. Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67(1-2), 123-132.
- Poulet, N. 2007., Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Res. Appl.* 23, 1038-1047.
- Powers, S.P., Peterson, C.H., Christian, R.R., Sullivan, E., Powers, M.J., Bishop, M.J., Buzzelli, C.P., 2005. Effects of eutrophication on bottom habitat and prey resources of demersal fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 302, 233-243.
- Pringle, C. M., 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: a global perspective. *Ecol. Appl.* 11, 981-998.



- Pringle, C.M., 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.* 17, 2685-2689.
- Pritchard, D. W., 1967. What is an estuary: a physical viewpoint. *Am. Ass. Adv. Sci. Publications* 83, 3-5.
- Reynolds, J.D., Dulvy, N.K., Goodwin, N.B., Hutchings, J.A., 2005. Biology of extinction risk in marine fishes. *Proc. R. Soc. B* 272, 2337–2344.
- Roghair, C.N., Dolloff, C.A., Underwood, M.K., 2002. Response of a brook trout population and instream habitat to a catastrophic flood and debris flow. *T. Am. Fish. Soc.* 131(4), 718-730.
- Rosas, C.W., Pinedo, M.C., Marmontel, M., Haimovici, M., 1994. Seasonal movements and distribution pattern of the southern sea lion *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) off the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Mammalia* 58(1), 51-59.
- Roth, B.M., Rose, K.A., Rozas, L.P., Minello, T.J., 2008. Relative influence of habitat fragmentation and inundation on brown shrimp *Farfantepenaeus aztecus* production in northern Gulf of Mexico salt marshes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 359, 185-202.
- Rozas, L.P., 1992. Comparison of nekton habitats associated with pipeline canals and natural channels in Louisiana salt marshes. *Wetlands* 12(2), 136-146.
- Rypel, A.L., Layman, C.A., 2008. Degree of aquatic ecosystem fragmentation predicts population characteristics of gray snapper (*Lutjanus griseus*) in Caribbean tidal creeks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65(3), 335-339.
- Schroeder, F.A., Castello, J. P., 2010. An Essay on the Potential Effects of Climate Change on Fisheries in Patos Lagoon, Brazil. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 5, 148-158.

Seeliger, U., Costa, C.S.B., 2010. Lições ecológicas e futuras tendências, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Eds.), *O Estuário da Lagos dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, pp 147-162.

Seeliger, U., Odebrecht, C., 2010. *O Estuário da Lagos dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil.

Sinque, C., Muelbert, J.H., 1997. Ichthyoplankton, in: Seeliger, U., Odebrecht, C., Castello, J. P. (Eds.), *Subtropical Convergence environments: the coast and sea in the Southwestern Atlantic*. Springer, New York, U.S., pp. 51-56.

Taylor, C.A., Knouft, J.H., Hiland, T.M., 2001. Consequences of stream impoundment on fish communities in a small North American drainage. *Regul. River.* 17, 687–698.

Turner, S.J., Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Funnell, G., 1999. Fishing impacts and the degradation or loss of habitat structure. *Fisheries Manag. Ecol.* 6(5), 401-420.

Vasconcelos, R.P., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Maia, A., Ruano, M., França, S., Vinagre, C., Costa, M.J., Cabral, H., 2007. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. *Sci. Total Environ.* 374, 199-215.

Vaz, A.C., Möller, O.O., Almeida, T.L., 2006. Uma nota sobre os afluentes da Lagoa dos Patos. *Atlântica* 28, 13-23.

Veale, L O., Hill, A.S., Hawkins, S.J., Brand, A.R., 2000. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Mar. Biol.* 137(2), 325-337.

- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Grimm, A.M., 2008. Preliminary evidences of *El Niño* effects on the mullet fishery of Patos Lagoon estuary (Brazil). *Braz. Arch. Biol. Technol.* 51, 433-440.
- Vieira, J.P., Garcia, A.M., Moraes, L.E., 2010. A Assembléia de Peixes, in: Seeliger, U., Odebrecht, C. (Eds.), *O Estuário da Lagos dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Rio Grande, Brasil, pp 79-90.
- Waits, E.R., Bagley, M.J., Blum, M.J., McCormick, F.H., Lazorchak, J.M., 2008. Source-sink dynamics sustain central stonerollers (*Campostoma anomalum*) in a heavily urbanized catchment. *Freshwater Biol.* 53(10), 2061-2075.
- Wang, C., Yu, X., Tong, J., 2007. Microsatellite diversity and population genetic structure of redfin culter (*Culter erythropterus*) in fragmented lakes of the Yangtze River. *Hydrobiologia* 586, 321–329.
- Wantiez, L., Chateau, O., Mouellic, S.Le., 2006. Initial and mid-term impacts of cyclone Erica on coral reef fish communities and habitat in the South Lagoon Marine Park of New Caledonia. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 86(5), 1229-1236.
- Whitfield, A. K., 2005. Fishes and freshwater in southern African estuaries – A review. *Aquat. Living. Resour.* 18: 275-289.
- Williams, I.D., Walsh, W. J., Schroeder, R. E., Friedlander, A. M., Richards, B. L., Stamoulis, K. A., 2008. Assessing the importance of fishing impacts on Hawaiian coral reef fish assemblages along regional-scale human population gradients. *Environ. Conserv.* 35(3), 261-272.
- Wilson, S.K., Fisher, R., Pratchett, M.S., Graham, N.A.J., Dulvy, N.K., Turner, R.A., Cakacaka, A., Polunin, N.V.C., Rushton, S.P., 2008. Exploitation and habitat degradation

as agents of change within coral reef fish communities. *Glob. Change Biol.* 14(12), 2796-2809.

Wilson, S.K., Dolman, A.M., Cheal, A.J., Emslie, M.J., Pratchett, M.S., Sweatman, H.P.A., 2009. Maintenance of fish diversity on disturbed coral reefs. *Coral Reefs* 28(1), 3-14.

Wofford, J.E.B., Gresswell, R.E., Banks, M.A., 2005. Influence of barriers to movement on within-watershed genetic variation of coastal cutthroat trout. *Ecol. Appl.* 15(2), 628-637.

Wyda, J.C., Deegan, L.A., Hughes, J.E., Weaver, M.J., 2002. The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two ecoregions of the Mid-Atlantic bight: Buzzards Bay and Chesapeake Bay. *Estuaries*. 25 (1), 86-100.

Zampatti, B.P, Bice, CM, Jennings, P.R., 2010. Temporal variability in fish assemblage structure and recruitment in a freshwater-deprived estuary: The Coorong, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 61(11): 1298-1312.

## Legends

Table 1 - Checklist of the categories considered for classification of data obtained from the reviewed articles.

Table 2 - The number of papers on habitat disturbance according to habitat types and disturbance analyzed (habitat degradation – HD; habitat fragmentation – HF; habitat loss – HL; habitat modification – HM; loss of habitat quality – HQ; multiple disturbances – Mul\_D), published between 1991 and 2009, excluding papers that were unable to show any effects.

Figure 1 - The number of articles on habitat disturbance published between 1991 and 2009 and the corresponding number of articles for each aquatic environment: Freshwater (FW), Brackish (BW) and Seawater (SW).

Figure 2 - Ordination diagram of the first two axes of the correspondence analysis performed on 90% of total citations (accounting for 79.95% of the variance), demonstrating the associations between habitat disturbances (habitat degradation – HD; habitat fragmentation – HF; habitat loss – HL; habitat modification – HM; loss of habitat quality – HQ; multiple disturbances – Mul\_D) and their selected driving forces (agriculture – AGRI; alterations of hydrological regime – HYDRO; climatic factors – CLI; dams – DAM; deforestation – DEF; fishing – FISH; experimental manipulation – EXP; natural variability – NV; pollution – POLL; unidentified – UNID; urban development – URB; multiple driving forces – MUL). The circles highlight the associations discussed in the text.

Figure 3 - Ordination diagram of the first two axes of the correspondence analysis performed on 90% of the total citations (accounting for 67.70% of the variance), demonstrating the associations between habitats (estuary – ES; lakes – LK; multiple habitats – MUL\_H; reef – RB; river – RV; seagrass – SG; stream – ST) and their selected driving forces (agriculture – AGRI; alterations of hydrological regime – HYDRO; climatic factors – CLI; dams – DAM; deforestation – DEF; fishing – FISH; experimental manipulation – EXP; natural variability – NV; pollution – POLL; unidentified – UNID; urban development – URB; multiple driving forces – MUL). The circles highlight the associations discussed in the text.

Figure 4 - Conceptual diagram showing three different habitat disturbances that can occur in a pristine environment (left). Panel A illustrates the habitat split that is characterized by disconnection between sites used by different life stages of a species. In Panel B, arrows indicate the conservation of the life cycle, even with the division of populations into two segments of the habitat, characterizing the habitat fragmentation. Panel C illustrates the habitat loss. In this case, the species' lifecycle is preserved, regardless of the reduction of habitat. Down arrows between Panels B and C indicate that habitat fragmentation may be an intermediate step in habitat loss.

Figure 5 - Map of Patos Lagoon estuary showing urban areas, rocky jetties (RJ) and São Gonçalo Channel (SGC). The right upper panel shows the drainage basin of Patos Lagoon (~200,000 km<sup>2</sup>).

Table 1

<b>Categories</b>		
<b>Year</b>	<b>Habitat disturbance</b>	Changes in spatial
<b>Source</b>	Habitat loss	structure
<b>Document type</b>	Habitat degradation	Changes in species
Article	Habitat modification	composition
Review	Habitat fragmentation	Changes in system
<b>Environmental</b>	Habitat split	productivity
Brackish water	Loss of habitat quality	Changes in the food web
Fresh water	Several	(top-down / bottom-up)
Saline water	<b>Driving forces</b>	Changes in the life
<b>Habitat</b>	Agriculture	strategy of species
Biogenic reefs	Alterations of	Disease
Continental shelf	hydrological regime	Increase exposure to
Estuaries	Aquaculture	predation
Hard-bottom	Bank regulation	Increase mortality
Lakes	Climatic factors	Interference with the
Mangrove and salt	Dams/weirs	reproductive cycle
marshes	Deforestation	Loss of genetic diversity
Anthropogenic structures	Engineering works	Modification in
River	Experimental	recruitment patterns
Sandy beaches	manipulation	Reduce the resilience of
Seagrass	Fishing	the system
Streams	Garbage	Restricted distribution of

---

Tidal flats and embayments	Industry	species
Wetlands	Introduced species	Multiple
Multiple	Land reclamation	<b>Effects</b>
Other	Mining	Positive
<b>Habitat importance</b>	Natural vulnerability	Negative
Feeding	Pollution	Null
Growth	Port activities	Multiple
Nursery	Power station	<b>Approach</b>
Spawn	Traffic Maritime	Experimental
Multiple	Urban development	Non-experimental
<b>Component of habitat</b>	<b>Results</b>	<b>Ecological level</b>
Stationary (structural)	Changes in community structure	Population
Dynamic (physical-chemical factors)	Changes in ecological interactions	Community
		Ecosystem

---



Table 2

<b>Habitat Disturbance</b>							
<b>Habitat</b>	HD	HL	HM	HF	HQ	Mu_D	<i>Total</i>
River	14	15	13	15	1	6	<i>64</i>
Stream	16	13	16	12	3	3	<i>63</i>
Estuary	19	9	3	4	2	3	<i>40</i>
Reef	15	12	8	1	0	0	<i>36</i>
Seagrass	2	8	5	5	1	0	<i>21</i>
Lake	1	8	4	4	1	0	<i>18</i>
Several	4	2	6	2	0	3	<i>17</i>
Continental Shelf	4	6	2	0	0	0	<i>12</i>
Other	9	10	14	3	0	0	<i>36</i>
<i>Total</i>	<i>85</i>	<i>83</i>	<i>71</i>	<i>45</i>	<i>8</i>	<i>15</i>	<i>307</i>

Figure 1

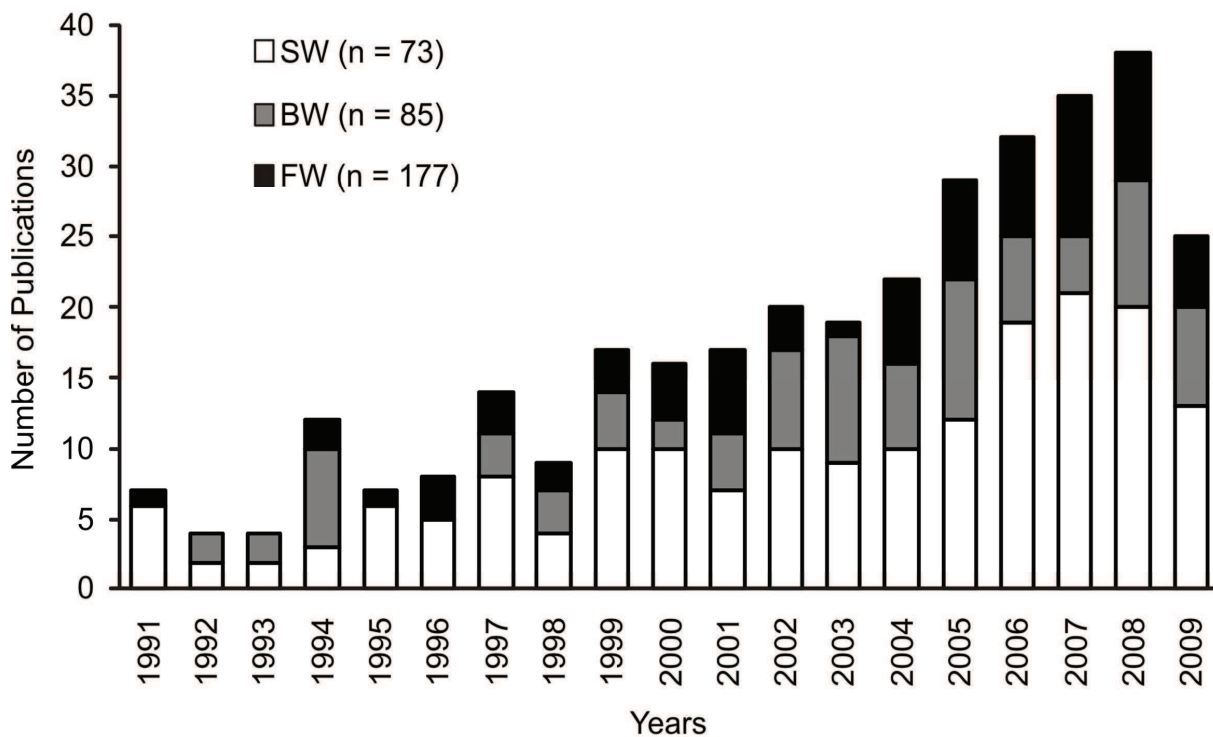


Figure 2

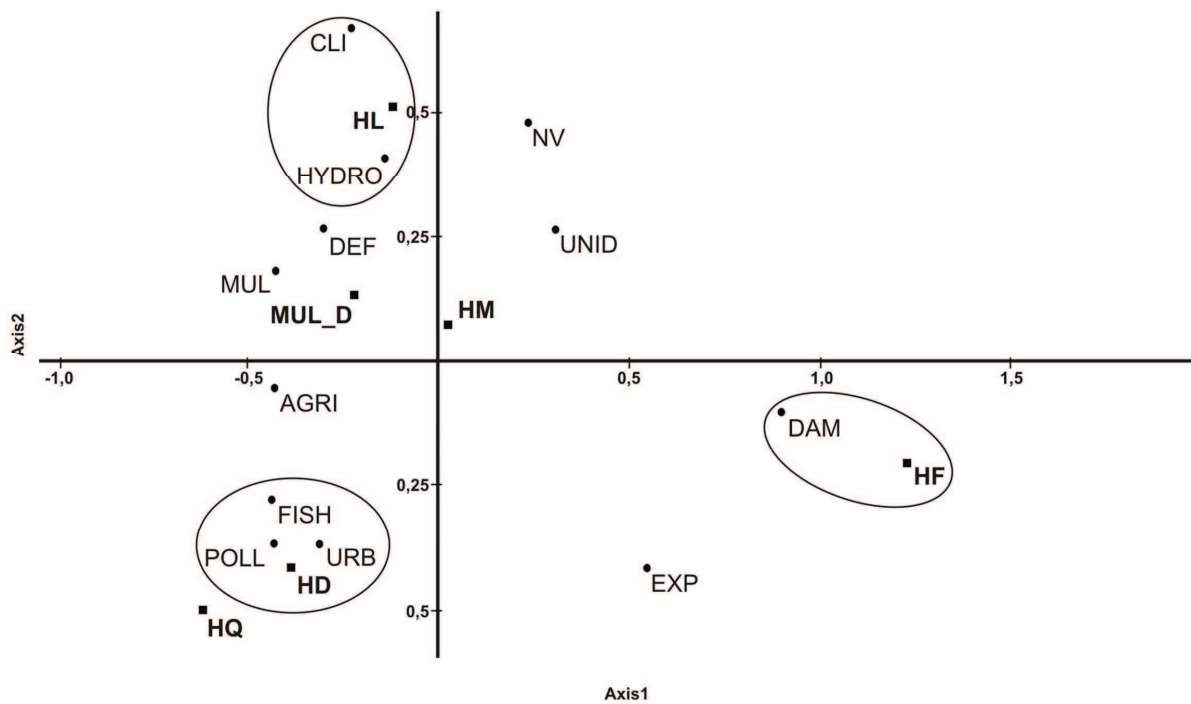


Figure 3

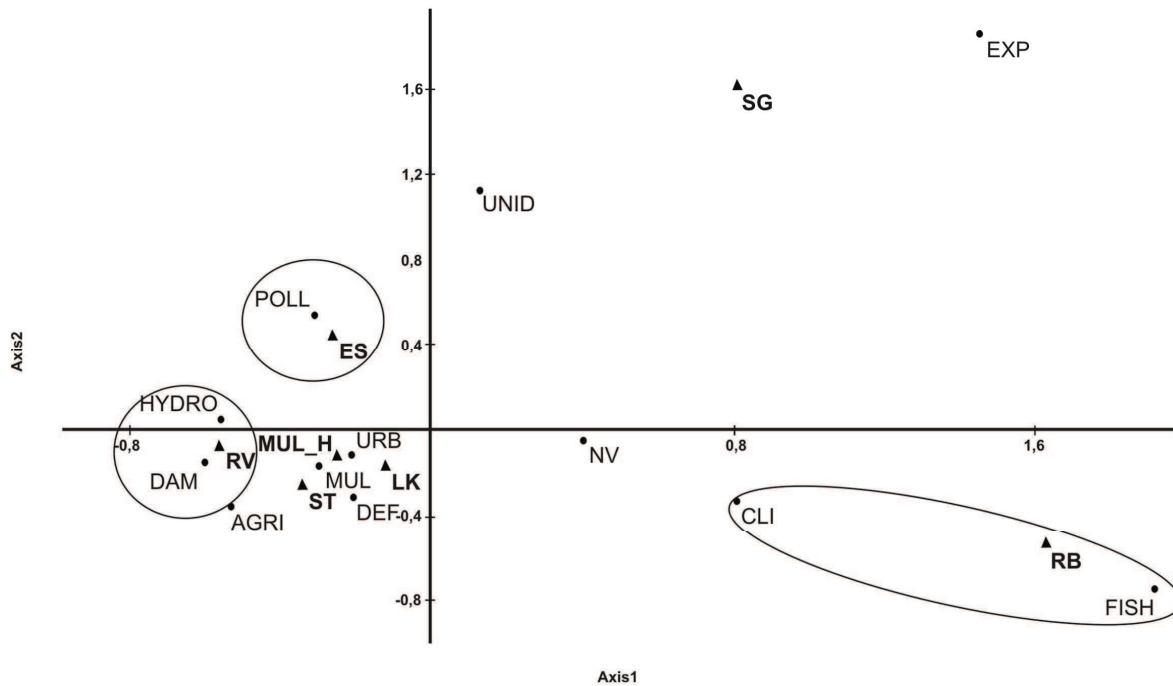


Figure 4

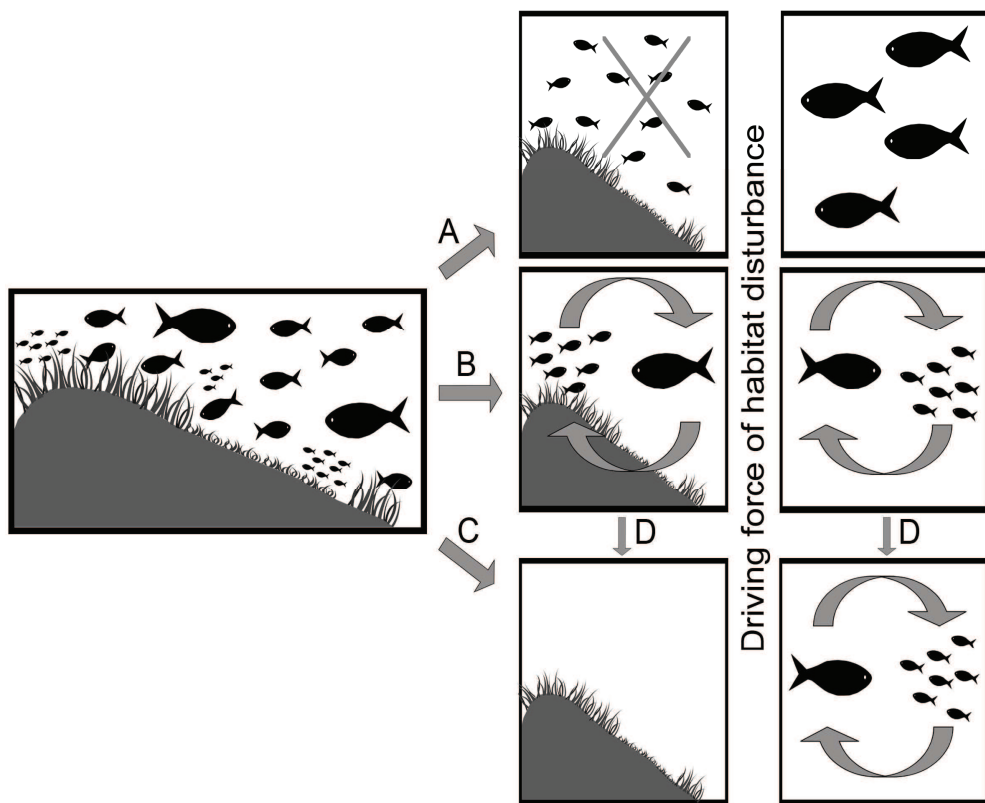
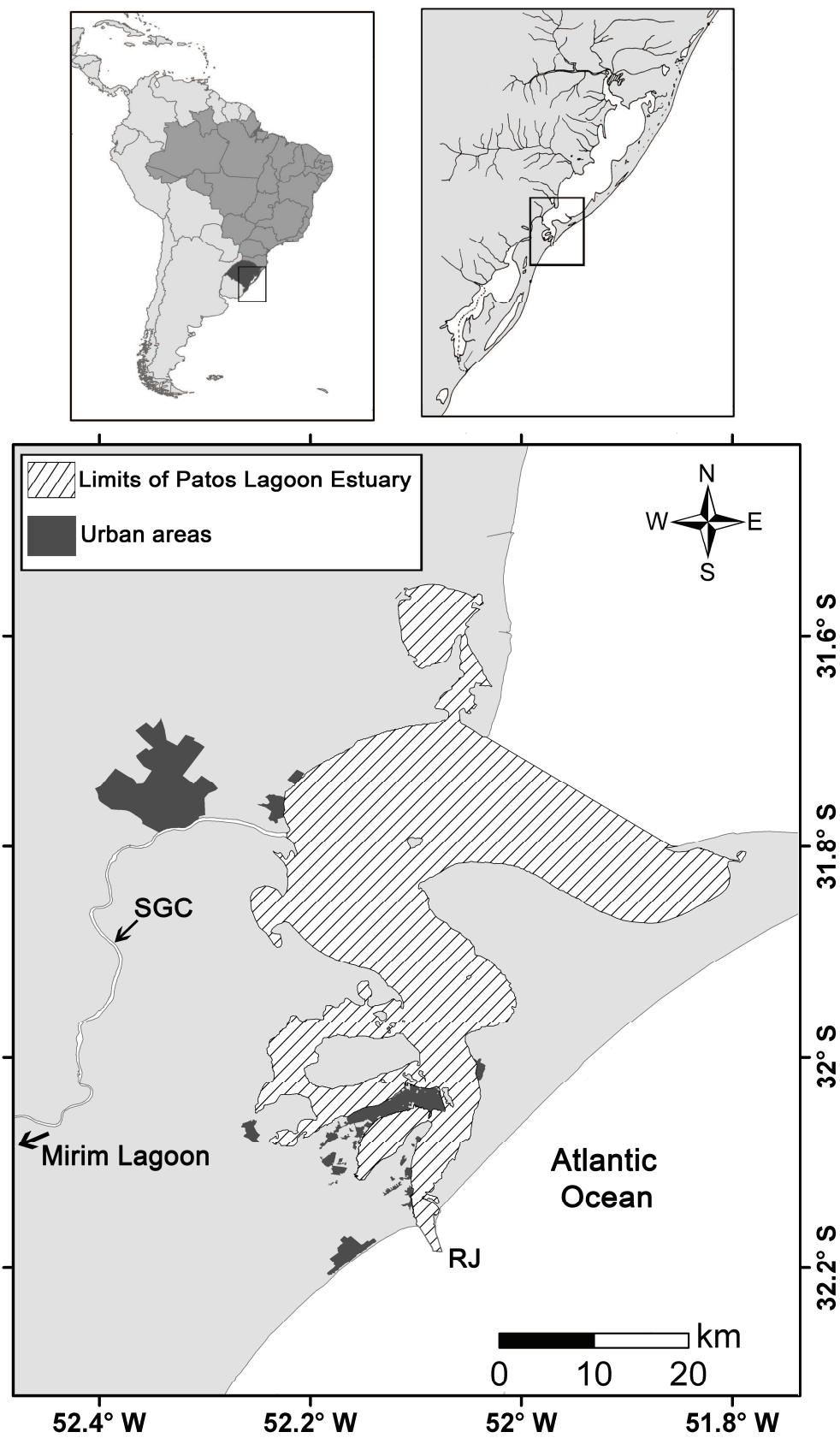


Figure 5



## ANEXO II

Evaluating the delays in species-environment relationship by a novel multivariate time-lags approach: fish recruitment as case study

Moraes, Leonardo E.; Paes, Eduardo; Garcia, Alexandre; Möller Jr., Osmar and  
Vieira, João

(Artigo publicado no periódico **Marine Ecology Progress Series** em acesso  
fechado)

## Time-lag analysis in subtropical coastal ecosystems

Evaluating the delays in species-environment relationship by a novel multivariate time-lags approach: fish recruitment as case study

Moraes, Leonardo E.<sup>1\*</sup>, Paes, Eduardo<sup>2</sup>, Garcia, Alexandre<sup>1</sup>, Möller Jr., Osmar<sup>1</sup> and Vieira, João<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Instituto de Oceanografia. Universidade Federal do Rio Grande. Caixa Postal, 474 – 96201-900, Rio Grande (RS) – Brasil.

<sup>2</sup>Instituto Socioambiental e dos Recursos Hídricos. Universidade Federal Rural da Amazônia. Caixa Postal, 917 – 66077-530, Belém (PA) – Brasil.

\*Corresponding author: lemoraes@furg.br

### ABSTRACT

We used long-term juvenile abundance data (2000 – 2010) of dominant species in two coastal habitats of Southern Brazil to show a novel adaptation of traditional multivariate analyses, as an alternative for evaluating the lags in species response relative to the changes in environmental variables. We investigate the hypothesis that the recruitment response to changes in environmental variables is not immediate. This new approach consisted of traditional multivariate analysis (e.g., Canonical Redundancy Analysis - RDA) using an explanatory matrix composed of original and lagged environmental variables, and the performance of this analysis was assessed by comparison with traditional univariate time-lag analysis. Both univariate and multivariate time-lag analyses showed similar results, but the multivariate approach had advantages and is presented as a useful and uncomplicated alternative to conduct time-lag analysis using a multivariate ecological dataset. Marine and estuarine recruitment processes were better explained by lagged

temperature (predominant lags of 1 and 2 months, respectively), rather than by in-phase temperature. In contrast, other environmental variables (transparency, salinity and freshwater outflow) did not show significant delays. Hence, our findings show that the species response to environmental variables is not immediate, especially temperature. Rather, the time-lag elapsed between the changes in abiotic factors and juvenile abundance is mediated by ecological and hydrological processes. Our study reaffirms the importance of time-lag analyses as a tool that can offer a better understanding of the temporal dynamics of estuarine and marine recruitment.

**KEYWORDS:** time-series analyses, delays, young of the year, fish, estuary, surf zone.

## ANEXO III

Temporal dynamics of fishes and crustaceans abundance in a subtropical micro-tidal estuary

Moraes, Leonardo E; Vieira, João; Garcia, Alexandre; Grimm, Alice; Möller, Osmar; Paes, Eduardo.

(Artigo a ser submetido ao periódico **Plos ONE**)



## Recruitment in estuarine shallow areas

### Temporal Dynamics of Fishes and Crustaceans Abundance in a Subtropical Micro-Tidal Estuary

MORAES, Leonardo E.<sup>1\*</sup>; VIEIRA, João<sup>1</sup>; GARCIA, Alexandre<sup>1</sup>; GRIMM, Alice<sup>2</sup>; Möller, Osmar<sup>1</sup>; PAES, Eduardo<sup>3</sup>;

1 - Instituto de Oceanografia. Universidade Federal de Rio Grande - FURG. C. P. 474; Rio Grande – RS. lemoraes@furg.br; vieira@mikrus.com.br, amgarcia@mikrus.com.br; dfsomj@furg.br

2 – Universidade Federal do Paraná – UFPR; Curitiba – PR. grimm@fisica.ufpr.br

3 – Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA. C. P. 917; Belém – PA. etpaes@dsr.inpe.br;

\* Corresponding author

### **Abstract**

Estuaries play an important role in the recruitment of fishes and crustaceans, especially for those of marine origin. Moreover, the occupation and distribution patterns of those species into the estuaries are influenced by both local and remote factors. Here, a standardized and continuous 10-year time series of species abundance was analyzed in order to investigate a) the temporal variability of fish and crustaceans abundance at shallow areas of Patos Lagoon Estuary, a subtropical micro-tidal ecosystem in southern Brazil, b) the role of the environmental factors on this variability and c) the potential consequences of man-induced changes in the estuarine hydrodynamics on the patterns and relationships observed for the studied species. The composition and abundance patterns of

species show high annual and inter-annual variability, which are regulated mainly by temperature, salinity, meridional wind and changes of estuarine freshwater outflow. Remote factors such as the Southern Annular Mode (SAM) seems be another climatic phenomenon that explains the variations of species besides the El Nino Southern Oscillation (ENSO). The results presented here show that the fish and crustacean, especially juveniles, are highly vulnerable to estuarine hydrodynamic. Thus, changes in this hydrodynamic promoted by interplay between natural and anthropogenic factors, associated with the geomorphology of the estuary that favors water outflow resulted in a drastic drop in the recruitment of estuarine-related species, especially those of marine origin. This phenomenon could lead to further declines of marine stocks in South Brazil, which has been already observed in recent decades.

**Key-words:** temporal variability, time series, estuarine hydrodynamic, Southern Annular Mode, climatic phenomena.

## **Introduction**

Estuaries have been recognized as nursery areas, especially for marine origin species, which find abundant food supply and shelter for its larval and juvenile stages in their shallow areas (Blaber & Blaber 1980, Kennish & Paerl 2010). Additionally, estuaries also have other functions (e.g., migration routes and refuge areas) for fish and crustacean species from the surrounding ecosystems, which increases the species diversity and range of ecological relationships in this ecotone (Able 2003, Cattrijsse & Hampel 2006, Elliott et al. 2007, França et al. 2009).

Estuaries are dynamic environments in both spatial and temporal scales, where species distribution and abundance are influenced both locally (e.g., temperature, salinity and hydrodynamics) and remotely (e.g., climatic phenomena) by density-independent factors that influence metabolism, physiology and transport of the species (Martino & Able 2003, Martinho et al. 2009, Piazza & La Peyre 2011).

Together, these factors determine the short- and long-term variations of estuarine assemblages within nursery grounds. Among these controlling factors, the role of estuarine circulation and coastal hydrodynamics in determining the assemblages fluctuations into estuaries has been a common focus in recent studies due to its interface with disturbances linked to climate change and anthropogenic activities (e.g., Lamberth et al. 2008, Trape et al. 2009, Jenkins et al. 2010, Feyrer et al. 2011, Pollack et al. 2011, Piazza & La Peyre 2011). For instance, the connection between spawning and nursery areas for migratory species, such as diadromous fish, should occur in order to ensure the success of their recruitment (Bell et al. 2001, Brown et al. 2004, Zampatti et al. 2010). Thus, changes in estuarine hydrodynamics associated with climatic or man-induced disturbances that disrupt the connection between these two critical areas of species lifecycle may result in recruitment failure of migratory species. The consequences of this disruption to the adult stock and the diversity and abundance patterns of fish assemblage is currently largely unknown (Oliveira et al. 2004, Whitfield 2005, Zampatti et al. 2010, Cyrus et al. 2011, Gillson 2011, Piazza & La Peyre 2011).

Cascading effects of climatic events on species abundances have been repeatedly demonstrated in several coastal habitats, especially those related to El-Niño Southern Oscillation (ENSO), which are characterized by changes in estuarine and coastal hydrodynamics that result in an array of alterations ranging from

environmental conditions (e.g., salinity, intensity and direction of currents) to biological aspects (e.g., food supply, dominance patterns and diversity) (Schmidt & Luther 2002, Garcia et al. 2004, Meynecke et al. 2006, Martinho et al. 2009, Piazza et al. 2010, Pollack et al. 2011). The ENSO-related effects on several components of biota in Patos Lagoon Estuary and its coastal adjacent area also have been recorded in previous studies (Odebrecht et al. 2010 – for a review). However, prior studies have neglected so far the potential effects of other large scale climatic phenomena (e.g., Southern Annular Mode, SAM) on the long-term variability in fish abundance and diversity in this estuary (Garcia et al. *in revision*). Understanding the effects of estuarine environmental factors on species, assemblages and ecosystem properties can help address practical concerns such as the ecological and economic implications of the recruitment failure of estuarine organisms, the abundance decline of dominant species and the conservation value of biodiversity. Thus, the present study aims to examine how the temporal dynamic of local and remote environmental variables affect the short- and long-term variations of species' distribution and abundance into Patos Lagoon Estuary. Based on a standardized and experimental 10-years (2000-2010) biological and environmental time-series, our study aimed at: 1) determining the main temporal variation modes (inter-annual, annual and sub-annual) contained in the species and environmental time-series, 2) understanding the effects of selected environmental variables on the short- and long-term variations of species abundance, 3) describing the interaction between the effects of selected environmental variables on the temporal patterns of distribution and abundance of species, 4) assessing the time-lag elapsed between the changes in environmental variables and juvenile abundance and 5) identifying the potential consequences of

man-induced changes in estuarine hydrodynamics on the patterns and relationships observed between species and environmental variables.

## **Material and Methods**

### *Study area and sampling surveys*

The warm temperate Patos Lagoon estuary is part of the Patos-Mirim Lagoon system, which receives waters from a 201,626 km<sup>2</sup> watershed (Seeliger 2001) shared between Brazil's extreme south and northeastern Uruguay (32° S; 52° W) (Fig. 1). The Mirim Lagoon (3,749 km<sup>2</sup>) is connected to the larger Patos Lagoon (10,360 km<sup>2</sup>) through a narrow channel (São Gonçalo; 75 km long, 250 m wide). Patos Lagoon is predominantly fresh to oligohaline (Odebrecht et al. 2010). Only 10% of its area is estuarine (Castello 1985) and the exchange of water with the Atlantic Ocean is restricted to a 0.6 km wide and 16 m deep inlet, fixed by 4 km long jetties that were constructed at the beginning of the 20<sup>th</sup> century near the city of Rio Grande (Castello 1985, Odebrecht et al. 2010) (Fig. 1). The Patos Lagoon estuary is a river-dominated system and the advance of tidal waves (mean tidal amplitude 0.47 m) is attenuated by both its geographic location near an amphidromic point and its long and narrow inlet (Möller et al. 2001). Biological sampling was carried out at six sites located in shallow waters (mean depth <1.5 m) (Fig. 1), using a 9-m beach seine (13-mm bar mesh in the wings and 5-mm in the center 3-m section). Five 300-m<sup>2</sup> (5 x 60 m<sup>2</sup>) hauls were established in each site at a monthly frequency from August 1999 to July 2010. Before biological sampling, water temperature, water transparency and salinity were measured at each station. In laboratory, species were identified at the lowest possible taxonomic level.

Discharge data from 1999 to 2010 of three rivers (Jacuí, Taquarí and Camaquã) placed north of the estuary was obtained from the Brazilian National Agency of Water (Agência Nacional de Águas, 2010, [hidroweb.ana.gov.br](http://hidroweb.ana.gov.br)). These three rivers together contribute nearly 70% of the total estuarine freshwater outflow (Möller et al. 2009). Thus, the sum of monthly discharge of these three rivers will be used as a proxy of both freshwater inflow and outflow of Patos-Mirim Lagoon system (Vaz et al. 2006). Monthly precipitation of the drainage basin of Patos Lagoon (RAIND) and precipitation of local estuarine site (RAINL) from 1999 to 2010 were obtained from Laboratório de Meteorologia da Universidade Federal do Paraná and Universidade Federal do Rio Grande, respectively. Monthly values of both zonal (west-east direction) and meridional (north-south direction) components of sea surface wind ( $32^{\circ}$  S;  $52^{\circ}$  W) were obtained at NOAA/Southwest Fisheries Science Center – Environmental Research Division ([http://las.pfeg.noaa.gov/las6\\_5/servlets/dataset?catitem=30](http://las.pfeg.noaa.gov/las6_5/servlets/dataset?catitem=30)). El Niño Southern Oscillation - ENSO (Niño 3) and Southern Annular Mode (SAM) indexes were obtained at NOAA/National Weather Service – Climate Prediction Centre (<http://www.cdc.noaa.gov>). The Niño 3 represents the average of the sea surface temperatures (SST) anomalies in the Eastern Tropical Pacific ( $5^{\circ}$ N -  $5^{\circ}$ S;  $150^{\circ}$ W -  $90^{\circ}$ W). Positive or negative values of this index represent events of El-Niño and La-Niña, respectively (D'Arrigo et al. 2005). SAM (or Antarctic Oscillation – AAO) is characterized by pressure anomalies of one sign centered in the Antarctic and can be defined as the leading empirical orthogonal function (EOF) of the sea level pressure field or zonal wind fields (Thompson & Wallace 2000). The SAM index was constructed by projecting the 700mb height anomalies poleward of  $20^{\circ}$ S onto the loading pattern of the SAM. This time series are normalized by the standard

deviation of the monthly index based on 1979-2000 period (Mo 2000). The positive (negative) index indicates that atmospheric pressure in the vicinity of the Antarctic is lower (higher) than normal, while pressure in the mid-latitudes is higher (lower) than normal (Thompson & Wallace 2000).

### *Data analyses*

All individuals collected were included in the analysis, which are predominantly represented by young-of-the-year (YOY) or species of small size (< 15 cm). However, infrequent species (frequency of occurrence < 5% throughout the period) were pooled into 4 categories similar to the functional guilds used for the shallow water fish assemblage of the Patos Lagoon Estuary similar to those proposed by Garcia et al. (2001) (fish: marine and freshwater vagrant - MARINE and FRESH, respectively; crustaceans: marine vagrant and estuarine resident - CRUSMAR and CRUSRESI). This procedure was adopted in order to ensure that the signals of these occasional species, which are often useful in the identification of rare phenomena, were maintained in the analysis. Species abundance data (fishes and crustaceans) were expressed in number of individuals per hauls (catch per unit effort: CPUE). Monthly CPUE for each species were calculated as the average from the six sampling stations. Environmental variables were log-transformed, except Niño 3 and SAM indexes, and biological variables were Hellinger-transformed (Legendre & Gallagher 2001). Rainfall and freshwater inflow anomalies were calculated from the both monthly average and deviation standard obtained from 32-years time series (1978-2010). The wind pattern in the study area is closely correlated with temperature (Möller et al. 2001). Therefore, in order to explore the wind effects on the estuary excluding the temperature signal, a

partition of the wind components time series was made by linear least squares fitting the wind components to the temperature. The residual variability of this fit represents the wind variability not related to the temperature.

Initially, we were interested in dissecting the long-term time series in its temporal variation components in order to identify the main inter-annual, annual and sub-annual variation modes contained in the data. With this objective we used the temporal analysis protocol proposed by Garcia et al. (*in revision*), which is an adaptation of the PCNM method (Principal Coordinates of Neighbor Matrices; Borcard & Legendre 2002), as a way of representing temporal variations at multiple scales.

The PCNM method was initially proposed for representing the spatial structure of ecological communities (Borcard & Legendre 2002, Peres-Neto 2006) and consists in obtaining theoretical variables (PCNM variables) by computing Principal Coordinate Analysis (PCoA) of a truncated matrix of Euclidean distances among objects representing sample sites (spatial descriptors - Borcard & Legendre 2002) or different months (temporal descriptors - Garcia et al. *in revision*). The PCNM method results in "n" orthogonal axes (eigenvectors – PCNM variables), which represent theoretical variables with different periods that may exist in the original data (Borcard & Legendre 2002, Peres-Neto 2006). We extracted 89 PCNM variables with known cycles and with same size of original time-series (132 months), but we only use 65 PCNM variables (1st to 65th), which correspond to cycles with frequencies greater than four months. The first PCNM variable represents 1.0 cycle, the second 1.5 cycles, the third 2.0 cycles and so on. For instance, the tenth PCNM variables represents 5.5 cycles and correspond to a period of 2 years  $((132 \text{ months}/5.5 \text{ cycles})/12)$ . Then, the different temporal



variation modes (temporal scales) were represented by the following subsets of PCNM variables: interannual - 1st to 13th PCNM, annual - 14th to 28th PCNM and subannual - 29th to 65th PCNM. The definition of these subsets was arbitrary, but the PCNM variables that are in these limits were significant in only 10% of cases and they explained only few data variation ( $\bar{x} = 0.03$ ;  $SD = 0.023$ ). PCNM variables (temporal descriptors - *sensu* Garcia et al. *in revision*) were computed using the SpaceMaker 2 software (Borcard & Legendre 2004). We used a value of 1.0 as the truncation point in the distance matrix of 132 months.

The PCNM variables were used as explanatory variables (temporal descriptors matrix) in the temporal variation partitioning protocol of environmental and biological variables (Garcia et al. *in revision*) from Canonical Redundancy Analysis (RDA). The linear trend was also considered as a source of variation and, therefore, was included in the variation partitioning analysis (Borcard et al. 2011). Thus, a variable composed of 132 linear ascending values was included in the temporal descriptors matrix. This variable was transformed into standard deviation units (Z score), resulting in a variation scale similar to PCNM variables. Since PCNM variables are linearly independent of one another (orthogonal variables) (Borcard et al. 2011), there was no need to compute the fraction of variation explained by the interaction of different PCNM variables, as usually done in the traditional variation partitioning protocol. Thus, only one RDA was required to compute the variation of the target variables explained by each PCNM subsets (inter-annual, annual and sub-annual) (Borcard et al. 2011). This variation (PCNM  $R^2$ ) was found by the sum of the contributions of significant temporal components (PCNM variable) cluster into three PCNM subsets, which represent the target

temporal scales. The residual variation was included in the category of "unexplained variation".

We also computed separate RDAs constrained by subsets of PCNM variables. This procedure aimed to produce a temporal model combining the significant PCNM variables for each subset, which was used to generate the filtered time series corresponding to the three target temporal scales (inter-annual, annual and sub-annual). In this study step, we were interested only in the periodic signal (systematic variability) contained in the dataset. Thus, deterministic change (linear trend) was previously removed of all time-series by subtracting a linear regression line (detrending) (Legendre & Legendre, 1998), even when this trend was not significant. The filtered time series (i.e., excluding unexplained variation and linear trend) were used to evaluate the relationships between biological and environmental variables and the time-lag elapsed between changes in environmental factors and species response.

The relationships between environmental and biological variables and the time-lags were evaluated from RDAs, according to the protocol proposed by Moraes et al. (*in revision*). This protocol involves the use of an explanatory matrix composed by original and previously lagged variables, where the latter are generated from the downward stepwise shift of explanatory variables relative to multivariate response matrix, with successive lags of "k" units (k = number of lags; i.e., time interval between successive observations) (Moraes et al. *in revision*). This procedure involves the loss of "k" rows in the working matrices in order to keep all variables with the same number of cases (see Moraes et al. *in revision* for further details). Thus, in order to minimize these data losses, we generate only six lagged variables for each environmental variable from filtered time-series composed by

annual and inter-annual variation modes. The sub-annual time-series were not included in the analysis because the variation explained by the temporal cycle was negligible ( $\bar{x} = 0.11$ ;  $SD = 0.06$ ). The main aim of this analysis was to assess the immediate young-of-the-year response related to environmental variables. Thus, time-lags above six months were not considered because they may reflect signs of remote phenomena or complex relationships that are beyond the scope of this paper (e.g., density-dependent relationships and adult stock effects on juveniles). The correlations and time-lags between environmental variables were evaluated using the cross-correlation method and the significance of each lag was evaluated by a t-test with  $n-2$  degrees of freedom, where  $n$  is the number of samples that overlap (Legendre & Legendre 1998). This univariate time-lag analysis was performed using PAST (Hammer et al. 2001). Multivariate analyses were carried out using the software package CANOCO. We assessed the statistical significance of marginal and conditional effects (i.e., the independent effect of each environmental variable to explain the variations of species abundance and the effect of the selected variable to the model that explains the environment-species relationships in addition to the total effects of the variables already selected, respectively) from Monte Carlo permutation test ( $n = 5000$ ) (Lepš & Šmilauer 2003).

Finally, the null model analysis of species co-occurrence and hierarchical classification was used for identifying species groups based on patterns of species co-occurrence across landscapes (Azeria et al. 2009). This method involves three main steps: (1) to compute a dissimilarity matrix between all species pairs in the original matrix; (2) to calculate the species pair-wise dissimilarity matrix that would be expected by chance alone; (3) to derive species groups that best suit the data

from the rescaling obtained in step 2 using a hierarchical clustering. We used the complement of Bray-Curtis index ( $1 - BC$ ) to compute a similarity matrix and the Bootstrapping technique ( $n = 5000$ ) to create the null matrices by randomizing the original distribution matrix. For each species pair, we calculated the mean and standard deviation of the 5000 similarity values. Then, we computed the deviation of the observed value from mean ( $SIM_{dev}$ ). Values above 1.96 or below -1.96 represent significant co-occurrence of species, and they will be positive or negative when the species will be positive or negatively associated, respectively (Azeira et al. 2009). Then, the  $SIM_{dev}$  values were rescaled to distances between -1 and 1, where values close to -1 and 1 indicate the negative and positive co-occurrence relationships between species, respectively. These new values composed the similarity matrix used to generate the hierarchical clustering from unweighted pair-group mean arithmetic linking method (UPGMA).

## **Results**

### *Examining the environmental factors*

Throughout the study period, all environmental variables showed seasonal and annual variations (Fig. 2-3). Table 1 shows the seasonal mean values of these variables over the period. Monthly mean salinity shows that Patos Lagoon Estuary is generally oligo-polyhaline (seasonal mean  $< 13$ ), with higher values being recorded during the summer and autumn (Table 1). The main mode of variation in temperature, water transparency, wind components and freshwater inflow into the estuary is annually structured, whereas climatic indexes (ENSO and SAM) and salinity display more inter-annual variability (Fig. 3). The local and drainage basin rainfall time series presented a high unexplained temporal variation (60-65%) (Fig.

3). Although the explained variation was small ( $< 7\%$ ), salinity, rainfall, freshwater inflow and ENSO index time-series showed significant linear trends (Fig. 3).

A continuous period of low salinity ( $\bar{x} = 3.1 \pm 2.72$ ) was recorded between late 2000 and early 2004, followed by a period (2004-2009) of predominance of higher salinity ( $\bar{x} = 14.2 \pm 8.81$ ) (Fig. 2). These periods correspond to the predominance of the positive and the negative anomalies of drainage basin rainfall and freshwater inflow into estuary, which were recorded in the first and second half of the study period, respectively (Fig. 2). Some of the positive anomalies of rainfall and freshwater inflow recorded throughout the study period were associated with strong El-Niño events ( $\text{NINO } 3 > 1.0$ ), especially those occurred in 2002-2003 and 2009-2010, whereas negative anomalies of these variables were associated with neutral ( $1.0 \geq \text{NINO } 3 \geq -1.0$ ) or La-Niña events ( $\text{NINO } 3 > -1.0$ ), which were especially frequent during the period 2004-2009 (Fig. 2).

Results on cross-correlation analysis for environmental variables are presented in Table 2 and demonstrate the relationships between these variables. Negative responses of water transparency and salinity to freshwater inflow into estuary had time-lags from 0 to 1 month, whereas the responses of these three variables to rainfall (local and drainage basin) and temperature time-series had 1-2 and 2-3 time-lags months, respectively (Table 2). Salinity, water transparency and freshwater inflow were in phase with the non-temperature-related effects of meridional wind component. The relationships between three variables and the non-temperature-related effects of zonal wind component showed a significant 4-month delay (Table 2).

The ENSO-related correlations values were relatively low. However, the time-lag analyses showed significant positive correlations of Niño 3 index with drainage

basin and local rainfall with lags of 1-2 and 6 months, respectively (Table 2).

Variations in freshwater inflow and salinity relative to the changes in this climatic index were observed with time-lag of 2-3 months (Table 2). Strong and significant correlations between wind and ENSO index were observed only for zonal component, which were observed at lags of 0 and 1 month (Table 3).

The freshwater inflow, transparency and salinity seem to be out phase with SAM index (i.e., delays of 1-3, 2-3 and 2-4 months, respectively) (Table 2). The time-lag elapsed between the changes in SAM index and local rainfall was of 5-6 months, but a salinity-like pattern (i.e., lag of 2-4 months) also emerges from inter-annual time-series (results not shown). The correlations between SAM index and drainage basin rainfall were not significant (Table 2). Similar to ENSO index, only the correlations between SAM index and zonal wind components were important and showed strongest values at delay of 0 to 3 months (Table 3). This is consistent with the fact that the impact of SAM (and also ENSO) on the zonal component of the wind over the region under focus is much stronger than on the meridional component.

#### *Temporal patterns of species abundance and relationships with environmental variables*

A total of 396,677 fishes and crustaceans individuals, belonging in 78 species, were caught throughout the study period, but 90% of them belonged to only three species of estuarine-resident (*Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata* and *Odontesthes argentinensis*) and three species of estuarine-dependent (*Brevoortia pectinata*, *Mugil* sp. and *M. liza*). Similar to the salinity, the total relative abundance (CPUE) also showed lower values during late 2000 to early 2004,

followed by a period (2004-2009) with predominance of higher values, in contrasting with the CPUE of freshwater vagrant species (Fig. 2).

The whole set of PCNM variables explains 65% of the variation of all species (fishes and crustaceans) (Fig. 4). The inter-annual and annual variables account for 24 and 30% of the variation in the biological data set, respectively, whereas sub-annual variables explain only 9% of this variation. All species showed seasonal and yearly variations throughout the study period (Fig. 4). However, when we pooled the species into guilds of use of the estuary, we observed that the main modes of variation of freshwater vagrant (FRESH) and marine vagrant (MARI) species were inter-annual and annual, respectively. In contrast, the predominant mode of variation of estuarine-resident (RESI) and dependent (DEPE) guilds were both inter-annual and annual (Fig. 4). Salinity and freshwater inflow were important environmental variables to describe both inter-annual and annual variations of species abundance. Temperature, water transparency and wind (meridional and zonal components) were important variables explaining the annual variation of species abundance, whereas rainfall (local and drainage basin) and the climatic indices are important to describe only the inter-annual species variation in abundance (Table 4).

Results of multivariate time-lag analysis for the relationships between species abundance and environmental variables are presented in Table 4. Changes in the species abundance are in phase with water transparency, salinity and meridional wind component, whereas these changes are better explained by temperature and zonal wind component with lags of 2 and 3-4 months, respectively (Table 4).

Freshwater inflow, local and basin drainage rainfall were significant explanatory variables modeling the changes in species abundance at 0-1, 0-2 and 1-3 lags,

respectively (Table 4). The responses of species abundance to ENSO and SAM indexes showed delays of 1-3 and 3-5 months, respectively (Table 4).

The RDA performed based on combined inter-annual and annual time series also showed that 2-month-lagged temperature (TEMP-2) and non-lagged salinity (SAL-0), freshwater inflow (FLOW-0) and meridional wind component (RVSW-0) are the most important environmental variables ( $p < 0.10$ ) influencing the estuarine community structure (Table 5). The forward selection procedure has not retained the remaining variables because of their close correlation with environmental variables already selected (Table 5). Nevertheless, the non-significant variables were included in the final ordination diagram of the RDA due to their importance in explaining the mechanisms that regulate the species variations (Fig. 5). The first two RDA ordination axes account for 65.7% of total explained variance. Among the significant variables, SAL-0 and FLOW-0 are closely correlated with the first axis, whereas RVSW-0 is correlated with the second axis and TEMP-2 is correlated with both first and second axis (Fig. 5, Table 5). The ordination pattern shows two clear gradients: the first reflects the salinity gradient, which was regulated mainly by variations in rainfall and freshwater inflow and contrasted marine and limnic origin species; and the second gradient corresponds to seasonal changes of the temperature and meridional wind component (Fig. 5). The strong association ( $p < 0.05$ ) of the estuarine-related species (DEPE: *Lycengraulis grossidens* and *Micropogonias furnieri*; RESI: *Platanichthys platana*) with species typically of limnic origin, like *Astyanax* sp. and *Oligosarcus jenynsii*, is confirmed by co-occurrence analysis. The estuarine-resident species *Ctenogobius shufeldti* co-occurs with species that are most associated with periods of high salinity (e.g. *Farfantepenaeus paulensis* and *J. multidentata*). However, this



species is more related to periods of low salinity and the species that are associated with these periods (Fig. 6).

## **Discussion**

### *Temporal variations of fish and crustaceans abundance and relationships with environmental variables*

The composition and abundance patterns of fishes and crustaceans species inhabiting estuarine shallow areas of the Patos Lagoon show high annual and inter-annual variability, which are regulated by temperature, salinity and changes in the estuarine freshwater outflow. These patterns probably results from the influence of these three environmental variables mainly on the metabolism and physiology of the species and the degree of isolation of estuary from the sea.

The seasonal dynamics of spawning activity and recruitment in subtropical areas is closely associated with the temperature regime so that there is a match in timing of larval and favorable environmental conditions increasing the chances of the recruitment success (Nordstrom et al. 2009, Castillo-Rivera et al. 2010, Martino & Houde 2010, Kristiansen et al. 2011). The high temperatures and the increase of primary and secondary production that characterize the subtropical ecosystems during the warmer months favor the survival of larvae and juveniles, in contrast to the cold months (Castillo-Rivera et al. 2010, Martino & Houde 2010, Kristiansen et al. 2011). These conditions of temperature and food supply reduce both the exposure time to predation due to faster growth of the recruits (“bigger-is-better” hypothesis) and the death chance by starvation (“match-mismatch” hypothesis) (Otterlei et al. 1999, Díaz et al. 2011, Fontes et al. 2011, Kristiansen et al. 2011). Fish and crustacean species of the shallow areas of the Patos Lagoon Estuary

reproduce predominantly at spring and summer in estuarine, coastal and shelf waters, except the mullet *Mugil liza* that reproduce offshore during the autumn (Chao et al. 1985, Vieira et al. 1998). Thus, the recruitment peaks of the majority of fishes and crustaceans occur during the warmer months (late spring and early autumn) and coincide with peaks in abundance of primary producers at the base food web, showing a close association of peaks in abundance of these consumers with higher temperatures and food supply (Chao et al. 1985, Vieira et al. 1998, Garcia et al. *in revision*, Moraes et al. *in revision*).

Additionally, the seasonal pattern of species abundance in Patos Lagoon Estuary, especially those of marine origin, is also associated with the balance between the seasonality of pressure gradients forced by wind, especially meridional wind component, and freshwater runoff, which regulates the currents and circulation of this river-dominated estuarine system (Castello & Möller 1978, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Möller & Fernandes 2010). The northeasterly winds prevail throughout the year, but the frequency of southwesterly winds increase during autumn and winter associated with the passage of meteorological fronts (Möller et al. 2001). The landward current often generated by southern winds favors the saltwater intrusion and entrance of species of marine origin into Patos Lagoon Estuary during autumn and winter, in contrast with seaward current forced by northern winds, especially during the spring when high freshwater runoff intensify this current (Lima & Castello 1995, Möller et al. 2009, Franzen et al. *in press.*). Both rainfall amount and the balance between precipitation and evaporation promote the seasonal pattern of freshwater inflow into Patos Lagoon Estuary (minimum values - from summer to early autumn; maximum values - from late autumn to early spring). In contrast, rainfall has a more uniform distribution

throughout the year (Krusche et al. 2003, Vaz et al. 2006, Grimm 2009). The freshwater inflow effect on the seasonality of marine origin species is quite evident during the years with rainy summers (e.g., 2000/2001, 2002/2003 and 2009/2010) (Fig. 2). In these years, the abundance peaks of marine origin species, typical of warmer months, have not occurred or were weak, even in favorable conditions of temperature and food supply. Thus, changes in the seasonal patterns of freshwater flow, especially during the warmer months, is an important driver of inter-annual variability of fishes and crustaceans recruitment in shallow areas of the Patos Lagoon Estuary, similar to what was observed in other estuaries in the world (e.g., Kimmerer 2002, James et al. 2008, Martinho et al. 2009, Martino & Houde 2010).

The freshwater runoff effect on species in coastal habitats (e.g., estuaries, surf-zone and continental shelf) is often positive due to transport of allochthonous organic matter and nutrients into these systems, which promotes the environments fertilization and increases primary and secondary production (Ciotti et al. 1995, Kimmerer 2002, Castillo-Rivera et al. 2010, Martino & Houde 2010). However, the relationship between freshwater runoff and the estuarine-related species can also be negative, especially for marine origin species, due to effects of this environmental variable on the salinity control and on the intensity of seaward flow, which can reduce the ability of larvae and juveniles to enter and stay into the estuary (Gillson 2011). Temporal changes in the presence and persistence of physical barriers generated by estuarine and coastal hydrodynamics (e.g., high estuarine freshwater outflow or sand bars), especially during the recruitment of marine origin species, have been recorded as factors that promote inter-annual variations in the abundance and composition of fish in estuaries (Bell et al. 2001,

Vorwerk et al. 2003, Brown et al. 2004, James et al. 2008, Ramos et al. 2009, Zampatti et al. 2010). Freshwater inflow plays an important role in the passive transport and retention of eggs and larvae of marine origin species into Patos Lagoon Estuary (Castello & Möller 1978, Garcia et al. 2003a, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009). For instance, positive anomalies of estuarine freshwater outflow associated with choked morphology of the estuary can generate seaward currents that are strong enough and able to block the entrance of fish and crustaceans recruits of marine origin during the rainy years, in contrast to the dry years (Castello & Möller 1978, Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Möller et al. 2009).

Positive and negative anomalies of rainfall in the Patos-Mirim drainage basin associated with El-Niño and La-Niña, respectively, have dramatic cascading effects on species abundance and diversity in several trophic levels in Patos Lagoon Estuary. For instance, the El-Niño-related positive anomalies of rainfall increase the freshwater inputs into the estuary, promoting rigorous changes in the estuarine conditions, both in the physical (e.g., salinity reduction) and biological features (e.g., changes in dominance patterns and estuarine diversity due to inhibition of entrance and stay of marine origin species into the estuary) (Garcia & Vieira 2001, Garcia et al. 2003a, Garcia et al. 2004). These ENSO effects on estuarine-related species are even more important because of their occurrence during the peak recruitment (late spring - early summer), a critical stage of the lifecycle of these species (Grimm et al 1998, 2000, Garcia et al. 2003a, Möller et al. 2009, Muelbert et al. 2010). Thus, ENSO is a key factor that modulates the interannual variability of the species that use the Patos Lagoon estuary as nursery ground (Odebrecht et al. 2010).

Previous works in the study area often relate the rainfall anomalies effects on estuary during ENSO events (e.g., Garcia et al. 2003a, Möller et al. 2009).

However, these anomalies have also been recorded during the neutral phases of ENSO (Garcia et al. 2003b), similar to what we observed during the period 2000 to 2004, which was characterized by positive anomalies of freshwater inflow and the oligohaline features into Patos Lagoon Estuary. In this period, only an event El Niño (Niño 3 index > 1.0) was registered in the 2002 spring, suggesting that other climate forcings must be considered, such as the displacement of the South Atlantic Convergence Zone (Dumont & D'Incao 2010) and Southern Annular Mode (SAM) (Garcia et al. *in revision*).

Recently, Garcia et al. (*in revision*) suggested that SAM may be one key factor that explain 2-years variations of diadromous fish in the Patos Lagoon Estuary. Both annular modes (Northern - NAM and Southern SAM) are the dominant drivers of short- and long-term climatic variability in mid- and high-latitudes of their respective hemispheres (Thompson & Wallace 2000, Hendon et al. 2007). For instance, SAM seems to influence rainfall patterns and the occurrence and intensity of storms and cyclones in South America, Africa and Australia through its connection with atmospheric components, such as meridional shift of the subtropical upper-level jet, variations in the intensity of the polar jet, and fluctuations in the subpolar westerly winds (Rao et al. 2003, Carvalho et al. 2005, Harry et al. 2006, Hendon et al. 2007, Mendes et al. 2010, Nicholls 2010, Sun et al. 2010). Previous studies have registered that the SAM variability has a negative relationship with rainfall, especially during late spring, and meridional wind component in southern Brazil (Rao et al. 2003, Silvestre & Vera 2003, Vera 2003), similarly to observed in the present study. A portion of the SAM-related variability

of rainfall in this region seems to be explained by the influence of this climatic phenomenon on the moisture transport and convergence from the Amazon region and the tropical South Atlantic southward into Southeastern South America (SESA) (Silvestre & Vera 2003). Additionally, ENSO-related precipitation anomalies in southern Brazil during spring also seem to be influenced by SAM variability (Silvestre & Vera 2003). Indeed, the intensity and position of subtropical and polar jets over SESA that regulate the rainfall distribution in the region seem to be influenced by SAM besides ENSO (Vasconcellos & Cavalcanti 2010). We do not know the mechanisms that determine the association between SAM and occupation patterns of fishes and crustaceans into the Patos Lagoon Estuary or what role SAM plays in controlling these patterns. However, since rainfall/freshwater inflow and prevailing winds control the estuarine and coastal circulation, which determine the abundance patterns into Patos Lagoon Estuary, and since rainfall and winds variability in the region seem to be related by SAM, a positive correlation is expected between the SAM and salinity, water transparency and saline-associated species, in contrasting with freshwater-associated species. The potential effects of SAM-related variations of Southwestern Atlantic Ocean on water circulation and biological production in the Oceanic Subtropical Convergence Zone also seem to influence the abundance of estuarine species in Patos Lagoon (Garcia et al. *in revision*) and, therefore, should be taken into account in future investigations.

#### *Time-lags multivariate analyses*

The cause-effect relationships between environmental variables and biotic components involving climatic phenomena are complex and change over time.

Additionally, there is not a 1-to-1 relationship between the strength of climatic phenomena and their effects. This might explain the low values found for some correlations/relationships, even using a method of filtering the data (PCNM) that enabled to highlight the relationships between the variables, since the noise contained in the data as unexplained variations were removed from the time-series. Notwithstanding, the time-lags results suggest a cascading effect between ENSO events, rainfall, freshwater inflow and estuarine variables (i.e., salinity, transparency and abundance species) with an interval of ca. 01 month in the dependent variables response to each predictor variable (Fig. 7). Changes in SAM also seems cascade to climatic and estuarine variables, but the exact effects of the SAM on Patos Lagoon Estuary should be the focus of future work due to the many complex interactions.

Changes in strength (weakened and enhanced) of subtropical jet stream over South Brazil that occur during ENSO events are responsible for rainfall anomalies in the drainage basin of the Patos-Mirim system (Grimm et al. 1998, 2000, Garcia et al. 2003a). These changes respond quickly to sea surface temperatures anomalies and associated convection anomalies in the central-east Equatorial Pacific Ocean that characterize the ENSO events (Grimm & Silva Dias 1995). Thus, a quick rainfall response (probably lag of 01 month) in the Patos-Mirim system to ENSO events was expected, especially using sea temperature-related indexes, such as the Niño 3. Therefore, the delay of ca. 2 months for relationships between ENSO events and species abundance could be explained taking into account the 1-month delay that also was observed for rainfall/freshwater inflow effects on the species response (Fig. 7). As mentioned earlier, the mechanisms that determine the association between SAM and variables obtained in the Patos

Lagoon Estuary are still unclear, in contrast with the ENSO-related relationships. The SAM seems to affect several local (e.g., rainfall, winds) and large-scale (e.g., oceanic and atmospheric circulation, El-Niño) factors that influence the fishes and crustaceans species in the estuary, resulting in a complex dynamic that is difficult to analyze and that limits our understanding about the SAM-related delays.

However, the 2-4-months delays for freshwater inflow response to SAM, combined with 0-1-month delay observed in the relationship between freshwater inflow and species response, seems to be a reasonable hypothesis to explain the 3-5-months delay observed for SAM-related changes in the species abundance (Fig. 7). This time-lag observed for species seems to be consistent because similar SAM-related delay was also recorded for other estuarine variables (e.g., salinity and water transparency) and the local meteorological patterns (e.g., winds and local rainfall), especially when the time-lag analyses were performed using only inter-annual time-series (results not shown). The few literature available recorded similar results for delays of the climate response to SAM. For instance, regional response of the climatic variations in South China to NAM/SAM also showed 2- to 3-months delay (Gong et al. 2009).

The main tributaries of the Patos-Mirim system are located about 300 km from the Patos Lagoon Estuary (Fig. 1). Thus, a delay in the response of estuarine variables to rainfall and freshwater inflow into the large drainage basin of Patos Lagoon (~200,000 km<sup>2</sup>) is expected. The rainfall effects on the estuary appear to have a delay slightly larger than the freshwater inputs effects (1-2 months delay). The surface runoff in coastal plains where the soil is predominantly sandy, such as in the drainage basin of the Patos-Mirim system, is closely related to the temporal distribution of rainfall and soil saturation, among other factors. For instance,



surface runoff tends to be immediate and more intense during heavy rainfall and / or when the soil is saturated, in contrast to periods that the low precipitation or the unsaturated soil favors the underground recharge process, which slows the flow (Bissonnais et al. 2005, Armand et al. 2009). Thus, it is difficult to establish clearly the lags related to precipitation effects on the surface runoff and on estuary from rainfall time-series that have important long-term variations and that summarize the variability of a large area. As previously mentioned, the regional climate is humid and the precipitation rate has a uniform distribution throughout the year, which make the soils usually close to the saturation level (Moser 1990, Grimm 2009). Thus, we believe the elapsed time between rainfall and freshwater inflow into estuary is less than the value found in this study (i.e., 1-2-months delay). Probably, these two variables are in phase or have a time-lag smaller than 01 month and, therefore, the response time of estuarine variables to the rainfall should also be smaller (ca. 0-1-month delay). Previous analysis suggests that the turn-over of the estuarine water in the Patos Lagoon varies around 20 days (data not published), which seems to converge with our results on the time-lags between estuarine variables (e.g., salinity, water transparency and species abundance) and freshwater inflow (lag of 0-1 month). We highlight that the freshwater inflow data from Mirim Lagoon, located south of the Patos-Mirim system (Fig. 01), was not used in the present study because they were not available. The sum of the discharge of the three rivers studied represents 70% of all freshwater input into Patos Lagoon Estuary (Vaz et al. 2006). However, the freshwater inflow-related time-lags found in this study may be masked by the more immediate effects of São Gonçalo Channel on the estuary, which is near to the study area (Fig. 01).

The strongest relationships between temperature-dependent time-series of both wind components (zonal and meridional) and estuarine variables (salinity, water transparency and species abundance) appear with a lag of 2-3 months. However, this delay seems to be associated with high negative correlations between the seasonal patterns of the wind and the temperature. Previous study has shown that the responses of dominant species in Patos Lagoon Estuary to changes in temperature also have 2-months delay (Moraes et al. *in revision*), which was confirmed in the present study. As mentioned early, the temporal patterns of the wind in the study area is predominantly seasonal. Thus, after removing the temperature effect from both wind components, we confirmed that the wind effects on estuary is immediate, maybe with a lag of few days as observed by Möller et al. (2001), especially when we considered only the effects of meridional wind component. Indeed, winds from the south quadrant, which are frequent during autumn and winter, promotes the rise of coastal level sea and favors the landward currents. As soon as the intensity of the southern winds is attenuated, the strength of seawater pumping into estuary is reduced (Lima & Castello 1995, Möller et al. 2001, Möller et al. 2009).

#### *Co-occurrence patterns*

The majority of fish and crustaceans species that use the shallow areas of the Patos Lagoon Estuary have marine origin and the relationships between this estuary and their lifecycle is similar to what occurs in other estuaries in the world (Vieira et al. 2010). Roughly, these species can be clustered in four life-history-related groups: estuarine-resident (RESI), typically occurring and breeding in estuaries; estuarine-dependent (DEPE), marine or freshwater spawning species

found predictably in large numbers in estuaries during certain periods of their life-cycle; and marine-vagrant (MARINE) and freshwater-vagrant (FRESH), typically inhabiting marine and freshwater environments, respectively, while rarely occurring in estuaries (Garcia et al. 2001).

This study confirms that the temporal occurrences of species abundance are associated to species life-history. However, the estuarine-resident species *C. shufeldti* and *P. platana*, and the estuarine-dependent *L. grossidens* and *M. furnieri* skip the pattern. The positive correlation of these species with periods of high flow and their close association with the FRESH species suggest that a similar process drives the occurrence patterns of these four estuarine-related and limnic origin species in the Patos Lagoon Estuary.

The strong seaward flow generated during rainy periods, especially during El Niño events (from 2,400 m<sup>3</sup>/s to 12,000 m<sup>3</sup>/s), drag the freshwater species from the limnic area of the Patos Lagoon to lower estuary, in contrast to dry period (e.g., La-Nina events), when the distribution of limnic origin species is restricted to the northern reaches of the Patos Lagoon (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003b, Vieira et al. 2010). The *M. furnieri*, *L. grossidens*, *C. shufeldti* and *P. platana* are eurihaline species that also have been registered in both marine and limnic surroundings of Patos Lagoon Estuary (Castello 1986, Chao et al. 1985, Pereira 1994, Burns et al. 2006, Petry & Schulz 2006, Milani & Fontoura 2007). Thus, the co-occurrence between freshwater and estuarine-related species in shallow areas of Patos Lagoon Estuary seem to be explained by the longitudinal flow-forced displacement of species from the northern of lagoon towards the lower estuary, similar to what occurs with limnic origin species. The estuarine-dependent *M. furnieri* is a dominant species in the deeper water (about 16 m) of the navigational

channel of the Patos Lagoon Estuary (Castello 1986, Chao et al. 1985, Pereira 1994), and the occurrence of this species in estuarine shallow areas can also be explained by an active transverse displacement of individuals from deep waters towards shallow areas. In this case, the individuals would seek out the sheltered areas to avoid the flow-forced high turbulence in the estuarine deeper areas. The positive correlation between *C. shufeldti* and the freshwater inflow into estuary can also be related to an amphidromous lifecycle common to gobies. In this cycle, the estuarine and marine areas are used for feeding and growth only during early recruitment (McDowall 2007). I.e., adults of *C. shufeldti* live in the limnic region of the Patos Lagoon and the juveniles are passively transported lower estuary by the freshwater inflow. During periods of strong river discharge, the adults can also be moved to the lower estuary, similar to the process described for other limnic species. However, further studies are needed to elucidate this issue.

### **Concluding remarks**

Patos Lagoon Estuary is an important nursery ground for juvenile marine fish and crustaceans along the South Brazilian coast and, similarly to other subtropical estuaries, the temperature and salinity are the main factors that regulate the abundance and occupation patterns of species in the Patos Lagoon Estuary, due to the influence of these environmental variables on metabolism, physiology and life cycle of species. Therefore, all the climatic factors that regulate the temporal changes in these variables and in the freshwater inflow into the estuary (which also affects those organisms) play important roles in regulating the temporal variability of the estuarine features and species abundance, especially on interannual scales.

Excessive amounts of freshwater inputs combined with the estuarine choked morphology result in strong seawards currents that can block the entrance of eggs, larvae and juveniles of marine origin species. This negative effect of freshwater inflow on the biota of the Patos Lagoon Estuary promotes drastic drop in the total production of estuarine fish and crustaceans with an impact on adult populations and the coastal marine ecosystem that is not yet well understood. Since its construction in the beginning of 20th century, a pair of rocky jetties located at the mouth of the Patos Lagoon Estuary reinforced the choked morphology of this estuary. Recently, works of jetties extension and deepening of access channel heightened further this funnel-like morphology. The effects of this man-induced habitat change are yet unclear, but numerical simulations have shown that these man-made interference may change the circulation patterns of the Patos Lagoon estuary, reinforcing the seaward currents and reducing the upstream entrance of saltwater into estuary. If computer forecasts will be confirmed, the limnification process of Patos Lagoon (*sensu* Garcia et al. 2001) can be intensified leading to the loss of brackish water habitat in the estuarine domain and the habitat split process (i.e., disconnection between the adult habitat and nursery areas, *sensu* Becker et al. 2007) may be more frequent leading to constant failures in the recruitment of marine origin species (Schroeder & Castello 2010, Moraes et al. *in revision2*).

Included in this scenario are also the main modes of climate variability of the South Hemisphere (ENSO and SAM), which drive changes in the estuarine and marine ecosystems in South Brazil and seem to be undergoing alterations linked to climate change (Patz et al. 2005, Stammerjohn et al. 2008, Forcada & Trathan 2009, Hunt & Elliott 2011). Therefore, the human activities seem to play a role in

habitat changes in Patos Lagoon Estuary, directly and indirectly, additionally to natural effects of the climatic variations. The biophysical interplay of natural and anthropogenic factors may increase further declines of marine stocks in South Brazil, as has been observed in recent decades (Schroeder & Castello 2010, Moraes et al. *in revision2*).

### **Acknowledgments**

We are grateful to numerous colleagues who assisted both in the field and laboratory throughout the study period in the collection and the processing of the data. We also thank M. Claudino for the editing of the figures. This study is a contribution of the Brazilian Long Term Ecological Research Program from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq - Proc. 558230/2009-1) and received financial support from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES, Brazil) through a fellowship granted by Pró-Amazônia Azul Program (UESC/FURG - 004 ED04/2006).

### **References**

- Able KW (2003) A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. *Estuar Coast Shelf Sci* 64: 5-17.
- Armand R, Bockstaller C, Auzet A-V, Van Dijk P (2009) Runoff generation related to intra-field soil surface characteristics variability: Application to conservation tillage context. *Soil Till Res* 102: 27-37.

- Azeria ET, Fortin D, Hébert C, Peres-Neto P, Pothier D, et al. (2009) Using null model analysis of species co-occurrences to deconstruct biodiversity patterns and select indicator species. *Diversity Distrib* 15: 958-971.
- Becker CG, Fonseca CR, Haddad CFB, Batista RF, Prado PI (2007) Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318(5857), 1775-1777.
- Bell KNI, Cowley PD, Whitfield AK (2001) Seasonality in Frequency of Marine Access to an Intermittently Open Estuary: Implications for Recruitment Strategies. *Estuar Coast Shelf Sci* 52: 327-337.
- Bissonnais YL, Cerdan O, Lecomte V, Benkhadra H, Souchère V, et al. (2005) Variability of soil surface characteristics influencing runoff and interrill erosion. *Catena* 62: 111-124.
- Blaber SJM, Blaber TG (1980) Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *J Fish Biol* 17: 143-162.
- Borcard D, Legendre P (2002) All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecol. Model.* 153: 51-68.
- Borcard D, Legendre P (2004) *SpaceMaker2 – User's guide*. Département de sciences biologiques, Université de Montréal.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011) *Numerical Ecology with R*. New York, USA: Springer Science. 306p.
- Brown CA, Holt SA, Jackson GA, Brooks DA, Holt GJ (2004) Simulating larval supply to estuarine nursery areas: how important are physical processes to the supply of larvae to the Aransas Pass Inlet? *Fish Oceanogr* 13(3): 181-196.
- Burns MDM, Garcia AM, Vieira JP, Bemvenuti MA, Marques D, et al. (2006) Evidence of habitat fragmentation affecting fish movement between the Patos and Mirim coastal lagoons in southern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 4(1): 69-72.

Carvalho LMV, Jones C, Ambrizzi T (2005) Opposite phases of the Antarctic Oscillation and Relationships with Intraseasonal to Interannual activity in the tropics during the Austral Summer. *J Climate* 18(5): 702-718.

Castello JP, Möller OO (1978) On the relationship between rainfall and shrimp production in the estuary of the Patos Lagoon (Rio Grande do Sul, Brazil). *Atlântica* 3: 67-74.

Castello JP (1985) La ecología de los consumidores del estuarino de la Lagoa dos Patos, Brasil. In: Yanez-Arancibia A, editor. *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. Mexico: DR (R) UNAM Press. pp. 383-406.

Castello JP (1986) Distribucion, crecimiento y maduración sexual de la corvina juvenil (*Micropogonias furnieri*) en el Estuario de la Lagoa dos Patos, Brasil. *Physis* 44(106): 21-36.

Castillo-Rivera M., Zárate-Hernández R., Ortiz-Burgos S, Zavala-Hurtado J (2010) Diel and seasonal variability in the fish community structure of a mud-bottom estuarine habitat in the Gulf of Mexico. *Mar Ecol* 31: 633-642.

Cattrijsse A, Hampel H (2006) European intertidal marshes: a review of their habitat functioning and value for aquatic organisms. *Mar Ecol Prog Ser* 324: 293-307.

Chao LH, Pereira LE, Vieira JP (1985) Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. In: Yanez-Arancibia A, editor. *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. Mexico: DR (R) UNAM Press. pp. 429-450.



Ciotti AM, Odebrecht C, Fillmann G, Möller OO (1995) Freshwater outflow and subtropical convergence influence on phytoplankton biomass in the southern Brazilian continental shelf. *Cont Shelf Res* 15(14): 1737-1756.

Cyrus D, Jerling H, MacKay F, Vivier L (2011) Lake St Lucia, Africa's largest estuarine lake in crisis: Combined effects of mouth closure, low levels and hypersalinity. *S Afr J Sci* 107(3-4): 59-71.

D'Arrigo R, Cook ER, Wilson RJ, Allan R, Mann ME (2005) On the variability of ENSO over the past six centuries. *Geophys Res Lett* 32: L03711  
doi:10.1029/2004GL022055.

Díaz E, Txurruka JM, Villate F (2011) Growth maximization in early sardine larvae: a metabolic approach. *Mar Biol* 158:1135-1148.

Dumont LFC, D'Incao F (2010) By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J Mar Biol Ass UK* 91: 1-14.

Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, et al. (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8: 241-268.

Feyrer F, Newman K, Nobriga M, Sommer T (2011) Modeling the Effects of Future Outflow on the Abiotic Habitat of an Imperiled Estuarine Fish. *Estuar Coast* 34:120-128.

Fontes J, Santos RS, Afonso P, Caselle JE (2011) Larval growth, size, stage duration and recruitment success of a temperate reef fish. *J Sea Res* 65: 1-7.

Forcada J, Trathan PN (2009) Penguin responses to climate change in the Southern Ocean. *Global Change Biol* 15(7): 1618-1630.

França S, Costa MJ, Cabral HN (2009) Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 83: 1-12.

Franzen MO, Muelbert JH, Fernandes EHL (2010) Wind events and larval fish recruitment to the Patos Lagoon estuary. *J Marine Syst* "In press."

Garcia AM, Vieira JP (2001) O Aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. *Atlântica* 23: 85-96.

Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO (2001) Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J Fish Biol* 59: 1218-1238.

Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO (2003a) Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Est Coast Shelf Sci* 57: 489-500.

Garcia AM, Raseira MB, Vieira JP, Winemiller KO, Grimm AM (2003b) Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ Biol Fish* 68: 215-228.

Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO, Grimm AM (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(6): 905-914.

Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO, Moraes LE, Paes ET (*in revision*) Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance and environmental correlates in a subtropical estuary. *Mar Ecol Prog Ser*

Gillson J (2011) Freshwater Flow and Fisheries Production in Estuarine and Coastal Systems: Where a drop of rain is not lost. *Res Fish Sci* 19(3): 168-186

- Gong D-Y, Kim S-J, Ho C-H (2009) Arctic and Antarctic Oscillation signatures in tropical coral proxies over the South China Sea. *Ann Geophys* 27: 1979-1988.
- Grimm AM, Silva Dias PL (1995) Analysis of tropical-extratropical interactions with influence functions of a barotropic model. *J Atmospheric Sci* 52: 3538-3555.
- Grimm AM, Ferraz SET, Gomes J (1998) Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. *J Climate* 11: 2863-2880.
- Grimm AM, Barros VR, Doyle ME (2000) Climate variability in Southern South America associated with El Niño and La Niña events. *J Climate* 13: 35-58.
- Grimm AM (2009) Clima da Região Sul do Brasil. In: Cavalcanti IFA, Ferreira NJ, Justi da Silva MG, Silva Dias MAF, editors. *Tempo e Clima no Brasil*. São Paulo, Brasil: Editora Oficina de Textos. pp 259-275.
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol Electron* 4(1): 9pp.
- Harry H, Hendon HH, Thompson DWJ, Wheeler MC (2006) Australian Rainfall and Surface Temperature Variations Associated with the Southern Hemisphere Annular Mode. *J Climate* 20: 2452-2467.
- Hendon HH, Thompson DWJ, Wheeler MC (2007) Australian rainfall and surface temperature variations associated with the Southern Hemisphere annular mode. *J Climate* 20(11): 2452-2467.
- Hunt, BG, Elliott TI (2004) Interaction of climatic variability with climatic change. *Atmos Ocean* 42(3) 145-172.
- James NC., Whitfield AK., Cowley PD. (2008) Long-term stability of the fish assemblages in a warm-temperate South African estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 76: 723-738.

- Jenkins GP, Conron SD, Morison AK (2010) Highly variable recruitment in an estuarine fish is determined by salinity stratification and freshwater flow: implications of a changing climate *Mar Ecol Prog Ser* 417: 249-261.
- Kennish MJ, Paerl HW (2010) Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change. In: Kennish MJ, Paerl H, editors. *Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change*. Boca Raton, U.S: Taylor & Francis/CRC Press. pp 1-15.
- Kimmerer WJ (2002) Physical, Biological, and Management Responses to Variable Freshwater Flow into the San Francisco Estuary. *Estuaries* 25(6B): 1275-1290.
- Kristiansen T, Drinkwater KF, Lough RG, Sundby S (2011) Recruitment Variability in North Atlantic Cod and Match-Mismatch Dynamics. *PLoS ONE* 6(3): e17456.
- Krusche N, Saraiva JMB, Reboita MS (2003) Normais Climatológicas Provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Lamberth SJ, van Niekerk L, Hutchings K (2008) Comparison of, and the effects of altered freshwater inflow on, fish assemblages of two contrasting South African estuaries: the cool-temperate Olifants and the warm-temperate Breede. *Afr J Mar Sci* 30(2): 311-336.
- Legendre P, Legendre L (1998) *Numerical ecology*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Science B.V. 853p.
- Legendre P, Gallagher E (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.
- Lepš J, Šmilauer P (2003) *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.

- Lima ID, Castello JP (1995) Distribution and Abundance of Southwest Atlantic Anchovy Spawners (*Engraulis anchoita*) in Relation to Oceanographic Processes in the Southern Brazilian Shelf. *Fish Oceanogr* 4(1): 1-17.
- Martinho F, Dolbeth M, Viegas I, Teixeira CM, Cabral HN, et al. (2009) Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. *Estuar Coast Shelf Sci* 83: 460-468.
- Martino EJ, Able KW (2003) Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuar Coast Shelf Sci* 56: 969-987.
- Martino EJ, Houde ED (2010) Recruitment of striped bass in Chesapeake Bay: spatial and temporal environmental variability and availability of zooplankton prey. *Mar Ecol Prog Ser* 409: 213-228.
- Martins IMS, Dias JM, Fernandes EHL, Muelbert JH (2007) Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary - Brazil. *J Mar Syst* 68(1): 537-555.
- McDowall RM (2007) On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. *Fish Fish* 8: 1-13.
- Mendes D, Souza EP, Marengo JA, Mendes MCD (2010) Climatology of extratropical cyclones over the South American–southern oceans sector. *Theor Appl Climatol* 100:239-250.
- Meynecke J-O, Lee SY, Duke NC, Warnken J (2006) Effect of rainfall as a component of climate change on estuarine fish production in Queensland, Australia. *Estuar Coast Shelf Sci* 69 (3-4): 491-504.
- Milani PCC, Fontoura NF (2007) Diagnóstico da Pesca Artesanal na Lagoa do Casamento, sistema nordeste da Laguna dos Patos: uma proposta de manejo. *Biociências* 15(1): 82-125.

- Mo KC (2000) Relationships between Low-Frequency Variability in the Southern Hemisphere and Sea Surface Temperature Anomalies. *J Climate* 13: 3599-3610.
- Möller OO, Castaing P, Salomon JC, Lazure P (2001) The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of the Patos Lagoon. *Estuaries* 24(2): 275-289.
- Möller OO, Castello JP, Vaz AC (2009) The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuar Coast* 32: 787-796.
- Möller OO, Fernandes E (2010) Hidrologia e hidrodinâmica. In: Seeliger U, Odebrecht C, editors. *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Brasil: Editora da FURG. pp. 17-27.
- Moraes LE, Paes ET, Garcia AM, Möller O, Vieira J (*in revision*) A novel multivariate time lags approach to analyze species recruitment into coastal ecosystems. *Mar Ecol Prog Ser*
- Moraes LE, Cabral H, Vieira J (*in revision2.*). Habitat disturbances in aquatic ecosystems: a revision of concepts. *Mar Pollut Bull*
- Moser, JM (1990) Solos In: *Geografia do Brasil: Região Sul*. IBGE Ed. Rio de Janeiro. Brasil.
- Muelbert JH, Muxagata E, Kaminski SM (2010) As comunidades zooplanctônicas. In: Seeliger U, Odebrecht C, editors. *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Brasil: Editora da FURG. pp. 67-75.
- Nicholls N (2010) Local and remote causes of the southern Australian autumn-winter rainfall decline, 1958–2007. *Clim Dyn* 34: 835-845.

Nordstrom M, Aarnio K, Bonsdorff E (2009) Temporal variability of a benthic food web: patterns and processes in a low-diversity system. *Mar Ecol Prog Ser* 378: 13-26.

Odebrecht C, Abreu PC, Bemvenuti CE, Coppertino M, Muelbert JH, et al. (2010) The Patos Lagoon Estuary: biotic responses to natural and anthropogenic impacts in the last decades (1979-2008). In: Kennisch MJ, Paerl H, editors. *Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change*. USA, Boca Raton: Taylor & Francis/CRC Press. pp. 433-455.

Oliveira JM, Ferreira MT, Pinheiro AN, Bochechas JH (2004) A simple method for assessing minimum flows in regulated rivers: the case of sea lamprey reproduction. *Aquat Conserv* 14(5): 481-489.

Otterlei E, Nyhammer G, Folkvord A, Stefansson SO (1999) Temperature- and size-dependent growth of larval and early juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*): a comparative study of Norwegian coastal cod and northeast Arctic cod. *Can J Fish Aquat Sci* 56: 2099-2111.

Patz JA, Campbell-Lendrum D, Holloway T, Foley JA (2005) Impact of regional climate change on human health. *Nature* 438(17): 310-317.

Pereira LE (1994) Variação diurna e sazonal dos peixes demersais na barra do estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Atlântica* 16: 5-21.

Peres-Neto PR (2006) A unified strategy for estimating and controlling spatial, temporal and phylogenetic autocorrelation in ecological models. *Oecol Bras* 10: 105-119.

Petry AC, Schulz UH (2006) Longitudinal changes and indicator species of the fish fauna in the subtropical Sinos River, Brazil. *J Fish Biol* 69: 272-290.

- Piazza BP, La Peyre MK (2011) Nekton community response to a large-scale Mississippi River discharge: Examining spatial and temporal response to river management. *Estuar Coast Shelf Sci* 91: 379-387.
- Piazza BP, La Peyre MK, Keim BD (2010) Relating large-scale climate variability to local species abundance: ENSO forcing and shrimp in Breton Sound, Louisiana, USA. *Clim Res* 42: 195-207.
- Pollack JB, Palmer TA, Montagna PA (2011) Long-term trends in the response of benthic macrofauna to climate variability in the Lavaca-Colorado Estuary, Texas. *Mar Ecol Prog Ser* 436: 67-80.
- Ramos S, Ré P, Bordalo AA (2009) Environmental control on early life stages of flatfishes in the Lima Estuary (NW Portugal). *Estuar Coast Shelf Sci* 83: 252-264.
- Rao VB, Do Carmo AMC, Franchito SH (2003) Inter-annual variations of storm tracks in the Southern Hemisphere and their connections with the Antarctic Oscillation. *Int J Climatol* 23: 1537-1545.
- Schmidt N, Luther ME (2002) ENSO Impacts on Salinity in Tampa Bay, Florida. *Estuaries* 25(5): 976-984.
- Schroeder FA, Castello JP (2010) An essay on the potential effects of climate change on fisheries in Patos Lagoon, Brazil. *Pan-Am J Aquat Sci* 5: 148-158.
- Seeliger U (2001) The Patos Lagoon Estuary, Brazil. In: Seeliger U, Kjerfve B, editors. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. USA: Springer-Verlag. USA. pp. 167-183.
- Silvestri GE, Vera CS (2003) Antarctic Oscillation signal on precipitation anomalies over southeastern South America. *Geophys Res Lett* 30: 2115  
doi:10.1029/2003GL018277.



Stammerjohn SE, Martinson DG, Smith RC, Iannuzzi RA (2008) Sea ice in the western Antarctic Peninsula region: Spatio-temporal variability from ecological and climate change perspectives. *Deep-Sea Res II* 55: 2041-2058.

Sun QJ, Wang HJ, Yuan W (2010) Linkage of the Boreal Spring Antarctic Oscillation to the West African Summer Monsoon. *J Meteorol Soc Jpn* 88(1): 15-28.

Thompson DWJ, Wallace JM (2000) Annular modes in the extratropical circulation. Part I: Month-to-month variability. *J Climate* 13: 1000-1016.

Trape S, Durand J-D, Guilhaumon F, Vigliola L, Panfili J (2009) Recruitment patterns of young-of-the-year mugilid fishes in a West African estuary impacted by climate change. *Estuar Coast Shelf Sci* 85: 357-367.

Vasconcellos FC, Cavalcanti IFA (2010) Extreme precipitation over Southeastern Brazil in the austral summer and relations with the Southern Hemisphere annular mode. *Atmos Sci Let* 11: 21-26.

Vaz AC, Möller OO, Almeida TL (2006) Análise Quantitativa da Descarga dos Rios Afluentes da Lagoa Dos Patos. *Atlântica* 28(1): 13-23.

Vera C (2003) Interannual and interdecadal variability of atmospheric synoptic-scale activity in the Southern Hemisphere. *J Geophys Res* 108: C4, 8077, doi:10.1029/2000JC000406.

Vieira JP, Castello JP, Pereira LE (1998) Ictiofauna. In: Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP, editors. *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Brasil: Ecoscientia. pp. 60-68.

Vieira JP, Garcia AM, Moraes LE (2010) A Assembléia de Peixes. In: Seeliger U, Odebrecht C, editors. *O Estuário da Lagos dos Patos: um século de transformações*. Brasil: Editora da FURG. pp 79-88.

Vorwerk PD, Whitfield AK, Cowley PD, Patersonc AW (2003). The influence of selected environmental variables on fish assemblage structure in a range of southeast African estuaries. *Environ. Biol Fish* 66: 237-247.

Whitfield AK (2005) Fishes and freshwater in southern African estuaries – A review. *Aquat Living Resour* 18: 275-289.

Zampatti BP, Bice CM, Jennings PR (2010) Temporal variability in fish assemblage structure and recruitment in a freshwater-deprived estuary: The Coorong, Australia. *Mar Freshwater Res* 61(11): 1298-1312.

## TABLES

Table 01 – Seasonal values of mean and standard deviations (Mean±SD) of each environmental variable in the Patos Lagoon Estuary between August 1999 and July 2010.

	Summer	Autumn	Winter	Spring
TEMP (°C)	26.7 ± 1.86	19.6 ± 3.83	15.4 ± 2.33	22.3 ± 2.93
U-SW (m/s)	-2.4 ± 0.59	0.48 ± 0.81	-0.11 ± 0.79	-2.5 ± 0.99
V-SW (m/s)	-0.8 ± 1.34	0.60 ± 1.34	-0.24 ± 1.87	-1.03 ± 1.24
TRANS (m)	0.61 ± 0.25	0.53 ± 0.23	0.44 ± 0.24	0.29 ± 0.14
SAL	13.0 ± 9.48	12.9 ± 9.60	6.4 ± 5.03	5.5 ± 7.60
RAINL (mm)	109.2 ± 87.52	138.1 ± 79.54	115.7 ± 64.57	112.2 ± 58.67
RAIND (mm)	119.5 ± 51.63	131.0 ± 53.01	126.8 ± 48.28	153.5 ± 61.61
FLOW (m <sup>3</sup> /s)	957.5 ± 1057.15	958.6 ± 715.93	1602.2 ± 961.53	2016.9 ± 1154.80
NINO3	-0.15 ± 0.89	-0.07 ± 0.37	0.02 ± 0.55	-0.05 ± 0.89
SAM	0.13 + 0.77	0.00 ± 0.98	-0.04 ± 1.00	0.06 ± 1.20

a) TEMP – temperature; U-SW - zonal component of surface wind; V-SW – meridional component of surface wind; TRANS – water transparency; SAL – salinity; RAINL – local rainfall; RAIND – drainage basin rainfall; FLOW – freshwater inflow; NINO3 – ENSO index; SAM – SAM index.

Table 02 – Cross-correlations between environmental variables in the Patos Lagoon Estuary (1999-2010). Values are Pearson's correlation coefficients and bold values represent the maximal correlation between the response and explanatory variables. The lags are showed in months.

Lags	TEMP	RUSW	RVSW	FLOW	RAIND	RAINL	NINO3	SAM
SALINITY (SAL)								
0	NS	-0.21**	<b>0.41**</b>	<b>-0.86**</b>	-0.45**	-0.51**	-0.26**	0.22*
1	0.29 <sup>+</sup>	-0.33**	0.34**	<b>-0.84**</b>	<b>-0.51**</b>	<b>-0.56**</b>	-0.31 <sup>+</sup>	0.33 <sup>+</sup>
2	<b>0.41**</b>	-0.47**	0.22**	-0.67**	<b>-0.53**</b>	<b>-0.55**</b>	<b>-0.34**</b>	0.41**
3	<b>0.43**</b>	-0.59**	NS	-0.47**	-0.49**	-0.50**	<b>-0.33<sup>+</sup></b>	<b>0.45**</b>
4	0.34 <sup>+</sup>	<b>-0.65**</b>	NS	-0.21*	-0.41**	-0.41**	-0.29 <sup>+</sup>	<b>0.46**</b>
5	NS	-0.63**	NS	NS	-0.29 <sup>+</sup>	-0.29 <sup>+</sup>	-0.22*	0.43**
6	NS	-0.52**	NS	0.19*	-0.18*	NS	NS	0.39**
WATER TRANSPARENCY (TRANS)								
0	0.18*	NS	<b>0.59**</b>	<b>-0.73**</b>	-0.32 <sup>+</sup>	-0.41**	NS	0.25**
1	0.45**	NS	0.45**	<b>-0.71**</b>	<b>-0.40**</b>	<b>-0.47**</b>	NS	0.32 <sup>+</sup>
2	<b>0.60**</b>	-0.20**	0.25 <sup>+</sup>	-0.53**	<b>-0.42**</b>	<b>-0.44**</b>	NS	<b>0.35**</b>
3	<b>0.59**</b>	-0.34**	NS	-0.24**	-0.37**	-0.34**	NS	<b>0.36**</b>
4	0.44**	<b>-0.42**</b>	NS	NS	-0.25**	-0.18*	NS	0.32 <sup>+</sup>
5	NS	-0.39**	-0.22**	0.39**	NS	NS	NS	0.27**
6	NS	-0.25 <sup>+</sup>	-0.20**	0.58**	NS	NS	NS	0.21*
FRESHWATER INFLOW (FLOW)								
0	-0.32 <sup>+</sup>	NS	<b>-0.41**</b>	-	0.62**	0.56**	0.21*	-0.24**
1	-0.52**	0.23 <sup>+</sup>	-0.28 <sup>+</sup>	-	<b>0.71**</b>	<b>0.60**</b>	0.31 <sup>+</sup>	<b>-0.30<sup>+</sup></b>

2	<b>-0.59<sup>++</sup></b>	0.41 <sup>++</sup>	NS	-	<b>0.72<sup>++</sup></b>	0.58 <sup>++</sup>	<b>0.36<sup>++</sup></b>	<b>-0.32<sup>+</sup></b>
3	-0.51 <sup>++</sup>	0.55 <sup>++</sup>	NS	-	0.64 <sup>++</sup>	0.50 <sup>++</sup>	<b>0.37<sup>++</sup></b>	-0.29 <sup>+</sup>
4	-0.31 <sup>+</sup>	<b>0.61<sup>++</sup></b>	NS	-	0.50 <sup>++</sup>	0.37 <sup>++</sup>	0.34 <sup>++</sup>	-0.25 <sup>**</sup>
5	NS	0.57 <sup>++</sup>	NS	-	0.32 <sup>+</sup>	0.22 <sup>*</sup>	0.26 <sup>**</sup>	-0.18 <sup>*</sup>
6	0.24 <sup>**</sup>	0.43 <sup>++</sup>	NS	-	NS	NS	NS	NS

---

LOCAL RAINFALL (RAINF)

---

0	<b>-0.30<sup>+</sup></b>	0.28 <sup>+</sup>	-0.19 <sup>**</sup>	-	<b>0.66<sup>++</sup></b>	-	NS	NS
1	-0.27 <sup>**</sup>	0.33 <sup>++</sup>	NS	-	<b>0.66<sup>++</sup></b>	-	NS	NS
2	-0.18 <sup>*</sup>	0.36 <sup>++</sup>	NS	-	0.61 <sup>++</sup>	-	NS	NS
3	NS	<b>0.37<sup>++</sup></b>	NS	-	0.53 <sup>++</sup>	-	NS	NS
4	NS	0.34 <sup>++</sup>	NS	-	0.42 <sup>++</sup>	-	NS	-0.21 <sup>*</sup>
5	0.19 <sup>*</sup>	0.29 <sup>++</sup>	-0.20 <sup>**</sup>	-	0.32 <sup>+</sup>	-	NS	<b>-0.25<sup>**</sup></b>
6	0.23 <sup>**</sup>	0.21 <sup>**</sup>	<b>-0.29<sup>++</sup></b>	-	0.25 <sup>**</sup>	-	<b>0.18<sup>*</sup></b>	<b>-0.26<sup>**</sup></b>

---

DRAINAGE BASIN RAINFALL (RAIND)

---

0	<b>-0.25<sup>**</sup></b>	0.21 <sup>**</sup>	-0.23 <sup>+</sup>	-	-	<b>0.66<sup>++</sup></b>	NS	NS
1	-0.23 <sup>**</sup>	0.28 <sup>+</sup>	-0.19 <sup>**</sup>	-	-	0.60 <sup>++</sup>	<b>0.20<sup>*</sup></b>	NS
2	NS	<b>0.32<sup>++</sup></b>	-0.17 <sup>*</sup>	-	-	0.50 <sup>++</sup>	<b>0.21<sup>*</sup></b>	NS
3	NS	<b>0.32<sup>++</sup></b>	-0.17 <sup>*</sup>	-	-	0.39 <sup>++</sup>	NS	NS
4	NS	0.28 <sup>+</sup>	-0.20 <sup>**</sup>	-	-	0.28 <sup>**</sup>	NS	NS
5	NS	0.21 <sup>**</sup>	-0.25 <sup>+</sup>	-	-	0.20 <sup>*</sup>	NS	NS
6	NS	NS	<b>-0.32<sup>++</sup></b>	-	-	NS	NS	NS

a) NS – non-significant values; \* p < 0.10; \*\* p < 0.05; + p < 0.01; ++ p < 0.001.

b) TEMP – water temperature; RUSW and RVSW - residual zonal and meridional wind component, respectively (non-temperature-related); NINO3 – ENSO index; SAM – SAM index.

Table 03 - Cross-correlations between climatic indices (NINO3 and SAM) and residual zonal (RUSW) and meridional (RVSW) wind component in the Patos Lagoon Estuary (1999-2010). Values are Pearson's correlation coefficients and bold values represent the maximal correlation between the response and explanatory variables. The lags are showed in months

Lags	NINO3		SAM	
	RUSW	RVSW	RUSW	RVSW
0	<b>0.42<sup>++</sup></b>	<b>0.15*</b>	-0.35 <sup>++</sup>	<b>-0.14*</b>
1	0.40 <sup>++</sup>	NS	<b>-0.37<sup>++</sup></b>	<b>-0.15*</b>
2	0.36 <sup>++</sup>	NS	<b>-0.37<sup>++</sup></b>	NS
3	0.31 <sup>++</sup>	NS	-0.34 <sup>++</sup>	NS
4	0.27 <sup>+</sup>	NS	-0.28 <sup>+</sup>	NS
5	0.23 <sup>**</sup>	NS	-0.20 <sup>**</sup>	NS
6	0.19 <sup>**</sup>	NS	NS	NS

a) Ns – non-significant values; \* p < 0.10; \*\* p < 0.05; + p < 0.01; ++ p < 0.001

Table 04 – Marginal or independent effects (R2) of environmental variables with different time-lags on the main temporal variation modes of species abundance in the Patos Lagoon Estuary (1999-2010). Bold values represent the maximal correlation between the response and explanatory variables. The lags are showed in months.

Lags	TEMP	RUSW	RVSW	TRANS	SAL	FLOW	RAIND	RAINL	NINO3	SAM
INTER-ANNUAL VARIATIONS										
0	NS	<b>0.162+</b>	NS	<b>0.146<sup>**</sup></b>	<b>0.278+</b>	<b>0.239+</b>	NS	<b>0.214+</b>	0.122*	NS
1	NS	0.146+	NS	<b>0.151<sup>**</sup></b>	<b>0.275+</b>	<b>0.236+</b>	NS	<b>0.216+</b>	0.127*	NS
2	NS	0.122 <sup>**</sup>	NS	<b>0.148<sup>**</sup></b>	0.259 <sup>**</sup>	0.226+	<b>0.123*</b>	0.205 <sup>**</sup>	<b>0.135<sup>**</sup></b>	0.104*

3	NS	NS	NS	0.138*	0.233**	0.211**	<b>0.124*</b>	0.191**	<b>0.137**</b>	<b>0.118**</b>
4	NS	NS	NS	0.122*	0.201**	0.193**	<b>0.126*</b>	0.173*	<b>0.137**</b>	<b>0.123**</b>
5	NS	NS	NS	NS	0.167*	0.174**	<b>0.126**</b>	0.154*	<b>0.134*</b>	<b>0.119*</b>
6	NS	NS	NS	NS	NS	0.155**	<b>0.126**</b>	NS	<b>0.131**</b>	NS
ANNUAL VARIATIONS										
0	NS	NS	<b>0.198**</b>	<b>0.241+</b>	<b>0.251+</b>	<b>0.262+</b>	NS	NS	NS	NS
1	0.256**	NS	NS	0.222**	0.223**	<b>0.259+</b>	NS	NS	NS	NS
2	<b>0.280**</b>	NS	NS	0.178*	NS	0.210*	NS	NS	NS	NS
3	0.264**	<b>0.129*</b>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
4	NS	<b>0.126*</b>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	<b>0.055*</b>
5	NS	NS	0.189**	0.204**	0.186*	0.183*	NS	NS	NS	NS
6	NS	NS	0.189**	0.230+	0.214**	0.231**	NS	NS	NS	NS
INTER-ANNUAL + ANNUAL VARIATIONS										
0	NS	NS	<b>0.094**</b>	<b>0.182+</b>	<b>0.248+</b>	<b>0.228+</b>	NS	0.108**	0.067*	NS
1	0.169**	NS	NS	0.170+	0.233+	<b>0.225+</b>	0.093*	<b>0.121**</b>	<b>0.071**</b>	NS
2	<b>0.183**</b>	NS	NS	0.133**	0.190**	0.186**	<b>0.100*</b>	<b>0.116**</b>	<b>0.071**</b>	0.058*
3	0.160**	0.068**	NS	0.100*	0.139**	0.138**	<b>0.100*</b>	0.093*	<b>0.068**</b>	0.069**
4	NS	<b>0.076**</b>	NS	NS	0.099*	0.107*	NS	0.085*	0.063*	<b>0.072**</b>
5	NS	0.070**	NS	NS	NS	0.099*	NS	0.079*	NS	0.066**
6	NS	NS	NS	0.100*	NS	0.096*	NS	NS	NS	NS

a) NS – non-significant values; \* p < 0.10; \*\* p < 0.05; + p < 0.01.

b) TEMP – water temperature; RUSW and RVSU – residual zonal and meridional wind component, respectively (non-temperature-related); TRANS – water transparency; SAL – salinity; RAINL – local rainfall; RAIND – drainage basin rainfall; FLOW – freshwater inflow; NINO3 – ENSO index; SAM – SAM index.

Table 05 - Results of Canonical Redundancy Analysis (RDA) performed on interannual and annual temporal variation modes of species abundance in the Patos Lagoon Estuary (1999-2010). Each abiotic factor was represented in the environmental matrix for only a variable, which indicated the main delay identified from multivariate time-lag analyses. F represents the pseudo-F statistic. Bold values indicate the environmental variables that showed significant conditional effects ( $p < 0.10$ ).

	Effects				Bi-plot scores	
	Marginal	Conditional	Pseudo-F	p-value	Axes 1	Axes 2
<b>SAL_0</b>	<b>0.2476</b>	<b>0.2476</b>	<b>40.80</b>	<b>0.0043</b>	<b>-0.9140</b>	<b>-0.2555</b>
<b>TEMP_2</b>	<b>0.1828</b>	<b>0.1080</b>	<b>20.60</b>	<b>0.0100</b>	<b>-0.6993</b>	<b>0.5113</b>
<b>RVSW_0</b>	<b>0.0941</b>	<b>0.0760</b>	<b>16.31</b>	<b>0.0342</b>	<b>-0.1694</b>	<b>-0.7789</b>
<b>FLOW_0</b>	<b>0.2283</b>	<b>0.0366</b>	<b>8.32</b>	<b>0.0739</b>	<b>0.8835</b>	<b>-0.0452</b>
TRANS_0	0.1819	0.0320	6.74	0.1507	-0.7573	-0.0091
NINO3_2	0.0706	0.0288	6.35	0.2600	0.4050	-0.0423
RAIND_2	0.0999	0.0275	6.61	0.2361	0.5170	0.1198
SAM_4	0.0724	0.0265	6.08	0.1904	-0.4371	-0.1932
RUSW_4	0.0757	0.0229	5.73	0.2743	0.4198	-0.2144
RAINL_1	0.1208	0.0171	4.42	0.5272	0.5552	0.1558
Summary					Axes 1	Axes 2
Eigenvalues					0.285	0.116
Species-environment percentage					0.975	0.857
Cumulative percentage variance of species data					28.5	40.1
Cumulative percentage variance of species-environment relation					46.7	65.7

a) Non-lagged environmental variables: Salinity (SAL\_0), freshwater inflow (FLOW\_0), residual meridional wind component (RVSW\_0), water transparency (TRANS\_0).



b) Lagged environmental variables: 1 month delay – local rainfall (RAINL\_1); 2 months delay – water temperature (TEMP-2), ENSO index (NINO3\_2), drainage basin rainfall (RAIND\_2); 4 months delay – SAM index (SAM) and residual zonal wind component (RUSW).

## FIGURES

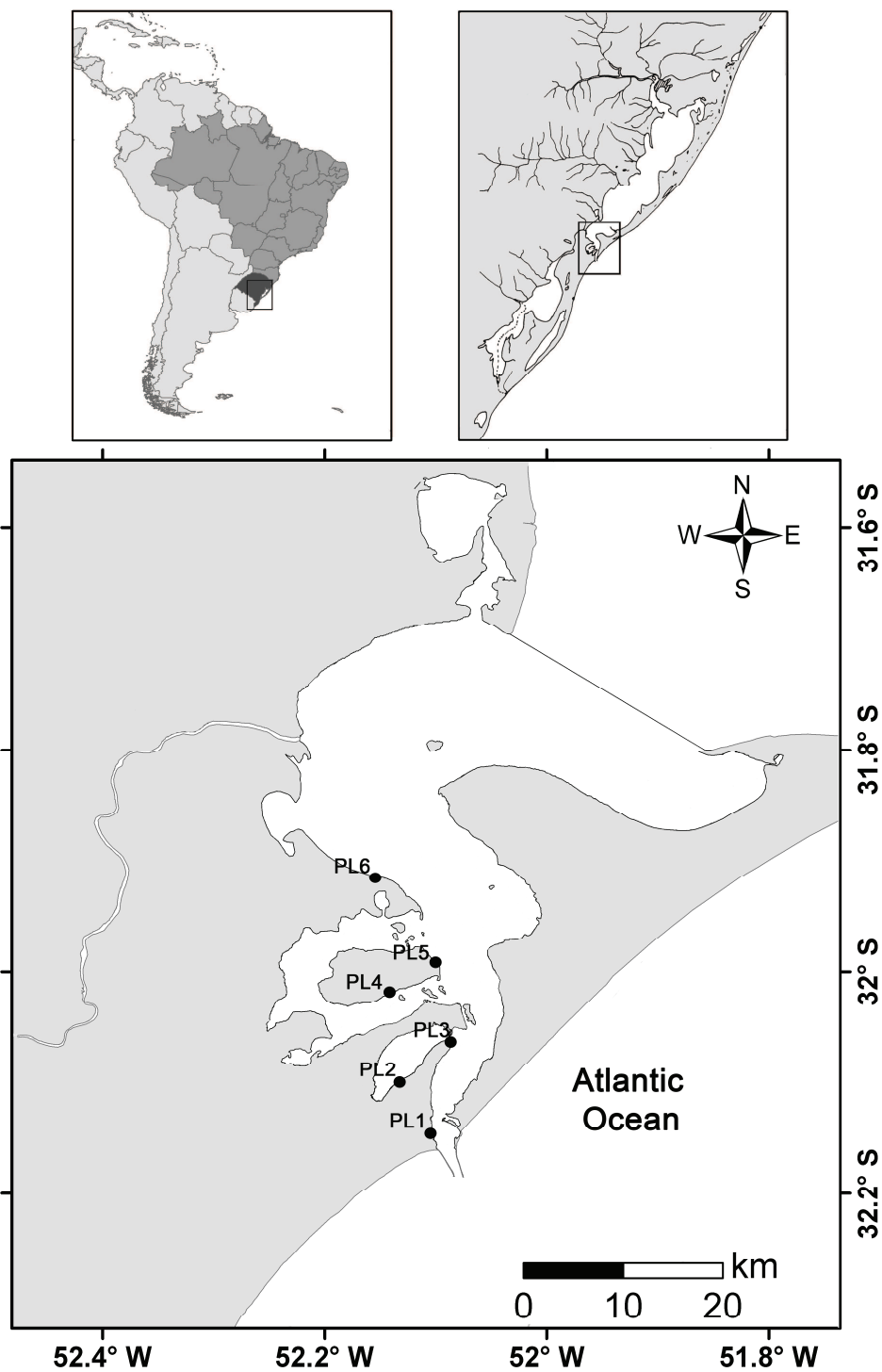


Fig. 01 – Map showing the sampling sites located in the Patos Lagoon Estuary. The right upper panel shows the drainage basin of Patos-Mirim Lagoon System (~200,000 km<sup>2</sup>).

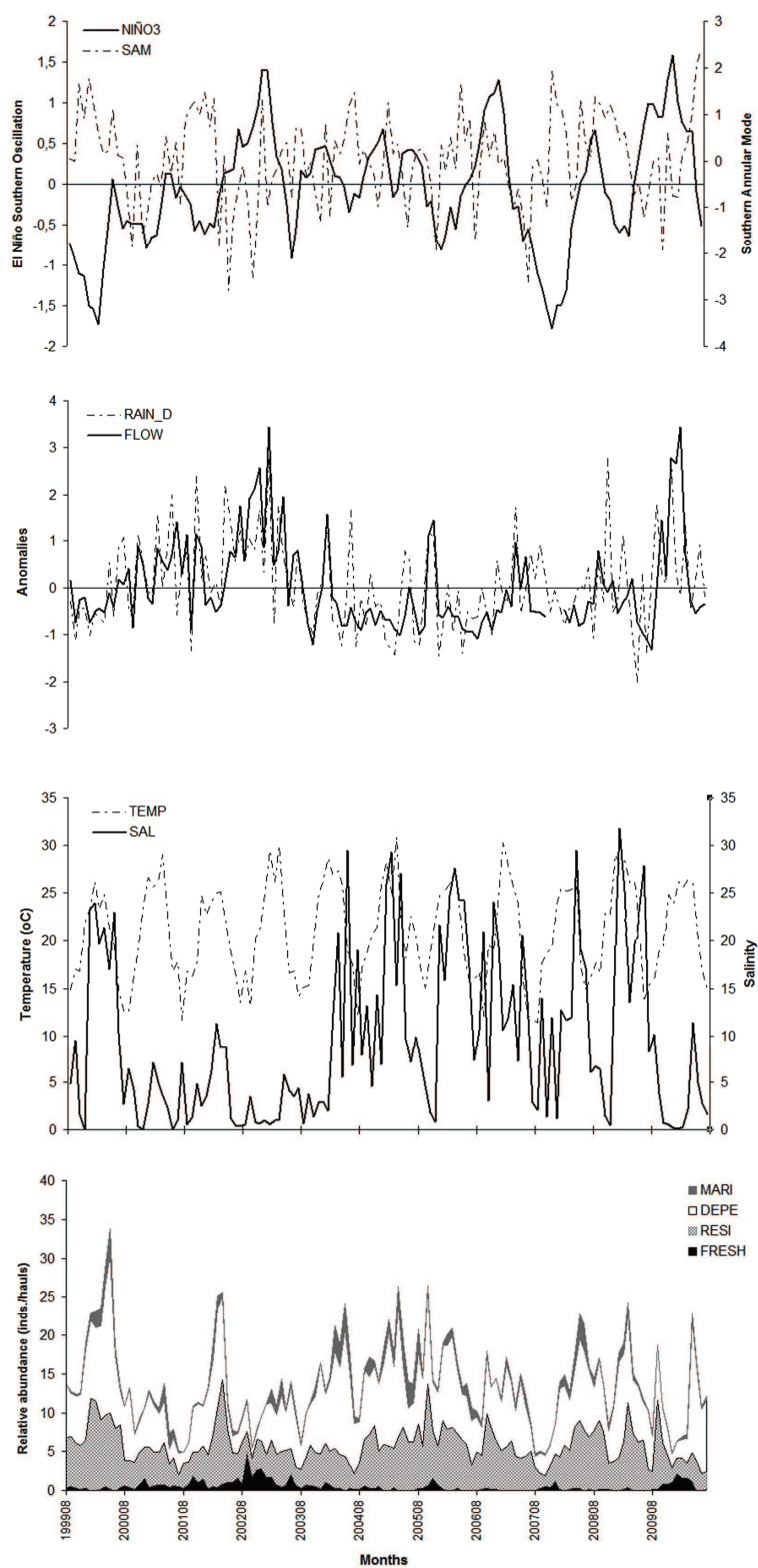


Fig. 02 – Monthly variation of the environmental variables (water temperature – TEMP, salinity – SAL, drainage basin rainfall – RAIN\_D, freshwater inflow – FLOW, ENSO index – NIÑO3 and SAM index – SAM) and of the relative abundance of the

four fish guilds (RESI – estuarine-resident, DEPE – estuarine-dependent, MARI – marine vagrant, FRESH – freshwater vagrant) in Patos Lagoon Estuary.

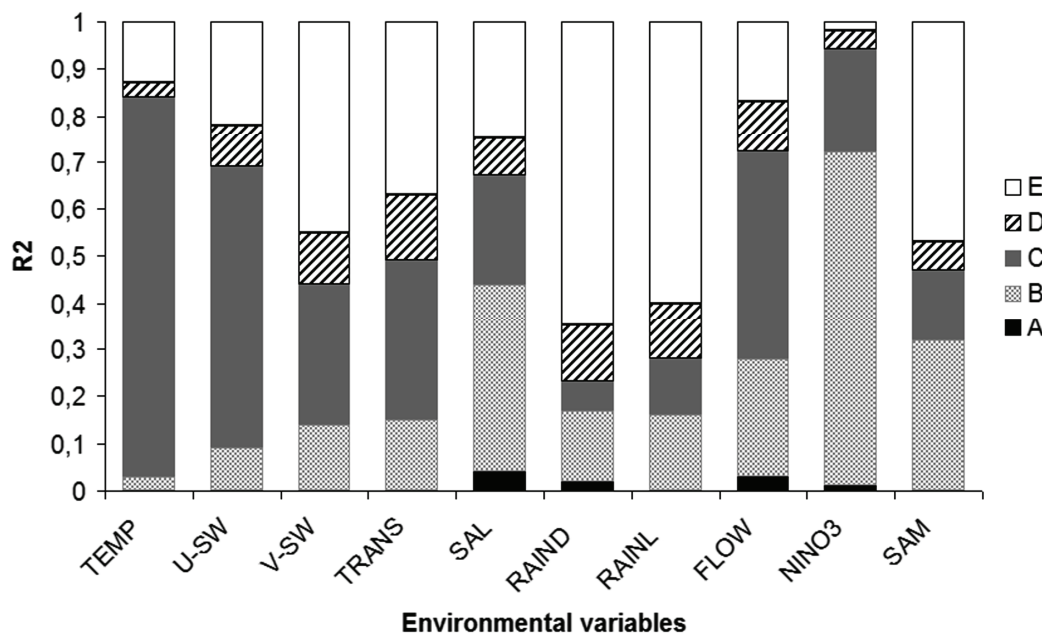


Fig. 03 – Amount of variation in the environmental time-series explained by linear trend (A), interannual cycles (B), annual cycles (C) subannual cycles (D) in Patos Lagoon Estuary (1999-2010). White bars (E) represent the unexplained variation. TEMP – temperature; U-SW - zonal component of surface wind; V-SW – meridional component of surface wind; TRANS – water transparency; SAL – salinity; RAIND – drainage basin rainfall; RAINL – local rainfall; FLOW – freshwater inflow; NINO3 – ENSO index; SAM – SAM index.

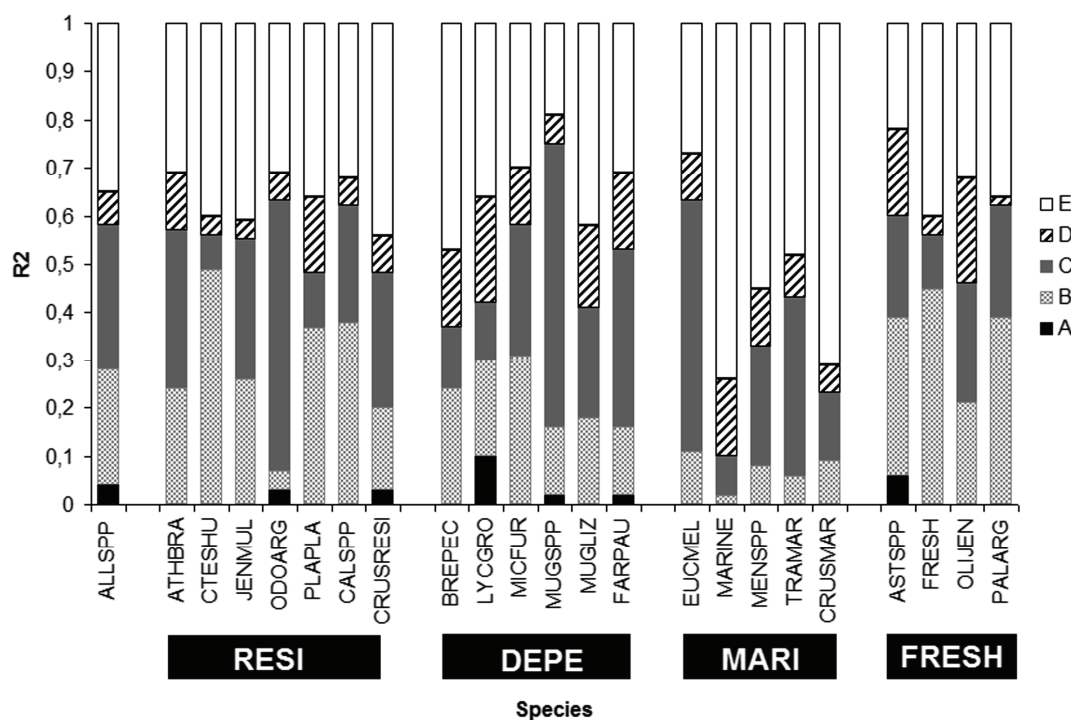


Fig. 04 – Amount of variation of species abundance explained by linear trend (A), interannual cycles (B), annual cycles (C) subannual cycles (D) in Patos Lagoon Estuary (1999-2010). White bars (E) represent the unexplained variation.

Estuarine-resident species (RESI: ATHBRA - *Atherinella brasiliensis*, CTESHU - *Ctenogobius shufeldti*, JENMUL - *Jenynsia multidentata*, ODOARG - *Odontesthes argentinensis*, PLAPLA - *Platanichthys platana*, CALSPP - *Callinectes* sp., CRUSRESI – occasional resident crustaceans); Estuarine-dependent species (DEPE: BREPEC – *Brevoortia pectinata*, LYCGRO – *Lycengraulis grossidens*, MICFUR – *Micropogonias furnieri*, MUGSPP – *Mugil* sp., MUGLIZ – *Mugil liza*, FARPAU - *Farfantepenaeus paulensis*); Marine vagrant species (MARI: EUCMEL - *Eucinostomus melanopterus*, MARINE – occasional marine fishes, MENSPP – *Menticirrhus* sp., TRAMAR - *Trachinotus marginatus*, CRUSMAR – occasional marine crustaceans); Freshwater vagrant species (FRESH: ASTSPP – *Astyanax*

sp., FRESH - occasional freshwater fishes, OLIJEN - *Oligosarcus jenynsii*, PALARG - *Palaemonetes argentinus*); ALLSPP – all species.

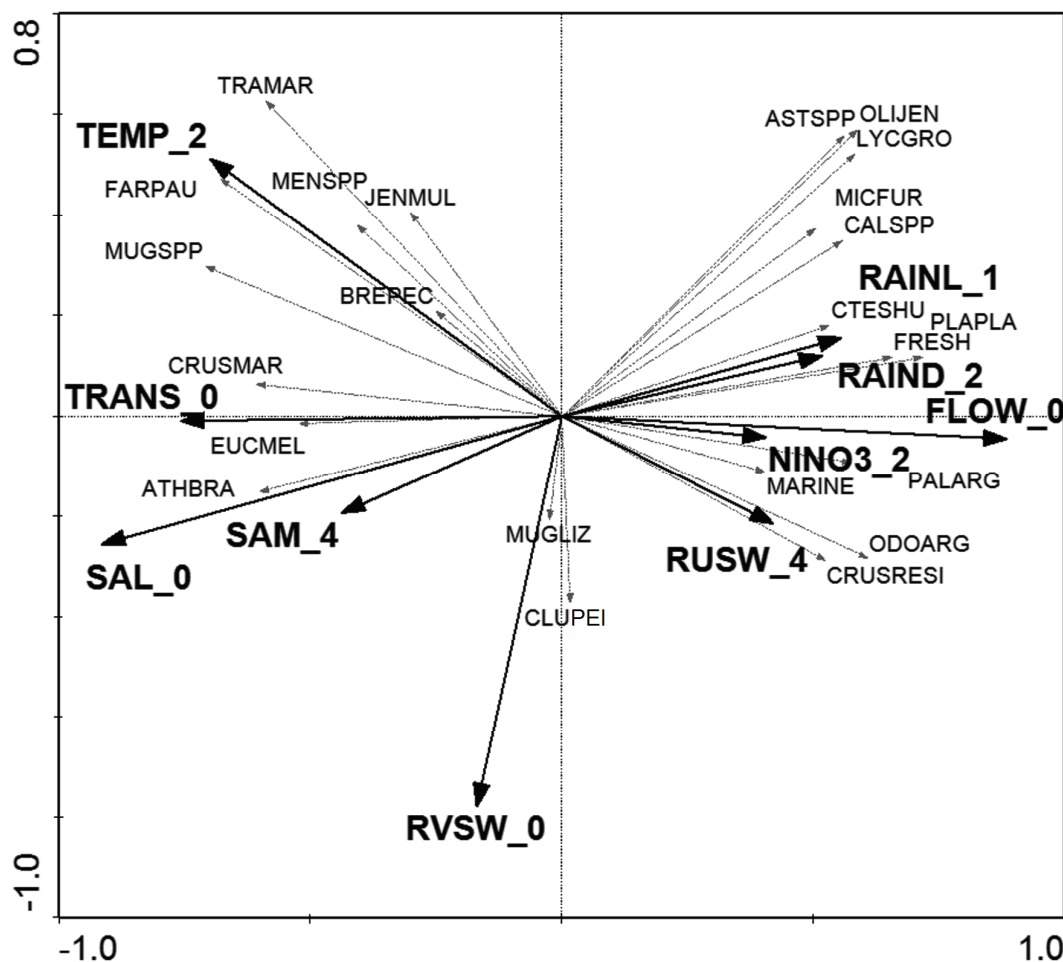


Fig 05 - Canonical redundancy analysis (RDA) ordination diagram based on the relative abundance (CPUE) of the all species and the distribution of the environmental variables in the Patos Lagoon Estuary (1999-2011). Correlations of fish species and environmental variables with each axes are represented by the length and angle of the arrows. Original and lagged environmental variables are represented by the following codes: a) original - Salinity (SAL\_0), freshwater outflow (FLOW\_0), residual meridional wind component (RVSU\_0) and water

transparency (TRANS\_0); b) 1 month delay - local rainfall (RAINL\_1); c) 2 months delay) - water temperature (TEMP-2), ENSO index (NINO3\_2), drainage basin rainfall (RAIND\_2); d) 4 months delay - SAM index (SAM\_4) and residual zonal wind component (RUSW\_4). Estuarine-resident species (RESI: ATHBRA - *Atherinella brasiliensis*, CTESHU - *Ctenogobius shufeldti*, JENMUL - *Jenynsia multidentata*, ODOARG - *Odontesthes argentinensis*, PLAPLA - *Platanichthys platana*, CALSPP - *Callinectes* sp., CRUSRESI – rare resident crustaceans); Estuarine-dependent species (DEPE: BREPEC – *Brevoortia pectinata*, LYCGRO – *Lycengraulis grossidens*, MICFUR – *Micropogonias furnieri*, MUGSPP – *Mugil* sp., MUGLIZ – *Mugil liza*, FARPAU - *Farfantepenaeus paulensis*); Marine vagrant species (MARI: EUCMEL - *Eucinostomus melanopterus*, MARINE – occasional marine fishes, MENSPP – *Menticirrhus* sp., TRAMAR - *Trachinotus marginatus*, CRUSMAR – rare marine crustaceans); Freshwater vagrant species (FRESH: ASTSPP – *Astyanax* sp., FRESH - rare freshwater fishes, OLIJEN - *Oligosarcus jenynsii*, PALARG - *Palaemonetes argentinus*).

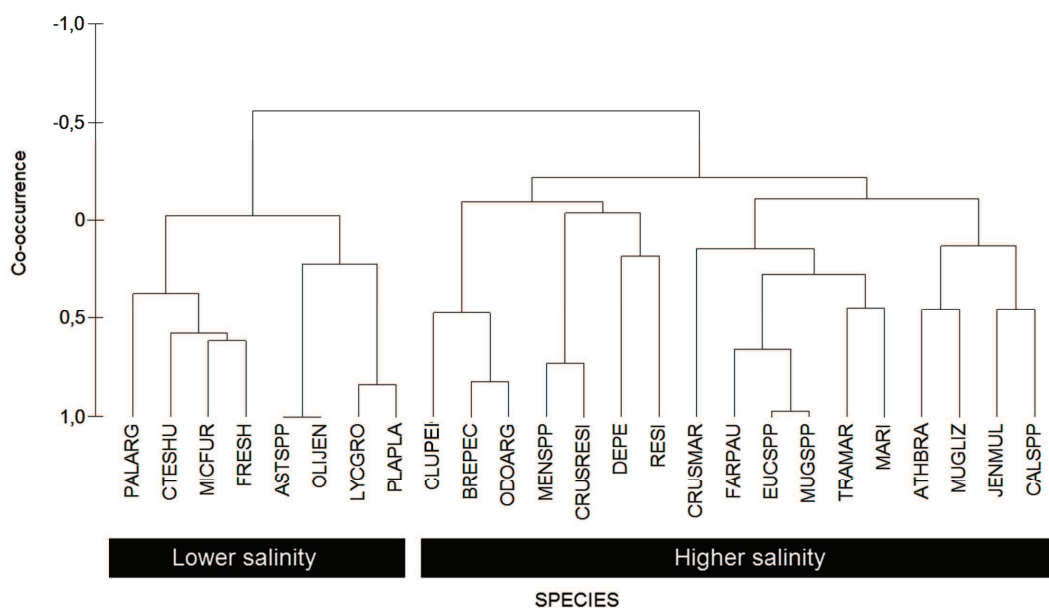


Fig. 6 - Dendrogram showing two species groups in Patos Lagoon Estuary (1999-2010) as classified by co-occurrence-based hierarchical clustering (*sensu* Azeira et al. 2009). Original values of deviation matrix (from -9.95 to 9.95) were rescaled to values between -1 and 1. Alphabetic codes refer to species or genera. Rare species were grouped into the four use guilds of the estuary (Freshwater vagrant fishes - FRESH, Estuarine-dependent fishes - DEPE, Estuarine-resident species – RESI (fish) and CRUSRESI (crustaceans), Marine vagrant species - MARI (fish) and CRUSMAR (crustaceans)).



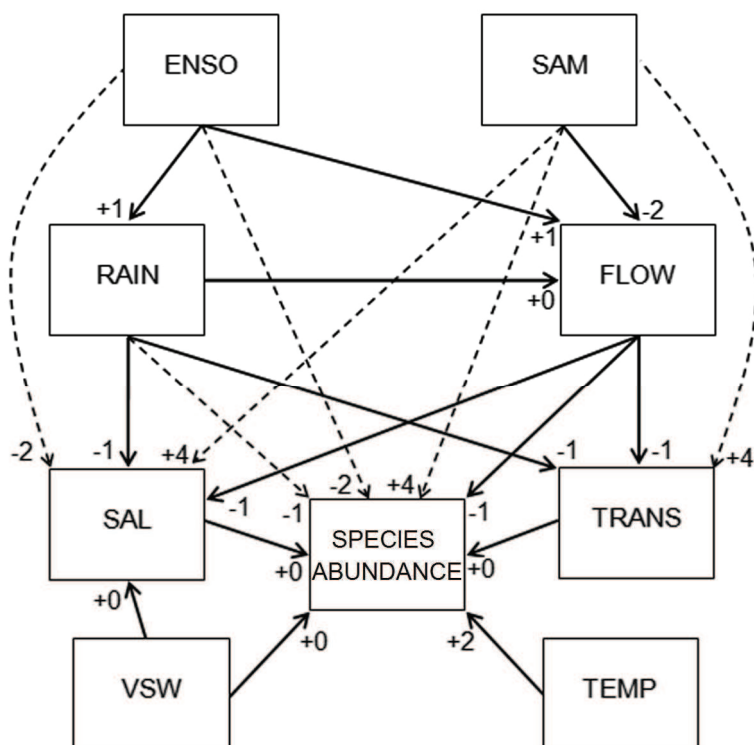


Fig. 7 – Conceptual map of the main relationships between environmental and biological variables identified in the Patos Lagoon Estuary during 1999-2010. The numbers indicate the most likely time-lags for each relationship and the sign (+ or -) indicates the type of response (positive or negative, respectively). The solid and dashed arrows indicate the direct and indirect effects, respectively.

## **ANEXO IV**

Mudanças de longo-prazo na assembleia de peixes das zonas rasas em um  
estuário subtropical no Sul do Brasil

Moraes, Leonardo E; Garcia, Alexandre; Vieira, João.

Mudanças de longo-prazo na assembléia de peixes das zonas rasas em um estuário subtropical no sul do Brasil.

(Long-term changes in the fish assemblage in a warm-temperate Brazilian estuary)

### **Resumo**

Usando séries temporais de 30 anos da abundância de peixes coletados no estuário da Lagoa dos patos, este estudo mostra as principais mudanças na estrutura da assembléia de peixes nas zonas rasas deste estuário, principalmente na abundância e diversidade taxonômica. Mudanças estruturais na assembléia de peixes estiveram relacionadas principalmente a um aumento acentuado na abundância de *Brevoortia pectinata* e o decréscimo de *Jenynsia multidentata* e *Micropogonias furnieri*. As mudanças de longo-prazo observadas tanto para *B. pectinata* e *M. furnieri* pode estar associado à atividade de pesca, e a mudança de *J. multidentata* parece estar relacionada principalmente aos distúrbios antrópicos, especialmente a perda de habitat. Mas, em geral, as mudanças globais na estrutura da comunidade, provavelmente, estiveram associadas a uma mudança nas condições hidrológicas do estuário de oligohalinas para um status mixohaline/euhalinas mais permanente nos últimos 10 anos, devido à predominância das fases neutra e negativa do ENSO (*El Niño* Oscilação Sul) e da fase positiva do SAM (Modo Anular Sul), as quais favorecem a salinização do estuário. As mudanças no recrutamento dos peixes ligadas às alterações nos padrões hidrológicos do estuário, promovido por fenômenos climáticos, e aos impactos da pesca e dos distúrbios do habitat reforçam a hipótese de que o recrutamento de peixes no estuário da Lagoa dos Patos é fortemente vulnerável a

mudanças climáticas globais e às transformações do estuário induzidas pelo homem.

**Palavras-chave:** séries temporais, hidrodinâmica estuarina, esforço de pesca, distúrbios do habitat, mudanças climáticas, estuário da Lagoa dos Patos.

### **Abstract**

Using a 30-year time series of fish abundance collected at Patos Lagoon Estuary, this study shows the major changes in the structure of the fish assemblage in the shallow areas of this estuary, especially in the species abundance and taxonomic diversity. Structural changes in fish assemblage were related mostly to a sharp increase in the abundance of *Brevoortia pectinata* and decrease of *Jenynsia multidentata* and *Micropogonias furnieri*. Both the long-term change observed to *M. furnieri* and *B. pectinata* could be associated to fishing activity, and the change of *J. multidentata* seems be related mostly to man-induced disturbances, especially habitat loss. But, in general, the overall changes in the community structure were probably associated to a shift in the estuarine hydrological conditions from oligohaline to more permanent mixohaline/euhaline status observed in the last ten years probably due to predominance of neutral and negative phases of ENSO (*El Niño* Southern Oscillation) and positive phase of SAM (Southern Annular Mode), which favor the estuary salinization. The changes in fish recruitment linked to shift in estuarine hydrological patterns, promoted by climatic phenomena, and to the impacts of fishing and habitat disturbances reinforce the hypotheses that fish recruitment in Patos Lagoon Estuary is strongly vulnerable to global climatic changes and man-induced transformations of the estuary.

**Key words:** time-series, estuarine hydrodynamics, fishing effort, habitat disturbances, climatic change, Patos Lagoon Estuary.

## Introdução

Estuários são ecossistemas de grande importância para muitas espécies, principalmente as de origem marinha, as quais os utilizam como área de berçário (e.g., espécies estuarino-dependentes), zona de reprodução (e.g., espécies estuarino-residentes) ou como rotas de migração (e.g., espécies diádromas) (Blaber & Blaber 1980, Able et al. 2006, Franco et al. 2010, Becker et al. 2011, Camp et al. 2011, França et al. 2011, Wasserman & Strydom. 2011). Entretanto, diversas ações antrópicas sobre estes ecossistemas (e.g., pesca, degradação do habitat e alterações na hidrodinâmica) têm promovido fortes alterações na abundância e diversidade das comunidades estuarinas e marinhas (Jackson et al. 2001, Drake et al. 2002, Dulvy et al. 2003, Whitfield 2005, Widdows et al. 2007, Savenkoff et al. 2007, Ecoutin et al. 2010, Kruger & Strydom 2010, Zampatti et al. 2010, Feyrer et al. 2011, Last et al. 2011, Piazza & La Peyre 2011).

O estuário da Lagoa dos Patos tem sido alvo de constantes mudanças em sua morfologia e hidrodinâmica devido à expansão urbana, industrial e portuária da região, desde o início do século 20 (Tagliani et al. 2003, Seeliger 2010, Odebrecht et al. 2010). Uma das mais significantes mudanças promovidas pelo homem neste estuário foi a construção de dois longos (4 km, cada) molhes convergentes entre 1910 e 1915, situados na boca do estuário em conjunto com o aprofundamento do canal de acesso (3.0 para 14.0 m), a qual resultou em um efeito cascata de alterações, desde a circulação e o nível de água do estuário,

processos de erosão e deposição sedimentar, até a distribuição das áreas rasas e habitats vegetados (Marangoni & Costa 2009, Calliari et al. 2010, Copertino 2010, Odebrecht et al. 2010).

Com a construção destes molhes, o estrangulamento da Lagoa dos Patos foi reforçado, intensificando os fluxos de vazante e tornando a circulação estuarina mais dependente das descargas fluviais (Fernandes et al. 2005, Möller & Fernandes 2010). Assim, a dinâmica ambiental e biológica de todo o estuário tornou-se mais vulnerável aos efeitos de fenômenos climáticos que regulam os padrões de chuva, vazão dos rios e ventos na região (Odebrecht et al. 2010). Por exemplo, as fortes descargas dos rios associadas às anomalias positivas de chuva durante os eventos *El Niño* reduzem a salinidade estuarina, carregam espécies de origem límnic para o baixo estuário e aumentam fortemente a vazão estuarina (de 2.400 m<sup>3</sup>/s para 12.000 m<sup>3</sup>/s) (Garcia et al. 2003b, Vaz et al. 2006). Esta forte vazão estuarina forma jatos intensos na boca do estuário, gerando uma barreira física que impede a entrada de espécies de origem marinha no estuário (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Vieira et al. 2008, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Odebrecht et al. 2010). O extremo oposto pode ser observado durante os eventos *La Niña* (Garcia et al. 2001, Odebrecht et al. 2010).

Associado com as mudanças nos habitats do estuário da Lagoa dos Patos, existe um significativo incremento no esforço de pesca e “by-catch” ao longo dos anos que vem atuando em ambas as fases marinha e estuarina do ciclo de vida de várias espécies que utilizam este estuário como área de berçário, especialmente a partir da década de 80 (Reis et al. 1994, Vieira et al. 1996, Haimovici & Ignácio 2005, Haimovici et al. 2006, Miranda et al. 2006, Dumont & D’Incao 2010). Similar ao que ocorre em outros locais do globo (e.g. Ecoutin et al.

2010, Smith & Scharf 2010, Walsh et al. 2010, Last et al. 2011), existem fortes evidências que a sobrepesca têm promovido drásticas quedas na biomassa e mudanças nos parâmetros populacionais das espécies-alvo no Sul do Brasil (e.g., truncamento da estrutura de tamanhos, mudança da idade de primeira maturação) (Reis et al. 1994, Haimovici & Ignácio 2005, Haimovici et al. 2006, Miranda et al. 2006, Cardoso & Haimovici 2011).

A partir de séries temporais obtidas como parte de um programa de monitoramento de longo-prazo com amostragens experimentais independente da pesca, o objetivo do presente estudo foi investigar as mudanças ocorridas na assembleia de peixes das zonas rasas do Estuário da Lagoa dos Patos em um período não contínuo de 30 anos (1979-2011) e avaliar quais foram as relações destas mudanças com fatores naturais e antrópicos, mas especificamente a hidrodinâmica estuarina, a perda de habitat e a pesca.

## **Material e Métodos**

### *Área de Estudo*

Este estudo foi realizado no estuário da Lagoa dos Patos (32° S 52° W), o qual corresponde a 10% da área total da laguna (10.360 km<sup>2</sup>) (Fig. 1). Este estuário é um sistema dominado pelo rio onde os efeitos da maré astronômica é negligenciável (média da amplitude = 0,47m) e as trocas e circulação de água são controladas pela vazão dos rios que compõem a bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim (201,626 km<sup>2</sup>) e pelos ventos dominantes (ventos de nordeste ao longo de todo o ano, com alta frequência de ventos de sudoeste durante o outono e inverno) (Möller et al. 2001, Möller & Fernandes 2010). A morfologia da Lagoa dos Patos é estrangulada (Kjerfve 1986) e as trocas de água com o Oceano

Atlântico estão restritas a um canal que, atualmente, tem a largura mínima de 600 m na desembocadura e 16 m de profundidade (Fig. 1), o que torna a hidrodinâmica estuarina e os padrões de uso do estuário pelas espécies altamente dependentes do regime de chuvas da região e, conseqüentemente, dos fenômenos climáticos que regulam estes regimes (*El Niño Oscilação Sul* – ENSO e *Modo Anular Sul* – SAM) (Garcia et al. 2003a, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Odebrecht et al. 2010, Moraes et al. *in prep.*).

### *Estratégia Amostral*

Os peixes foram amostrados mensalmente durante dois períodos contínuos (1979-1984; 1996-2011) usando uma rede de arrasto de praia (comprimento – 9 m, malha nas laterais - 13 mm, malha na panagem central – 5 mm). As amostragens biológicas (n = 3 arrastos/sítio/mês) foram realizadas em 31 sítios aleatórios (profundidade média <1.5 m) no primeiro período (1979-1984), localizados sempre nas proximidades dos 4 sítios fixos (n = 5 arrastos/sítio/mês) que foram amostrados durante o segundo período (1996-2011). Medições de temperatura, transparência e salinidade da água foram tomadas coincidentemente nas visitas mensais a cada sítio.

Dados de vazão dos três principais rios do sistema Patos-Mirim (Jacuí, Taquarí e Camaquã) para o período de estudo (1979-2011) foram adquiridos com a Agência Nacional de Águas (ANA - [hidroweb.ana.gov.br](http://hidroweb.ana.gov.br)). A soma das descargas mensais destes três rios corresponde a 70% da vazão de toda a bacia de drenagem e, portanto, foi utilizada como um indicador da vazão de água doce do estuário da Lagoa dos Patos (Vaz et al. 2006). Os índices referentes aos fenômenos climáticos ENSO (Niño 3) e SAM foram obtidos no Centro de Predição



Climática da NOAA (“National Oceanic and Atmospheric Administration” -

<http://www.cdc.noaa.gov>).

O índice Niño 3 representa a média de temperaturas na superfície do mar (TSM) na região oriental do Oceano Pacífico Tropical ( $5^{\circ}\text{N} - 5^{\circ}\text{S}$ ;  $150^{\circ}\text{W} - 90^{\circ}\text{W}$ ), e os valores positivos e negativos deste índice representam os eventos *El Niño* e *La Niña*, respectivamente (D’Arrigo et al. 2005). Os eventos *El Niño* (*La Niña*) são caracterizados pelo aumento (redução) da precipitação sobre a bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim e pelo aumento (redução) na vazão dos rios da região, resultando no maior (menor) aporte de água doce no estuário da Lagoa dos Patos (Grimm et al. 1998, Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Möller et al. 2009). O fenômeno SAM é caracterizado por anomalias de pressão de um sinal centrado na Antártica e pode ser definido a partir de uma função empírica ortogonal (“empirical orthogonal function” – EOF) do campo de pressão ao nível do mar ou do campo do componente zonal do vento (Thompson & Wallace 2000). O índice utilizado no presente estudo foi construído projetando as anomalias de pressão (em 700mb) ao sul da latitude  $20^{\circ}\text{S}$  sobre o principal variação do SAM obtida para o período de 1979-2000 (Mo 2000). O fenômeno SAM exibe uma fase negativa com a pressão atmosférica relativamente mais alta sobre as proximidades do continente Antártico e mais baixa em médias latitudes (cerca de  $45^{\circ}\text{S}$ ), e uma fase positiva em que este padrão se inverte (Thompson & Wallace 2000). O SAM influencia os padrões de chuva e ventos, e a ocorrência e intensidade de tempestades e ciclones na América do Sul, África e Austrália (Rao et al. 2003, Carvalho et al. 2005, Harry et al. 2006, Hendon et al. 2007, Mendes et al. 2010, Nicholls 2010, Sun et al. 2010). Este fenômeno parece também influenciar a circulação oceânica ao redor do polo sul, à medida que regula a

intensidade da formação de massas de águas frias nesta região (Rintoul & England 2002, Oke & England 2004), tendo potencial efeito sobre correntes oceânicas que circulam no Atlântico Sul, a exemplo da Corrente das Malvinas (Garcia et al. *in revision*). Ao contrário do fenômeno ENSO, os efeitos do SAM sobre o sistema Patos-Mirim e região costeira adjacente ainda não são bem conhecidos. Entretanto, existem evidências de que o aumento e a redução de chuvas nesta região estão associados às fases negativa e positiva do SAM, respectivamente (Silvestre & Vera 2003, Vera 2003, Moraes et al. *in prep.*).

#### *Análise dos Dados*

O esforço amostral foi constante ao longo de todo o período, mas em alguns anos do período 01 (1979/84 = P01) nem todos os sítios e meses foram amostrados, resultando em uma matriz assimétrica e não balanceada. Assim, um procedimento prévio foi utilizado para balancear as duas matrizes de dados (1979-1984; 1996-2011). Este procedimento consistiu em: 1) seleção dos sítios amostrados em P01 que tinham séries temporais mais contínuas e com amostragens em áreas próximas que pudessem ser utilizadas para substituir as lacunas; 2) transformação por sub-amostragem (sorteio) da matriz mensal de P01 em uma matriz sazonal. Este procedimento teve o objetivo de contornar a ausência de amostragens em alguns meses durante P01. Como a variação espacial entre os sítios amostrados foi negligenciável (Garcia et al. *in revision*), a unidade amostral neste ponto passou a ser “sítio\*mês”; 3) Para a matriz de dados referente ao segundo período (1996-2011), foi inicialmente feita a exclusão de 2 dentre os 5 arrastos que eram realizados em cada sítio fixo por mês, igualando em três o número de arrastos/sítio/mês nos dois bancos de dados; 4)

balanceamento por sub-amostragem (sorteio) da matriz do segundo período em relação à matriz de P01, similar à etapa 2. O resultado final deste procedimento é uma matriz balanceada onde cada ano tem as suas estações representadas por sete amostras “sítio\*mês”, sendo que cada uma destas amostras são compostas pela média aritmética de três arrastos.

Para testar a hipótese de mudanças de longo-prazo, as análises inicialmente foram focadas nas sete espécies mais abundantes (95% da abundância total de recrutas marinhos e estuarinos) que utilizam o estuário da Lagoa dos Patos como berçário. As tainhas *Mugil* sp. e *M. liza*, a savelha *Brevoortia pectinata* e a corvina *Micropogonias furnieri*, especialmente estas três últimas, são importantes espécies-alvo da frota pesqueira da região (Reis & D’Incao 2000, Vieira et al. 2010) e, portanto, foram consideradas como indicadores das alterações do esforço de pesca ao longo dos 30 anos de estudo. O barrigudinho *Jenynsia multidentata* e o peixe-rei *Atherinella brasiliensis* não tem interesse comercial e as capturas do peixe-rei *Odontesthes argentinensis* podem ser consideradas nulas ou negligenciáveis. Por exemplo, dados obtidos das estatísticas pesqueiras para o período de 2000 a 2008 (e.g. CEPERG 2007) mostram que os desembarques anuais do recurso peixe-rei, no qual estão incluídas outras espécies do gênero *Odontesthes*, realizados pela frota artesanal estuarina/costeira foram inferiores a 1,0% do total de peixes ósseos desembarcados em cada ano por esta frota. Estas três espécies também não são capturadas acidentalmente (“by-catch”) na pesca do camarão (Vieira et al. 1996). Portanto, elas foram consideradas como sendo indicadores dos efeitos antrópicos de distúrbios do habitat. As demais espécies foram incluídas nas análises multivariadas e de diversidade. Com o objetivo de reduzir o ruído das espécies

raras (Frequência de ocorrência – FO% < 1% ao longo de todo o período de estudo) nas análises multivariadas, elas foram somadas em 3 categorias (estuarino-residente – RESI, marinho vagante – MARI e água doce vagante DOCE) correspondentes às guildas de uso do estuário (Garcia et al. 2001).

Como a resolução taxonômica foi maior nos anos mais recentes, foi necessário considerar algumas espécies dentro de taxa mais abrangentes (principalmente, Gênero), particularmente para as raras e/ou de origem límnic que têm eventuais indefinições sobre o seu status taxonômico (e.g., *Astyanax* sp., *Cheirodon* sp.). Isso possibilitou as comparações entre os anos. Atualizações e informações complementares sobre o status taxonômico de cada espécie foram obtidas pela base de dados eletrônica FishBase (Froese & Pauly 2011).

Os dados de abundância (total e por espécie) foram expressos em número de indivíduos por arrasto (captura por unidade de esforço: CPUE). CPUEs sazonais foram calculadas como sendo a média das sete amostras “local\*mês” contidas em cada estação do ano. Com base na média das frequências numérica (FN%) e de ocorrência (FO%) para cada ano, as espécies foram classificadas em: abundante e freqüente (quando FN% e FO% específica estiveram acima da média); abundante e infreqüente (quando apenas FN% específica estava acima da média); pouco abundante e freqüente (quando apenas FO% específica estava acima da média); presente (quando FN% e FO% específica estiveram abaixo da média) (Garcia et al. 2001).

Quatro índices relacionados a diferentes aspectos da diversidade foram calculados. Dois índices são clássicos e medem a riqueza (d – Margalef) e a equitabilidade das espécies (i.e., a uniformidade na distribuição dos indivíduos entre as espécies - EVAR) (Magurran 2004). Os outros dois índices também se

referem à riqueza e equitabilidade (média da distinção taxonômica entre espécies  $\Delta^+$  e entre indivíduos  $\Delta^*$ , respectivamente), mas incorporam as informações sobre relações entre as espécies (e.g., relações taxonômicas e relações tróficas) e, portanto, tornam as medições de diversidade mais informativas (Clarke & Warwick 1998, 2001).

Para comparar as mudanças de longo prazo ocorridas entre o passado e a época mais recente, as amostragens obtidas entre 1996 e 2011 foram divididas em três grupos iguais de cinco anos (períodos “semi-decadais”). Naturalmente esta divisão é arbitrária e parcialmente direcionada pela disponibilidade dos dados, mas ela tornou possível obter conjuntos de dados balanceados e comparáveis com P01 (1979-1984). Embora este procedimento possa ter gerado alguma falta de independência indesejada entre os períodos, assumi-se com este procedimento que a alta variabilidade inter-anual do recrutamento das espécies é suficiente para tornar esta falta de independência negligenciável. Não existe um tratamento controle obvio no tempo amostrado, mas P01 refere-se a um período com menos distúrbios (e.g., menor ocupação urbana e portuária, menor esforço de pesca) relacionados aos fatores antrópicos e, portanto, ele é visto como sendo um período de referência.

A hipótese nula de ausência de diferenças na abundância (total e específica), diversidade e fatores abióticos entre os quatro períodos (P01 – 1979/84, P02 – 1996/2001, P03 – 2001/06 e P04 – 2006/11) foi testada usando PERMANOVA aninhada duas-vias, com o fator ano (aleatório e com cinco níveis correspondentes aos cinco anos amostrados em cada período) estando aninhado no fator período (fixo e quatro níveis). Para os dados de abundância, a PERMANOVA foi realizada com uma matriz de similaridade gerada pelo índice

Bray-Curtis, com os dados previamente transformados pela raiz quarta. Uma constante que representa 1% da média por amostra da abundância total foi somada em cada amostra, com o objetivo de evitar a exclusão de amostras que resultassem em duplos-zeros, os quais não podem ser computados pelo índice de Bray-Curtis (Anderson 2001, Anderson et al. 2008). Para os dados de diversidade e fatores ambientais, a PERMANOVA foi realizada a partir de uma matriz gerada pelo índice de distância Euclidiana, sendo que os dados abióticos foram previamente log-transformados. Comparações *a posteriori* (para  $p < 0.10$ ) foram feitas com a estatística *t* gerada pela PERMANOVA. Um teste de homogeneidade da dispersão multivariada (PERMDISP) entre os períodos foi também realizado usando as variáveis ambientais, com a mesma matriz de distância utilizada pela PERMANOVA. Uma Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando os fatores ambientais foi realizada para identificar quais destes fatores estruturaram as diferenças observadas na homogeneidade entre os grupos. A significância estatística dos resultados obtidos pela PERMANOVA e PERMDISP foi acessada a partir de um procedimento de permutação dos resíduos a partir do modelo reduzido ( $n = 9000$ ) (Anderson 2001). Uma Análise de Variáveis Canônicas (CVA) foi realizada para complementar a PERMANOVA multivariada realizada com as espécies. Similar à PCA, os eixos CVA são combinações lineares das variáveis originais e representam a máxima separação entre os grupos, o que permite avaliar quais variáveis foram responsáveis pelas separações observadas (Hammer et al. 2001).

Finalmente, as tendências observadas nos dados foram resumidas pelo coeficiente de inclinação de uma regressão linear (método dos mínimos quadrados; Zar, 1996). A significância estatística destes coeficientes foi

determinada a partir de um procedimento de permutação com reposição para gerar o modelo nulo ( $n = 5000$ ).

Cálculos e testes foram realizados utilizando os softwares PAST (Hammer et al 2001), PERMANOVA+ for PRIMER-E (Anderson et al. 2008).

## **Resultados**

### *Variáveis ambientais*

Os quatro períodos “semi-decadais” apresentaram variabilidade inter-anual significativa para todos os fatores ambientais analisados, exceto temperatura (Tabela 1). Apenas a transparência apresentou tendência linear significativa (Tabela 2) e diferenças na média entre os quatro períodos, sendo que as maiores médias foram registradas em P03 e P04, em contraste com P01 e P02 (Tabela 1, Fig. 2). Embora não tenha sido observadas diferenças entre os períodos para os dois índices climáticos (Niño3 e SAM), eles apresentaram tendência linear significativa, a qual foi de redução para o índice Niño3 e de aumento para o índice SAM (Tabela 2, Fig. 2).

A análise conjunta dos fatores abióticos não revelou diferenças significantes entre os centróides dos quatro períodos (Tabela 1), em contraste com a dispersão dos grupos ( $p = 0.0064$ ) que foi significativamente menor em P03 comparado com os demais períodos, sugerindo que em P03 as condições ambientais do estuário foram mais homogêneas (Fig. 3B). A partir da Análise de Componentes Principais (PCA), foi possível observar que parte destas diferenças parece ser explicada pela variabilidade ambiental promovida pelos eventos climáticos, especialmente pelo gradiente condicionado pelo fenômeno ENSO (Fig.

3A). Em conjunto, os dois eixos principais da ACP concentraram 84,6% da variação total dos fatores abióticos analisados.

#### *Abundância e diversidade das espécies de peixes*

Nove espécies foram regularmente capturadas ao longo de todo o período de estudo, dentre as quais apenas quatro (os peixe-rei *Atherinella brasiliensis* e *Odontesthes argentinensis*, e as tainhas *Mugil* sp. e *M. liza*) apresentaram um padrão de dominância consistente ao longo do tempo (Tabela 3). A savelha *Brevoortia pectinata* teve uma crescente mudança de posição entre os períodos, deixando de ocupar o oitavo lugar entre as espécies mais abundantes em P01 para ocupar a segunda posição em P04 (Tabela 3). O contrário foi observado para as espécies *Jenynsia multidentata* e *Micropogonias furnieri*, as quais deixaram de ocupar a terceira e sexta posições, respectivamente, em P01 para ocupar a sexta e nona posições entre as espécies abundantes em P04 (Tabela 3). Estes resultados são confirmados pela análise de tendências que mostra uma tendência de declínio significativa para a abundância total (CPUE) e as capturas de *J. multidentata*, *M. furnieri* e *M. liza* (Tabela 2), enquanto que *B. pectinata* foi a única espécie que mostrou uma tendência de incremento significativa (Tabela 2).

A análise utilizando as espécies conjuntamente revelou que a abundância das espécies também mostraram variabilidade inter-anual significativa (Tabela 4). A abundância de *Atherinella brasiliensis*, *Jenynsia multidentata* e *Micropogonias furnieri* foram extremamente diferentes entre os quatro períodos analisados (Tabela 4). A abundância média mais alta destas espécies foi registrada em P02 e também em P01 para as duas últimas (Fig. 4). Os resultados da PERMANOVA não revelaram diferenças significativas entre os períodos para a CPUE total e a



abundância e *Brevoortia pectinata*. Entretanto, o teste a posteriori mostra que P01 e P04 são significativamente diferentes entre si ( $p = 0.058$  e  $p = 0.0034$ , respectivamente), com os valores médios mais altos da CPUE e *B. pectinata* sendo registrados em P01 e P04, respectivamente (Fig. 4).

Os resultados da PERMANOVA incluindo todas as espécies também demonstraram diferenças altamente significativas nas abundâncias entre os períodos amostrados (Tabela 4). Os resultados obtidos a partir da CVA confirmam estes resultados (Fig. 5). As espécies dominantes *Atherinella brasiliensis*, *Brevoortia pectinata*, *Jenynsia multidentata*, *Micropogonias furnieri* e *Mugil sp.* são as variáveis discriminantes mais importantes dos dois principais eixos da CVA, os quais explicam 62.05% da variação (Fig. 5). De acordo com estas análises, as maiores abundâncias de *B. pectinata* e *Mugil sp.* estiveram relativamente mais associadas a períodos recentes (2001-2011), e *A. brasiliensis*, *J. multidentata* e *M. furnieri* eram relativamente mais abundante entre 1979-2001 (Fig. 5).

Os resultados obtidos para os índices de diversidade mostram que não houve mudanças significativas entre períodos nos índices clássicos de riqueza (d – Margalef) e equitabilidade (EVAR) (Tabela 5). Entretanto, uma tendência linear significativa foi observada para os dois índices de diversidade taxonômica ( $\Delta^*$  e  $\Delta^+$ ) (Tabela 2) e diferenças significativas entre os períodos foram observadas para o índice que mede a distinção taxonômica média entre os indivíduos ( $\Delta^*$ ), sendo que os valores deste índice foram maiores no passado (1979-2001) do que nos anos mais recentes (2001-2011) (Fig. 06). Estes resultados sugerem que, em média, os indivíduos de peixes que coexistiram estiverem taxonomicamente mais relacionados nos últimos 10 anos do que em P01 e P02.

## Discussão

Este estudo fornece evidências das mudanças de longo-prazo na assembléia de peixes que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos como área de berçário. Poucas espécies apresentaram padrões evidentes, tanto na direção como na magnitude das mudanças entre os quatro períodos “semi-decadais” analisados. Entretanto, os resultados apresentados demonstram mudanças altamente significantes na diversidade taxonômica e na abundância de espécies dominantes à despeito das poucas diferenças temporais apresentadas pelos fatores abióticos, sugerindo que as mudanças observadas podem também estar ligados às forçantes não-naturais (e.g., impactos de atividades antrópicas ou fenômenos climáticas).

### *Condições ambientais*

Embora não tenham sido observadas diferenças entre os períodos ou tendências de longa-duração significativas para a temperatura, a salinidade e a vazão, observa-se uma predominância de condições, possivelmente climáticas, que favoreceu à salinização do estuário da Lagoa dos Patos, especialmente entre 2001 e 2011. Durante este período é possível observar tendência de predomínio das fases neutras/negativas e positiva dos fenômenos ENSO e SAM, respectivamente, as quais favorecem a salinização do estuário devido, por exemplo, à redução da precipitação na bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Odebrecht et al. 2010, Moraes et al. *in prep.*). Este resultado contradiz a hipótese de limnificação do estuário da Lagoa dos Patos (i.e., expansão das condições oligohalinas), a qual foi proposta como uma previsão das condições estuarinas em função da tendência de aumento das

descargas fluviais em toda a bacia de drenagem do Sistema Patos-Mirim, devido ao aumento dos volumes de precipitação e, principalmente, devido às ações antrópicas que vêm aumentando o escoamento superficial (e.g., desmatamentos, impermeabilização dos solos, urbanização, e prolongamento dos molhes) (Fernandes et al. 2005, Möller & Fernandes 2010, Schroeder & Castello 2010). Entretanto, a principal discordância deste estudo com análises anteriores (e.g., Marengo 2006, Möller et al. 2009) reflete a diferença no conjunto de dados analisados. Por exemplo, as séries temporais utilizadas no presente estudo são mais curtas, o que limita a extrapolação dos resultados sobre tendências de maior duração como as apontadas pelos estudos anteriores. Além disso, a atualidade destas séries permitiu incorporar as variações mais recentes que tendem a favorecer a salinização do estuário.

Os eventos *El Niño* podem ser imediatamente sucedidos pelos eventos *La Niña* (Glantz 2001). Ou seja, condições contrastantes podem ocorrer em um curto período no estuário da Lagoa dos Patos em resposta ao fenômeno ENSO (Garcia et al. 2001). Por exemplo, a salinidade média do estuário registrada para as primaveras de 1998 (*El Niño*) e de 1999 (*La Niña*) (Período 02) foi de 4,4 (dp = 3,95) e 11,3 (dp = 13,95), respectivamente. Portanto, a sucessão de curto prazo das diferentes fases do fenômeno ENSO ou mesmo dos regimes de enchente e vazante do estuário (ENSO-independentes) pode promover condições heterogêneas no ambiente. Como mencionado anteriormente, durante a última década (2001-2011) houve a predominância de fases neutras à negativas do fenômeno ENSO, que tendeu a favorecer a menor pluviosidade na região e maior constância de águas com características salobras a marinhas no baixo estuário e que parece explicar a maior homogeneidade ambiental observada em P03 (2001-

2006), em contraste a P01 e P02, por exemplo, que foram marcados por eventos *El Niño* de alta intensidade e duração (1982/83:  $x_{\text{NINO3}} = 2,32 \pm 0,61$  – 10 meses; 1997/98:  $x_{\text{NINO3}} = 2,75 \pm 0,71$  – 12 meses).

#### *Padrões de abundância e ocorrência das espécies.*

Mudanças em processos físicos e hidrodinâmicos que regulam a salinidade e a entrada passiva de ovos e larvas de peixes de origem marinha em estuários podem resultar em mudanças na abundância das espécies que utilizam os habitats rasos estuarinos (Hare et al. 2005, Whitfield et al. 2008, Dickey-Collas et al. 2009, Martinho et al. 2009, Zampatti et al. 2010, Feyrer et al. 2011, Piazza & La Peyre 2011, Reum et al. 2011). Embora exista alta variação inter-anual, a abundância de ovos e larvas de espécies estuarino-dependentes (e.g., *Brevoortia pectinata* e *Micropogonias furnieri*) no estuário da Lagoa dos Patos tende a ser maior durante períodos de alta intrusão e permanência de águas marinhas (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Martins et al. 2007, Möller et al. 2009, Muelbert et al. 2010, Odebrecht et al. 2010). A relação positiva entre a abundância de recrutas nas zonas rasas e o status do estuário próximo ao euhalino também são observadas para espécies estuarino-residentes (e.g., *Jenynsia multidentata*) (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2004, Moraes et al. *in prep.*). Assim, parte da tendência de aumento observada para *B. pectinata* pode ser atribuída à mudança nas condições hidrológicas do estuário de oligohalina para o status mixohalino/euhalino mais permanente que foi observada nos últimos anos. O mesmo não parece ser aplicado para *J. multidentata* e *M. furnieri* que têm uma forte tendência de queda na abundância. Entretanto, a ocorrência desta última espécie em zonas rasas (< 1,0 m) do baixo estuário tende a estar mais

associadas a períodos de alta descarga dos rios e baixa salinidade, provavelmente em função da concentração dos indivíduos em zonas rasas ser forçada pela forte vazão nas áreas profundas e da restrição do habitat salobro ao baixo estuário durante os períodos chuvosos (Moraes et al. *in prep.*). Assim, as menores abundância de *M. furnieri* em águas rasas do baixo estuário podem estar associadas ao deslocamento dos indivíduos para habitats que se tornam disponíveis em condições mixo e euhalinas (e.g., alto estuário e canal de acesso).

Embora as fortes tendências observadas para as espécies, principalmente *Brevoortia pectinata* (aumento) e *Micropogonias furnieri* (queda) podem ser explicadas por variações naturais do clima, o efeito potencial de fatores antrópicos, nominalmente a degradação do habitat e a pesca, não podem ser completamente ignorados. De fato, fortes mudanças das espécies parecem ter ocorrido em cenários com poucas variações dos fatores abióticos ou em cenários favoráveis em que se esperariam respostas diferentes das que foram observadas.

O decréscimo significativo na abundância de *Jenynsia multidentata*, uma espécie associada à vegetação (Garcia & Vieira 1997), parece sugerir mudanças na disponibilidade e/ou funcionalidade dos habitats vegetados submersos. De fato, a abundância de pradarias de fanerógamas marinhas (*Ruppia maritima*) vem diminuindo nos últimos anos devido às mudanças na hidrodinâmica estuarina, aos processos de erosão e à conversão destes habitats para áreas dominadas por macroalgas oportunistas, em contraste com a estabilidade das áreas de marismas que têm apresentado um saldo nulo entre as perdas e os ganhos (Marangoni & Costa 2009, Copertino 2010, Odebrecht et al. 2010).

Os indivíduos de *J. multidentata* utilizam as pradarias de *R. maritima* como importantes áreas de alimentação, refúgio e áreas de reprodução (Garcia & Vieira

1997, Garcia et al. 2004, Mai et al. 2007). Entretanto, eles também parece ter altas abundâncias associadas às macroalgas que invadiram as áreas antes dominadas por *R. maritima* (Moraes obs. Pess.), sugerindo que a conversão de habitats vegetados, que vem ocorrendo no estuário da Lagoa dos Patos, não parece afetar negativamente a abundância desta espécie de peixe. Porém, habitats utilizados oportunisticamente em função da ausência do habitat típico da espécie tendem a não prover todos os requerimentos da espécie, impedindo que ela alcance o seu ótimo (Deegan et al. 2002, Wyda et al., 2002).

Existe um limite acima do qual os distúrbios do habitat passam a desencadear efeitos adversos sobre uma espécie mesmo que elas sejam resilientes (Horinouchi et al. 2009, Macreadie et al. 2009). Entretanto, a viviparidade, o ciclo de vida curto e a tolerância às altas variações ambientais típicas de ambientes estuarinos (e.g., salinidade, oxigênio) são algumas características que conferem resiliência às espécies do gênero *Jenynsia* (Betito 1999), o que pode permitir que estas espécies suportem distúrbios do ambiente (e.g., perda e degradação). Assim, não era esperado encontrar mudanças tão marcantes na abundância da espécie, como foram observadas no presente estudo. Uma limitação dos resultados apresentados que não podem ser ignoradas, é que algumas amostras obtidas durante P01 foram realizadas em um sítio (B5 – Fig. 1) que parece ter densidades maiores de *J. multidentata* que os demais sítios amostrados. Assim, o particular efeito destas amostras pode estar influenciando os resultados observados para esta espécie e, portanto, devem ser avaliados com cuidado. Por exemplo, análises da probabilidade de ocorrência de *J. multidentata* (resultados não apresentados), a qual reduz este efeito indesejado da abundância, ainda revelam uma tendência de queda entre os três períodos

estudados, porém não significativa, sugerindo que os efeitos das mudanças de longo prazo do estuário da Lagoa dos Patos sobre *J. multidentata* parecem não existir ou são mais sutis do que os dados brutos de abundância revelam. Entretanto, estas análises não são adequadas para testar a hipótese de mudanças da abundância das espécies, e a inclusão do sítio B5 nos programas de monitoramento ecológico de longo-prazo do estuário da Lagoa dos Patos pode ser uma alternativa para responder adequadamente esta pergunta. Este vício amostral que pode existir nos dados referentes à *J. multidentata* não se aplica às demais espécies analisadas no presente estudo, pois já foi demonstrado que a variação espacial das espécies dominantes nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos é negligenciável (Garcia et al. *in revision*).

Existe uma forte relação positiva entre a abundância do recrutamento de espécies do gênero *Brevoortia* e o aumento da produção primária devido ao hábito fitoplanctófago destas espécies (Friedland et al. 2006, Love et al. 2006). Em geral, esta relação está associada ao aumento do aporte de nutrientes no sistema (Dalyander & Cerco 2010, Lynch et al. 2010) embora exista um limite para a resposta positiva das espécies de *Brevoortia* (Brandt & Mason 2003, Shimps et al. 2005). O aporte *in natura* de esgoto domésticos em toda a bacia de drenagem do sistema Patos-Mirim e as emissões atmosféricas de fábricas de fertilizantes no entorno do estuário da Lagoa dos Patos são alguns dos agentes que tem favorecido os processos de eutrofização artificial deste ecossistema (Abreu et al. 2006, Niencheski & Baumgarten 2007, Baumgarten 2010, Odebrecht et al. 2010). Entretanto, existe uma forte tendência de oligotrofização deste estuário em função do intenso consumo e ciclagem de nutrientes em zonas mais ao norte da Lagoa dos Patos (Abreu et al. 2010). Assim, a oferta de alimento não

parece ser uma variável que explique o aumento na abundância de *B. pectinata* no estuário da Lagoa dos Patos, embora esta relação ainda precise ser melhor investigada.

As tendências significativas de aumento e de queda na abundância de *Brevoortia pectinata* e *Micropogonias furnieri*, respectivamente, duas espécies exploradas comercialmente no sul do Brasil, podem também ser atribuídas aos impactos da pesca. Os indicadores de que a abundância de juvenis de *M. furnieri* em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos declinou entre os períodos amostrados são consistentes com a percepção de incremento de longo-prazo da pressão de pesca sobre a espécie. O aumento do esforço de pesca na região parece ser uma das principais razões para as mudanças que têm sido observadas na biomassa e parâmetros populacionais dos estoques de cianídeos no sul do Brasil (e.g., *M. furnieri* – Haimovici & Ignácio 2005, *Cynoscion guatucupa* – Miranda & Haimovici 2007, *Macrodon atricauda* – Cardoso & Haimovici 2011) os quais apresentam claros sinais de sobrexplotação (Haimovici et al. 2006). Assim, embora seja difícil estabelecer uma relação recrutamento-estoque para as espécies, a crescente redução do estoque adulto desovante de *M. furnieri* pode estar reduzindo a quantidade de recrutas dentro do estuário da Lagoa dos Patos. Além disso, picos nos desembarques de camarão capturados no estuário da Lagoa dos Patos pela frota artesanal (e.g., durante eventos *La Niña* - Möller et al. 2009) coincidem com bons anos de recrutamento de *M. furnieri* neste estuário, o que pode gerar altas mortalidades de recrutas de *M. furnieri* como “by-catch” da pesca do camarão (Vieira et al. 1996).

Um processo oposto ao observado para *M. furnieri* relativo ao esforço de pesca parece estar acontecendo com *Brevoortia pectinata*. Até o início da década



de noventa esta espécie estava entre os dez recursos-alvo mais importantes da frota artesanal que operava no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente (Reis et al. 1994). Entretanto, as baixas capturas registradas a partir deste período (Antero-Silva 1990) associado com o baixo preço de primeira comercialização (e.g., 2007: U\$ 0,15/kg; CEPERG 2007) parece ter desestimulado a exploração do recurso. Por exemplo, dados obtidos das estatísticas pesqueiras (e.g., Antero-Silva 1990, CEPERG 2007) revelam que os desembarques médios atuais (2000-2008) de *B. pectinata* realizados por toda a frota pesqueira da região (artesanal e industrial) representam menos de 10% das capturas médias históricas (1945-1989) que foram registradas apenas para a frota artesanal. Assim, embora exista mortalidade por pesca não registrada nas estatísticas de desembarque (e.g., captura acidental) e o desconhecimento sobre a relação recrutamento-estoque para esta espécie também seja uma limitação, a forte tendência de aumento do recrutamento de *B. pectinata* observada no presente estudo pode ser também atribuída à redução do esforço de pesca sobre a espécie que pode estar levando ao aumento do estoque desovante.

A tainha *Mugil liza* é uma espécie que também tem sido alvo de um constante aumento da pressão de pesca. Por exemplo, a partir da década de 90 o colapso dos estoques de sardinha-verdadeira (*Sardinella brasiliensis*) promoveu o redirecionamento do esforço de parte da frota industrial do sul do Brasil para a exploração de tainhas (Miranda et al. 2006) e, mais recentemente, houve o aumento da demanda pela captura de fêmeas maduras para a extração de gônadas destinadas à produção de “caviar” (CEPSUL 2007). Os juvenis de *M. liza* suportam grandes variações de temperatura e salinidade, e podem ser encontrados em abundância no estuário da Lagoa dos Patos ao longo de todo o

ano (Chao et al. 1985), exceto em períodos de *El Niño* quando a forte vazão do estuário reduz drasticamente a entrada dos indivíduos desta espécie no estuário (Garcia et al. 2003a, Vieira et al. 2008). Assim, a significativa tendência de queda do recrutamento de *M. liza* que foi observada à despeito da alta tolerância desta espécie às condições ambientais e do predomínio de características mixo a euhalinas no estuário que favorecem a espécie, principalmente nos últimos cinco anos, pode ser um indício dos efeitos da pressão de pesca sobre esta espécie. Entretanto, a alta variabilidade temporal do recrutamento desta espécie dificulta a identificação de padrões claros e, portanto, novos acompanhamentos desta espécie devem ser feitos no estuário da Lagoa dos Patos.

### *Diversidade*

A ação de fatores abióticos como filtro ambiental que permite apenas a coexistência de espécies que compartilham um particular atributo ecológico e a homogeneidade do ambiente são alguns dos fatores que promovem a redução da diversidade taxonômica em diversos grupos animais e vegetais (Ramos Miranda et al. 2005, Gido et al. 2009, Leibold et al. 2010, Bond et al. 2011, Farias & Jaksic 2011, Venn et al. 2011). Similar ao que foi discutido para a abundância das espécies, as mudanças das condições hidrológicas do estuário também parece explicar a tendência geral de redução da diversidade taxonômica nos últimos 10 anos. Esta mudança provavelmente favoreceu a ocorrência e abundância de espécies de origem marinha que são taxonomicamente mais relacionadas com as espécies estuarino-relacionadas, em detrimento das espécies de origem límnic. Assim, estes resultados reforçam a idéia de que houve uma tendência de salinização do estuário na última década. O uso de índices clássicos (e.g., H' e

Evar) demonstrou que a maior diversidade de peixes em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos era observada durante o *El Niño* devido ao aumento de espécies de origem límnic e à drástica redução da dominância típica nos estuários das espécies estuarino-relacionadas (Garcia & Vieira 2001). Entretanto, estes índices não tiveram o mesmo desempenho apresentado pelos índices de diversidade taxonômica em capturar as mudanças estruturais ocorridas na assembléia de peixes estudada ao longo de 30 anos, confirmando a importância do uso dos índices taxonômicos em monitoramentos de longo-prazo já relatada em outros estudos (Clarke & Warwick 1998, Warwick et al. 2002, Ramos Miranda et al. 2005, Leonard et al. 2006).

A redução da diversidade taxonômica também tem sido relacionada a fatores antrópicos, os quais promovem a exclusão de espécies e/ou o aumento da abundância de espécies tolerantes aos distúrbios, que geralmente tendem a ter algumas similaridades em características funcionais que se expressam em forte relação taxonômica (Ramos Miranda et al. 2005, Stobart et. 2009). Conforme mencionado anteriormente, as espécies de peixes que utilizam o estuário da Lagoa dos Patos estão expostas a diversos impactos antrópicos. Entretanto, a ictiofauna estudada foi estável o longo do tempo, caracterizada pela persistência temporal das espécies mais abundantes com poucas alterações na importância destas espécies para a estrutura e composição da assembleia. Esta estabilidade era esperada em função do forte dinamismo estuarino que funciona como filtro ambiental para as espécies (Garcia et al. 2003a, Vieira et al. 2010). Dentre as espécies dominantes, apenas *Brevoortia pectinata*, *Jenynsia multidentata* e *Micropogonias furnieri* mostraram mudanças importantes e consistentes, mas elas sempre estiveram entre as 10 espécies mais abundantes. Conseqüentemente, a

redução observada da diversidade taxonômica, especialmente em termos da distinção taxonômica média entre os indivíduos ( $\Delta^*$ ), pode estar relacionada aos fatores antrópicos que têm promovido as mudanças de longo-prazo nos padrões de abundância e ocorrência destas três espécies, nominalmente as perdas de pradarias de fanerógamas marinhas e a pressão de pesca.

Embora sejam mais informativos, os índices de diversidade taxonômica também resumem as variações de múltiplas espécies em um único valor, o que dificulta identificar quais espécies e processos estão dirigindo as mudanças captadas por estes índices. Assim, a incorporação de informações a respeito do hábito e dos requerimentos das espécies (e.g., guilda trófica, guilda de uso do estuário) poderá servir de suporte para confirmar quais fatores promoveram as mudanças de longo prazo na diversidade taxonômica de peixes no estuário da Lagoa dos Patos.

### **Considerações finais**

As espécies marinhas e estuarinas têm demonstrado claros padrões de esgotamento ao longo de todo o mundo, devido à sobrepesca e aos distúrbios sobre os habitats marinhos e estuarinos promovidos, direta ou indiretamente, por fatores antrópicos (e.g., uso de artes de pesca destrutivas, ocupações humanas, mudanças climáticas globais) (Jackson et al. 2001, Dulvy et al. 2003, Costello et al. 2010). Usando séries temporais obtidas no estuário da Lagoa dos Patos, este estudo demonstrou que existe uma clara mudança de longo prazo na diversidade taxonômica e na abundância das espécies de peixes que utilizam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos como área de berçário. A perda de pradarias de fanerógamas marinhas e a pressão de pesca são os principais fatores que podem

estar promovendo estas transformações, além das mudanças naturais nas condições de salinidade do estuário (de oligohalino para mixo/euhalino). Embora estes resultados sobre as condições halinas do estuário pareçam contraditórios em relação a estudos prévios, eles reforçam as hipóteses de que os fenômenos climáticos são importantes moduladores da assembléia de peixes no estuário da Lagoa dos Patos (Garcia et al. 2001, Garcia et al. 2003a, Odebrecht et al. 2010, Vieira et al. 2010, Garcia et al. *in revision*, Moraes et al. *in prep.*) e, portanto, que esta assembléia está extremamente susceptível aos cenários de extremos projetados dentro do contexto das mudanças climáticas globais e às mudanças no estuário promovidas pelo homem que intensifiquem os efeitos do clima (Odebrecht et al. 2010, Schroeder & Castello 2010, Moraes et al. *in prep.*).

Os anos de referência (1979/84) utilizados no presente estudo correspondem a um período posterior às importantes obras de engenharia que promoveram fortes e rápidas alterações na hidrodinâmica e morfologia do estuário da Lagoa dos Patos (e.g., construção dos molhes – 1905/15, ampliação da área portuária – 1973), o que impede qualquer inferência sobre os impactos destes empreendimentos na assembléia de peixes analisada. Entretanto, novas mudanças na hidrodinâmica e morfologia do estuário são esperadas em função do atual ciclo de obras já em andamento na região como parte de ações públicas para crescimento da economia do Brasil. Por exemplo, a intensificação dos fluxos de vazante e a retração do limite à montante da entrada de água salgada no estuário são efeitos esperados em função das recentes modificações realizadas nos molhes e no canal de acesso (Fernandes et al. 2005). Caso as previsões se confirmem, o estuário poderá voltar para um novo ciclo de baixas salinidades e fortes vazões que parece aumentar a diversidade taxonômica local, mas que

representa a drástica redução na abundância de várias espécies de origem marinha que dominam as zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos, em função da desconexão do habitat estuarino em relação ao habitat marinho (Moraes et al. *in revision*).

### **Literatura Citada**

- Able KW, Fahay MP, Witting DA, McBride RS, Hagan SM (2006) Fish settlement in the ocean vs. estuary: Comparison of pelagic larval and settled juvenile composition and abundance from southern New Jersey, U.S.A. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 66: 280-290.
- Abreu PC, Bergesch M, Proença LA, Garcia CAE, Odebrecht C (2010) Short- and Long-Term Chlorophyll a Variability in the Shallow Microtidal Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. *Estuar. Coast.* 33: 554-569.
- Abreu PCO, Costa CSB, Bemvenuti CE, Odebrecht C, Granéli W, Anésio A (2006) Eutrophication processes and trophic interactions in a shallow estuary: preliminary results based on stable isotope analysis ( $^{13}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}$ ). *Estuaries* 29(2): 277-285.
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26: 32-46.
- Anderson MJ, Gorley RN, Clarke KR (2008) PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Statistical Methods. PRIMER-E, Plymouth, 214 pp.
- Antero-Silva JN (1990). Perfil Pesqueiro da Frota Artesanal do Rio Grande do Sul de 1945 a 1989. Ministério do Meio Ambiente, Centro de Pesquisas do Rio Grande (CEPERG), Rio Grande. 51p.

Baumgarten MGZ (2010) A eutrofização das águas de uma enseada do estuário da Lagoa dos Patos (RS) protegida pela legislação ambiental. FEPAM em Revista 3: 34-42.

Becker A, Cowley PD, Whitfield AK, Jarnegren J, Naesje TF (2011) Diel fish movements in the littoral zone of a temporarily closed South African estuary. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 406(1-2): 63-70.

Betito R (1999) Análise comparativa das estratégias de dinâmica populacional entre dois peixes 'r'estrategistas (*Jenynsia lineata* e *Poecilia vivipara*) (Cyprinodontiformes), no estuário da Lagoa dos Patos (RS - Brasil). Tese de Doutorado em Oceanografia Biológica. USP, São Paulo – SP. 315p.

Blaber SJM, Blaber TG (1980) Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. J. Fish. Biol. 17: 143-162.

Bond N, Thomson J, Reich P, Stein J (2011) Using species distribution models to infer potential climate change-induced range shifts of freshwater fish in south-eastern Australia. Mar. Freshwater Res 62(9): 1043-1061.

Brandt SB, Mason DM (2003) Effect of Nutrient Loading on Atlantic Menhaden (*Brevoortia tyrannus*) Growth Rate Potential in the Patuxent River. Estuaries 26(2A): 298-309.

Calliari L, Cunha RP, Antiqueira JAF (2010) Geomorfologia e Dinâmica Sedimentar. In: Seeliger U, Odebrecht C (eds.). O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Editora da FURG, Brasil. pp. 31-39.

Camp AL, Ryer CH, Laurel B, Seals K (2011) Effect of nursery habitat on density-dependent habitat selection in juvenile flatfish. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 404(1-2): 15-20.

Cardoso LG, Haimovici M (2011) Age and changes in growth of the king weakfish *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) between 1977 and 2009 in southern Brazil. *Fish. Res.* 111: 177-187.

Carvalho LMV, Jones C, Ambrizzi T (2005) Opposite phases of the Antarctic Oscillation and Relationships with Intraseasonal to Interannual activity in the tropics during the Austral Summer. *J Climate* 18(5): 702-718.

CEPERG/IBAMA (2007) Desembarques de Pescado no Rio Grande do Sul - 2007. Ministério do Meio Ambiente, Centro de Pesquisas do Rio Grande (CEPERG), Rio Grande. 39p.

CEPSUL / IBAMA (2007). Relatório da Reunião Técnica para o Ordenamento da pesca da tainha (*Mugil platanus*, *M. liza*) na região Sudeste/Sul do Brasil. Itajaí, Brasil. 85p.

Chao LN, Pereira LE, Vieira JP (1985). Estuarine fish community of the Patos Lagoon, Brazil, a baseline study. In: A. Yanez-Arancibia (ed). *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration*. DR (R) UNAM Press, Mexico. Pp. 429-450.

Clarke KR, Warwick RM (1998) A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35:523-531.

Clarke KR, Warwick RM (2001) A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 216:265-278.

Copertino M (2010) Patos Lagoon: climate variability and the state of seagrasses. *Seagrass Watch News* 40: 4-6.

Costello MJ, Coll M, Danovaro R, Halpin P, Ojaveer H, Miloslavich P (2010). A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE* 5(8): e12110. doi:10.1371/journal.pone.0012110.



- D'Arrigo R, Cook ER, Wilson RJ, Allan R, Mann ME (2005). On the variability of ENSO over the past six centuries. *Geophys. Res. Lett.* 32: L03711  
doi:10.1029/2004GL022055.
- Dalyander OS, Cerco CF (2010) Integration of a fish bioenergetics model into a spatially explicit water quality model: Application to menhaden in Chesapeake Bay. *Ecol. Model.* 221(16):1922-1933.
- Deegan LA, Wright A, Ayvazian SG, Finn JT, Golden H, Merson RR, Harrison J (2002) Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. *Aquat. Conserv.* 12: 193-212.
- Dickey-Collas M, Bolle LJ, Van Beek JKL, Erftemeijer PLA (2009) Variability in transport of fish eggs and larvae. II. Effects of hydrodynamics on the transport of Downs herring larvae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 390: 183-194.
- Drake P, Arias AM, Baldo F, Cuesta JA, Rodríguez A, Silva-García A, Sobrinho I, García-González D, Fernández-Delgado C (2002) Spatial and Temporal Variation of the Nekton and Hyperbenthos from a Temperate European Estuary with Regulated Freshwater Inflow. *Estuaries* 25(3): 451-468.
- Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds J (2003) Extinction vulnerability in marine populations. *Fish. Fish.* 4, 25-64.
- Dumont LFC, D'Incao F (2010) By-catch analysis of Argentinean prawn *Artemesia longinaris* (Decapoda: Penaeidae) in surrounding area of Patos Lagoon, southern Brazil: effects of different rainfall. *J. Mar. Biol. Ass. UK* 91: 1-14.
- Ecoutin JM, Simier M, Albaret JJ, Laë R, Tito de Morais L (2010) Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 87: 284-292.

- Farias AA, Jaksic FM (2011) Low functional richness and redundancy of a predator assemblage in native forest fragments of Chiloe Island, Chile  
J. Anim. Ecol. 80(4): 809-817.
- Fernades EHL, Cecílio RO, Schiller RY (2005) Estudo da influência da alteração dos molhes da barra de Rio Grande sobre a circulação do estuário da Lagoa dos Patos – RS. Atlântica 15(2), 49-57.
- Feyrer F, Newman K, Nobriga M, Sommer T (2011) Modeling the Effects of Future Outflow on the Abiotic Habitat of an Imperiled Estuarine Fish. Estuar. Coast. 34:120-128.
- França S, Costa MJ, Cabral HN (2011) Inter- and intra-estuarine fish assemblage variability patterns along the Portuguese coast. Estuar. Coast. Shelf Sci. 91(2): 262-271.
- Franco A, Fiorin R, Zucchetta M, Torricelli P, Franzoi P (2010). Flounder growth and production as indicators of the nursery value of marsh habitats in a Mediterranean lagoon. J. Sea Res. 64(4): 457-464.
- Friedland KD, Ahrenholz DW, Guthrie JF (1996) Formation and seasonal evolution of Atlantic menhaden juvenile nurseries in coastal estuaries. Estuaries 19: 105-114.
- Froese R, Pauly D (eds.) (2011) FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (10/2011).
- Garcia AM, Vieira JP (1997) Abundância e diversidade da assembléia de peixes dentro e fora de uma pradaria de *Ruppia maritima* L., no estuário da Lagoa dos Patos (RS-Brasil). Atlântica 19: 161-181.
- Garcia AM, Vieira JP (2001) O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. Atlântica 23: 85-96.

- Garcia Am, Vieira JP, Winemiller KO. (2001). Dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil) during cold and warm ENSO episodes. *J. Fish. Biol.* 59: 1218-1238.
- Garcia Am, Vieira JP, Winemiller KO. (2003a). Effects of 1997-1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57(3): 489-500.
- Garcia AM, Raseira MB, Vieira JP, Winemiller KO, Grimm AM. (2003b). Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. *Environ. Biol. Fish.* 68: 215-228.
- Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO, Raseira MB (2004). Reproductive cycle and spatiotemporal variation in abundance of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata*, in Patos Lagoon, Brazil. *Hydrobiologia* 515: 39-48.
- Garcia AM, Vieira JP, Winemiller KO, Moraes LE, Paes ET (*in revision*) Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance and environmental correlates in a subtropical estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*
- Gido KB, Schaefer, Falke JA (2009) Convergence of fish communities from the littoral zone of reservoirs. *Freshwater Biol.* 54(6): 1163-1177.
- Glantz MH (2001) Currents of change: impacts of El Niño and La Niña on climate and society. Cambridge University Press, Cambridge. 268p.
- Grimm AM, Ferraz SET, Gomes J (1998) Precipitation anomalies in Southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. *J Climate* 11: 2863-2880.
- Haimovici M, Ignácio JM (2005). *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823). Estoque sul. In: Cergole MC, Ávila-da-Silva AO, Rossi-Wongtschowski CLDB (eds.). Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do

Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. (Séries documentos REVIZEE: Score Sul). Instituto de Oceanografia-USP. pp. 101-107.

Haimovici M, Rossi-Wongtschowski CLDB, Cergole MC, Madureira LS, Bernardes RA, Ávila-da-Silva AO (2006). Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. In: Programa REVIZEE: Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos da Zona Econômica Exclusiva: Relatório Executivo. Brasília. Ministério do Meio Ambiente. pp. 207-242.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol Electron* 4(1): 9pp.

Hare JA, Thorrold S, Walsh H, Reiss C, Valle-Levinson A, Jones C (2005) Biophysical mechanisms of larval fish ingress into Chesapeake Bay. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 303: 295-310.

Harry H, Hendon HH, Thompson DWJ, Wheeler MC (2006) Australian Rainfall and Surface Temperature Variations Associated with the Southern Hemisphere Annular Mode. *J Climate* 20: 2452-2467.

Hendon HH, Thompson DWJ, Wheeler MC (2007) Australian rainfall and surface temperature variations associated with the Southern Hemisphere annular mode. *J Climate* 20(11): 2452-2467.

Horinouchi M, Tongnunui P, Nanjyo K, Nakamura Y, Sano M, Ogawa H (2009). Differences in fish assemblage structures between fragmented and continuous seagrass beds in Trang, southern Thailand. *Fisheries Science* 75(6): 1409-1416.

Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR

(2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems.

Science 293: 629-634.

Kjerfve B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: Wolfe DA

(eds.) Estuarine variability. Academic Press, New York, USA. pp. 63-81.

Kruger M, Strydom NA (2010). Spatial and temporal variability in the larval fish assemblage of a warm temperate South African estuary, with notes on the effects of artificial channeling. Afr. Zoology 45(2): 195-212.

Last PR, White WT, Gledhill DC, Hobday AJ, Brown R, Edgar GJ, Pecl G (2011).

Long-term shifts in abundance and distribution of a temperate fish fauna: a response to climate change and fishing practices. Global Ecol. Biogeogr. 20: 58-72.

Leibold MA, Economo EP, Peres-Neto P (2010) Metacommunity phylogenetics: separating the roles of environmental filters and historical biogeography. Ecol. Lett 13(10): 1290-1299.

Leonard DRP, Clarke KR, Somerfield PJ, Warwick RM (2006) The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. J. Environ. Manage. 78: 52-62.

Love, JW, Johnson AK, May EB (2006) Spatial and Temporal Differences of Atlantic Menhaden (*Brevoortia tyrannus*) Recruitment Across Major Drainages (1966–2004) of the Chesapeake Bay Watershed. Estuar. Coast. 29(5): 794-801.

Lynch PD, Brush MJ, Condon ED, Latour RJ (2010) Net removal of nitrogen through ingestion of phytoplankton by Atlantic menhaden *Brevoortia tyrannus* in Chesapeake Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 401: 195-209.

- Macreadie PI, Hindell JS, Jenkins GP, Connolly RM, Keough MJ (2009). Fish Responses to Experimental Fragmentation of Seagrass Habitat. *Conserv. Biol.* 23(3): 644-652.
- Magurran AE (2004). *Measuring Biological Diversity*. Malden, Ma: Blackwell publishing. 256pp.
- Mai ACG, Garcia AM, Vieira JP, Mai MG (2007). Reproductive aspects of the one-sided livebearer *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Cyprinodontiformes) in the Patos Lagoon estuary, Brazil. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 2: 40-46.
- Marangoni JC, Costa CSB (2009). Natural and anthropogenic effects on salt marsh over five decades in the Patos Lagoon (Southern Brazil). *Braz. J. Oceanogr.* 57(4): 345-350.
- Marengo JA (2006). *Mudanças climáticas e seus efeitos sobre a biodiversidade: caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do século XXI*. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 207p.
- Martinho F, Dolbeth M, Viegas I, Teixeira CM, Cabral HN, Pardal MA (2009). Environmental effects on the recruitment variability of nursery species. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 83: 460-468.
- Martins IM, Dias JM, Fernandes EH, Muelbert JH (2007). Numerical modelling of fish eggs dispersion at the Patos Lagoon estuary – Brazil. *J. Marine Syst.* 68: 537-555.
- Mendes D, Souza EP, Marengo JA, Mendes MCD (2010) Climatology of extratropical cyclones over the South American–southern oceans sector. *Theor Appl Climatol* 100:239-250.
- Miranda LV, Mendonça JT, Cergole MC (2006). Diagnóstico do estoque e orientações para o ordenamento da pesca de *Mugil platanus* (Günther, 1880). In:

Cergole MC, Ávila-da-Silva Ao, Rossi-Wongtschowski CLDB (eds.). Análise das principais pescarias comerciais da região Sudeste-Sul do Brasil: dinâmica populacional das espécies em exploração. (Séries documentos REVIZEE: Score Sul). Instituto Oceanográfico – USP. pp. 38-48.

Miranda LV, Haimovici M (2007) Changes in the population structure, growth and mortality of striped weakfish *Cynoscion guatucupa* (Sciaenidae, Teleostei) of southern Brazil between 1976 and 2002. *Hydrobiologia* 589: 69-78.

Mo KC. 2000. Relationships between Low-Frequency Variability in the Southern Hemisphere and Sea Surface Temperature Anomalies. *J. Climate* 13: 3599-3610.

Möller OO, Castaing P, Salomon JC, Lazure P (2001). The influence of local and non-local forcing effects on the subtidal circulation of the Patos Lagoon. *Estuaries* 24(2): 275-289.

Möller OO, Castello JP, Vaz AC (2009). The effect of river discharge and winds on the interannual variability of the Pink Shrimp *Farfantepenaeus paulensis* production in Patos Lagoon. *Estuar. Coast.* 32: 787-796.

Möller OO, Fernandes E (2010). Hidrologia e hidrodinâmica. In: Seeliger U, Odebrecht C (eds.). *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Brasil. pp: 17-27.

Moraes LE, Cabral H, Vieira J (*in revision*). Habitat disturbances in aquatic ecosystems: a revision of concepts. *Mar. Pollut. Bull.*

Moraes LE, Vieira JP, Garcia AM, Grimm AM, Möller O, Paes E. (*in prep.*) Temporal Dynamics of Fishes and Crustaceans Recruitment in a Temperate Micro-Tidal Estuary. *Plos One*.

- Muelbert JH, Muxagata E, Kaminski SM (2010) As comunidades zooplanctônicas. In: Seeliger U, Odebrecht C, editors. O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações. Brasil: Editora da FURG. pp. 67-75.
- Nicholls N (2010) Local and remote causes of the southern Australian autumn-winter rainfall decline, 1958–2007. *Clim Dyn* 34: 835-845.
- Niencheski LFH, Baumgarten MGZ (2007). Water quality in Mangureira Bay: Anthropogenic and Natural Contaminantion. *J. Coastal Res.* 47: 56-62.
- Odebrecht C, Abreu PC, Bemvenuti CE, Copertino M, Muelbert JH, Vieira JP Seeliger U (2010). The Patos Lagoon Estuary: biotic responses to natural and anthropogenic impacts in the last decades (1979-2008). In: Kennisch MJ, Paerl H (eds.), *Coastal Lagoons: critical habitats of environmental change*. Taylor & Francis/CRC Press, Boca Raton, U.S.. pp 437-459.
- Oke PR, England MH (2004) Oceanic Response to Changes in the Latitude of the Southern Hemisphere Subpolar Westerly Winds. *J. Climate* 17: 1040-1054.
- Piazza BP, La Peyre MK (2011). Nekton community response to a large-scale Mississippi River discharge: Examining spatial and temporal response to river management. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91: 379-387.
- Ramos Miranda J, Mouillot D, Hernandez DF, Lopez AS, Chi TD, Perez LA (2005). Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 304: 1-13.
- Rao VB, Do Carmo AMC, Franchito SH (2003) Inter-annual variations of storm tracks in the Southern Hemisphere and their connections with the Antarctic Oscillation. *Int. J. Climatol.* 23: 1537-1545.
- Reis EG, Vieira PC, Duarte VS (1994). Pesca artesanal de teleósteos no estuário da Lagoa dos Patos e costa do Rio Grande do Sul. *Atlântica* 16: 69-86.



- Reis EG, D'Incao F (2000). The present status of artisanal fisheries of extreme southern Brazil: an effort towards community based management. *Ocean Coast. Manage.* 43: 585-595.
- Reum JCP, Essington TE, Greene CM, Rice CA, Fresh KL (2011). Multiscale influence of climate on estuarine populations of forage fish: the role of coastal upwelling, freshwater flow and temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 425: 203-215.
- Rintoul SR, England MH (2002) Ekman transport dominates local air-sea fluxes in driving variability of subantarctic mode water. *J. Phys. Oceanogr.* 32: 1308-1321.
- Savenkoff C, Castonguay M, Chabot D, Hammill MO, Bourdages H, Morissette L (2007). Changes in the northern Gulf of St. Lawrence ecosystem estimated by inverse modelling: Evidence of a fishery-induced regime shift? *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 73: 711-724.
- Schroeder FA, Castello JP (2010) An essay on the potential effects of climate change on fisheries in Patos Lagoon, Brazil. *Pan-Am. J. Aquat. Sci.* 5: 148-158.
- Seeliger U (2010). Introdução. In: Seeliger U & Odebrecht C (eds.). *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Brasil. pp. 11-13.
- Shimps EL, Rice JA, Osborne JA (2005) Hypoxia tolerance in two juvenile estuary-dependent fishes. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 325(2): 146-162.
- Silvestri GE, Vera CS (2003) Antarctic Oscillation signal on precipitation anomalies over southeastern South America. *Geophys. Res. Lett.* 30: 2115
- Smith WE, Scharf FS (2010). Demographic characteristics of southern flounder, *Paralichthys lethostigma*, harvested by an estuarine gillnet fishery. *Fisheries Manag. Ecol.* 17: 532-543.

- Stobart B, Warwick R, Gonzalez C, Mallol S, Diaz D, Renones O, Goni R (2009) Long-term and spillover effects of a marine protected area on an exploited fish community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384: 47-60.
- Sun QJ, Wang HJ, Yuan W (2010) Linkage of the Boreal Spring Antarctic Oscillation to the West African Summer Monsoon. *J Meteorol Soc Jpn* 88(1): 15-28.
- Tagliani PRA, Landazurib H, Reis EG, Tagliani CR, Asmus ML, Sánchez-Arcilla A (2003). Integrated coastal zone management in the Patos Lagoon estuary: perspectives in context of developing country. *Ocean Coast. Manage.* 46: 807-822.
- Thompson DWJ, Wallace JM (2000). Annular modes in the extratropical circulation. Part I: Month-to-month variability. *J. Climate* 13: 1000-1016.
- Vaz AC, Möller OO, Almeida TL (2006). Análise Quantitativa da Descarga dos Rios Afluentes da Lagoa dos Patos. *Atlântica* 28(1): 13-23.
- Venn SE, Green K, Pickering CM, Morgan JW (2011) Using plant functional traits to explain community composition across a strong environmental filter in Australian alpine snowpatches. *Plant Ecol.* 212(9): 1491-1499.
- Vera C (2003) Interannual and interdecadal variability of atmospheric synoptic-scale activity in the Southern Hemisphere. *J Geophys Res* 108: C4, 8077, doi:10.1029/2000JC000406.
- Vieira JP, Vasconcellos MC, Silva RE, Fisher LC (1996). A rejeição da pesca camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Atlântica* 18(1): 123-142.

Vieira JP, Garcia AM, Grimm AM (2008). Preliminary evidences of El Niño effects on the mullet fishery of Patos Lagoon estuary (Brazil). *Braz. Arch. Biol. Technol.* 51: 433-440.

Vieira JP, Garcia AM, Moraes LE (2010). A Assembléia de Peixes. In: Seeliger U, Odebrecht C. (eds.). *O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações*. Editora da FURG, Brasil. pp: 79-90.

Walsh CT, Gray CA, West RJ, Van Der Meulen DE, Williams LFG (2010). Growth, episodic recruitment and age truncation in populations of a catadromous percichthyid, *Macquaria colonorum*. *Mar. Freshwater Res.* 61(4): 397-407.

Warwick RM, Ashman CM, Brown AR, Clarke KR, Dowell B, Hart B, Lewis RE (2002). Inter-annual changes in the biodiversity and community structure of the macrobenthos in Tees Bay and the Tees estuary, UK, associated with local and regional environmental events. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 234: 1-13

Wasserman RJ, Strydom NA (2011). The importance of estuary head waters as nursery areas for young estuary- and marine-spawned fishes in temperate South Africa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94(1): 56-67.

Whitfield AK (2005) Fishes and freshwater in southern African estuaries – A review. *Aquat. Living Resour.* 18: 275-289.

Whitfield AK, Adams JB, Bate GC, Bezuidenhout K, Bornman TG, Cowley PD, Froneman PW, Gama PT, James NC, Mackenzie B, Riddin T, Snow GC, Strydom NA, Taljaard S, Terorde A, Theron AK, Turpie JK, Van Niekerk L, Vorwerk PD, Wooldridge TH (2008). A multidisciplinary study of a small, temporarily open/closed South African estuary, with particular emphasis on the influence of mouth state on the ecology of the system. *Afr. J. Marine Sci* 30(3): 453-473.

Widdows J, Bale AJ, Brinsley MD, Somerfield P, Uncles RJ (2007). An assessment of the potential impact of dredging activity on the Tamar Estuary over the last century: II. Ecological changes and potential drivers. *Hydrobiologia* 588: 97-108.

Wyda JC, Deegan LA, Hughes JE, Weaver MJ (2002). The response of fishes to submerged aquatic vegetation complexity in two ecoregions of the Mid-Atlantic bight: Buzzards Bay and Chesapeake Bay. *Estuaries*. 25(1): 86-100.

Zampatti BP, Bice CM, Jennings PR (2010). Temporal variability in fish assemblage structure and recruitment in a freshwater-deprived estuary: The Coorong, Australia. *Mar. Freshwater Res.* 61(11): 1298-1312.

Zar JH (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Upper Saddle River. 620 p.

## TABELAS

Tabela 1 – Análise de variância com permutação (PERMANOVA) das variáveis ambientais do estuário da Lagoa dos Patos (temperatura, salinidade, transparência), da bacia de drenagem do Sistema Patos-Mirim e índices climáticos (*El Niño* Oscilação Sul - ENSO e Modo Anular Sul – SAM) (1979 a 2011) para os fatores “período” e “ano(período)”. Graus de liberdade (gl), soma de quadrados (SQ), quadrado médio (QM), valor do falso-F (F). Valores em negrito representam os valores significantes ( $p < 0.10$ ).

Fonte de Variação	gl	SQ	QM	F	p-valor
<b>Salinidade (SAL)</b>					
Período	3	0.7354	0.2451	0.2567	0.8490
Ano(Período)	16	15.2795	0.9550	5.1646	<b>0.0001</b>
<b>Transparência (TRANS)</b>					
Período	3	1.2796	0.4265	3.6974	<b>0.0339</b>
Ano(Período)	16	1.8457	0.1154	2.0513	<b>0.0102</b>

<b>Temperatura (TEMP)</b>						
	Período	3	51.0458	17.0153	2.4749	0.1098
	Ano(Período)	16	110.000	6.8750	0.2991	0.9959
<b>Vazão de água doce (VAZÃO)</b>						
	Período	3	0.1680	0.0560	0.0995	0.9586
	Ano(Período)	16	9.0039	0.5627	5.8163	<b>0.0001</b>
<b>Índice climático Niño 3 (NINO3)</b>						
	Período	3	14.2125	4.7375	0.4454	0.7322
	Ano(Período)	16	170.167	10.6354	25.830	<b>0.0001</b>
<b>Índice climático SAM (SAM)</b>						
	Período	3	7.1500	2.3833	1.4020	0.2778
	Ano(Período)	16	27.2000	1.7000	1.7572	<b>0.0390</b>
<b>Todas as variáveis ambientais</b>						
	Período	3	142.53	47.511	2.7442	<b>0.0114</b>
	Ano(Período)	16	277.01	17.31	1.4510	<b>0.0244</b>

Tabela 2 – Coeficiente de inclinação e significância da tendência linear das variáveis ambientais e biológicas (espécies e diversidade) analisadas para o período de 1979 a 2011.

Variáveis	Coeficiente	p-valor
<b>Ambientais</b>		
Salinidade	0.01606	0.2282
Transparência	0.08072	<b>0.0010</b>
Temperatura	0.00219	0.5085
Vazão de água doce	-1.13712	0.4617
Índice climático NINO3	-0.00317	<b>0.0474</b>
Índice climático SAM	0.00198	<b>0.0469</b>
<b>Espécies</b>		
<i>Atherinella brasiliensis</i>	-0.19438	<b>0.0045</b>
<i>Brevoortia pectinata</i>	0.24455	<b>0.0051</b>
<i>Jenynsia multidentata</i>	-0.24250	<b>0.0001</b>
<i>Micropogonias furnieri</i>	-0.03298	<b>0.0000</b>
<i>Mugil sp.</i>	0.06398	0.4101
<i>Mugil liza</i>	-0.36898	<b>0.0034</b>
<i>Odontesthes argentinensis</i>	0.00235	0.4019
Abundância total (CPUE)	-0.58473	<b>0.0065</b>
<b>Diversidade</b>		
Riqueza (d - Margalef)	0.0022	0.1087



EVAR	0.0008	0.5461
$\Delta^*$	-0.0660	<b>0.0074</b>
$\Delta^+$	-0.0434	<b>0.0286</b>

---

Tabela 3 – Importância relativa (baseada no percentual de abundância numérica e frequência de ocorrência) das dez espécies de peixes mais representativas nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos durante 1979 a 2011. *Atherinella brasiliensis* – ATHBRA, *Brevoortia pectinata* – BREPEC, *Ctenogobius schufeldti* - CTESHU, *Eucinostomus melanopterus* – EUCMEL, *Jenynsia multidentata* – JENMUL, *Lycengraulis grossidens* – LYCGRO, *Menticirrhus* sp – MENSPP, *Micropogonias furnieri* – MICFUR, *Mugil* sp. – MUGSPP, *Mugil liza* – MUGLIZ, *Odontesthes argentinensis* – ODOARG, *Platanichthys platana* – PLAPLA.

PERIOD 01 (1979-1984)						PERIOD 02 (1996-2001)							
Posição	Espécies	Ano1	Ano2	Ano3	Ano4	Ano5	Posição	Espécies	Ano1	Ano2	Ano3	Ano4	Ano5
1	MUGLIZ	42.72	30.34	41.01	43.18	9.12	1	ATHBRA	52.98	29.38	20.51	25.14	41.81
2	ATHBRA	24.51	14.09	7.78	22.44	20.30	2	MUGLIZ	19.08	12.69	38.97	26.12	27.74
3	JENMUL	19.66	12.12	18.32	9.50	14.41	3	BREPEC	0.59	8.02	15.30	11.91	3.33
4	ODOARG	6.61	2.57	10.70	10.18	6.40	4	ODOARG	1.78	12.02	3.09	4.07	5.39
5	MUGSPP	0.43	35.67	11.75	7.31	6.58	5	MUGSPP	17.10	4.11	10.82	23.01	6.58
6	MICFUR	1.27	1.62	1.23	3.77	2.66	6	MICFUR	1.02	4.19	2.15	1.77	7.56
7	LYCGRO	0.27	0.46	0.10	1.94	12.09	7	PLAPLA	0.72	19.88	0.32	2.91	1.95
8	BREPEC	3.39	1.34	3.70	0.17	4.32	8	JENMUL	2.94	0.42	2.92	3.90	0.14
9	PLAPLA	0.81	0.05	1.55	0.33	13.40	9	CTESHU	0.38	0.36	0.07	0.03	0.07
10	MENSPP	0.11	0.06	1.23	0.01	0.35	10	LYCGRO	0.45	1.59	0.09	0.01	2.24
	CPUE	183.44	130.50	156.19	87.99	70.30		CPUE	128.12	42.58	122.45	156.37	36.87
PERIOD 03 (2001-2006)						PERIOD 04 (2006-2011)							
Posição	Espécies	Ano1	Ano2	Ano3	Ano4	Ano5	Posição	Espécies	Ano1	Ano2	Ano3	Ano4	Ano5
1	MUGLIZ	47.07	39.74	44.50	13.12	29.23	1	MUGLIZ	27.22	8.50	20.68	57.28	22.18
2	MUGSPP	5.05	1.96	27.43	52.47	20.58	2	BREPEC	19.27	15.17	15.42	16.08	38.25
3	BREPEC	9.74	3.67	12.27	12.79	14.31	3	ATHBRA	10.78	31.47	18.27	6.09	25.23

4	ATHBRA	<b>27.74</b>	<b>3.12</b>	<b>3.17</b>	<b>8.89</b>	<b>24.90</b>
5	ODOARG	<b>1.63</b>	<b>13.01</b>	<b>2.92</b>	<b>7.39</b>	<b>3.92</b>
6	JENMUL	<b>2.80</b>	<b>0.27</b>	<b>2.61</b>	<b>3.11</b>	<b>3.03</b>
7	LYCGRO	<b>2.11</b>	<b>2.88</b>	<b>0.60</b>	<b>0.29</b>	<b>0.10</b>
8	CTESHU	<b>0.28</b>	<b>2.75</b>	<b>0.37</b>	<b>0.13</b>	<b>0.01</b>
9	MICFUR	<b>0.78</b>	<b>1.89</b>	<b>0.82</b>	<b>0.22</b>	<b>0.29</b>
10	PLAPLA	<b>1.20</b>	<b>24.78</b>	<b>1.72</b>	<b>0.01</b>	<b>0.93</b>
	CPUE	<b>93.50</b>	<b>34.69</b>	<b>96.74</b>	<b>175.21</b>	<b>114.27</b>

 Abundante e freqüente  
 Abundante e infreqüente

4	ODOARG	<b>26.75</b>	<b>1.23</b>	<b>12.56</b>	<b>8.16</b>	<b>6.71</b>
5	MUGSPP	<b>13.03</b>	<b>22.44</b>	<b>23.24</b>	<b>4.30</b>	<b>2.15</b>
6	JENMUL	<b>2.11</b>	<b>10.45</b>	<b>5.45</b>	<b>0.78</b>	<b>3.47</b>
7	EUCMEL	<b>0.30</b>	<b>6.45</b>	<b>0.18</b>	<b>0.05</b>	<b>0.45</b>
8	PLAPLA	<b>0.25</b>	<b>1.52</b>	<b>2.25</b>	<b>1.29</b>	<b>0.36</b>
9	MICFUR	<b>0.09</b>	<b>1.21</b>	<b>0.67</b>	<b>1.24</b>	<b>0.44</b>
10	LYCGRO	<b>0.10</b>	<b>0.56</b>	<b>0.13</b>	<b>1.59</b>	<b>0.28</b>
	CPUE	<b>92.12</b>	<b>67.51</b>	<b>110.39</b>	<b>51.81</b>	<b>92.31</b>

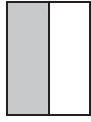

 Não abundante e freqüente  
 Não abundante e infreqüente



Tabela 4 - Análise de variância com permutação (PERMANOVA) da abundância das espécies capturadas em zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos durante o período de 1979 a 2011 para os fatores “período” e “ano(período)”. Graus de liberdade (gl), soma de quadrados (SQ), quadrado médio (QM), valor do falso-F (F). Valores em negrito representam os valores significantes ( $p < 0.10$ ).

Fonte de Variação	gl	SQ	QM	F	p-valor
<b><i>Atherinella brasiliensis</i></b>					
Período	3	684.01	228.00	2.8014	<b>0.0607</b>
Ano(Período)	16	1302.214	81.3884	3.8954	<b>0.0001</b>
<b><i>Brevoortia pectinata</i></b>					
Período	3	144.09	48.029	1.9452	0.156
Ano(Período)	16	395.05	24.69	1.2577	0.2234
<b><i>Jenynsia multidentata</i></b>					
Período	3	399.79	133.26	7.4861	<b>0.0016</b>
Ano(Período)	16	284.82	17.801	1.3699	0.1466
<b><i>Micropogonias furnieri</i></b>					
Período	3	34.577	11.526	16.907	<b>0.0002</b>
Ano(Período)	16	10.907	0.68169	0.5742	0.8998
<b><i>Mugil sp.</i></b>					
Período	3	182.88	60.961	0.5391	0.6639
Ano(Período)	16	1809.4	113.08	3.914	<b>0.0002</b>
<b><i>Mugil liza</i></b>					
Período	3	401.08	133.69	1.2137	0.3439
Ano(Período)	16	1762.5	110.15	2.4574	<b>0.002</b>
<b><i>Odontesthes argentinensis</i></b>					
Período	3	97.233	32.411	1.0151	0.4087
Ano(Período)	16	510.87	31.929	3.0154	<b>0.0002</b>
<b>Abundância total (CPUE)</b>					
Período	3	4479.1	1493	1.0987	0.3789
Ano(Período)	16	21746	1359.1	5.1756	<b>0.0002</b>
<b>Todas as espécies</b>					
Período	3	2303.07	767.69	20.532	<b>0.0001</b>
Ano(Período)	16	598.24	37.39	1.4703	<b>0.0007</b>

Tabela 5 - Análise de variância com permutação (PERMANOVA) dos índices de diversidade de peixes (Riqueza: Margalef(d) e Distinção taxonômica média das espécies  $\Delta+$ ; Equitabilidade: EVAR e Distinção taxonômica média dos indivíduos

$\Delta^*$ ) nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos durante o período de 1979 a 2011 para os fatores “período” e “ano(período)”. Graus de liberdade (gl), soma de quadrados (SQ), quadrado médio (QM), valor do falso-F (F). Valores em negrito representam os valores significantes ( $p < 0.10$ ).

Fonte de Variação	gl	SQ	QM	F	p-valor
<b>Margalef (d)</b>					
Período	3	26.064	8.688	0.8856	0.4613
Ano(Período)	16	156.973	9.811	2.4476	<b>0.0022</b>
<b>EVAR</b>					
Período	3	50.829	16.943	0.6583	0.5778
Ano(Período)	16	411.771	25.736	3.8914	<b>0.0001</b>
$\Delta^+$					
Período	3	897.105	299.035	1.4241	0.2620
Ano(Período)	16	3359.771	209.986	1.3234	0.1656
$\Delta^*$					
Período	3	14.881	4.960	2.4362	<b>0.0641</b>
Ano(Período)	16	32.578	2.036	0.9171	0.5502

## FIGURAS

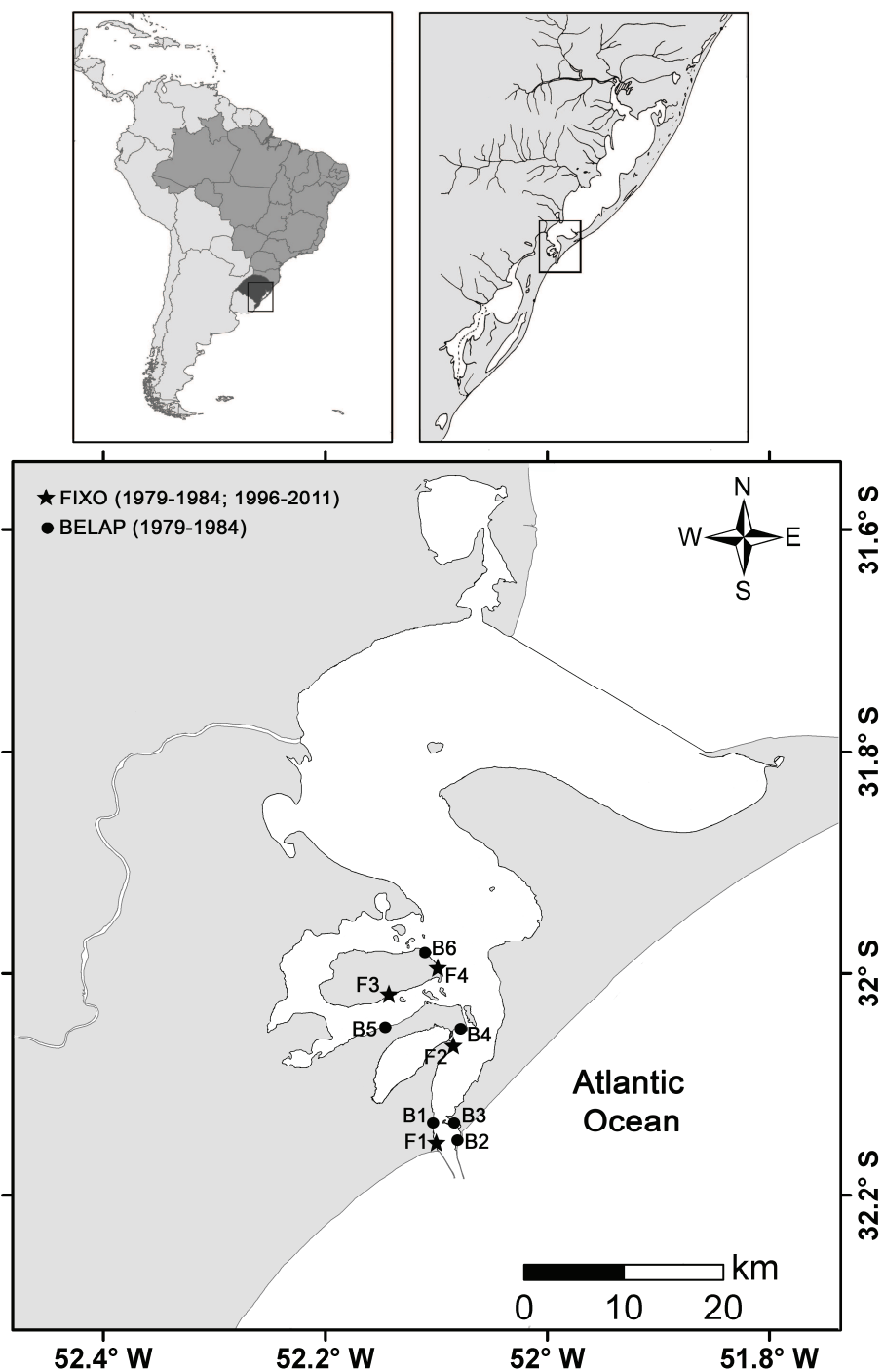


Fig. 1 – Mapa do estuário da Lagoa dos Patos mostrando os locais de amostragem. Pannel superior direito mostra a bacia de drenagem do Sistema Lagunar Patos-Mirim (~200.000 km<sup>2</sup>).

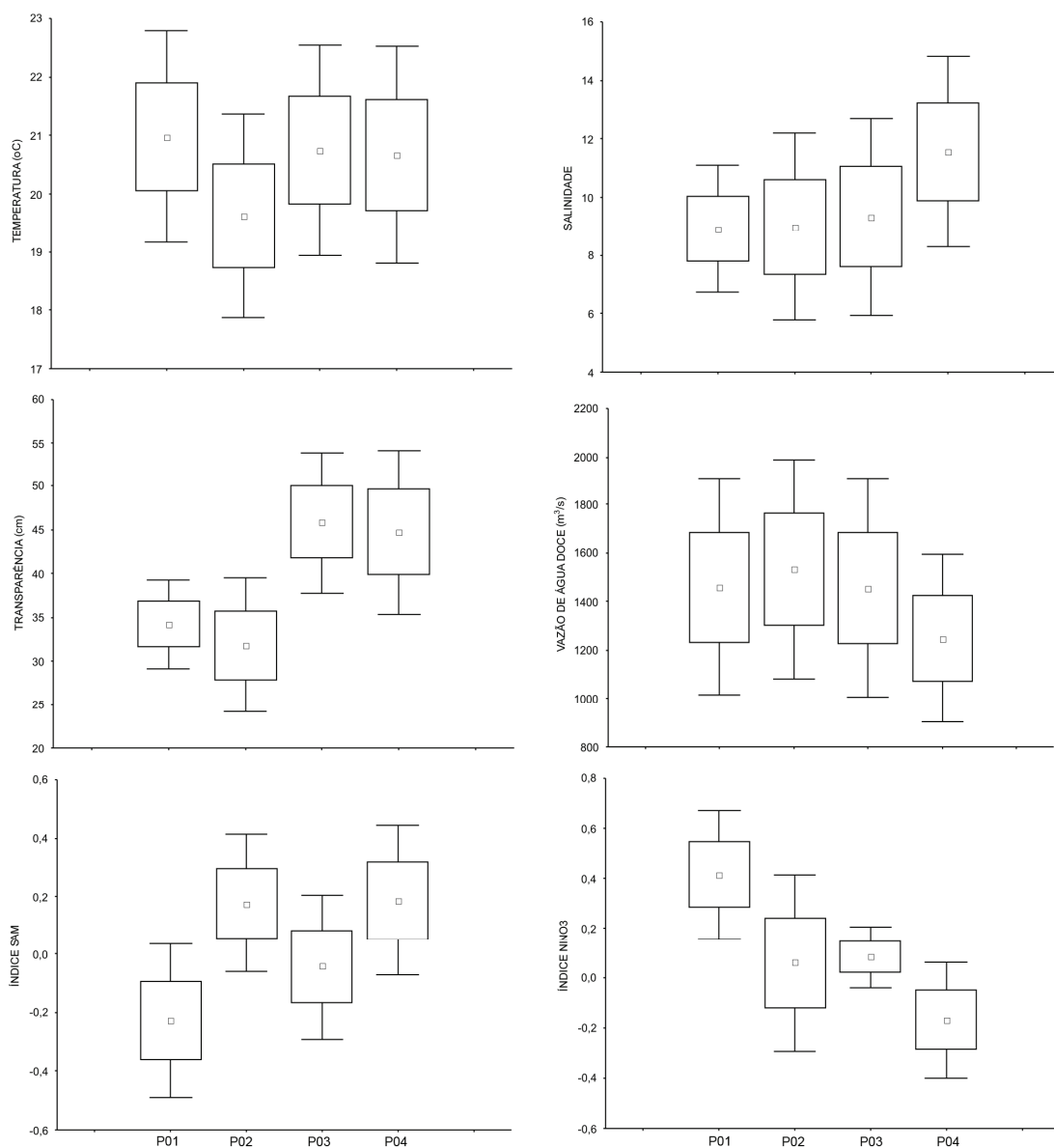


Fig. 2 – Valores médios (quadrado), erro padrão (caixa) e intervalo de confiança 95% das variáveis ambientais do estuário da Lagoa dos Patos (temperatura, salinidade, transparência), da bacia de drenagem do Sistema Patos-Mirim (vazão de água doce) e índices climáticos (*El Niño* Oscilação Sul - ENSO e Modo Anular Sul – SAM) para os quatro períodos de estudo. (P01), Período 02 (P02), Período 03 (P03) e Período 04 (P04) correspondem aos anos 1979 a 1984, 1996 a 2001, 2001 a 2006, 2006 a 2011, respectivamente.

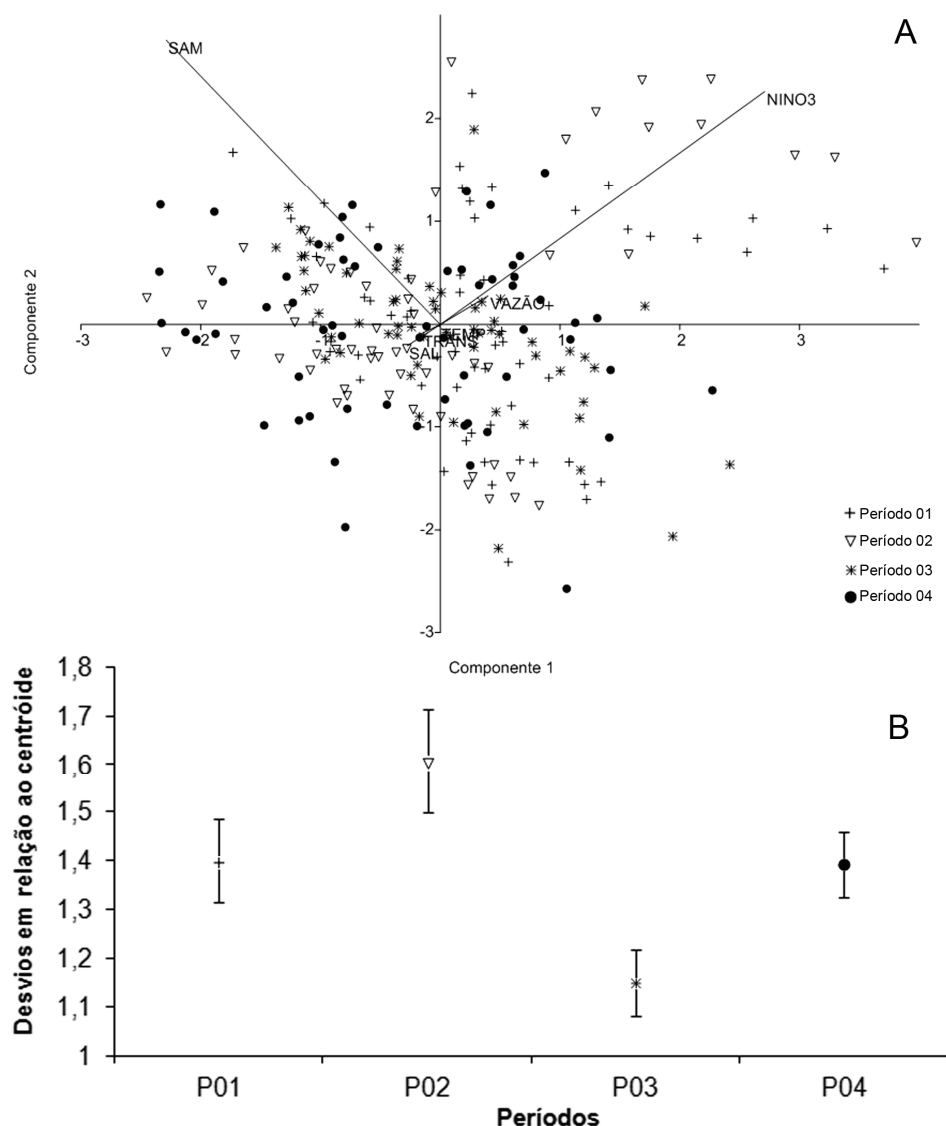


Fig. 3 – Diagrama de ordenação da Análise de Componentes Principais (PCA) e média da dispersão ( $\pm$ desvio padrão) das amostras em relação ao centróide em cada período analisado (1979-2011), baseados em seis variáveis ambientais (TEMP - temperatura, SAL - salinidade, TRANS – transparência, VAZAO - vazão de água doce, NINO3 – índice climático Niño3 e SAM – índice climático SAM). Período 01 (P01), Período 02 (P02), Período 03 (P03) e Período 04 (P04) correspondem aos anos 1979 a 1984, 1996 a 2001, 2001 a 2006, 2006 a 2011, respectivamente.

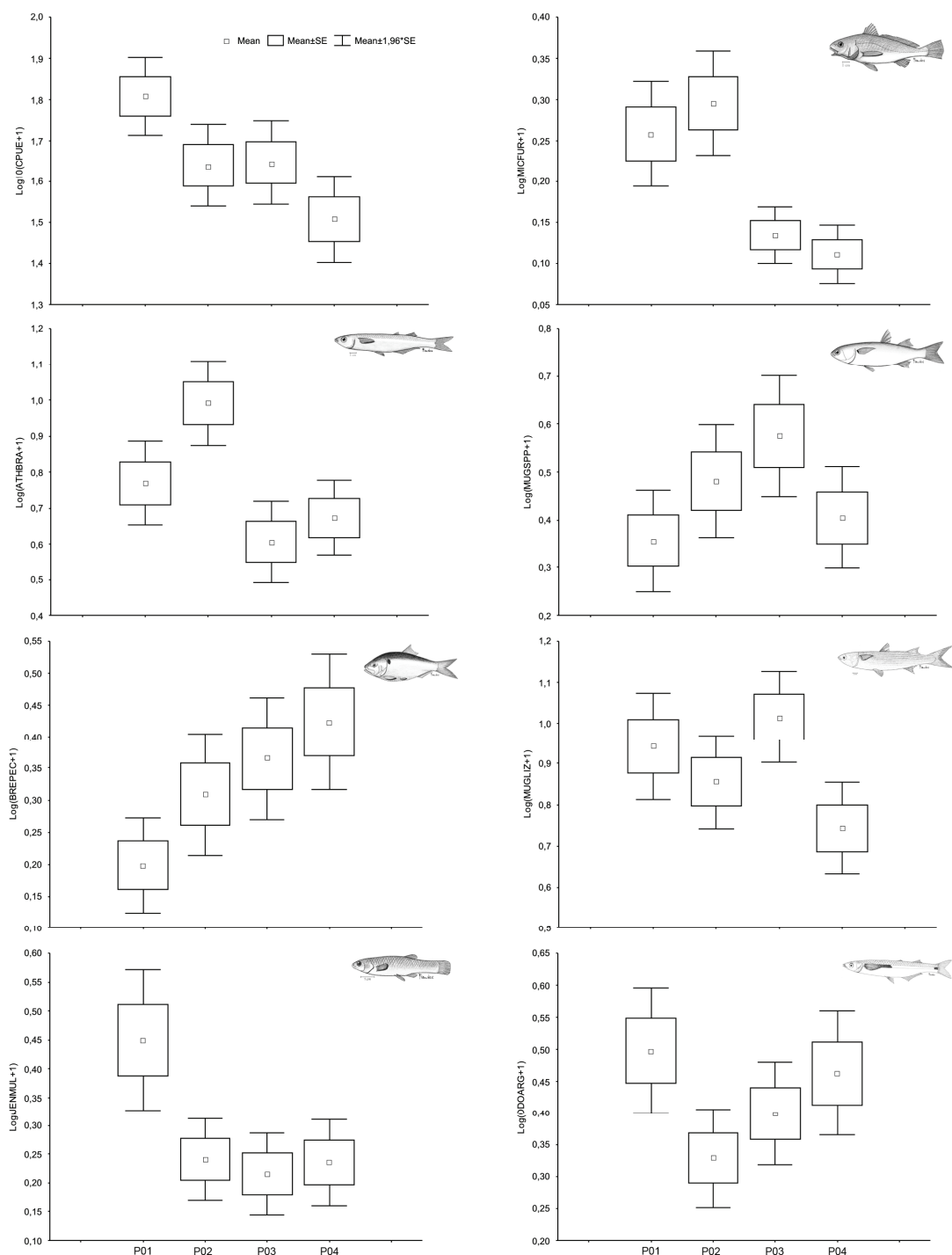


Fig. 4 - Valores médios (quadrado), erro padrão (caixa) e intervalo de confiança 95% da abundância total (CPUE) e das sete espécies dominantes (*Atherinella brasiliensis* – ATHBRA, *Brevoortia pectinata* – BREPEC, *Jenynsia multidentata* – JENMUL, *Micropogonias furnieri* – MICFUR, *Mugil sp.* – MUGSPP, *Mugil liza* –

MUGLIZ, *Odontesthes argentinensis* – ODOARG) no estuário da Lagoa dos Patos para os quatro períodos de estudo. (P01), Período 02 (P02), Período 03 (P03) e Período 04 (P04) correspondem aos anos 1979 a 1984, 1996 a 2001, 2001 a 2006, 2006 a 2011, respectivamente.

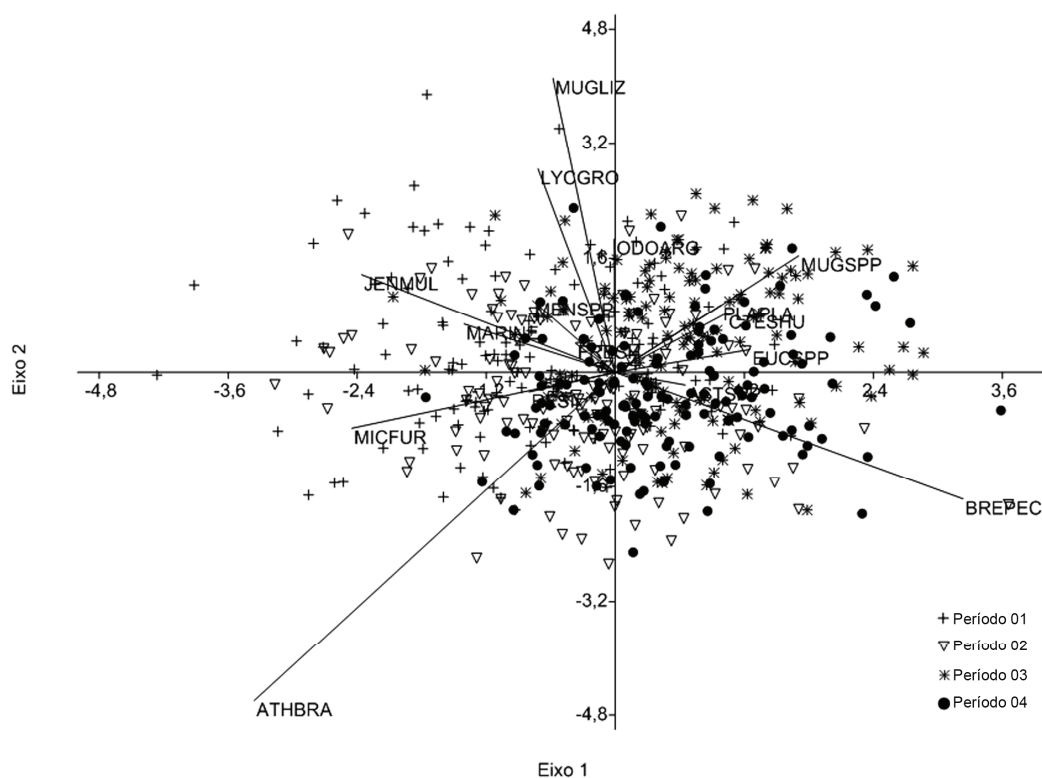


Fig. 5 – Diagrama “bi-plot” da Análise de Variáveis Canônicas (CVA) realizada a partir da abundância das espécies capturadas nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos durante 1979 a 2011. Período 01 (P01), Período 02 (P02), Período 03 (P03) e Período 04 (P04) correspondem aos anos 1979 a 1984, 1996 a 2001, 2001 a 2006, 2006 a 2011, respectivamente.

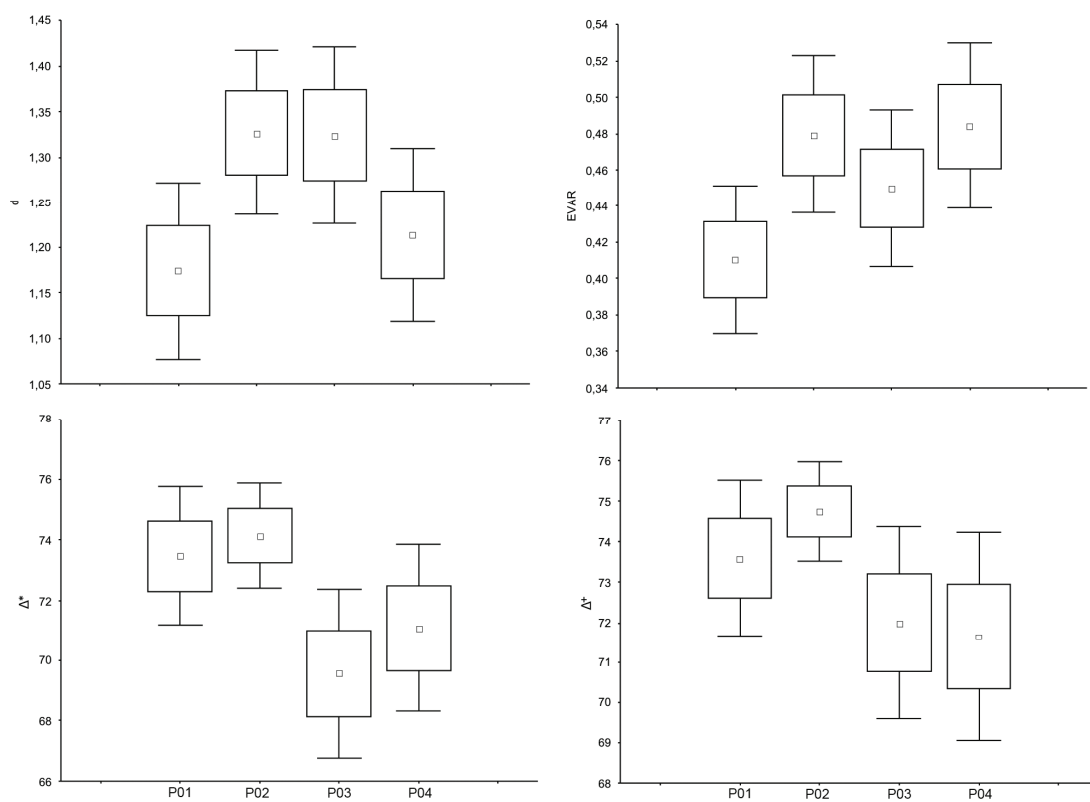


Fig. 6 - Valores médios (quadrado), erro padrão (caixa) e intervalo de confiança 95% dos índices de diversidade de peixes (Riqueza: Margalef ( $d$ ) e Distinção taxonômica média das espécies ( $\Delta^+$ ); Equitabilidade: EVAR e Distinção taxonômica média dos indivíduos ( $\Delta^*$ )) nas zonas rasas do estuário da Lagoa dos Patos para os quatro períodos de estudo. (P01), Período 02 (P02), Período 03 (P03) e Período 04 (P04) correspondem aos anos 1979 a 1984, 1996 a 2001, 2001 a 2006, 2006 a 2011, respectivamente.