



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de  
Ambientes Aquáticos Continentais



**Variação espaço-temporal de longo prazo na  
estrutura das associações de peixes do Sistema  
Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém e Região  
Marinha Costeira adjacente, RS, Brasil**

**Verónica del Pilar Román Robles**

Orientador: Dr. João Paes Vieira

Rio Grande  
2017



Universidade Federal do Rio Grande  
Instituto de Ciências Biológicas  
Pós-graduação em Biologia de Ambientes  
Aquáticos Continentais



**Variação espaço-temporal de longo prazo na estrutura das  
associações de peixes do Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-  
Armazém e Região Costeira adjacente, RS, Brasil**

**Aluno:** Verónica del Pilar Román Robles

**Orientador:** João Paes Vieira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande  
2017

## DEDICATÓRIA

À minha família Román-Santander e a meus avós  
(*in memoriam*), pelo amor, apoio, confiança e  
motivação incondicional.

*“É necessário ter o caos cá dentro para gerar uma estrela.”*

Friedrich Nietzsche

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, pelas bênçãos sem fim, pela saúde e pela alegria por todas as oportunidades que tive em minha vida.

A minha família que sempre esteve presente em meu coração. Junior Ch., que de forma especial e carinhosa me deu estímulo, força e coragem, me apoiando nos momentos de dificuldades.

À Organização de Estados Americanos (OEA) e à Universidade Federal do Rio Grande (FURG), por terem me dado a oportunidade de continuar a minha formação acadêmica.

Ao meu orientador Dr. João Vieira, pela oportunidade, confiança, ensinamento e dedicação durante esse tempo em que me orientou, além de sua valiosa contribuição na minha formação como profissional. Saiba que tenho uma grande admiração por você e pelo seu trabalho. Obrigada por ser como um pai aqui no Brasil!

Ao professor Alexandre Garcia, pelas sugestões, conhecimento compartilhado nas salas de aula e no laboratório. Além dele, aos profs. Drs. Fábio Lameiro e Fernando Becker pelas contribuições para a versão final desta dissertação. Muito obrigada!

À minha querida amiga Adna Silva Garcia, pela amizade, carinho e disposição em ajudar sempre [...].

Aos meus queridos amigos e colegas do laboratório de Ictiologia e da FURG, Gabriel, Mauro, Ana, Vinícius, Valéria, Bianca, Thiago, Débora, Rodrigo, Sabrina, Paula, Andreia, Lucas, Iliana, Jessica, Mariana, Fernanda, Bruna, Rafaela, Votto pelas diversas formas de contribuição que cada um deu a este e outros trabalhos.... Valeu galera!

A Dra. Lisiane Ramos, Dr. Daniel Loebmann e ao colega Maurício Lang e tripulação, pelo auxílio em minhas coletas e trabalho no laboratório e disposição em ajudar!

Aos meus amigos de toda a vida Jenni, Vanessa, Dario, Nathan, Armando, Verito, juntos contribuíram com momentos de aprendizagem e felicidade! Valeu "gurizada"!

À minha querida família, primos, minha tia Esperanza, e minhas irmãs Cristina, Karina e Adriana, obrigada pelo amor e apoio incondicional e torcida!

De forma especial agradeço à minha família da OEA 2014-2016 aos meus amigos María, Robert, Diana, Ana, Eliana, Paola, Álvaro; Gisett, Jannet, Julio; Carito, Tatiana, Margarita e Luís obrigada por todas as risadas, passeios, momentos especiais, por fazer os dias ruins ou de desânimo se tornarem alegres e incríveis. Obrigada por se tornar parte da minha vida.

À bolsa auxílio CAPES. À Pós-Graduação de Biologia e Ambientes Aquáticos continentais. FURG.

À FAPERGS pelo apoio financeiro. Ao CECLIMAR, pela ajuda no campo.

*"Cada pessoa que passa em nossa vida, passa sozinha, é porque cada pessoa é única e nenhuma substitui a outra! Cada pessoa que passa em nossa vida passa sozinha e não nos deixa só porque deixa um pouco de si e leva um pouquinho de nós. Essa é a mais bela responsabilidade da vida e a prova de que as pessoas não se encontram por acaso."*

Charles Chaplin

## RESUMO

Este estudo avalia as variações de espaço-temporais na estrutura das associações de peixes das zonas rasas do Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém e Região Marinha Costeira Adjacente (SELTA-MAR), RS, Brasil. Baseado em amostragens padronizadas (rede tipo picaré) com réplicas em diversos pontos de coleta, tanto no estuário como no mar, foram analisados um conjunto de dados intermitentes e sazonais que cobrem um período de 21 anos (1995 a 2016), constituindo-se no primeiro estudo bio-ecológico de longo prazo para a região. Com base em uma série de análises estatísticas paramétricas e não paramétricas foi possível constatar estrutura das associações e os padrões de distribuição dos peixes do SELTA-MAR são influenciados pelas variáveis abióticas locais (salinidade, temperatura e transparência da água), podendo ser observadas duas associações de peixes distintas. A associação de peixes do estuário, mais rica em número de espécies e composta predominantemente pelos juvenis de peixes que utilizam os ambientes rasos da Lagoa de Tramandaí e Armazém como berçário, e a associação de peixes do mar, representado por poucas espécies tipicamente marinhas e por um conjunto de espécies transeuntes estuarino-relacionadas. Comprovada neste trabalho revela que os efeitos antrópicos locais (e.g. pesca, turismo, crescimento urbano e mudanças climática globais) ao longo do período de estudo reduziram a diversidade de espécies locais, assim como a abundância relativa dos pré-juvenis de uma das espécies dominantes (*Mugil liza*). Considerando este último resultado e, em função da importância relativa deste estuário para os seus usuários, é sugerido o desenvolvimento de um programa de monitoramento dos peixes das zonas rasas para o SELTA-MAR aos moldes do desenvolvido para o Estuário da Lagoa dos Patos no programa ICTIO/PELD CNPq-MCT-FURG.

**Palavras-chave:** Peixes juvenis; Conectividade; Estudos de longo-prazo; Tainha.

## **ABSTRACT**

This study evaluates the spatiotemporal variations in the structure of fish associations in shallow areas of the Estuarine and adjacent area of Tramandaí River (Portuguese acronym - SELTA-MAR), RS, Brazil. A set of intermittent and seasonal data, covering a period of 21 years (1995 to 2016), was analyzed based on standard sampling (picaré beach seine sampling net) with replicates at several collection points, both in the estuary and at sea, constituting the first long-term bio-ecological study for the region. Based on a series of parametric and non-parametric statistical analyzes, it was possible to verify that the structure of the fish associations and the distribution patterns of SELTA-MAR fish are influenced by the local abiotic variables (salinity, temperature and water transparency) and can be observed two distinct fish associations. The estuarine fish association, richer in number of species and composed predominantly by juveniles that use the shallow environments of Tramandaí and Armazém Lagoon as nursery; and the marine fish association, represented by a few typically marine species and by a set of estuarine-related transient species. This work suggest that local anthropic effects (e.g. fishing, tourism, urban growth and global climate change) throughout the study period reduced the diversity of local species as well as the relative abundance of pre-juveniles of the dominant species (*Mugil liza*). Taking into account this last result and due to the relative importance of this estuary to its users it is suggested the implementation of a long-term monitory program of shallow-water fish for SELTA-MAR, mirroring the Patos Lagoon long-term monitory program (ICTIO / PELD - CNPq-MCT- FURG).

**Key-words:** Juvenile fish; Connectivity; Long-term studies; Mullet.

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	ix
LISTA DE TABELAS .....	xi
INTRODUÇÃO GERAL .....	12
CAPÍTULO 1.....	17
INTRODUÇÃO .....	17
MATERIAL E MÉTODOS.....	20
Área de Estudo .....	20
Amostragens.....	20
Análises de dados.....	21
RESULTADOS.....	25
DISCUSSÃO .....	39
CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS .....	46
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	47
ANEXO.....	54



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da América do Sul e Brasil, com destaque para o estado do Rio Grande do Sul e do Sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém e região marinha costeira adjacente (SELTA-MAR). Os pontos negros no mapa evidenciam a localização aproximada. ....	20
Figura 2. A análise de coordenadas principais (PCO) em função das variáveis ambientais, com base nas espécies dominantes. Observa-se duas associações de peixes distintas entre o mar e o estuário. ....	25
Figura 3. A análise de correlação canônica (CCA), relacionando as espécies dominantes com relação as variáveis ambientais sazonalmente. ....	26
Figura 4. Distribuição temporal (1995 a 2016) do a) esforço de coleta (amostras); b) Riqueza de espécies e c) CPUE por visita sazonal entre mar e estuário. ....	29
Figura 5. Curva do número acumulado de espécies por amostra ....	30
Figura 6. Curva do número de espécies (a dimensão do círculo é proporcional a riqueza de espécies) acumuladas por amostras e por número de indivíduos coletados. ....	31
Figura 7. Curva de rarefação por indivíduos coletados para os dados agrupados de mar e estuário. ....	32
Figura 8. Distribuição das 15 visitas sazonais dos Índices de similaridade faunística geral (Índice de Jaccard-eixo do X e Índice de Similaridade Mínima Percentual-eixo do Y, a dimensão do círculo é proporcional a abundância de espécies. ....	33
Figura 9. Relação entre as variáveis predita pelo modelo Gamma (esforço e temperatura) para a riqueza de espécies (a dimensão do círculo é proporcional a riqueza de espécies), quando separada por ambiente. ....	34
Figura 10. Representa os valores de Equidade (Evar) e Número esperado de espécies (rarefação) das espécies coletadas no Mar e Estuário. O tamanho da projeção das bolas é proporcional ao CPUE com a proporção relativa de duas espécies dominantes. ....	35
Figura 11. Relação entre as variáveis ambientais observadas na abundância predita pelo modelo Gamma ( <i>M. liza</i> e <i>M. curema</i> ) e Gaussian ( <i>T. marginatus</i> e <i>A. brasiliensis</i> ). Os modelos são descritos na tabela 6. ....	37
Figura 12. Relação Variação temporal da abundância (CPUE) de <i>Mugil liza</i> para as estações de coleta no estuário e no mar. ....	37

Figura 13. Lista de espécies (S=64) divididas em mais ordens, famílias para os períodos/vistas amostrados, e pontos – círculos – para mostrar como fica esta “divisão” entre grupos taxonômicos..... 38

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Padrão de importância das espécies baseado na comparação da média da abundância numérica relativa percentual (%PN) e da Frequência de Ocorrência (%FO) das espécies (Garcia e Vieira, 2001; Artioli <i>et al.</i> , 2009).....	22
Tabela 2. Lista das espécies coletadas e distribuição sazonal (combinação da primeira letra de verão, outono, inverno e primavera com o ano de coleta) da importância relativa [ (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: (preto) frequente e abundante, (cinza escuro) frequente e não abundante, (cinza claro) abundante e não frequente e (incolor) presente] das espécies coletadas no mar. ....	27
Tabela 3. Lista das espécies coletadas e distribuição sazonal (combinação da primeira letra de verão, outono, inverno e primavera com o ano de coleta) da importância relativa da importância relativa [ (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: (preto) frequente e abundante, (cinza escuro) frequente e não abundante, (cinza claro) abundante e não frequente e (incolor) presente] das espécies coletadas no estuário. ....	27
Tabela 4. Valores médios, mínimos e máximos e o desvio padrão, associados ao valor de p teste T das variáveis observadas.....	30
Tabela 5. Análise de desvio para o GLM baseado em Gamma ajustado aos valores de riqueza. Valores de desvio para cada fator, Deviância residual (Res. Dev.), Desvio, porcentagem do desvio total explicado por cada fator (% de Expl.) e p-valores são apresentados.....	33
Tabela 6. Análise de desvio para o GLM baseado no modelo Gamma ajustado aos valores de abundância ( $\text{Log}_{10}(\text{CPUE}+1)$ ). Valores de desvio para cada fator, Deviância residual (Res. Dev.), Desvio, porcentagem do desvio total explicado por cada fator (% de Explicabilidade), e p-valores são apresentados. ....	36

## INTRODUÇÃO GERAL

Os sistemas estuarinos são zonas de transição entre águas doces e o ambiente marinho (Mclusky e Elliott, 2007; Plew *et al.*, 2015; Passos *et al.*, 2016), atuando como um sistema de escape fluvial natural da bacia de drenagem continental carreados pelos rios (Plew *et al.*, 2015). A conectividade entre estes ambientes e áreas adjacentes, proporcionam um mosaico de funções ecológicas, como habitats favoráveis para uma grande variedade biológica, consequência de nutrientes transportados pelas chuvas que sustentam as populações de produtores primários, proporcionam rotas de migração para a alimentação, reprodução, e refúgio de espécies de peixes (Chao *et al.*, 1985; Ramos e Vieira, 2001; Ray, 2005; Mont'alverne *et al.*, 2012; Costa *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015). Espécies marinhas representadas por juvenis e/ou indivíduos de pequeno porte, migram para os estuários sazonalmente para alimentação e refúgio (Elliott *et al.*, 2007).

Esta interconectividade se reflete na composição e estrutura das comunidades de peixes em função das características geomorfológicas, hidrodinâmicas e condições ambientais do ambiente (Ray, 2005; Guimarães *et al.*, 2014; Vasconcelos *et al.*, 2015; Passos *et al.*, 2016; Henriques *et al.*, 2017). As variações ambientais estão relacionadas com fatores climatológicos como chuva, radiação solar e movimentos sazonais da água, que são a circulação local e influência de correntes costeiras pela ação dos ventos. O vento e a chuva são identificados como os principais forçantes da circulação, distribuição da salinidade e nível de água no sistema estuarino-costeiro, que variam no tempo (Moraes *et al.*, 2012). A temperatura também é um fator chave que influencia a distribuição sazonal da ictiofauna nestes ambientes (Pichler *et al.*, 2017). Estas interações entre fatores abióticos e bióticos, fazem que os sistemas estuarinos apresentem uma grande importância comercial e recreacional (Andrade-Tubino *et al.*, 2008), constituindo-se entre os sistemas mais produtivos do mundo e de elevada importância ecológica (Pereira *et al.*, 2003; Bastos *et al.*, 2011; Henriques *et al.*, 2017).

Diversos estudos em todo o mundo examinaram como os estuários têm sofrido mudanças na dinâmica das populações de peixes por interações naturais ou antrópicas (Barletta *et al.*, 2010). As influências diretas e indiretas de atividades antrópicas nestes ecossistemas costeiros estão relacionadas ao aumento demográfico, esgoto não tratado, turismo, pesca, poluentes de origem industrial e

agrícola (Elliott *et al.*, 2007; Juaristi *et al.*, 2014; Rodrigues *et al.*, 2015; Cattani *et al.*, 2016) podem estar causando fortes mudanças nos níveis estrutural e funcional da ictiofauna e ameaçando a integridade ecológica dos estuários (Almeida *et al.*, 1997; Henriques *et al.*, 2017), assim como das espécies endêmicas a estes ambientes. Episódios de variações ambientais naturais como os eventos de *El Niño* são caracterizados por intensas precipitações na América do Sul (Petry *et al.*, 2016), e alteram os padrões normais de ocorrência sazonal das espécies estuarinas, podendo influenciar na distribuição espaço-temporal das espécies de peixes

Os peixes são capazes de detectar a degradação do ecossistema, possuem características biológicas completamente diferentes, têm ciclos de vida mais longos, ocupam uma variedade de níveis tróficos (refletindo os efeitos em todos os níveis dentro das redes alimentares) e maior mobilidade (embora algumas espécies tenham limites), o que provavelmente os torna mais sensíveis às mudanças em larga escala (Whitfield e Elliott, 2002; Elliott *et al.*, 2007; Vieira *et al.*, 2008; Henriques *et al.*, 2017).

A determinação da composição e da estrutura das associações de peixes, assim como seus padrões de variação espacial e temporal, é de grande relevância para avaliar a qualidade ambiental das zonas costeiras marinhas e estuarinas. Estudos de longo prazo, são essenciais para identificar as respostas do ambiente aos impactos causados pela ação antrópica, além de fornecer subsídios para regulamentação dos usos dos recursos hídricos, possibilitando o desenvolvimento de alternativas para minimizar a degradação destes sistemas (Martins *et al.*, 2015; Reis e Giarrizzo, 2016).

O presente trabalho teve como objetivo geral: Caracterizar e descrever as variações espaço-temporais de longo prazo na composição e estrutura da associação de peixes de zonas rasas do Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém e Região Costeira Marinha Adjacente.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, L.; ROSAURO, N.; TOLDO, E. Análise preliminar das marés na Barra do Rio Tramandaí, RS. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, v. 12, n. 1997, p. 560-566, 1997.
- ANDRADE-TUBINO, M.; RIBEIRO, A. L.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12, n. 4, p. 5, 2008. ISSN 1981-9366.
- BARLETTA, M. *et al.* Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010. ISSN 1095-8649.
- BASTOS, R. B. *et al.* Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): Produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, v. 15, n. 1, p. 1-10, 2011. ISSN 1983-9057.
- CATTANI, A. *et al.* Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine protected areas in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 64, n. 3, p. 295-308, 2016. ISSN 1679-8759.
- CHAO, L. H.; PEREIRA, L. E.; VIEIRA, J. P. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. *Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration*, p. 429-450, 1985.
- COSTA, M. D. *et al.* Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. *Fisheries Research*, v. 160, p. 77-84, 2014. ISSN 0165-7836.
- ELLIOTT, M. *et al.* The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007. ISSN 1467-2979.
- GUIMARÃES, T. F.; HARTZ, S. M.; BECKER, F. G. Lake connectivity and fish species richness in southern Brazilian coastal lakes. *Hydrobiologia*, v. 740, n. 1, p. 207-217, 2014. ISSN 0018-8158.
- HENRIQUES, S. *et al.* Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. *Fish and Fisheries*, 2017. ISSN 1467-2979.

- JUARISTI, V. D. *et al.* Variation in taxonomic diversity of the fish assemblage associated with soft bottoms in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *J Biodivers Biopros Dev*, v. 1, n. 118, p. 2, 2014.
- MARTINS, A. C. *et al.* Medium-and long-term temporal trends in the fish assemblage inhabiting a surf zone, analyzed by Bayesian generalized additive models. *Aquatic Ecology*, v. 49, n. 1, p. 57-69, 2015. ISSN 1386-2588.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. *Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters?:* Elsevier 2007.
- MONT'ALVERNE, R. *et al.* Do mud deposition events on sandy beaches affect surf zone ichthyofauna? A southern Brazilian case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 102, p. 116-125, 2012. ISSN 0272-7714.
- MORAES, L. E. *et al.* Delayed response of fish abundance to environmental changes: a novel multivariate time-lag approach. *Marine Ecology Progress Series*, v. 456, p. 159-168, 2012. ISSN 0171-8630.
- PASSOS, C. V. B. *et al.* Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 847-862, 2016. ISSN 1095-8649.
- PEREIRA, J.; SPILLERE, L.; SCHETTINI, C. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. *Atlântica, Rio Grande*, v. 25, n. 1, p. 11-20, 2003.
- PETRY, A. C. *et al.* Fish composition and species richness in eastern South American coastal lagoons: additional support for the freshwater ecoregions of the world. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 280-314, 2016. ISSN 1095-8649.
- PICHLER, H. A. *et al.* Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transient fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. *Journal of fish biology*, v. 90, n. 1, p. 396-416, 2017. ISSN 1095-8649.
- PLEW, D. R. *et al.* CLUES Estuary-a tool for predicting estuary water quality. *Australasian Coasts & Ports Conference 2015: 22nd Australasian Coastal and Ocean Engineering Conference and the 15th Australasian Port and Harbour Conference*, 2015, Engineers Australia and IPENZ. p.683.
- RAMOS, L. A.; VIEIRA, J. P. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 2001. ISSN 0046-9939.

- RAY, G. C. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 64, n. 1, p. 18-32, 2005. ISSN 0272-7714.
- REIS, J.; GIARRIZZO, T. *Microgobius meeki* as a potential bio-indicator of habitat disturbance in shallow estuarine areas: a useful tool for the assessment of estuarine quality. *Journal of fish biology*, v. 89, n. 1, p. 713-734, 2016. ISSN 1095-8649.
- RODRIGUES, F. L.; CABRAL, H. N.; VIEIRA, J. P. Assessing surf-zone fish assemblage variability in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, v. 66, n. 2, p. 106-119, 2015. ISSN 1448-6059.
- VASCONCELOS, R. P. et al. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. *Journal of Animal Ecology*, v. 84, n. 5, p. 1331-1341, 2015. ISSN 1365-2656.
- VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; GRIMM, A. M. Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 51, n. 2, p. 433-440, 2008. ISSN 1516-8913.
- WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of fish biology*, v. 61, n. sA, p. 229-250, 2002. ISSN 1095-8649.



## CAPÍTULO 1

### **Variação espaço-temporal de longo prazo na estrutura das associações de peixes do Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém e Região Marinha Costeira adjacente, RS, Brasil**

#### **INTRODUÇÃO**

Mundialmente, estuários e zonas costeiras estão entre os ambientes com maior produtividade biológica, sendo consideradas importantes áreas de criação para juvenis de muitas espécies de peixes de interesse econômico (Beck *et al.*, 2001; Barletta *et al.*, 2010). Tradicionalmente os estuários funcionam como polos de atração da atividade humana e, nas suas margens, desenvolveram-se algumas das maiores áreas metropolitanas do mundo (Silva, 2000). A presença de estuários ao longo da costa potencialmente promove a conectividade entre o ambiente marinho e o de água doce (Guimarães *et al.*, 2014; Vasconcelos *et al.*, 2015; Petry *et al.*, 2016) induzindo as espécies a desenvolverem dependência aos estuários, onde as interações naturais ou antrópicas afetam a dinâmica das populações de peixes (Barletta *et al.*, 2010).

A Planície Costeira do Rio Grande do Sul é composta por uma rede hidrológica que apresenta uma variedade de ecossistemas, englobando habitats de grande importância biológica (Ramos e Vieira, 2001). A região costeira está influenciada pela confluência de massas de água de origens distintas. A Corrente do Brasil, quente e oligotrófica vinda do Norte, tem maior ação no período do verão, enquanto a Corrente das Malvinas, vinda do Sul com águas frias e ricas em nutrientes, atua com maior intensidade durante o inverno (Ciotti *et al.*, 1995; Seeliger e Odebrecht, 1998). Os efeitos dos ventos dos quadrantes NE e SO são os principais forçantes na hidrodinâmica local (Andrade-Tubino *et al.*, 2008; Andrade *et al.*, 2016), atuam no processo de salinização e dessalinização das águas estuarinas, apresentando variações de salinidade diárias independentemente do espaço e do tempo (Silva, 1982; Andrade-Tubino *et al.*, 2008).

As interações abióticas (e.g. precipitação, salinidade, temperatura, transparência da água) influenciam a composição e abundância específica de peixes nos estuários do Rio Grande do Sul (Silva, 1982; Chao *et al.*, 1985; Ramos e Vieira, 2001). Alguns estudos ecológicos na Laguna dos Patos mostram que, com o aumento das precipitações durante eventos de *El Niño* ocorrem alterações no regime de

salinidade dentro da laguna devido a descarga de águas continentais e, conseqüentemente, num aumento do número de espécies de peixes de água doce no estuário (Garcia e Vieira, 1997; 2001; Garcia *et al.*, 2004). A fauna de peixes da região costeira adjacente à Laguna dos Patos também é afetada pela água doce que provem do estuário (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lima e Vieira, 2009; Martins *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015).

O Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí está conectado permanentemente com mar pela barra, que representa uma zona de transição (Silva, 1982), onde espécies marinhas constituídas por juvenis e/ou indivíduos de pequeno porte se movem para águas rasas estuarinas (Ramos e Vieira, 2001) em determinado período da sua vida, caracterizando-se por ser um sistema dinâmico, de elevada importância ecológica, que abrange uma grande riqueza de peixes (Silva, 1982; 1984; Ramos e Vieira, 2001; Guimarães *et al.*, 2014; Petersen e Damin, 2016).

O Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí e Região marinha Costeira Adjacente (SELTAMAR), é uma área de grande importância econômica e recreacional. A pesca é importante em termos de subsistência para boa parte da população local, e de grande atividade turística durante o verão (Silva, 1982; Malabarba e Isaia, 1992). Outras atividades antrópicas que se desenvolvem ao longo das margens da bacia do rio Tramandaí (e.g. agricultura, silvicultura, orizicultura, extração de areia, etc.) acentuadamente nas últimas décadas (Loitzenbauer e Mendes, 2012), podem estar afetando à dinâmica funcional e ecológica deste sistema.

Estudos que se baseiam em dados históricos são a chave para entender o presente e antecipar o futuro. Em alguns casos registros de longo prazo são frequentemente consultados quando se pretende estabelecer metas para programas de qualidade ambiental ou restauração (Tonn *et al.*, 1990). Estudos de longo prazo, como os do programa PELD da Laguna dos Patos, trazem respostas sobre padrões espaciais e temporais de variação na diversidade e na abundância de peixes e de suas relações com variáveis ambientais, fenômenos naturais (eventos de *El Niño*) e atividades antrópicas. Estes estudos permitem melhorar a capacidade preditiva de respostas da biodiversidade a mudanças globais, e fornecem propostas para a conservação e uso sustentável dos recursos da região. Existem poucas informações compiladas sobre o Sistema Estuarino-Lagunar de Tramandaí-Armazém.

Com base em 21 anos de dados pretéritos intermitentes (1995 a 2003) e coletas sazonais recentes (2015 – 2016), tanto para o estuário como para o mar adjacente, o

presente estudo se desenvolve baseado em duas premissas maiores: 1) Que a estrutura das associações e os padrões de distribuição dos peixes são influenciados pelas variáveis abióticas locais (salinidade, temperatura e transparência da água), determinando associações de peixes distintas entre o estuário e o mar. 2) Que os efeitos antrópicos locais (pesca, turismo e crescimento populacional), associados a eventos climáticos extremos, ao longo do período de estudo, afetariam a diversidade e abundância das espécies de peixes do SELTA-MAR

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O presente estudo foi desenvolvido nas águas rasas do Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém (18,8 km<sup>2</sup>) e região marinha costeira adjacente (Lat. 29°55'-30°00'S; Log. 50°06'21"- 50°11'20"W – Fig. 1). O estuário do rio Tramandaí está situado no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil e pertence a ecorregião Tramandaí-Mampituba (Abell *et al.*, 2008), drenando a bacia do Rio Tramandaí (2,500 Km<sup>2</sup>), através de seu canal de ligação com o mar.

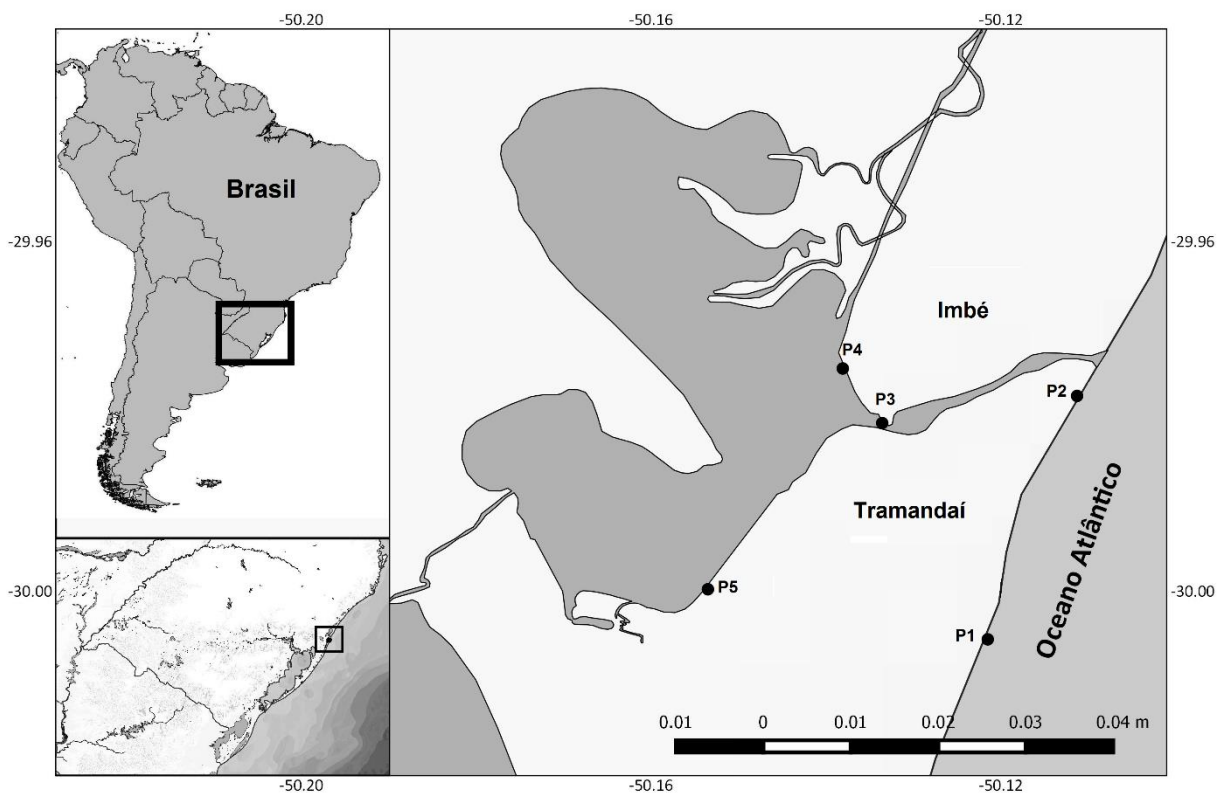


Figura 1. Mapa da América do Sul e Brasil, com destaque para o estado do Rio Grande do Sul e do Sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém e região marinha costeira adjacente (SELTA-MAR). Os pontos negros no mapa evidenciam a localização aproximada.

### Amostragens

As análises foram elaboradas com base em um banco de dados pretéritos (1995-2003) e recentes (2015-2016), denominados “visitas”. Em cada visita foram amostrados no mínimo cinco pontos de coleta cuja localização aproximada está representada na figura 1. Os pontos de coleta correspondem a regiões amostradas nas zonas rasas do gradiente estuarino (três pontos) e na zona de mar (dois pontos).

As visitas foram representadas por coletas: a) sazonais (verão 1995; inverno 1996; verão 1997; primavera 2001); b) mensais de maio de 2002 a dezembro de 2003, que posteriormente foram agrupadas em sazonais (outono 2002; inverno 2002, primavera 2002, verão 2003; outono 2003, inverno 2003; primavera 2003); c) sazonais recentes (outono 2015; Inverno 2015; primavera 2015 e verão 2016). Em cada visita e ponto de coleta foram registradas variáveis ambientais: Refratômetro para medição de salinidade (%), termômetro de mercúrio (°C) e disco de Secchi para medir a transparência da coluna d'água (cm).

Os peixes foram coletados por meio de arrastos de praia com uma rede do tipo picaré (9 m de comprimento e 1,5 m de altura, com malha de 13 mm nas asas e 5 mm no centro) conforme descrito em Ramos e Vieira (2001) e Rodrigues *et al.* (2015). O esforço mínimo de amostragem foi de cinco arrastos em cada ponto de coleta por visita. Todos os peixes capturados passaram por um processo de anestesia (Eugenol) e posteriormente fixado com formalina 10%. No Laboratório de Ictiologia da Universidade Federal do Rio Grande (IO-FURG) todos os exemplares capturados foram identificados ao menor nível taxonômico possível com o auxílio de guias de identificação, medidos com ictiômetro (comprimento total em mm) e pesados (g) em balança analítica. Atualização na nomenclatura ao longo dos anos foram corrigidas. Com base em Eschmeyer e Fricke (2016) foi construída a matriz hierárquica taxonômica das espécies (ordens, famílias, gêneros e espécies).

### **Análises de dados**

As coletas de dados foram comparadas entre si no espaço (pontos de coleta ao longo do gradiente mar-estuário) e tempo (visitas anuais e sazonais). A abundância de cada espécie foi determinada por meio da Captura por Unidade de Esforço (CPUE), obtida através da relação  $N/f$ , onde  $N$  é o número total de peixes capturados em um determinado ponto de coleta e  $f$  o número de arrastos (esforço) efetuados.

Para cada ponto e visita de coleta a abundância numérica relativa percentual (%PN) foi determinada pela razão entre a CPUE de uma determinada espécie, dividida pela soma do CPUEs do conjunto de espécies coletados ( $\times 100$ ). A Frequência de Ocorrência (%FO) das espécies foi calculada por meio da relação entre o número de ocorrências de uma determinada espécie, dividida pelo número total de amostras ( $\times 100$ ) em cada ponto e visita de coleta.

Baseado em Garcia e Vieira (2001) e modificado por Artioli *et al.* (2009) o padrão de dominância sazonal de cada espécie em cada ponto de coleta, foi determinado por uma combinação de %PN e %FO, onde os valores de %PN e %FO foram comparados com suas respectivas médias ( $\mu$  %PN e  $\mu$  %FO) (Tabela 1).

Tabela 1. Padrão de importância das espécies baseado na comparação da média da abundância numérica relativa percentual (%PN) e da Frequência de Ocorrência (%FO) das espécies (Garcia e Vieira, 2001; Artioli *et al.*, 2009).

Classificação	Importância relativa
<b>4</b> = (PN% $\geq$ $\mu$ PN%, FO% $\geq$ $\mu$ FO%)	Abundante e Frequente *
<b>3</b> = (PN% $\geq$ $\mu$ PN%, FO% $<$ $\mu$ FO%)	Abundante e Pouco frequente
<b>2</b> = (PN% $<$ $\mu$ PN%, FO% $\geq$ $\mu$ FO%)	Pouco abundante e Frequente
<b>1</b> = (PN% $<$ $\mu$ PN%, FO% $<$ $\mu$ FO%)	Presente

\* Denominada no texto como Dominante

Fonte: Garcia e Vieira (2001) e Artioli *et al.* (2009)

O método de ordenação, a partir de uma matriz de dissimilaridade (coeficiente de Bray-Curtis), com base nas espécies dominantes foi utilizado na Análise de Coordenadas Principais (PCO) para avaliar os padrões de distribuição espacial das espécies. A PERMANOVA foi utilizada para testar as diferenças significativas entre as distâncias dos centroides de cada grupo (Anderson e Willis, 2003; Anderson *et al.*, 2008). A Análise Canônica de Coordenadas Principal (CAP) foi empregada para descrever quais variáveis ambientais analisadas melhor explicaram os padrões de distribuição espacial (mar-estuário) na associação de peixes. A influência das variáveis ambientais (temperatura, transparência e salinidade) sobre a associação de peixes no o estuário e no mar, foi avaliada mediante Análise de Correspondência Canônica (CCA). As análises foram realizadas no programa R.

A riqueza de espécies (S) foi analisada pela curva acumulada de espécies por amostra (Ceni e Vieira, 2013; Magurran, 2013). Para comparar a riqueza de espécies entre o mar e o estuário, independentemente do número de indivíduos amostrados (N), foi aplicada a técnica denominada de Índice de Rarefação (E(S)) proposta por Sanders (1968) e modificada por Hurlbert (1971). A equidade entre as espécies foi determinada pelo Índice Evar (Smith e Wilson, 1996). Os dois componentes da diversidade (riqueza [riqueza (E(S)) e equidade (Índice Evar)] foram interpretados por

meio de suas representações gráficas (Garcia e Vieira, 2001) e associada aos valores de abundância relativa (CPUE) de cada ambiente (Lima e Vieira, 2009).

A similaridade na composição das espécies entre ambientes e visitas sazonais em termos de presença/ausência foi calculada pelo Índice de Jaccard (Magurran, 2013), e em termos de abundância relativa pelo índice percentual de similaridade mínima (%MIN), conforme descrito em Krebs (1989) e calculado em Ceni e Vieira (2013).

Para determinar diferenças na estrutura taxonômica da ictiofauna entre o estuário e o mar, ao longo do tempo, foram utilizados os índices de diversidade taxonômica proposto por Clarke e Warwick (2001). O índice de distinção taxonômica média ( $\Delta+$ ) foi obtido a partir da matriz de agregação taxonômica previamente construída. Os valores do índice  $\Delta+$ , baseados na presença e ausência de espécies, e na distância taxonômica entre elas, foram plotados juntamente com o intervalo de confiança calculados para 999 simulações de cada visita. O índice  $\Delta+$  é útil para permitir comparar dados com distintos esforços amostrais e riquezas observadas (Clarke e Warwick, 2001; Ricotta *et al.*, 2004; Magurran, 2013). As análises foram realizadas no programa Primer.

Modelos lineares generalizados (GLM), a partir de uma matriz de correlação de Spearman, foram testadas entre si as variáveis preditoras ambientais (salinidade, temperatura, transparência) e as categóricas (ano, sazonalidade) para não incluir no modelo variáveis que são auto correlacionadas ( $R^2 > 0,8$ ). Diferentes contribuições foram geradas e comparadas com diferentes tipos de modelos (Binomial, Gamma e Gaussian). Para as espécies que foram classificadas como dominantes na maioria das visitas e em pelo menos um dos ambientes (*Mugil liza*, *Mugil curema*, *Trachinotus marginatus* e *Atherinella brasiliensis*) os modelos GLM foram utilizados para identificar a importância das variáveis ambientais (salinidade, temperatura, transparência) na explicação das variações temporais dentro de cada tipo de ambiente (mar e estuário).

Para obter o modelo final mostrando quais variáveis realmente explicam o comportamento da variável dependente, utilizou-se a ferramenta "Stepwise", que é um algoritmo para a seleção automática do melhor modelo. As variáveis não

significativas foram sequencialmente retiradas e o modelo com o menor Critério de Informação Akaike (AIC) (Vasconcelos *et al.*, 2015). Um nível de significância de  $p < 0,05$  foi considerado em todos os procedimentos GLM. Porcentagem de desvio total explicado e contribuição relativa de cada fator foram avaliados para cada modelo (Vasconcelos *et al.*, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2015).



## RESULTADOS

No total das amostragens foram capturados 97,282 indivíduos pertencentes a 11 ordens, 27 famílias e 66 espécies (Anexo 1).

Aplicando-se a análise de coordenadas principais (PCO) e a análise canônica de coordenadas principais (CAP), com base nas espécies dominantes (tabelas 1 e 2) é possível diferenciar duas associações de peixes distintas, uma para o mar e outra para o estuário, respectivamente (Fig. 2). O plano do diagrama da análise CAP explicou 94% da variância observada nos dados. A análise de PERMANOVA mostrou diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na variação espacial da associação de peixes do mar e do estuário, sendo a salinidade a variável que maior explicou na distribuição espacial das espécies.

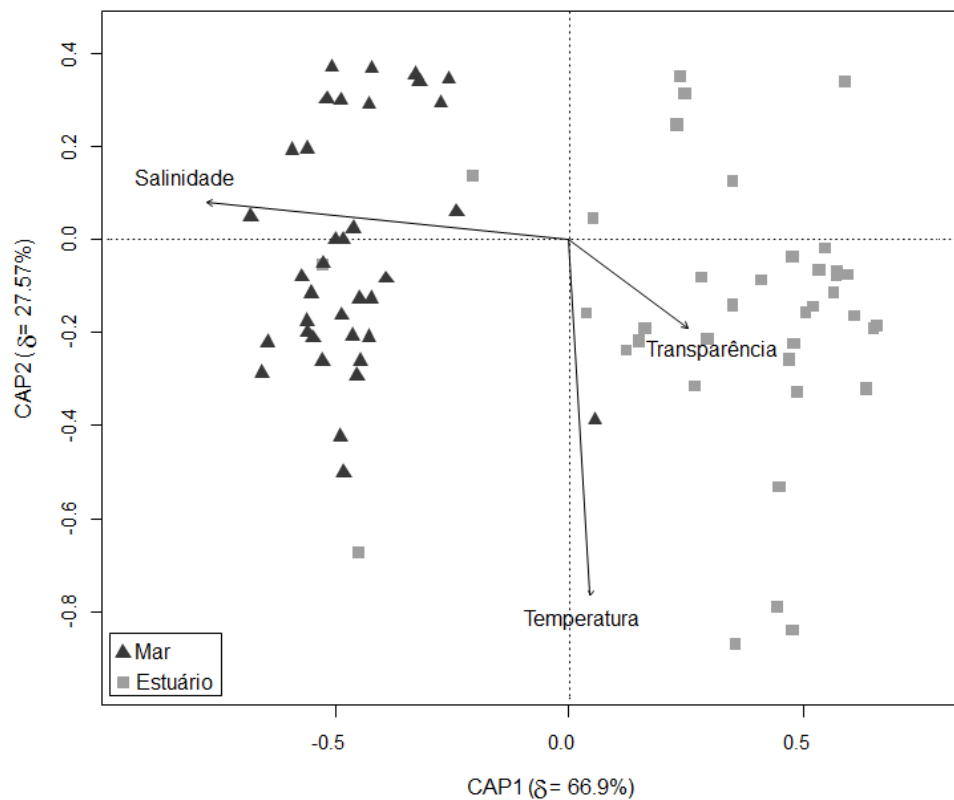


Figura 2. A análise de coordenadas principais (PCO) em função das variáveis ambientais, com base nas espécies dominantes. Observa-se duas associações de peixes distintas entre o mar e o estuário.

A análise de correspondência canônica (CCA) foi utilizada para tentar explicar a variabilidade dos dados biológicos em função do tempo (ano-sazonal) e ambientais (salinidade, temperatura e transparência da água). Novamente a salinidade foi a variável que melhor explicou a variabilidade na estrutura da ictiofauna no gradiente mar-estuário, sendo que a temperatura explica a distribuição temporal-sazonal das espécies (Fig. 3).

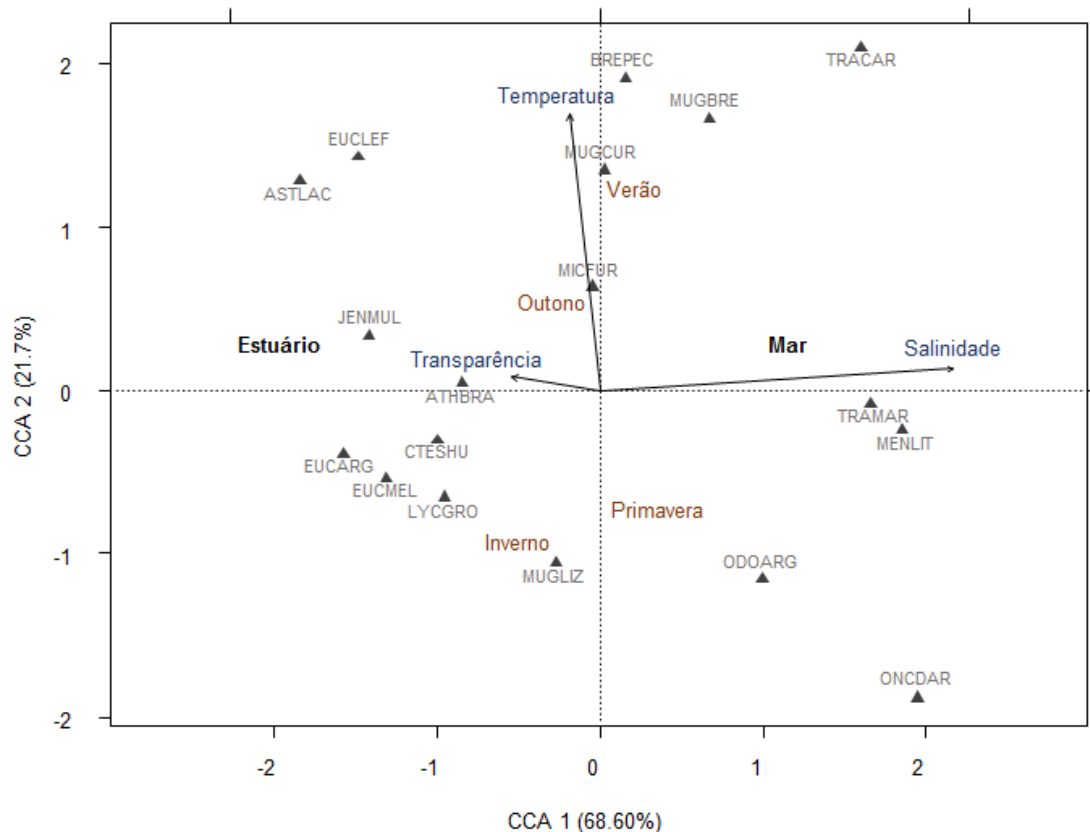


Figura 3. A análise de correlação canônica (CCA), relacionando as espécies dominantes com relação as variáveis ambientais sazonalmente.

Com base na análise de ordenação e correlação canônica, os dados dos pontos de coleta do estuário e o mar foram agrupados, respectivamente, e analisados comparativamente. No mar, ao longo de 15 visitas e 297 amostras realizadas foram capturados 54,295 indivíduos e 41 espécies, enquanto que no estuário, para o mesmo período foram efetuadas 405 amostras e capturados 42,987 indivíduos e 55 espécies (Tabela 2 e 3).

Tabela 2. Lista das espécies coletadas e distribuição sazonal (combinação da primeira letra de verão, outono, inverno e primavera com o ano de coleta) da importância relativa [ (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: (preto) frequente e abundante, (cinza escuro) frequente e não abundante, (cinza claro) abundante e não frequente e (incolor) presente] das espécies coletadas no mar.

Mar	V-95	I-96	V-97	P-01	O-02	I-02	P-02	V-03	O-03	I-03	P-03	O-15	I-15	P-15	V-16
<b>Espécies</b>															
<i>Mugil liza</i>	0,8	421,9	2,1	12,7	28	3,9	1,8	3,7	1,5	1,5	1,9	7,6	1,3	0,9	0,1
<i>Mugil curema</i>	306,0	0,4	705,8	0,2	4,5	< 0,1	0,1					31,2	0,1		1,2
<i>Trachinotus marginatus</i>	3,6	< 0,1	23,6	1,3	35,7	3,7	83,2	62,8	7,6	6,8	1,1	127,2	13,7		28,3
<i>Odontesthes argentinensis</i>		0,6	2,3	21,2	1,5	0,7	6	0,6	3,5	1,0	2,8		0,1	0,4	
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,4	0,4	95,9			3,3	0,1					0,5			
<i>Stellifer rastrifer</i>				34,4											
<i>Mugil sp.1</i>	0,1		5,7		8,8			0,6		0,1		4,3	0,3		0,6
<i>Umbrina canosai</i>							6,9	0,1			1,1				
<i>Platanichthys platana</i>	0,1		0,1	0,2							6,8				
<i>Trachinotus carolinus</i>	3,6						< 0,1					5,4	0,5	0,1	6,6
<i>Brevoortia pectinata</i>	7,6		0,2		1,0	0,3	< 0,1	1,6			0,3	18,1			0,8
<i>Atherinella brasiliensis</i>	8,9	3,2	6,8		0,6	< 0,1						0,1	0,1		0,5
<i>Menticirrhus littoralis</i>	0,1	< 0,1	1,4	1,1	0,7	0,4	1,3	1,8		< 0,1	0,3	3			0,2
<i>Pomatomus saltatrix</i>			4,8		< 0,1								0,2		
<i>Caranx latus</i>			0,8									0,2			0,3
<i>Oncopterus darwinii</i>				0,6		< 0,1			0,1	< 0,1	< 0,1			0,4	
Amostras	20	27	29	10	23	29	36	14	10	30	29	10	10	10	10
Número de espécies	16	11	22	10	12	8	15	11	5	11	11	17	8	4	9
CPUE total	334,2	426,7	866,2	71,9	81,0	12,3	100,4	71,9	12,8	9,8	14,7	199,4	16,3	1,8	38,6

Tabela 3. Lista das espécies coletadas e distribuição sazonal (combinação da primeira letra de verão, outono, inverno e primavera com o ano de coleta) da importância relativa da importância relativa [ (baseado na FO% e na CPUE%), sendo: (preto) frequente e abundante, (cinza escuro) frequente e não abundante, (cinza claro) abundante e não frequente e (incolor) presente] das espécies coletadas no estuário.

Estuário	V-95	I-96	V-97	P-01	O-02	I-02	P-02	V-03	O-03	I-03	P-03	O-15	I-15	P-15	V-16
<b>Espécies</b>															
<i>Mugil liza</i>	2,3	83,4	43,2	78,7	25,8	174,8	90,3	5,0	30,2	27,1	5,8	19	22,1	0,7	5,4
<i>Mugil curema</i>	3,8	1,9	137,9		11,4	1,7	8,3	35,7		0,7	8,7	378,7	0,1		21,4
<i>Atherinella brasiliensis</i>	6,5	7,7	5,8		12,4	10,1	1,5	1,5	0,9	0,2	4,6	42,5	1,5	0,2	11,5
<i>Jenynsia multidentata</i>	9,3	0,5	1,2	4,7	4	0,1	1,6		0,6		1,8			0,1	
<i>Ctenogobius schufeldti</i>	0,1	0,1	0,4	1,7	0,5	0,1	0,6	0,1	0,2	0,2	1,0			0,9	
<i>Odontesthes argentinensis</i>				1,9	4,2	0,2		0,9	0,1	1,7	1,2	0,3	0,2		
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	2,3				< 0,1	2,9	0,2	0,1	0,6	1,0		1,7	0,5		
<i>Lycengraulis grossidens</i>			0,4	0,1	0,8	5,7	0,4	0,1		< 0,1	< 0,1	0,9			
<i>Eucinostomus argenteus</i>	4,6					0,8	0,4				0,8	0,1			
<i>Eucinostomus lefroyi</i>	29,6		16,7		0,7	0,2	< 0,1		0,2	0,3	0,4				
<i>Brevoortia pectinata</i>			0,1	0,1	1,0	< 0,1		3,6	< 0,1	< 0,1	< 0,1	8,7			58,9
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,1		6,9	0,1	0,4	0,3	2,0				0,2	3,2			
<i>Mugil sp.1</i>			0,6		0,5	< 0,1					0,1	21,3		0,1	
<i>Astyanax lacustris</i>	1,7	0,1		0,6			0,1			< 0,1					0,5
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>				0,1		< 0,1	0,1							0,1	4,3
<i>Platanichthys platana</i>		0,1	0,1	0,4		0,2	0,1				14,2	0,1		0,1	
<i>Umbrina canosai</i>					< 0,1						0,7				
<i>Caranx latus</i>			0,2					0,1	< 0,1						0,7
Amostras	20	19	18	14	46	59	61	20	34	25	29	15	15	15	15
Número de espécies	14	7	18	17	22	20	29	12	9	10	17	20	7	12	13
CPUE total	60,3	93,7	232,2	93,6	66,5	197,5	107,5	47,1	32,9	32,6	39,7	478,4	24,6	3,5	108,4

Das 41 espécies que ocorreram no mar (Anexo 1) só 10 foram classificadas como dominantes em pelo menos uma visita (Tabela 2). As espécies *T. marginatus* e *M. liza* foram dominantes em pelo menos 50% das visitas. Das 55 espécies que ocorreram no estuário (Anexo 1) somente oito foram classificadas como dominantes em pelo menos uma visita (Tabela 3). Três espécies foram dominantes em pelo menos 50% das visitas: *M. liza*, *M. curema* e *A. brasiliensis*.

A Figura 4a representa o esforço de coleta (amostras) ao longo das visitas entre os ambientes. O somatório do esforço de coleta foi maior no estuário ( $f=405$ ) do que no mar ( $f= 297$ ) sendo observado diferença significativa (Teste  $t$ ,  $p < 0,05$ ) no esforço médio entre visitas para o mar e o estuário (Tabela 4).

O número médio de espécies por amostra entre as 15 visitas foi significativamente diferente (Teste  $t$ ,  $p < 0,05$ ) entre o mar e o estuário (Fig. 4b; Tabela 4). Observa-se na figura 5 que a taxa de acúmulo de espécies por amostra é maior no estuário do que no mar. Além disso, foi coletado um maior número de amostras no estuário ( $f=405$ ) do que no mar ( $f=297$ ), o que resultou em um maior número de espécies observadas no estuário ( $S=55$ ) do que no mar ( $S=41$ ).

Embora tenha sido coletado um maior número de indivíduos no mar ( $n=54,295$ ) do que no estuário ( $n=42,987$ ) não foram observadas diferenças significativas para o número médio de indivíduos coletados por amostras (CPUE) entre o mar e o estuário (Fig. 4c; Tabela 4).

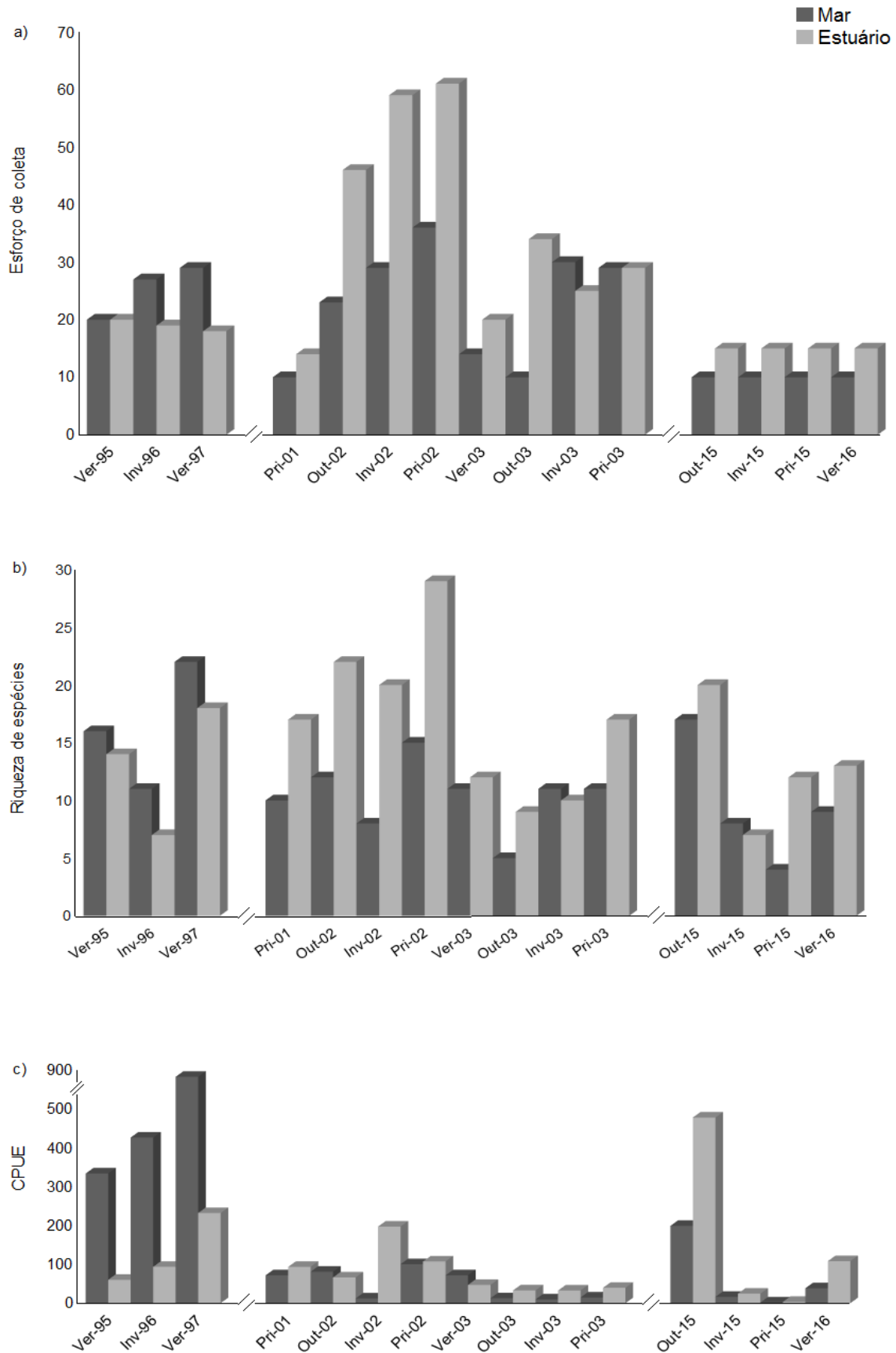


Figura 4. Distribuição temporal (1995 a 2016) do a) esforço de coleta (amostras); b) Riqueza de espécies e c) CPUE por visita sazonal entre mar e estuário.

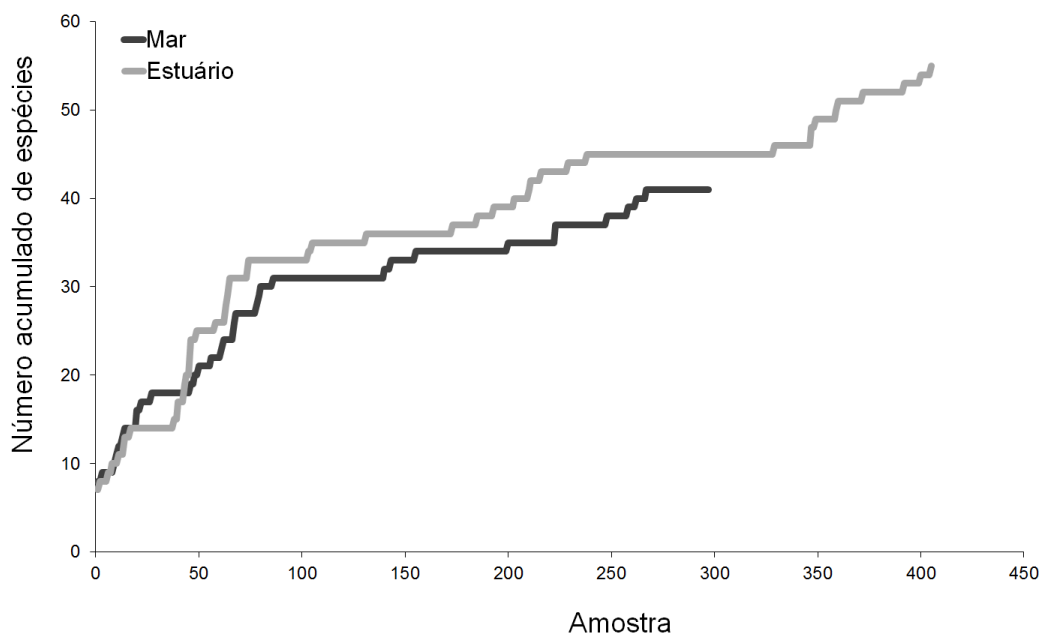


Figura 5. Curva do número acumulado de espécies por amostra

A comparação da riqueza estimada de espécies, depois de aplicada a técnica de rarefação (E(S)) e padronizado a um total de 25 indivíduos coletados, revela que não foram observadas diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) entre os dois ambientes (E(S) estuário= 4,70 e E(S) mar = 3,89) (Tabela 4).

Tabela 4. Valores médios, mínimos e máximos e o desvio padrão, associados ao valor de p teste T das variáveis observadas.

Variável	Teste-t P	MÉDIA		DP		MIN		MAX	
		Mar	Estuário	Mar	Estuário	Mar	Estuário	Mar	Estuário
Esforço	<b>0,04</b>	19,80	27,00	9,61	16,00	10,00	14,00	36,00	61,00
Riqueza	<b>0,02</b>	11,33	15,13	4,67	6,12	4,00	7,00	22,00	29,00
CPUE	0,53	150,53	107,88	235,03	120,31	1,80	3,47	866,21	478,40
Log(CPUE+1)	0,46	1,72	1,83	0,70	0,48	0,45	0,65	2,94	2,68
Rarefação	0,19	3,89	4,70	1,13	2,04	1,27	2,45	6,16	9,42
Evar	0,59	0,19	0,17	0,13	0,12	0,08	0,09	0,64	0,59

Na conjunção entre o esforço de coleta e o número de indivíduos coletados (Fig. 6) nota-se que o maior número de coletas no estuário é o fator que melhor explica a maior riqueza de espécies neste ambiente, quando comparada com o mar. Desta forma a variação amostral, decorrente da ausência de padronização (diferentes esforços entre mar e estuário), interfere na determinação da comparação da riqueza de espécies entre o mar e o estuário. No entanto, foi observado um maior número de

espécies no estuário do que no mar, sugerindo que o estuário, em comparação ao mar adjacente, é mais rico em espécies. Este resultado é corroborado pelo maior número médio de espécies por amostra no estuário e pela maior taxa de acúmulo de espécies por amostra no estuário do que no mar (Tabela 4 e Fig. 5). A técnica de rarefação, estimada a um número mínimo de indivíduos coletados muito baixo ( $n=25$ ) mascara esta observação e deve ser considerada com cautela. Em uma simulação onde todas as amostras do mar e estuários foram agrupadas (Fig. 7) percebe-se que a aplicação da técnica de rarefação sobre este conjunto de dados permite observar que em coletas acima de 300 indivíduos a riqueza esperada do estuário já é significativamente maior do que a do mar.

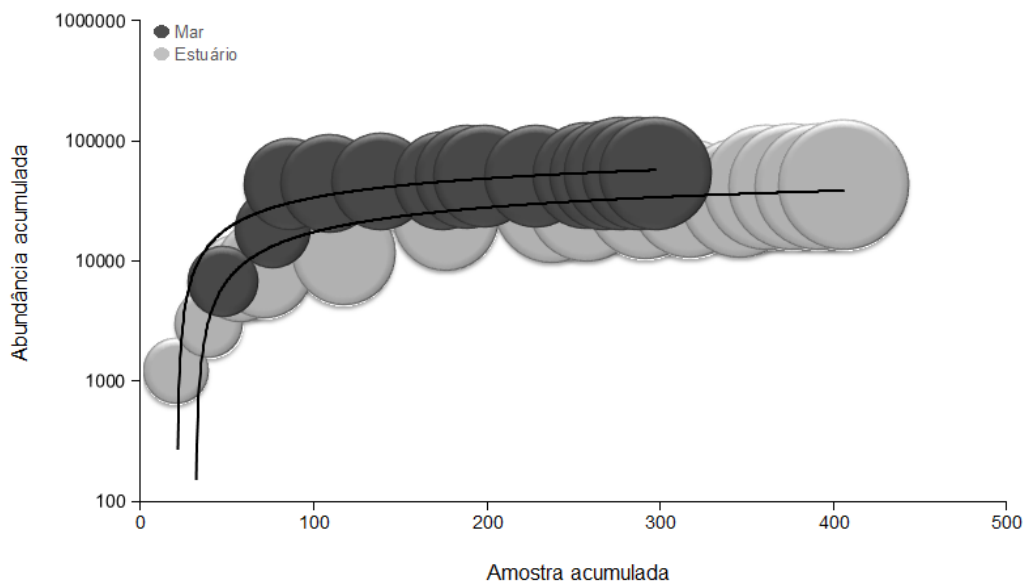


Figura 6. Curva do número de espécies (a dimensão do círculo é proporcional a riqueza de espécies) acumuladas por amostras e por número de indivíduos coletados.

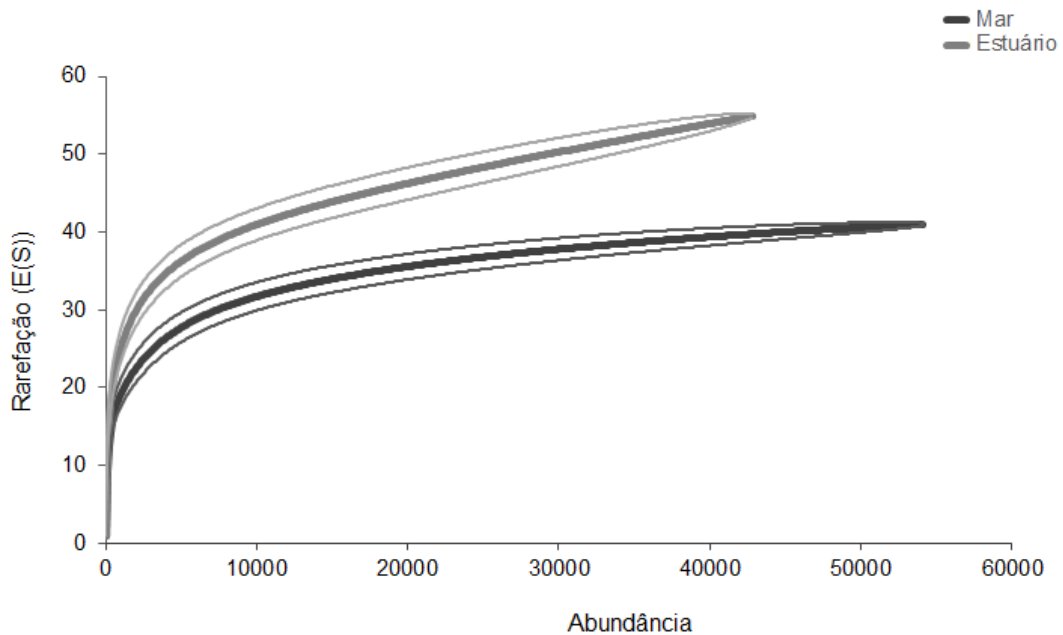


Figura 7. Curva de rarefação por indivíduos coletados para os dados agrupados de mar e estuário.

A similaridade média das associações de peixes do mar e do estuário, baseada na presença e ausência das espécies coletadas, foi baixa (28%). Este resultado, assim como os resultados das análises de ordenação e correlação canônica (Fig. 2 e Fig. 3) sugerem que, em termos de constituição de espécies, os dois ambientes são bastante distintos (Fig. 8). A similaridade média, baseada na abundância relativa das espécies coletadas no mar e estuário, foi de cerca de 30% (Fig. 8), revelando que são poucas as espécies que dominam, porém são as mesmas que ocorrem em ambos os ambientes (tabelas 2 e 3). Os valores CPUEs por visita correspondem aos maiores valores de similaridades (Ver97 e Ver97), no entanto esta relação não se mantém ao longo do tempo, sendo observados em algumas visitas altos valores de CPUE e baixa similaridade ictiofaunítica. As associações de peixes do mar e do estuário apresentam por poucas espécies em comum (Jaccard =28%), porém, abundantes em ambos ambientes (%MIN=30%). A grande dominância resulta, para ambas as associações, uma baixa equidade (Evar mar = 0,19; Evar estuário = 0,17) (Fig. 8).



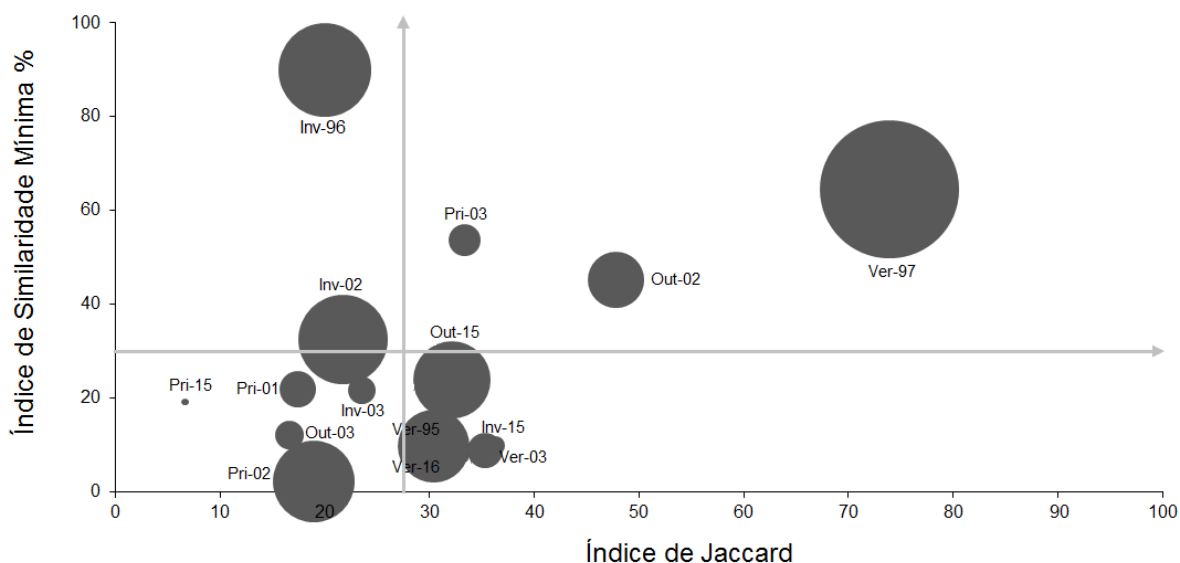


Figura 8. Distribuição das 15 visitas sazonais dos Índices de similaridade faunística geral (Índice de Jaccard-eixo do X e Índice de Similaridade Mínima Percentual-eixo do Y, a dimensão do círculo é proporcional a abundância de espécies).

Aplicando-se a técnica de GLM sobre todo o conjunto de dados, esta análise sugere que os valores de riqueza de espécies, tanto para o mar como para o estuário, variam da mesma forma, independente do ambiente. Na tabela 5 observa-se, que as variáveis que melhor explicam a variação na riqueza de espécies, independentemente de seu local de coleta e sazonalidade, são, por um lado, o esforço de coleta (12,2%), que associado ao número de indivíduos coletados (9,5%) perfazem cerca de 22% da explicação da variabilidade dos dados. Estes dois parâmetros quando associado ainda a temperatura (14,4%) explicam cerca de 36% da variância dos dados da riqueza de espécies da região (Fig. 9).

Tabela 5. Análise de desvio para o GLM baseado em Gamma ajustado aos valores de riqueza. Valores de desvio para cada fator, Deviência residual (Res. Dev.), Desvio, porcentagem do desvio total explicado por cada fator (% de Expl.) e *p*-valores são apresentados.

Preditor	<i>P</i>	Resid. Dev	Deviance	% Expl.
Riqueza (Modelo Gamma)				
NULL		22.478		
Esforço	4.679e-05 ***	19.739	2.7389	12.18
Abundância	0.0003171 ***	17.596	2.1428	9.53
Temperatura	9.326e-06 ***	14.35	3.2464	14.44
Total explicado				36.2

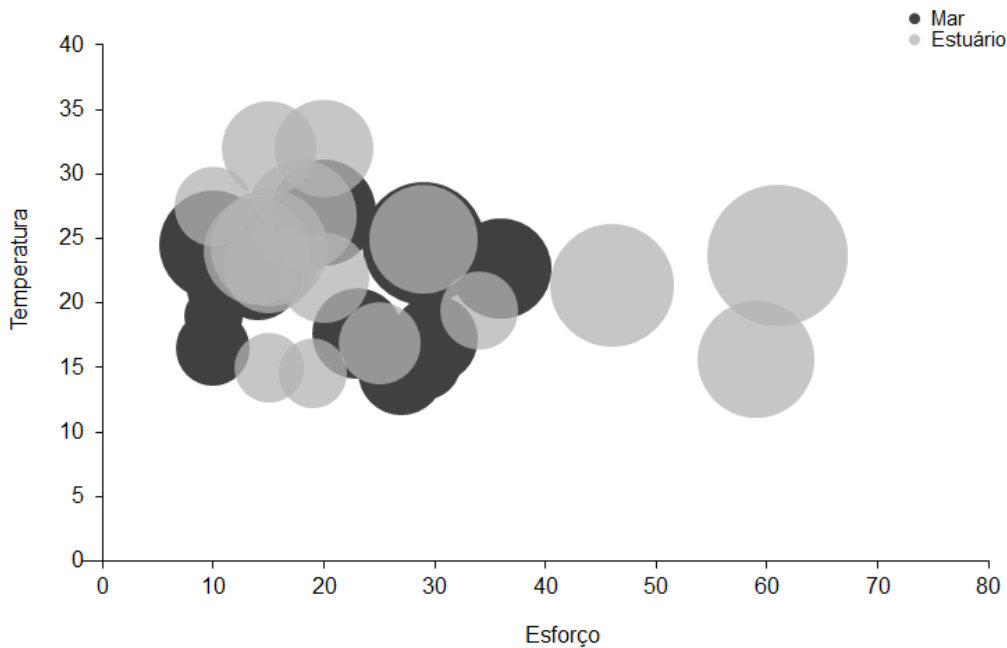


Figura 9. Relação entre as variáveis predita pelo modelo Gamma (esforço e temperatura) para a riqueza de espécies (a dimensão do círculo é proporcional a riqueza de espécies), quando separada por ambiente.

O número médio esperado de espécies (índice de rarefação (E(S)) e a equidade média das espécies (índice de Evar) para o mar e o estuário foi plotado na figura 10. O diâmetro do círculo é proporcional ao CPUE médio de cada ambiente e a proporção das duas espécies mais dominantes nos dois ambientes estão representadas no interior dos círculos. Embora o valor médio de Evar para o mar (0,19) seja levemente maior do que o do estuário (0,17) e o valor médio de E(S) para o estuário seja levemente superior (4,70) do que no mar (3,89), as diferenças foram estatisticamente significativas ( $p > 0,05$ ), tanto para Evar como para E(S). Conclui-se, pela análise da figura 10, que as associações de peixes, tanto do mar como o estuário, são pouco equitativas ( $Evar < 0,2$ ), e que ambas apresentam baixa riqueza de espécie.

Tanto o mar como o estuário foram dominados por duas espécies da família Mugilidae (*M. liza* e *M. curema*). Em ambos os ambientes estas duas espécies juntas perfizeram mais de 70% das capturas. As diferenças estruturais entre estas duas associações se devem a espécies acessórias, que dominam, quase que exclusivamente em um dos dois ambientes. No mar o conjunto de espécies dominantes é complementado principalmente por *T. marginatus*, e no estuário por *A. brasiliensis*.

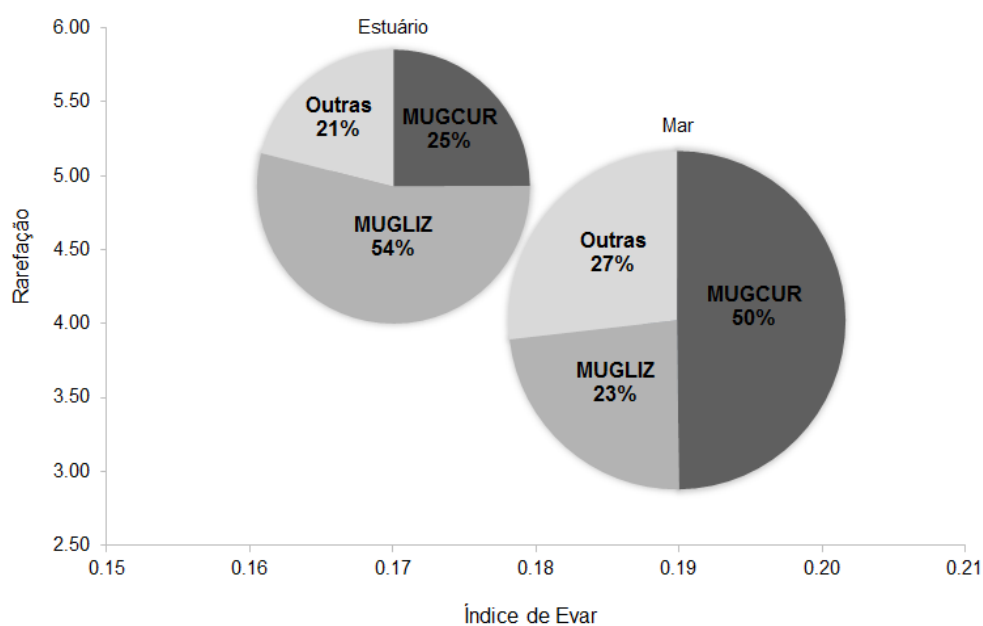


Figura 10. Representa os valores de Equidade (Evar) e Número esperado de espécies (rarefação) das espécies coletadas no Mar e Estuário. O tamanho da projeção das bolas é proporcional ao CPUE com a proporção relativa de duas espécies dominantes.

O modelo de GLM (Binomial) ajustado para a análise de ocorrência das espécies *M. liza*, *M. curema*, *T. marginatus* e *A. brasiliensis*, apresentaram um poder explicativo que variou entre 24,9 a 60,0%. As ocorrências das espécies *M. liza* e *M. curema* alcançaram um baixo poder explicativo (24,9% e 25,6%, respectivamente) devido a ocorrência ampla e conspícua das duas espécies nos dois ambientes. O modelo GLM Binomial para a ocorrência de *T. marginatus* e *A. brasiliensis* teve um poder explicativo maior (60,0% e 48,2%, respectivamente). A ocorrência de *T. marginatus* pode ser explicada principalmente pela sua preferência por águas de altas salinidades, ao passo que a ocorrência de *A. brasiliensis* pode ser melhor explicada por sua preferência pelo ambiente estuarino como ampla flutuação ao longo dos anos.

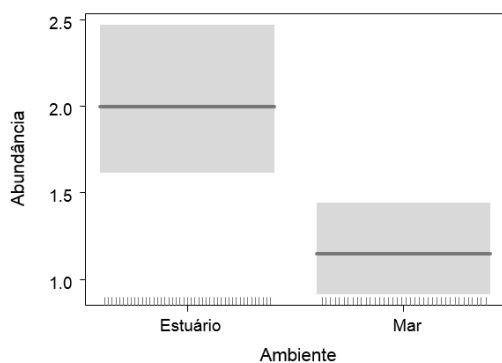
Tabela 6. Análise de desvio para o GLM baseado no modelo Gamma ajustado aos valores de abundância ( $\text{Log}_{10}(\text{CPUE}+1)$ ). Valores de desvio para cada fator, Desviância residual (Res. Dev.), Desvio, porcentagem do desvio total explicado por cada fator (% de Explicabilidade), e  $p$ -valores são apresentados.

Preditor	$P$	Resid. Dev	Deviance	% Expl.
Abundância (Modelo Gamma)				
<i>Mugil liza</i>				
NULL		36.082		
Ambiente	0.00004654***	31.465	4.6166	12.79
Ano	0.001601**	25.019	6.4461	17.87
Total explicado				30.66
<i>Mugil curema</i>				
NULL		22.868		
Ambiente	0.926304	22.864	0.0034	0.01
Sazonal	0.005056 **	17.713	5.1519	22.53
Transparência	0.029575 *	15.809	1.9032	8.32
Total explicado				30.87
(Modelo Gaussian)				
<i>Trachinotus marginatus</i>				
NULL		27.277		
Salinidade	0.0025571 **	23.994	3.2832	12.04
Temperatura	0.0061173 **	21.283	2.7117	9.94
Ano	0.0003354 ***	11.546	9.7365	35.69
Total explicado				57.67
<i>Atherinella brasiliensis.</i>				
NULL		24.162		
Ambiente	0.14045	23.186	0.9753	4.04
Sazonal	0.05358	19.748	3.438	14.23
Total explicado				18.27

O modelo GLM (Gamma) apresentou um poder explicativo similar, tanto para a abundância de *M. liza* como para e *M. curema* com valores em torno de 30%. Cada espécie apresentou diferentes variáveis com maior poder explicativo. Para *M. liza* as variáveis ano (17,8%) e ambiente (12,8%) foram as variáveis preditoras mais significativas. O CPUE de *M. liza* no estuário apresentara valores mais elevados do que no mar (Fig. 10; 11a). O padrão de abundância de *M. liza* apresentou com uma tendência interanual de queda nos 21 anos de amostragem em ambos ambientes (Fig. 12). Para *M. curema* a sazonalidade foi a variável com melhor poder explicativo (22,5%), sendo o inverno e a primavera as estações que apresentaram as menores abundâncias (Fig. 11b). Três variáveis preditoras foram estatisticamente significativas para a variação da abundância de *T. marginatus* (57,7%), sendo ano (35%) a variável que melhor explica sua variação (Fig. 11c). Os modelos GLM de abundância apresentaram, comparativamente, um baixo poder explicativo para *A. brasiliensis* (18,3%), a variação sazonal apresentou melhor explicabilidade na abundância (14,2%; Fig. 11d).

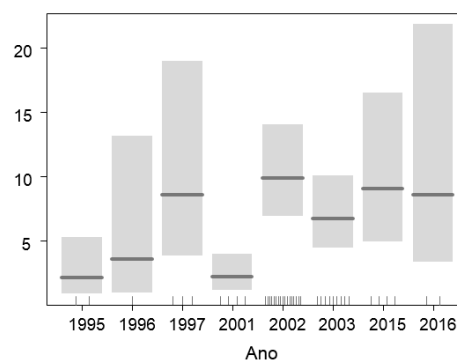
Modelo: Gamma

a) *Mugil liza*

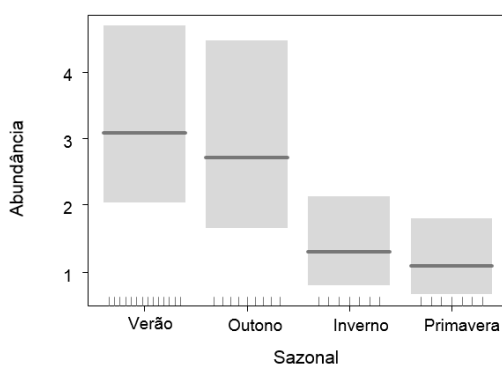


Gaussian

c) *Trachinotus marginatus*



b) *Mugil curema*



d) *Atherinella brasiliensis*

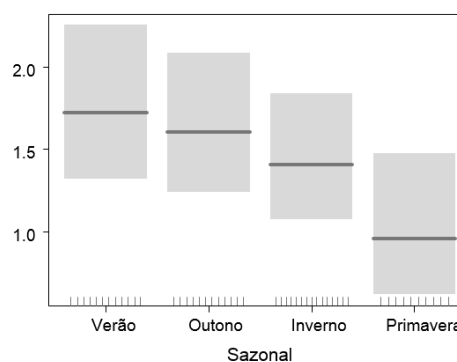


Figura 11. Relação entre as variáveis ambientais observadas na abundância predita pelo modelo Gamma (*M. liza* e *M. curema*) e Gaussian (*T. marginatus* e *A. brasiliensis*). Os modelos são descritos na tabela 6.

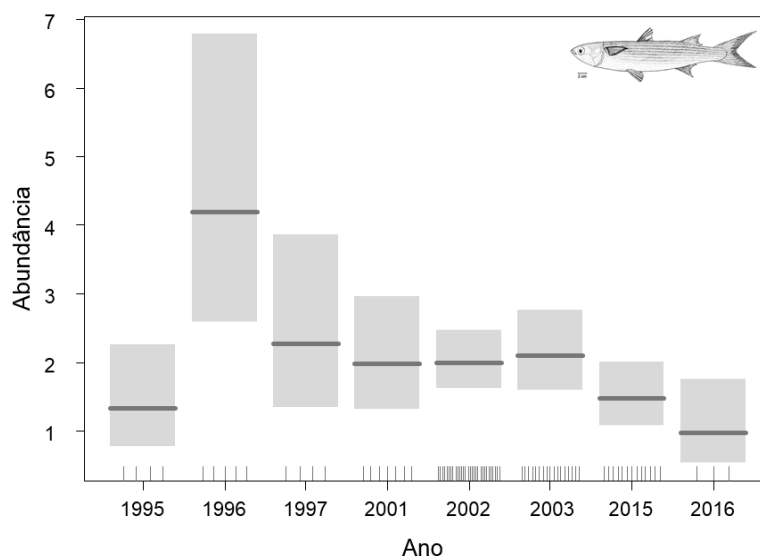


Figura 12. Relação Variação temporal da abundância (CPUE) de *Mugil liza* para as estações de coleta no estuário e no mar.

A diversidade taxonômica foi avaliada para cada uma das vistas realizadas. Observa-se na figura 13 que a grande maioria dos pontos, tanto para o mar como para o estuário, estão espalhados no entorno da média esperada para o número total de espécies coletadas (funil de dados). No entanto, em quatro visitas (mar - outono e o inverno de 2015 e o verão de 2016; verão 1995 (primeiro período amostral)) a diversidade taxonômica coletada foi baixa (Delta+=91,96).

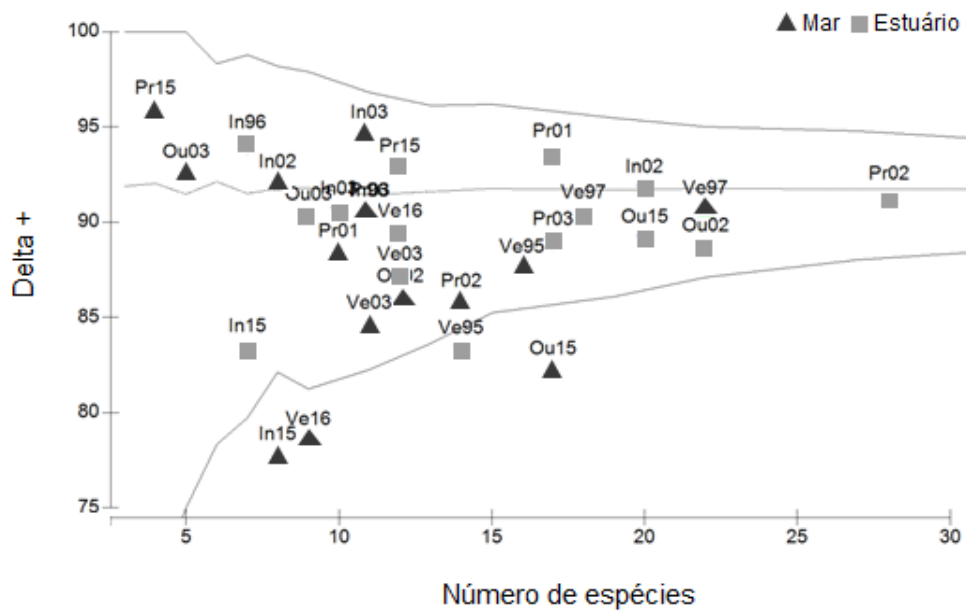


Figura 13. Lista de espécies (S=64) divididas em mais ordens, famílias para os períodos/vistas amostrados, e pontos – círculos – para mostrar como fica está “divisão” entre grupos taxonômicos.

## DISCUSSÃO

Compreender o nível de conectividade entre águas estuarinas e costeiras é essencial para o manejo adequado de táxons associados a estuários. Conectividade, a partir de uma perspectiva ecológica, pode ser descrita como sendo um mecanismo que facilita o movimento dos peixes entre unidades espaço-temporais distintas (Dale e Sheaves, 2015). A análise dos dados apresentados neste trabalho mostra que o sistema estuarino-lagunar Tramandaí-Armazém e região costeira marinha adjacente (SELTA-MAR) exibem um padrão clássico de distribuição espacial das espécies, revelando duas associações de peixes distintas: o estuário, composto predominantemente pelos juvenis de peixes que utilizam os ambientes rasos da lagoa de Tramandaí e Armazém como berçário, e o mar, representado por um conjunto de espécies transeuntes estuarino-relacionadas, associados a um conjunto de espécies tipicamente marinhas.

Neste sentido podemos corroborar nossa premissa original de que a estrutura das associações e os padrões de distribuição dos peixes no SELTA-MAR são influenciados pelas variáveis abióticas locais (salinidade, temperatura e transparência da água), determinando associações de peixes distintas entre o estuário e o mar.

A maioria das espécies de peixes das zonas costeiras do Rio Grande do Sul utilizam os estuários como hábitat temporário para diferentes estágios de vida (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lima e Vieira, 2009). As zonas costeiras, e os estuários, são áreas de transição que funcionam como rotas migratórias das espécies estuarino-dependentes (Elliott *et al.*, 2007; Mourão *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2016). A migração permite que a abundância dos indivíduos esteja vinculada ao regime ambiental dos estuários e regiões costeiras adjacentes (Moraes *et al.*, 2012) onde a oscilação sazonal da temperatura e a espacial da salinidade, entre outros fatores, apresentam uma variabilidade intra e interanual que está associada à ocorrência de fenômenos climáticos de maior escala (Garcia *et al.*, 2004; Garcia *et al.*, 2012; Martins *et al.*, 2015).

A estrutura de uma comunidade é essencialmente sua composição de espécies e seus números relativos (Starr e Taggart, 2006). Entre os parâmetros que definem a estrutura da comunidade estão riqueza, diversidade, composição de espécies e abundância relativa. A maioria dos estudos sugere que os esforços de coleta sejam

padronizados para melhor comparar as estruturas das comunidades e monitorar tendências na abundância de peixes (Fischer e Paukert, 2009; Mourão *et al.*, 2014). A diferença significativa observada na riqueza de espécies de peixes no Sistema Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém (estuário) e Região marinha costeira adjacente (mar) não pode ser efetivamente atribuída a diferenças no esforço de coleta, pois mesmo após aplicadas técnicas que equalizam os esforços de coleta (e.g. curva acumulada de espécies por amostra e a técnica de rarefação), a região estuarina apresenta um maior número de espécies que o mar. Certamente outros fatores além do esforço de coleta podem contribuir para esta diferença. No sul do Brasil a região estuarina apresenta uma maior variedade de habitats se comparando ao mar adjacente, e este fato deve contribuir para a maior riqueza de espécies no estuário, principalmente aquelas tolerantes à salinidade (Vieira e Musick, 1993).

As variações ambientais estão relacionadas com fatores climatológicos como chuva, radiação solar e movimentos sazonais das correntes, que constituem a circulação local sob a influência da ação dos ventos. O vento e a chuva são identificados como os principais forçantes da circulação na distribuição da salinidade e nível de água no sistema estuarino-costeiro (Moraes *et al.*, 2012). Estas interações abióticas são determinantes em processos ecológicos (migração, dispersão, invasão) e também contribuem para a sua composição e riqueza de espécies (Elliott *et al.*, 2007; Andrade-Tubino *et al.*, 2008; Franco *et al.*, 2008), mesmo quando comparado aos ambientes adjacentes (Moura *et al.*, 2012).

As assembleias de peixes dos estuários do Rio Grande do Sul são sempre dominadas pelas mesmas espécies, independente do estuário amostrado (Ramos e Vieira, 2001; Loebmann e Vieira, 2005). No entanto, com exceção do estuário da Laguna dos Patos (Vieira *et al.*, 2010; Moraes *et al.*, 2012), pouco se sabe sobre a dinâmica espaço-temporal destas associações. O panorama é semelhante para a região marinha costeira adjacente onde, com exceção dos Carangidae, as associações de peixes são dominadas por poucas espécies transeuntes (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lima e Vieira, 2009) que tem seu ciclo de vida ligado aos estuários (Mont'alverne *et al.*, 2012; Rodrigues *et al.*, 2015; Santos e Vieira, 2016).

A associação de peixes das zonas rasas do SELTA-MAR está composta predominantemente por juvenis de peixes que utilizam os ambientes rasos como zona de transição e berçário. No mar as espécies estão melhor representadas por



transeuntes das áreas marinhas costeiras adjacentes ao estuário. No SELTA-MAR a variação sazonal dos parâmetros ambientais observados mudam de acordo com a intensidade e direção dos ventos, o aporte fluvial do sistema estuarino, e o regime de marés (Tabajara e Dillenburg, 1997), promovendo condições sazonais distintas.

A salinidade foi a variável que melhor discriminou as espécies de peixes em termos espaciais, revelando duas associações bastante distintas em termos de constituição (presença e ausência das espécies; Jaccard =28%), porém dominadas numericamente pelas mesmas espécies (%MIN=30%), representadas especialmente por juvenis de duas espécies de mugilídeos (*M. liza* e *M. curema*).

A composição de espécies no SELTA-MAR apresenta um padrão de variação sazonal diretamente relacionado com a temperatura da água. A temperatura desempenha um papel importante nas migrações sazonais para algumas espécies, tendo um efeito direto nos processos metabólicos, reprodutivos e de abundância da fauna de peixes (Mont'alverne *et al.*, 2012; Moraes *et al.*, 2012; Cattani *et al.*, 2016). Assim, o recrutamento de juvenil determina a composição das associações de espécies e as variações sazonais de abundância (Mont'alverne *et al.*, 2012; Moraes *et al.*, 2012).

Nos estuários do sul do Brasil as associações de peixes das zonas rasas estão dominadas principalmente por juvenis de mugilídeos e atherinídeos geralmente menores que 50 mm CT (Vieira *et al.*, 1998; Mont'alverne *et al.*, 2012; Lombardi *et al.*, 2014). Para o SELTA-MAR juvenis de duas espécies do gênero *Mugil* representaram cerca de 76% da captura total nos dois ambientes amostrados. *Mugil liza* apresentou maiores abundâncias no ambiente estuarino (54%) e *M. curema* (50%) no ambiente marinho. A temperatura é a variável que melhor segrega os juvenis destas duas espécies de *Mugil* (Vieira, 1991). A maior abundância de *M. curema* está associada as estações quentes, resultantes da desova neste período. O padrão inverso, de maior abundância nos meses frios está representado por *M. liza* (Vieira, 1991; Ramos e Vieira, 2001; Lemos *et al.*, 2014). Adultos de ambas as espécies desovam no ambiente marinho, e os juvenis usam a região costeira e os estuários como berçários (Vieira, 1991). Possivelmente, além do período reprodutivo, processos ecológicos relacionados com a alimentação, local de desova e padrão de recrutamento tenham influência nos padrões espaciais de dominação.

Dentre as demais espécies dominantes, *Trachinotus marginatus* apresenta-se quase que exclusivamente associado ao ambiente marinho (Lemos *et al.*, 2011; Lombardi *et al.*, 2014; Martins *et al.*, 2015). *Trachinotus marginatus* é um carangídeo endêmico do Atlântico Sudoeste, e os juvenis desta espécie estão amplamente distribuídos na zona de arrebentação das praias arenosas, enquanto que os adultos são encontrados em águas marinhas mais profundas (Ramos e Vieira, 2001; Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Lima e Vieira, 2009; Lemos *et al.*, 2011). Embora, presente o ano todo na região costeira adjacente a Tramandaí, *T. marginatus* tem pico de abundância nos períodos quentes do ano (verão e outono) associados a seu padrão de reprodução (Lemos *et al.*, 2011).

Dentre os peixes estuarinos do SELTA-MAR destaca-se, por sua elevada abundância no estuário, *Atherinella brasiliensis* que pode ser encontrada juntamente com outros atherinopsídeos, especialmente *O. argentinensis* e *Atherinella brasiliensis* se distribuí no Atlântico ocidental desde a costa sul da Colômbia até Montevideu, Uruguai (Carpenter e Munroe, 2015). *Atherinella brasiliensis* apresentou maior abundância no estuário com picos associados aos períodos mais quentes do ano, sendo considerada uma espécie comum em estuários mas menos frequente em águas costeiras (Pessanha e Araújo, 2001).

Os dados oriundos de arrastos de praia padronizados são capazes de revelar mudanças de longo-prazo nas comunidades de peixes das zonas rasas de estuários (Vieira *et al.*, 2010). No entanto a variabilidade intrínseca destes dados pode ser suficiente para mascarar padrões espaciais, sazonais ou interanuais de abundância (Lombardi *et al.*, 2014). As técnicas robustas de análise espaço-temporal dos dados, como os modelos lineares generalizados, foram capazes de apontar variações e tendências espaciais e sazonais nos dados. Estas análises corroboram com a premissa/hipótese de que a estrutura das associações e os padrões de distribuição dos peixes são correlacionados pelas variáveis abióticas locais (salinidade, temperatura e transparência da água), determinando associações de peixes distintas entre o estuário e o mar.

Uma outra hipótese aviltada neste trabalho seria que ao longo dos 21 anos de estudo os efeitos antrópicos locais (pesca, turismo e crescimento populacional), associados aos eventos climáticos extremos, afetariam a diversidade e abundância das espécies de peixes do SELTA-MAR. Com relação a riqueza de espécies as

variações interanuais (fator ano) não aparecem como significativas na análise do GLM, não tendo sido, portanto, detectada através desta técnica redução na riqueza de espécies ao longo dos anos de estudo. No entanto esta hipótese não pode ser totalmente descartada, pois é sabido que os centros urbanos que margeia o Rio Tramandaí apresentam neste período um desenvolvimento desordenado e crescente (Fujimoto *et al.*, 2006).

Índices de diversidade taxonômica (Warwick e Clarke, 1995; Clarke e Warwick, 2001) tem sido comumente utilizado como descritor de alterações ou mudanças da diversidade biológica por impactos antropogênicos (Juaristi *et al.*, 2014), descrevendo o estado em que se encontra um sitio, através da variabilidade na diversidade de espécies presentes. A aplicação do Índice de diversidade taxonômica de espécies ( $\Delta+$ ) aos dados do SALTA-MAR revelou um padrão que pode ser associado a mudanças antropogênicas de longo-prazo. Foi observado uma baixa distinção taxonômica média ( $\Delta+$ ) para o mar durante as últimas visitas sazonais de coleta (2015-16), com exceção da primavera 2015. Uma característica interessante desta análise é que este padrão foi observado apenas para os pontos de coleta do mar, não sendo observado uma baixa distinção taxonômica média, para o mesmo período, no estuário. A lógica por trás de um estudo de longo prazo, que analisa dados para um período de 21 anos em dois ambientes distintos, mas interligados, seria que o estuário, com topografia restrita e fechada, e mais expostos as ações antrópicas, apresentasse maiores chances de estar impactado. O que não é o que revela os dados. A explicação parece estar ligada ao padrão de chuva e circulação dos estuários.

A precipitação na região sudeste-sul do Brasil é uma característica importante para estabelecer variações espaciais na estrutura taxonômica dos peixes (Garcia e Vieira, 2001; Garcia *et al.*, 2004; Moraes *et al.*, 2012; Juaristi *et al.*, 2014; Martins *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015). Eventos de *El Niño* acarretam anomalias positivas no incremento de número de espécies de água doce ao estuário, conseqüentemente das chuvas elevando a descarga fluvial das bacias do sul do Brasil (Garcia *et al.*, 2004; Garcia *et al.*, 2012). A ocorrência de *El Niño* aumenta a chuva, e a chuva aumenta o fluxo de água doce para os estuários favorecendo a presença de espécies de água doce, aumentando a riqueza de espécies no estuário (Garcia e Vieira, 2001; Garcia *et al.*, 2004; Vieira *et al.*, 2010; Garcia *et al.*, 2012).

Durante os 21 anos de estudo cobertos neste trabalho foram observados dois eventos de *El Niño* distintos (1997-98 e 2015-16), sendo que o *El Niño* de 2015-16 foi considerado como um dos mais fortes desde 1950. A presença de espécies de água doce nas amostras do estuário durante este período, de certa forma, deve estar elevando o índice de diversidade taxonômica, mascarando a idéia de uma redução na diversidade de peixes devido a ações antrópicas no estuário do Rio Tramandaí. No entanto, o efeito das chuvas durante os períodos do *El Niño* é diluído no ambiente marinho. É bem provável que os baixos valores dos índices de diversidade taxonômica observados para o mar neste período sejam, na verdade, um reflexo da diminuição real da diversidade observada para a região marinha costeira adjacente do Rio Grande do Sul, como foi registrado por Martins *et al.* (2015) para a região costeira da Lagoa dos Patos.

As técnicas de análise do GLM apresentaram variações interanuais, mesmo na aparente redução da abundância geral das espécies observada na figura 4c. Apenas, com relação a abundância, foi detectado um declínio, estatisticamente significativo, da abundância durante os 21 anos de estudo para os pré-juvenis de tainha (*M. liza*; Fig. 12). Nesta análise o fator ano representou 17,9% da explicabilidade da variação dos dados de abundância dos juvenis de *M. liza*.

A tainha tem sido alvo de diversas pesquisas que apontam para uma crescente redução dos estoques pesqueiros da população sul (Lemos *et al.*, 2016), assim como da abundância relativa dos pré-juvenis na praia do Cassino, adjacente a Laguna dos Patos (Martins *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2015). Desta forma se constata que a redução na abundância de pré-juvenis de *M. liza* (dentro e fora do SELTA-MAR) se assemelha ao efeito observado em estudos na Lagoa dos Patos, sugerindo que este fenômeno deva ser melhor analisado no futuro.

Em conclusão podemos afirmar que as premissas originais do presente trabalho puderam ser corroboradas. A estrutura das associações e os padrões de distribuição dos peixes do SELTA-MAR são influenciados pelas variáveis abióticas locais (salinidade, temperatura e transparência da água), e o conjunto destas variáveis ambientais conforma duas associações de peixes distintas. O estuário, composto predominantemente pelos juvenis de peixes que utilizam os ambientes rasos da Lagoa de Tramandaí e Armazém como berçário, e o mar, representado por poucas espécies tipicamente marinhas e por um conjunto de espécies transeuntes estuarino-

relacionadas. A segunda premissa sugere que os efeitos antrópicos locais (pesca, turismo, crescimento populacional e mudanças climática) ao longo do período de estudo afetaram a diversidade e abundância das espécies de peixes do SELTA-MAR.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS

Tomando como exemplo os dados dos pré-juvenis de *M. liza* no SELTA-MAR, e fazendo uma comparação da abundância relativa destes com os dados publicados para a Lagoa dos Patos, seria possível testar pelo menos duas hipóteses sobre a abundância desta importante espécie no sul do Brasil. As duas hipóteses não são mutuamente excludentes. A primeira (hipótese de sobre pesca de adultos de tainha no período reprodutivo) considera que a diminuição da abundância dos pré-recrutas no SELTA-MAR, assim como a observada para a região costeira adjacente ao estuário da Laguna dos Patos é decorrente da sobre pesca. A segunda hipótese (hipótese das variações ambientais, climáticas e ação antrópica local) leva em consideração que as variações na abundância dos pré-juvenis são independentes nos dois estuários. Isto é, considerando que o estuário da Laguna dos Patos e o SELTA-MAR pertencem a duas bacias hidrográficas distintas é bem provável que o comportamento do recrutamento dos pré-juvenis sofra influências ambientais distintas nos dois estuários. No entanto a tendência de redução na abundância dos juvenis ao longo dos anos no SELTA-MAR e também na região costeira adjacente ao estuário da Lagoa dos Patos é um alerta que não pode ser ignorado e deve ser melhor investigado.

Considerando, portanto, os 21 anos de dados existentes, cabe sugerir a manutenção o desenvolvimento de um programa de monitoramento dos peixes das zonas rasas para o SELTA-MAR aos moldes do desenvolvido para o Estuário da Lagoa dos Patos no programa ICTIO/PELD - CNPq-MCT-FURG.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELL, R. et al. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **BioScience**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.
- ALMEIDA, L.; ROSAURO, N.; TOLDO, E. Análise preliminar das marés na Barra do Rio Tramandaí, RS. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, v. 12, n. 1997, p. 560-566, 1997.
- ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, R. **Permanova+ for Primer: Guide to Software and Statistical Methods**. 2008.
- ANDERSON, M. J.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, v. 84, n. 2, p. 511-525, 2003. ISSN 1939-9170.
- ANDRADE-TUBINO, M.; RIBEIRO, A. L.; VIANNA, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 4, p. 5, 2008. ISSN 1981-9366.
- ANDRADE, M.; TOLDO, E.; NUNES, J. Variabilidade das correntes na plataforma interna ao largo de Tramandaí, RS durante o verão de 2014 **Pesquisas em Geociências**, v. 43 (3), p. 289-298, 2016. ISSN 1518-2398.
- ARTIOLI, L. G. et al. Distribuição, dominância e estrutura de tamanhos da assembleia de peixes da lagoa Mangueira, sul do Brasil. **Iheringia, Sér. Zool.**, **409-418**, 2009. ISSN 0073-4721.
- BARLETTA, M. et al. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176, 2010. ISSN 1095-8649.
- BASTOS, R. B. et al. Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): Produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 15, n. 1, p. 1-10, 2011. ISSN 1983-9057.
- BECK, M. W. et al. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates: a better understanding of the habitats that serve as nurseries for marine species and the factors that create site-specific variability in nursery quality will improve conservation and management of these areas. **Bioscience**, v. 51, n. 8, p. 633-641, 2001. ISSN 0006-3568.
- CARPENTER, K. E.; MUNROE, T. **Atherinella brasiliensis**. 2015

- CATTANI, A. et al. Fish assemblages in a coastal bay adjacent to a network of marine protected areas in southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 64, n. 3, p. 295-308, 2016. ISSN 1679-8759.
- CENI, G.; VIEIRA, J. P. Looking through a dirty glass: how different can the characterization of a fish fauna be when distinct nets are used for sampling? **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, n. 5, p. 499-505, 2013. ISSN 1984-4670.
- CIOTTI, Á. M. et al. Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. **Continental Shelf Research**, v. 15, n. 14, p. 1737-1756, 1995. ISSN 0278-4343.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. **Marine ecology Progress series**, v. 216, p. 265-278, 2001. ISSN 0171-8630.
- COSTA, M. D. et al. Estuarine early life stage habitat occupancy patterns of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1830) from the Patos Lagoon, Brazil. **Fisheries Research**, v. 160, p. 77-84, 2014. ISSN 0165-7836.
- CHAO, L. H.; PEREIRA, L. E.; VIEIRA, J. P. Estuarine fish community of the dos Patos Lagoon, Brazil. A baseline study. **Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: Towards an ecosystem integration**, p. 429-450, 1985.
- DALE, P.; SHEAVES, M. Estuarine Connectivity. In: UNIVERSITY, R. (Ed.). **Encyclopedia of Estuaries**, 2015. p.pp 258-260. (Encyclopedia of Earth Sciences Series).
- ELLIOTT, M. et al. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007. ISSN 1467-2979.
- ESCHMEYER, W. N.; FRICKE, R. A guide to fish collections in the Catalog of Fishes. Home page at: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/collections.asp>. Accessed, v. 8, 2016.
- FISCHER, J. R.; PAUKERT, C. P. Effects of sampling effort, assemblage similarity, and habitat heterogeneity on estimates of species richness and relative abundance of stream fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 66, n. 2, p. 277-290, 2009. ISSN 0706-652X.
- FRANCO, A. et al. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 354, p. 219-228, 2008. ISSN 0171-8630.
- FUJIMOTO, N. S. et al. Litoral norte do estado do Rio Grande do Sul: indicadores socioeconômicos e principais problemas ambientais. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 99-124, 2006.



- GARCIA, A. M. et al. Comparison of 1982–1983 and 1997–1998 El Niño effects on the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Estuaries and Coasts**, v. 27, n. 6, p. 905-914, 2004. ISSN 1559-2723.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. Abundance and diversity of fish assemblages inside and outside a bed of *Ruppia maritima* L. in the Patos Lagoon estuary (RS, Brazil). **Atlantica**. (19) 161-181, 1997.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P. O aumento da diversidade de peixes no estuário da Lagoa dos Patos durante o episódio El Niño 1997-1998. **Atlántica**, 23:133-152, 2001. ISSN 0102-1656.
- GARCIA, A. M. et al. Factoring scales of spatial and temporal variation in fish abundance in a subtropical estuary. **Marine Ecology Progress Series**, v. 461, p. 121-135, 2012. ISSN 0171-8630.
- GUIMARÃES, T. F.; HARTZ, S. M.; BECKER, F. G. Lake connectivity and fish species richness in southern Brazilian coastal lakes. **Hydrobiologia**, v. 740, n. 1, p. 207-217, 2014. ISSN 0018-8158.
- HENRIQUES, S. et al. Biogeographical region and environmental conditions drive functional traits of estuarine fish assemblages worldwide. **Fish and Fisheries**, 2017. ISSN 1467-2979.
- HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 577-586, 1971. ISSN 1939-9170.
- JUARISTI, V. D. et al. Variation in taxonomic diversity of the fish assemblage associated with soft bottoms in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. **J Biodivers Biopros Dev**, v. 1, n. 118, p. 2, 2014.
- KREBS, C. J. **Ecological methodology**. Harper & Row New York, 1989. ISBN 0060437847.
- LEMOS, V. M. et al. Tracking the southern Brazilian schools of *Mugil liza* during reproductive migration using VMS of purse seiners/Seguimiento de cardúmenes de *Mugil liza* en el sur de Brasil durante la migración reproductiva usando VMS de buques cerqueros. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 2, p. 238, 2016. ISSN 0718-560X.
- LEMOS, V. M. et al. Migration and reproductive biology of *Mugil liza* (Teleostei: Mugilidae) in south Brazil. **Journal of fish biology**, v. 85, n. 3, p. 671-687, 2014. ISSN 1095-8649.
- LEMOS, V. M. et al. The reproductive biology of the plata pompano, *Trachinotus marginatus* (Teleostei: Carangidae), in southern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 5, p. 603-609, 2011. ISSN 1984-4670.

- LIMA, M. S.; VIEIRA, J. P. Variação espaço-temporal da ictiofauna da zona de arrebentação da Praia do Cassino, Rio Grande do Sul, Brasil. **Zoologia**, v. 26, n. 3, p. 499-510, 2009. ISSN 1984-4689.
- LOEBMANN, D.; VIEIRA, J. P. Distribuição espacial e abundância das assembléias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia 22 (3): 667–675**, 2005. ISSN 0101-8175.
- LOITZENBAUER, E.; MENDES, C. A. Salinity dynamics as a tool for water resources management in coastal zones: An application in the Tramandaí River basin, southern Brazil. **Ocean & coastal management**, v. 55, p. 52-62, 2012. ISSN 0964-5691.
- LOMBARDI, P. M.; RODRIGUES, F. L.; VIEIRA, J. P. Longer is not always better: The influence of beach seine net haul distance on fish catchability. **Zoologia (Curitiba)**, v. 31, n. 1, p. 35-41, 2014. ISSN 1984-4670.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. John Wiley & Sons, 2013. ISBN 1118687922.
- MALABARBA, L. R.; ISAIA, E. A. The fresh water fish fauna of the rio Tramandaí drainage, Rio Grande do Sul, Brazil, with a discussion of its historical origin. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, v. 5, n. 1, p. 197-223, 1992.
- MARTINS, A. C. et al. Medium-and long-term temporal trends in the fish assemblage inhabiting a surf zone, analyzed by Bayesian generalized additive models. **Aquatic Ecology**, v. 49, n. 1, p. 57-69, 2015. ISSN 1386-2588.
- MCLUSKY, D. S.; ELLIOTT, M. **Transitional waters: a new approach, semantics or just muddying the waters?** ESTUARINE, C. A. S. S.-. Elsevier 2007.
- MONT'ALVERNE, R. et al. Do mud deposition events on sandy beaches affect surf zone ichthyofauna? A southern Brazilian case study. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 102, p. 116-125, 2012. ISSN 0272-7714.
- MONTEIRO-NETO, C.; CUNHA, L. P.; MUSICK, J. A. Community structure of surf-zone fishes at Cassino Beach, Rio Grande do Sul, Brazil. **Coastal Research**, p. 492-501, 2003. ISSN 0749-0208.
- MORAES, L. E. et al. Delayed response of fish abundance to environmental changes: a novel multivariate time-lag approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 456, p. 159-168, 2012. ISSN 0171-8630.
- MOURA, P. M.; VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M. Fish abundance and species richness across an estuarine–freshwater ecosystem in the Neotropics. **Hydrobiologia**, v. 696, n. 1, p. 107-122, 2012. ISSN 0018-8158.
- MOURÃO, K. R.; FERREIRA, V.; LUCENA-FREDOU, F. Composition of functional ecological guilds of the fish fauna of the internal sector of the Amazon Estuary,

- Pará, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 4, p. 1783-1800, 2014. ISSN 0001-3765.
- PASSOS, C. V. B. et al. Estuarization increases functional diversity of demersal fish assemblages in tropical coastal ecosystems. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 847-862, 2016. ISSN 1095-8649.
- PEREIRA, J.; SPILLERE, L.; SCHETTINI, C. Dinâmica de nutrientes na região portuária do estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **Atlântica, Rio Grande**, v. 25, n. 1, p. 11-20, 2003.
- PESSANHA, A. L.; ARAÚJO, F. G. Recruitment of the silverside, *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard)(Atheriniformes, Atherinopsidae), in continental margin of Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 4, p. 1265-1274, 2001. ISSN 0101-8175.
- PETERSEN, B. C.; DAMIN, I. C. **Avaliação da qualidade do pescado da lagoa Tramandaí/RS**. 2016
- PETRY, A. C. et al. Fish composition and species richness in eastern South American coastal lagoons: additional support for the freshwater ecoregions of the world. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 280-314, 2016. ISSN 1095-8649.
- PICHLER, H. A. et al. Seasonal and environmental influences on recruitment patterns and habitat usage among resident and transient fishes in a World Heritage Site subtropical estuary. **Journal of fish biology**, v. 90, n. 1, p. 396-416, 2017. ISSN 1095-8649.
- PLEW, D. R. et al. CLUES Estuary-a tool for predicting estuary water quality. Australasian Coasts & Ports Conference 2015: 22nd Australasian Coastal and Ocean Engineering Conference and the 15th Australasian Port and Harbour Conference, 2015, Engineers Australia and IPENZ. p.683.
- RAMOS, L. A.; VIEIRA, J. P. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 2001. ISSN 0046-9939.
- RAY, G. C. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 1, p. 18-32, 2005. ISSN 0272-7714.
- REIS, J.; GIARRIZZO, T. *Microgobius meeki* as a potential bio-indicator of habitat disturbance in shallow estuarine areas: a useful tool for the assessment of estuarine quality. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 713-734, 2016. ISSN 1095-8649.
- RICOTTA, C.; CHIARUCCI, A.; AVENA, G. Quantifying the effects of nutrient addition on community diversity of serpentine vegetation using parametric entropy of type  $\alpha$ . **Acta Oecologica**, v. 25, n. 1, p. 61-65, 2004. ISSN 1146-609X.

- RODRIGUES, F. L.; CABRAL, H. N.; VIEIRA, J. P. Assessing surf-zone fish assemblage variability in southern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 66, n. 2, p. 106-119, 2015. ISSN 1448-6059.
- SANDERS, H. L. Marine benthic diversity: a comparative study. **The American Naturalist**, v. 102, n. 925, p. 243-282, 1968. ISSN 0003-0147.
- SANTOS, M. L.; VIEIRA, J. P. A pesca com rede de cabo na praia do Cassino, RS, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 42, n. 3, p. 486-499, 2016. ISSN 1678-2305.
- SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C. **Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil**. 1998. ISBN 8587167014.
- SILVA, C. Ocorrência, distribuição e abundância de peixes na região estuarina de Tramandaí, Rio Grande do Sul. **Atlântica**, v. 5, n. 1, p. 49-66, 1982.
- SILVA, C. Rejeição do pescado na pesca de camarão-rosa com “aviãozinho” em Tramandaí-RS. **Rel. Int. Dep. de Pesca. Porto Alegre**, p. 1-17, 1984.
- SILVA, D.; PARANHOS, R.; VIANNA, M. Spatial patterns of distribution and the influence of seasonal and abiotic factors on demersal ichthyofauna in an estuarine tropical bay. **Journal of fish biology**, v. 89, n. 1, p. 821-846, 2016. ISSN 1095-8649.
- SILVA, M. C. Estuários—critérios para uma classificação ambiental. **RBRH-Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, p. 25-35, 2000.
- STARR, C.; TAGGART. Which factors shape community structure? In: THOMSON/BROOKS-COLE, B. (Ed.). **in Biology: The Unity and Diversity of Life**, 2006. p.822.
- TABAJARA, L. L.; DILLENBURG, S. R. Batimetria e sedimentos de fundo da Laguna de Tramandaí-RS. **Notas técnicas**, v. 10, p. 21-33, 1997.
- TONN, W. M. et al. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. **The American Naturalist**, v. 136, n. 3, p. 345-375, 1990. ISSN 0003-0147.
- VASCONCELOS, R. P. et al. Global patterns and predictors of fish species richness in estuaries. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 5, p. 1331-1341, 2015. ISSN 1365-2656.
- VASCONCELOS, R. P. et al. Predicting estuarine use patterns of juvenile fish with Generalized Linear Models. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 120, p. 64-74, 2013. ISSN 0272-7714.
- VIEIRA, J.; GARCIA, A.; MORAES, L. A assembléia de peixes. **O Estuário da Lagoa dos Patos: um século de transformações**. FURG, Rio Grande, Brasil, p. 79-88, 2010.

- VIEIRA, J.; MUSICK, J. Latitudinal patterns in diversity of fishes in warm-temperate and tropical estuarine waters of the western Atlantic. **Atlântica, Rio Grande**, v. 15, n. 1, p. 112-133, 1993.
- VIEIRA, J. P. Juvenile mullets (Pisces: Mugilidae) in the estuary of Lagoa dos Patos, RS, Brazil. **Copeia**, p. 409-418, 1991. ISSN 0045-8511.
- VIEIRA, J. P.; CASTELLO, J. P.; PEREIRA, L. E. **Ictiofauna**. 1998. 60-68.
- VIEIRA, J. P.; GARCIA, A. M.; GRIMM, A. M. Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 2, p. 433-440, 2008. ISSN 1516-8913.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. **Marine Ecology Progress Series**, v. 129, p. 301-305, 1995. ISSN 0171-8630.
- WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of fish biology**, v. 61, n. sA, p. 229-250, 2002. ISSN 1095-8649.

## ANEXO I

### Composição das espécies registradas para o ambiente Mar e Estuário no Sistema-Lagunar Tramandaí

Ordem	Família	Espécies	Mar	Estuário	
Elopiformes	Elopidae	<i>Elops saurus</i>	1		
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Brevoortia pectinata</i>	411	1137	
		<i>Harengula clupeola</i>	6	8	
		<i>Platanichthys platana</i>	203	441	
		<i>Ramnogaster arcuata</i>	13	1	
		<i>Sardinella brasiliensis</i>	25	25	
	Engraulidae	<i>Anchoa marinii</i>	4		
		<i>Lycengraulis grossidens</i>	26	423	
	Characiformes	Erythrinidae	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>		4
		Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>		1
			<i>Steindachnerina biomata</i>		1
Characidae		<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	5	77	
		<i>Astyanax aff. fasciatus</i>		21	
		<i>Astyanax lacustris</i>		54	
		<i>Diapoma albumum</i>	1	1	
		<i>Hyphessobrycon boulengeri</i>		6	
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>		19	
		<i>Oligosarcus robustus</i>		27	
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Pimelodella australis</i>		7	
		<i>Rhamdia aff. quelen</i>		1	
	Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	370		
	<i>Genidens genidens</i>	46	317		
	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i>	3		
Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i>	482	2672	
		<i>Odontesthes argentinensis</i>	723	338	
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>		19	
		<i>Poecilia vivipara</i>		54	
	Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>	6	641	
Beloniformes	Belonidae	<i>Strongylura</i> sp.		1	
Perciformes	Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>		1	
	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	141	15	
	Carangidae	<i>Caranx latus</i>	29	15	
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2		
		<i>Selene vomer</i>		1	
		<i>Trachinotus carolinus</i>	199		
		<i>Trachinotus falcatus</i>	31	2	
		<i>Trachinotus marginatus</i>	7573	66	
		Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>		1
			<i>Eucinostomus argenteus</i>		189
			<i>Eucinostomus gula</i>	2	140
			<i>Eucinostomus lefroyi</i>	8	970
			<i>Eucinostomus melanopterus</i>	22	310
			<i>Eugerres brasiliensis</i>		1
		Haemulidae	Haemulidae		66
		Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	12	1
			<i>Menticirrhus littoralis</i>	198	1
<i>Micropogonias furnieri</i>			2902	341	
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>			1		
<i>Pogonias cromis</i>			1		
Sciaenidae			2	58	
<i>Stellifer rastrifer</i>	344				
<i>Umbrina canosai</i>	285		23		
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>		27052	10711	
	<i>Mugil liza</i>		12684	23223	
	<i>Mugil</i> sp.1	431	360		
	<i>Mugil</i> sp.2	1	6		
Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>		12		
	<i>Gymnogeophagus</i> spp.		1		
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i>		6		
	<i>Ctenogobius schufeldti</i>	25	150		
	<i>Gobionellus oceanicus</i>		2		
	Stromateidae	<i>Pepilurus paru</i>		1	
Pleuronectiformes	Pleuronectidae	<i>Oncopterus darwinii</i>	14		
Tetraodontiformes	Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	2		
Pleuronectiformes	Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	9	17	
	Achiridae	<i>Catathyridium garmani</i>	1		
Esforço			297	405	
Riqueza			41	55	
Abundância			54295	42987	