

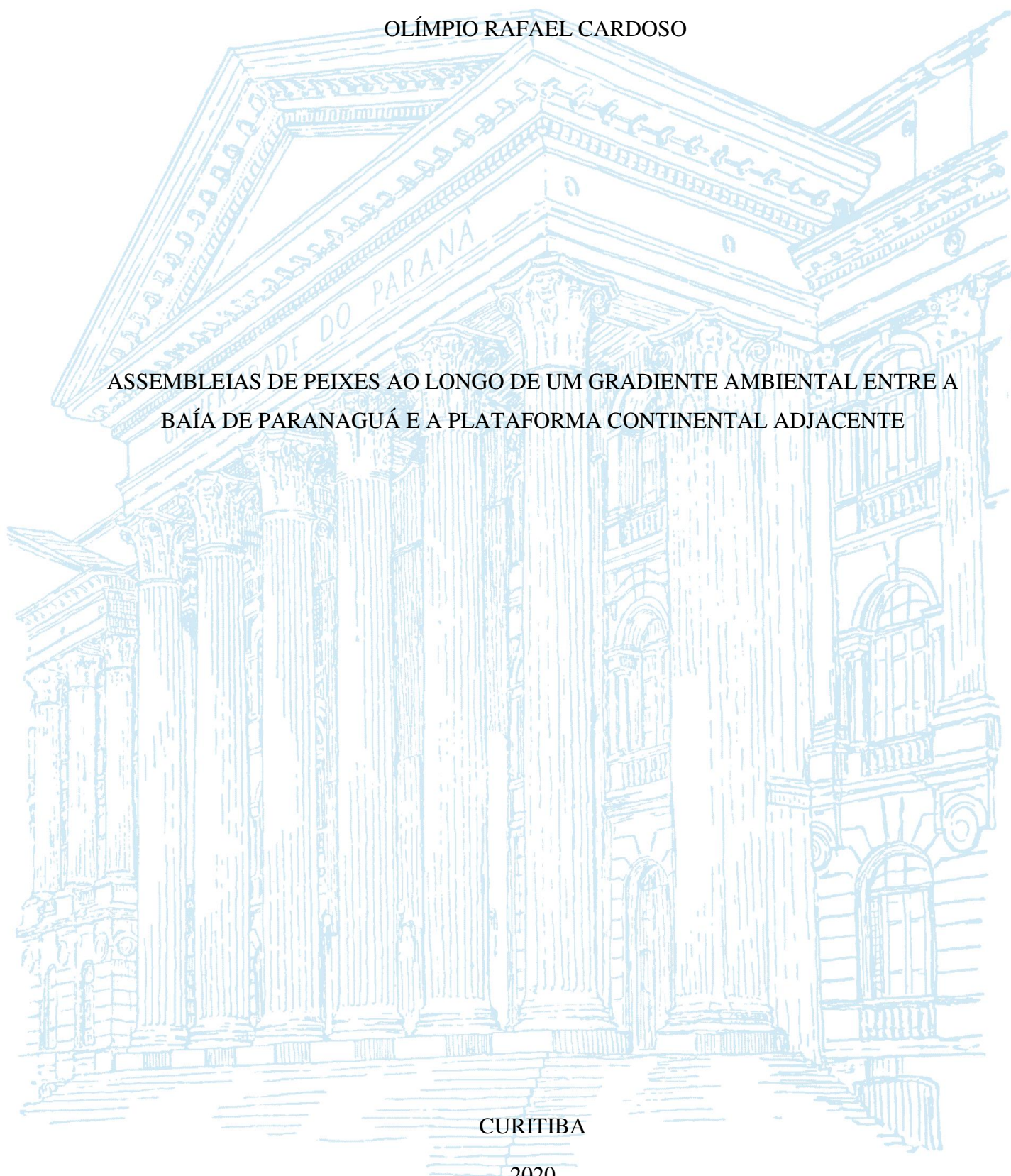
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

OLÍMPIO RAFAEL CARDOSO

ASSEMBLEIAS DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE AMBIENTAL ENTRE A
BAÍA DE PARANAGUÁ E A PLATAFORMA CONTINENTAL ADJACENTE

CURITIBA

2020



OLÍMPIO RAFAEL CARDOSO

ASSEMBLEIAS DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE AMBIENTAL ENTRE A
BAÍA DE PARANAGUÁ E A PLATAFORMA CONTINENTAL ADJACENTE

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Henry Louis Spach

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Rosilei Vilas Boas – CRB/9-939).

Cardoso, Olímpio Rafael.

Assembleias de peixes ao longo de um gradiente ambiental entre a baía de Paranaguá e a plataforma continental adjacente. / Olímpio Rafael Cardoso. – Curitiba, 2020.

141 f. : il.

Orientador: Henry Louis Spach.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Ictiofauna – Paranaguá, Baía de (PR). 2. Modelos lineares (Estatística). 3. Sciaenidae. 4. Peixe - Pesquisa. 5. Comunidades de peixes.
I. Título. II. Spach, Henry Louis. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20.ed.) 597.05623



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA -
40001016008P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **OLÍMPIO RAFAEL CARDOSO** intitulada: **ASSEMBLEIAS DE PEIXES AO LONGO DE UM GRADIENTE AMBIENTAL ENTRE A BAÍA DE PARANAGUÁ E A PLATAFORMA CONTINENTAL ADJACENTE**, sob orientação do Prof. Dr. HENRY LOUIS SPACH, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 30 de Outubro de 2020.

Assinatura Eletrônica

03/11/2020 19:45:36.0

HENRY LOUIS SPACH

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

03/11/2020 17:00:06.0

PAULO RICARDO SCHWINGEL

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DO VALE DO ITAJAÍ)

Assinatura Eletrônica

04/11/2020 18:46:45.0

LUIS FERNANDO FÁVARO

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

04/11/2020 13:17:10.0

ALEXANDRE SACHSIDA GARCIA

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Avenida Cel Francisco H Santos, s/n - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 81531-980 - Tel: (41) 3361-1641 - E-mail: pgzoo@ufpr.br

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 59972

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://www.prppg.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 59972

*Aos meus pais, pelo melhor conselho que já me foi dado:
“Estudar, estudar e estudar”.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus, por ter me conduzido pelos melhores caminhos.

A todos os colaboradores desta tese, que foram imprescindíveis na ajuda com algumas análises estatísticas, com aporte intelectual e com correções diversas. Não irei citar nomes, pois posso cometer a injustiça de esquecer alguém. Como meu orientador sempre me falou: “sem parcerias, a ciência não vai para frente”.

Agradeço meu orientador, Professor Dr. Henry, por todo aprendizado pessoal, intelectual, profissional e por todas as oportunidades que me deste e me vem fornecendo até hoje. Sinto-me privilegiado por poder fazer parte e contribuir com o Laboratório de Ecologia de Peixes nestes últimos 4 anos. Sempre digo e volto a repetir, Professor Henry tem o coração enorme e acolhe a todos nos momentos mais difíceis. Continuemos os trabalhos, sempre em frente.

Agradeço ao Programa de Zoologia e ao Centro de Estudos do Mar, por terem me acolhido e pelo grande aprendizado que tive ao longo destes 4 anos com todos os profissionais que ali trabalham. Aos meus colegas e professores do programa, muitos deles amigos de convivência diária, de muito café, de muitas risadas no laboratório geral da Zoo e de muitos almoços no RU. Como citei anteriormente, não vou cometer a infelicidade de citar apenas alguns nomes, para não ser injusto, mas digo que a convivência com vocês, fez meus dias mais leves, mais produtivos e muito mais felizes em Curitiba e Pontal do Paraná.

Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de estudo. Por mais que eu acredite que o valor, que não é reajustado a muitos anos, seja aquém do que necessitamos como profissionais formados e pela nossa contribuição com a ciência, sem ela, meu doutorado seria impraticável.

A Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), pela parceria formada com o Laboratório de Ecologia de Peixes do CEM/UFPR, agradeço pelo fornecimento dos dados referente ao Programa de Monitoramento da Biota Aquática e Determinação de Bioindicadores.

Aos meus pais, Cardozo, Chica, Xavier e Jaci, meus irmãos, cunhados e sobrinhos. Vocês são minha base forte nesta caminhada, o meu muito obrigado por tudo àquilo que me instruíram e por todos os princípios que me foram passados.

A minha esposa, minha referência, colega de graduação, de mestrado e agora minha “chefe” de trabalho. Para mim, a melhor professora que já conheci. Saiba que me espelho muito em ti, minha princesa! A calma que me acalma em dias difíceis, a força que me fortalece quando estou fraco e o equilíbrio que me estabiliza a cada manhã. Agradeço a Deus por estar comigo todos os dias.

A todos vocês, o meu Muito Obrigado!

*“Eu posso discordar completamente daquilo que você está dizendo,
mas vou defender sempre seu direito de dizê-lo”*
Evelyn Beatrice Hall
(1868 – após 1939)

RESUMO

Este estudo investigou a variação na estrutura, nos padrões de diversidade e na riqueza das assembleias de peixes demersais ao longo do gradiente ambiental que contempla o eixo leste - oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e a plataforma continental adjacente no sul do Brasil, frente aos estressores naturais bióticos e abióticos e aos impactos antrópicos ali presentes. Foram realizadas coletas sazonais entre os anos de 2014 e 2018 em 12 pontos amostrais, totalizando 144 coletas. Os primeiros nove pontos estão presentes ao longo do eixo leste - oeste do CEP e os últimos três na área de mar aberto, batimetria de 20 metros. O primeiro capítulo apresenta uma abordagem exploratória com modelos lineares generalizados (MLG), para indicar quais variáveis preditoras (bióticas e abióticas), estariam influenciando diretamente na distribuição da riqueza e abundância das comunidades de peixes. O segundo capítulo avalia a diversidade beta e suas componentes *turnover* e *nestedness* para explicar distinções na diversidade e compreender quais mecanismos influenciam na estruturação das comunidades locais. O capítulo três determina a coocorrência das espécies ícticas, através do índice C-Score e modelos nulos, para compreendermos quais fatores estariam influenciando a composição e distribuição das comunidades ao longo do espaço tempo. Por fim, no capítulo quatro, realizamos uma análise exploratória das relações peso-comprimento das espécies de Sciaenidae ao longo dos anos. Foram coletados 25.192 exemplares de peixes demersais, distribuídos em 23 ordens, 35 famílias e 82 espécies. Por meio da presente pesquisa foi possível certificar que tanto variáveis ambientais, quanto variáveis biológicas explicaram de maneira significativa a distribuição espaço-temporal de abundância e riqueza das assembleias de peixes demersais do estuário de Paranaguá e plataforma continental adjacente, corroborando com padrões observados em estuários tropicais do Atlântico Ocidental. Os resultados referente a diversidade das comunidades e os padrões de coocorrência, demonstram em especial, que o setor Médio do eixo leste – oeste do CEP, apresentou discrepância nos resultados, comparados com os demais setores estudados, o que pode ser um reflexo de possíveis estressores de origem natural ou antrópica, uma vez que já foi constatada inúmeras perturbações neste ambiente. Referente as relações peso-comprimento, todas as espécies analisadas ao longo do tempo, demonstraram mudança de crescimento alométrico positivo para isométrico.

Palavras-chave: Ictiofauna demersal; GLM; Turnover; Nestedness; C-score; Modelos nulos.

ABSTRACT

This study investigated the variation in structure, diversity patterns and richness of demersal fish assemblages along the environmental gradient that contemplates the east - west axis of the Paranaguá Estuarine Complex (CEP) and the adjacent continental shelf in southern Brazil, against the biotic and abiotic natural stressors and the anthropic impacts present there. Seasonal collections were carried out between 2014 and 2018 at 12 sample points, totaling 144 collections. The first nine points are present along the east - west axis of the CEP and the last three in the open sea area, bathymetry of 20 meters. The first chapter presents an exploratory approach with generalized linear models (MLG), to indicate which predictor variables (biotic and abiotic), would be directly influencing the distribution of wealth and abundance in fish communities. The second chapter assesses beta diversity and its turnover and nestedness components to explain differences in diversity and understand which mechanisms influence the structuring of local communities. Chapter three determines the co-occurrence of ict species, using the C-Score index and null models, in order to understand which factors are influencing the composition and distribution of communities over time. Finally, in chapter four, we conducted an exploratory analysis of the weight-length relationships of Sciaenidae species over the years. 25,192 specimens of demersal fish were collected, distributed in 23 orders, 35 families and 82 species. Through this research it was possible to certify that both environmental and biological variables significantly explained the spatio-temporal distribution of abundance and richness of demersal fish assemblages in the Paranaguá estuary and adjacent continental shelf, corroborating with patterns observed in tropical estuaries of the Western Atlantic. The results referring to the diversity of the communities and the patterns of co-occurrence, demonstrate in particular that the Middle sector of the east-west axis of the CEP, presented discrepancy in the results, compared with the other sectors studied, which may be a reflection of possible stressors of natural or anthropic origin, since numerous disturbances have already been observed in this environment. Regarding the weight-length relationships, all species analyzed over time, demonstrated a change from positive to isometric allometric growth.

Keywords: Ichthyofauna demersal; GLM; Turnover; Nestedness; C-score; Null models.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP)..... 29
- Figura 2 - Variáveis selecionadas ($IR > 90$) para compor os modelos de riqueza de peixes demersais. Relação entre as médias de riqueza de peixes demersais com os pontos amostrais (a). Os círculos correspondem as amostragens (216 no total), círculos preenchidos correspondem a média e os intervalos para cima e para baixo correspondem ao desvio padrão. Relação entre a riqueza de peixes demersais com a porcentagem de areia fina no sedimento (b) e com a riqueza da fauna acompanhante (c). A linha sólida representa a relação entre a variável resposta e a variável preditora e a parte sombreada corresponde ao desvio padrão. 35
- Figura 3 - Variáveis selecionadas ($IR > 90$) para compor os modelos de abundância de peixes demersais. Relação entre as médias de abundância de peixes demersais com os pontos amostrais (a). Os círculos correspondem as amostragens (216 no total), círculos preenchidos correspondem a média e os intervalos para cima e para baixo correspondem ao desvio padrão. Relação entre a abundância de peixes demersais com a porcentagem de areia muito fina no sedimento (b), com a porcentagem de silte no sedimento (c) e com a salinidade (d). A linha sólida representa a relação entre a variável resposta e a variável preditora e a parte sombreada corresponde ao desvio padrão. 36
- Figura 4 - Diagrama CCA. Abreviações setas: porcentagem de areia fina no sedimento (aref), porcentagem de silte no sedimento (silte), porcentagem de areia muito fina no sedimento (aremf), salinidade (sal). Abreviações espécies de peixes demersais: *Cathorops spixii* (cas), *Stellifer rastrifer* (str), *Symphurus tessellatus* (syt), *Isopisthus parvipinnis* (isp), *Sphoeroides greeleyi* (spg), *Sphoeroides testudineus* (spt), *Chaetodipterus faber* (chf), *Genidens genidens* (geg), *Diplectrum radiale* (dir), *Prionotus punctatus* (prp), *Eucinostomus argenteus* (eua), *Chilomycterus spinosus spinosus* (chs), *Citharichthys arenaceus* (cia), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (ctg), *Stellifer brasiliensis* (stb) *Paralonchurus brasiliensis* (pab), *Citharyctis spilopterus* (cis), *Achirus lineatus* (acl) *Cynoscion microlepdotus* (cym), *Menticirrhus americanus* (mea) e *Etropus crossotus* (etc). 37

Figura 5 - RDA com partição da variância (RDAP). Compreende o poder de explicação puro e compartilhado das matrizes preditoras ambiental e biótica, sobre a distribuição das espécies de peixes demersais	39
---	----

CAPÍTULO II

Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP) e os quatro (4) setores separados do eixo Leste-Oeste: Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Médio (SMed) e Superior (SSup).	60
Figura 2 - Dissimilaridade de Sorensen para múltiplas amostragens (β SOR) e suas componentes Turnover (β SIM) E Nestedness resultante (β SNE) para os stores amostrados. β RATIO indica a relação de β SNE para β SOR.....	63
Figura 3 - Boxplot com os valores de Dissimilaridade Total entre múltiplas amostragens (β SOR) e suas componentes Turnover (β SIM) e Nestedness resultante (β SNE) para os setores amostrados.....	65

CAPÍTULO III

Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP) e os quatro (4) setores do eixo Leste-Oeste: Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup).	84
---	----

CAPÍTULO IV

Figura 1 - Localização dos pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná.	106
---	-----

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela 1 - Seleção dos modelos de GLM para riqueza (riq) e abundância (abund) de peixes demersais com as variáveis contínuas como preditoras. Abreviações: abuac (abundância da fauna acompanhante), aref (% de areia fina no sedimento), aremf (% de areia muito fina no sedimento), od (oxigênio dissolvido), riqac (riqueza da fauna acompanhante), sal (salinidade), silte (% de silte no sedimento), temp (temperatura da água), IR (importância relativa das variáveis preditoras). Modelos com delta AIC > 3 não foram mostrados. Variáveis preditoras com IR > 90 em negrito..... 34
- Tabela 2 - Seleção dos modelos de GLM para riqueza (riq) e abundância (abund) de peixes demersais com as variáveis categóricas como preditoras. Abreviações: IR (importância relativa das variáveis preditoras). Modelos com delta AIC > 3 não foram mostrados. Variáveis preditoras com IR > 90 em negrito..... 35
- Tabela 3 - Resultados da análise de RDA, realizada sobre a matriz de peixes demersais como resposta. Os valores entre parênteses mostram: (i) porcentagem de variação da matriz de peixes demersais, explicada pelas variáveis físico-químicas da água, texturais do sedimento e bióticas (ii) valores de significância. 38

CAPÍTULO II

- Tabela 1 - Resultados do Posthoc Test através do método de Fisher'sld para a comparação das médias entre os setores para a Dissimilaridade Total (β SOR), a componente Turnover (β SIM) e a componente Nestedness resultante (β SNE)..... 64
- Tabela 2 - Resultados da análise de Nestedness através do programa NODF para as espécies da ictiofauna amostradas nos setores Superior, Médio, Inferior e Externo. 66

CAPÍTULO III

- Tabela 1 - Lista por ordem alfabética, das espécies de peixes capturadas nos 4 setores (Superior - SUP, Intermediário - INTER, Inferior - INF e Externo - EXT), nos meses de março, junho, setembro e dezembro dos anos de 2014, 2015 e 2016. ... 87
- Tabela 2 - C-Score observado, simulado, desvio padrão (dp) e nível de significância (p) em cada modelo para as matrizes espaciais elaboradas para os Setores Externo (SExt),

Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup) e para o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).	89
Tabela 3 - C-Score observado, simulado, desvio padrão (dp) e nível de significância (p) em cada modelo para as matrizes temporais elaboradas para os Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup) e para o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).....	90

CAPÍTULO IV

Tabela 1 - Parâmetros da relação comprimento-peso das espécies de Sciaenidae coletadas na Baía de Paranaguá e área costeira adjacente, Paraná, Brasil. Amostras de 2016 a 2018. Coeficiente linear (a) e coeficiente angular ou inclinação (b). O desvio do crescimento isométrico foi testado pelo teste t. Agrupado b (bg) e b separado por ano (by) foram testados por ANCOVA. Ambos os testes consideraram $\alpha = 0,05$ e os valores em negrito denotam $p < 0,05$	108
Tabela 2 - Comparação da estimativa de b e média do comprimento total (CT em cm) para as espécies de Sciaenidae entre os anos. Peixes coletados na Baía de Paranaguá e litoral adjacente, Sul do Brasil. O $\alpha = 0,05$ e os valores em negrito denotam $p < 0,05$	110

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	16
Referências.....	19
HIPÓTESE E OBJETIVO GERAL	22
CAPÍTULO I	
Impulsos ambientais na variabilidade espacial de peixes demersais em um estuário subtropical e Plataforma Continental Adjacente	24
Resumo.....	25
Abstract.....	26
Introdução	27
Material e Métodos	28
<i>Área de Estudo</i>	<i>28</i>
<i>Coleta dos Dados</i>	<i>30</i>
<i>Processamento dos Dados.....</i>	<i>30</i>
Resultados.....	32
<i>Assembleia de Peixes.....</i>	<i>32</i>
<i>Influência dos fatores ambientais nos peixes demersais.....</i>	<i>33</i>
Discussão.....	39
Agradecimentos.....	43
Referências.....	44
CAPÍTULO II	
Diversidade Beta de Peixes Demersais e suas Implicações na Conservação em Ambiente Subtropical	55
Resumo.....	56
Abstract.....	56
Introdução	57
Material e Métodos	59
<i>Área de Estudo</i>	<i>59</i>
<i>Coleta dos Dados</i>	<i>60</i>
<i>Processamento dos Dados.....</i>	<i>61</i>

<i>Análise dos Dados</i>	61
Resultados	62
<i>Assembleia de Peixes</i>	62
<i>Padrões de Diversidade Beta da Ictiofauna Demersal</i>	63
Discussão	66
Agradecimentos	69
Referências	69

CAPÍTULO III

Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência em Assembleia de Peixes em Ambiente

Subtropical	79
Resumo	80
Abstract	80
Introdução	81
Material e Métodos	83
<i>Área de Estudo</i>	83
<i>Coleta dos Dados</i>	84
<i>Processamento dos Dados</i>	85
<i>Análise dos Dados</i>	85
Resultados	86
<i>Assembleia de Peixes</i>	86
<i>Padrões de Coocorrência</i>	89
Discussão	92
Agradecimentos	93
Referências	94

CAPÍTULO IV

Alterações ao Longo do tempo nas Relações Peso-Comprimento de Espécies de

Sciaenidae (Peixes: Teleostei)	103
Resumo	104
Abstract	104
Introdução	104

Material e Métodos	105
Resultados	107
Discussão	111
Referências	112
CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
REFERÊNCIAS	118
APÊNDICE	140

INTRODUÇÃO GERAL

Quando estudamos um ambiente, ele pode ser compreendido pelas diferenças que ocorrem no solo, corpos hídricos, clima, etc., mas quando nos referimos à variedade de vida, tratamos de biodiversidade. Logo, biodiversidade é sinônimo de variedade e está ligada a propriedades do ecossistema como produtividade e resiliência, e nos fornece serviços ecossistêmicos como ciclagem de nutrientes e sequestro de carbono (Diaz *et al.*, 2007). A biodiversidade não se restringe apenas às espécies da comunidade, segundo Sarkar e Margules (2002), compreende toda a hierarquia biológica, desde alelos aos reinos, indivíduos a metacomunidades e todas as interações e processos em cada um desses níveis de organização. Ou seja, a biodiversidade é multidimensional. Podemos pensar nela também se tratando das diferentes funções das espécies no ecossistema (diversidade funcional), genótipos únicos em cada indivíduo e níveis taxonômicos específicos de cada comunidade (diversidade filogenética e taxonômica).

Segundo Elliot e Hemingway (2002) as áreas estuarinas constituem ambientes de alta produtividade e diversidade biológica, sendo áreas de reprodução e alimentação para diversas espécies de peixes e invertebrados, onde existe uma grande variação espacial e temporal de diversos fatores, como salinidade e composição das comunidades. Há mais de 120 anos os ambientes estuarinos são estudados, no entanto, apenas há 50 anos estes ambientes estão tendo uma atenção mais minuciosa, devido também ao grande desenvolvimento das cidades ao seu redor, cerca de 60% de todas as grandes cidades (Miranda *et al.*, 2002).

Em ambientes aquáticos como os estuários, as assembleias de peixes sofrem pressões com maior frequência quando comparados com outros tipos de ambientes, devido as grandes variações diárias e anuais (Paiva *et al.*, 2008). Usualmente, os peixes utilizam os estuários como áreas de berçário, áreas de hibernação, rotas de migração, locais de alimentação e áreas de refúgio (Elliott e Hemingway, 2002; Elliott *et al.*, 2007; Barletta e Blaber, 2007; Franco *et al.*, 2008), sendo que a composição destas espécies estuarinas são ditadas pela combinação de variáveis bióticas e abióticas (Barletta e Blaber, 2007), bem como sua densidade e biomassa (Whitfield, 1999). Estudos sobre as assembleias de peixes e suas relações com os tipos de habitat e as condições físicas tem sido realizados a fim de se compreender a estrutura e função dos estuários, base para manejo e conservação desses ecossistemas (Elliott e Hemingway, 2002, Potter *et al.* 2015).

As atividades humanas têm crescido nas últimas décadas e impactado os ecossistemas costeiros e oceânicos, principalmente no que diz respeito à poluição marinha, causando

perturbações nestes ambientes e alterando os habitats e a estrutura das assembleias biológicas (Kennish, 2002). As pressões ambientais naturais, por si só resultam em alterações ao ambiente costeiro. Areladas às atividades antrópicas, podem causar inúmeros impactos negativos sobre a Biodiversidade dos ecossistemas (Xavier, 2008). O aumento das atividades portuárias traz consigo diversas alterações no ambiente, como a poluição da água, devido o derramamento de combustíveis com possíveis vazamentos e colisões, contaminação por óleo e produtos tóxicos, resultante das operações de carga e descarga de diversos insumos, poluição sonora no ambiente aquático e ainda a possibilidade da transferência de organismos aquáticos nocivos e agentes patogênicos por meio da água de lastro e/ou incrustações no casco (CIRM, 1998; Xavier, 2008).

Sendo assim, a ação conjunta de fatores naturais e antrópicos podem controlar a abundância, o comportamento e a seleção de habitats dos organismos estuarinos, e a partir daí, faz-se necessária uma análise minuciosa dos impactos causados pela ação humana a esses ecossistemas. Avaliar não somente a diversidade é fundamental para compreendermos o ecossistema e tentar prever mudanças futuras. Além disso, entender os processos que governam essas mudanças ao longo do tempo e espaço, utilizando métodos multivariados é uma das formas mais completas de avaliação. Os estudos com diversidade funcional aumentaram a partir da década de 90 (Caddotte *et al.*, 2011), entretanto ainda são poucos os que utilizam mais de uma diversidade e menos ainda para comunidades marinhas (Magurran 2004; Villéger *et al.*, 2017).

O estado do Paraná apresenta o segundo menor litoral em termos de extensão dentre os outros estados do território nacional, porém, não menos importante. Abriga em seu interior o Porto de Paranaguá, o maior porto graneleiro da América Latina e o maior porto sul-brasileiro, de fundamental importância econômica para a região. O setor emprega mais de 20 mil trabalhadores, que são envolvidos em todos os processos deste setor, e mais de 20 grandes empresas arrendatárias que atuam nas áreas do porto, gerando empregos, tributos e desenvolvimento para o município (APPA, 2017, 2018). Para viabilizar o recebimento de navios nacionais e internacionais em seus atracadouros, existe a necessidade de se dragar periodicamente os canais de navegação que fazem a conexão porto-oceano a fim de se permitir que os navios possam transitar de maneira segura, sem que seus calados ofereçam riscos de colisão com o fundo do estuário.

A ictiofauna do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP - PR) foi descrita por Oliveira Neto, *et al.* 2004; Falcão, *et al.* 2006; Contente, *et al.* 2011; Passos, *et al.* 2012, entre outros. Segundo Passos e colaboradores (2012), o CEP possui 213 espécies, pertencente a 65

famílias. Diferente dos trabalhos anteriores, onde existiu uma limitação espacial restrita ao CEP, a proposta deste estudo, é de avaliar a influência de diferenças ecológicas sobre a estruturação da ictiofauna demersal, proporcionando assim, um entendimento das alterações ambientais bióticas e abióticas, focando a variação espaço temporal de cinco anos de amostragem (2014 a 2018) e uma espacialidade que envolve o CEP e a Plataforma Continental Adjacente.

O trabalho foi estruturado de forma a possibilitar uma visão holística dos fatores ambientais que podem estar influenciando o ecossistema e com isso toda sua biodiversidade, em especial as comunidades da ictiofauna demersal. No primeiro capítulo, iniciamos esta tese, realizando uma abordagem exploratória nos dados, contemplando como ferramenta principal os modelos lineares generalizados (MLG ou do inglês GLM - *Generalized linear model*) para indicar quais variáveis preditoras (bióticas e abióticas), a partir de suas importâncias relativas, estariam influenciando diretamente na distribuição da riqueza e abundância das comunidades ícticas, tanto espacialmente quanto temporalmente em nossa área de estudo.

Contemplando o segundo capítulo, foi calculado a diversidade beta e suas componentes *turnover* e *nestedness* para explicar distinções entre as comunidades ícticas, possibilitando desta forma, relacionar os processos que atuam na determinação das alterações na ocorrência de espécies no espaço, sendo de grande importância para a compreensão dos mecanismos que influenciam na estruturação das comunidades locais. Já no capítulo três, foi calculada a coocorrência das espécies ícticas, através do índice C-Score e modelos nulos, para auxiliar na compreensão destes processos, e assim tentar inferir em qual setor estes fatores estariam influenciando a composição e distribuição das comunidades ao longo do espaço tempo.

Por fim, após identificarmos os setores que poderiam estar suscetíveis a possíveis perturbações e que estariam influenciando uma possível alteração na composição e distribuição das assembleias de peixes, realizamos no capítulo quatro, um trabalho exploratório das relações peso-comprimento das espécies de Sciaenidae ao longo dos anos, pois a partir destes resultados, poderemos demonstrar a importância dos programas de monitoramento de fauna e de pesca, para melhor avaliar a dinâmica das populações e dos estoques pesqueiros, haja vista as a família Sciaenidae ser composta por várias espécies economicamente importantes e apoiar a maioria da pesca artesanal e industrial de pequena escala no Sul do Brasil.

Referências

- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2017). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2018). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- BARLETTA, M., BLABER, S.J.M. (2007) Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80, 647-680.
- CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K., MIROTCHNICK, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1079-1087.
- CIRM - COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR. Agenda ambiental portuária. Brasília, DF: Cirm, Gi-gerco e Subgrupo Agenda Ambiental Portuária, 1998.
- CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyol. Res.* 58, 38-50.
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., ROBSON, T.M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52), 20684-20689.
- ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K.L. (2002). *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, London, 656 p.

- ELLIOT M., WHITFIELD A.K., POTTER I.C., BLABER S.J.M., CYRUS D.P., NORDLIE F.G., HARRISON T.D. (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.
- FALCÃO, M.C., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., DE QUEIROZ, G.M.N., SANTOS, C. (2006). A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(2): 125-138.
- FRANCO, A., ELLIOTT, M., FRANZOI, P., TORRICELLI, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228.
- KENNISH, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*. 29 (1), 78-107.
- MAGURRAN, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell. 256 p.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., KJERFVE, B. (2002) *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. São Paulo, Universidade de São Paulo, 2002. 417 p.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2004). Variação diurna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biol. Leopold*. 26 (1), 125-138.
- PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C., ARAÚJO, M.E. (2008). Estrutura e Organização Trófica da Ictiofauna de Águas Rasas em um Estuário Tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, v. 25 (4), 647-661.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ARAUJO, C.C.V.D., DAROS, F.A.L.D.M., SPACH, H.L., ABILHÔA, V., FÁVARO, L.F. (2012). Fishes of Paranaguá estuarine complex, south west Atlantic. *Biota Neotropica*, 12(3), 226-238.

- POTTER, I. C., CLARIDGE, P.N., CLARKE, K.R., HYNDES, G.A. (2015). Fish fauna of the Severn estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258, 15-37.
- SARKAR, S., E MARGULES, C. (2002). Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of biosciences*, 27(4), 299-308.
- VILLÉGER, S., MASON, N.W., MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- XAVIER, G. (2008). *Atividade Portuária: Bioinvasão por Água de Lastro como Vetor de Risco à Biodiversidade e a Sociedade Costeira*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Itajaí, 188 p.
- WHITFIELD, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9, 151-186.

HIPÓTESE E OBJETIVO GERAL

Temos como hipótese deste trabalho de que além das perturbações naturais, tanto bióticas quanto abióticas no Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente, possam existir perturbações antrópicas, que estão influenciando diretamente a ictiofauna demersal, e interferindo na estabilidade do ecossistema, causando impactos diretos e/ou indiretos a curto e médio prazo, tanto na estrutura das comunidades, quanto nos padrões de diversidade e riqueza ao longo do espaço-tempo. Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo colaborar, a partir de análises ecológicas, com o conhecimento, conservação e ecologia da ictiofauna marinha e estuarina do Paraná – Brasil, frente aos processos antrópicos, bióticos e abióticos que os influenciam.

CAPÍTULO I

**IMPULSOS AMBIENTAIS NA VARIABILIDADE ESPACIAL DE PEIXES
DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL E PLATAFORMA
CONTINENTAL ADJACENTE**

Environmental drivers of spatial variability on demersal fishes in a subtropical estuary and adjacent continental shelf

Cardoso, O.R., Cattani, A.P.^{1,2}, Santos, L.O.^{2,3}, Spach, H.L.

1. Tratamento de dados, estatística.
2. Interpretação de resultados.
3. Revisão do trabalho, com aporte significativo.

Resumo

Os estuários são ambientes de alta importância ecológica e socioeconômica, principalmente nas regiões tropicais e subtropicais. A composição e distribuição da ictiofauna estuarina sofre influência direta das atividades humanas e de inúmeros fatores ambientais, além disso, são estritamente dependentes de um grupo de fatores bióticos, tais como, recrutamento, competição, predação entre outros. A variação desses fatores pode influenciar os padrões de distribuição das assembleias de peixes em escala espacial e temporal. Tendo em vista a crescente pressão das atividades antrópicas sobre a região do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e a plataforma continental adjacente, e a importância da compreensão do funcionamento do ambiente para possibilitar a implementação de planos de manejo, o presente estudo visa entender a dinâmica da comunidade da ictiofauna no eixo leste oeste destes ambientes. Entre os anos de 2014 e 2018, foram realizadas coletas na plataforma continental adjacente (3 pontos) e no CEP (9 pontos), contemplando sempre os mesmos 12 pontos amostrais durante as campanhas. Para as análises dos dados, foram utilizadas análises estatísticas univariadas e multivariadas para determinar a abundância, biomassa, riqueza e a composição das assembleias de peixes demersais. Foram coletados 25.192 exemplares de peixes demersais, distribuídos em 23 ordens, 35 famílias e 82 espécies. A riqueza de peixes demersais foi explicada pelas variáveis preditoras: porcentagem de areia fina no sedimento, riqueza da fauna acompanhante e pontos amostrais, já a abundância foi explicada pelas variáveis preditoras: porcentagem de areia muito fina no sedimento, porcentagem de silte no sedimento, salinidade e pontos amostrais. A análise multivariada de Correspondência Canônica mostrou que a composição das assembleias de peixes apresentou uma forte associação com o gradiente salino e uma correlação positiva com a riqueza de espécies da megafauna bêntica. Devido à proximidade com áreas de alto valor de conservação como manguezais e a Estação Ecológica (ESEC) da Ilha do Mel, e também as atividades portuárias dessa região, que sugere expansão em vista do desenvolvimento que já é previsto, ressaltamos a importância de nossos resultados para a conservação e possíveis planejamentos estratégicos.

Palavras-chave: Ictiofauna demersal; Abordagem ecossistêmica; Complexo Estuarino de Paranaguá; Brasil.

Abstract

Estuaries are environments of high ecological and socioeconomic importance, especially in tropical and subtropical regions. The composition and distribution of the estuarine ichthyofauna is directly influenced by human activities and numerous environmental factors, in addition, they are strictly dependent on a group of biotic factors, such as recruitment, competition, predation, among others. The variation of these factors can influence the distribution patterns of fish assemblages on a spatial and temporal scale. In view of the growing pressure of human activities on the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) region and the adjacent continental shelf, and the importance of understanding the functioning of the environment to enable the implementation of management plans, the present study aims to understand the dynamics of the ichthyofauna community on the east-west axis of these environments. Between the years 2014 and 2018, collections were carried out on the adjacent continental shelf (3 points) and in the PEC (9 points), always contemplating the same 12 sample points during the campaigns. For data analysis, univariate and multivariate statistical analyzes were used to determine the abundance, biomass, richness and composition of demersal fish assemblages. 25.192 specimens of demersal fish were collected, distributed in 23 orders, 35 families and 82 species. The richness of demersal fish was explained by the predictor variables: percentage of fine sand in the sediment, richness of the accompanying fauna and sample points, whereas the abundance was explained by the predictor variables: percentage of very fine sand in the sediment, percentage of silt in the sediment, salinity and sample points. The multivariate analysis of Canonical Correspondence showed that the composition of the fish assemblages showed a strong association with the salt gradient and a positive correlation with the species richness of the benthic megafauna. Due to the proximity to areas of high conservation value such as mangroves and the Ecological Station (ESEC) of Ilha do Mel, and also the port activities of this region, which suggests expansion in view of the development that is already foreseen, we emphasize the importance of our results for conservation and possible strategic planning.

Keywords: Demersal ichthyofauna; Ecosystem approach; Paranaguá Estuarine Complex; Brazil.

Introdução

Em ambientes aquáticos como os estuários, as assembleias de peixes sofrem pressões com maior frequência quando comparados com outros tipos de ambientes, devido as grandes variações diárias e anuais (Paiva *et al.*, 2008), no entanto, estes ambientes formam a base da cadeia trófica, que é alimento para diversos organismos fluviais, estuarinos e marinhos (Passavante e Koenig, 1984), tendo em vista à alta produtividade primária, resultado do aporte de nutrientes dos rios (Ricklefs, 2003). Segundo Wolanski (2007), os estuários são ambientes que sofrem uma série de processos hidrológicos, oceanográficos e antropogênicos, criando assim um habitat com gradientes térmicos, gradientes de salinidade e concentrações variáveis de nutrientes e poluentes. Todos esses processos, de alguma forma, influenciam os padrões de distribuição de peixes no espaço-tempo e moldam a diversidade das assembleias, tudo devido a esta heterogeneidade do ambiente (Azevedo *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015; Fujiwara *et al.*, 2016). A maioria das espécies presentes em estuários utilizam estes ambientes como área de alimentação, reprodução, crescimento e desenvolvimento de larvas e juvenis (recrutamento), o que tornam estes ambientes fundamentais na manutenção das populações marinhas (Whitfield, 1999; Isaac-Nahum, 2006)

Tanto na plataforma como no estuário, modificações na temperatura e salinidade da água, turbidez, oxigênio dissolvido, composição sedimentar e profundidade podem afetar diretamente a diversidade das assembleias de peixes (Jung e Houde, 2003; Oliveira Neto *et al.*, 2004; Falcão *et al.*, 2006; Passos *et al.*, 2013; Possato *et al.*, 2016). Nos estuários, tais fatores variam ao longo de pequenas distâncias e dentro de pequenas áreas, mais do que na plataforma continental, onde as modificações são geralmente mais dispersas. Assim, o grande estresse ambiental que naturalmente ocorre nos estuários, pode ser facilmente exacerbado por pequenas alterações na coluna d'água, refletindo diretamente em uma fauna altamente adaptada, com alta plasticidade fisiológica. Outro fator importante na estruturação das assembleias de peixes são as interações ecológicas com organismos de diferentes grupos taxonômicos (Schluter e Ricklefs, 1993).

As variações espaço-temporais na distribuição de organismos de diferentes grupos taxonômicos que ocupam o mesmo hábitat podem apresentar congruências (Souza *et al.*, 2008; Willems *et al.*, 2015; Fujiwara *et al.*, 2016), auxiliando no entendimento de relações ecológicas e de como essas assembleias podem ser influenciadas por fatores bióticos e abióticos (Schluter e Ricklefs, 1993). A distribuição dos peixes demersais, por exemplo, responde diretamente à presença de organismos da megafauna, um de seus principais recursos

alimentares (Fujiwara *et al.*, 2016). Portanto, é esperado que essas duas assembleias possuam uma forte relação espaço-temporal. As interações ecológicas entre as assembleias de peixes e da megafauna podem ser complexas e ainda necessitam melhores compreensões (Quilez *et al.*, 2014).

As atividades humanas têm crescido nas últimas décadas e impactado os ecossistemas costeiros e oceânicos, principalmente no que diz respeito à poluição marinha, causando perturbações nestes ambientes e alterando os habitats e a estrutura das assembleias biológicas (Kennish, 2002). O aumento das atividades portuárias bem como sua manutenção através de dragagens, altera a geomorfologia, a hidrografia e a fisiografia das regiões estuarinas, modificando consequentemente a dinâmica da fauna de peixes. Nota-se, portanto, que a ação conjunta de fatores naturais e antrópicos podem controlar a abundância, o comportamento e a seleção de habitats dos organismos estuarinos, e a partir daí, faz-se necessária uma análise minuciosa dos impactos causados pela ação humana a esses ecossistemas.

Predizer como os fatores ambientais, biológicos, antropogênicos e suas interações determinam os padrões na distribuição de peixes em plataformas continentais e estuários, ainda é uma tarefa complexa (Azevedo *et al.*, 2007; Muto *et al.*, 2000; Contente *et al.*, 2011a). Este estudo além de avaliar a influência de diferenças ecológicas sobre a estruturação da ictiofauna demersal tem por objetivo proporcionar um entendimento das alterações ambientais bióticas e abióticas, focando a variação temporal e uma espacialidade que envolve o CEP e a Plataforma Continental Adjacente. Sendo assim, a utilização de métodos multivariados é fundamental para avaliar não somente a diversidade, mas para podermos compreender o ecossistema e tentar prever mudanças futuras, a partir do conhecimento dos processos que governam essas mudanças ao longo do tempo e espaço.

Material e métodos

Área de estudo

O litoral do estado do Paraná, sul do Brasil, possui 98 km de extensão (Bigarella *et al.*, 1978) e apresenta dois importantes sistemas estuarinos: o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado na porção norte, e a baía de Guaratuba, localizado na porção sul do litoral. O Complexo de Estuarino de Paranaguá está localizado na região centro norte do litoral paranaense, região subtropical do Brasil. É um sistema com extensão de 612 km² (Angulo, 1992), composto por cinco corpos principais de água, as baías de Antonina, Paranaguá, das

Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (Lana *et al.* 2001). A desembocadura é dividida em duas pela presença da Ilha do Mel que é de grande importância ecológica e turística para a região.

O CEP encontra-se dividido em dois eixos principais de orientação, sendo o eixo Leste-Oeste, com aproximadamente 56 km de comprimento, e o eixo Norte-Sul, com cerca de 30 km de comprimento (Andriguetto Filho, 1999) (Figura 1). Esta região é habitada por um elevado número de pescadores, que tem a pesca como base de sua economia (Mendonça *et al.*, 2017). Sendo assim, o CEP possui grande importância econômica no setor pesqueiro, industrial e turístico, associada às intensas atividades de dois portos que estão localizados no complexo (Porto de Paranaguá e Porto de Antonina), e de um terceiro porto, em fase de projeto de instalação em Pontal do Paraná (Cunha, 2018).

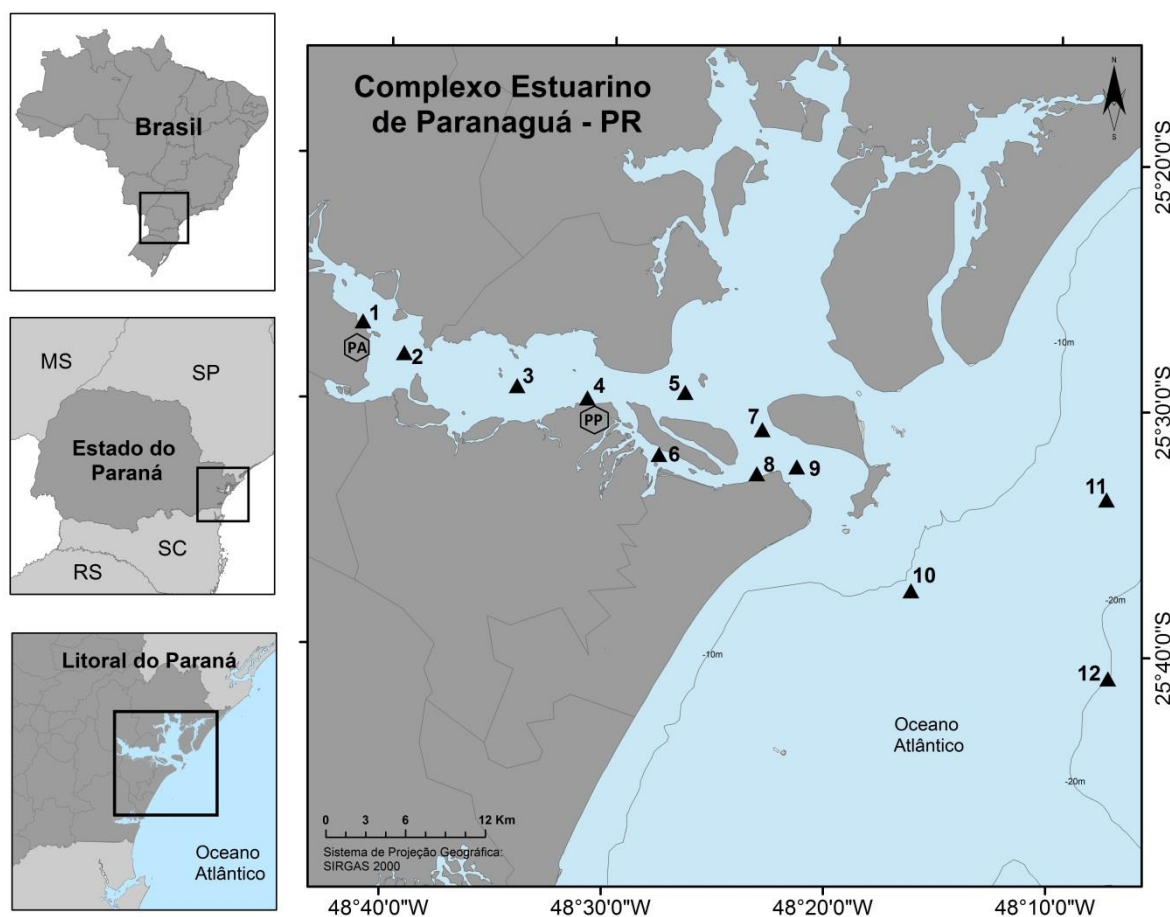


Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP).

Para o presente estudo, foi dado enfoque ao eixo leste-oeste do CEP, o qual contempla o canal de vias navegáveis que conduzem os navios aos atracadouros dos Portos de Paranaguá e Antonina. Este eixo apresenta mais de 50 Km de extensão e 7 Km de largura máxima, além

de contemplar as baías de Antonina e Paranaguá. Vale ressaltar, que na área externa, ou seja, na plataforma continental adjacente, o ponto 12 (mais externo – localizado na isóbata de 20m, Figura 1) é o ponto de descarte dos sedimentos retirados pela draga no canal que dá acesso aos portos deste estuário, conhecido como ponto bota-fora.

Coleta dos dados

As campanhas foram realizadas trimestralmente entre os anos de 2014 a 2018 em 12 pontos amostrais, totalizando 144 coletas. Os primeiros nove pontos estão presentes ao longo do eixo leste - oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e os últimos três na área de mar aberto (Figura 1).

Para os arrastos demersais e obtenção das amostras nos pontos de coleta, foi utilizado uma embarcação motorizada do tipo bote de madeira com potência do motor de 60Hp, contendo duas redes do tipo “manga redonda” para realizar arrastos duplos. As redes utilizadas, possuem malhagem de 3 cm entre nós opostos no corpo e de 2 cm entre nós opostos no ensacador, que são operadas com o auxílio de duas portas (uma em cada ponta) de madeira vazada, com peso aproximado de 30 Kg cada, para manter a abertura da boca de 10m. Concomitantemente aos arrastos demersais, com auxílio de sonda multiparâmetros YSI ProDSS, refratômetro e termômetro, foram aferidos dados físico-químicos da água como a salinidade, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e turbidez. Também foram realizadas amostragens do sedimento de fundo, sendo dimensionada a granulometria da areia e determinada a porcentagem de silte e argila presente nos sedimentos coletados.

Processamento dos dados

As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos, conservadas em gelo e devidamente identificadas de acordo com o ponto de coleta até a chegada ao Laboratório de Ecologia de Peixes, do Centro de Estudos do Mar (UFPR), onde foram congeladas para posterior triagem e identificação. Todos os indivíduos ictiológicos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, segundo literatura especializada (Figueiredo, 1978; Barletta e Corrêa, 1992; Figueiredo e Menezes, 1978, 1980a, 1980b, 2000). Já para identificação da carcinofauna, utilizou-se a bibliografia elaborada por Melo (1996, 1999).

Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o ambiente computacional R (R Development Core Team 2017). Para investigar as relações entre a abundância e a riqueza de

peixes demersais com as variáveis espaciais, temporais e ambientais foram utilizados os Modelos Lineares Generalizados (MLG). Oito variáveis contínuas (salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e pH da água; porcentagem de areia fina, muito fina e silte no sedimento e riqueza de espécies da fauna acompanhante, como camarões, siris, caranguejos, lulas e estrelas do mar) e três variáveis categóricas (ano, mês e ponto amostral) foram utilizadas, separadamente, para predizer os modelos de riqueza de peixes demersais.

A função *vif* (*variation inflation fator – VIF*) do pacote *car* (Fox e Weisberg, 2011) foi utilizada para testar a multicolinearidade das variáveis preditoras (Zuur *et al.*, 2010). Para os dados de riqueza foi utilizada a distribuição *Poisson*, por meio da função *glm* e para os dados de abundância, a distribuição adotada foi a binomial negativa, por meio da função *glm.nb* do pacote *MASS* (Venables e Ripley, 2002). Em seguida, foi utilizada a função *dredge* do pacote *MuMIn* (Kamil Bartón, 2019), que seleciona os modelos mais significativos utilizando o critério de informação de Akaike corrigido (AICc), delta AIC e pesos Akaike entre os modelos. O peso Akaike mede a probabilidade relativa de um modelo ser o melhor dentre todos os modelos aplicados. Estes são normalizados para somar 1 e interpretados como probabilidades (Burnham e Anderson, 2002). Foram selecionados aqueles que apresentaram o valor de delta AIC menor que 3. As variáveis preditoras foram interpretadas conforme sua importância relativa ($IR > 90$) no modelo médio. Para as saídas gráficas foi utilizada a função *effect* do pacote *effects* (Fox, 2003) e a função *stripchart* do pacote *vegan* (JARI OKSANEN *et al.*, 2019).

Para investigar a distribuição das espécies de peixes demersais foram aplicados dois métodos assimétricos de ordenação canônica: análise de correspondência canônica (CCA) (Ter Braack, 1986) e análise de redundância (RDA) (Gittins, 1985) com partição de variância (RDAP) (Peres-Neto *et al.*, 2006).

A CCA foi utilizada para identificar a influência das variáveis físico-químicas da água (salinidade, temperatura, oxigênio dissolvido e pH) e das variáveis texturais do sedimento (porcentagem de areia fina, muito fina e silte) na distribuição das espécies de peixes demersais com maior ocorrência ($> 20\%$ das amostragens). Antes da CCA, a matriz resposta (peixes demersais) foi transformada por $\log(y + 1)$ para minimizar o efeito de valores extremos e as variáveis ambientais foram padronizadas $((x - \mu) / \sigma)$. Em seguida, foi utilizada a função *cca* com procedimento de seleção direta (função *ordistep*), ambas do pacote *vegan* (Jari Oksanen *et al.*, 2019), para investigar quais variáveis ambientais explicaram significativamente a variação da matriz de abundância de peixes demersais. Para a saída gráfica foi utilizada a função *plot* do pacote *RColorBrewer* (Neuwirth, 2014).

A RDA foi utilizada para identificar a influência das variáveis físico-químicas da água, variáveis texturais do sedimento e das variáveis bióticas (matriz de abundância da fauna acompanhante) na distribuição das espécies de peixes demersais. Espécies de peixes demersais e da fauna acompanhante com menos de 10% de ocorrência nas amostragens foram consideradas raras e omitidas das análises para evitar uma sobre ponderação da sua influência nos resultados de ordenação. Antes da RDA, a matriz de resposta (peixes demersais) e a matriz preditora biótica foram modificadas utilizando a transformação de Hellinger (Legendre e Gallagher, 2001) para homogeneizar a variação entre a abundância de espécies e tornar os dados mais apropriados para serem analisados por métodos de ordenação linear (Peres-Neto *et al.*, 2006). Assim como na CCA, as variáveis ambientais foram padronizadas $((x - \mu) / \sigma)$ e foi utilizada a função *rda* com procedimento de seleção direta (função *ordistep*), ambas do pacote *vegan* (Jari Oksanen *et al.*, 2019). Em seguida, foi utilizado um procedimento de partição da variância (Peres-Neto *et al.*, 2006) aplicado à análise de redundância (RDAP) para identificar o poder de explicação da matriz ambiental e da matriz biótica na distribuição das espécies de peixes demersais (Legendre e Legendre 2012). Os resultados da partição da variância foram baseados em frações ajustadas de variação (Peres-Neto *et al.*, 2006) e os níveis de significância foram computados por testes de randomização. Na RDAP, a porcentagem total de variação na matriz de peixes demersais foi decomposta em contribuições puras e compartilhadas de dois conjuntos de preditores (matriz ambiental e biótica) atribuídas a diferentes frações com base em frações ajustadas de variação ($Radj_2$) (ver Peres-Neto *et al.*, 2006).

Resultados

Assembleia de peixes

Foram coletados 25.192 exemplares de peixes demersais, distribuídos em 23 ordens, 35 famílias e 82 espécies. As famílias que apresentaram maior número de taxa foram Sciaenidae (18 espécies), Paralichthyidae (6 espécies), Achiridae, Haemulidae e Tetraodontidae (4 espécies cada), Ariidae, Gerreidae e Gobiidae (3 espécies cada), Batrachoididae, Diodontidae, Mullidae, Ophidiidae, Rhinobatidae, Serranidae e Synodontidae (2 espécies cada). As demais famílias tiveram a ocorrência de apenas um taxa. Apesar de terem sido registradas 82 espécies ao longo do estuário e plataforma continental, mais de 77% do total de indivíduos se concentram apenas em oito espécies, sendo elas: *Cathorops spixii*

(34,12%), *Stellifer rastrifer* (22,15%), *Menticirrhus americanus* (6,37%), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (4,19%), *Micropogonias furnieri* (3,26%), *Cynoscion microlepdotus* (2,44%), *Achirus lineatus* (2,44%) e *Stellifer brasiliensis* (2,31%). As demais tiveram representatividade menor que 1,7%.

Das 82 espécies amostradas, o Complexo Estuarino de Paranaguá apresentou 71 espécies, sendo 21 encontradas exclusivamente neste ambiente. Já a plataforma continental adjacente, apresentou 60 espécies, sendo 11 encontradas exclusivamente neste ambiente.

Influência dos fatores ambientais nos peixes demersais

A riqueza de peixes demersais foi explicada pelas variáveis preditoras: porcentagem de areia fina no sedimento, riqueza da fauna acompanhante (Tabela 1) e pontos amostrais (Tabela 2). As médias de riqueza foram maiores nos pontos amostrais: 5, 6, 7 e 8 (Figura 2 – a). A riqueza foi positivamente correlacionada com a porcentagem de areia fina no sedimento (Figura 2 – b) e com a riqueza da fauna acompanhante (Figura 2 – c).

A abundância de peixes demersais foi explicada pelas variáveis preditoras: porcentagem de areia muito fina no sedimento, porcentagem de silte no sedimento, salinidade (Tabela 1) e pontos amostrais (Tabela 2). As médias de abundância foram maiores nos pontos amostrais: 1, 2, 3, 4 e 5 (Figura 3 – a). A abundância foi positivamente correlacionada com a porcentagem de areia muito fina no sedimento (Figura 3 – b), porcentagem de silte no sedimento (Figura 3 – c) e negativamente correlacionada com a salinidade (Figura 3 – d).

Tabela 1 - Seleção dos modelos de GLM para riqueza (riq) e abundância (abund) de peixes demersais com as variáveis contínuas como preditoras. Abreviações: abuac (abundância da fauna acompanhante), aref (% de areia fina no sedimento), aremf (% de areia muito fina no sedimento), od (oxigênio dissolvido), riqac (riqueza da fauna acompanhante), sal (salinidade), silte (% de silte no sedimento), temp (temperatura da água), IR (importância relativa das variáveis preditoras). Modelos com delta AIC > 3 não foram mostrados. Variáveis preditoras com IR > 90 em negrito.

Modelos de riqueza	df	logLik	AICc	delta	weight
riq ~ aref + riqac	4	-569,6	1147,3	0,00	0,09
riq ~ aref + riqac + silte	5	-568,9	1148,1	0,77	0,06
riq ~ aref + od + riqac	5	-569,1	1148,5	1,20	0,05
riq ~ aref + aremf + riqac	5	-569,2	1148,6	1,27	0,05
riq ~ aref + pH + riqac	5	-569,2	1148,7	1,37	0,04
riq ~ aref + riqac + temp	5	-569,4	1149,2	1,86	0,03
riq ~ aref + aremf + riqac + silte	6	-568,5	1149,3	2,00	0,03
riq ~ aref + riqac + sal	5	-569,6	1149,4	2,09	0,03
riq ~ aref + pH + riqac + silte	6	-568,5	1149,4	2,12	0,03
riq ~ aref + od + riqac + silte	6	-568,6	1149,6	2,26	0,03
riq ~ aref + aremf + od + riqac	6	-568,7	1149,8	2,45	0,03
riq ~ aref + riqac + silte + temp	6	-568,8	1149,9	2,63	0,02
riq ~ aref + od + pH + riqac	6	-568,8	1150,0	2,64	0,02
riq ~ aref + aremf + pH + riqac	6	-568,8	1150,0	2,67	0,02
riq ~ aref + riqac + sal + silte	6	-568,9	1150,2	2,87	0,02
IR: aref = 1; riqac = 1					
Modelos de abundância	df	logLik	AICc	delta	weight
abund ~ abuac + aremf + sal + silte	6	-1212,6	2437,5	0,00	0,13
abund ~ aremf + sal + silte	5	-1213,6	2437,5	0,03	0,12
abund ~ aremf + od + sal + silte	6	-1213,4	2439,1	1,60	0,06
abund ~ abuac + aremf + od + sal + silte	7	-1212,4	2439,4	1,87	0,05
abund ~ aremf + sal + silte + temp	6	-1213,6	2439,5	2,03	0,05
abund ~ abuac + aremf + pH + sal + silte	7	-1212,5	2439,6	2,08	0,04
abund ~ abuac + aremf + sal + silte + temp	7	-1212,5	2439,6	2,10	0,04
abund ~ abuac + aremf + aref + sal + silte	7	-1212,5	2439,6	2,10	0,04
abund ~ aremf + pH + sal + silte	6	-1213,6	2439,6	2,11	0,04
abund ~ aref + aremf + sal + silte	6	-1213,6	2439,6	2,14	0,04
IR: aremf = 1; sal = 1; silte = 1					

Tabela 2 - Seleção dos modelos de GLM para riqueza (riq) e abundância (abund) de peixes demersais com as variáveis categóricas como preditoras. Abreviações: IR (importância relativa das variáveis preditoras). Modelos com delta AIC > 3 não foram mostrados. Variáveis preditoras com IR > 90 em negrito.

Modelos de riqueza	df	logLik	AICc	delta	weight
riq ~ ponto + ano	17	-537,6	1112,3	0,00	0,64
riq ~ ponto	13	-542,9	1113,6	1,36	0,32
IR: ponto = 1					
Modelos de abundância	df	logLik	AICc	delta	weight
abund ~ ponto + ano	17	-1178,8	2396,7	0,00	0,70
abund ~ ponto	13	-1184,9	2397,7	3,00	0,15
IR: ponto = 1					

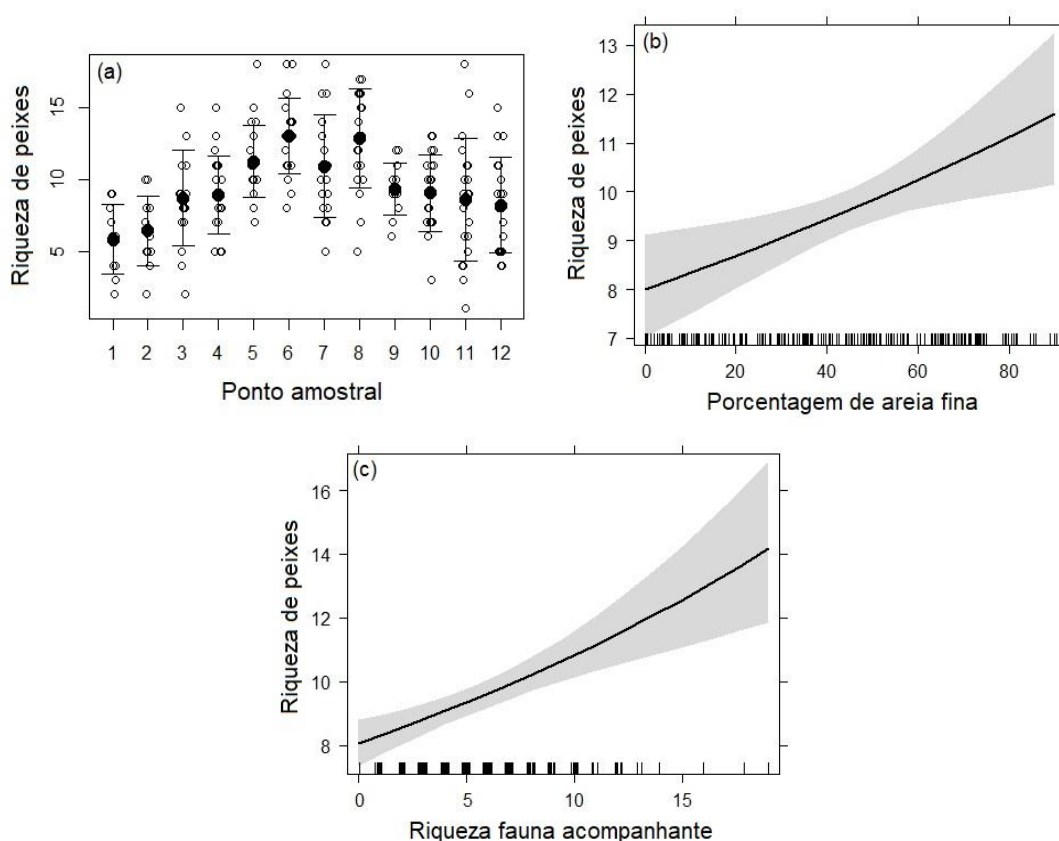


Figura 2 - Variáveis selecionadas (IR > 90) para compor os modelos de riqueza de peixes demersais. Relação entre as médias de riqueza de peixes demersais com os pontos amostrais (a). Os círculos correspondem as amostragens (216 no total), círculos preenchidos correspondem a média e os intervalos para cima e para baixo correspondem ao desvio padrão. Relação entre a riqueza de peixes demersais com a porcentagem de areia fina no sedimento (b) e com a riqueza da fauna acompanhante (c). A linha sólida representa a relação entre a variável resposta e a variável preditora e a parte sombreada corresponde ao desvio padrão.

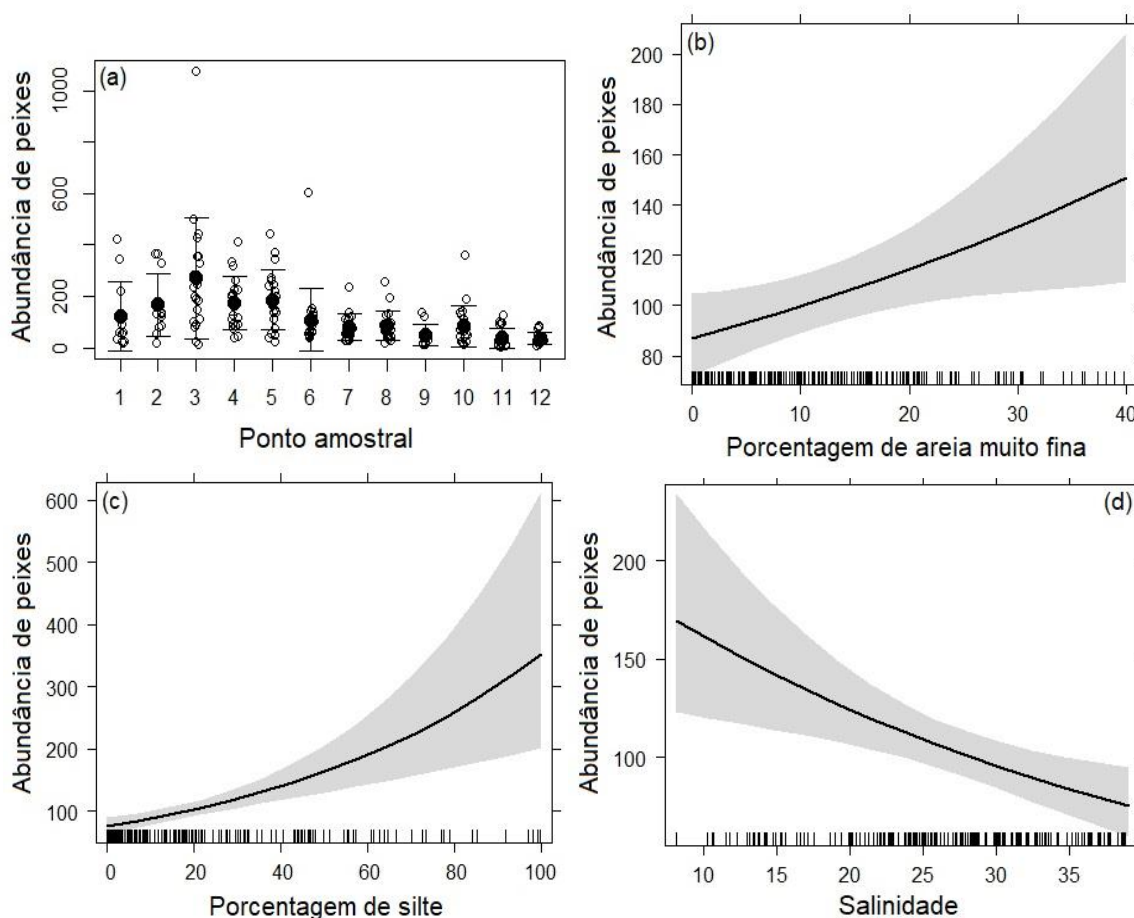


Figura 3 - Variáveis selecionadas ($IR > 90$) para compor os modelos de abundância de peixes demersais. Relação entre as médias de abundância de peixes demersais com os pontos amostrais (a). Os círculos correspondem as amostragens (216 no total), círculos preenchidos correspondem a média e os intervalos para cima e para baixo correspondem ao desvio padrão. Relação entre a abundância de peixes demersais com a porcentagem de areia muito fina no sedimento (b), com a porcentagem de silte no sedimento (c) e com a salinidade (d). A linha sólida representa a relação entre a variável resposta e a variável preditora e a parte sombreada corresponde ao desvio padrão.

Na CCA, as variáveis ambientais que explicaram significativamente a variação da matriz de abundância de peixes foram: porcentagem de areia fina, muito fina e silte no sedimento e salinidade. Os dois primeiros eixos da CCA explicaram 5,7 % e 1,3 % da variação dos dados, respectivamente. O primeiro eixo explicou 69 % da variação acumulada na relação espécies de peixes – variáveis ambientais e o segundo eixo explicou 16,1 % (Figura 4).

As espécies *Cathorops spixii* (cas), *Stellifer rastrifer* (str), *Symphurus tessellatus* (syt) e *Isopisthus parvipinnis* (isp), apresentaram ocorrências mais marcadas no gradiente salino polihalino e foram correlacionadas com maiores porcentagens de silte no sedimento. *Sphoeroides greeleyi* (spg), *Sphoeroides testudineus* (spt), *Chaetodipterus faber* (chf), *Genidens genidens* (geg) apresentaram ocorrências mais marcadas nos gradientes salinos

polihalino e euhalino e foram correlacionadas com menores porcentagens de areia muito fina no sedimento. *Diplectrum radiale* (dir), *Prionotus punctatus* (prp), *Eucinostomus argenteus* (eua), *Chilomycterus spinosus spinosus* (chs), *Citharichthys arenaceus* (cia) e *Ctenosciaena gracilicirrhus* (ctg) apresentaram ocorrências mais marcadas nos gradientes salinos polihalino e euhalino e foram correlacionadas com maiores porcentagens de areia fina no sedimento. *Stellifer brasiliensis* (stb) *Paralonchurus brasiliensis* (pab) e *Citharichthys spilopterus* (cis) apresentaram ocorrências mais marcadas nos gradientes salinos polihalino e euhalino e foram correlacionadas com maiores salinidades. *Achirus lineatus* (acl) *Cynoscion microlepdotus* (cym), *Menticirrhus americanus* (mea) e *Etropus crossotus* (etc) não apresentaram correlação com as variáveis ambientais medidas.

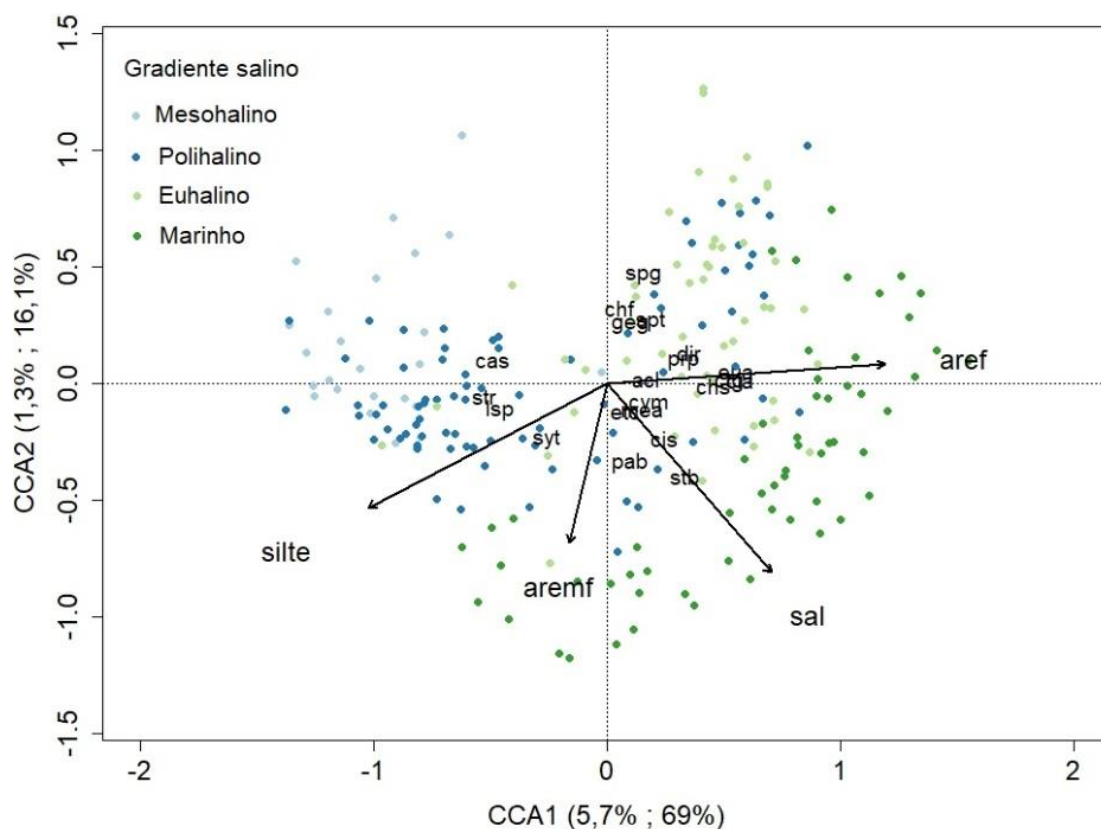


Figura 4 - Diagrama CCA. Abreviações setas: porcentagem de areia fina no sedimento (aref), porcentagem de silte no sedimento (silte), porcentagem de areia muito fina no sedimento (aremf), salinidade (sal). Abreviações espécies de peixes demersais: *Cathorops spixii* (cas), *Stellifer rastriifer* (str), *Symphurus tessellatus* (syt), *Isopisthus parvipinnis* (isp), *Sphoeroides greeleyi* (spg), *Sphoeroides testudineus* (spt), *Chaetodipterus faber* (chf), *Genidens genidens* (geg), *Diplectrum radiale* (dir), *Prionotus punctatus* (prp), *Eucinostomus argenteus* (eua), *Chilomycterus spinosus spinosus* (chs), *Citharichthys arenaceus* (cia), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (ctg), *Stellifer brasiliensis* (stb) *Paralonchurus brasiliensis* (pab), *Citharyctis spilopterus* (cis), *Achirus lineatus* (acl) *Cynoscion microlepdotus* (cym), *Menticirrhus americanus* (mea) e *Etropus crossotus* (etc).

A análise de RDA mostrou que as variáveis ambientais e bióticas explicaram de maneira significativa a distribuição das espécies de peixes demersais (Tabela 3). A porcentagem de variação da matriz de peixes demersais explicada pelas variáveis ambientais foi de 11,6 % e pelas variáveis bióticas foi de 21,9 % (Tabela 3).

A distribuição das espécies de peixes demersais foi significativamente explicada pelas variáveis físico-químicas: salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido; pelas variáveis texturais do sedimento: porcentagem de areia fina, e porcentagem de silte (Tabela 3); e pela distribuição espaço-temporal de: *Xiphopenaeus kroyeri*, *Farfantepenaeus brasiliensis*, *Rimapenaeus constrictus*, *Farfantepenaeus paulensis* (camarões), *Callinectes ornatus*, *Callinectes danae*, *Callinectes* sp. (siris), *Hepatus pudibundus* (caranguejo), *Clibanarius vittatus* (caranguejo ermitão), *Lolliguncula* sp. (lula) e *Luidia* sp. (estrela do mar) (Tabela 3).

Tabela 3 - Resultados da análise de RDA, realizada sobre a matriz de peixes demersais como resposta. Os valores entre parênteses mostram: (i) porcentagem de variação da matriz de peixes demersais, explicada pelas variáveis físico-químicas da água, texturais do sedimento e bióticas (ii) valores de significância.

Ambiental	Variável selecionada	AIC	F	P
Peixes demersais (11,6 ; 0.001)	% de areia fina no sedimento	-88,22	14,25	0,005
	Salinidade	-92,50	6,28	0,005
	Temperatura	-93,14	2,61	0,015
	% de silte no sedimento	-93,11	1,93	0,020
	Oxigênio dissolvido	-93,05	1,85	0,050
Biótico	Variável selecionada	AIC	F	P
Peixes demersais (21,9 ; 0.001)	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	-98,21	25,05	0,005
	<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	-101,79	5,58	0,005
	<i>Clibanarius vittatus</i>	-103,25	3,42	0,005
	<i>Callinectes</i> sp.	-104,80	3,50	0,005
	<i>Callinectes danae</i>	-106,13	3,26	0,005
	<i>Lolliguncula</i> sp.	-106,60	2,39	0,015
	<i>Hepatus pudibundus</i>	-107,20	2,53	0,010
	<i>Rimapenaeus constrictus</i>	-107,20	1,87	0,015
	<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	-107,35	2,10	0,015
	<i>Luidia</i> sp.	-107,38	1,93	0,010
	<i>Callinectes ornatus</i>	-107,76	2,26	0,015

A RDAP mostrou o poder de explicação das matrizes ambiental e biótica, bem como a correlação entre essas matrizes preditoras, na resposta da matriz de abundância de peixes demersais. O efeito puro e compartilhado dessas matrizes preditoras tem grande importância na distribuição das espécies de peixes demersais.

A quantidade total de variação da matriz de abundância de peixes explicada pelas matrizes predictoras foi de 22,3 % (Figura 4). A distribuição das espécies de peixes foi explicada principalmente pela fração pura biótica (12,7 %), seguida pela fração compartilhada entre as variáveis ambientais e bióticas (5 %) e pela fração pura ambiental (4,6 %) (Figura 5).

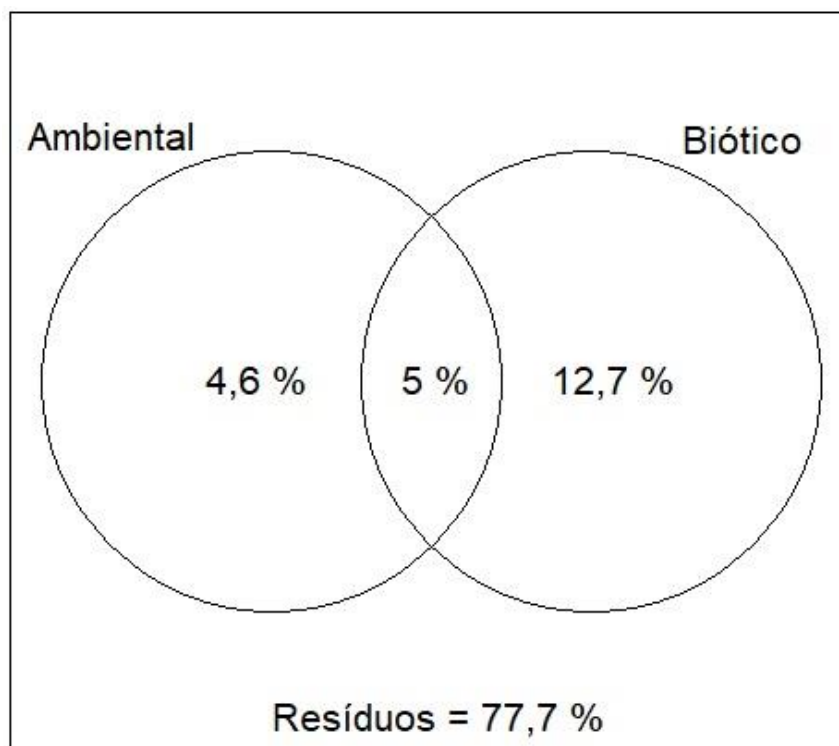


Figura 5 - RDA com partição da variância (RDAp). Compreende o poder de explicação puro e compartilhado das matrizes predictoras ambiental e biótica, sobre a distribuição das espécies de peixes demersais.

Discussão

De acordo com nosso levantamento, a composição e estrutura das comunidades do estuário de Paranaguá e plataforma continental adjacente segue um padrão observado em estuários tropicais do Atlântico Ocidental (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1980; Blaber, 1997, 2002), com a predominância de espécies da família Sciaenidae, que neste estudo representou mais de 51% das famílias classificadas. Temos como exemplo no sul do Brasil, um levantamento da ictiofauna da ilha de Santa Catarina, onde das 58 espécies registradas, 20 foram classificadas como Sciaenidae (Ribeiro *et al.*, 2019). Já em um levantamento pioneiro realizado no norte do Brasil (Vinson *et al.*, 2004), foi demonstrado que devido a importância da família Sciaenidae naquele ecossistema (Barletta-Bergan *et al.*, 2002), se fez necessário um aprofundamento utilizando técnicas mais apuradas com estudos filogenéticos. Conforme Vieira e Musick

(1994), em estuários do Atlântico Ocidental, a família Sciaenidae está entre as mais representativas em abundância quando se é realizada arrasto de fundo como método de coleta.

A complexidade de determinar e quantificar quais os efeitos dos parâmetros abióticos e bióticos na variação espaço-temporal da abundância e riqueza dos peixes estuarinos está diretamente ligado às interações sinérgicas específicas de cada ambiente (Blaber, 2002), pois a composição das populações de peixes estuarinos muda constantemente e drasticamente em razão da variabilidade das condições ambientais e dos limites específicos de tolerância de determinadas espécies às alterações no ambiente (Kennish, 1990). Neste sentido, com a avaliação utilizando métodos matemáticos das espécies ictiofaunísticas presentes no CEP e plataforma continental adjacente do Paraná, permitiu-se definir que as variáveis como a porcentagem de areia muito fina e de silte na composição sedimentar, salinidade da água, riqueza da fauna acompanhante e os pontos amostrais, foram os principais controladores na variação espaço-temporal da abundância e riqueza de acordo com os modelos propostos e as variáveis preditoras testadas.

A presença das maiores abundâncias de peixes entre os pontos 1 a 5 (zonas superior e média do CEP) está diretamente atrelada aos locais com maior incremento de nutrientes e matéria orgânica, tanto natural quanto antrópica, padrões estes, também registrados em outros estuários do Brasil, como a maior densidade média e biomassa de peixes registradas no estuário superior do rio Mabucaba, no Rio de Janeiro (Neves *et al.*, 2010). Zonas a montante do estuário de Paranaguá e mais rasas, possuem salinidade que variam de 5‰ a 25‰ e são classificadas como polihalino e mesohalino (Neto e Lana, 1997; Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2013). Estes ambientes possuem uma característica de maior deposição de sedimentos finos (silte, argila e areia muito fina) com teores elevados de matéria orgânica e também de nutrientes, pois são ambientes de transição e de significativa produtividade (Miranda *et al.*, 2002; Paiva *et al.*, 2005; Cattani e Lamour, 2016).

De fato os estuários, em especial as áreas mais rasas a montante (pontos 1 a 5 – onde foram registradas maiores abundâncias de peixes), são locais mais propícios em que muitas espécies de peixes dependem para alimentação, reprodução, crescimento ou abrigo contra predadores, sendo chamados de áreas “berçário” ou criadouros, devido a isso, a alta representatividade e uma alta abundância de juvenis presentes nestes ambientes de água salobra já são previstas (Araújo *et al.*, 1998; Spach *et al.*, 2004; Falcão, 2006; Felix *et al.*, 2006). Nestes ambientes do estuário de Paranaguá e de outros estuários do sul do Brasil, podemos encontrar tanto espécies de peixes adaptados à água salobra como de água salgada, e que possuem uma alta plasticidade quanto a esta tolerância as variações da salinidade. São

geralmente onívoros, oportunistas e com ciclos de vida de rápido crescimento e curta duração (Blaber, 1997; Contente *et al.*, 2011a; Contente *et al.*, 2011b).

Ao contrário da abundância dos peixes, as quais foram registradas maiores ocorrências a montante do estuário, os maiores índices de riqueza, ocorreram nas partes inferiores nos pontos 5, 6, 7 e 8. Estes ambientes são classificados como zonas de profundidades mais acentuadas comparadas com os pontos citados anteriormente e com salinidade que variam de 15‰ e valores acima de 25‰, sendo classificadas como euhalino e polihalino (Neto e Lana, 1997; Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2013). Essas características, onde maiores riquezas de peixes foram registradas nas partes inferiores dos estuários, devido às condições marinhas predominantes e por consequência, registros mais elevados de salinidades, já foram relatadas em outros estudos, como no rio Mabucaba, um estuário tropical aberto no Brasil, localizado no Rio de Janeiro (Neves *et al.*, 2010), também em estuários temperados abertos nos Estados Unidos, no sul de Nova Jersey (Martino e Able, 2003) e em ambientes marinhos costeiros, como no rio Lagarto, em Yucatan, México (Vega - Cendejas e de Santillana, 2004).

Segundo Elliott *et al.*, (1990), a salinidade é uma das variáveis abióticas que influencia diretamente em uma maior riqueza de peixes em zonas inferiores de estuários, pois existe uma maior tolerância e preferência de determinadas espécies por essa variável, desta forma, Neves *et al.*, (2010) acreditam que a salinidade pode ser uma das forças motrizes que estabelecem estes padrões de aumento de riqueza nos trechos inferiores de estuários, isto é, mais próximos ao mar. Além da salinidade, uma das variáveis preditoras que mais influenciaram na abundância e riqueza das assembleias de peixes, foi à riqueza da fauna acompanhante, a qual esteve diretamente atrelada em nossos resultados às altas taxas na abundância e riqueza dos peixes demersais. Características como esta, já foram relatadas em outras pesquisas, onde foi demonstrada esta intensa relação presa-predador de diversas espécies de peixes demersais da família Sciaenidae, dentre outras, que se alimentavam ativamente de espécies da megafauna acompanhante, como camarões e moluscos (Camargo e Isaac, 2004; Quilez *et al.*, 2014).

A partir da associação dos conjuntos de dados referente à abundância das espécies de peixes demersais e os dados ambientais, podemos destacar que nossos resultados expressos pela análise de correspondência canônica, revelaram uma forte relação das famílias Sciaenidae (representadas por 5 espécies) e Ariidae (representada por 3 espécies) aos ambientes médios e inferiores do estuário, devido às salinidades superiores a 15‰. Impulsionando assim, um dos fatores mais importantes na modelagem e representando parte da variação observada na estrutura da assembleia de peixes. Além disso, podemos destacar também, a influência de fatores sedimentares, como a presença de areia fina e silte nestes

ambientes médios e inferiores, características estas, intrínsecas devido a geomorfologia local (Cattani e Lamour, 2016), e que também refletem diretamente na estruturação destas assembleias demersais.

De forma geral, as famílias Sciaenidae e Ariidae representam a maior parte de indivíduos da ictiofauna demersal e estão fortemente atreladas a estes setores em estuários neotropicais, pois são ambientes com condições mais estáveis. Estabilidade esta proporcionada pela pouca variabilidade na salinidade, comparada aos ambientes superiores (mais afastadas do oceano), e também ambientes que possuem granulometria menores do sedimento, como a areia fina e silte. Sendo assim, corroborando com nossos resultados, esta predominância da família Sciaenidae e Ariidae já foram associadas a estes ambientes no estuário do rio Caeté (Barletta *et al.*, 2005), na baía de Sepetiba (Azevedo *et al.*, 2007) e também no estuário da Lagoa dos Patos (Chao *et al.*, 1982).

Além da variável físico-química salinidade e variáveis texturais do sedimento como a porcentagem de areia fina e porcentagem de silte na explicação da distribuição das espécies de peixes demersais, tivemos as variáveis temperatura e oxigênio dissolvido apresentando valores significativos na explicação da distribuição espaço-temporal das espécies ícticas. Segundo nossa análise de redundância a variação da matriz de peixes demersais explicada pelas variáveis ambientais foi de 11,6%, no entanto, tivemos uma maior porcentagem na explicação desta variação sendo influenciada diretamente pelas variáveis bióticas (21,9%), sendo assim, a estruturação das assembleias de peixes foi explicada majoritariamente pela estruturação da megafauna acompanhante. A espécie de camarão *Xiphopenaeus kroyeri* ou camarão sete-barbas apresentou uma abundância maior do que todas as outras espécies da megafauna somadas. Segundo Quiles *et al.*, (2014), o camarão sete-barbas e outras espécies de decápodes, como as espécies *Callinectes danae* e *Callinectes ornatos*, dentre outras, são importantes recursos alimentares para os ceniídeos. Locais mais rasos podem abrigar maior abundância e riqueza de peixes demersais em função do aumento do número de presas, principalmente de camarões juvenis, que procuram áreas mais rasas para se desenvolver (Andriguetto Filho *et al.*, 2016), o que favorece a predação destes indivíduos em fase de desenvolvimento pelos peixes demersais.

Segundo Blaber (2002), a temperatura também pode desempenhar influências diretas na distribuição e determinação das assembleias de peixes, mas com certas ressalvas, pois a temperatura pode se manter estável por grandes períodos, já o oxigênio dissolvido, pode restringir a distribuição e a movimentação dos peixes (Araújo *et al.*, 2001). Quando tratamos de variáveis ambientais físico-químicas e bióticas na tentativa de explicar determinada

distribuição das assembleias de peixes, e ainda, tendo em vista em nosso estudo, uma explicação relativamente baixa destas variáveis, sendo reveladas a partir da RDAP, a qual compreende o poder de explicação puro e compartilhado das matrizes preditoras ambiental e biótica, sobre a distribuição das espécies de peixes demersais, podemos inferir que além destas variáveis, não podemos descartar que a estruturação das assembleias de peixes em estuários, trata-se de um reflexo de diversas características, sendo elas geoquímicas, hidrológicas, antrópicas, dentre outras (Mariani, 2001).

Desta forma, em nosso estudo, muitos fatores não aferidos, podem ter influenciado nos baixos valores de explicação de nossas variáveis puramente ambientais, puramente bióticas e compartilhadas. De acordo com Bocard *et al.* (1992), a falta de medições de determinados fatores, como distúrbios ambientais, fatores antrópicos e também interações ecológicas, podem atuar como causas subjacentes na explicação final, sendo assim, difícil discriminar o que realmente é explicado pelas variáveis aferidas da parte que é puramente estocástica (Borcard *et al.*, 1992).

Nossos resultados demonstraram que tanto variáveis ambientais, quanto variáveis biológicas explicaram de maneira significativa a distribuição espaço-temporal de abundância e riqueza das assembleias de peixes demersais do estuário de Paranaguá e plataforma continental adjacente. De certa forma, podemos inferir que a quantidade de variação inexplicada fora reflexo direto de fatores que não foram aferidos, no entanto, a parte significativa pode ser considerada de muita importância na estruturação espaço-temporal de abundância e riqueza das assembleias de peixes demersais deste ambiente.

Agradecimentos

Este projeto contou com recursos financeiros e logísticos da Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), referente ao Programa de Monitoramento da Biota Aquática e Determinação de Bioindicadores (LO 1173/2013 – IBAMA) e Autorização de Captura, Coleta e Transporte de Material Biológico (407/2014 – IBAMA) para coleta e processamento das amostras. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutoramento.

Referências

- ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., NATIVIDADE, C.D., BRANDINI, F.P., TEIXEIRA, R.A. (2016). Local hydrography and fishing drive life cycle strategies and population dynamics of the sea-bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* in a coastal subtropical environment in Brazil. *Hydrobiologia*, 771:207-225.
- ANDRIGUETTO FILHO, J.M. (1999). Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no Litoral do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 242 p.
- ANDRIGUETTO FILHO, J.M., CHAVES, P.D., SANTOS, C., LIBERATI, S.A. (2004). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. In: ISAAC, V., MARTINS, A., HAIMOVICI, M., ANDRIGUETTO FILHO, J.M. (eds.). Ed. Universitária, Belém, 24 p.
- ANGULO, J.R. (1992). Geologia da planície costeira do estado do Paraná. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 334 p.
- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2017). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2018). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- ARAÚJO, F.G., AZEVEDO, M.C.C. (2001). Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52:729-738.

- ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., AZEVEDO, M.C.C., SANTOS, A.C.A. (1998). Estrutura da Comunidade de Peixes Demersais da Baía de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3):417-430.
- AZEVEDO, M.C.C., ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., PESSANHA, A.L.M., SILVA, M.A., GUEDES, A.P.P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75:468-480.
- BARLETTA-BERGAN, A. BARLETTA, M., SAINT-PAUL, U. (2002). Structure and seasonal dynamics of larval fish the Caeté river estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:193-206.
- BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U., HUBOLD, G. (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 66: 45-72.
- BARLETTA, M., CORRÊA, M.F.M. (1992). Guia para identificação de peixes da costa do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR. 131 p.
- BARTÓN, K. (2019). Multi-Model Inference. Pacote MuMIn, versão 1.43.6 – ambiente R.
- BIGARELLA, J.J., BECKER, R.D., MATOS, D.J., WERNER, A. (1978). A serra do mar e a porção oriental do estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional (contribuições à geologia, geografia e ecologia regional). Governo do Paraná, Secretaria de Estado do Planejamento, Associação de Defesa e Educação Ambiental, 248 p.
- BLABER, S.J.M. (1997). *Fish and fisheries of tropical estuaries*. 1 ed. Chapman & Hall, London, 367 p.
- BLABER, S.J.M. (2002). Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*. 6(supplement A):1-20.

- BORCARD, D., LEGENDRE, P., DRAPEU, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73:1045-1055.
- BRANDINI, N. (2000). Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 94 p.
- BURNHAM, K., ANDERSON, D. (2002). Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information. Theoretic Approach*, 2:49-97.
- CAMARGO, M., ISAAC, V. (2004). Food categories reconstruction and feeding consumption estimates for the Sciaenid Macrodon Ancyrodon (Block e Schneider), and the congeneric fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté Estuary, Northern Coast of Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 85-89.
- CATTANI, P.E., LAMOUR, M.R. (2016). Considerations Regarding Sedimentation Rates along the E-W Axis of the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil: A Bathymetric Approach. *Journal of Coastal Research*, 32(3):619-628.
- CHAO, L.N., PEREIRA, L.E., VIEIRA, J.P., BENVENUTI, M.A., CUNHA, L.P.R. (1982). Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlantica*, 5(1): 67-75.
- CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011a). Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6):1197-1205.
- CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011b). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58(1):38-50.

- CUNHA, I.M. (2018). Cidade, lei e desenvolvimento: Pontal do Paraná, uma estrada para o futuro? Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 122 p.
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., ROBSON, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52): 20684-20689.
- ELLIOTT, M., REILLY, M.G.O., TAYLOR, C.J.L. (1990). The Forth estuary: a nursery and overwintering area for the North Sea fishes. *Hydrobiologia*, 195:89-103.
- FALCÃO, M.C., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., DE QUEIROZ, G.M.N., SANTOS, C. (2006). A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(2):125-138.
- FÉLIX, F.C., SPACH, H.L., HACKRADT, C.W., MORO, P.S., ROCHA, D.C. (2006). Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(1):35-47.
- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980b). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p.

- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FOX, J. (2003). Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of Statistical Software*, 8(15):1-27.
- FOX, J., WEISBERG, S. (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. Pacote car – ambiente R.
- FUJIWARA, M., ZHOU, C., ACRES, C., MARTINEZ-ANDRADE, F. (2016). Interaction between Penaeid Shrimp and Fish Populations in the Gulf of Mexico: Importance of Shrimp as Forage Species. *Plos One*, 11(11):1-15.
- GITTINS, R. (1985). *Canonical analysis – A review with applications in ecology*. Springer-Verlag, Berlin, 351 p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades on-line. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 27 mai. 2019.
- ISAAC-NAHUM, V.J. (2006). Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico: um desafio para o futuro. *Ciência e Cultura*, 58:33-36.
- JUNG, S., HOUDE, E.D. (2003). Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58:335-351.
- KNOPPERS B., KJERFVE B. (1999) Coastal lagoons at southeastern Brazil: Physical and biogeochemical characteristics. In: PERILLO, G. M. F.; PICOLLO, M. C.; PINO-QUIVIRA, M. (Eds.). *Estuaries of South America. Their geomorphology and dynamics*, Springer-Verlag, Berlin, p. 35-66.
- KENNISH, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1):78-107.

- KENNISH, M.J. (1990). Ecology of estuaries, CRS Press, Boca Raton, 391p.
- LAMOUR, R. M. (2000). Dinâmica sedimentar do canal da galheta, via de acesso ao Porto de Paranaguá. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 115 p.
- LANA, P.C., MARONE, E., LOPES, R.M., MACHADO, E.C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144:131-145.
- LEGENDRE, P., GALLAGHER, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2):271-280.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. (2012). Numerical ecology. 3 ed. Elsevier, 870 p.
- MARIANI, S. (2001). Can spatial distribution of Ichthyofauna describe ma influence on Coastal lagoons? A central Mediterranean study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(1):261-267.
- MARTINO, E.J., ABLE, K.W. (2003). Fish assemblages across the marine to low alinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56:969-987.
- MELO, G.A.S. (1996). Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Ed. Plêiade.
- MELO, G.A.S. (1999). Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo: Ed. Plêiade.
- MENDONÇA, J.T., LUCENA, A.C.M., MUEHLMANN, L.D., MEDEIROS, R.P. (2017). Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil no período de 2005 a 2015). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41:140-157.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., KJERFVE, B. (2002). Princípios de Oceanografia Física de estuários. EDUSP, São Paulo, 432 p.

- MUTO, E.Y., SOARES, L.S.W., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (2000). Demersal fish assemblages of São Sebastião, southeastern Brazil: structure and environmental conditioning factors (summer 1994). *Revista Brasileira de Oceanografia*, Sao Paulo, 48(1):9-27.
- NETTO, S.A., LANA, P. C. (1997). Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranagua Bay (south-eastern Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(5):641-648.
- NEUWIRTH, E. (2014). RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. Pacote RColorBrewer, version 1.1-2 – ambiente R
- NEVES, L.M., TEIXEIRA, T.P., ARAÚJO, F.G. (2010). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32:115-131.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E., WAGNER, H. (2019). Community Ecology Package. Pacote vegan, versão 2.5-5 – ambiente R.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2004). Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(1):125-138.
- PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C., ARAÚJO, M.E. (2008). Estrutura e Organização Trófica da Ictiofauna de Águas Rasas em um Estuário Tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, 25(4):647-661.
- PAIVA, A.C.G., COELHO, P.A., TORRES, M.F.A. (2005). Influências dos fatores abióticos sobre a macrofauna de substratos inconsolidados da zona entre-marés no canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 38:85-92.

- PASSAVANTE, J.Z.O., KOENING, M.L. (1984). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. XXVI. Clorofila a e material em suspensão no estuário do Rio Botafogo. *Tropical Oceanography*, 8:207-230.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ABBATEPAULO, F.V., SPACH, H.L., VILAR, C.C., JOYEUX, J.C., CARTAGENA, B.F.C., FAVARO, L.F. (2013). Analysis of Fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(4):251-264.
- PERES-NETO, P.R., LEGENDRE, P., DRAY, S., BORCARD, D. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10):2614-2625.
- POSSATO, F.E., BROADHURST, M.K., GRAY, C.A., SPACH, H.L., LAMOUR, M.R. (2016). Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and freshwater research*, 68(4):703-717.
- POTTER, I.C., CLARIDGE, P.N., CLARKE, K.R., HYNDES, G.A. (2015). Fish fauna of the Severn estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(S1):15–37
- QUILEZ, I. (2014). The importance of the Atlantic seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* as a food source for demersal fishes in the coastal waters of Suriname. Master thesis. Faculty of Sciences, Ghent University, Anton De Kom Universiteit van Suriname, 33 p.
- R CORE TEAM. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RIBEIRO, G.C., CATTANI, A.P., HOSTIM-SILVA, M., CLEZAR, L., PASSOS, A.C., SOETH, M., CARDOSO, O.R., SPACH, H.L. (2018). Marine ichthyofauna of Santa Catarina Island, Southern Brazil: checklist with comments on the species. *Biota Neotropica*. 19(3):e20180684.

- SARKAR, S., MARGULES, C. (2002). Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of biosciences*, 27(4):299-308.
- SCHLUTER, D., RICKLEFS, R. E. (1993). Species diversity: an introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. (Eds.). *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. The University of Chicago Press, Chicago, p. 1-12.
- SOUZA, U.P., da COSTA, R.C., MARTINS, I.A., FRANSOZO, A. (2008). Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8(1):83-92.
- SPACH, H.L., SANTOS, C., GODEFROID, R.S., NARDI, M., CUNHA, F. (2004). A study of the fish community structure in a tidal creek. *Brazilian Journal Biology*. 64(2):337-351.
- TER BRAAK, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67:1167-1179.
- VENABLES, W.N., RIPLEY, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. 4 ed. Springer, Pacote MASS – ambiente R.
- VEIGA-CENDEJAS, M.E., SANTILLANA, M.H. (2004). Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60:285-299.
- VIEIRA, J.P., MUSICK, J.A. (1994). Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of Western Atlantic. *Atlântica*, 16:31-53.
- VINSON, C., GOMES, G., SCHNEIDER, H., SAMPAIO, I. (2004). Peixes Sciaenidae do estuário do rio Caeté, norte do Brasil: mitochondrial DNA sugere radiação explosiva para a assembleia do Atlântico Ocidental. *Genetics and Molecular Biology*, 27(2):174-180.

- WHITFIELD, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(SI):151-186.
- WILLEMS, T., de BACKER, A., MOL, J.H., VINCX, M., HOSTENS, K. (2015). Distribution patterns of the demersal fish fauna on the inner continental shelf of Suriname. *Regional Studies in Marine Science*, 2:177-188.
- WOLANSKI, E. (2007) *Estuarine Ecohydrology*. 1 ed. Elsevier Science, Amsterda, 168 p.
- YANES-ARANCIBIA, A., AMEZCUA-LINARES, F., DAY, J.W. (1980). Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in Southern of Mexico. In: YANES-ARANCIBIA, A. (ed.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press Inc, p. 465-482
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., ELPHICK, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecology Evolution*, 1:3-14.

CAPÍTULO II

**DIVERSIDADE BETA DE PEIXES DEMERSAIS E SUAS IMPLICAÇÕES NA
CONSERVAÇÃO EM AMBIENTE SUBTROPICAL**

*Beta diversity of demersal fish and implications for conservation in a subtropical
environment*

Cardoso, O.R., Vergès, L.H.M.C.^{1,2}, Cattani, A.P.^{1,2}, Santos, L.O.^{1,2}, Spach, H.L.

1. Tratamento de dados, estatística.
2. Revisão do trabalho, com aporte significativo.

Resumo

A diversidade beta (β) pode ser definida como a variação na composição de espécies entre locais, possibilitando assim, inferir sobre padrões ecológicos e ecossistêmicos. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variação na composição e diversidade das assembleias de peixes (diversidade beta) ao longo do eixo leste-oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente. Para tal, foram realizadas campanhas sazonais entre os anos de 2014 a 2016 em 12 pontos amostrais, totalizando 144 coletas, a qual foram distribuídas em 4 setores (Setores Externo, Inferior, Médio e Superior). Os primeiros nove pontos estão presentes ao longo do eixo leste - oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e os últimos três na área de mar aberto, junto a batimetria de 20m. A diversidade beta (β SOR), calculada pelo índice de Sorensen, foi dividida nas componentes *turnover* (β SIM) e *nestedness* (β SNE), avaliando as contribuições de cada, em relação à heterogeneidade total. Através do β ratio foi estimada a razão entre β SNE e β SOR a fim de se identificar qual das componentes tiveram maior contribuição para a diversidade-beta total. Ainda para corroborar com os resultados, foi realizado através da métrica NODF (*Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling*), estimativas de aninhamento comparando ao modelo nulo. Para os setores Superior, Inferior e Externos os valores de β ratio foram inferiores a 0,5, indicando que o padrão *turnover* foi predominante nas variações da diversidade-beta total, padrão esperado para estes ambientes. Diferentemente dos demais setores, o setor Médio obteve valores superiores a 0,5 para β ratio, indicando que o padrão *nestedness* foi predominante nas variações da diversidade-beta total, o que pode ser um reflexo de possíveis estressores de origem natural ou antrópica, uma vez que já foi constatada inúmeras perturbações neste ambiente.

Palavras-chave: Beta Diversidade; Turnover; Nestedness; Assembleia de Peixes.

Abstract

Beta diversity (β) can be defined as the variation in species composition between locations, thus making it possible to infer ecological and ecosystemic patterns. The objective of this work was to evaluate the variation in the composition and diversity of the fish assemblages (beta diversity) along the east-west axis of the Paranaguá Estuarine Complex and the Adjacent Continental Platform. For such, were carried seasonal campaigns between the years 2014 to 2016 in 12 sample points, totaling 144 collections, which were distributed in 4 sectors

(External, Lower, Medium and Higher Sectors). The first nine points are present along the east - west axis of the Paranaguá Estuarine Complex (CEP) and the last three in the open sea area, next to the 20m bathymetry. Beta diversity (β SOR), calculated by the Sorensen index, was divided into the components turnover (β SIM) and nestedness (β SNE), evaluating the contributions of each, in relation to the total heterogeneity. Using the β ratio, the ratio between β SNE and β SOR was estimated in order to identify which of the components had the greatest contribution to the total beta diversity. Also to corroborate the results, it was performed using the NODF metric (Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Filling), nesting estimates comparing to the null model. For the Upper, Lower and External sectors, β ratio values were less than 0.5, indicating that the turnover pattern was predominant in the variations of total beta-diversity, a standard expected for these environments. Unlike the other sectors, the Medium sector obtained values greater than 0.5 for β ratio, indicating that the nestedness pattern was predominant in the variations of total beta-diversity, which may be a reflection of possible stressors of natural or anthropic origin, since that numerous disturbances have already been observed in this environment.

Keywords: Beta Diversity; Turnover; Nestedness; Fish Assemblages.

Introdução

As atividades humanas têm crescido nas últimas décadas e impactado os ecossistemas costeiros e oceânicos, principalmente no que diz respeito à poluição marinha, causando perturbações nestes ambientes e alterando os habitats e a estrutura das assembleias biológicas (Kennish, 2002; Lotze *et al.*, 2006). Segundo Elliot e Hemingway (2002), as áreas estuarinas constituem ambientes de alta produtividade e diversidade biológica, sendo já estudadas há mais de 120 anos, no entanto, apenas há 50 anos estes ambientes estão tendo uma atenção mais minuciosa, devido também ao grande desenvolvimento das cidades ao seu redor, cerca de 60% de todas as grandes cidades (Miranda *et al.*, 2002). O aumento das atividades portuárias bem como a sua manutenção através de dragagens, altera a geomorfologia, a hidrografia e a fisiografia das regiões estuarinas, modificando consequentemente a dinâmica da fauna de peixes e ocasionando um rápido declínio da biodiversidade (Cardinale *et al.*, 2012, Cattani *et al.*, 2016). Nota-se, portanto, que a ação conjunta de fatores naturais e antrópicos podem controlar a abundância, o comportamento e a seleção de habitats dos organismos estuarinos, e a partir daí, faz-se necessária uma análise minuciosa dos impactos causados pela ação humana a esses ecossistemas.

Em ambientes aquáticos como os estuários, as assembleias de peixes sofrem pressões com maior frequência quando comparados com outros tipos de ambientes, devido as grandes variações diárias e anuais (Paiva *et al.*, 2008). Usualmente, os peixes utilizam os estuários como áreas de berçário, áreas de hibernação, rotas de migração, locais de alimentação e áreas de refúgio (Elliott e Hemingway, 2002; Elliott *et al.*, 2007; Barletta e Blaber, 2007; Franco *et al.*, 2008), sendo assim, por se tratar de uma área de importância ecológica, partimos do pressuposto que conhecer e medir a diversidade dos organismos, irá possibilitar a compreensão dos processos que governam o funcionamento destes ecossistemas (Loreau, 2010).

A diversidade beta (β) pode ser definida como a variação na composição de espécies entre locais, possibilitando assim, inferir sobre padrões ecológicos e ecossistêmicos (Legendre *et al.*, 2005; Kennedy e Norman, 2005; Sutherland *et al.*, 2009; Barros *et al.*, 2014). Isto é, realizar uma análise da diversidade β de determinados ecossistemas, implica na possibilidade de relacionar os processos que atuam na escala espacial na determinação das alterações na ocorrência de espécies no espaço, sendo de grande importância para a compreensão dos mecanismos que influenciam na estruturação das comunidades locais (Cruz, 2014), sendo assim, a análise da diversidade beta é uma ferramenta importante para o planejamento de conservação dos ambientes (Anderson *et al.* 2006; Qin *et al.*, 2019).

Anderson e colaboradores (2011) ampliaram o conceito de diversidade e definiram diversidade-beta como qualquer variação nas medidas de composição de espécies, podendo assim, ser particionada em duas componentes essenciais: *turnover* e *variation (nestedness)*. *Turnover* foi definida como uma mudança na estrutura de uma dada comunidade entre suas unidades amostrais, sempre em resposta a um determinado gradiente, podendo ser temporal, espacial ou ambiental. Já a componente *variation*, é definida sem a influência de um determinado gradiente, pois envolve mudanças na estrutura da comunidade dentro de um conjunto de unidades amostrais, dada uma extensão espacial ou temporal (Anderson *et al.*, 2011). Ou ainda, conforme Ulrich e Gotelli (2007a) definiram *variation* - quando as espécies de uma unidade amostral são um subconjunto de uma unidade amostral com maior riqueza de espécies.

Sendo assim, os padrões *turnover* e *variation* podem ser utilizados para explicar distinções entre comunidades, uma vez que os processos responsáveis por estas diferenças são unicamente a substituição de espécies e/ou ganho ou perda de espécies (Baselga, 2010), ou seja, a separação da diversidade β em seus componentes de substituição (*turnover*) e aninhamento (*nestednes*) e a vinculação desses padrões aos fatores metacomunitários podem

fornecer insights mais ricos sobre a organização da biodiversidade em escalas espaciais (Gianuca *et al.*, 2017). Alinhado aos resultados da beta diversidade, juntamente com suas componentes e aprofundando o conhecimento do ecossistema no qual estamos trabalhando, podemos inferir e indicar diversos processos ecológicos fundamentais na compreensão de como as mudanças espaciais, ambientais ou temporais podem influenciar nas assembleias de peixes (Baselga, 2013; Legendre, 2014).

Temos como objetivo, proporcionar um entendimento dos padrões da β – diversidade da assembleia de peixes demersais, focando a variação espaço temporal de três anos de amostragem (2014 a 2016) e uma espacialidade que envolve o CEP e a Plataforma Continental Adjacente no limiar batimétrico de 20m, bem como de suas componentes *turnover* e *nestedness*.

Material e métodos

Área de estudo

O litoral do estado do Paraná, sul do Brasil, possui 98 km de extensão (Bigarella *et al.*, 1978) e apresenta dois importantes sistemas estuarinos: o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado na porção norte, e a baía de Guaratuba, localizado na porção sul do litoral. É um sistema com extensão de 612 km² (Angulo, 1992), composto por cinco corpos principais de água, as baías de Antonina, Paranaguá, das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (Lana *et al.* 2001). A desembocadura é dividida em duas pela presença da Ilha do Mel que é de grande importância ecológica e turística para a região.

O período de chuva, que corresponde aos meses de verão intensifica a influência da drenagem continental no sistema estuarino em cerca de cinco vezes se comparada ao período seco, nos meses de inverno (Mantovaneli *et al.* 2004). Sua profundidade média é de 5,4m e o tempo de residência do corpo aquoso é de 3,49 dias (Lana *et al.*, 2001). Um moderado gradiente vertical de salinidade caracteriza o CEP, e o regime de marés é descrito como semidurnas com irregularidades durante o dia (Marone *et al.*, 2005).

O CEP encontra-se dividido em dois eixos principais de orientação, sendo o eixo Leste-Oeste, com aproximadamente 56 km de comprimento, e o eixo Norte-Sul, com cerca de 30 km de comprimento (Andriguetto Filho, 1999) (Figura 1). Esta região é habitada por um elevado número de pescadores, que tem a pesca como base de sua economia (Mendonça *et al.*, 2017). Sendo assim, o CEP possui grande importância econômica no setor pesqueiro,

industrial e turístico, associada às intensas atividades de dois portos que estão localizados no complexo (Porto de Paranaguá - o segundo maior porto graneleiro da América Latina e Porto de Antonina) (Cunha, 2018; Andriguetto Filho *et al.*, 1998).

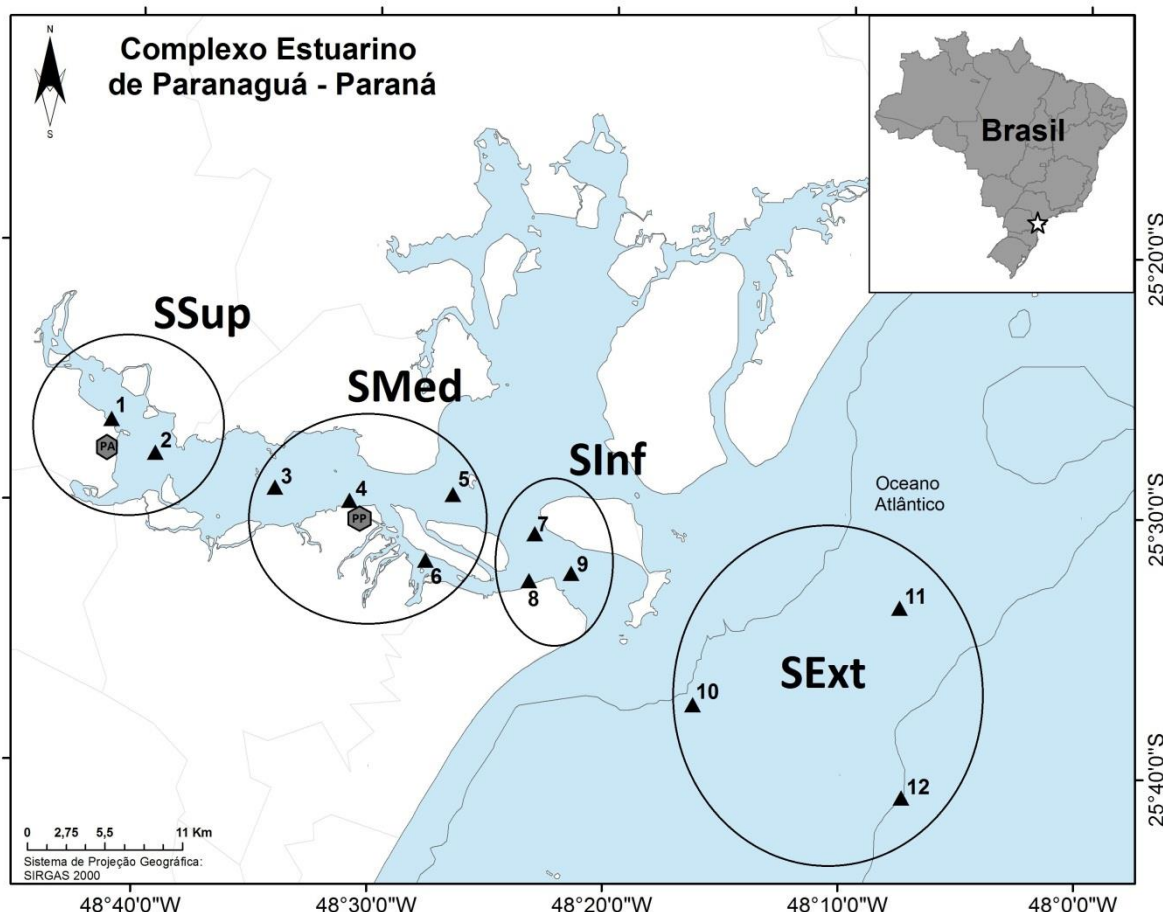


Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP) e os quatro (4) setores separados do eixo Leste-Oeste: Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Médio (SMed) e Superior (SSup).

Para o presente estudo, foi dado enfoque ao eixo leste-oeste do CEP, o qual contempla o canal de vias navegáveis que conduzem os navios aos atracadouros dos Portos de Paranaguá e Antonina. Este eixo apresenta mais de 50 Km de extensão e 7 Km de largura máxima, além de contemplar as baías de Antonina e Paranaguá.

Coleta dos dados

Para este estudo, foram realizadas campanhas trimestralmente entre os anos de 2014 a 2016 em 12 pontos amostrais, totalizando 144 coletas, a qual foram distribuídas em 4 setores (Externo, Inferior, Médio e Superior). Os primeiros nove pontos estão presentes ao longo do

eixo leste - oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e os últimos três na área de mar aberto (batimetria de 20m) (Figura 1). Para os arrastos demersais e obtenção das amostras nos pontos de coleta, foi utilizado uma embarcação motorizada do tipo bote de madeira com potência do motor de 60Hp, contendo duas redes do tipo “manga redonda” para realizar arrastos duplos. As redes utilizadas, possuem malhagem de 3 cm entre nós opostos no corpo e de 2 cm entre nós opostos no ensacador, que são operadas com o auxílio de duas portas (uma em cada ponta) de madeira vazada, com peso aproximado de 30 Kg cada, para manter a abertura da boca de 10m.

Processamento dos dados

As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos, conservados em gelo e devidamente identificados de acordo com o ponto de coleta até a chegada ao Laboratório de Ecologia de Peixes, do Centro de Estudos do Mar (UFPR), onde foram congeladas para posterior triagem e identificação. Todos os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, segundo literatura especializada (Barletta e Corrêa, 1992; Figueiredo, 1978; Figueiredo e Menezes, 1978, 1980a, 1980b, 2000).

Análise dos dados

Os dados foram analisados utilizando-se as estimativas de dissimilaridade geral entre múltiplas amostragens, sendo calculada a diversidade-beta total através do índice de Sørensen (β SOR), e sua partição em duas componentes aditivas: *turnover* (β SIM), através do índice de Simpson, e *nestedness* resultante (β SNE), através da subtração da componente *turnover* da diversidade-beta total (β SNE = β SOR – β SIM) (Baselga, 2010). Tais estimativas que utilizam índices de comparação entre múltiplas amostragens evitam a perda de informações compartilhadas entre três ou mais amostragens bem como da dependência entre similaridades par-a-par (Diserud e Ødegaard, 2007).

Para que a comparação dos valores de dissimilaridade entre setores com números distintos de sites fosse possível (Baselga, 2010) (Superior: 24 sites; Médio: 48 sites; Inferior: 36 sites; Externo: 36 sites), foi utilizado um procedimento de reamostragem, utilizando-se 100 amostras aleatórias de um total de 23 sites, o qual retornou valores médios de dissimilaridade para β SOR, β SIM e β SNE. A obtenção da proporção de contribuição da componente *nestedness* resultante (β ratio) para a dissimilaridade total (β SOR) foi realizada segundo a

metodologia utilizada em (Si *et al.*, 2015), a qual apresenta como resultado a razão: $\beta_{ratio} = \beta_{SNE}/\beta_{SOR}$. Valores para $\beta_{ratio} < 0,5$ indicam que *turnover* é componente dominante para a diversidade beta total, enquanto que valores de $\beta_{ratio} > 0,5$ indicam que *nestedness* é a componente dominante (Dobrovolski *et al.*, 2012).

Estas análises foram realizadas no ambiente computacional R (R CORE TEAM, 2019), através da função *beta.multi* e *beta.samp* do pacote *betapart* (Baselga *et al.*, 2018). Boxplots para cada setor foram construídos com os 100 valores obtidos aleatoriamente dos três índices de dissimilaridade entre múltiplas amostragens (BSOR, β_{SIM} e β_{SNE}), conforme descrito anteriormente. Uma análise de variância ANOVA foi realizada bem como o teste Fisher Post-Hoc com o intuito de se identificar diferenças entre cada uma das medidas de dissimilaridade (BSOR, β_{SIM} e β_{SNE}) dentro de cada um dos setores. Tais análises foram realizadas através da função *boxplot* do pacote *graphics* (R Core Team, 2019), função *aov* do pacote *stats* (R Core Team, 2019) e função *PostHocTest* do pacote *DescTools* (Signorell *et al.*, 2020). Todas as premissas foram verificadas e atendidas (Normalidade, Independência e Homocedasticidade dos dados).

Além disso, os valores de dissimilaridade respondidos unicamente pelo padrão *nestedness*, foram estimados através da métrica NODF (*nestedness based on overlap and decreasing fill*) (Almeida-Neto *et al.* 2008). Os resultados de NODF evitam a sobreestimação do padrão *nestedness* (erro tipo I), bem como das contribuições independentes das linhas (NODFr) e das colunas (NODFc) (Almeida-Neto *et al.* 2008, Hu *et al.*, 2011, Matthews *et al.*, 2015). Tais análises foram realizadas pelo programa NODF, versão 2.0, o qual gerou, através da abordagem de modelos nulos (Gotelli, 2000, 2001, Ulrich e Gotelli 2007a, b), 1000 matrizes simuladas aleatoriamente baseadas nos algoritmos de linha-proporcional e coluna-proporcional (PP). Para todas estimativas descritas anteriormente foram utilizadas matrizes de presença/ausência de indivíduos.

Resultados

Assembleia de peixes

Foram coletados 15.040 exemplares de peixes demersais, distribuídos em 21 ordens, 33 famílias e 77 espécies. As famílias que apresentaram maior número de taxa foram Sciaenidae (16 espécies), Paralichthyidae (6 espécies), Haemulidae e Tetraodontidae (5 espécies cada), Achiridae (4 espécies), Ariidae, Gerreidae e Gobiidae (3 espécies cada),

Batrachoididae, Diodontidae, Mullidae, Ophidiidae, Rhinobatidae, Serranidae e Synodontidae (2 espécies cada). As demais famílias tiveram a ocorrência de apenas um taxa.

Padrões de Diversidade Beta da Ictiofauna Demersal

Os valores médios da dissimilaridade de Sørensen para múltiplas amostragens (β SOR) não apresentaram grandes variações entre os setores Superior, Médio e Inferior (0,883 vs 8,875 vs 0,889, respectivamente), valendo destacar sua maior estimativa para o Setor Externo (0,911). No entanto as componentes *turnover* (β SIM) e *nestedness* resultante (β SNE) oscilaram de maneira mais notória na comparação entre os setores. O maior valor médio de β SIM foi representado pelo Setor Externo (0,874), contrapondo-se ao Setor Médio (0,381), responsável pela menor estimativa média. Já os setores Superior e Inferior apresentaram os valores médios intermediários dentre todos os valores da componente β SIM (0,817 vs 0,848, respectivamente). Ao analisar a componente *nestedness* resultante (β SNE) o Setor Médio foi o que apresentou seu maior valor médio (0,494), seguido pelos setores Superior (0,065), Inferior (0,04) e Externo (0,036), respectivamente (Figura 2).

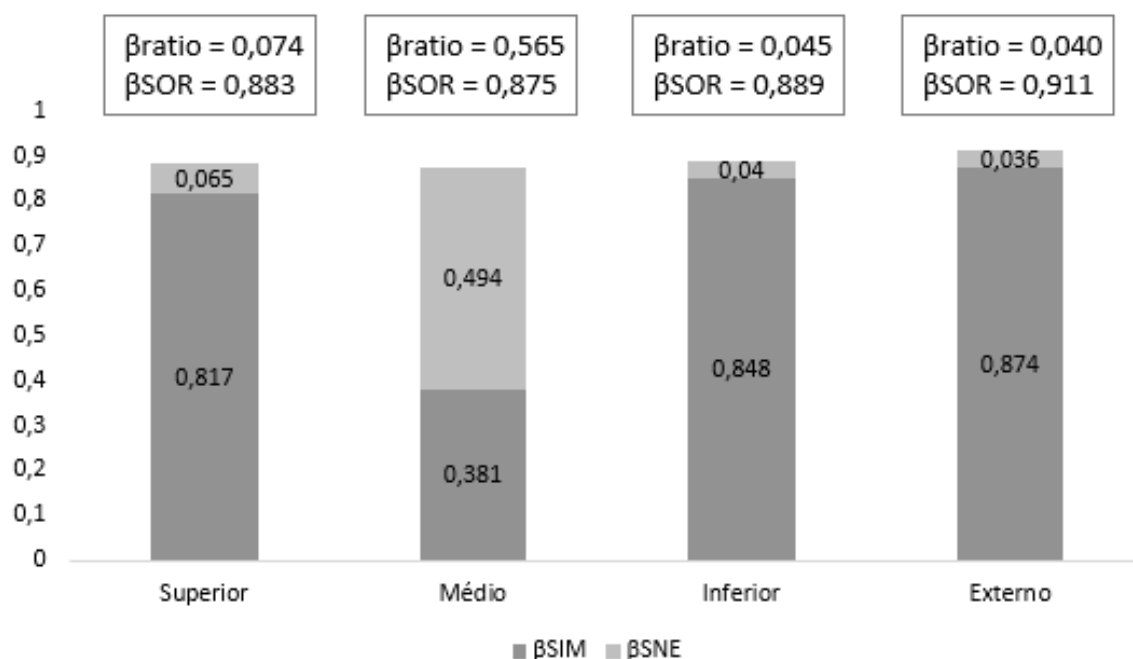


Figura 2 - Dissimilaridade de Sorensen para múltiplas amostragens (β SOR) e suas componentes *Turnover* (β SIM) e *Nestedness resultante* (β SNE) para os setores amostrados. β RATIO indica a relação de β SNE para β SOR.

Os setores Superior, Inferior e Externo apresentaram seus valores de β ratio inferiores a 0,5 (0,074 vs 0,045 vs 0,040 respectivamente), justificados pelos seus elevados valores de β SIM. No entanto, o Setor Médio foi o único que apresentou seu valor de β ratio Superior a 0,5 (0,565), indicando desta maneira que o padrão *nestedness* opera de maneira predominante nas variações da composição da ictiofauna em seu interior, diferentemente do que ocorre com os demais setores, onde o padrão predominante de resposta é o *turnover*.

A Figura 3 apresenta os valores obtidos de 100 amostras aleatórias para a dissimilaridade total (β SOR) e suas componentes *turnover* (β SIM) e *nestedness* resultante (β SNE). Os resultados da ANOVA permitiram identificar que ocorreram diferenças significativas entre os setores para cada uma das estimativas de dissimilaridade, β SOR (F-valor = 725,6; p-valor <0,001), β SIM (F-valor = 2686; p-valor <0,001) e β SNE (F-valor = 3081; p-valor <0,001). O PostHoc Test (Tabela 1) indicou que existem diferenças significativas entre todos os setores para a dissimilaridade total (β SOR) e suas componentes *turnover* (β SIM) e *nestedness* resultante (β SNE), com exceção da comparação entre os setores Inferior e Externo para β SNE.

Tabela 1 - Resultados do Posthoc Test através do método de Fisher'lsd para a comparação das médias entre os setores para a Dissimilaridade Total (β SOR), a componente *Turnover* (β SIM) e a componente *Nestedness* resultante (β SNE)

	β SOR p-valor	β SIM p-valor	β SNE p-valor
Inferior - Externo	< 0,001	< 0,001	0,5340
Médio - Externo	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Superior - Externo	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Médio - Inferior	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Superior - Inferior	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Superior - Médio	< 0,001	< 0,001	< 0,001

Legenda: β SOR: dissimilaridade total; β SIM: dissimilaridade da componente *turnover*; β SNE: dissimilaridade da componente *nestedness* resultante.

O setor Médio apresentou a maior variabilidade tanto para as estimativas de β SOR quanto para β SIM e β SNE, se comparado aos demais setores. Os setores Inferior e Externo, depois do Setor Médio, foram os que apresentaram as maiores variabilidades para as

estimativas de β SOR, não oscilando praticamente para o Setor Superior. Esta baixa variabilidade ocorreu também para os Setores Superior, Inferior e Externo para as estimativas de β SIM e β SNE.

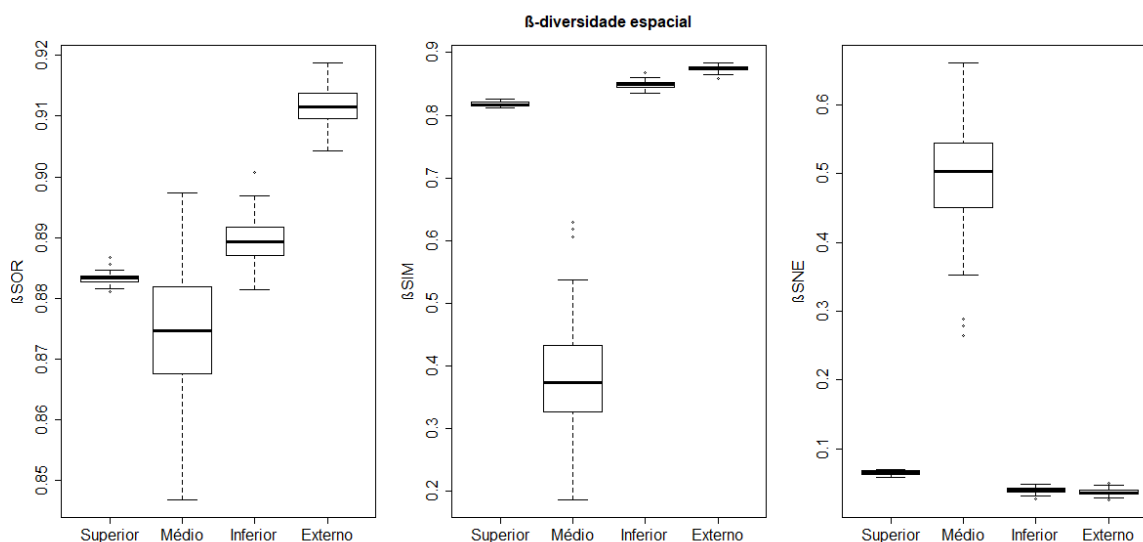


Figura 3 - Boxplot com os valores de Dissimilaridade Total entre múltiplas amostragens (β SOR) e suas componentes *Turnover* (β SIM) e *Nestedness* resultante (β SNE) para os setores amostrados.

Para a métrica NODF os valores de *nestedness* observados para os setores Superior, Inferior e Externo não foram significativamente diferentes dos esperados pelo modelo nulo (Superior: Nobs = 44; Nesp = 43,6; Z-valor = 0,16; p = 0,424; Inferior: Nobs = 35,45; Nesp = 37,35; Z-valor = -1,49; p = 0,058; Externo: Nobs = 27,75; Nesp = 27,95; Z-valor = -0,18; p = 0,449) (Tabela 2). Já para o Setor Médio o valor observado (Nobs = 72,33) foi significativamente menor do que o esperado pelo modelo nulo (Nesp = 82,64; Z-valor = -16,89; p = 0,001). Estes resultados indicam, portanto, que a ictiofauna demersal dos setores Superior, Inferior e Externo não apresentam significativamente mais *nestedness* do que o esperado por padrões aleatórios, enquanto que para o Setor Médio a comunidade íctica foi significativamente menor do que o esperado pelos modelos nulos.

Tabela 2 - Resultados da análise de *Nestedness* através do programa NODF para as espécies da ictiofauna amostradas nos setores Superior, Médio, Inferior e Externo.

Setor	Nº de espécies	Nº de pontos (sites)	Nobs	Nesp (SD)	Filling	Z-valor	p
Superior	29	2 (24)	44	43,6 (2,45)	21,1%	0,16	0,424
Médio	82	4 (48)	72,33	82,64 (0,61)	41,3%	-16,89	0,001*
Inferior	53	3 (36)	35,45	37,35 (1,28)	21,1%	-1,49	0,058
Externo	57	3 (36)	27,75	27,95 (1,14)	14,7%	-0,18	0,449

Legenda: Nobs: NODF observado para cada setor; Nesp (SD): NODF esperado para cada setor com seu respectivo desvio padrão; Filling: preenchimento da matriz.

Discussão

Neste levantamento realizado entre os anos de 2014 a 2016, foram registradas 77 espécies de peixes demersais, pertencentes a 33 famílias. Conforme os últimos inventários realizados no CEP, foram registradas uma média de 180 espécies contemplando todos habitats verticais (Contente *et al.*, 2011; Passos *et al.*, 2012 e Passos *et al.*, 2013), no entanto, este estudo é pioneiro no estado onde comparamos a beta diversidade dos peixes demersais, abrangendo 4 setores ao longo do eixo Leste-Oeste, começando na plataforma continental adjacente (batimetria de 20 m) e se estendendo até o setor Superior do Complexo Estuarino de Paranaguá, em ambientes com salinidade variando entre 5‰ e 25‰ (Neto & Lana, 1997; Lana *et al.*, 2001; Passos *et al.*, 2013).

Ao verificar a dissimilaridade total (β SOR) entre os setores, notamos valores muito próximos, variando de 0,87 (setor Médio) a 0,91 (setor Externo). Esse resultado apenas é reflexo da quantidade de espécies encontradas nos setores, isto é, o ambiente Externo, por apresentar 57 espécies (sendo 13 exclusivas), superou os demais setores em quantidades de espécies e também de espécies exclusivas. Vale lembrar que quanto maior a diferença das espécies entre os habitats, maior o valor desta variável (Magurran, 2012). Essa métrica simples utilizada teve a finalidade de comparação entre os setores, demonstrando dessa forma, que são ambientes muito semelhantes, no entanto, ao particioná-los em suas componentes,

obtivemos valores relativamente diferentes de *turnover* (β SIM) e *nestedness* resultante (β SNE), onde avaliado separadamente, pode ser um reflexo de possíveis estressores de origem natural ou antrópica (Gutiérrez-Cánovas, *et al.*, 2013).

Quando observamos os valores de β ratio para todos os setores, constatamos uma discrepância para o setor Médio em relação aos demais setores. O valor elevado (acima de 0,5) somente para o setor Médio é dado pela predominância da componente *nestedness* resultante, diferentemente dos demais (setores Superior, Inferior e Externo), onde os valores de β ratio abaixo de 0,5 representam uma predominância da componente *turnover* de beta diversidade nos ambientes analisados. Segundo Gianuca *et al.* (2017), as características e como cada espécie se comporta nas comunidades biológicas, é reflexo da heterogeneidade ambiental, nesse sentido, quando se trata de relações esperadas, ou relações ideais sobre comportamento das espécies dentro das comunidades, espera-se que a componente *nestedness* diminua com a ampliação da área de dispersão de espécies, enquanto a componente *turnover* aumente.

Ao verificarmos as componentes da beta diversidade separadamente para cada setor, com exceção do setor Médio, que será discutido posteriormente, podemos verificar uma diminuição do aninhamento (*nestedness*) com o aumento da área de dispersão, isto é, no setor Superior obtivemos valores de 0,065, no setor Inferior obtivemos 0,04 e no setor Externo, 0,036. Observando a componente substituição (*turnover*), podemos notar o mesmo padrão para os três setores, isto é, com o aumento da área de dispersão, ao contrario do componente aninhamento, esta componente tende a aumentar. Isto é, no setor Superior obtivemos valores de 0,817, no setor Inferior obtivemos 0,848 e no setor Externo, 0,874. Desta forma, com exceção do setor Médio, nossos resultados corroboram com o esperado ao acaso, onde espera-se que a componente *nestedness* diminua com a ampliação da área de dispersão de espécies, enquanto a componente *turnover* aumente (Gianuca *et al.*, 2017).

Com os valores expostos acima das componentes de aninhamento e substituição, podemos notar a predominância do *turnover* nos setores Superior, Inferior e Externo. Tanto estuários quanto a plataforma continental, são ecossistemas moldados por grandes gradientes ambientais. Os estuários, devido a sua posição na interface entre os ambientes marinho e de água doce, são fortemente influenciados pela salinidade e matéria orgânica (Teichert *et al.*, 2018) enquanto que a plataforma continental sofre influência de gradientes de profundidade, temperatura, energia hidrodinâmica entre outros (Snelgrove e Butman, 1994; Damalas *et al.* 2010). Nesse sentido, segundo Basset *et al.*, (2013), elevadas taxas de *turnover* podem ser

esperadas nestes ambientes, haja vista as elevadas mudanças entre espécies ao longo destes gradientes.

Diferentemente dos demais setores, o setor Médio apresentou grandes diferenças nos valores de suas componentes *turnover* e *nestedness* resultante, refletindo diretamente no valor de β ratio (0,565). Os resultados encontrados neste setor foram inversos aos demais, ocorrendo um predomínio da componente aninhamento (0,494) comparada a componente substituição (0,381). Estudos anteriores demonstram que este setor sofre, em diferentes proporções, modificações ambientais (Barletta *et al.*, 2016; Possato *et al.*, 2017), o que pode estar influenciando diretamente nos resultados encontrados neste estudo. Estas alterações antrópicas modificam os habitats e suas características bem como a abundância de espécies e suas tolerâncias fisiológicas aos fatores abióticos, fatos estes que podem explicar o surgimento do aninhamento em metacomunidades (Hylander *et al.* 2004, Higgins *et al.* 2006). Desta maneira, e com um menor número de espécies que suportam estes novos habitats modificados, a substituição de espécies umas por outras se torna menor.

No setor Médio, existe a presença do maior porto graneleiro da América Latina (Cunha, 2018; Andriquetto Filho *et al.*, 1998), o que pode estar influenciando diretamente na distribuição e diversidade da fauna íctica. Segundo Possato *et al.*, (2017), o CEP é considerado um dos estuários mais preservados do Brasil, no entanto, no eixo leste-oeste, local do setor Médio, os efeitos antropogênicos se tornam aparentes e são resultados de diversos fatores. Também neste setor, podemos destacar as operações de dragagem para manutenção do canal de navegação, intensificada neste local devido à proximidade com o porto, desta forma, resultando em mudanças nas comunidades de peixes (Barletta *et al.*, 2016). Este mesmo autor destacou também, a diminuição de determinadas espécies, e até mesmo o desaparecimento de espécies de Sciaenidae devido a influência do processo de dragagem.

Haja vista nossos resultados mostrarem uma alteração nos valores de ambas as componentes da beta diversidade para o setor Médio do estuário (em comparação aos demais setores) optou-se por usar além dos resultados clássicos da β -diversidade (β SOR) e suas componentes *turnover* (β SIM) e *nestedness* resultante (β SNE), utilizar uma das métricas que estima o padrão *nestedness* propriamente dito, de maneira mais apropriada e confiável - NODF (Almeida-Neto *et al.*, 2008; Wang *et al.*, 2013). Para esta métrica, os valores de *nestedness* observados para os setores Superior, Inferior e Externo não foram significativamente diferentes dos esperados pelo modelo nulo. No entanto, o setor Médio do estuário apresentou valor significativamente menor do que o esperado pelo modelo nulo.

Apesar desta sub-estimação, a análise de NODF mostrou que neste estudo fez-se possível evitarmos o erro tipo I, ou seja, a sobre-estimação do padrão *nestedness* para todos os setores. Ainda, de maneira clara, nota-se a diferença dos valores observados e esperados para o setor Médio em comparação com os demais setores (ver Tabela 2), indicando assim que este foi o setor que apresentou o maior padrão *nestedness* dentre todos, apesar ainda de ter seu valor sub-estimado. Estes fatos corroboram com as análises e discussões anteriores.

A diversidade beta é uma importante ferramenta para o planejamento da conservação dos ambientes (Anderson *et al.*, 2006), sendo assim, podemos inferir que os efeitos acarretados pelas atividades antropogênicas podem estar provocando distúrbios na comunidade de peixes demersais no setor Médio de nosso estudo. Tendo em vista os resultados discrepantes evidenciados somente para o setor Médio, sugerimos para este setor, maior rigorosidade no planejamento estratégico de proteção e manutenção ambiental por partes dos órgãos competentes, uma vez que diferentemente dos demais setores, o setor Médio se apresentou mais sensível frente às atividades antropogênicas que existem no CEP e Plataforma Continental Adjacente.

Agradecimentos

Este projeto contou com recursos financeiros e logísticos da Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), referente ao Programa de Monitoramento da Biota Aquática e Determinação de Bioindicadores (LO 1173/2013 – IBAMA) e Autorização de Captura, Coleta e Transporte de Material Biológico (407/2014 – IBAMA) para coleta e processamento das amostras. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutoramento.

Referências

- ALMEIDA-NETO, M., GUIMARÃES, P., GUIMARÃES JR., P.R., LOYOLA, R.D., ULRICH, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1227-1239.
- ANDERSON, M.J., CRIST, T.O., CHASE, J.M., VELLEND, M., INOUE, B.D., FREESTONE, A.L., SANDERS, N.J., CORNELL, H.V., COMITA, L.S., DAVIES, K.F., HARRISON, S.P., KRAFT, N.J.B., STEGEN, J.C., SWENSON, N.G. (2011).

Navigating the multiple meanings of β -diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.

ANDERSON, M.J., ELLINGSEN, K.E., MCARDLE, B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9:683-693.

ANDRIGUETTO FILHO, J.M. (1999). Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no Litoral do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 242 p.

ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., TORRES, R.F., TOMAZ, L.M. (1998). Interações, fatores de mudança e sustentabilidade das práticas materiais e dinâmicas ambientais nos sistemas técnicos de pesca artesanal. Meio ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: Diagnóstico. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p. 95-105.

ANGULO, J.R. (1992). Geologia da planície costeira do estado do Paraná. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 334 p.

APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2017). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.

APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2018). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.

BARLETTA, M., BLABER, S.J.M. (2007). Comparisons of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) Estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80(3):647-680.

BARLETTA, M., CORRÊA, M.F.M. (1992). Guia para identificação de peixes da costa do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR. 131 p.

- BARLETTA, M., DANTAS, D.V. (2016). "Environmental gradients," in Encyclopedia of Estuaries, ed M. J. Kennish, Springer, New Jersey, 237–242 p.
- BARROS, F., BLANCHET, H., HAMMERSTROM, K., SAURIAU, P.G., OLIVER, J. (2014). A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149:223-231.
- BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19:134-143.
- BASELGA, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4:552–557.
- BASELGA, A., ORME, D., VILLÉGER, S. (2018). Package 'betapart': Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Technical Report.
- BASSET, A., BARBONE, E., ELLIOTT, M., LI, B.L., JORGENSEN, S.E., LUCENA-MOYA, P., MOUILLOT, D. (2013). A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132(1):5-16.
- BIGARELLA, J.J., BECKER, R.D., MATOS, D.J., WERNER, A. (1978). A serra do mar e a porção oriental do estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional (contribuições à geologia, geografia e ecologia regional). Governo do Paraná, Secretaria de Estado do Planejamento, Associação de Defesa e Educação Ambiental, 248 p.
- BRANDINI, N. (2000). Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 94 p.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG,

- A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., NAEEM, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59-67.
- CATTANI, P.E., LAMOUR, M.R. (2016). Considerations Regarding Sedimentation Rates along the E-W Axis of the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil: A Bathymetric Approach. *Journal of Coastal Research*, 32(3):619-628.
- CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58(1):38-50.
- CRUZ, K.T.S. (2014). Padrões de diversidade beta de assembleias de peixes em ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental. Universidade Federal Tecnológica do Paraná. 95 p.
- CUNHA, I.M. (2018). Cidade, lei e desenvolvimento: Pontal do Paraná, uma estrada para o futuro? Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 122 p.
- DAMALAS, D., MARAVELIAS, C.D., KATSANEVAKIS, S., KARAGEORGIS, A.P. (2010). Seasonal abundance of non-commercial demersal fish in the eastern Mediterranean Sea in relation to hydrographic and sediment characteristics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89:107-118.
- DISERUD, O.H., ØDEGAARD, F. (2007). A multiple-site similarity measure. *Biology Letters*, 3:20-22.
- DOBROVOLSKI, R., MELO, A.S., CASSEMIRO, F.A.S., DINIZ-FILHO, J.A.F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21:191–197.
- ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K.L. (2002). *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, London, 656 p.

- ELLIOT M., WHITFIELD A.K., POTTER I.C., BLABER S.J.M., CYRUS D.P., NORDLIE F.G., HARRISON T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8:241-268.
- FALCÃO, M.C., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., DE QUEIROZ, G.M.N., SANTOS, C. (2006). A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zootecias*, 8(2):125-138.
- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980b). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FRANCO, A., ELLIOTT, M., FRANZOI, P., TORRICELLI, P. (2008) Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354: 219-228.
- GIANUCA, A., DECLERCK, S., LEMMENS, P., MEESTER, L. Effects of dispersal and

environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology*, 98(2):525-533.

GOTELLI, N.J. (2000). Null model analysis of species co-occurrence patterns. *Ecology*, 81: 2606-2621.

GOTELLI, N.J. (2001). Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 337-343.

GUTIÉRREZ CÁNOVAS, C., MILLÁN, A., VELASCO, J., VAUGHAN, P.I., ORMEROD, J.S. (2013). Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22(1):796-805.

HIGGINS, C.L., WILLIG, M.R., STRAUSS, R.E. (2006). The role of stochastic processes in producing nested patterns of species distributions. *Oikos* 114:159-167.

HU, G., FEELEY, K., WU, J., XU, G., YU, M. (2011). Determinants of plant species richness and patterns of nestedness in fragmented landscapes: evidence from land-bridge islands. *Landscape Ecology*, 26:1405–1417.

HYLANDER, K., NILSSON, C. JONSSON, B.G., GÖTHNER, T. (2004). Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. *Oikos* 108: 351-361.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades on-line. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 27 mai. 2019.

KENNEDY, D., NORMAN, C. (2005). What don't we know? *Science*, 309: 75–75.

KENNISH, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1):78-107.

LANA, P.C., MARONE, E., LOPES, R.M., MACHADO, E.C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144:131-145.

- LEGENDRE, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of bet diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23:1324-1334.
- LEGENDRE, P., BORCARD, D., PERES-NETO, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75:435-450.
- LOREAU, M. (2010). The challenges of biodiversity science. In: KINNE, O. (ed.) *Excellence in Ecology*, 17. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- LOTZE, H.K., LENIHAN, H.S., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R.G., KAY, M.C., KIDWELL, S.M., KIRBY, M.X., PETERSON, C.H., JACKSON, J.B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809.
- MAGURRAN, A. (2012). *Medindo a Diversidade Biológica*. Editora UFPR, Curitiba, 262 p.
- MANTOVANELLI, A., MARONE, E., SILVA, E.T., LAUTERT, L.F., KLINGENFUSS, M.S., PRATA, V.P., NOERNBERG, M.A., KNOPPERS, B.A., ANGULO, R.J. (2004). Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 59(4):523–537.
- MARONE, E., MACHADO, E.C., LOPES, R.M., SILVA, E.T. (2005). Land–ocean fluxes in the Parana Bay estuarine system, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3/4):169-181.
- MATTHEWS, T.J., COTTEE-JONES, H.E.W., WHITTAKER, R.J. (2015). Quantifying and interpreting nestedness in habitat islands: a synthetic analysis of multiple datasets. *Diversity and Distributions*. 21:392–404
- MENDONÇA, J.T., LUCENA, A.C.M., MUEHLMANN, L.D., MEDEIROS, R.P. (2017). Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil no período de 2005 a 2015). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41:140-157.

- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., KJERFVE, B. (2002). Princípios de Oceanografia Física de estuários. EDUSP, São Paulo, 432 p.
- NETTO, S.A., LANA, P. C. (1997). Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranagua Bay (south-eastern Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(5):641-648.
- PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C., ARAÚJO, M.E. (2008). Estrutura e Organização Trófica da Ictiofauna de Águas Rasas em um Estuário Tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, 25(4):647-661.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ARAUJO, C.C.V.D., DAROS, F.A.L.D.M.; SPACH, H.L., ABILHÔA, V., FÁVARO, L.F. (2012). Fishes of Paranaguá estuarine complex, south west Atlantic. *Biota Neotropica*, 12(3):226-238.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ABBATEPAULO, F.V., SPACH, H.L., VILAR, C.C., JOYEUX, J.C., CARTAGENA, B.F.C., FAVARO, L.F. (2013). Analysis of Fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(4):251-264.
- POSSATO, F.E., BROADHURST, M.K., GRAY, C.A., SPACH, H.L., LAMOUR, M.R. (2017). Spatiotemporal variation among demersal Ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and Freshwater Research*, 68:703-717.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2004). Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(1):125-138.
- QIN, J., LIU, X., XU, Y., WU, X., OUYANG, S. (2019) Beta diversity patterns of fish and conservation implications in the Luoxiao Mountains, China. *ZooKeys*, 817:73-93.
- R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- SI, X., BASELGA, A., DING, P. (2015). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on Inundated Land-Bridge Islands by separating the turnover and nestedness components. *PLoS ONE*, 10(5): e0127692.
- SIGNORELL, A. *et al.* (2020). DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.32.
- SNELGROVE, P.V.R., BUTMAN, C.A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: causa versus effect. *Oceanographic Marine Biology Annual Review*, 32:111-177.
- SUTHERLAND, W.J., ADAMS, W.M., ARONSON, R.B. *ET AL.* (2009) One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology*, 23:557-567.
- TEICHERT, N., LEPAGE, M., CHEVILLOT, X., LOBRY, J. (2018). Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography*, 45(1):406-417.
- ULRICH, W., GOTELLI, N.J. (2007a) Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88:1824-1831.
- ULRICH, W., GOTELLI, N.J. (2007b). Disentangling community patterns of nestedness and species cooccurrence. *Oikos*, 116:2053-2061.
- WANG, Y., DING, P., CHEN, S., ZHENG, G. (2013). Nestedness of bird assemblages on urban woodlots: implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 111:59–67.

CAPÍTULO III

**PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DE COCORRÊNCIA EM ASSEMBLEIAS DE
PEIXES EM AMBIENTE SUBTROPICAL**

*Spatial-temporal co-occurrence patterns of fish assemblages in a subtropical
environment*

Cardoso, O.R., Cattani, A.P.^{1,2}, Santos, L.O.^{2,3}, Spach, H.L.

1. Tratamento de dados, estatística.
2. Interpretação de resultados.
3. Revisão do trabalho, com aporte significativo.

Resumo

Ambientes marinhos e estuarinos sofrem uma série de processos hidrológicos, oceanográficos e antropogênicos, criando assim um habitat com gradientes térmicos, gradientes de salinidade e concentrações variáveis de nutrientes e poluentes, sendo assim, influenciando diretamente nos padrões de distribuição de peixes no espaço-tempo e moldando a diversidade das assembleias, tudo devido a esta heterogeneidade do ambiente. Além disso, interações competitivas entre as espécies também são um dos fatores que constituem os padrões espaciais e temporais de distribuição e ocorrência nas comunidades biológicas. A fim de investigar os padrões de coocorrência entre espécies de peixes demersais do Complexo Estuário de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente, Paraná, Brasil, a ictiofauna foi monitorada de três em três meses entre os anos de 2014 e 2016, realizando amostragem em 9 pontos dentro do Estuário e mais 3 pontos em mar aberto, totalizando 12 pontos. A estruturação das assembleias foi avaliada pelo índice C-Score e modelos nulos, através de 5000 randomizações. Constatamos após as simulações, que de um modo geral, os resultados demonstraram estatisticamente um padrão de ocorrência igual ao esperado, no entanto, tanto nos modelos temporais, quanto nos espaciais, somente o Setor Superior do CEP apresentou em todas as matrizes, um padrão geral de coocorrência aleatório, diferentemente dos demais setores, em que algum momento dos modelos espaço tempo, apresentaram padrões de coocorrência menores que o gerado ao acaso. Sendo assim, conforme os conceitos referentes à organização de comunidades em escalas temporais, muitas comunidades, após terem sofrido perturbações, tendem a se desorganizar para após isso, apresentarem um aumento progressivo na organização, isto é, apresentam um padrão de coocorrência aleatório, como uma resposta inicial, e ao longo do tempo as espécies da comunidade se segregam ou agregam em resposta à retomada da estabilidade do sistema.

Palavras-chave: C-score; Modelos nulos; Ecologia de comunidade; Ictiofauna demersal.

Abstract

Marine and estuarine environments undergo a series of hydrological, oceanographic and anthropogenic processes, thus creating a habitat with thermal gradients, salinity gradients and varying concentrations of nutrients and pollutants, thus influencing directly the patterns of distribution of fish in space-time and shaping the diversity of the assemblies, all due to this heterogeneity of the environment. In addition, competitive interactions between species are

also one of the factors that constitute spatial and temporal patterns of distribution and occurrence in biological communities. In order to investigate the co-occurrence patterns between demersal fish species from the Paranaguá Estuary Complex and the Adjacent Continental Platform, Paraná, Brazil, the ichthyofauna was monitored every three months between the years 2014 and 2016, carrying out sampling at 9 points within of the Estuary and 3 more points in the open sea, totaling 12 points. The structure of the assemblies was evaluated using the C-Score index and null models, through 5000 randomizations. We found after the simulations that, in general, the results showed a pattern of occurrence statistically equal to that expected, however, in both temporal and spatial models, only the Superior Environment of CEP presented in all matrices, a general pattern of random co-occurrence, unlike the other environments, in which some moment of the space-time models, presented co-occurrence patterns lower than that generated at random. Therefore, according to the concepts referring to the organization of communities on time scales, many communities, after having suffered disturbances, tend to disorganize themselves, after which they present a progressive increase in the organization, that is, they present a pattern of random co-occurrence, as a initial response, and over time community species segregate or aggregate in response to the resumption of system stability.

Keywords: C-score; Null models; Community ecology; Demersal ichthyofauna.

Introdução

Os estuários são ambientes que sofrem uma série de processos hidrológicos, oceanográficos e antropogênicos, criando assim um habitat com gradientes térmicos, gradientes de salinidade e concentrações variáveis de nutrientes e poluentes (Wolanski, 2007). Todos esses processos, de alguma forma, influenciam os padrões de distribuição de peixes no espaço-tempo e moldam a diversidade das assembleias, tudo devido a esta heterogeneidade do ambiente (Azevedo *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2015; Fujiwara *et al.*, 2016). A maioria das espécies presentes em estuários utilizam estes ambientes como área de alimentação, reprodução, crescimento e criação de larvas e juvenis (recrutamento), o que tornam estes ambientes fundamentais na manutenção das populações marinhas (Whitfield, 1999; Isaac-Nahum, 2006).

Tanto na plataforma como no estuário, modificações na temperatura e salinidade da água, turbidez, oxigênio dissolvido, composição sedimentar e profundidade podem afetar diretamente a diversidade das assembleias de peixes (Jung e Houde, 2003; Oliveira Neto *et*

al., 2004; Falcão *et al.*, 2006; Passos *et al.*, 2013; Possato *et al.*, 2016). Nos estuários, tais fatores variam ao longo de pequenas distâncias e dentro de pequenas áreas, mais do que na plataforma continental, onde as modificações são geralmente mais dispersas. Assim, o grande estresse ambiental que naturalmente ocorre nos estuários, pode ser facilmente exacerbado por pequenas alterações na coluna d'água.

Auxiliando na compreensão destes processos, o estudo das múltiplas e complexas interações possíveis entre espécies e o ambiente em que vivem permite compreender quais fatores afetam a riqueza e a composição das comunidades ao longo do tempo (Begon *et al.*, 2006). Com isso, a fim de investigar os padrões de ocorrência e distribuição de espécies no espaço e tempo, a ecologia de comunidades tem por objetivo compreender e responder diversas incógnitas sobre a coocorrência de determinadas espécies, ou até mesmo por que certas espécies nunca são encontradas em uma comunidade (Gotelli, 2000; Both, 2009). Quanto a organização das comunidades, alguns autores citam os processos determinísticos (Gotelli e McCabe 2002), outros estocásticos (Ulrich 2004) e outros ainda, ambos atuando em conjunto (Ruhí *et al.* 2014). Todo e qualquer processo que contribua na organização das comunidades, levam a padrões distintos de ocorrência de espécies, como por exemplo, comunidades estruturadas por mecanismos estocásticos, podem apresentar padrões de coocorrências aleatórios, nos quais uma espécie ocorre independentemente da ocorrência da outra, já comunidades estruturadas por processos determinísticos, podem apresentar padrões de agregação de espécies, ou até mesmo padrões de segregação de espécies (Heino e Grönroos 2013; Presley 2011).

Predizer como os fatores ambientais, biológicos, antropogênicos e suas interações determinam os padrões de organização das comunidades em plataformas continentais e estuários, ainda é uma tarefa complexa (Muto *et al.*, 2000; Azevedo *et al.*, 2007; Contente *et al.*, 2011; Barletta *et al.*, 2016). Pois diversos estudos sobre coocorrência de peixes sugerem que são inúmeros fatores que afetam as taxas de capturas das espécies, como a salinidade, temperatura da água e até mesmo a profundidade, fornecendo assim, uma base para desenvolver e testar hipóteses sobre os fatores que podem moldar a ocorrência de espécies (Andrade-Turbino *et al.*, 2008; Froeschke *et al.*, 2010; Matich *et al.*, 2017).

Além destes fatores extrínsecos citados, a estrutura e formação das assembleias de peixes nestes ambientes, podem também estar relacionadas com os processos bióticos intrínsecos, como os ciclos de abundância, regidos pela entrada e saída de peixes marinhos para alimentação e reprodução em diferentes estações do ano (Araújo *et al.*, 2002, Azevedo *et al.*, 2006). Sendo assim, o estudo sobre coocorrência de espécies é importante para entender

como as comunidades são montadas, possibilitando identificar mudanças na abundância, distribuição e comportamento dos peixes em pequenas escalas espaciais (Matich *et al.*, 2017) e ainda, possibilita compreender como cada comunidade está inserida em um contexto espaço-temporal particular, sendo assim possível perceber perturbações naturais (Sanders *et al.* 2007; Boschilia *et al.* 2012) e até antropogênicas (Sanders *et al.* 2003). A utilização deste método é fundamental para avaliar não somente a estruturação e formação das assembleias de peixes nestes ambientes, mas para podermos compreender o ecossistema e tentar prever mudanças futuras, a partir do conhecimento dos processos que governam essas mudanças ao longo do tempo e espaço.

Para identificar a existência de interações entre as espécies de peixes das comunidades ictiofaunísticas do Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente, foram testados padrões de coocorrência através de modelos nulos a fim de verificar se estas comunidades se estruturam aleatoriamente ou determinados por algum fator, seja ambiental ou biológico. Pela hipótese do modelo nulo, se as interações bióticas predominam como a principal força motriz da estruturação das assembleias de peixes, então o padrão de coocorrência observado será diferente do que se espera ao acaso.

Material e métodos

Área de estudo

O Complexo de Estuarino de Paranaguá (CEP) está localizado na região centro norte do litoral paranaense, região subtropical do Brasil, é um sistema com extensão de 612 km² (Angulo, 1992). O CEP encontra-se dividido em dois eixos principais de orientação, sendo o eixo Leste-Oeste, com aproximadamente 56 km de comprimento, e o eixo Norte-Sul, com cerca de 30 km de comprimento (Andriguetto Filho *et al.*, 2006) (Figura 1). Esta região é habitada por um elevado número de pescadores, que tem a pesca como base de sua economia (Mendonça *et al.*, 2017). Sendo assim, o CEP possui grande importância econômica no setor pesqueiro, industrial e turístico, associada às intensas atividades de dois portos que estão localizados no complexo (Porto de Paranaguá e Porto de Antonina).

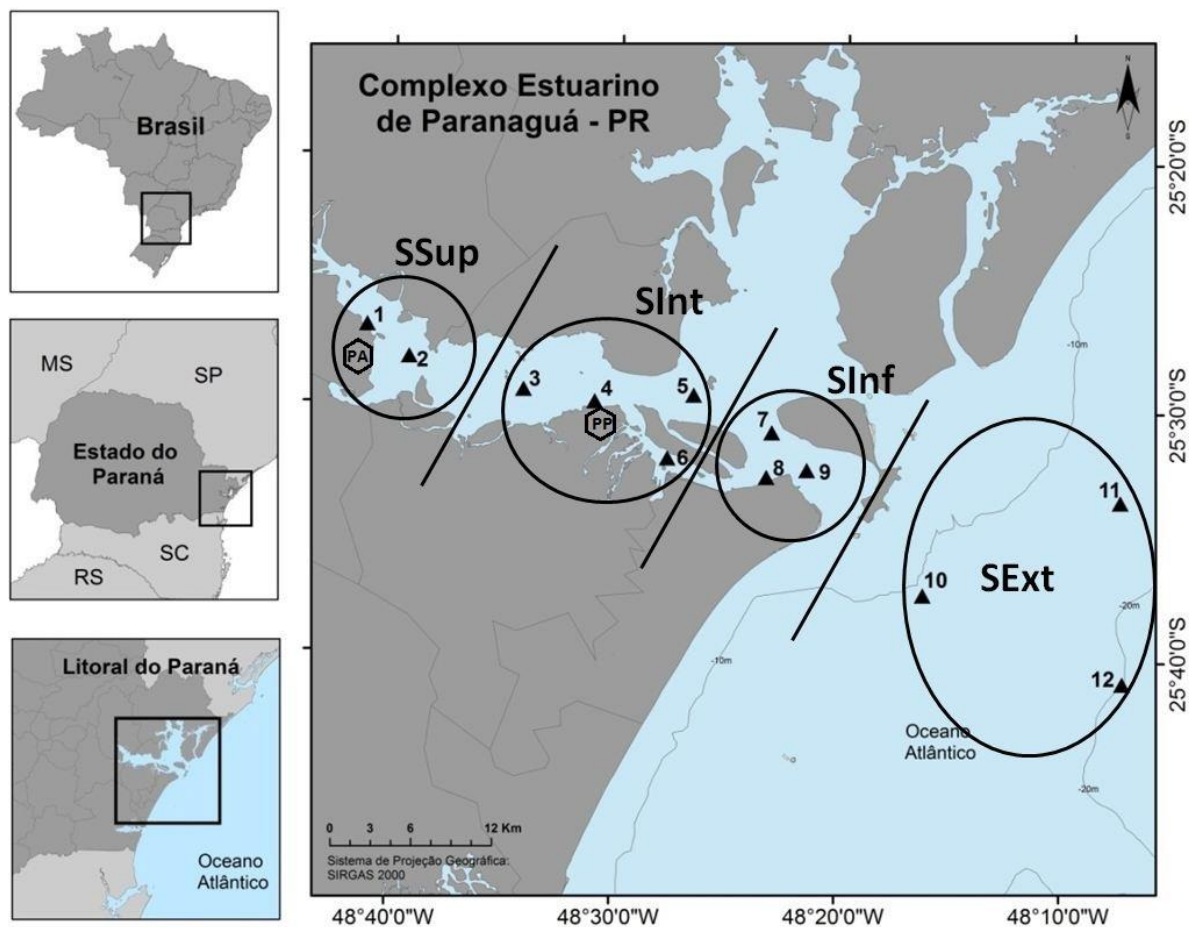


Figura 1 - Localização dos doze pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná. Em destaque os Portos de Antonina (PA) e Paranaguá (PP) e os quatro (4) setores do eixo Leste-Oeste: Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup).

Para o presente estudo, foi dado enfoque ao eixo leste-oeste do CEP, o qual contempla o canal de vias navegáveis que conduzem os navios aos atracadouros dos Portos de Paranaguá e Antonina. Este eixo apresenta mais de 50 Km de extensão e 7 Km de largura máxima, além de contemplar as baías de Antonina e Paranaguá.

Coleta dos dados

As coletas foram realizadas trimestralmente entre os anos de 2014 a 2016. Foram amostrados 12 pontos de coleta, o que totalizou 144 amostragens de arrastos demersais. Os primeiros nove pontos estão presentes ao longo do eixo leste - oeste do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) e os últimos três na área de mar aberto (Figura 1). Para os arrastos demersais e obtenção das amostras nos pontos de coleta, foi utilizado uma embarcação motorizada do tipo bote de madeira com potência do motor de 60Hp, contendo duas redes do

tipo “manga redonda” para realizar arrastos duplos. As redes utilizadas, possuem malhagem de 3 cm entre nós opostos no corpo e de 2 cm entre nós opostos no ensacador, que são operadas com o auxílio de duas portas (uma em cada ponta) de madeira vazada, com peso aproximado de 30 Kg cada, para manter a abertura da boca de 10m.

Processamento dos dados

As amostras coletadas foram armazenadas em sacos plásticos, conservados em gelo e devidamente identificados de acordo com o ponto de coleta até a chegada ao Laboratório de Ecologia de Peixes, do Centro de Estudos do Mar (UFPR), onde foram congeladas para posterior triagem e identificação. Todos os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível, segundo literatura especializada (Barletta & Corrêa, 1992; Figueiredo, 1978; Figueiredo & Menezes, 1978, 1980a, 1980b, 2000).

Análise dos dados

Foram montadas matrizes de ocorrência, nas quais as linhas representaram as espécies coletadas e as colunas os locais e períodos amostrados. A partir de uma matriz geral, onde nas colunas estavam cada local por mês e ano de coleta, foram criadas as matrizes separando as escalas temporais e espaciais a serem analisadas. Desta forma, foram contempladas as escalas espaciais (CEP, Setor Superior do CEP, Setor Intermediário do CEP, Setor Inferior do CEP e Setor Externo) separadas por ano (2014, 2015 e 2016) e também contemplando os 3 anos juntos. Já para a escala temporal, foram criadas matrizes sazonais dentro de cada ano de coleta. Vale ressaltar, que nestas análises de coocorrência, o efeito de cada tipo de escala (espacial ou temporal) não são independentes entre si, sendo assim, em cada análise de coocorrência em escala temporal ainda há o efeito da escala espacial e vice-versa.

Conforme Stone e Roberts (1990), o padrão de organização espaço-temporal da assembleia pode ser estimado com o índice de coocorrência C-Score, desta forma, esse índice calcula as médias de ocorrência dos pares de espécies da assembleia no modelo de tabuleiro de xadrez.

$$C_{ij} = (r_i - S_{ij})(r_j - S_{ij})$$

$$C\text{Score} = \sum_{i < j} \frac{C_{ij}}{\binom{M(M-1)}{2}}$$

Onde: C_{ij} : unidades em tabuleiro para o par de espécies ij ; r_i : total de ocorrências da espécie i na matriz de incidências (somatório da linha i); r_j : total de ocorrências da espécie j na matriz de incidências (somatório da linha j); S_{ij} : número de coocorrências da espécie i e j (locais ou tempo que ambas compartilham); M : número de espécies na matriz. Quanto maior o valor do C-Score menor a coocorrência entre as espécies de uma assembleia.

Para avaliar os padrões observados de organização das assembleias de peixes quanto suas coocorrências, utilizamos um modelo nulo para simular padrões gerados ao acaso (Gotelli e McCabe 2002). Conforme Gotelli e McGill 2006, modelos nulos são modelos estatísticos que através de randomização possibilitam fazer inferências sobre determinado padrão ou processo observado em relação ao esperado por acaso, sendo assim, é possível realizar inferências sobre um determinado padrão ou processo observado em relação ao que seria esperado por puro acaso. Para cada matriz foram realizadas 5000 simulações, dessa forma, foi calculado o C-Score simulado e comparamos com o C-Score observado. Valores maiores que os gerados ao acaso indicam que a assembleia apresenta um padrão de segregação, enquanto que, valores menores que os gerados ao acaso indicam um padrão de ocorrência agregada entre as espécies (Gotelli 2000, Gotelli e McCabe 2002, Krasnov *et al.* 2014).

Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o ambiente computacional R (R Development Core Team 2017), utilizando o pacote 'vegan' (Oksanen *et al.* 2013) para o cálculo do C-Score. Foi adotado nível de significância de 5%.

Resultados

Assembleia de peixes

Um total de 15.040 exemplares de peixes demersais foram capturados, distribuídos em 21 ordens, 33 famílias e 77 espécies. As famílias que apresentaram maior número de taxa foram Sciaenidae (16 espécies), Paralichthyidae (6 espécies), Haemulidae e Tetraodontidae (5 espécies cada), Achiridae (4 espécies), Ariidae, Gerreidae e Gobiidae (3 espécies cada),

Batrachoididae, Diodontidae, Mullidae, Ophidiidae, Rhinobatidae, Serranidae e Synodontidae (2 espécies cada). As demais famílias tiveram a ocorrência de apenas um taxa.

Das 77 espécies amostradas, o setor Externo (Plataforma Adjacente) apresentou 57 espécies, sendo 13 encontradas exclusivamente neste setor. Já nos setores do CEP, o setor Inferior apresentou 53 espécies, sendo 6 exclusivas; o setor Intermediário 47 espécies, sendo 4 exclusivas e o setor Superior 29 espécies, sendo 2 encontradas exclusivamente neste setor (Tabela 1).

Tabela 1 - Lista por ordem alfabética, das espécies de peixes capturadas nos 4 setores (Superior - SUP, Intermediário - INTER, Inferior - INF e Externo - EXT), nos meses de março, junho, setembro e dezembro dos anos de 2014, 2015 e 2016.

ESPÉCIE	SUP	INTER	INF	EXT
<i>Achirus declivis</i>	X	X	X	
<i>Achirus lineatus</i>	X	X	X	X
<i>Ariomma bondi</i>				X
<i>Bairdiella ronchus</i>			X	X
<i>Balistes capriscus</i>			X	
<i>Bathygobius soporator</i>	X			
<i>Carcharias taurus</i>			X	
<i>Catathyridium garmani</i>	X	X		
<i>Cathorops spixii</i>	X	X	X	X
<i>Chaetodipterus faber</i>	X	X	X	X
<i>Chilomycterus reticulatus</i>				X
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	X	X	X	X
<i>Citharichthys arenaceus</i>		X	X	X
<i>Citharichthys macrops</i>			X	X
<i>Citharichthys spilopterus</i>	X	X	X	X
<i>Conodon nobilis</i>				X
<i>Ctenogobius shufeldti</i>		X	X	
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>		X	X	X
<i>Cynoscion acoupa</i>	X			
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	X		X	X
<i>Cynoscion leiarchus</i>	X	X	X	X
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	X	X	X	X
<i>Dactylopterus volitans</i>		X		X
<i>Dasyatis guttata</i>	X	X	X	X
<i>Diapterus rhombeus</i>		X	X	X
<i>Diplectrum formosum</i>				X
<i>Diplectrum radiale</i>		X	X	X
<i>Etropus crossotus</i>		X	X	X
<i>Eucinostomus argenteus</i>		X	X	X
<i>Eucinostomus gula</i>	X		X	X
<i>Evorthodus lyricus</i>		X		
<i>Genidens barbatus</i>	X	X	X	

<i>Genidens genidens</i>	X	X	X	
<i>Genyatremus luteus</i>	X	X		X
<i>Genypterus brasiliensis</i>				X
<i>Haemulon aurolineatum</i>				X
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>			X	X
<i>Hippocampus reidi</i>			X	
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	X	X	X	X
<i>Lagocephalus laevigatus</i>		X		
<i>Larimus breviceps</i>			X	X
<i>Lutjanus synagris</i>			X	
<i>Lycengraulis grossidens</i>	X	X		
<i>Macrodon atricauda</i>	X	X	X	X
<i>Menticirrhus americanus</i>	X	X	X	X
<i>Menticirrhus littoralis</i>	X	X	X	X
<i>Micropogonias furnieri</i>	X	X	X	X
<i>Mullus argentinae</i>				X
<i>Narcine brasiliensis</i>			X	X
<i>Ophidion holbrooki</i>				X
<i>Orthopristis ruber</i>			X	X
<i>Paralichthys patagonicus</i>			X	
<i>Paralichthys triocellatus</i>			X	
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	X	X	X	X
<i>Pellona harroweri</i>		X	X	X
<i>Polydactylus virginicus</i>		X		
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	X		X	X
<i>Porichthys porosissimus</i>		X		X
<i>Potamobatrachus trispinosus</i>		X		
<i>Prionotus punctatus</i>	X	X	X	X
<i>Pseudobatos percellens</i>		X	X	X
<i>Selene vomer</i>		X	X	
<i>Sphoeroides greeleyi</i>		X	X	X
<i>Sphoeroides spengleri</i>		X	X	X
<i>Sphoeroides testudineus</i>	X	X	X	X
<i>Sphoeroides tyleri</i>		X	X	X
<i>Stellifer brasiliensis</i>		X	X	X
<i>Stellifer rastrifer</i>	X	X	X	X
<i>Stephanolepis hispidus</i>		X	X	
<i>Symphurus tessellatus</i>	X	X	X	X
<i>Synodus foetens</i>		X	X	X
<i>Trachinocephalus myops</i>				X
<i>Trinectes microphthalmus</i>				X
<i>Umbrina coroides</i>				X
<i>Upeneus parvus</i>				X
<i>Urophycis brasiliensis</i>			X	X
<i>Zapteryx brevirostris</i>				X
TOTAL	29	47	53	57

Padrões de Coocorrência

De uma forma geral, praticamente todas as matrizes apresentaram coocorrências similares à esperada ao acaso, representando padrão aleatório de distribuição, em especial as matrizes do Setor Superior do Complexo Estuarino de Paranaguá, que revelaram na sua totalidade esta aleatoriedade na distribuição de coocorrência. Aprofundando os resultados na escala espacial, observamos oito dos 20 modelos apresentando coocorrência menor que a esperada ao acaso, isto é, as comunidades de peixes apresentaram padrão de agregação entre as espécies. Foram os seguintes: Para o ano de 2016, os modelos dos Setores Inferior e Externo; para o ano de 2015, apenas o modelo do Setor Externo; para o ano de 2014, os modelos do Complexo Estuarino de Paranaguá e do Setor Externo; para os modelos incluindo os três anos juntos (2014, 2015 e 2016), o Complexo Estuarino de Paranaguá, o Setor Inferior e o Setor Externo (Tabela 2).

Tabela 2 - C-Score observado, simulado, desvio padrão (*dp*) e nível de significância (*p*) em cada modelo para as matrizes espaciais elaboradas para os Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup) e para o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).

Modelos Calculados	C-Score		<i>dp</i>	<i>p</i>	
	Observado	Simulado			
Todos os Anos	CEP	34,9595	34,9600	0,1972	<0,001
	SSup	9,8043	9,8043	0,1575	0,8300
	SInt	33,5390	33,5390	0,1954	<0,001
	SInf	40,6032	40,6032	0,1670	0,3261
	SExt	31,6349	31,6350	0,2461	<0,001
2014	CEP	36,6666	36,6670	0,2494	0,0005
	SSup	7,5357	7,5357	0,2644	0,3125
	SInt	34,0250	34,0250	0,3129	<0,001
	SInf	38,3182	38,3182	0,4282	0,0841
	SExt	37,7727	37,7732	0,4155	<0,001
2015	CEP	23,7063	23,7063	0,2710	<0,001
	SSup	5,3214	5,3214	0,3078	0,7277
	SInt	22,9333	22,9333	0,4502	0,6205
	SInf	34,3484	34,3484	0,4709	0,2865
	SExt	30,0909	30,0910	0,5515	0,2254
2016	CEP	39,5650	39,5650	0,2180	<0,001

SSup	11,6071	11,6071	0,3138	0,6957
SInt	39,3500	39,3500	0,3420	<0,001
SInf	38,5606	38,5610	0,4386	0,6021
SExt	26,4697	26,4700	0,3389	0,3901

Observando os modelos temporais, constatamos da mesma forma que as análises espaciais, apenas padrões de agregação, isto é, C-score observado menor que o simulado. Para o ano de 2014, dos 20 modelos, apenas sete apresentaram padrões de coocorrência menores que o gerado ao acaso. Para o ano de 2015, apenas seis dos 20 modelos, e para o de 2016, 50% dos modelos, isto é, 10 modelos apresentaram padrões de coocorrência menores que o gerado ao acaso (Tabela 3). Podemos observar, que tanto nos modelos temporais, quanto nos espaciais, somente o Setor Superior apresentou em todas as matrizes, um padrão geral de coocorrência aleatório (valores de C-Score observado igual ao simulado), diferentemente dos demais setores, que em algum momento dos modelos espacial e temporal, apresentaram valores de coocorrência menores que o gerado ao acaso, isto é, padrões de agregação.

Tabela 3 - C-Score observado, simulado, desvio padrão (*dp*) e nível de significância (*p*) em cada modelo para as matrizes temporais elaboradas para os Setores Externo (SExt), Inferior (SInf), Intermediário (SInt) e Superior (SSup) e para o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP).

Modelos Calculados	C-Score		<i>dp</i>	<i>p</i>	
	Observado	Simulado			
Verão	CEP	25,3330	25,3330	0,4749	0,3497
	SSup	15,0000	15,0000	0,0000	1,0000
	SInt	11,6667	11,1670	0,4414	0,7824
	SInf	27,0000	27,0000	0,8241	1,0000
	SExt	20,6666	20,6670	0,6617	1,0000
2014 Outono	CEP	31,5277	31,5280	0,3718	<0,001
	SSup	12,0000	12,0000	0,0000	1,0000
	SInt	33,5000	33,5000	0,6930	0,3185
	SInf	25,6667	25,6670	0,7969	0,9468
	SExt	48,3333	48,3333	0,6394	1,0000
Inverno	CEP	46,2778	46,2780	0,6587	0,0957
	SSup	4,0000	4,0000	0,0000	1,0000
	SInt	35,6666	35,6670	0,7468	0,1210
	SInf	48,3333	48,3333	0,9332	0,8992
	SExt	35,6666	35,6670	0,6571	<0,001

2015	Primavera	CEP	30,6111	30,6111	0,3592	<0,001
		SSup	6,0000	6,0000	0,0000	1,0000
		SInt	40,3330	40,3330	0,7844	0,9908
		SInf	10,6666	10,6670	0,5792	0,4785
		SExt	17,3333	17,3333	0,4732	0,2601
	Verão	CEP	28,8055	28,8060	0,5808	0,0686
		SSup	5,0000	5,0000	0,0000	1,0000
		SInt	24,3333	24,3333	1,1750	0,4153
		SInf	18,3333	18,3333	0,4457	0,3405
		SExt	22,3333	22,3333	1,0089	0,8980
	Outono	CEP	13,4166	13,4170	0,4197	<0,001
		SSup	1,0000	1,0000	0,0000	1,0000
		SInt	17,0000	17,0000	0,6145	0,6405
		SInf	17,0000	17,0000	1,1128	0,5461
		SExt	29,0000	29,0000	1,0093	0,2282
	Inverno	CEP	30,5277	30,5280	0,6225	0,3389
		SSup	16,0000	16,0000	0,0000	1,0000
		SInt	30,1666	30,1670	0,7709	0,3669
		SInf	46,6660	46,6670	1,5842	0,1014
		SExt	14,6660	14,6670	0,7134	1,0000
Primavera	CEP	18,7222	18,7222	0,5931	0,3873	
	SSup	2,0000	2,0000	0,0000	1,0000	
	SInt	18,3330	18,3330	0,8577	0,5673	
	SInf	9,0000	9,0000	1,1096	0,9796	
	SExt	24,0000	24,0000	1,0521	0,6641	
Verão	CEP	31,1388	31,1390	0,5913	<0,001	
	SSup	3,0000	3,0000	0,0000	1,0000	
	SInt	30,5000	30,5000	1,0872	<0,001	
	SInf	55,6660	55,6670	1,0311	<0,001	
	SExt	16,3333	16,3333	0,1508	0,5753	
2016	Outono	CEP	32,6388	32,6390	0,5347	0,1182
		SSup	21,0000	21,0000	0,0000	1,0000
		SInt	17,5000	17,5000	1,0172	0,6865
		SInf	17,6660	17,6670	0,6494	0,3913
		SExt	17,6666	17,6670	0,7279	0,9492
Inverno	CEP	38,0556	38,0560	0,4350	<0,001	
	SSup	10,0000	10,0000	0,0000	1,0000	

	SInt	40,1666	40,1670	0,9001	0,1490
	SInf	29,6666	29,6670	0,8163	0,6905
	SExt	27,0000	27,0000	1,1208	<0,001
	CEP	37,3333	37,3333	0,5934	<0,001
	SSup	12,0000	12,0000	0,0000	1,0000
Primavera	SInt	45,1666	45,1670	0,8743	<0,001
	Sinf	18,0000	18,0000	1,2086	1,0000
	SExt	54,6666	54,6670	0,5935	0,5581

Discussão

Nosso estudo revelou que em todos os setores que obtiveram padrões diferentes dos padrões simulados pelo modelo nulo, foram constatados padrões de agregação nas comunidades. Padrões de agregação ocorrem quando os valores simulados são maiores que os valores observados. Conforme Perez-Neto *et al.* (2001) e Azevedo *et al.* (2006), quando existe evidências de padrões não aleatórios, na formação das comunidades, como foi observado de forma pouco expressiva nos setores Intermediário, Inferior e Externo, não implica necessariamente a presença de interação biótica influenciando diretamente na ictiofauna, mas pode estar relacionada a outros fatores, como semelhanças ou diferenças nas habilidades de dispersão ou nos requisitos ambientais das espécies. Ou ainda, conforme Queiroz *et al.* (2007), a presença de inúmeros agregados de peixes de diferentes estágios de desenvolvimento, provocam alterações nas relações de dominância, aparentemente de caráter biológico e que não podem ser interpretadas como respostas da ictiofauna a alterações no nível de integridade ambiental.

Tendo em vista os setores Intermediário e Inferior, serem os mais influenciados pelo canal de vias navegáveis que conduzem os navios aos atracadouros dos Portos de Paranaguá e Antonina, neste caso fontes de perturbações, já era de se esperar alguma resposta das comunidades ícticas em relação a inúmeras perturbações. Isto é, conforme os conceitos referentes à organização de comunidades em escalas temporais, muitas comunidades, após terem sofrido perturbações, tendem a se desorganizar para após isso, apresentarem um aumento progressivo na organização, isto é, apresentam um padrão de coocorrência aleatório, como uma resposta inicial, e ao longo do tempo as espécies da comunidade se segregam ou agregam em resposta à retomada da estabilidade do sistema (Arrington *et al.* 2005; Fernandes *et al.* 2009; Boschilia *et al.* 2012).

Quando se trata de estudos de coocorrência para os grupos dos peixes, existe ainda um intenso debate e muitas contradições (Ortega, 2014), pois para alguns autores as assembleias de peixes apresentam padrões aleatórios, para outros, apresentam padrões de segregação e ainda até padrões de agregação (Gotelli e McCabe 2002; Azevedo *et al.*, 2006; Bhat e Magurran 2007). Em nosso estudo foi evidenciado padrões de agregação em pelo menos 35% de nossos modelos temporais e espaciais mesmo apresentando uma pequena diferença dos valores observados para os valores simulados. Sendo assim, foi demonstrado que os indivíduos tendem a ocorrerem conjuntamente, evidenciando uma possível resposta das espécies que possuem o mesmo nicho e utilizam o recurso de forma similar (Simberloff e Dayan, 1991; Presley 2011), haja vista serem todas espécies de peixes demersais, ou até mesmo pelas características deste grupo cuja qual explora uma grande diversidade de ambientes (Matthews 1998).

Conforme Mouchet *et al.* (2013), as análises temporais possibilitam inferências mais robustas sobre os mecanismos que influenciam nos padrões de organização das comunidades ícticas, principalmente quando possíveis restrições ambientais podem direcionar a composição de espécies em assembleias locais. Com este levantamento ao longo de três anos, podemos inferir possíveis respostas da comunidade íctica a curto prazo sobre os processos a qual o ecossistema do Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente estejam sofrendo, no entanto, ao observarmos que o Setor Superior apresentou em todos os modelos simulados, padrões semelhantes aos valores observados de coocorrência, isto é, padrões aleatórios onde uma espécie ocorre independentemente da ocorrência da outra, diferentemente dos demais setores, podemos sim destacar possíveis alterações nos ecossistemas dos Setores Intermediário, Inferior e Externo, devido a possíveis elementos estressores de nível antrópico.

Agradecimentos

Este projeto contou com recursos financeiros e logísticos da Associação dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), referente ao Programa de Monitoramento da Biota Aquática e Determinação de Bioindicadores (LO 1173/2013 – IBAMA) e Autorização de Captura, Coleta e Transporte de Material Biológico (407/2014 – IBAMA) para coleta e processamento das amostras. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutoramento.

Referências

- ANDRADE-TURBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. (2008). Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*, 12(4):640-661.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., NATIVIDADE, C.D., BRANDINI, F.P., TEIXEIRA, R.A. (2016). Local hydrography and fishing drive life cycle strategies and population dynamics of the sea-bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* in a coastal subtropical environment in Brazil. *Hydrobiologia*, 771:207-225.
- ANGULO, J.R. (1992). Geologia da planície costeira do estado do Paraná. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 334 p.
- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2017). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2018). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.
- ARAÚJO, F. G., DE AZEVEDO, M. C. C., DE ARAÚJO SILVA, M., PESSANHA, A. L. M., GOMES, I. D. & DA CRUZ-FILHO, A. G. (2002) Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25:441-450.
- ARRINGTON, D. A. *et al.* (2005). Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. – *Oecologia*, 144:157-167.
- AZEVEDO, M.C.C., ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., PESSANHA, A.L.M., SILVA, M.A., GUEDES, A.P.P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75:468-480.

- AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., PESSANHA, A. L. M. & SILVA, M. D. A. (2006) Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:315–322.
- BARLETTA, M., CORRÊA, M.F.M. (1992). Guia para identificação de peixes da costa do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR. 131 p.
- BARLETTA, M., DANTAS, D.V. (2016). “Environmental gradients,” in *Encyclopedia of Estuaries*, ed M. J. Kennish, Springer, New Jersey, 237–242 p.
- BHAT, A.; MAGURRAN, A. E. (2007) Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology*, 70:623–629.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing, 738 p.
- BIGARELLA, J.J., BECKER, R.D., MATOS, D.J., WERNER, A. (1978). A serra do mar e a porção oriental do estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional (contribuições à geologia, geografia e ecologia regional). Governo do Paraná, Secretaria de Estado do Planejamento, Associação de Defesa e Educação Ambiental, 248 p.
- BOSCHILIA, S. M. *et al.* (2012). The immediate and long-term effects of water drawdown on macrophyte assemblages in a large subtropical reservoir. - *Freshwater Biology* 57: 2641-2651.
- BOTH, C. (2009). Riqueza, Composição de Guildas e Padrões de Co-Ocorrência de Comunidades de Girinos Em Poças No Sul Do Brasil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 86 p.
- BRANDINI, N. (2000). Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 94 p.

- CARDOSO, O.R, SPACH, H.L. (2018), Relação Peso-Comprimento e Fator de Condição Relativo para *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) do Estuário de Paranaguá, Paraná, Brasil. Multi-Science Journal, 1(13):351.
- CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). Ichthyological Research, 58(1):38-50.
- CUNHA, I.M. (2018). Cidade, lei e desenvolvimento: Pontal do Paraná, uma estrada para o futuro? Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 122 p.
- FALCÃO, M.C., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., DE QUEIROZ, G.M.N., SANTOS, C. (2006). A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Zoociências, 8(2):125-138.
- FERNANDES, R. *et al.* (2009). Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. - Environmental Biology of Fishes 85: 99–108.
- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 p.

- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980b). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FROESCHKE, J., STUNZ, G. W. & WILDHABER, M. L. (2010) Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine Waters. *Marine Ecology Progress Series*. 407:279-292.
- FUJIWARA, M., ZHOU, C., ACRES, C., MARTINEZ-ANDRADE, F. (2016). Interaction between Penaeid Shrimp and Fish Populations in the Gulf of Mexico: Importance of Shrimp as Forage Species. *Plos One*, 11(11):1-15.
- GODEFROID, R.S., SPACH, H.L., SANTOS, C., MACLAREN, G., SCHWARZ JR., R. (2004). Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia. Série Zool.* 94:95-104.
- GOTELLI, N. J. (2000) Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns Author (s): Nicholas J . Gotelli Published by: Wiley on Behalf of the Ecological Society of America Stable URL : [Http://Www.Jstor.Org/Stable/177478](http://www.jstor.org/stable/177478). *Ecology*, 81: 2606–2621.
- GOTELLI, N. J. AND MCCABE, D. J. (2002). Species co-occurrence: A meta-analysis of J. T. Diamond’s assembly rules model. – *Ecology*, 83: 2091–2096.
- GOTELLI, N. J. AND MCGILL, B. J. (2006). Null versus neutral models: what’s the difference? – *Ecography*, 29: 793-800.
- HEINO, J., GRÖNROOS, M. (2013). Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? – *Ecography*, 36: 926–936.

- ISAAC-NAHUM, V.J. (2006). Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico: um desafio para o futuro. *Ciência e Cultura*, 58:33-36.
- JUNG, S., HOUDE, E.D. (2003). Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58:335-351.
- KRASNOV, B. R. *et al.* (2014). Co-occurrence and phylogenetic distance in communities of mammalian ectoparasites: limiting similarity versus environmental filtering. - *Oikos* 123: 63-70.
- LANA, P.C., MARONE, E., LOPES, R.M., MACHADO, E.C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144:131-145.
- MATICH, P., MOHAN, J. A., PLUMLEE, J. D., TINHAN, T., WELLS, R. J. D. & FISHER, M. (2017) Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. *Marine Biology* ,164, 1–16.
- MATTHEWS, W. J. (1998). *Patterns in freshwater fish ecology*. - Kluwer Academic Publishers.
- MENDONÇA, J.T., LUCENA, A.C.M., MUEHLMANN, L.D., MEDEIROS, R.P. (2017). Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil no período de 2005 a 2015). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41:140-157.
- MOUCHET, M. A. *et al.* (2013). Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. - *Oikos*, 122: 247–257.
- MUTO, E.Y., SOARES, L.S.W., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (2000). Demersal fish assemblages of São Sebastião, southeastern Brazil: structure and environmental conditioning factors (summer 1994). *Revista Brasileira de Oceanografia*, Sao Paulo, 48(1):9-27.

- NAKAYAMA, P., PERET, A. C., CARDOSO, O. R., LAMOUR, M. R., SPACH, H. L. (2020). Temporal patterns of fish occurrence of the euryhaline sector of a subtropical estuary, southern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 42(1), e48871.
- OKSANEN, J. *et al.* (2013). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2004). Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(1):125-138.
- ORTEGA, J. C. G. (2014) Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência Em Assembleias de Peixes de Uma Planície de Inundação Neotropical Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência Em Assembleias de Peixes de Uma Planície de Inundação Neotropical. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá. 46 p.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ABBATEPAULO, F.V., SPACH, H.L., VILAR, C.C., JOYEUX, J.C., CARTAGENA, B.F.C., FAVARO, L.F. (2013). Analysis of Fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(4):251-264.
- PERES-NETO, P.R., OLDEN, J.D. & JACKSON, D.A. (2001) Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos*, 93, 110–120.
- POSSATO, F.E., BROADHURST, M.K., GRAY, C.A., SPACH, H.L., LAMOUR, M.R. (2016). Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary bordering World Heritage-listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and freshwater research*, 68(4):703-717.
- POTTER, I.C., CLARIDGE, P.N., CLARKE, K.R., HYNDES, G.A. (2015). Fish fauna of the Severn estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(S1):15–37

- PRESLEY, S. J. (2011). Interspecific aggregation of ectoparasites on bats: importance of hosts as habitats supersedes interspecific interactions. *Oikos*, 120:832–841.
- QUEIROZ, G.M.L.N., SPACH, H.L., SOBOLEWSKI-MORELOS, M., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2007). A ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranaguá. *Arq. Ciências do Mar*, 40, 80–91.
- R CORE TEAM. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RUHÍ, A. *et al.* (2014). Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. – *Hydrobiologia*, 723: 25-39.
- SANDERS, N. J. *et al.* (2003). Community disassembly by an invasive species. - *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100: 2474–2477.
- SANDERS, N. J. *et al.* (2007). Assembly rules of ground-foraging ant assemblages are contingent on disturbance, habitat and spatial scale. - *Journal of Biogeography*, 34: 1632–1641.
- SANTOS, C., SCHWARZ JR., R., OLIVEIRA NETO, J.F., SPACH, H.L. (2002). A Ictiofauna em duas Planícies de Maré do Setor Eurialino da Baía de Paranaguá, PR. *Bol. Inst. Pesca*, 28(1):49–60.
- SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. (1991) The Guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst*, 22:115–143
- SPACH, H.L., SANTOS, C., GODEFROID, R.S. (2003). Padrões temporais na assembléia de peixes da gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 20 (4), 591–600.
- STONE, L. E ROBERTS, A. (1990). The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85:74–79.

ULRICH, W. (2004). Species co-occurrences and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. *Oikos*, 107: 603–609.

WHITFIELD, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(SI):151-186.

WOLANSKI, E. (2007) *Estuarine Ecohydrology*. 1 ed. Elsevier Science, Amsterdam, 168 p.

CAPÍTULO IV

**ALTERAÇÕES AO LONGO DO TEMPO NAS RELAÇÕES PESO-COMPIMENTO
DE ESPÉCIES DE SCIAENIDAE (PEIXES: TELEOSTEI)**

Changes across time in length-weight relationships of Sciaenidae (Pisces: Teleostei) species

Cardoso, O.R., Possamai, B.^{1,2}, Carvalho, B.M.^{2,3}, Spach, H.L.

1. Tratamento de dados, estatística.
2. Interpretação de resultados.
3. Revisão do trabalho, com aporte significativo.

Artigo Submetido para a Revista Arquivos de Ciências do Mar

Qualis CAPES 2019 – B1

Resumo

Este estudo demonstra a importância de se avaliar as relações peso-comprimento ao longo dos anos. Avaliamos a relação peso-comprimento de 8 espécies de Sciaenidae no Complexo Estuarino de Paranaguá, Sul do Brasil, amostrados entre 2016 e 2018 por redes de arrasto similares às utilizadas pela pesca artesanal na região. Houve diferenças no tipo de crescimento entre os três anos analisados para 5 espécies, e todas as espécies mostraram diferenças no b da relação peso-comprimento em ao menos um ano. Esses resultados demonstram a importância dos programas de monitoramento de fauna e de pesca, para melhor avaliar a dinâmica das populações e dos estoques pesqueiros.

Palavras-chave: peixes estuarinos, biologia pesqueira, peixes marinhos, scianídeo, relações comprimento-peso

Abstract

This study reports the importance to evaluate the length-weight relationships (LWR) across the years. We evaluate the LWR for 8 Sciaenidae species of Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil, sampled between 2016 and 2018 by bottom trawls similar to the used by artisanal fisheries in this region. There were differences between growth type among the years for 5 species, and all species showed differences in the slope of LWR in at least one year. These results show the importance of fauna and fisheries monitoring programs to better evaluate the population dynamics and fisheries stocks.

Keywords: estuarine fishes, fisheries biology, marine fishes, sciaenid, weight-length relationship

Introdução

A relação peso-comprimento (LWR) é um índice biológico específico de espécies muito útil na ciência e gestão da pesca. O comprimento dos peixes é geralmente medido sem um propósito; porém, para usos de manejo é muito necessário, assim como o peso corporal (Froese *et al.*, 2014). A estimativa de biomassa é uma ferramenta de gestão para regular as capturas, podendo ser estimada com as informações de comprimento do LWR (Froese, 2006). Além disso, o LWR pode informar sobre as condições corpóreas e de saúde, o crescimento populacional, as mudanças ontogenéticas e também é de suma importância para estudos

reprodutivos (Le Cren, 1951; Petrakis & Stergiou, 1995; Torres *et al.*, 2017; Possamai *et al.*, 2019).

A família Sciaenidae é composta por várias espécies economicamente importantes, apoiando a maioria da pesca artesanal e industrial de pequena escala no Sul do Brasil (Vasconcellos *et al.*, 2011; Haimovici & Cardoso, 2017; Leis *et al.*, 2018). Mais da metade dos desembarques marinhos no Brasil são provenientes da pesca de pequena escala (Vasconcellos *et al.*, 2011), e como na região Sul muitos desses recursos pesqueiros são Sciaenidae, alguns estoques sofreram colapso ao longo dos anos (Haimovici *et al.*, 2006; Vasconcellos *et al.*, 2011; Chao *et al.*, 2015). Portanto, monitorar as capturas e avaliar o LWR ao longo do tempo pode informar o estado das populações da espécie Sciaenidae e auxiliar nos esforços de manejo. Embora muitos estudos tenham mostrado o LWR para espécies de Sciaenidae e possa ser acessado na plataforma FishBase (Froese & Pauly, 2019), essa relação é influenciada por condições ambientais, relações interespecíficas, sexo e estágio de vida (Froese, 2006; Nallathambi *et al.*, 2019; Possamai *et al.*, 2019; Possamai *et al.*, 2020), e todas essas características podem mudar ao longo do espaço e do tempo.

As mudanças ao longo dos anos no LWR geralmente não são avaliadas. Isso pode ser devido à dificuldade de manter programas de monitoramento (Lindenmayer *et al.*, 2012), ou à aceitação do uso de um LWR global. Nesse sentido, calculamos o LWR para oito Sciaenidae em anos diferentes e os comparamos, com o objetivo de avaliar a confiabilidade em utilizar os mesmos coeficientes de LWR em diferentes escalas de tempo. Os diferentes resultados podem destacar a importância do monitoramento faunístico para o manejo pesqueiro.

Material e Métodos

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (25 ° 15' - 25 ° 35' S; 48 ° 20' - 48 ° 45' W) está localizado no litoral do estado do Paraná, Brasil, e é composto por seis baías totalizando 612 Km² de área (Figura 1). Há muitas ilhas em seu interior, além de manguezais, sapais, costões rochosos, pântanos e praias de areia. Esta região é classificada como um clima subtropical úmido, com temperatura média de 18 ° C e precipitação média anual de 2.500 mm (Lana *et al.* 2001). A salinidade estuarina varia de 12 a 29 no inverno e de 20 a 34 no verão (Lana *et al.* 2001). De acordo com Andriguetto Filho *et al.* (2004), existem duas orientações principais que predominam no CEP, o eixo Leste-Oeste, com aproximadamente 56 km de extensão, e o eixo Norte-Sul, com aproximadamente 30 km de extensão. Essa região é habitada por um grande número de pescadores, que têm a pesca como base de sua economia

(Mendonça *et al.*, 2017). Portanto, o CEP possui grande importância econômica no setor pesqueiro, industrial e turístico, associada às intensas atividades dos dois portos que se localizam no complexo (Porto de Paranaguá e Porto de Antonina), e de um terceiro porto previsto para entrar em atividade em o ano de 2020 em Pontal do Paraná) (Cunha, 2018).

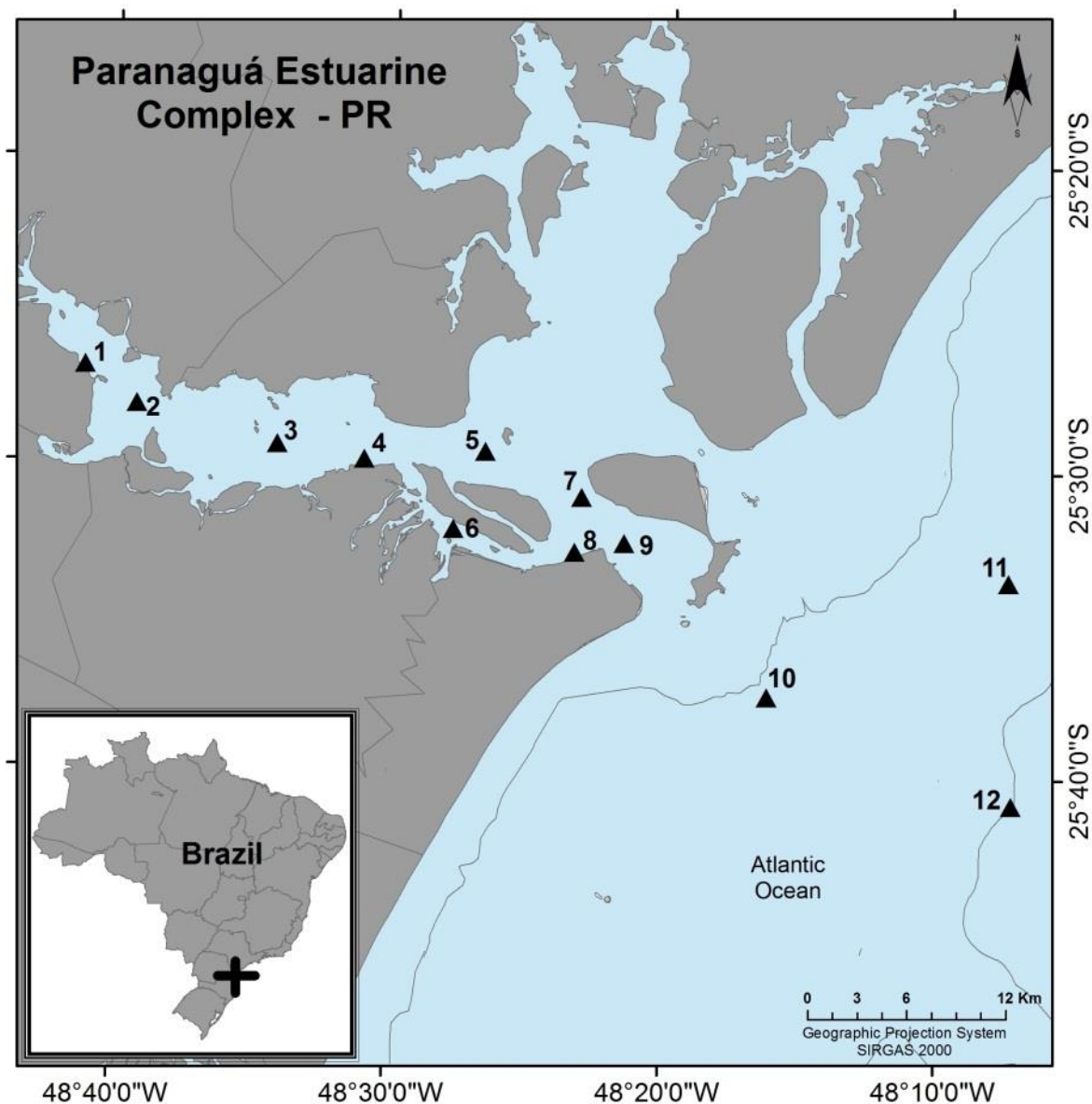


Figura 1 - Localização dos pontos de coleta no interior do Complexo Estuarino de Paranaguá e na plataforma continental adjacente no litoral do Paraná.

Os peixes foram coletados sazonalmente entre os anos de 2016 e 2018 no CEP e plataforma adjacente, totalizando 12 pontos amostrais (Figura 1). Os peixes foram coletados em um bote motorizado de madeira com 60Hp de potência, contendo uma rede modelo “Wing Trawl” para realizar arrastos simples (Broadhurst *et al.*, 2013). Malha de 1cm no ensacador e

4cm na rede, e duas portas ocas de madeira, medindo 0,47m x 0,90m e 17Kg, com abertura da rede de 1,9m. Todos os indivíduos foram armazenados em gelo e encaminhados ao laboratório para identificação no menor nível taxonômico possível, conforme literatura especializada (Barletta e Corrêa, 1992; Figueiredo, 1978; Figueiredo e Menezes, 1978, 1980a, 1980b, 2000), e foram medidos em comprimento total (mm) e peso total (0,01g).

A relação peso-comprimento foi avaliada pela equação $W_t = aL_t^b$, onde W_t é o peso total; L_t é o comprimento total; a é o coeficiente linear e; b é a inclinação (ambos os coeficientes determinados usando o método dos mínimos quadrados) (Le Cren 1951). O LWR foi determinado para cada ano (2016, 2017 e 2018) separadamente e para todos os anos agrupados. A verificação do ajuste do modelo foi realizada pelo coeficiente de determinação (r^2), e a isometria de b foi testada por um teste t ($\alpha = 0,05$), utilizando como H_0 $b = 3$. A comparação de b entre anos e entre b e anos agrupados foi realizada comparando-se as inclinações de cada modelo pela Análise de Covariância. As comparações do comprimento total (TL) entre os anos foram realizadas por Análise de Variância (ANOVA) para dados com distribuição normal e pelo teste de Kruskal-Wallis para dados com distribuição não normal. Post-hocs usados foram Tukey para ANOVA e teste de Dunn para Kruskal-Wallis. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R 3.5.3 usando o ‘pacote FSA’ e $\alpha = 0,05$.

Resultados

Os coeficientes de LWR podem ser vistos na tabela 1. Todas as espécies apresentaram diferenças de isometria em pelo menos um ano (Tabela 1). Em geral, para LWR agrupados, 62,5% das espécies apresentaram crescimento isométrico ($b = 3$, $p > 0,05$), enquanto 32,5% apresentaram crescimento alométrico positivo ($b > 3$, $p < 0,05$) (Tabela 1). Nenhum crescimento alométrico negativo foi registrado.

Tabela 1 - Parâmetros da relação comprimento-peso das espécies de Sciaenidae coletadas na Baía de Paranaguá e área costeira adjacente, Paraná, Brasil. Amostras de 2016 a 2018. Coeficiente linear (a) e coeficiente angular ou inclinação (b). O desvio do crescimento isométrico foi testado pelo teste t. Agrupado b (b_g) e b separado por ano (b_y) foram testados por ANCOVA. Ambos os testes consideraram $\alpha = 0,05$ e os valores em negrito denotam $p < 0,05$.

Espécies	Ano	n	Comp. total (cm)		Peso Total (g)		Parâmetros da Equação			t-test (b=3)		F-test ($b_g = b_y$)	
			min	max	min	max	a	b	r^2	t	p-value	F	p-value
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	2016	25	7.3	13.5	3.19	39.95	0.0007	4.22	0.91	4.614	<0.001	-20.562	<0.001
	2017	321	3.5	15.4	0.53	58.61	0.0128	3.02	0.98	0.890	0.373	1.169	0.244
	2018	16	4.3	7.3	0.77	5.44	0.0119	3.06	0.88	0.195	0.847	-0.106	0.916
	Agrupados	362	3.5	15.4	0.53	58.61	0.0126	3.02	0.97	1.180	0.238	-	-
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	2016	53	5.5	18.0	1.53	62.71	0.0058	3.19	0.97	2.548	0.013	-4.101	<0.001
	2017	48	2.3	17.7	0.14	63.67	0.0087	3.05	0.95	0.549	0.585	-0.490	0.624
	2018	38	3.5	17.0	0.38	49.55	0.0087	3.06	0.97	0.763	0.450	0.185	0.854
	Agrupados	139	2.3	18.0	0.14	63.67	0.0084	3.05	0.96	1.121	0.264	-	-
<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)	2016	15	6.8	24.0	1.57	151.95	0.0028	3.39	0.97	2.756	0.016	-6.119	<0.001
	2017	47	3.5	17.4	0.41	53.30	0.0054	3.24	0.98	4.236	<0.001	-4.492	<0.001
	2018	46	4.5	30.5	0.80	249.48	0.0095	2.97	0.97	-0.402	0.689	2.494	0.013
	Agrupados	108	3.5	30.5	0.41	249.48	0.0073	3.08	0.98	1.953	0.053	-	-
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeu, 1758)	2016	499	3.7	30.5	0.39	352.39	0.0067	3.13	0.99	14.834	<0.001	1.621	0.107
	2017	308	3.5	27.8	0.64	232.32	0.0078	3.10	0.99	6.063	<0.001	1.532	0.127
	2018	181	9.1	29.6	6.80	307.25	0.0053	3.24	0.99	10.825	<0.001	-0.922	0.357
	Agrupados	988	3.5	30.5	0.39	352.39	0.0064	3.17	0.99	21.475	<0.001	-	-
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	2016	194	3.1	41.0	0.30	751.14	0.0083	3.05	0.95	1.243	0.215	0.252	0.801
	2017	57	5.0	20.2	1.05	92.22	0.0071	3.14	0.98	2.935	0.004	2.092	0.037
	2018	150	2.2	18.7	0.09	74.97	0.0101	3.02	0.97	0.496	0.620	-0.868	0.387
	Agrupados	401	2.2	41.0	0.09	751.14	0.0090	3.04	0.96	1.356	0.175	-	-
<i>Paralonchurus</i>	2016	68	4.7	21.0	0.71	97.47	0.0005	3.19	0.99	5.414	<0.001	0.288	0.774

<i>brasiliensis</i> (Steindachne, 1875)	2017	59	4.2	23.3	0.57	132.30	0.0041	3.28	0.99	8.082	< 0.001	2.826	0.005
	2018	68	2.6	22.6	0.26	130.72	0.0064	3.10	0.98	2.070	< 0.001	-0.952	0.342
	Agrupados	195	2.6	23.3	0.26	132.30	0.0056	3.16	0.99	6.841	< 0.001	-	-
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	2016	19	4.8	16.6	1.12	74.21	0.0097	3.09	0.98	1.134	0.272	-0.879	0.380
	2017	23	4.5	14.5	1.11	38.40	0.0077	3.16	0.98	2.137	0.044	2.905	0.004
	2018	33	4.5	16.2	1.23	58.31	0.0122	3.00	0.95	0.067	0.946	-1.700	0.090
	Agrupados	75	4.5	16.6	1.11	74.21	0.0102	3.06	0.97	1.050	0.296	-	-
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	2016	254	2.7	15.1	0.23	47.15	0.0064	3.28	0.98	12.216	< 0.001	1.925	0.055
	2017	593	3.2	15.4	0.32	48.08	0.0081	3.17	0.98	12.162	< 0.001	-1.390	0.166
	2018	439	3.2	15.7	0.18	54.18	0.0076	3.21	0.98	9.895	< 0.001	-0.636	0.526
	Agrupados	1286	2.7	15.7	0.18	54.18	0.0076	3.20	0.98	19.777	< 0.001	-	-

A comparação das inclinações agrupadas (b_g) e separadas por ano (b_y) mostrou diferenças para todas as espécies, exceto *Menticirrhus americanus* e *Stellifer rastrifer*, em pelo menos um ano (Tabela 1). Comparando as inclinações entre os anos, todas as espécies apresentaram diferenças (Tabela 2). Não houve um padrão dos anos na alteração da inclinação da espécie. Além disso, as faixas de comprimento foram semelhantes em todas as espécies ao longo dos anos, exceto para *Ctenosciaena gracilicirrhus*, que apresentou comprimentos mais elevados em 2016 em comparação a 2017 e 2018, bem como apresentou um b incomum em 2016 (Tabela 1). *Menticirrhus americanus* e *Stellifer rastrifer* também apresentaram diferenças na média dos comprimentos totais ao longo dos anos (Tabela 2).

Tabela 2. Comparação da estimativa de b e média do comprimento total (CT em cm) para as espécies de Sciaenidae entre os anos. Peixes coletados na Baía de Paranaguá e litoral adjacente, Sul do Brasil. O $\alpha = 0,05$ e os valores em negrito denotam $p < 0,05$.

Espécies	Ano	t	P-value	R ² adjusted	Comparação CT	
					P-value	Post-hoc
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	2016 - 2017	-24.89	<0.001	0.99		<0.001
	2016 - 2018	-20.68	<0.001	0.99	<0.001	<0.001
	2017 - 2018	0.987	0.325	0.99		<0.001
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	2016 - 2017	-3.316	0.001	0.99		0.074
	2016 - 2018	-2.826	0.005	0.98	0.007	0.007
	2017 - 2018	-0.879	0.380	0.99		0.601
<i>Macrodon atricauda</i>	2016 - 2017	-3.955	<0.001	0.99		<0.001
	2016 - 2018	-8.966	<0.001	0.98	<0.001	0.571
	2017 - 2018	-4.890	<0.001	0.98		<0.001
<i>Menticirrhus americanus</i>	2016 - 2017	-0.500	0.618	0.99		<0.001
	2016 - 2018	0.703	0.483	0.98	<0.001	<0.001
	2017 - 2018	2.546	0.011	0.98		0.003
<i>Micropogonias furnieri</i>	2016 - 2017	2.031	0.043	0.99		
	2016 - 2018	-0.745	0.457	0.98	0.263	-
	2017 - 2018	-2.399	0.017	0.99		
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	2016 - 2017	0.484	0.629	0.98		0.006
	2016 - 2018	-1.297	0.196	0.98	<0.001	0.065
	2017 - 2018	-3.557	<0.001	0.99		<0.001
<i>Stellifer brasiliensis</i>	2016 - 2017	1.336	0.018	0.98	0.108	-

	2016 - 2018	-0.870	0.385	0.99		
	2017 - 2018	-3.08	0.002	0.98		
<i>Stellifer rastrifer</i>	2016 - 2017	-2.381	0.018	0.99		<0.001
	2016 - 2018	-1.550	0.123	0.99	<0.001	<0.001
	2017 - 2018	0.897	0.371	0.98		<0.001

Discussão

O LWR é essencial para uma diversidade de estudos básicos de biologia de peixes. Neste trabalho, apresentamos o LWR de 8 espécies de Sciaenidae durante três anos diferentes, mostrando as diferenças nos parâmetros da equação entre os anos.

As pescarias no CEP e na costa adjacente são apenas de pequena escala, utilizando principalmente redes de emalhar com diferentes técnicas (variação da posição da rede na coluna de água, redes de cerco, etc.), dependendo da espécie alvo (Leis *et al.* 2018). A família Sciaenidae está sempre presente nos desembarques, sendo o *Micropogonias furnieri* um dos mais apanhados, e as pescadas *Cynoscion leiarchus*, *C. microlepidotus*, *C. acoupa* e o peixe-rei do sul *Macrodon sp.* espécies-alvo (Leis *et al.* 2018). Esses fatos evidenciam a importância dos estudos da biologia básica dessa família.

As inclinações de quase todas as espécies estavam na faixa de 2,5 a 3,5, como proposto por Froese (2006). No entanto, para *C. gracilicirrhus* encontramos para 2016 um b muito longe dessa faixa. Isso deve ocorrer devido à maior média de CT dos indivíduos coletados em 2016 em comparação a 2017 e 2018. Portanto, em 2016 o LWR foi estimado apenas para subadultos (ver Vaz-dos-Santos e Rossi-Wongtschowski (2019) para alguns padrões populacionais), enquanto nos outros anos a maioria dos indivíduos era juvenil. Outros estudos especulam que o ciclo de vida influencia no LWR (Petrakis e Stergiou 1995, Gonçalves *et al.* 1997), uma vez que o investimento energético muda dependendo do processo mais importante para cada fase (crescimento em juvenis x reprodução em adultos).

Em relação ao LWR ao longo dos anos, observamos que essa equação muda com o tempo, devendo ser considerada nas estimativas de biomassa. Pode ser mais alarmante quando o tipo de crescimento muda, uma vez que mostra onde os indivíduos estão gastando mais energia e a saúde deles. Aqui, podemos notar que todas as espécies demonstraram mudança de crescimento alométrico positivo para isométrico, e isso deve ser considerado quando tratamos de inferências de estoques, reprodução, crescimento e outros (Petrakis e Stergiou 1995, Froese 2006). No entanto, nossas estimativas consideraram uma ampla gama de

comprimentos para todas as espécies, e esses comprimentos variaram entre os anos para algumas espécies. Nesse sentido, deve-se ter cautela na interpretação de alguns resultados, principalmente para as espécies que variaram a média de CT. Destacamos a importância de programas de monitoramento de fauna e pesca para melhor avaliar o estado dos estoques.

Referências

- ANDRIGUETTO FILHO, J.M., CHAVES, P.D., SANTOS, C., LIBERATI, S.A. (2004). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. In: ISAAC, V., MARTINS, A., HAIMOVICI, M., ANDRIGUETTO FILHO, J.M. pp. 1-24. Ed. Universitária, Belém.
- BARLETTA, M., CORRÊA, M.F.M. (1992). Guia para identificação de peixes da costa do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR. 131p.
- BROADHURST, M.K., STERLING, D.J., MILLAR, R.B. (2013). Progressing more environmentally benign penaeid-trawling systems by comparing Australian single- and multi-net configurations. *Fish Res* 146: 7-17.
- CATTANI, A.P., SANTOS, L.O., SPACH, H.L., BUDEL, B.R., GONDIM GUANAIS, J.H.D. (2011). Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Bol Inst Pesc* 37: 247-260.
- CHAO, N.L., FRÉDOU, F.L., HAIMOVICI, M., PERES, M.B., POLIDORO, B., RASEIRA, M., SUBIRÁ, R., CARPENTER, K. (2015). A popular and potentially sustainable fishery resource under pressure—extinction risk and conservation of Brazilian Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *Global Ecol Cons* 4: 117-126.
- CUNHA, I.M. (2018). Cidade, lei e desenvolvimento: Pontal do Paraná, uma estrada para o futuro? Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento (Dissertação). Universidade Federal do Paraná. Matinhos, 124p.

- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 111p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980^a). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980^b). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FROESE R. (2006). Cube law, condition factor and weight-length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol* 22: 241–253.
- FROESE, R., PAULY, D. (eds.) (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. [Version 08/2019] www.fishbase.org
- FROESE, R., THORSON, J.T., REYES-JR, R.B. (2014). A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J Appl Ichthyol* 30(1): 78-85.
- GONÇALVES, J.M.S., BENTES, L., LINO, P.G., RIBEIRO, J., CARKRIO, A.V.M., ERZINI, K. (1997). Weight-length relationships for selected small-scale demersal fisheries of the south of Portugal. *Fish Res* 30: 253-256.
- HAIMOVICI, M., CARDOSO, L.G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Mar Biol Res* 13(1): 135-150.

- HAIMOVICI, M., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., CERGOLE, M.C., MADUREIRA, L.S., BERNARDES, R.A., ÁVILA-DA-SILVA, A.O. (2006). Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. In: Programa REVIZEE: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos da Zona Econômica Exclusiva. Relatório Executivo, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 53p.
- LANA, P.C., MARONE, E., LOPES, R.M., MACHADO, E.C. (2001). The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER U e KJERFVE B (eds.) Coastal Marine Ecosystems of Latin America, Berlin: Springer-Verlag.
- LE CREN, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). J Anim Ecol 20(2): 201–219.
- LEIS, M.O., CHUENPAGDEE, R., MEDEIROS, R.P. (2019). Where Small-Scale Fisheries Meet Conservation Boundaries: MPA Governance Challenges in Southern Brazil. In: SALAS, S. *et al.* (eds.) Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and the Caribbean. MARE Publication Series, v 19. Springer, Cham, 453-472.
- LINDENMAYER, D.B., LIKENS, G.E., ANDERSEN, A., BOWMAN, D., BULL, C.M., BURNS, E., DICKMAN, C.R., HOFFMANN, A.A., KEITH, D.A., LIDDELL, M.J., LOWE, A.J., METCALFE, D.J., PHINN, S.R., RUSSELL-SMITH, J., THURGATE, N., WARDLE, G.M. (2012). Value of long-term ecological studies. Austral Ecol 37: 745-757.
- NALLATHAMBI, M., JAYAKUMAR, N., ARUMUGAM, U., JAYASIMHAN, P., CHANDRAN, S., PARAMASIVAM, K. (2019). Length-weight relationships of six tropical estuarine fish species from Pulicat lagoon, India. J Appl Ichthyol 2019(00): 1–3.
- PETRAKIS, G., STERGIYOU, K.I. (1995). Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. Fish Res 21: 465–469.
- PINA, J.V., CHAVES, P.T. (2009). Atividade reprodutiva de peixes no arrasto camaroeiro. Atlântica, Rio Grande, 31(1): 99-106.

- POSSAMAI, B., ZANLORENZI, D., MACHADO, R.C., FÁVARO, L.F. (2019). Length–weight relationships for estuarine fishes in South Brazil. *J Appl Ichthyol* 35(2): 608–613.
- SCHWARZ, J.R.J. (2009). Composição, estrutura e abundância da ictiofauna capturada com redes de arrasto de portas na plataforma continental interna rasa do litoral do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Zoologia (Tese). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 280p.
- TORRES, M.A., VILA, Y., SILVA, L., ACOSTA, J.J., RAMOS, F., PALOMARES, M.L.D., SOBRINO, I. (2017). Length–weight relationships for 22 crustaceans and cephalopods from the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Aquat Living Resour* 30: 12.
- VASCONCELLOS, M., DIEGUES, A.C., KALIKOSKI, D.C. (2011). Coastal fisheries of Brazil. In: SALAS S. *ET AL.* (eds.). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO. p. 73–116.
- VAZ-DOS-SANTOS, A.M., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (eds.) (2019). Growth in fisheries resources from the Southwestern Atlantic. São Paulo: Instituto Oceanográfico – USP. 249p.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, foi demonstrado no primeiro capítulo, o quão complexo são os padrões ecológicos, pois tanto as variáveis ambientais, quanto as variáveis biológicas explicaram de maneira significativa a distribuição espaço-temporal de abundância e riqueza das assembleias de peixes demersais do estuário de Paranaguá e da Plataforma Continental Adjacente. No entanto, é necessária uma investigação mais aprofundada para obter uma imagem holística deste ambiente dinâmico. Conforme já relatado, muitos são os trabalhos relacionados à ictiofauna realizados dentro CEP, contudo, são concentrados em locais específicos e separadamente, não existindo um conhecimento integrado e sinóptico dos mesmos (Santos *et al.* 2002; Godefroid *et al.*, 2003; Spach *et al.* 2003; Passos *et al.*, 2013, Cardoso e Spach, 2018; Nakayama, 2020), sendo assim, corrobora-se que as abordagens espaciais e temporais são as mais completas e prudentes formas de trabalho na explicação dos fenômenos ecológicos que influenciam diretamente a composição e distribuição das comunidades de peixes em estuários (e.g. Sheaves e Johnston, 2009; Contente, 2013).

Com os resultados referentes aos capítulos 2 e 3, destaca-se as possíveis perturbações ocasionadas pelas mais diversas fontes antrópicas que estão presentes no Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Continental Adjacente, em especial, nos Setores Externo, Inferior e Intermediário. Ressalta-se o fato de que os Setores Intermediário e Inferior sofrem influência direta de indústrias extrativistas e de transformação (IBGE, 2005), além do reconhecido efeito da dragagem, que altera a geomorfologia e causam mudanças nas comunidades de peixes (Brandini, 2000; Lana *et al.*, 2001; Barletta *et al.*, 2016; APPA, 2017, 2018). Em virtude da retirada do substrato de fundo nas obras de dragagem, que pode afetar os peixes demersais devido à remoção dos organismos bentônicos que representam uma importante fonte de alimento para diversas espécies (Daan *et al.*, 1990). Já o Setor Externo, sofre influência direta da dragagem, haja vista ser o ponto de descarte dos sedimentos retirados pela dragagem do canal que dá acesso aos portos deste estuário, conhecido como ponto bota-fora.

Neste sentido, quando tratamos a diversidade beta como uma importante ferramenta para o planejamento da conservação dos ambientes (Anderson *et al.*, 2006), e a análise de coocorrência, como indicativo na compreensão das respostas das comunidades ícticas frente as perturbações, podemos obter resultados para assim inferir possíveis discrepâncias ocasionadas pela antropização nos ambientes estudados. Um exemplo, como já citado, são os conceitos referentes à organização de comunidades em escalas temporais, onde muitas

comunidades, após terem sofrido perturbações, tendem a se desorganizar para após isso, apresentarem um aumento progressivo na organização. Isto é, apresentam um padrão de coocorrência aleatório, como uma resposta inicial, e ao longo do tempo as espécies da comunidade se segregam ou agregam em resposta à retomada da estabilidade do sistema (Arrington *et al.* 2005; Fernandes *et al.* 2009; Boschilia *et al.* 2012).

Os levantamentos realizados no capítulo quatro vêm de encontro com os estudos para a conservação dos recursos pesqueiros, uma vez que a família Sciaenidae é composta por várias espécies economicamente importantes, em especial as espécies alvo de nosso estudo, *Micropogonias furnieri*, as pescadas *Cynoscion leiarchus*, *C. microlepidotus*, *C. acoupa* e o peixe-rei do sul *Macrodon sp.*, cujo qual apoiam a maioria da pesca artesanal e industrial de pequena escala no Sul do Brasil (Vasconcellos *et al.*, 2011; Haimovici & Cardoso, 2017; Leis *et al.*, 2018). Neste sentido, foi constatado um dado importante em nosso estudo, em que todas as espécies analisadas demonstraram mudança de crescimento alométrico positivo para isométrico e isso deve ser considerado quando tratamos de inferências de estoques, reprodução e crescimento (Petraakis e Stergiou 1995, Froese 2006), evidenciando assim, a importância dos estudos da biologia básica dessa família.

Contudo, compreender em diferentes escalas espaciais e temporais como as assembleias de peixes são estruturadas, e principalmente quais são os processos que impulsionam tais conformações, como as regras de montagem entre as comunidades, são cruciais para a manutenção e entendimento dos ecossistemas, e principalmente para fornecer subsídios para implementação de políticas de intervenção, conservação e recuperação destes ambientes.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-NETO, M., GUIMARÃES, P., GUIMARÃES JR., P.R., LOYOLA, R.D., ULRICH, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1227-1239.
- ANDERSON, M.J., CRIST, T.O., CHASE, J.M., VELLEND, M., INOUE, B.D., FREESTONE, A.L., SANDERS, N.J., CORNELL, H.V., COMITA, L.S., DAVIES, K.F., HARRISON, S.P., KRAFT, N.J.B., STEGEN, J.C., SWENSON, N.G. (2011). Navigating the multiple meanings of β -diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.
- ANDERSON, M.J., ELLINGSEN, K.E., MCARDLE, B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters*, 9:683-693.
- ANDRADE-TURBINO, M. F.; RIBEIRO, A. L. R.; VIANNA, M. (2008). Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*, 12(4):640-661.
- ANDRIGUETTO FILHO, J.M. (1999). Sistemas técnicos de pesca e suas dinâmicas de transformação no Litoral do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 242 p.
- ANDRIGUETTO FILHO, J.M., CHAVES, P.D., SANTOS, C., LIBERATI, S.A. (2004). Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Paraná. A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. In: ISAAC, V., MARTINS, A., HAIMOVICI, M., ANDRIGUETTO FILHO, J.M. (eds.). Ed. Universitária, Belém, 24 p.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., NATIVIDADE, C.D., BRANDINI, F.P., TEIXEIRA, R.A. (2016). Local hydrography and fishing drive life cycle strategies and population

dynamics of the sea-bob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* in a coastal subtropical environment in Brazil. *Hydrobiologia*, 771:207-225.

ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., TORRES, R.F., TOMAZ, L.M. (1998). Interações, fatores de mudança e sustentabilidade das práticas materiais e dinâmicas ambientais nos sistemas técnicos de pesca artesanal. Meio ambiente e desenvolvimento no litoral do Paraná: Diagnóstico. Editora Universidade Federal do Paraná, Curitiba, p. 95-105.

ANGULO, J.R. (1992). Geologia da planície costeira do estado do Paraná. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 334 p.

APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2017). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.

APPA – Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina. (2018). Planejamento Estratégico de Infraestrutura Portuária PEIP-PR. Assessoria de Comunicação (ASSCOM). Paranaguá, Paraná, Brasil, 62 p.

ARAÚJO, F. G., DE AZEVEDO, M. C. C., DE ARAÚJO SILVA, M., PESSANHA, A. L. M., GOMES, I. D. & DA CRUZ-FILHO, A. G. (2002) Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25:441-450.

ARAÚJO, F.G., AZEVEDO, M.C.C. (2001). Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52:729-738.

ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., AZEVEDO, M.C.C., SANTOS, A.C.A. (1998). Estrutura da Comunidade de Peixes Demersais da Baía de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, 58(3):417-430.

ARRINGTON, D. A. *et al.* (2005). Community assembly at the patch scale in a species rich tropical river. – *Oecologia*, 144:157-167.

- AZEVEDO, M. C. C., ARAÚJO, F. G., PESSANHA, A. L. M. & SILVA, M. D. A. (2006) Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66:315–322.
- AZEVEDO, M.C.C., ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., PESSANHA, A.L.M., SILVA, M.A., GUEDES, A.P.P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75:468-480.
- AZEVEDO, M.C.C., ARAÚJO, F.G., CRUZ-FILHO, A.G., PESSANHA, A.L.M., SILVA, M.A., GUEDES, A.P.P. (2007). Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75:468-480.
- BARLETTA, M., BARLETTA-BERGAN, A., SAINT-PAUL, U., HUBOLD, G. (2005). The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, 66: 45-72.
- BARLETTA, M., BLABER, S.J.M. (2007) Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embley (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bulletin of Marine Science*, 80, 647-680.
- BARLETTA, M., CORRÊA, M.F.M. (1992). Guia para identificação de peixes da costa do Brasil. Curitiba: Editora da UFPR. 131p.
- BARLETTA, M., CYSNEIROS, F. J. A., LIMA, A. R. A. (2016). Effects of dredging operations on the demersal fish fauna of a South American tropical–subtropical transition estuary. *J. Fish Biol.*, 89:890-920.
- BARLETTA, M., DANTAS, D.V. (2016). “Environmental gradients,” in *Encyclopedia of Estuaries*, ed M. J. Kennish, Springer, New Jersey, 237–242 p.

- BARLETTA-BERGAN, A. BARLETTA, M., SAINT-PAUL, U. (2002). Structure and seasonal dynamics of larval fish the Caeté river estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54:193-206.
- BARROS, F., BLANCHET, H., HAMMERSTROM, K., SAURIAU, P.G., OLIVER, J. (2014). A framework for investigating general patterns of benthic β -diversity along estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149:223-231.
- BARTÓN, K. (2019). Multi-Model Inference. Pacote MuMIn, versão 1.43.6 – ambiente R.
- BASELGA, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19:134-143.
- BASELGA, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4:552–557.
- BASELGA, A., ORME, D., VILLÉGER, S. (2018). Package 'betapart': Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. Technical Report.
- BASSET, A., BARBONE, E., ELLIOTT, M., LI, B.L., JORGENSEN, S.E., LUCENA-MOYA, P., MOUILLOT, D. (2013). A unifying approach to understanding transitional waters: Fundamental properties emerging from ecotone ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132(1):5-16.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. (2006). *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Oxford: Blackwell Publishing, 738 p.
- BHAT, A.; MAGURRAN, A. E. (2007) Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology*, 70:623–629.
- BIGARELLA, J.J., BECKER, R.D., MATOS, D.J., WERNER, A. (1978). A serra do mar e a porção oriental do estado do Paraná: um problema de segurança ambiental e nacional

(contribuições à geologia, geografia e ecologia regional). Governo do Paraná, Secretaria de Estado do Planejamento, Associação de Defesa e Educação Ambiental, 248 p.

BLABER, S.J.M. (1997). Fish and fisheries of tropical estuaries. 1 ed. Chapman & Hall, London, 367 p.

BLABER, S.J.M. (2002). Fish in hot water: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*. 6(supplement A):1-20.

BORCARD, D., LEGENDRE, P., DRAPEU, P. (1992). Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, 73:1045-1055.

BOSCHILIA, S. M. *et al.* (2012). The immediate and long-term effects of water drawdown on macrophyte assemblages in a large subtropical reservoir. - *Freshwater Biology* 57: 2641-2651.

BOTH, C. (2009). Riqueza, Composição de Guildas e Padrões de Co-Ocorrência de Comunidades de Girinos Em Poças No Sul Do Brasil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 86 p.

BRANDINI, N. (2000). Variação espacial e sazonal da produção primária do fitoplâncton em relação às propriedades físicas e químicas na Baía das Laranjeiras e áreas adjacentes (complexo estuarino da Baía de Paranaguá – PR/BR). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 94 p.

BROADHURST, M.K., STERLING, D.J., MILLAR, R.B. (2013). Progressing more environmentally benign penaeid-trawling systems by comparing Australian single- and multi-net configurations. *Fish Res* 146: 7-17.

BURNHAM, K., ANDERSON, D. (2002). Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model Selection and Multimodel Inference: a Practical Information. Theoretic Approach*, 2:49-97.

- CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K., MIROTCHNICK, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of applied ecology*, 48(5), 1079-1087.
- CAMARGO, M., ISAAC, V. (2004). Food categories reconstruction and feeding consumption estimates for the Sciaenid Macrodon Ancylo don (Block e Schneider), and the congeneric fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté Estuary, Northern Coast of Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21: 85-89.
- CARDINALE, B.J., DUFFY, J.E., GONZALEZ, A., HOOPER, D.U., PERRINGS, C., VENAIL, P., NARWANI, A., MACE, G.M., TILMAN, D., WARDLE, D.A., KINZIG, A.P., DAILY, G.C., LOREAU, M., GRACE, J.B., LARIGAUDERIE, A., NAEEM, S.(2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486:59-67.
- CARDOSO, O.R, SPACH, H.L. (2018), Relação Peso-Comprimento e Fator de Condição Relativo para *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) do Estuário de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Multi-Science Journal*, 1(13):351.
- CATTANI, A.P., SANTOS, L.O., SPACH, H.L., BUDEL, B.R., GONDIM GUANAIS, J.H.D. (2011). Avaliação da ictiofauna da fauna acompanhante da pesca do camarão sete barbas do município de Pontal do Paraná, litoral do Paraná, Brasil. *Bol Inst Pesc* 37: 247-260.
- CATTANI, P.E., LAMOUR, M.R. (2016). Considerations Regarding Sedimentation Rates along the E-W Axis of the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil: A Bathymetric Approach. *Journal of Coastal Research*, 32(3):619-628.
- CHAO, L.N., PEREIRA, L.E., VIEIRA, J.P., BENVENUTI, M.A., CUNHA, L.P.R. (1982). Relação preliminar dos peixes estuarinos e marinhos da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente, Rio Grande do Sul, Brasil. *Atlantica*, 5(1): 67-75.
- CHAO, N.L., FRÉDOU, F.L., HAIMOVICI, M., PERES, M.B., POLIDORO, B., RASEIRA, M., SUBIRÁ, R., CARPENTER, K. (2015). A popular and potentially sustainable

fishery resource under pressure—extinction risk and conservation of Brazilian Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). *Global Ecol Cons* 4: 117-126.

CIRM - COMISSÃO INTERMINISTERIAL PARA OS RECURSOS DO MAR. Agenda ambiental portuária. Brasília, DF: Cirm, Gi-gerco e Subgrupo Agenda Ambiental Portuária, 1998.

CONTENTE, R.F. (2013). Padrões Ecológicos Locais e Multidecadais da Ictiofauna do Estuário Cananéia-Iguape. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 186 p.

CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58(1):38-50.

CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011a). Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91(6):1197-1205.

CONTENTE, R.F., STEFANONI, M.F., SPACH, H.L. (2011b). Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). *Ichthyological Research*, 58(1):38-50.

CRUZ, K.T.S. (2014). Padrões de diversidade beta de assembleias de peixes em ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental. Universidade Federal Tecnológica do Paraná. 95 p.

CUNHA, I.M. (2018). Cidade, lei e desenvolvimento: Pontal do Paraná, uma estrada para o futuro? Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 122 p.

DAAN, N.; BROMLEY, P.J.; HISLOP, J.R. G. & NIELSEN, N.A. (1990). Ecology of North Sea fish. *Neth. J. Sea Res.*, 26: 343-386.

- DAMALAS, D., MARAVELIAS, C.D., KATSANEVAKIS, S., KARAGEORGIS, A.P. (2010). Seasonal abundance of non-commercial demersal fish in the eastern Mediterranean Sea in relation to hydrographic and sediment characteristics. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89:107-118.
- DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., ROBSON, T. M. (2007). Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(52): 20684-20689.
- DISERUD, O.H., ØDEGAARD, F. (2007). A multiple-site similarity measure. *Biology Letters*, 3:20-22.
- DOBROVOLSKI, R., MELO, A.S., CASSEMIRO, F.A.S., DINIZ-FILHO, J.A.F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21:191–197.
- ELLIOT M., WHITFIELD A.K., POTTER I.C., BLABER S.J.M., CYRUS D.P., NORDLIE F.G., HARRISON T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, 8:241-268.
- ELLIOTT, M., HEMINGWAY, K.L. (2002). *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, London, 656 p.
- ELLIOTT, M., REILLY, M.G.O., TAYLOR, C.J.L. (1990). The Forth estuary: a nursery and overwintering area for the North Sea fishes. *Hydrobiologia*, 195:89-103.
- environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology*, 98(2):525-533.
- FALCÃO, M.C., SARPÉDONTI, V., SPACH, H.L., OTERO, M.E.B., DE QUEIROZ, G.M.N., SANTOS, C. (2006). A ictiofauna em planícies de maré das Baías das Laranjeiras e de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(2): 125-138.

- FÉLIX, F.C., SPACH, H.L., HACKRADT, C.W., MORO, P.S., ROCHA, D.C. (2006). Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8(1):35-47.
- FERNANDES, R. *et al.* (2009). Temporal organization of fish assemblages in floodplain lagoons: the role of hydrological connectivity. - *Environmental Biology of Fishes* 85: 99–108.
- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FIGUEIREDO, J.L. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo. 111p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1978). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (1980b). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 p.
- FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. (2000). Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FOX, J. (2003). Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of Statistical Software*, 8(15):1-27.
- FOX, J., WEISBERG, S. (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. Pacote car – ambiente R.

- FRANCO, A., ELLIOTT, M., FRANZOI, P., TORRICELLI, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series*, 354, 219-228.
- FROESCHKE, J., STUNZ, G. W. & WILDHABER, M. L. (2010) Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine Waters. *Marine Ecology Progress Series*. 407:279-292.
- FROESE R. (2006). Cube law, condition factor and weight–length relationships: History, meta-analysis and recommendations. *J Appl Ichthyol* 22: 241–253.
- FROESE, R., PAULY, D. (eds.) (2019). FishBase. World Wide Web electronic publication. [Version 08/2019] www.fishbase.org
- FROESE, R., THORSON, J.T., REYES-JR, R.B. (2014). A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. *J Appl Ichthyol* 30(1): 78-85.
- FUJIWARA, M., ZHOU, C., ACRES, C., MARTINEZ-ANDRADE, F. (2016). Interaction between Penaeid Shrimp and Fish Populations in the Gulf of Mexico: Importance of Shrimp as Forage Species. *Plos One*, 11(11):1-15.
- GITTINS, R. (1985). Canonical analysis – A review with applications in ecology. Springer-Verlag, Berlin, 351 p.
- GODEFROID, R.S., SPACH, H.L., SANTOS, C., MACLAREN, G., SCHWARZ JR., R. (2004). Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia. Série Zool.* 94:95-104.
- GONÇALVES, J.M.S., BENTES, L., LINO, P.G., RIBEIRO, J., CARKRIO, A.V.M., ERZINI, K. (1997). Weight-length relationships for selected small-scale demersal fisheries of the south of Portugal. *Fish Res* 30: 253-256.
- GOTELLI, N. J. (2000) Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns Author (s):

Nicholas J . Gotelli Published by : Wiley on Behalf of the Ecological Society of America Stable URL : [Http://Www.Jstor.Org/Stable/177478](http://Www.Jstor.Org/Stable/177478). Ecology, 81: 2606–2621.

GOTELLI, N.J. (2001). Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 10: 337-343.

GOTELLI, N. J. AND MCCABE, D. J. (2002). Species co-occurrence: A meta-analysis of J. T. Diamond's assembly rules model. – *Ecology*, 83: 2091–2096.

GOTELLI, N. J. AND MCGILL, B. J. (2006). Null versus neutral models: what's the difference? – *Ecography*, 29: 793-800.

GUTIÉRREZ CÁNOVAS, C., MILLÁN, A., VELASCO, J., VAUGHAN, P.I., ORMEROD, J.S. (2013). Contrasting effects of natural and anthropogenic stressors on beta diversity in river organisms. *Global Ecology and Biogeography*, 22(1):796-805.

HAIMOVICI, M., CARDOSO, L.G. (2017). Long-term changes in the fisheries in the Patos Lagoon estuary and adjacent coastal waters in Southern Brazil. *Mar Biol Res* 13(1): 135-150.

HAIMOVICI, M., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B., CERGOLE, M.C., MADUREIRA, L.S., BERNARDES, R.A., ÁVILA-DA-SILVA, A.O. (2006). Recursos pesqueiros da região Sudeste-Sul. In: Programa REVIZEE: avaliação do potencial sustentável de recursos vivos da Zona Econômica Exclusiva. Relatório Executivo, Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 53p.

HEINO, J., GRÖNROOS, M. (2013). Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? – *Ecography*, 36: 926–936.

HIGGINS, C.L., WILLIG, M.R., STRAUSS, R.E. (2006). The role of stochastic processes in producing nested patterns of species distributions. *Oikos* 114:159-167.

- HU, G., FEELEY, K., WU, J., XU, G., YU, M. (2011). Determinants of plant species richness and patterns of nestedness in fragmented landscapes: evidence from land-bridge islands. *Landscape Ecology*, 26:1405–1417.
- HYLANDER, K., NILSSON, C. JONSSON, B.G., GÖTHNER, T. (2004). Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. *Oikos* 108: 351-361.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades on-line. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 27 mai. 2019.
- ISAAC-NAHUM, V.J. (2006). Exploração e manejo dos recursos pesqueiros do litoral amazônico: um desafio para o futuro. *Ciência e Cultura*, 58:33-36.
- JUNG, S., HOUDE, E.D. (2003). Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58:335-351.
- KENNEDY, D., NORMAN, C. (2005). What don't we know? *Science*, 309: 75–75.
- KENNISH, M.J. (1990). *Ecology of estuaries*, CRS Press, Boca Raton, 391p.
- KENNISH, M.J. (2002). Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation*, 29(1):78-107.
- KNOPPERS B., KJERFVE B. (1999) Coastal lagoons at southeastern Brazil: Physical and biogeochemical characteristics. In: PERILLO, G. M. F.; PICOLLO, M. C.; PINO-QUIVIRA, M. (Eds.). *Estuaries of South America. Their geomorphology and dynamics*, Springer-Verlag, Berlin, p. 35-66.
- KRASNOV, B. R. *et al.* (2014). Co-occurrence and phylogenetic distance in communities of mammalian ectoparasites: limiting similarity versus environmental filtering. - *Oikos* 123: 63-70.

- LAMOUR, R. M. (2000). Dinâmica sedimentar do canal da galheta, via de acesso ao Porto de Paranaguá. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 115 p.
- LANA, P.C., MARONE, E., LOPES, R.M., MACHADO, E.C. (2001). The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144:131-145.
- LE CREN, E.D. (1951). The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *J Anim Ecol* 20(2): 201–219.
- LEGENDRE, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of bet diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 23:1324-1334.
- LEGENDRE, P., BORCARD, D., PERES-NETO, P.R. (2005). Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, 75:435-450.
- LEGENDRE, P., GALLAGHER, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2):271-280.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L. (2012). *Numerical ecology*. 3 ed. Elsevier, 870 p.
- LEIS, M.O., CHUENPAGDEE, R., MEDEIROS, R.P. (2019). Where Small-Scale Fisheries Meet Conservation Boundaries: MPA Governance Challenges in Southern Brazil. In: SALAS, S. *et al.* (eds.) *Viability and Sustainability of Small-Scale Fisheries in Latin America and the Caribbean*. MARE Publication Series, v 19. Springer, Cham, 453-472.
- LINDENMAYER, D.B., LIKENS, G.E., ANDERSEN, A., BOWMAN, D., BULL, C.M., BURNS, E., DICKMAN, C.R., HOFFMANN, A.A., KEITH, D.A., LIDDELL, M.J., LOWE, A.J., METCALFE, D.J., PHINN, S.R., RUSSELL-SMITH, J., THURGATE, N., WARDLE, G.M. (2012). Value of long-term ecological studies. *Austral Ecol* 37: 745-757.
- LOREAU, M. (2010). The challenges of biodiversity science. In: KINNE, O. (ed.) *Excellence in Ecology*, 17. International Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.

- LOTZE, H.K., LENIHAN, H.S., BOURQUE, B.J., BRADBURY, R.H., COOKE, R.G., KAY, M.C., KIDWELL, S.M., KIRBY, M.X., PETERSON, C.H., JACKSON, J.B. (2006). Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 312: 1806-1809.
- MAGURRAN, A. (2012). *Medindo a Diversidade Biológica*. Editora UFPR, Curitiba, 262 p.
- MAGURRAN, A.E. (2004). *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell. 256 p.
- MANTOVANELLI, A., MARONE, E., SILVA, E.T., LAUTERT, L.F., KLINGENFUSS, M.S., PRATA, V.P., NOERNBERG, M.A., KNOPPERS, B.A., ANGULO, R.J. (2004). Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 59(4):523–537.
- MARIANI, S. (2001). Can spatial distribution of Ichthyofauna describe ma influence on Coastal lagoons? A central Mediterranean study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52(1):261-267.
- MARONE, E., MACHADO, E.C., LOPES, R.M., SILVA, E.T. (2005). Land–ocean fluxes in the Paranaqua Bay estuarine system, Southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 53(3/4):169-181.
- MARTINO, E.J., ABLE, K.W. (2003). Fish assemblages across the marine to low alinity transition zone of a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56:969-987.
- MATICH, P., MOHAN, J. A., PLUMLEE, J. D., TINHAN, T., WELLS, R. J. D. & FISHER, M. (2017) Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. *Marine Biology* ,164, 1–16.
- MATTHEWS, T.J., COTTEE-JONES, H.E.W., WHITTAKER, R.J. (2015). Quantifying and interpreting nestedness in habitat islands: a synthetic analysis of multiple datasets. *Diversity and Distributions*. 21:392–404

- MATTHEWS, W. J. (1998). Patterns in freshwater fish ecology. - Kluwer Academic Publishers.
- MELO, G.A.S. (1999). Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo: Ed. Plêiade.
- MENDONÇA, J.T., LUCENA, A.C.M., MUEHLMANN, L.D., MEDEIROS, R.P. (2017). Socioeconomia da pesca no litoral do estado do Paraná (Brasil no período de 2005 a 2015). *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 41:140-157.
- MIRANDA, L.B., CASTRO, B.M., KJERFVE, B. (2002). Princípios de Oceanografia Física de estuários. EDUSP, São Paulo, 432 p.
- MOUCHET, M. A. *et al.* (2013). Invariant scaling relationship between functional dissimilarity and co-occurrence in fish assemblages of the Patos Lagoon estuary (Brazil): environmental filtering consistently overshadows competitive exclusion. - *Oikos*, 122: 247–257.
- MUTO, E.Y., SOARES, L.S.W., ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. (2000). Demersal fish assemblages of São Sebastião, southeastern Brazil: structure and environmental conditioning factors (summer 1994). *Revista Brasileira de Oceanografia*, Sao Paulo, 48(1):9-27.
- NAKAYAMA, P., PERET, A. C., CARDOSO, O. R., LAMOUR, M. R., SPACH, H. L. (2020). Temporal patterns of fish occurrence of the euryhaline sector of a subtropical estuary, southern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 42(1), e48871.
- NALLATHAMBI, M., JAYAKUMAR, N., ARUMUGAM, U., JAYASIMHAN, P., CHANDRAN, S., PARAMASIVAM, K. (2019). Length-weight relationships of six tropical estuarine fish species from Pulicat lagoon, India. *J Appl Ichthyol* 2019(00): 1–3.

- NETTO, S.A., LANA, P. C. (1997). Influence of *Spartina alterniflora* on superficial sediment characteristics of tidal flats in Paranagua Bay (south-eastern Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(5):641-648.
- NEUWIRTH, E. (2014). RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. Pacote RColorBrewer, version 1.1-2 – ambiente R
- NEVES, L.M., TEIXEIRA, T.P., ARAÚJO, F.G. (2010). Structure and dynamics of distinct fish assemblages in three reaches (upper, middle and lower) of an open tropical estuary in Brazil. *Marine Ecology*, 32:115-131.
- OKSANEN, J. *et al.* (2013). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-7. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- OKSANEN, J., BLANCHET, F.G., FRIENDLY, M., KINDT, R., LEGENDRE, P., MCGLINN, D., MINCHIN, P.R., O'HARA, R.B., SIMPSON, G.L., SOLYMOS, P., STEVENS, M.H.H., SZOECs, E., WAGNER, H. (2019). Community Ecology Package. Pacote vegan, versão 2.5-5 – ambiente R.
- OLIVEIRA NETO, J.F., GODEFROID, R.S., QUEIROZ, G.M.L.N., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2004). Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26(1):125-138.
- ORTEGA, J. C. G. (2014) Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência Em Assembleias de Peixes de Uma Planície de Inundação Neotropical Padrões Espaço-Temporais de Coocorrência Em Assembleias de Peixes de Uma Planície de Inundação Neotropical. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá. 46 p.
- PAIVA, A.C.G., CHAVES, P.T.C., ARAÚJO, M.E. (2008). Estrutura e Organização Trófica da Ictiofauna de Águas Rasas em um Estuário Tropical. *Revista brasileira de Zoologia*, 25(4):647-661.

- PAIVA, A.C.G., COELHO, P.A., TORRES, M.F.A. (2005). Influências dos fatores abióticos sobre a macrofauna de substratos inconsolidados da zona entre-marés no canal de Santa Cruz, Pernambuco, Brasil. *Arquivos de Ciências do Mar*, 38:85-92.
- PASSAVANTE, J.Z.O., KOENING, M.L. (1984). Estudo ecológico da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. XXVI. Clorofila a e material em suspensão no estuário do Rio Botafogo. *Tropical Oceanography*, 8:207-230.
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ABBATEPAULO, F.V., SPACH, H.L., VILAR, C.C., JOYEUX, J.C., CARTAGENA, B.F.C., FAVARO, L.F. (2013). Analysis of Fish assemblages in sectors along a salinity gradient based on species, families and functional groups. *Brazilian Journal of Oceanography*, 61(4):251-264
- PASSOS, A.C.D., CONTENTE, R.F., ARAUJO, C.C.V.D., DAROS, F.A.L.D.M., SPACH, H.L., ABILHÔA, V., FÁVARO, L.F. (2012). Fishes of Paranaguá estuarine complex, south west Atlantic. *Biota Neotropica*, 12(3), 226-238.
- PERES-NETO, P.R., LEGENDRE, P., DRAY, S., BORCARD, D. (2006). Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, 87(10):2614-2625.
- PERES-NETO, P.R., OLDEN, J.D. & JACKSON, D.A. (2001) Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos*, 93, 110–120.
- PETRAKIS, G., STERGIOU, K.I. (1995). Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fish Res* 21: 465–469.
- PINA, J.V., CHAVES, P.T. (2009). Atividade reprodutiva de peixes no arrasto camaroeiro. *Atlântica*, Rio Grande, 31(1): 99-106.
- POSSATO, F.E., BROADHURST, M.K., GRAY, C.A., SPACH, H.L., LAMOUR, M.R. (2016). Spatiotemporal variation among demersal ichthyofauna in a subtropical estuary

bordering World Heritage-listed and marine protected areas: implications for resource management. *Marine and freshwater research*, 68(4):703-717.

POTTER, I.C., CLARIDGE, P.N., CLARKE, K.R., HYNDES, G.A. (2015). Fish fauna of the Severn estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 258(S1):15–37

PRESLEY, S. J. (2011). Interspecific aggregation of ectoparasites on bats: importance of hosts as habitats supersedes interspecific interactions. *Oikos*, 120:832–841.

QIN, J., LIU, X., XU, Y., WU, X., OUYANG, S. (2019) Beta diversity patterns of fish and conservation implications in the Luoxiao Mountains, China. *ZooKeys*, 817:73-93.

QUEIROZ, G.M.L.N., SPACH, H.L., SOBOLEWSKI-MORELOS, M., SCHWARZ JÚNIOR, R. (2007). A ictiofauna demersal de áreas com diferentes níveis de ocupação humana, no estuário de Paranaguá. *Arq. Ciências do Mar*, 40, 80–91.

QUILEZ, I. (2014). The importance of the Atlantic seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* as a food source for demersal fishes in the coastal waters of Suriname. Master thesis. Faculty of Sciences, Ghent University, Anton De Kom Universiteit van Suriname, 33 p.

R CORE TEAM (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

R CORE TEAM. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RIBEIRO, G.C., CATTANI, A.P., HOSTIM-SILVA, M., CLEZAR, L., PASSOS, A.C., SOETH, M., CARDOSO, O.R., SPACH, H.L. (2018). Marine ichthyofauna of Santa Catarina Island, Southern Brazil: checklist with comments on the species. *Biota Neotropica*. 19(3):e20180684.

RUHÍ, A. *et al.* (2014). Environmental filtering determines community patterns in temporary wetlands: a multi-taxon approach. – *Hydrobiologia*, 723: 25-39.

- SANDERS, N. J. *et al.* (2003). Community disassembly by an invasive species. - Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 100: 2474–2477.
- SANDERS, N. J. *et al.* (2007). Assembly rules of ground-foraging ant assemblages are contingent on disturbance, habitat and spatial scale. - Journal of Biogeography, 34: 1632–1641.
- SANTOS, C., SCHWARZ JR., R., OLIVEIRA NETO, J.F., SPACH, H.L. (2002). A Ictiofauna em duas Planícies de Maré do Setor Eurialino da Baía de Paranaguá, PR. Bol. Inst. Pesca, 28(1):49–60.
- SARKAR, S., MARGULES, C. (2002). Operationalizing biodiversity for conservation planning. Journal of biosciences, 27(4):299-308.
- SCHLUTER, D., RICKLEFS, R. E. (1993). Species diversity: an introduction to the problem. In: RICKLEFS, R. E.; SCHLUTER, D. (Eds.). Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives. The University of Chicago Press, Chicago, p. 1-12.
- SHEAVES, M. e JOHNSTON, R. (2009). Ecological drivers of spatial variability among fish fauna of 21 tropical Australian estuaries. Marine Ecology Progress Series, 385:245-260.
- SI, X., BASELGA, A., DING, P. (2015). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on Inundated Land-Bridge Islands by separating the turnover and nestedness componentes. PLoS ONE, 10(5): e0127692.
- SIGNORELL, A. *et al.* (2020). DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.32.
- SIMBERLOFF, D. & DAYAN, T. (1991) The Guild concept and the structure of ecological communities. Annu. Rev. Ecol. Syst, 22:115–143
- SNELGROVE, P.V.R., BUTMAN, C.A. (1994). Animal-sediment relationships revisited: causa versus effect. Oceanographic Marine Biology Annual Review, 32:111-177.

- SOUZA, U.P., da COSTA, R.C., MARTINS, I.A., FRANSOZO, A. (2008). Associações entre as biomassas de peixes Sciaenidae (Teleostei: Perciformes) e de camarões Penaeoidea (Decapoda: Dendrobranchiata) no litoral norte do estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, 8(1):83-92.
- SPACH, H.L., SANTOS, C., GODEFROID, R.S. (2003). Padrões temporais na assembléia de peixes da gamboa do Sucuriú, Baía de Paranaguá, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 20 (4), 591–600.
- SPACH, H.L., SANTOS, C., GODEFROID, R.S., NARDI, M., CUNHA, F. (2004). A study of the fish community structure in a tidal creek. *Brazilian Journal Biology*. 64(2):337-351.
- STONE, L. E ROBERTS, A. (1990). The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* 85:74–79.
- SUTHERLAND, W.J., ADAMS, W.M., ARONSON, R.B. *ET AL.* (2009) One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology*, 23:557-567.
- TEICHERT, N., LEPAGE, M., CHEVILLOT, X., LOBRY, J. (2018). Environmental drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversity (alpha, beta and gamma components) in estuarine fish communities. *Journal of Biogeography*, 45(1):406-417.
- TER BRAAK, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67:1167-1179.
- ULRICH, W. (2004). Species co-occurrences and neutral models: reassessing J. M. Diamond's assembly rules. *Oikos*, 107: 603–609.
- ULRICH, W., GOTELLI, N.J. (2007a) Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology*, 88:1824-1831.

- ULRICH, W., GOTELLI, N.J. (2007b). Disentangling community patterns of nestedness and species cooccurrence. *Oikos*, 116:2053-2061.
- VASCONCELLOS, M., DIEGUES, A.C., KALIKOSKI, D.C. (2011). Coastal fisheries of Brazil. In: SALAS S. *ET AL.* (eds.). Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO. p. 73–116.
- VEIGA-CENDEJAS, M.E., SANTILLANA, M.H. (2004). Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60:285-299.
- VENABLES, W.N., RIPLEY, B.D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. 4 ed. Springer, Pacote MASS – ambiente R.
- VIEIRA, J.P., MUSICK, J.A. (1994). Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of Western Atlantic. *Atlântica*, 16:31-53.
- VILLÉGER, S., MASON, N.W., MOUILLOT, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- VINSON, C., GOMES, G., SCHNEIDER, H., SAMPAIO, I. (2004). Peixes Sciaenidae do estuário do rio Caeté, norte do Brasil: mitocondrial DNA sugere radiação explosiva para a assembleia do Atlântico Ocidental. *Genetics and Molecular Biology*, 27(2):174-180.
- WANG, Y., DING, P., CHEN, S., ZHENG, G. (2013). Nestedness of bird assemblages on urban woodlots: implications for conservation. *Landscape and Urban Planning*, 111:59–67.
- WHITFIELD, A.K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(S1):151-186.

- WILLEMS, T., de BACKER, A., MOL, J.H., VINCX, M., HOSTENS, K. (2015). Distribution patterns of the demersal fish fauna on the inner continental shelf of Suriname. *Regional Studies in Marine Science*, 2:177-188.
- WOLANSKI, E. (2007) *Estuarine Ecohydrology*. 1 ed. Elsevier Science, Amsterda, 168 p.
- XAVIER, G. (2008). *Atividade Portuária: Bioinvasão por Água de Lastro como Vetor de Risco à Biodiversidade e a Sociedade Costeira*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Itajaí, 188 p.
- YANES-ARANCIBIA, A., AMEZCUA-LINARES, F., DAY, J.W. (1980). Fish community structure and function in Terminos Lagoon, a tropical estuary in Southern of Mexico. In: YANES-ARANCIBIA, A. (ed.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press Inc, p. 465-482
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., ELPHICK, C.S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecology Evolution*, 1:3-14.

APÊNDICE

Lista de abundância, por ordem alfabética, das 82 espécies de peixes capturadas no Complexo Estuarino de Paranaguá (pontos 1 a 9) e Plataforma Continental Adjacente (pontos 10 a 12), entre os anos de 2014 e 2018.

Espécie	Ponto Amostral											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Achirus declives</i>		1	17	7	3		1					
<i>Achirus lineatus</i>	1	3	9	25	78	157	156	165	15	4	1	1
<i>Ariomma bondi</i>										1		
<i>Bairdiella ronchus</i>							1				1	
<i>Balistes capriscus</i>								1		1	4	2
<i>Bathygobius soporator</i>		1										
<i>Carcharias taurus</i>									1			
<i>Catathyridium garmani</i>	4		3	2								
<i>Cathorops spixii</i>	916	1431	2944	1846	853	146	339	40	26	50	1	4
<i>Chaetodipterus faber</i>	12	14	9	9	4	59	5	144	7	1	1	4
<i>Chilomycterus reticulatus</i>												1
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>		1		5	4	21	11	28	2	1	29	31
<i>Citharichthys arenaceus</i>						32	22	36	12	17	30	33
<i>Citharichthys macrops</i>								1	2	4	33	28
<i>Citharichthys spilopetrus</i>		1	8	14	22	10	17	15	5	4	16	18
<i>Conodon nobolis</i>					1		5			3	5	9
<i>Ctenogobius shufeldti</i>				1				2				
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>			4	4	118	185	174	38	192	124	95	124
<i>Cynoscion acoupa</i>		1										
<i>Cynoscion jamaicensis</i>		1						2			1	2
<i>Cynoscion leiarchus</i>	2		5	18	64	32	40	8	13		4	
<i>Cynoscion microlepdotus</i>	6	20	31	49	276	107	45	31	17	29	4	2
<i>Dactylopterus volitans</i>				1		1		2		3		65
<i>Dasyatis guttata</i>	2		7	2	2	2		1				1
<i>Diapterus rhombeus</i>			1		1				1		1	3
<i>Diplectrum formosum</i>											8	13
<i>Diplectrum radiale</i>					2	22	9	42	7		19	25
<i>Etropus crossotus</i>			3	1	22	70	51	57	3	11	13	14
<i>Eucinostomus argenteus</i>				1	4	117	4	23	6	6	14	49
<i>Eucinostomus gula</i>	1				1	12		29				7
<i>Evorthodus lyricus</i>			1									
<i>Genidens barbuis</i>	55	135	12	11	10	19	14	1	9			
<i>Genidens genidens</i>	21	4	20	15	5	142	27	147	14			
<i>Genyatremus luteus</i>	15	5	16	6		6					4	
<i>Genypterus brasiliensis</i>												1
<i>Haemulon aurolineatum</i>												2
<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>								1	1		2	
<i>Hippocampus reidi</i>								1				
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	14	25	54	44	50	136	2	3	2	70	2	2

