

ELTON CELTON DE OLIVEIRA

**A INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS NA ESTRUTURA  
DA ICTIOFAUNA DEMERSAL EM UM ESTUÁRIO  
SUBTROPICAL DO BRASIL: *Efeitos em Micro e em Macro-Escala***

**CURITIBA  
2011**

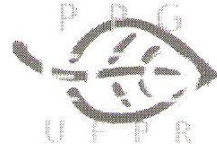
ELTON CELTON DE OLIVEIRA

**A INFLUÊNCIA DE FATORES AMBIENTAIS NA ESTRUTURA  
DA ICTIOFAUNA DEMERSAL EM UM ESTUÁRIO  
SUBTROPICAL DO BRASIL: *Efeitos em Micro e em Macro-Escala***

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia e Conservação.

**Orientador:** Prof. Dr. Luís Fernando Fávoro

**CURITIBA  
2011**



## PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da tese, a que se submeteu **Elton Celton de Oliveira** para fins de adquirir o título de Doutor em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 12 de dezembro de 2011.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Luís Fernando Fávaro  
Orientador e Presidente

Prof. Dr. Alexandre Miranda Garcia  
Membro

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes  
Membro

Prof. Dr. Paulo de Tarso da Cunha Chaves  
Membro

Prof. Dr. Henry Louis Spach  
Membro

Visto:   
Prof.ª Dra. Lucélia Donatti  
Coordenadora do PPG-ECO

*A todos que de alguma forma participaram desta jornada!!!*

*“Para ser um bom observador é preciso ser um bom teórico”*

Charles Darwin.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer aos meus pais, Edison Carlos de Oliveira e Acione Francisca Moreira, por tudo que representam na minha vida, pelas palavras sabias e pelo apoio incondicional. Se hoje estou prestes a receber o título de Doutor em Ecologia e Conservação, muito se deve ao imenso esforço de vocês. Eu não poderia chegar até aqui sem reconhecer cada momento, cada atitude e cada oportunidade que me foi concedida. Muitíssimo obrigado e amo vocês.

Agradeço também ao meu irmão, Erlon Celso de Oliveira, e ao meu sobrinho, Giovani Cruzara de Oliveira, pelas palavras de incentivo, pela ajuda nos momentos tortuosos e pela sinceridade familiar, que dificilmente encontramos em outras pessoas.

Aproveito a oportunidade para agradecer a minha esposa, Nédia de Castilhos Ghisi, pelo carinho e atenção, mas principalmente por aturar minhas angústias e lamentações. Além disso, agradeço pelas ricas discussões biológicas, pelas revisões no texto e pelos inúmeros conselhos.

Não poderia deixar de agradecer ao meu ilustríssimo orientador e amigo, Prof. Dr. Luís Fernando Fávaro ou o abreviado “Zão”, pelo caráter, pelos ensinamentos biológicos e de vida, pelas oportunidades e, principalmente, por ser um referencial de vida para mim. Amigo, muitíssimo obrigado.

Gostaria também de agradecer a Elaine Portela, esposa do prof. “Zão”, pelas palavras de incentivo e por compreender nossa forma de trabalho, muitas vezes, noturna e em finais de semana.

Ainda, agradeço imensamente ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFPR (PPGECO), em nome de seus professores, pela oportunidade de amadurecer conceitos ecológicos e testá-los de forma prática.

Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES, pelo incentivo financeiro durante os dois primeiros anos do doutorado, sem o qual seria inviável continuar o trabalho com ictiofauna estuarina, nos moldes que aqui estão apresentados.

Além destes, e não menos importante, gostaria de agradecer:

Ao Prof. Dr. Marcelo Renato Lamour, do Centro de Estudos do Mar da UFPR, por ceder alguns dados de suas pesquisas, por auxiliar no desenho amostral e pelas brincadeiras e conversas de corredor.

Aos Profs. Drs. Maurício Garcia de Camargo, do Centro de Estudos do Mar da UFPR, Maurício Moura, do Departamento de Zoologia-UFPR, e Luís Carlos Gomes, do PEA-UEM, pelo auxílio no desenho amostral e/ou nas análises estatísticas.

A profa. Dra. Eunice da Costa Machado, do Centro de Estudos do Mar da UFPR, por gentilmente ceder os equipamentos, os reagentes e a mão de obra especializada (técnicos) para as análises dos parâmetros físicos e químicos da água.

Ao prof. Dr. Henry Louis Spach, pelo empréstimo de materiais de campo, pelas palavras de incentivo, pelas discussões teóricas e práticas e pelo auxílio no delineamento amostral. Ainda, aproveito a oportunidade para deixar registrado o grande respeito, carinho e admiração que tenho por este professor.

Aos professores da banca examinadora, pelas correções, sugestões e por participarem do amadurecimento do trabalho.

Aos técnicos do laboratório de Química do CEM-UFPR, Liciane Carla da Silva e Marcos Roberto dos Santos, pelas análises das amostras de água, pela sempre amistosa receptividade, humor e disposição em ajudar.

A funcionária Ruth Mota, telefonista do CEM-UFPR, pela generosidade, pela demonstração de carinho e pelo sorriso sincero de sempre.

Aos barqueiros e parceiros de coleta: Zezé, Abrão, Tião, Vilme (vulgo “Roger” do Ultrage a Rigor), seu Roberto e dona Maria que, fizesse chuva ou sol, estavam sempre alerta para nos ajudar. Obrigado por descomplicarem e por entenderem a importância de uma amostragem cuidadosa e metódica.

Aos meus colegas de laboratório durante o período de doutorado, Juliano Pilotto, Adriane Muelbert e Wanessa Priscila do Carmo, pela amizade, pelas brincadeiras e pelas nossas conversas tão enriquecedoras.

Ao Sr. Milan, da Milan Equipamentos Científicos, por facilitar a aquisição da garrafa de Van Dorn, por fornecer o mensageiro de desarme da garrafa e, acima de tudo, pela simpatia de pessoa.

Aos meus colegas de trabalho da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), *campus* Campo Mourão, principalmente, aos professores Paulo Agenor Alves Bueno, Raquel de Oliveira Bueno, Débora Cristina de Souza e Elizabete Satsuki Sekine.

Dentro de um trabalho de doutoramento são tantas as contribuições que se torna quase impossível lembrar-se de todas as pessoas que, de alguma maneira, me ajudaram neste processo. Desta forma, agradeço a todos vocês também (aos esquecidos).

## SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS .....	ix
LISTA DE TABELAS .....	xii
RESUMO GERAL .....	xvi
GENERAL ABSTRACT .....	xvii
INTRODUÇÃO GERAL .....	xviii
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	xxii

### **Capítulo 1 - A INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO SEDIMENTOLÓGICA, EM FUNDOS NÃO CONSOLIDADOS, NA ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL .....**

Resumo .....	1
Abstract .....	2
Introdução .....	2
Objetivos .....	5
<i>Geral</i> .....	5
<i>Específicos</i> .....	5
Material e Métodos .....	5
<i>Área de estudo</i> .....	5
<i>Procedimento Amostral</i> .....	6
<i>Análise de dados</i> .....	9
Resultados .....	12
<i>Caracterização ambiental</i> .....	12
<i>Ictiofauna</i> .....	16
Referências Bibliográficas .....	30

### **Capítulo 2 - O EFEITO DA PROFUNDIDADE NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL .....**

Resumo .....	37
Abstract .....	38
Introdução .....	38
Objetivos .....	41
<i>Geral</i> .....	41
<i>Específicos</i> .....	41
<i>Área de estudo</i> .....	42
<i>Procedimento amostral</i> .....	43
<i>Análise de dados</i> .....	46
Resultados .....	48
<i>Caracterização ambiental</i> .....	48
<i>Ictiofauna</i> .....	51
Discussão .....	56
Referências Bibliográficas .....	61



<b>Capítulo 3 - A INFLUÊNCIA DE UM GRADIENTE AMBIENTAL NA ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL E SUAS ADJACÊNCIAS MARINHAS .....</b>	<b>68</b>
Resumo .....	68
Abstract.....	69
Introdução.....	69
Objetivos.....	72
<i>Geral</i> .....	72
<i>Específicos</i> .....	72
Material e Métodos.....	72
<i>Área de estudo</i> .....	72
<i>Procedimento amostral</i> .....	74
<i>Análise de dados</i> .....	77
Resultados.....	81
<i>Caracterização ambiental</i> .....	81
<i>Variação espacial da ictiofauna</i> .....	86
<i>Variação temporal da ictiofauna</i> .....	95
<i>Variação espaço-temporal dos descritores da assembléia</i> .....	98
Discussão.....	100
Referências Bibliográficas.....	111
 CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	 123

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

- Figura 1.** Mapa da composição sedimentológica do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. O círculo pontilhado indica a área de estudo com a localização dos pontos amostrais na porção norte da baía das Laranjeiras. Os pontos com predomínio de silte foram denominados de S1, S2 e S3 e estão escritos em vermelho. Os pontos com prevalência de areia foram indicados por A1, A2 e A3 e estão escritos preto. As flechas apontam a direção do arrasto em cada ponto amostral. FONTE: versão modificada de LAMOUR *et al.* (2004). ..... 8
- Figura 2.** Percentual de matéria orgânica presente em cada ponto de coleta da porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 13
- Figura 3.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 13
- Figura 4.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 14
- Figura 5.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 14
- Figura 6.** Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados ambientais coletados na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 16
- Figura 7.** Representação gráfica da análise de correspondência com remoção do arco (DCA), realizada com os dados das 14 espécies que apresentaram Pct > 1,0% por tipo sedimentológico da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. .... 20
- Figura 8.** Representação gráfica da correlação de Spearman realizada entre os escores do eixo 1 da PCA e os escores dos eixos 1 e 2 da DCA. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia ..... 21
- Figura 9.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (NMDS) realizada a partir da matriz de dados contendo as guildas tróficas das espécies por tipo sedimentológico na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Os agrupamentos mostraram diferenças significativas ( $R_{global} = 0,326$ ;  $p < 0,05$ ). ..... 23

## CAPÍTULO 2

- Figura 1.** Mapa batimétrico do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. O círculo pontilhado indica a área de estudo com a localização dos pontos amostrais. Os pontos amostrais localizaram-se na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, sendo os pontos de maior profundidade denominados de F1, F2 e F3 e assinalados em negrito. Os pontos em áreas de menor profundidade estão indicados em vermelho por R1, R2 e R3. FONTE: versão modificada de LAMOUR (2007). ..... 45
- Figura 2.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade. .... 48
- Figura 3.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade. .... 49
- Figura 4.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade. .... 49
- Figura 5.** Representação gráfica da análise discriminante (AD) realizada a partir dos dados ambientais coletados na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade. .... 51
- Figura 6.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (MDS) realizada a partir dos dados de abundância (A) e biomassa (B) por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O quadrado escuro indica as 12 réplicas dos pontos de maior profundidade e o círculo vazado mostra as 19 réplicas dos pontos de áreas rasas. .... 54

## CAPÍTULO 3

- Figura 1.** Área de estudo com a localização dos pontos amostrais no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Os pontos P1 e P2 localizaram-se ao norte, os pontos P3, P4 e P5 na região central, os pontos P6 e P7 ao sul do estuário e os pontos P8 e P9 na área marinha adjacente. As flechas apontam a direção do arrasto em cada ponto amostral. .... 75

- Figura 2.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. .... 82
- Figura 3.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. .... 82
- Figura 4.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. .... 83
- Figura 5.** Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados ambientais coletados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A = análise espacial: Norte (P1 e P2), Centro (P3, P4 e P5), Sul (P6 e P7) e Adjacente (P8 e P9); B = análise temporal: Primavera, Verão, Outono e Inverno. .... 84
- Figura 6.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (NMDS) realizada a partir dos dados de abundância das espécies por pontos amostral do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A região norte-estuarina é formada pelos pontos P1 e P2; a região centro-estuarina compreende os pontos P3, P4 e P5; a região sul-estuarina engloba os pontos P6 e P7; a região adjacente-estuarina é formada pelos pontos P8 e P9. .... 91
- Figura 7.** Representação gráfica da análise de correspondência com remoção do arco (DCA), realizada com os dados das 22 espécies que apresentaram Pct > 1,0% ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. N = norte (P1 e P2); C = centro (P3, P4 e P5); S = sul (P6 e P7); A = adjacente (P8 e P9). .... 93
- Figura 8.** Correlação dos escores dos eixos 1 e 2 da PCA com os escores dos eixos 1 e 2 da DCA, considerando-se os agrupamentos ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Norte = pontos P1 e P2; Centro = pontos P3, P4 e P5; Sul = pontos P6 e P7; Adjacente = pontos P8 e P9. .... 94
- Figura 9.** Representação gráfica do NMDS realizado por estação do ano, considerando os agrupamentos espaciais como amostras, no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A = primavera; B = verão; C = outono; D = inverno. .... 96
- Figura 10.** Curva de rarefação entre os setores estuarinos (A) e entre as estações do ano (B) no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A linha vertical tracejada mostra o número máximo de indivíduos utilizados para analisar a riqueza entre os setores (947 indivíduos) e entre as estações do ano (4357 indivíduos). .... 99

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

- Tabela 1.** Coordenadas geográficas utilizadas em cada ponto de coleta da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia. .... 8
- Tabela 2.** Correlação das variáveis ambientais nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais (PCA), realizada a partir dos dados ambientais coletados na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. .... 15
- Tabela 3.** Média e desvio-padrão (D.P) dos dados abióticos coletados em tipos sedimentológicos distintos da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O resultado do teste-t de Student (*t*), bem como os graus de liberdade (*g.l*) e a significância (*p*) encontram-se acoplados a tabela. Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ . .... 16
- Tabela 4.** Composição de espécies com seus respectivos códigos, guildas tróficas e proporção de captura (Pct) por tipo sedimentológico na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. As proporções em negrito indicam as espécies que tiveram Pct (%) > 1,0. ZB = zoobentívoros; ZB-E = zoobentívoros-epifauna; ZB-H = zoobentívoros-hiperbentos; ZP = zooplantívoros; OV = onívoros; PV = piscívoros; HV = herbívoros; HV-F = herbívoros-fitoplancton. Referências para as guildas tróficas: 1- GUEDES e ARAUJO (2008); 2- ARAUJO (1984); 3- FROESE e PAULY (2011); 4- CHAVES e UMBRIA (2003); 5- CHAVES e BOUCHEREAU (2004); 6- SERGIPENSE *et al.* (1999); 7- BORTOLUZZI *et al.* (2006); 8- BARLETTA e BLABER (2007), 9- CARMO (2010); 10- VENDEL e CHAVES (1998); 11- RONDINELLI *et al.* (2007); 12- ALMEIDA *et al.* (2005); 13- ROBERT *et al.* (2007); 14- FREHSE (2009); 15- ALVES e FILHO (1996); 16- SOARES e APELBAUM (1994). .... 17
- Tabela 5.** Descritores da assembléia por tipo sedimentológico da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Acoplado aos dados de mediana e quartis (1° e 3°) de cada descritor verifica-se o resultado do teste de Mann-Whitney (*U*), bem como a significância (*p*). Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ . .... 19
- Tabela 6.** Resultados da MANOVA/ANOVA aplicados com os escores dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do arco (DCA). Os tipos sedimentológico foram considerados como tratamentos da análise. O valor da estatística de Fisher (*F*), bem como graus de liberdade (*g.l*) e o valor da significância (*p*) foram plotados. Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ . .... 21

## CAPÍTULO 2

- Tabela 1.** Coordenadas geográficas dos pontos amostrais na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade. .... 45
- Tabela 2.** Média e desvio-padrão (D.P) dos dados abióticos coletados em duas categorias distintas de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O resultado do teste-t de Student (*t*), bem como os graus de liberdade (*g.l*) e a significância (*p*) encontram-se na tabela. .... 50
- Tabela 3.** Composição de espécies, proporção de captura (Pct) e comprimento total (mínimo, máximo e médio – em centímetros) por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. As proporções em negrito indicam as espécies que tiveram Pct(%) > 1,0. .... 52
- Tabela 4.** Resultado da análise das similaridades das percentagens (SIMPER), realizadas a partir dos dados de abundância e biomassa das espécies capturadas por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. .... 55
- Tabela 5.** Descritores da assembléia por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Acoplado aos dados de mediana e quartis (1° e 3°) de cada descritor verificase o resultado do teste de Mann-Whitney (*U*), bem como a significância (*p*). .... 56

## CAPÍTULO 3

- Tabela 1.** Coordenadas geográficas de cada ponto amostral do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil Os pontos P1 e P2 localizaram-se ao norte, os pontos P3, P4 e P5 na região central, os pontos P6 e P7, ao sul do estuário e os pontos P8 e P9 na área marinha adjacente ao estuário. .... 75
- Tabela 2.** Correlação das variáveis ambientais nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais (PCA), realizada a partir dos dados ambientais coletados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Em negrito as variáveis mais correlacionadas em cada eixo da PCA. .... 84
- Tabela 3.** Resultado da comparação dos fatores ambientais entre as regiões estuarinas do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *F* = resultado da ANOVA; *ns* = valor não-significativo; \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *gl* = graus de liberdade; *na* = número amostral; *DP* = desvio-padrão; *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; N = Norte, C = Centro, S = Sul, A = Adjacente. .... 85

- Tabela 4.** Resultado da comparação dos fatores ambientais por estação do ano ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *F* = resultado da ANOVA; \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *gl* = graus de liberdade; *na* = número amostral; *DP* = desvio-padrão; *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. .... 86
- Tabela 5.** Composição de espécies, número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE), constância de ocorrência (constante, assessoria e acidental) e proporção de captura total (Pct) dos pontos amostrais no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. As linhas demarcadas em cinza indicam as espécies que apresentaram Pct > 1%. .... 88
- Tabela 6.** Resultados da análise de variação das similaridades (ANOSIM) realizada com os pontos amostrais do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); ns = valores não significativos (em negrito). .... 90
- Tabela 7.** Análise de variação das similaridades (ANOSIM) realizada com os agrupamentos de pontos amostrais formados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. .... 90
- Tabela 8.** Resultados da MANOVA/ANOVA aplicados com os escores dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do arco (DCA). Foram considerados tratamentos os agrupamentos de pontos formados ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *W-L* = resultado da MANOVA; *F* = resultado da ANOVA, \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; N = norte (P1 e P2); C = centro (P3, P4 e P5); S = sul (P6 e P7); A; adjacente (P8 e P9). .... 94
- Tabela 9.** Resultado da ANOSIM realizada por estação do ano, considerando os agrupamentos espaciais como amostras, no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ). .... 96
- Tabela 10.** Resultado da ANOSIM realizada com os agrupamentos espaciais (setores), considerando as estações do ano como amostras, formados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); ns = valores não significativos. .... 97
- Tabela 11.** Resultado do SIMPER sazonal realizado para o setor centro estuarino, do eixo norte-sul e adjacências, do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Em negrito as espécies com maior contribuição na dissimilaridade média entre grupos. .... 97
- Tabela 12.** Resultado do SIMPER sazonal realizado para o setor adjacente marinho, do eixo norte-sul e adjacências, do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Em negrito as

espécies com maior contribuição na dissimilaridade média entre grupos.  
..... 98

**Tabela 13.** Resultado da ANOVA aplicada aos descritores de assembléia entre os setores do eixo norte-sul e adjacências marinhas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.  $H'$  = diversidade de Shanonn-Wiener;  $J$  = equitatividade de Pielou;  $B_s$  = biomassa por unidade de arrasto;  $A_b$  = abundância por unidade de arrasto;  $F$  = resultado da ANOVA;  $ns$  = valores não significativos; \* valores significativos ( $p < 0,05$ );  $gl$  = graus de liberdade;  $na$  = número amostral;  $DP$  = desvio-padrão;  $LSD$  = teste das mínimas diferenças significativas de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; N = Norte, C = Centro, S = Sul, A = Adjacente.  
..... 99

**Tabela 14.** Resultado da ANOVA aplicada aos descritores de assembléia entre as estações do ano no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.  $H'$  = diversidade de Shanon-Wiener;  $J$  = equitatividade de Pielou;  $B_s$  = biomassa por unidade de arrasto;  $A_b$  = abundância por unidade de arrasto;  $F$  = resultado da ANOVA;  $ns$  = valores não significativos; \* valores significativos ( $p < 0,05$ );  $gl$  = graus de liberdade;  $na$  = número amostral;  $DP$  = desvio-padrão;  $LSD$  = teste das mínimas diferenças significativas de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; Estações = P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. .... 100



## RESUMO GERAL

Este trabalho teve como objetivo estudar a influência que determinadas variáveis ambientais exercem sobre a distribuição e estrutura das assembléias de peixes em um estuário subtropical do Brasil. Coletas de peixes e de dados ambientais foram realizadas ao longo do infralitoral raso e áreas marinhas adjacentes ao complexo estuarino de Paranaguá, sendo a ictiofauna amostrada com arrastos de porta e os dados ambientais mensurados através da coleta de amostras de água, com o auxílio da garrafa de Van Dorn. Os dados de profundidade foram obtidos com o uso de um ecobatímetro, e os de transparência, com um disco de *Secchi*. As coletas de dados biológicos e ambientais foram divididas em duas etapas, sendo a primeira realizada, quinzenalmente, entre junho e setembro de 2008, com os pontos amostrais distribuídos em duas regiões dentro do complexo estuarino de Paranaguá. A primeira região, ao norte do estuário, foi utilizada para entender as influências da composição sedimentológica e a segunda, ao sul do estuário, para compreender os efeitos da profundidade na distribuição dos organismos. Em ambas as regiões foram conduzidos experimentos de campo, utilizando-se de situações controladas. As variáveis ambientais controladas, em cada experimento, tiveram o intuito de minimizar a influência de fatores indesejados que, reconhecidamente, influenciam a ictiofauna. Na primeira região foram selecionados dois tipos de composição sedimentológica: áreas com predomínio de areia X áreas com predomínio de silte. Na segunda região foram estabelecidos dois tipos de profundidades: áreas rasas X áreas profundas. Através de análises multivariadas verificou-se que a ictiofauna respondeu às diferentes composições sedimentológicas e as distintas profundidades utilizadas no delineamento amostral. Esta resposta foi evidenciada através de diferenças na composição e na abundância das espécies. A segunda etapa do trabalho foi realizada mensalmente de novembro de 2008 a outubro de 2009, quando se distribuíram nove pontos amostrais ao longo do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá e suas adjacências marinhas, para testar o efeito do gradiente ambiental quando controlados os fatores: composição sedimentológica e profundidade. Controlando-se a composição sedimentológica (areia) e a profundidade (áreas rasas), as análises evidenciaram a formação de um gradiente espacial crescente, no sentido norte-adjacência marinha, das variáveis ambientais: salinidade, pH e oxigênio dissolvido da água. As variáveis temperatura e transparência da água evidenciaram a variação temporal dos fatores abióticos. As análises multivariadas empregadas com os dados biológicos permitiram constatar que as assembléias de peixes formaram agrupamentos espaciais, os quais permitiram a segregação de setores dentro do estuário (zonagem da assembléia). Através de análises de correlação foi possível evidenciar que as zonagens da assembléia estiveram relacionadas com o gradiente dos fatores ambientais. Ainda, foi possível verificar que a setorização da assembléia biológica ocorreu sazonalmente, demonstrando com maior propriedade a influência do gradiente ambiental. Os padrões de distribuição dos organismos em estuários podem ser grosseiramente verificados através de uma escala mais ampla, no entanto, quando refinamos as amostragens é possível verificar a influência de variáveis mais restritas. Isso mostra que o ecossistema estuarino é muito mais heterogêneo e complexo do que as simples generalizações nos mostram.

**Palavras-chave:** distribuição de espécies, assembléia de peixes estuarinos, sedimentos não consolidados, gradiente ambiental, habitats bentônicos.

## GENERAL ABSTRACT

The aim of this work was to assess the influence of some environmental variables on the distribution and structuring of fish assemblages in a subtropical estuary in Brazil. Fish and environmental data were sampled along the shallow infralittoral and surrounding areas to the estuarine complex of Paranaguá. Fish were collected with an otter trawl and environmental data were measured in samples collected with a Van Dorn bottle. Depth was measured with an echobathymeter and transparency with a *Secchi* disk. Biological and environmental surveys were divided in two phases, the first between June and September 2008, in two regions within the estuarine complex of Paranaguá. The first region, north of the estuary, was used to assess the influences of sedimentological composition, and the second one, south of the estuary, to understand the depth effect on the distribution of organisms. In both regions field experiments were set, by the use of controlled situations. Controlling environmental variables in each experiment had the purpose of minimizing the influence of undesired factors, which knowingly affect ichthyofauna. In the first region, two types of sedimentological composition were selected: areas with predominance of sand X areas with predominance of silt. In the second region, two types of depth were established: shallow areas X deep areas. Multivariate analysis showed the ichthyofauna responded to different sedimentological composition and depth. This response was observed through differences in composition and abundance of fish species. The second phase consisted of monthly samplings between November 2008 and October 2009, in nine points along the north-south axis of Paranaguá's estuarine complex and adjacent waters. These were carried to assess the effects of the environmental gradient when sedimentological composition and depth were under control. When the points were controlled for sedimentological composition (sand) and depth (shallow waters), analysis showed a spatial gradient from north adjacent areas to marine areas, with rising values of salinity, pH and dissolved oxygen. Temperature and transparency evidenced the temporal variation of abiotic features. Multivariate analysis applied to biological data showed the fish assemblages formed spatial clusters, which provided the segregation of the estuary into sectors (assemblages' zonation). Through correlation analysis it was possible to detect that the assemblages' zonation was related to the gradient of environmental features. Moreover, it was possible to check that the assemblage zonation was seasonal, reinforcing the influence of the environmental gradient. The distribution patterns of organisms in estuaries can be roughly seen in a broader scale; however, when we refine samplings it is possible to assess the effects of more restricted variables. This shows that estuarine ecosystems are much more heterogeneous and complex than common generalizations pose.

**Key words:** species distribution, estuarine fish assemblages, non consolidated sediments, environmental gradient, benthic habitats.

## INTRODUÇÃO GERAL

A maioria das variações dos fatores físicos e químicos que afetam o funcionamento de processos biológicos ou ictiológicos dentro de estuários é determinada por variáveis geográficas ou hidrológicas. As variáveis geográficas, tais como, a forma, o tamanho, a latitude, a topografia e a batimetria do estuário, agem como forças que influenciam as características hidrológicas destes ecossistemas, como a salinidade, o pH, o oxigênio dissolvido, a temperatura, a turbidez e a amplitude das marés. No entanto, as variáveis hidrológicas fazem uma retroalimentação negativa às forças geográficas, alterando a fisiografia estuarina através do controle de processos de erosão e de sedimentação (WHITFIELD e ELLIOTT 2002).

Além destes fatores, variações nas fases da lua (GODEFROID *et al.* 2003; REIS-FILHO *et al.* 2010), entre os períodos diurno e noturno (IGNACIO e SPACH 2009), nas condições meteorológicas (GARCIA *et al.* 2003b) e oceanográficas (MIRANDA *et al.* 2002) também foram observadas pelos autores citados como forças que influenciam na distribuição da ictiofauna em diferentes estuários.

O conjunto das variáveis físicas, químicas e biológicas contribui para a produção de nichos ecológicos dentro dos estuários, mas primariamente são as variáveis ambientais que determinam as respostas por parte da biota, incluindo a fauna de peixes (BLABER 2002). As variáveis ambientais criam condições disponíveis para a ocorrência das espécies, mas a distribuição destas espécies é determinada pelas suas tolerâncias ambientais e fisiológicas, além das interações biológicas harmônicas e desarmônicas, tais como comensalismo, predação e competição intra e interespecífica (ELLIOTT e HEMINGWAY 2002).

Nos ecossistemas estuarinos, os parâmetros físicos e químicos da água, tais como salinidade, temperatura, turbidez, pH e oxigênio dissolvido são, reconhecidamente, fatores que afetam a distribuição das espécies de peixes (BLABER 2002). As características específicas do sedimento, os tipos de substratos, a variação da profundidade e a presença ou ausência de vegetação também é relatado na literatura como atributos que interferem na distribuição de peixes, agindo na disponibilidade de presas e na proteção contra os predadores (BLABER e BLABER 1980).

Além dos fatores já citados, a diversidade de habitats estuarinos, como marismas, manguezais, gamboas, planícies de marés, canais de maré, praias estuarinas, recifes de corais, costões rochosos, substratos consolidados e não consolidados e a

presença ou ausência de bancos de algas também são considerados fatores importantes na estruturação das assembléias de peixes (BLABER 2000).

Dentro dos estuários, a seleção de um habitat específico pela ictiofauna pode estar relacionada com a sua disponibilidade e complexidade estrutural, abundância de presas e de predadores, processos físicos de transporte e condições ambientais locais (BLABER e BLABER 1980). Além destes, as características fisiológicas, a densidade de competidores e os sítios de desova também influenciam no processo de seleção do habitat (BALTZ *et al.* 1998).

Portanto, os padrões de distribuição das assembléias biológicas dentro dos estuários são determinados por uma complexa rede de fatores abióticos e bióticos, os quais podem ser divididos em fatores que afetam a distribuição em macro ou em micro-escalas. Segundo MARTINO e ABLE (2003), os padrões de distribuição dos organismos em macro-escala resultam da resposta das espécies ao seu ambiente físico, pois as variáveis abióticas dominantes agem como fatores limitantes para as espécies, tendo um papel vital na estruturação da assembléia. Por outro lado, processos biológicos refinam a distribuição dos organismos, agindo na estrutura da assembléia em micro-escala.

Outras formas de abordar macro e micro-escalas também são encontradas na literatura (CONNELL e LINCOLN-SMITH 1999; CHAGAS *et al.* 2006; FRANÇA *et al.* 2009; RAEDEMAECKER *et al.* 2010). Os referidos autores trabalham macro-escala de dois modos: 1- intraestuarina, aqueles que buscam comparar determinados atributos da ictiofauna entre habitats distintos de um mesmo estuário (condições ambientais distintas entre os habitats); 2- interestuarina, que objetiva comparar os atributos da ictiofauna entre os habitats de diferentes estuários. A micro-escala é abordada, nos trabalhos supracitados, como as pequenas flutuações dos parâmetros físicos, químicos e/ou sedimentológicos dentro de um mesmo habitat, podendo estas influenciar diversos atributos da ictiofauna. Estas formas de trabalhar os conceitos de macro e micro-escalas são mais usuais nos trabalhos científicos e, deste modo, utilizada ao longo desta tese.

Ao longo dos últimos anos, alguns pesquisadores têm investigado as influências de macro-escala. Recentes trabalhos têm encontrado diferenças intra e inter-estuários em relação à abundância das espécies de peixes em diferentes tipos de habitats (ARAUJO e AZEVEDO 2001; ELLIOTT e HEMINGWAY 2002; FRANÇA *et al.* 2009). Muitos estudiosos preocuparam-se em estudar os efeitos que múltiplas variáveis ambientais têm sobre a estrutura da ictiofauna ao longo de muitos estuários mundiais

(MARSHALL e ELLIOTT 1998; LAFFAILLE *et al.* 2000; KUPSCHUS e TREMAIN 2001; RUEDA 2001; ANSARI *et al.* 2003; GARCIA *et al.* 2003a; JUAREGUIZAR *et al.* 2004; AZEVEDO *et al.* 2007; BOUCHEREAU *et al.* 2008).

Além destes, estudos de gradientes ambientais têm instigado diferentes pesquisadores a entender como diferentes variáveis ambientais influenciam na zonação de diferentes assembléias dentro dos estuários (WHITFIELD 1999; BERGEN *et al.* 2001; MARTINO e ABLE 2003; BARLETTA *et al.* 2005). Estes estudos de gradientes, em estuários, têm relatado sobre as dificuldades em separar os efeitos das características dos habitats de outras influências ambientais. Esta premissa tem criado um problema para refinar as respostas sobre como as assembléias de peixes respondem às características específicas dos habitats (MCCOY e BELL 1991).

Buscando compreender efeitos mais restritos de resposta por parte da biota, alguns pesquisadores têm despendido sua atenção para os fatores em uma escala mais reduzida. Trabalhos recentes têm se aprofundado em compreender a influencia que diferentes habitats têm sobre a distribuição dos peixes (GUIDETTI 2000; FRANÇA *et al.* 2009) e, como as variáveis ambientais, dentro dos habitats, influenciam na distribuição das espécies (RAEDEMAECKER *et al.* 2010). Outros pesquisadores foram ainda mais a fundo em suas investigações, buscando entender como a dieta (AMEZCUA *et al.* 2003; STAL *et al.* 2007), o comportamento (MOLES e NORCROSS 1995; WEBSTER e HART 2004) e as interações biológicas (WEBSTER e HART 2004) influenciam na distribuição e estrutura das assembléias de peixes.

Além dos fatores já mencionados, numerosas perturbações antropogênicas vêm afetando os ambientes estuarinos, contribuindo para as alterações de seus habitats e mudanças nas estruturas e dinâmicas das assembléias biológicas (KENNISH 2002). As atividades humanas estão promovendo modificações na geomorfologia, fisiografia e hidrologia dos estuários, devido aos represamentos, as construções de portos, a urbanização de cidades, as dragagens periódicas dos canais estuarinos e a destruição dos habitats (BLABER 2002). Estas ações depredatórias neste ambiente têm modificado as dinâmicas de populações e de assembléias de peixes e, muito provavelmente, os padrões de seleção dos habitats (WHITFIELD e ELLIOTT 2002).

Desta forma, buscar informações que auxiliem no entendimento de como as assembléias biológicas respondem as variações, dentro ou entre os habitats estuarinos, passa a ter um papel fundamental para a gestão dos ecossistemas estuarinos, promovendo alicerces para minimizar os recentes impactos ambientais gerados pelas

atividades humanas (CONNOLLY *et al.* 2005). Isso se faz necessário devido à elevada importância que os ecossistemas estuarinos têm para a biota costeira, oferecendo aos organismos importantes áreas de alimentação, de refúgio e de reprodução (KENNISH 1990). Os ambientes estuarinos são também conhecidos como “berçários” de muitas espécies de peixes costeiros, sendo muitas destas espécies de valor econômico, mas todas ecologicamente importantes (BLABER *et al.* 1995; VENDEL e CHAVES 2006). Além destes atributos, os estuários apresentam grande influência na produtividade e manutenção da biodiversidade da plataforma continental interna devido às elevadas taxas de exportação de nutrientes (RICKLEFS 2003).

A presente tese buscou uma melhor compreensão sobre os fatores que afetam a composição e estrutura da assembléia de peixes em um estuário subtropical do Brasil, o qual sofre a influência de todos os fatores já citados. Este trabalho foi dividido em três capítulos, sendo que o **capítulo 1** aborda a influência que distintas composições sedimentológicas, de fundos não consolidados, exercem sobre a ictiofauna. O **capítulo 2** trata sobre os efeitos da profundidade na estrutura das assembléias de peixes. No **capítulo 3** da presente tese foi trabalhada a influência que um gradiente estuarino exerce sobre a estrutura da assembléia de peixes estuarino, quando controlado os fatores composição sedimentológica e profundidade.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMECZUA, F.; NASH, R.D.M.; VEALE, L. Feeding habits of the Order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the North Irish Sea. **Journal Marine Biology Assesment**, 83: 593 – 601, 2003.
- ANSARI, Z.A.; SREEPADA, R.A.; DALAL, S.G.; INGOLE, B.S.; CHATTERJI, A. Environmental influences on the trawl catches in a bay-estuarine system of Goa, west coast of India. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 503–515, 2003.
- ARAUJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C. Assemblages of southeast-south brazilian coastal systems based on the distribution of fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 52: 729 – 738, 2001.
- AZEVEDO, M.C.C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; PESSANHA, A.L.M.; SILVA, M.A.; GUEDES, A.P.P. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. **Estuarine Coastal and Shelf Science (in press)**, 1 – 13, 2007.
- BALTZ, D.M.; FLEEGER, J.W.; RAKOCMSKI, C.F.; MACCALL, J.N. Food, density, and microhabitat: factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes. **Environmental Biology Fishes**, 53: 89-103, 1998.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 66: 45-72, 2005.
- BERGEN, M.; WEISBERG, S.B.; SMITH, R.W.; CADIEN, D.B.; DALKEY, A.; MONTAGNE, D.E.; STULL, J.K.; VELARDE, R.G.; RANSINGHE, J.A.R. Relationship between depth, sediment, latitude, and the structure of benthic infaunal assemblages on the mainland shelf of southern California. **Marine Biology**, 138: 637 – 647, 2001.
- BLABER, S.J.M.; BLABER, T.G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, 17: 143 – 162, 1980.
- BLABER, S.J.M., BREWER, D.T.; SALINI, J.P. Fish Communities and the Nursery Role of the Shallow Inshore Waters of a Tropical Bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 40: 177-193, 1995.
- BLABER, S.J.M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Blackwell Science, London, 372p. 2000.

- BLABER, S.J.M. 'Fish in hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, 61: 1 – 20, 2002.
- BOUCHEREAU, J.L.; CHAVES, P.T.; MONTI, D. Factors Structuring the Ichthyofauna Assemblage in a Mangrove Lagoon (Guadeloupe, French West Indies). **Journal of Coastal Research**, 24: 969 – 982, 2008.
- CHAGAS, L.P.; JOYEUX, J.C.; FONSECA, F.R. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of Marine Biology Assessment**, 86: 861–875, 2006.
- CONNELL, S.D.; LINCOLN-SMITH, M.P. Deep and structure of assemblages of demersal fish: experimental trawling along a temperate coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 48: 483 – 495, 1999.
- CONNOLLY, S.R.; HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; KARLSON, R.H. Community structure of corals and reef fishes at multiple scales. **Science**, 309: 1363 – 1365, 2005.
- ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K.L. **Fishes in estuaries**. Blackwell Science, 656 p. 2002.
- FRANÇA, S.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries the Portuguese coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 83: 1 – 12, 2009.
- GARCIA, A.M.; RASEIRA, M.B.; VIEIRA, J.P.; WINEMILLER, K.; GRIMM, A.M. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. **Environmental Biology of Fishes**, 68: 215-228, 2003a.
- GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; WINEMILLER, K.O. Effects of 1997-1998 *El Niño* on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 57: 489 – 500, 2003b.
- GODEFROID, R.S.; SPACH, H.L.; SCHWARZ JR, R.; QUEIROZ, G.M.N.; OLIVEIRA NETO, J.F. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 29 (1): 47 – 55, 2003.
- GUIDETTI, P. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanic* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 50: 515 – 529, 2000.



- IGNACIO, J.M.; SPACH, H.L. Variação entre o dia e a noite nas características da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná. **Zoociências**, 11 (1): 25 – 37, 2009.
- JUAREGUIZAR, A.J.; MENNI, R.; GUERRERO, R.; LASTA, C. Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. **Fisheries research**, 66: 195–211, 2004.
- KENNISH, M. J. **Ecology of estuaries**. CRC Press, Boca Raton, Boston, 391p. 1990.
- KENNISH, M.J. Environmental threats and environmental future of estuaries. **Environmental Conservation**, 29 (1): 78–107, 2002.
- KUPSCHUS, S.; TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58: 1383-1403, 2001.
- LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E.; FEFEUVRE, J.C. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 21: 429-438, 2000.
- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 46: 175 – 184, 1998.
- MARTINO, E.J.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 56: 969 – 987, 2003.
- McCOY, E.D.; BELL, S.S. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: BELS, S.S.; MACCOY, E.D. & MUSHINSKY, H.R. (Eds). **Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space**. Chapman and Hall, New York, 438 p. 1991.
- MIRANDA, L.B.; CASTRO, B.M. & KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo. Universidade de São Paulo, 417p. 2002.
- MOLES, A.; NORCROSS, B.L. Sediment preference in juvenile pacific flatfish. **Netherlands Journal of Sea Research**, 34: 177 – 182, 1995.
- RAEDEMAECKER, F.; MILIOU, A. & PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: effects of exposure and substratum. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 90: 35 – 44, 2010.
- REIS-FILHO, J.A.; NUNES, L.D.C.; MENEZES, B.L.; SOUZA, G.B.G. Variação espaço-temporal e efeito do ciclo lunar na ictiofauna estuarina: evidências para o estuário do Rio Joanes – Bahia. **Biotemas**, 23 (2): 111-122, 2010.

- RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza: Um livro-texto em ecologia básica.** 5<sup>a</sup> edição, editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 503p. 2003.
- RUEDA, M. Spatial distribution of fish species in a tropical estuarine lagoon: a geostatistical appraisal. **Marine Ecology Progress Series**, 222: 217– 226, 2001.
- STAL, J.; PIHL, L.; WNNHAGE, H. Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 71: 593 – 607, 2007.
- VENDEL, A.L.; CHAVES, P.T.C. Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nursery by fish. **Revista Brasileira de Zoologia** 23 (4): 1117 – 1122, 2006.
- WEBSTER, M.M.; HART, P.J.B. Substrate discrimination and preference in foraging fish. **Animal Behavior**, 68: 1071 – 1077, 2004.
- WHITFIELD, A.K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 9: 151-186, 1999.
- WHITFIELD, A.K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, 61: 229 – 250, 2002.

## CAPITULO 1

### A INFLUÊNCIA DA COMPOSIÇÃO SEDIMENTOLÓGICA, EM FUNDOS NÃO CONSOLIDADOS, NA ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL

#### Resumo

O presente trabalho objetivou analisar a composição e a estrutura da assembléia de peixes entre duas composições sedimentológicas, em fundos não consolidados. Entre junho e setembro de 2008, coletas de peixes e de dados ambientais foram conduzidas na baía das Laranjeiras, principal corpo da água do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Foram realizadas sete campanhas amostrais, sendo em cada uma delas amostrados três pontos em áreas com predomínio de silte e três pontos em áreas com predomínio de areia. Os pontos de coleta tiveram coordenadas geográficas fixas, visando obedecer a duas condições: 1) coletas em composições sedimentológicas distintas (silte X areia); 2) condições ambientais semelhantes entre as duas composições de sedimentos. Os peixes foram coletados no infralitoral-raso do estuário, de 3 a 5 metros de profundidade, com a realização de cinco minutos de arrastos de porta. Através da análise de componentes principais (PCA) observou-se que as proporções de silte, areia e de matéria orgânica foram as variáveis mais fortemente correlacionadas com o eixo 1 da PCA, separando os pontos por tipo sedimentológico. Através do teste-t de Student, verificou-se que as demais variáveis abióticas mensuradas neste estudo, temperatura da água, salinidade, pH, O<sub>2</sub> dissolvido, transparência e profundidade, não apresentaram diferenças significativas entre as duas composições sedimentológicas e, desta forma, pouco influenciaram a base de dados. A partir da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), da análise dos escores da DCA pelo protocolo ANOVA protegida e da correlação de Spearman entre os eixos 1 e 2 da PCA e os eixos 1 e 2 da DCA, verificou-se que a distribuição das espécies de peixes foi influenciada pela composição sedimentológica, sendo *C. edentulus*, *C. spixii*, *M. americanus* e *S. tessellatus* as espécies mais correlacionadas com os pontos amostrais em silte, *A. lineatus*, *C. faber*, *C. spilopterus*, *E. crossotus*, *G. luteus*, *M. furnieri* e *S. testudineus* as espécies mais correlacionadas aos pontos em areia. A partir do NMDS, realizado com guildas tróficas, constatou-se que os pontos amostrais em silte apresentaram predomínio de peixes onívoros, enquanto que os pontos amostrais em areia de peixes zoobentívoros. Desta forma, concluímos que a composição sedimentológica é um fator importante para determinar a distribuição das espécies de peixes estuarinos.

**Palavras-chave:** granulometria, habitats bênticos, ictiofauna estuarina, distribuição de espécies, variação em micro-escala.

## Abstract

This work aimed to analyze the composition and structure of fish assemblage in two sedimentological compositions in non consolidated bottoms. Between June and September 2008, fish and environmental data were sampled in Laranjeiras bay, the main water body in the north-south axis of the estuarine complex of Paranaguá, Paraná State, Brazil. Seven surveys were accomplished, each one with 3 sampling points in areas with predominance of sand and 3 in areas with predominance of silt. The points had fixed geographical references, and obeyed two conditions: 1) different sedimentological composition (sand X silt); 2) similar environmental characteristics between different sedimentological compositions. Fish were collected in the shallow infralittoral of the estuary, in depths from 3 to 5 meters, within 5 minutes of otter-trawling. A principal components analysis (PCA) showed the proportions of silt, sand and organic matter were the variables which more strongly correlated with the first PCA axis, separating the sampling points by sedimentological type. A Student's T-test pointed out that the other abiotic variables measured in this study, water temperature, salinity, pH, dissolved oxygen, transparency and depth did not show significant differences between both sedimentological compositions, having little or no influence on our data. Through a detrended correspondence analysis (DCA), followed by the scores analysis through the protocol of protected ANOVA and Spearman correlation between axis 1 and 2 of PCA and axis 1 and 2 of DCA, it was detected that fish species distribution was influenced by sedimentological composition. The species that most correlated with silt sites were *C. edentulus*, *C. spixii*, *M. americanus* and *S. tessellatus* and *A. lineatus*, *C. faber*, *C. spilopterus*, *E. crossotus*, *G. luteus*, *M. furnieri* and *S. testudineus* were most correlated to the sand sites. A nonmetric multidimensional scaling (NMDS) with the trophic guilds pointed out that silt sites had predominance of omnivore fish, whilst in sand sites zoobenthivores predominated. In sum, we concluded that sedimentological composition is an important factor determining estuarine fish species.

**Key words:** granulometry, benthic habitats, estuarine ichthyofauna, species distribution, micro-scale variation.

## Introdução

Os principais parâmetros ambientais conhecidos por afetar a organização espacial da ictiofauna estuarina são a salinidade (MARSHALL e ELLIOTT 1998; WHITFIELD 1999) e a profundidade (HYNDES *et al.* 1999; AZEVEDO *et al.* 2007). Além destes, variações na temperatura (BLABER 2000), no pH (FAVARO 2004), na turbidez (CYRUS e BLABER 1992) e em alguns componentes dos habitats, tais como a composição e tipo de substrato (BLABER e BLABER 1980) também são reconhecidamente fatores que interferem nesta organização.

PRISTA *et al.* (2003) relataram que as características do sedimento, a heterogeneidade de substrato e a presença ou ausência de vegetação influenciam a composição e estrutura das assembléias de peixes devido aos seus efeitos indiretos sobre a disponibilidade de presas e proteção contra predadores. RAEDEMAECKER *et al.*

(2010) vão ainda mais além, descrevendo que as assembléias bentônicas constituem o principal item na alimentação de peixes demersais estuarinos e, desta forma, podem influenciar o posicionamento espacial e temporal das diferentes espécies ictiícas.

Os fatores ligados aos habitats bênticos, como variações na granulometria do sedimento e na amplitude da profundidade, são relatados na literatura como agentes que modulam a composição e estrutura da fauna bentônica (SEIDERER e NEWELL 1999; ELLIS *et al.* 2000; VAN DALFSEN *et al.* 2000; BERGEN *et al.* 2001; KAISER *et al.* 2004) e que, provavelmente, interferem na compreensão dos padrões de distribuição das espécies ictiícas em estuários, devido aos seus efeitos indiretos sobre estas assembléias.

Alguns trabalhos têm mostrado que a distribuição de certas espécies ou grupos de peixes é determinada pela estrutura das assembléias bênticas, principalmente, devido aos hábitos de forrageamento das espécies (EDGAR e SHAW 1995; STAL *et al.* 2007). As espécies de peixes zoobentívoras e a maioria das piscívoras têm sido documentadas como as mais abundantes nos fundos marinhos e, geralmente, estão associadas a determinados substratos, de acordo com a disponibilidade alimentar. Já espécies planctívoras ou onívoras, geralmente, distribuem-se mais aleatoriamente, não apresentando uma conexão com os diferentes tipos de substratos (PRISTA *et al.* 2003).

Os fatores ligados ao forrageamento e a predação parecem não serem os únicos a influenciarem no padrão de distribuição das espécies de peixes por composição sedimentológica, uma vez que o comportamento reprodutivo também é relatado como um fator na seleção de habitat por parte das espécies de peixes estuarinos. DANDO (1984) relatou que determinadas espécies evitam sedimentos com granulometria muito fina (argila e silte) durante o processo reprodutivo devido à sedimentação dos ovos.

Além dos fatores acima descritos, as interações biológicas, como competição, inquilinismo e parasitismo, adicionam ainda mais complexidade na compreensão das variáveis que influenciam os padrões de distribuição dos peixes estuarinos em uma micro-escala. No entanto, diferentes pesquisadores têm relatado sobre a dificuldade em mensurar os efeitos destes processos biológicos de micro-escala na estrutura das assembléias de peixes (KENNISH 1986; MARTINO e ABLE 2003).

Para minimizar este problema e melhorar o poder de resolução dos fatores que afetam a distribuição das espécies ictiícas em micro-escala, alguns pesquisadores têm buscado compreender os efeitos que pequenas variações de fatores físicos, químicos e/ou sedimentológicos têm sobre a distribuição das espécies de peixes em um mesmo habitat (CHAGAS *et al.* 2006; RAEDEMAECKER *et al.* 2010).

Segundo RAEDEMAECKER *et al.* (2010), variações espaciais de pequena escala, como a influência das características dos microhabitats do substrato, melhor descreveriam os padrões de distribuição e abundância das espécies, promovendo uma melhor explicação sobre a variação da estrutura da assembléia de peixes dentro de uma escala mais ampla.

A maioria dos estudos que testam a influência de diferentes substratos na estrutura da ictiofauna concentra-se na plataforma continental interna dos oceanos. Além disso, estes estudos têm buscado averiguar efeitos de macro-escala, como comparações entre substratos duros e moles (PRISTA *et al.* 2003; STAL *et al.* 2007), ou vegetados e não-vegetados (SOGARD e ABLE 1991; EDGAR e SHAW 1995), ou ainda uma complexidade de tipos de substratos (ELLIS *et al.* 2000; GUIDETTI 2000).

Fundos não consolidados incluem diferentes composições sedimentológicas, tais como sedimentos arenosos, siltosos, argilosos, grosseiros e com diferentes misturas destes componentes (LAMOUR *et al.* 2004). No entanto, estas diferenças granulométricas, em micro-escala, dos substratos não-consolidados têm sido, muitas vezes, ignorada como medida de heterogeneidade ambiental em muitos trabalhos, os quais consideram fundos não consolidados como um único habitat.

Sabendo que: 1- são escassos os estudos sobre os efeitos dos processos sedimentológicos na ictiofauna estuarina; 2- são necessárias informações técnico-científicas que regulamentem as atividades antrópicas em áreas portuárias; 3- faltam subsídios para o manejo de fauna adequado nos ecossistemas estuarinos, tornam-se necessários estudos que formulem hipóteses sobre fatores que interferem na distribuição da ictiofauna estuarina em uma micro-escala. A hipótese deste trabalho é verificar, através de índices descritores, da abundância das espécies e de guildas tróficas, se a composição e a estrutura das assembléias de peixes demersais são influenciadas pelas diferenças entre composição sedimentológica de fundos não consolidados.

## **Objetivos**

### *Geral*

Este trabalho buscou analisar a composição e a estrutura da assembléia de peixes demersais entre dois tipos distintos de composição sedimentológica (áreas com predomínio de silte X áreas com predomínio de areia), em fundos não consolidados da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil.

### *Específicos*

- Verificar detalhadamente a composição do sedimento em cada ponto amostral;
- Comparar os fatores abióticos mensurados entre os tipos sedimentológicos;
- Analisar e comparar a assembléia de peixes entre os tipos de sedimento, através dos descritores: riqueza, diversidade, equitatividade, abundância e biomassa;
- Averiguar e comparar a distribuição e abundância das espécies entre os tipos sedimentológicos;
- Determinar as espécies mais correlacionadas a cada tipo de sedimento;
- Comparar a distribuição das espécies em guildas tróficas entre os tipos sedimentológicos.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O complexo estuarino de Paranaguá localiza-se na porção norte da planície litorânea do estado do Paraná, região subtropical do Brasil (coordenadas: 25° 15' a 25° 35' S e 48° 10' a 48° 45' W). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo subtropical úmido mesotérmico, com verão quente e sem uma estação seca definida (tipo Cfa). A temperatura do ar no mês mais quente apresenta uma média acima de 22°C e a do mês mais frio uma média abaixo de 18°C. A região apresenta umidade média de 85% e uma precipitação média anual de 2500 mm (LANA *et al.* 2001).

Este sistema estuarino apresenta cinco corpos principais de água, sendo eles as baías de Antonina, de Paranaguá, das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (LANA *et al.* 2001). A baía das Laranjeiras é a principal representante do eixo norte-sul deste estuário e o local de realização do presente trabalho (Figura 1).

Os substratos não-consolidados da baía das Laranjeiras apresentam a seguinte composição sedimentológica geral: predomínio de areia fina, com 52,3% da composição total, seguida por areia muito fina, com 17,9%, silte grosso, com 12,9%, silte médio, com 6,5%, areia média, com 5,0%, e silte fino, com 4,3%. Na porção norte da referida baía ocorre um mosaico de composições sedimentológicas, caracterizadas por áreas com predomínio de silte entremeados por regiões onde predominam areia. O setor sul, por outro lado, tem composição sedimentológica mais homogênea, apresentando um amplo predomínio de areia fina e de areia muito fina (LAMOUR *et al.* 2004) (Figura 1).

### *Procedimento Amostral*

Entre junho e setembro de 2008, foram realizadas sete coletas de dados bióticos e abióticos na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. As coletas foram realizadas em intervalos, relativamente, regulares de 14 dias, sempre em lua de quadratura. Em cada coleta, foram amostrados três pontos em áreas com predomínio de silte (S1, S2 e S3) e três pontos em áreas com prevalência de areia (A1, A2 e A3), totalizando 21 réplicas em cada composição sedimentológica (Figura 1).

Os pontos amostrais utilizados no presente trabalho tiveram coordenadas geográficas fixas para assegurar que os mesmos estivessem sob a influência dos dois tipos sedimentológicos pretendidos. Para viabilizar este pressuposto e diminuir a probabilidade de erros amostrais, algumas medidas foram tomadas.

Em primeiro lugar, as coordenadas geográficas utilizadas para definir os pontos amostrais deste estudo (Tabela 1) foram retiradas do trabalho de LAMOUR *et al.* (2004). Posteriormente, com base nas coordenadas geográficas, uma coleta de sedimento exploratória foi realizada, buscando-se a confirmação da caracterização sedimentológica, anteriormente realizada. Esta coleta exploratória de sedimento foi realizada um mês antes do início das coletas do presente trabalho, sendo retiradas duas amostras de sedimento em cada ponto amostral. A linha imaginária formada entre estas duas amostras de sedimento determinou a trajetória dos arrastos em cada ponto amostral (Figura 1). Em cada arrasto percorreu-se uma extensão de aproximadamente 150 m.

As amostras de sedimento foram coletadas com uma draga do tipo Van-Veen, sendo encaminhadas para o Laboratório de Análises Sedimentológicas do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM – UFPR), onde foram processadas e tiveram determinadas a sua composição granulométrica e percentagem de matéria orgânica. As amostras de sedimento não foram coletadas em todas as

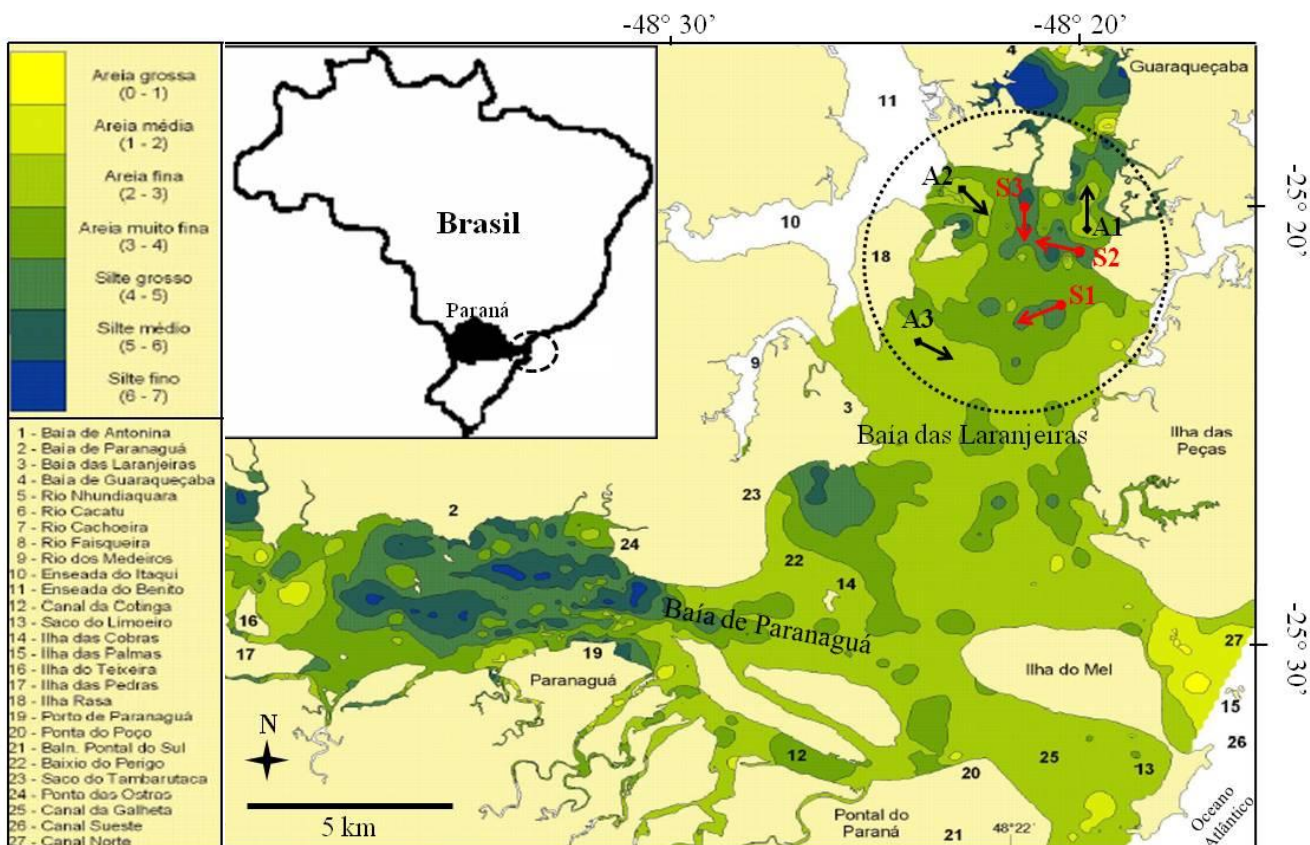


campanhas amostrais do presente estudo devido à baixíssima variabilidade temporal da composição sedimentológica.

Além de assegurar que os pontos amostrais estivessem sob a influência das duas composições sedimentológicas desejadas, buscou-se minimizar a interferência de outras variáveis abióticas que reconhecidamente afetam a distribuição das espécies. Por isso, foram controladas as variações de temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade (3 a 5 metros) entre os pontos amostrais. Entretanto, variações na concentração de fitoplâncton, zooplâncton, matéria orgânica, sais dissolvidos na água, correntes de maré e outros atributos, físicos, químicos ou biológicos, não puderam ser controlados e serão uma fonte de variação não-mensurável.

Para garantir a semelhança de condições ambientais supracitadas entre os pontos amostrais, as coletas de dados do presente trabalho tiveram que se restringir a porção norte da baía das Laranjeiras, na estação do inverno. Estes critérios foram tomados baseados nas descrições dos parâmetros físicos e químicos da água (FAVARO 2004; KNOPPERS *et al.* 1987; LANA *et al.* 2001) e dos dados fisiográficos (LAMOUR *et al.* 2004; Lamour 2007) realizados no complexo estuarino de Paranaguá.

Os dados ambientais de temperatura, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade foram coletados minutos antes da realização da coleta de material biológico, com o intuito de caracterizar os ambientes e verificar a semelhança das condições ambientais entre as distintas composições de sedimento. As amostras de água foram coletas do fundo, junto ao sedimento, com o auxílio da garrafa de Van Dorn. Após a coleta da água registrou-se imediatamente os dados de temperatura, com a utilização do termômetro de mercúrio, de salinidade, com o uso do refratômetro, e de pH, com o pHmêtro. Para aferição do oxigênio dissolvido, sub-amostras de água foram retiradas, fixadas e levadas ao Laboratório de Química do CEM – UFPR para realização do método de Winkler. Dados de transparência foram obtidos com a utilização do disco de *Secchi* e de profundidade com a utilização do ecobatímetro.



**Figura 1.** Mapa da composição sedimentológica do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. O círculo pontilhado indica a área de estudo com a localização dos pontos amostrais na porção norte da baía das Laranjeiras. Os pontos com predomínio de silte foram denominados de S1, S2 e S3 e estão escritos em vermelho. Os pontos com prevalência de areia foram indicados por A1, A2 e A3 e estão escritos em preto. As flechas apontam a direção do arrasto em cada ponto amostral. FONTE: versão modificada de LAMOUR *et al.* (2004).

**Tabela 1.** Coordenadas geográficas utilizadas em cada ponto de coleta da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.

Ponto amostral	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)
S1	719178	766825
S2	719404	767812
S3	719645	765470
A1	719512	767525
A2	719689	763157
A3	719026	761177

Os peixes foram coletados no infralitoral-raso (3 a 5 metros de profundidade) do estuário com a utilização de cinco minutos de arrastos de porta, cuja rede apresentou 8 m de boca, 7 m de ensacador, malha do ensacador de 1,5 cm entre nós opostos, malha das mangas de 2,5 cm entre nós adjacentes e portas de aproximadamente 8 kg.

Os espécimes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificado de acordo com o ponto amostral, e conservados em gelo até o seu transporte ao laboratório. Em laboratório, os exemplares foram identificados de acordo com as chaves de identificação de FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO e MENEZES (1978, 1980 e 2000) e MENEZES e FIGUEIREDO (1980 e 1985) e, posteriormente, para cada ponto amostral uma sub-amostragem aleatória, quando necessário, de 30 indivíduos por espécie tiveram os dados morfométricos tomados quanto ao comprimento total (Ct), em centímetros, e peso total ou massa corporal total (Pt), em gramas.

#### *Análise de dados*

As amostras de sedimento, coletadas em cada ponto amostral, foram quantificadas quanto aos teores de lama (por pipetagem) e o de areia (por peneiramento - escala  $\phi$ ), além da quantificação da matéria orgânica. Os dados granulométricos foram analisados através do diagrama de Shepard, com o intuito de determinar o percentual dos componentes (areia, argila, cascalho e silte) e caracterizar o tipo de sedimento. Para inferir sobre a hidrodinâmica, os dados de granulometria foram analisados pelo diagrama de Pejrup. Para refinar a classificação granulométrica das amostras de sedimento obtidas neste estudo, utilizou-se o método de FOLK e WARD (1957).

Os dados de temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade foram analisados por dois métodos, o teste-t de Student e através da análise de componentes principais (PCA). Na PCA também foram incluídos os dados da composição sedimentológica e de matéria orgânica de cada ponto amostral. Para incluir os dados de composição sedimentológica na PCA foi elaborado um escore, cuja escala de amplitude variou de 1 a 10, baseado nas proporções de silte e de areia em cada ponto amostral (escore 1 = 1 a 10% de silte ou areia, escore 2 = 11 a 20%, ..., escore 10 = 91 a 100%). Para a matéria orgânica, elaborou-se um escore baseado na proporção de matéria orgânica em cada ponto amostral, cuja variação teve uma amplitude de 1 a 5 (escore 1 = 1 a 3% de matéria orgânica, escore 2 = 4 a 6%, ..., escore 5 = 13 a 16%).

A PCA é um método de ordenação multivariado, geralmente, utilizado com variáveis ambientais que possuem relações lineares entre si. Este método permite a redução da dimensionalidade dos dados, facilitando a interpretação dos resultados quando se têm muitas variáveis. Após a confecção da matriz da PCA, foram checados os pressupostos de normalidade multivariada e colinearidade entre as variáveis abióticas. As variáveis ambientais utilizadas na matriz da PCA tiveram suas escalas normalizadas, subtraindo-se a média e dividindo-se pelo desvio-padrão (LEGENDRE e LEGENDRE 1998). Os valores dos eixos da PCA refletiram a medida da variância dos dados.

O teste-t de Student foi aplicado aos dados abióticos para determinar possíveis diferenças ambientais entre as duas composições sedimentológicas estudadas. Para a utilização deste teste verificou-se os pressupostos de normalidade residual e de homogeneidade das variâncias através da aplicação dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. Somente depois desta verificação a análise foi realizada (QUINN e KEOUGH 2002).

Por ser a proporção de captura total (Pct) uma importante análise descritiva para visualizar a distribuição das espécies (FAVARO 2004), a referida análise foi utilizada para identificar os padrões espaciais gerais das assembleias de peixes, em cada tipo de sedimento. Esta estimativa foi calculada pelo número total de indivíduos de uma dada espécie em relação ao número total de peixes capturados (total ou por tipo sedimentológico), expressa em percentagem.

Os descritores gerais da assembleia, tais como riqueza, diversidade, equitatividade, biomassa e abundância, foram estimados para cada ponto amostral e por amostra, com o objetivo de comparar a funcionalidade geral da assembleia por tipo sedimentológico. A riqueza de espécies (S) foi considerada como o número de espécies coletadas na área amostrada. A diversidade de Shannon - Wiener (MAGURRAN 1988; ZAR 1999) foi estimada pela fórmula:  $H' = -\sum (p_i \cdot \log p_i)$ , onde  $p_i$  = frequência relativa de cada espécie  $i$ . A equitatividade, segundo PIELOU (1984), foi calculada através da expressão:  $J = (H'/H_{\max}) \times 100$ , onde  $H'$  = índice de diversidade;  $H_{\max}$  = diversidade máxima. A biomassa de cada ponto amostral foi determinada a partir do somatório das biomassas de cada indivíduo coletado. A abundância foi determinada como o somatório de todos os indivíduos coletados em cada ponto. Os descritores da assembleia supracitados foram analisados entre as duas composições sedimentológicas através da

aplicação do teste de Mann-Whitney. A opção por este teste ocorreu devido à falta de normalidade dos resíduos quando aplicado o teste de Shapiro-Wilk.

A análise de correspondência com remoção do arco (DCA) foi utilizada para descrever a estrutura das assembléias de peixes entre as distintas composições de sedimento estudadas. A DCA é uma técnica de ordenação recíproca entre as espécies ou grupos taxonômicos e os pontos amostrais, cuja ordenação das espécies é baseada na similaridade quantitativa com os pontos amostrais (LEGENDRE e LEGENDRE 1998). A matriz da DCA foi construída com os dados de abundância das espécies que apresentaram proporção de captura total maior que 1% (Pct > 1,0%). Esta matriz foi então logaritimizada para posterior aplicação do método de ordenação.

Os escores dos eixos 1 e 2 da DCA, por composição sedimentológica (Silte X Areia), foram testados através da análise de variância paramétrica (ANOVA). O tipo de sedimento foi considerado como um tratamento para a realização da ANOVA. Para evitar o erro do Tipo I foi utilizado o protocolo ANOVA protegida (SCHEINER e GUREVITCH 1993), cujo método consiste na aplicação de uma MANOVA (eixos 1 e 2 da DCA por tipo sedimentológico) e, somente se esta for significante, permite-se aplicar *a posteriori* uma ANOVA simples para cada eixo da DCA. A diferença na média dos escores entre os tratamentos (Silte e Areia), segundo FIALHO *et al.* (2007), indica uma distinta estrutura nas assembléias de peixes. Os pressupostos da MANOVA e ANOVA foram checados e atendidos.

A correlação de Spearman foi utilizada para relacionar a estrutura da assembléia de peixes com os dados ambientais. Para isso, verificou-se a correspondência entre os escores dos eixos da DCA com os escores dos eixos da PCA. Correlações significativas indicam efeito de processos locais sobre a estrutura e a composição das assembléias.

Ainda, foi utilizado o teste de Mantel para avaliar se a matriz de abundância das espécies, utilizadas na DCA, teve associação com a matriz das variáveis ambientais. Ambas as matrizes de dados utilizadas foram logaritimizadas. Na matriz de dados ambientais foi utilizada a distância Euclidiana para produzir a distância das matrizes, enquanto que na matriz de abundância foi utilizada a distância de Sorensen (Bray-Curtis). Para avaliar a significância do teste de Mantel foi usada a permutação de Monte Carlo com 999 randomizações.

As espécies foram classificadas em relação as suas guildas tróficas e analisadas por tipo sedimentológico, de acordo com a classificação trófica proposta por ELLIOTT *et al.* (2007), sendo categorizadas em: zooplactívoros (ZP), detritívoros (DV),

herbívoros (HV) (subdividida em herbívoros do fitoplâncton (HV-P) ou herbívoros de macroalgas e macrófitas (HV-M)), onívoros (OV), piscívoros (PV), zoobentívoros (ZB) (subdividida em zoobentívoros do hiperbentos (ZB-H), zoobentívoros da epifauna (ZB-E) e zoobentívoros da infauna (ZB-I)) e oportunistas (OP). Esta classificação foi realizada com base nos trabalhos científicos sobre a biologia de cada espécie coletada e teve como intuito avaliar questões ligadas ao forrageamento das espécies em cada tipo de sedimento.

A partir da classificação de todas as espécies em guildas tróficas, construiu-se uma matriz de dados contendo as guildas tróficas em relação aos pontos amostrais de ambos os tipos de sedimento. Esta matriz foi transformada em  $\log_{10}(x + 1)$  para normalizar suas escalas e a *posteriori* foi realizada a similaridade de Bray-Curtis. Acoplada a matriz de similaridade de Bray-Curtis realizou-se a análise multidimensional não-métrica (NMDS) e a análise de variação das similaridades (ANOSIM) para averiguar se as guildas tróficas formavam agrupamentos e se estes apresentavam significância. A análise de similaridade das percentagens (SIMPER) teve como objetivo evidenciar a contribuição de cada guilda trófica, responsável pela similaridade de cada agrupamento (até o nível de 90% de contribuição), formado pela análise do NMDS (CLARKE e WARWICK 2001).

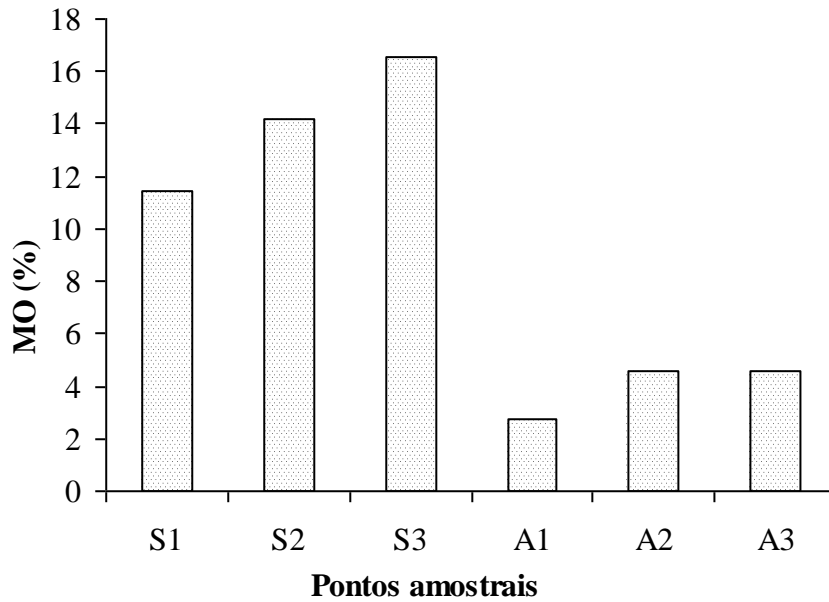
## **Resultados**

### *Caracterização ambiental*

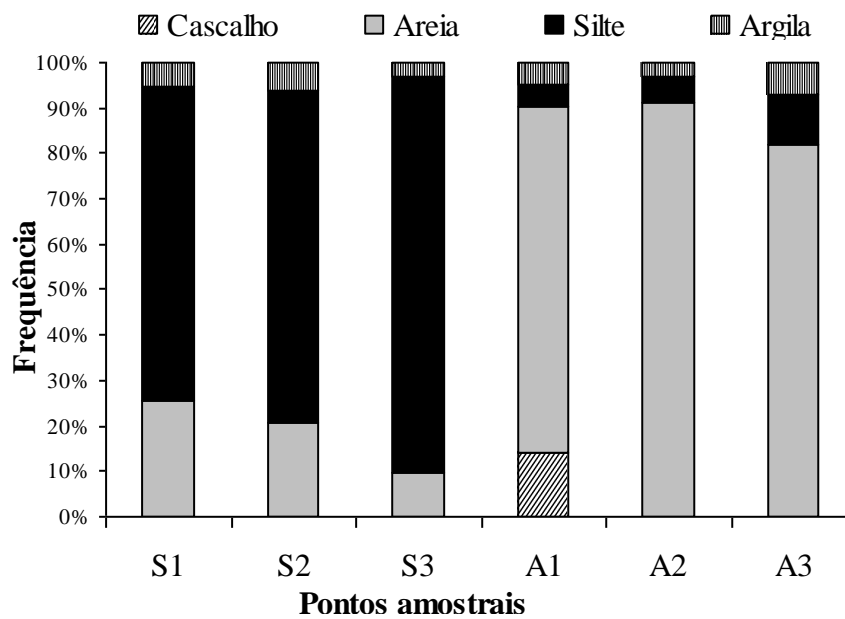
A partir da análise granulométrica constatou-se que os pontos S1, S2 e S3 apresentaram maior percentual de matéria orgânica quando comparados aos pontos A1, A2 e A3 (Fig. 2). A proporção percentual entre cascalho, areia, silte e argila realizada em cada ponto amostral evidenciou que os pontos S1, S2 e S3 tiveram predomínio de silte, 10 a 25% de areia e uma pequena proporção de argila. Os pontos A1, A2 e A3 tiveram predomínio de areia, embora tenham apresentado uma pequena contribuição percentual de silte, argila e cascalho (Fig. 3).

Através do diagrama de Shepard demonstrou-se que as amostras de sedimento coletadas nos pontos S1, S2 e S3 classificaram-se como silte ou silte arenoso, com o diâmetro médio dos seus grãos variando de silte fino (S2 e S3) a silte médio (S1). As amostras coletadas nos pontos A1, A2 e A3, foram classificadas como areia, com o diâmetro médio dos seus grãos variando entre areia fina (A2 e A3) e areia média (A1) (Fig 4). A partir do diagrama de Pejrup constatou-se uma grande diferença na

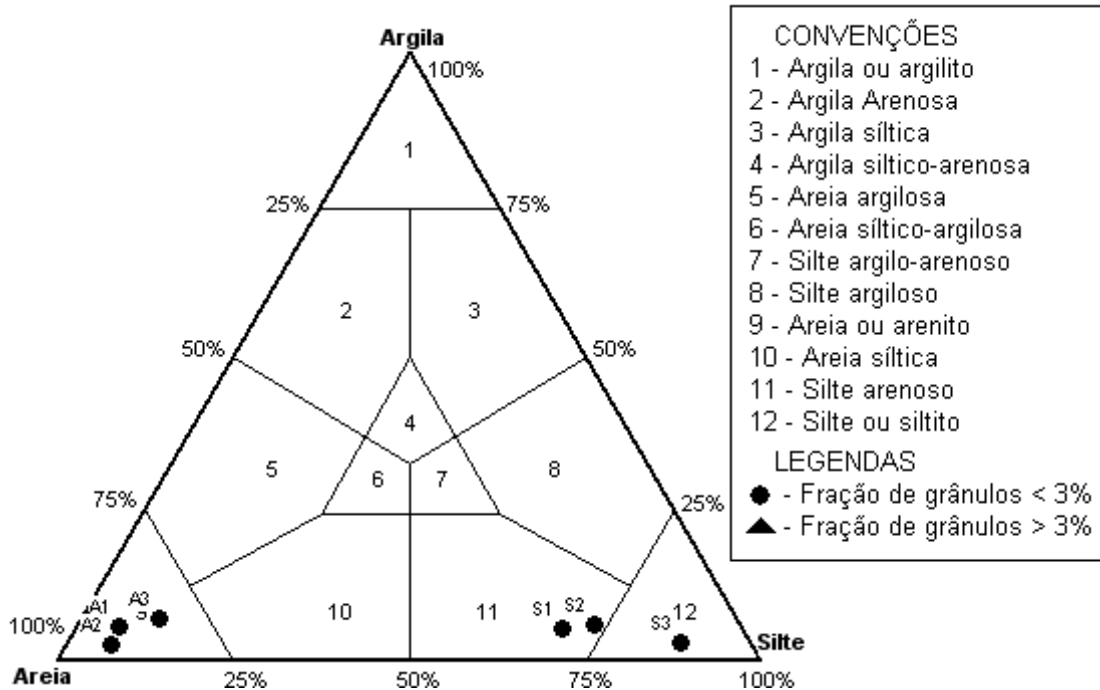
hidrodinâmica entre os dois conjuntos de pontos (Silte X Areia). A maior hidrodinâmica foi verificada no ponto A2, seguido pelo A1 e A3, enquanto que a menor hidrodinâmica foi constatada no ponto S3, seguido pelo S2 e S1 (Fig. 5).



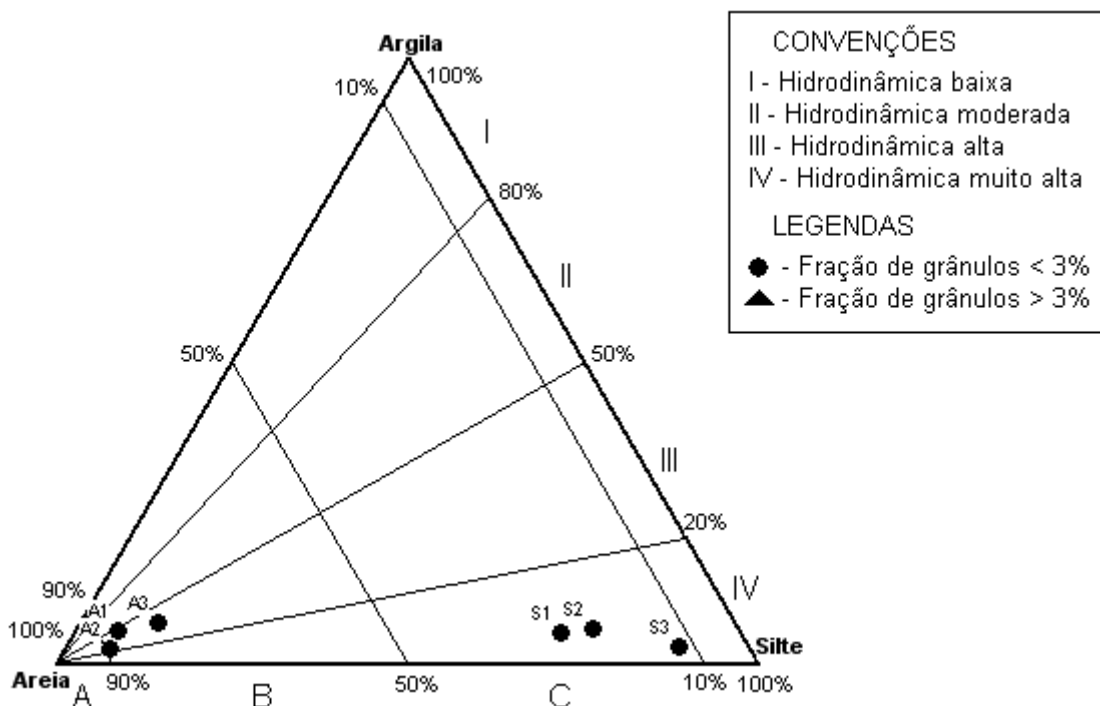
**Figura 2.** Percentual de matéria orgânica presente em cada ponto de coleta da porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.



**Figura 3.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.



**Figura 4.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.



**Figura 5.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na porção norte da baía das Laranjeiras. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.



Os dois primeiros eixos da PCA, que sumarizam os dados ambientais, representaram 60,16% da variabilidade total, demonstrando a segregação espacial de dois conjuntos de pontos amostrais, um deles formado pelos pontos S1, S2 e S3 e o outro pelos pontos A1, A2 e A3.

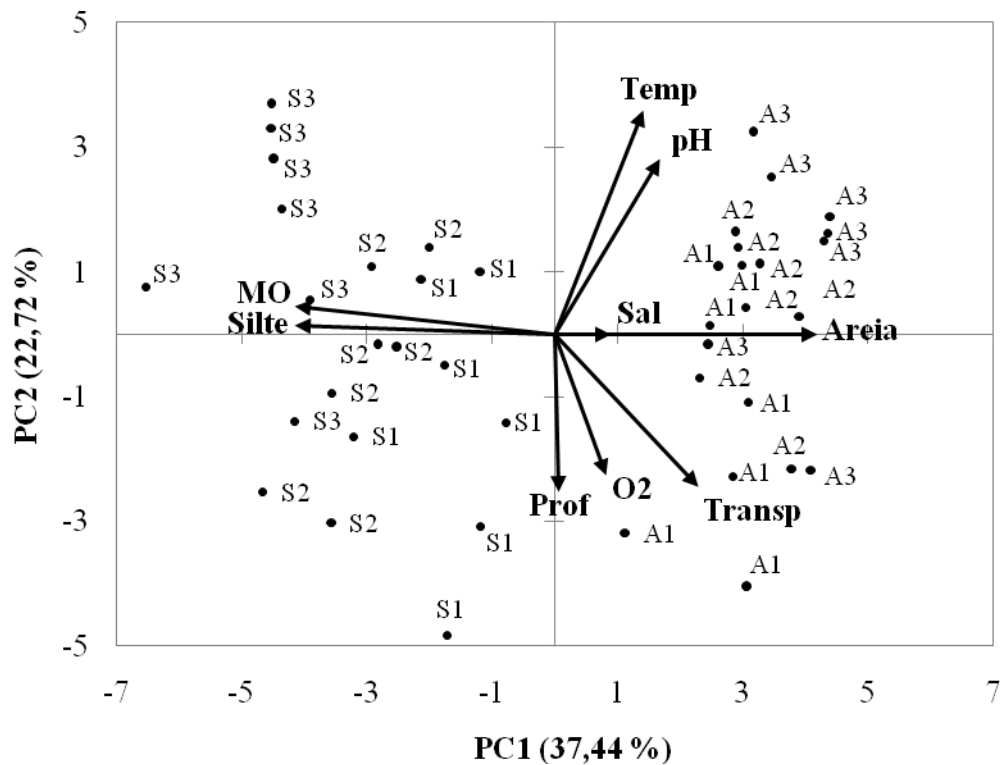
Os escores do silte, da areia e da matéria orgânica correlacionaram-se fortemente com o eixo 1 da PCA, representando 37,44% da variabilidade. Estes fatores mostraram-se preponderantes na separação dos conjuntos de pontos entre os dois tipos sedimentológicos. Os escores da areia apresentaram elevada correlação positiva, enquanto que os escores do silte e da matéria orgânica apresentaram elevadas correlações negativas com este eixo (Tab. 2).

O pH, a temperatura da água e a profundidade foram as variáveis que mais se correlacionaram com o eixo 2 da PCA, representando 22,72% da variabilidade total dos dados. Estes fatores ambientais variaram internamente dentro dos grupos de pontos, embora tenham pouca importância na segregação observada entre os dois tipos sedimentológicos (Tab. 3, Fig. 6).

Através da análise do teste-t, verificou-se que a temperatura da água, a salinidade, o oxigênio dissolvido, o pH, a transparência e a profundidade não apresentaram diferenças significativas entre os dois tipos sedimentológicos (Tabela 3). Este resultado corrobora com a PCA descrita acima, mostrando que estes fatores abióticos tiveram pouca relevância na segregação observada entre silte e areia.

**Tabela 2.** Correlação das variáveis ambientais nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais (PCA), realizada a partir dos dados ambientais coletados na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil.

<b>Vetores</b>	<b>PCA 1</b>	<b>PCA 2</b>
Temperatura (°C)	0,325	<b>0,831</b>
Salinidade (‰)	0,207	0,013
pH	0,383	<b>0,649</b>
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	0,184	-0,520
Transparência (m)	0,528	-0,560
Profundidade (m)	0,013	<b>-0,581</b>
Areia (g)	<b>0,962</b>	0,010
Silte (g)	<b>-0,960</b>	0,035
Matéria orgânica (escore)	<b>-0,957</b>	0,105
Valores dos eixos	3,370	2,045
<b>Variação explicada (%)</b>	<b>37,44</b>	<b>22,72</b>



**Figura 6.** Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados ambientais coletados na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.

**Tabela 3.** Média e desvio-padrão (D.P) dos dados abióticos coletados em tipos sedimentológicos distintos da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O resultado do teste-t de Student ( $t$ ), bem como os graus de liberdade ( $g.l$ ) e a significância ( $p$ ) encontram-se acoplados a tabela. Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ .

Fatores	Substrato				Teste-t		
	Silte		Areia		$g.l$	$t$	$p$
	Média	D.P	Média	D.P			
Temperatura (°C)	21,3	0,72	21,7	0,62	40	1,95	<i>n.s</i>
Salinidade (‰)	28,1	1,61	28,2	1,61	40	0,29	<i>n.s</i>
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	7,5	1,06	7,8	1,38	40	0,72	<i>n.s</i>
pH	7,8	0,16	7,9	0,15	40	1,43	<i>n.s</i>
Transparência (m)	1,16	0,56	1,44	0,37	40	1,94	<i>n.s</i>
Profundidade (m)	3,7	1,87	3,3	1,85	40	-0,69	<i>n.s</i>

*n.s* = não significativo.

### Ictiofauna

Foram capturados 1904 indivíduos na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil, sendo 982 no silte e 922 na areia. Registrou-se a presença de 42 espécies, 28 no silte e 36 na areia, as quais pertenceram a 18 famílias. As famílias com

maior representatividade em espécies foram Sciaenidae (9), Ariidae (4), Paralichthyidae (4) e Tetraodontidae (4) (Tabela 4).

Nos pontos de silte, as espécies *Stellifer rastrifer*, *Cathorops spixii*, *Aspistor luniscutis*, *Symphurus tessellatus* e *Menticirrhus americanus* foram as mais abundantes e juntas corresponderam a 88,69% do total capturado neste tipo de sedimento. Nos pontos de areia, as espécies *A. luniscutis*, *Chaetodipterus faber*, *S. rastrifer*, *Achirus lineatus* e *Genyatremus luteus* tiveram as maiores capturas, somando 71,04% do total deste tipo sedimentológico.

Em uma análise geral da assembléia, realizada a partir dos seus descritores, constatou-se que não houve diferenças significativas na riqueza, diversidade, equitatividade, abundância e biomassa entre os tipos sedimentológicos. Esta indicação evidencia que a funcionalidade da assembléia, entre os tipos sedimentológicos, é bastante semelhante (Tabela 5).

**Tabela 4.** Composição de espécies com seus respectivos códigos, guildas tróficas e proporção de captura (Pct) por tipo sedimentológico na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. As proporções em negrito indicam as espécies que tiveram Pct (%) > 1,0. ZB = zoobentívoros; ZB-E = zoobentívoros-epifauna; ZB-H = zoobentívoros-hiperbentos; ZP = zooplantívoros; OV = onívoros; PV = piscívoros; HV = herbívoros; HV-F = herbívoros-fitoplancton. Referências para as guildas tróficas: 1- GUEDES e ARAUJO (2008); 2- ARAUJO (1984); 3- FROESE e PAULY (2011); 4- CHAVES e UMBRIA (2003); 5- CHAVES e BOUCHEREAU (2004); 6- SERGIPENSE *et al.* (1999); 7- BORTOLUZZI *et al.* (2006); 8- BARLETTA e BLABER (2007), 9- CARMO (2010); 10- VENDEL e CHAVES (1998); 11- RONDINELLI *et al.* (2007); 12- ALMEIDA *et al.* (2005); 13- ROBERT *et al.* (2007); 14- FREHSE (2009); 15- ALVES e FILHO (1996); 16- SOARES e APELBAUM (1994).

Família	Espécie	Código	Guildas	SILTE		AREIA	
				N	Pct (%)	N	Pct (%)
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	<b>STERA</b>	ZB <sup>14</sup>	530	<b>53,97</b>	52	<b>5,64</b>
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	<b>CATSP</b>	OV <sup>2</sup>	155	<b>15,78</b>	34	<b>3,69</b>
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	<b>ASPLU</b>	OV <sup>3</sup>	84	<b>8,55</b>	419	<b>45,44</b>
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	<b>SYMTE</b>	ZB-E <sup>1</sup>	66	<b>6,72</b>	3	0,33
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	<b>MENAM</b>	OV <sup>4</sup>	36	<b>3,67</b>	9	0,98
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	<b>CETED</b>	HV-F <sup>6</sup>	20	<b>2,04</b>	0	0,00
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	<b>CITSP</b>	ZB <sup>1</sup>	14	<b>1,43</b>	20	<b>2,17</b>
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	<b>ISOPA</b>	PV <sup>4</sup>	12	<b>1,22</b>	0	0,00
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	<b>GENGE</b>	OV <sup>2</sup>	10	<b>1,02</b>	28	<b>3,04</b>
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	<b>SPHTE</b>	OV <sup>5</sup>	8	0,81	36	<b>3,90</b>

*Continua*

**Tabela 4.** Continuação

Família	Espécies	Código	Guildas	SILTE		AREIA	
				N	Pct (%)	N	Pct (%)
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	<b>OLISA</b>	ZB-H <sup>3</sup>	7	0,71	1	0,11
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	<b>STEBR</b>	ZB <sup>14</sup>	6	0,61	0	0,00
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	<b>ACHLI</b>	ZB <sup>1</sup>	5	0,51	45	<b>4,88</b>
Sciaenidae	<i>Cynoscion leiarchus</i>	<b>CYNLE</b>	PV <sup>4</sup>	5	0,51	5	0,54
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	<b>CITAR</b>	ZB <sup>3</sup>	4	0,41	6	0,65
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	<b>MICFU</b>	OV <sup>4</sup>	3	0,31	18	<b>1,95</b>
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	<b>LAGLA</b>	ZB <sup>15</sup>	3	0,31	1	0,11
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	<b>DASGU</b>	PV <sup>3</sup>	2	0,20	0	0,00
Gobiidae	<i>Gobionellus oceanicus</i>	<b>GOBOC</b>	ZB-H <sup>8</sup>	2	0,20	0	0,00
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	<b>ETRCR</b>	ZB <sup>1</sup>	2	0,20	38	<b>4,12</b>
Achiridae	<i>Achirus declives</i>	<b>ACHDE</b>	ZB <sup>1</sup>	1	0,10	1	0,11
Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i>	<b>TRIPA</b>	ZB <sup>1</sup>	1	0,10	1	0,11
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	<b>CHLCH</b>	ZP <sup>4</sup>	1	0,10	1	0,11
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	<b>CHISP</b>	OV <sup>5</sup>	1	0,10	8	0,87
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	<b>PELHA</b>	HV <sup>3</sup>	1	0,10	0	0,00
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	<b>BAIRO</b>	ZB-H <sup>10</sup>	1	0,10	2	0,22
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	<b>SPHGR</b>	ZB <sup>3</sup>	1	0,10	14	<b>1,52</b>
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	<b>PRIPU</b>	ZB <sup>3</sup>	1	0,10	4	0,43
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	<b>GENBA</b>	OV <sup>2</sup>	0	0,00	3	0,33
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i>	<b>OLSAU</b>	PV <sup>3</sup>	0	0,00	1	0,11
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	<b>LYCGR</b>	PV <sup>7</sup>	0	0,00	3	0,33
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	<b>CHAFA</b>	ZB <sup>3</sup>	0	0,00	97	<b>10,52</b>
Haemulidae	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	<b>POMCO</b>	ZB <sup>3</sup>	0	0,00	1	0,11
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	<b>STEHI</b>	ZB <sup>3</sup>	0	0,00	1	0,11
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	<b>PAROR</b>	ZB <sup>3</sup>	0	0,00	2	0,22
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos percellens</i>	<b>RHIPE</b>	ZB <sup>9</sup>	0	0,00	1	0,11
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	<b>CYNJA</b>	PV <sup>11</sup>	0	0,00	3	0,33
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i>	<b>GENLU</b>	ZB <sup>12</sup>	0	0,00	42	<b>4,56</b>
Sciaenidae	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	<b>PARBR</b>	ZB <sup>13</sup>	0	0,00	15	<b>1,63</b>
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	<b>PEPPA</b>	ZP <sup>3</sup>	0	0,00	2	0,22
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	<b>SPHSP</b>	ZB <sup>3</sup>	0	0,00	3	0,33
Triglidae	<i>Prionotus nudigula</i>	<b>PRINU</b>	ZB <sup>16</sup>	0	0,00	2	0,22
<b>Total</b>				<b>982</b>		<b>922</b>	

*N* = número de indivíduos capturados; Tabela ordenada pela proporção de captura total decrescente das espécies capturadas no silte.

A partir da análise de correspondência com remoção do efeito de arco (DCA), utilizada com os dados de abundância das espécies que apresentaram Pct > 1,0%, verificou-se que o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,531 e representou 24,8% da inércia total, enquanto que o eixo 2 apresentou autovalor de 0,342 e representou 16,0%

da inércia. Estes dois eixos, retidos para interpretação dos resultados, demonstraram que os pontos amostrais separaram-se por tipo sedimentológico. No eixo 1 verificou-se a formação de dois agrupamentos de pontos amostrais, sendo o primeiro formado por 14 réplicas dos pontos em silte (pontos S1 e S2) e 7 réplicas dos pontos em areia (ponto A1) e o segundo formado por 14 réplicas de pontos em areia (pontos A2 e A3) e 7 réplicas de pontos em silte (ponto S3). Através do DCA 2 constatou-se uma nítida separação entre os pontos amostrais em silte e os pontos amostrais em areia (Fig. 7).

**Tabela 5.** Descritores da assembléia por tipo sedimentológico da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Acoplado aos dados de mediana e quartis (1° e 3°) de cada descritor verifica-se o resultado do teste de Mann-Whitney ( $U$ ), bem como a significância ( $p$ ). Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ .

Descritores	Substrato				Mann-Whitney	
	Silte		Areia		$U$	$p$
	Mediana	Quartis	Mediana	Quartis		
Riqueza (S)	5	5/7	6	4/9	208	<i>n.s</i>
Diversidade ( $H'$ )	0,66	0,55/0,70	0,58	0,50/0,75	213	<i>n.s</i>
Equitatividade (J)	0,85	0,79/0,92	0,86	0,67/0,91	202	<i>n.s</i>
Abundância (N)	15	10/28	13	10/58	191	<i>n.s</i>
Biomassa (g)	1350	600/1940	680	250/3720	183	<i>n.s</i>

*n.s* = não significativo.

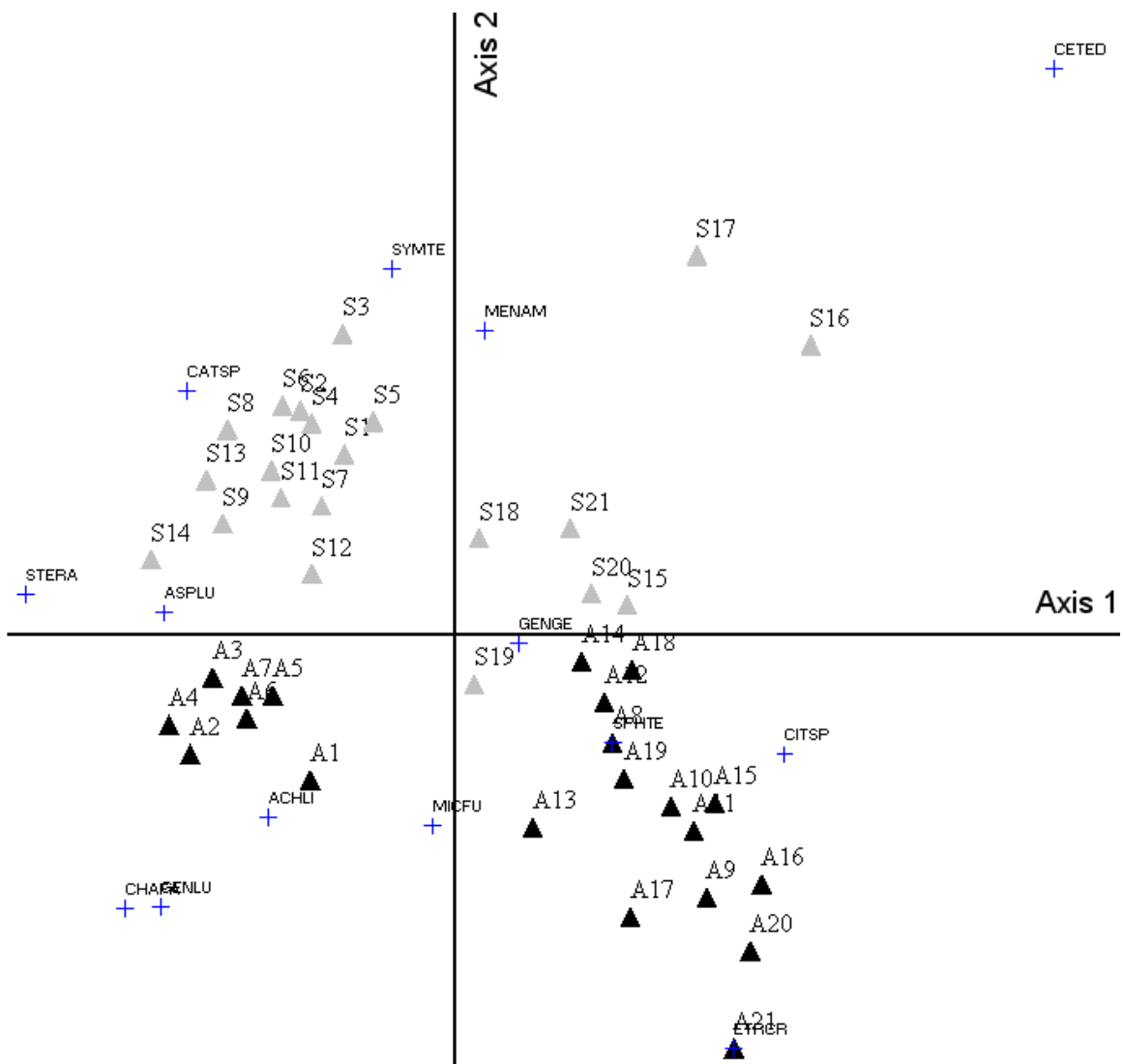
As espécies *C. edentulus*, *C. spixii*, *M. americanus* e *S. tessellatus* foram as mais correlacionadas com os pontos amostrais em silte, enquanto que as espécies *A. lineatus*, *C. faber*, *C. spilopterus*, *E. crossotus*, *G. luteus*, *M. furnieri* e *S. testudineus* foram as mais correlacionadas aos pontos em areia. As espécies *A. luniscutis*, *G. genidens* e *S. rastrifer* tiveram relevantes correlações com silte e com areia (Fig. 7).

A partir do protocolo ANOVA protegida, realizada com os escores dos eixos 1 e 2 da DCA, evidenciou-se que os dados biológicos obtiveram uma significativa separação por tipo sedimentológico (Tabela 6), suportando a idéia inicial de que a distribuição das espécies ictiicas estuarinas são influenciada pela composição sedimentológica em fundos não consolidados.

Através da correlação de Spearman entre os eixos 1 e 2 da PCA e da DCA, observou-se que o eixo 1 da PCA obteve uma fraca correlação positiva significativa com o eixo 1 da DCA ( $r_s = 0,32$ ;  $p < 0,05$ ), evidenciando a separação dos pontos S1, S2 e A1

dos pontos A2, A3 e S3. Ainda, PCA 1 mostrou uma forte correlação positiva significativa com o eixo 2 da DCA ( $r_s = 0,77$ ;  $p < 0,05$ ), evidenciando a separação dos pontos por tipo sedimentológico (Figura 8). O eixo 2 da PCA apresentou uma fraca correlação positiva significativa com o eixo 1 da DCA ( $r_s = 0,47$ ;  $p < 0,05$ ) e nenhuma correlação com o eixo 2 da DCA ( $r_s = -0,20$ ;  $p > 0,05$ ).

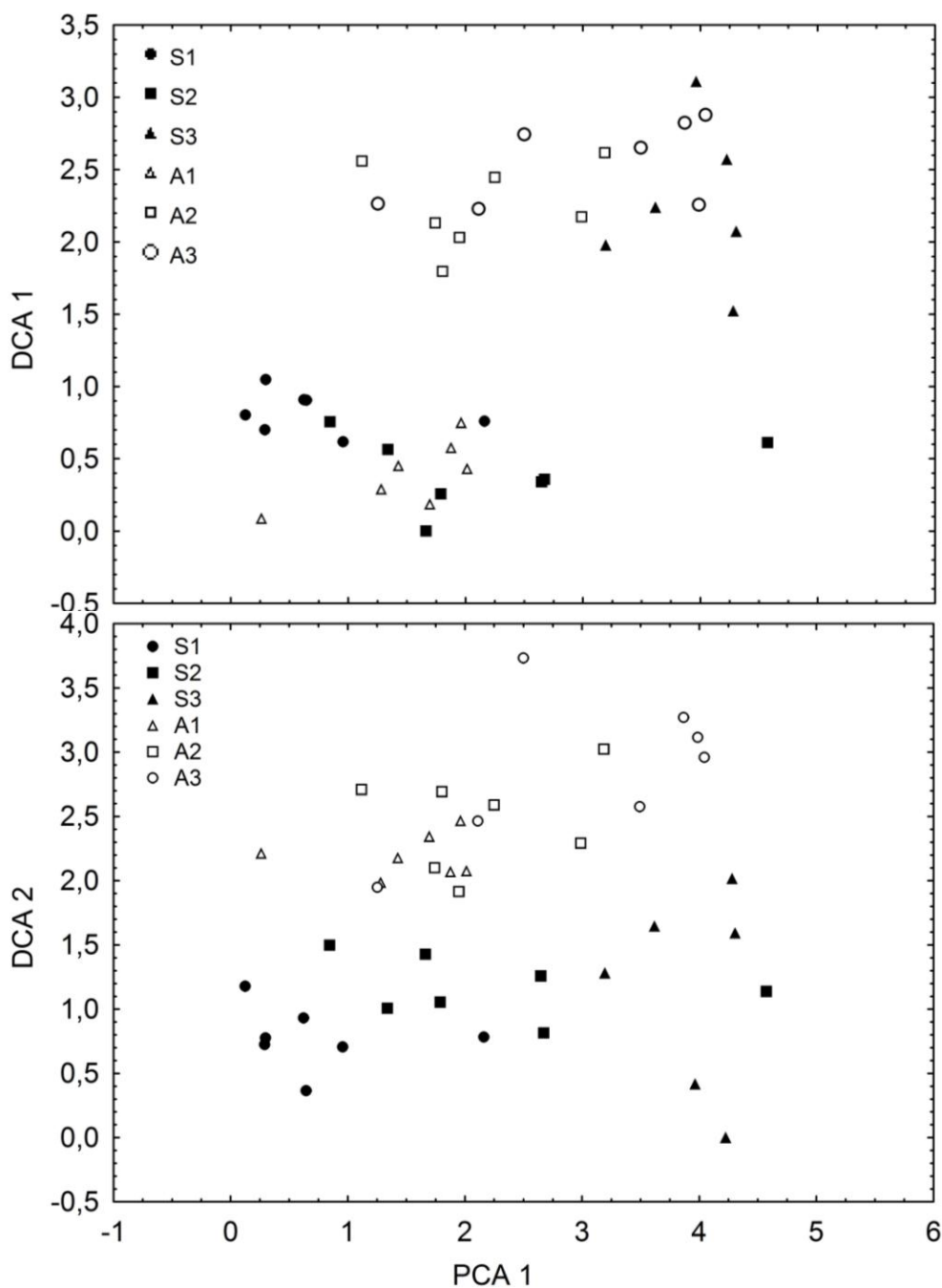
A partir do teste de Mantel, verificou-se que as matrizes de dados ambientais e biológicos estiveram significativamente correlacionadas ( $r = 0,45$ ,  $p < 0,05$ ), mostrando que as variáveis ambientais mensuradas neste estudo foram agentes estruturantes da assembléia de peixes. As variáveis abióticas responsáveis pela separação em tipos sedimentológico estiveram ligadas as proporções de areia, silte e matéria orgânica, como visto anteriormente nas tabelas 2 e 3.



**Figura 7.** Representação gráfica da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), realizada com os dados das 14 espécies que apresentaram Pct > 1,0% por tipo sedimentológico da porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil.

**Tabela 6.** Resultados da MANOVA/ANOVA aplicados com os escores dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do arco (DCA). Os tipos sedimentológico foram considerados como tratamentos da análise. O valor da estatística de Fisher ( $F$ ), bem como graus de liberdade ( $g.l$ ) e o valor da significância ( $p$ ) foram plotados. Foram considerados valores significativos aqueles que apresentaram  $p < 0,05$ .

Teste	$g.l$	$F$	$p$
MANOVA (Eixos 1 e 2)	2; 39	47,54	< 0,05
ANOVA (Eixo 1)	1; 40	4,48	< 0,05
ANOVA (Eixo 2)	1; 40	97,09	< 0,05



**Figura 8.** Representação gráfica da correlação de Spearman realizada entre os escores do eixo 1 da PCA e os escores dos eixos 1 e 2 da DCA . S1, S2 e S3 = pontos com predomínio de silte; A1, A2 e A3 = pontos com prevalência de areia.

De maneira geral, ao fazer a distribuição das espécies em guildas tróficas, foi possível observar que as guildas dominantes foram as mesmas nos diferentes tipos sedimentológicos analisados. No entanto, a porcentagem de espécies em cada guilda trófica por tipo de sedimento mostrou diferenças, sendo observado que no silte ocorreu um predomínio de zoobentívoros, com 42,9%, seguido pelos onívoros, com 21,4%, pelos piscívoros, com 10,7%, e zoobentívoros-hiperbentos, com 10,7%. Na areia verificou-se uma prevalência dos zoobentívoros, representando 55,6% de todas as espécies, seguida por onívoros, com 19,4%, piscívoros, com 11,1%, e por zoobentívoros-hiperbentos, com 5,8% (Tabela 4).

A partir da análise multidimensional (NMDS), utilizando os dados das guildas tróficas por tipo sedimentológico, demonstrou-se que os pontos amostrais em silte segregaram-se dos pontos amostrais em areia (Fig. 9). A análise de variação das similaridades (ANOSIM) evidenciou que a distância das similaridades entre os dois agrupamentos formados (silte e areia) foi significativa ( $R_{\text{global}} = 0,326$ ;  $p < 0,05$ ), porém com elevada sobreposição.

Segundo a análise das similaridades das percentagens (SIMPER) verificou-se que a similaridade média interna do grupo silte foi de 58,1%, sendo que as guildas tróficas que mais contribuíram para esta similaridade interna, ao nível de 90%, foram a onívora, com 55,5%, zoobentívora-epibentica, com 22,4%, e zoobentívora, com 16,7%. O grupo areia teve uma similaridade média interna de 53,2%, sendo que as guildas tróficas que mais contribuíram para esta similaridade foram a zoobentívora, com 62,3%, e a onívora, com 32,2%. As guildas tróficas onívora (29,8%) e zoobentívora (27,3%) foram as que mais contribuíram com a dissimilaridade média encontrada entre os grupos silte e areia, sendo consideradas as principais responsáveis pela separação dos agrupamentos.





**Figura 9.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (NMDS) realizada a partir da matriz de dados contendo as guildas tróficas das espécies por tipo sedimentológico na porção norte da baía das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Os agrupamentos mostraram diferenças significativas ( $R_{\text{global}} = 0,326$ ;  $p < 0,05$ ).

## Discussão

As variáveis abióticas ligadas às composições sedimentológicas estudadas, como as porcentagens de matéria orgânica, de areia, de argila, de silte e de cascalho, e a hidrodinâmica, foram, dentre os parâmetros mensurados, aqueles que apresentaram as maiores variações entre os pontos amostrais do presente trabalho. Os demais fatores ambientais mensurados neste estudo, tais como temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência da água e de profundidade, foram importantes para caracterizar o ambiente, mas não apresentaram diferenças significativas entre as duas composições sedimentológicas analisadas. Assim, mesmo diante de toda a heterogeneidade ambiental dos ecossistemas estuarinos (BLABER 2000), conseguimos controlar algumas variáveis ambientais que, reconhecidamente, interferem na distribuição das espécies de peixes e, desta forma, criamos mecanismos que permitem uma melhor compreensão dos processos que afetam a distribuição dos organismos (EBERHARDT e THOMAS 1991).

Apesar de controlarmos algumas variáveis, reconhecemos que nossas amostras estiveram sob influência de muitas outras variáveis físicas, químicas e biológicas não mensuradas neste trabalho: **1- exemplos de variáveis físicas não mensuradas:** variações lunares, influxos de maré, cunha salina, correntes e ventos prevalescentes; **2-**

**exemplos de variáveis químicas não mensuradas:** aporte de matéria orgânica, concentração de nitrogênio amoniacal, concentração de oxigênio e condição redox da interface água/lodo e concentração de sais dissolvidos na água; **3- exemplos de variáveis biológicas não mensuradas:** disponibilidade alimentar, forrageamento, comportamento, migração, estágio de vida, desenvolvimento gonadal e interações biológicas.

No presente trabalho, as características do sedimento e a porcentagem de matéria orgânica segregaram os pontos amostrais de acordo com os dois tipos sedimentológicos estudados. Os pontos com os sedimentos mais finos, com predomínio de silte, tiveram maior concentração de matéria orgânica, enquanto que os pontos com prevalência de areia tiveram, comparativamente, uma reduzida quantidade de matéria orgânica. Resultados semelhantes foram relatados por LAMOUR *et al.* (2006), que estudaram as variáveis ligadas ao sedimento no eixo leste-oeste do complexo estuarino de Paranaguá. Corroborando com os resultados do presente estudo, HAMPEL *et al.* (2009) relataram que as maiores quantidades de matéria orgânica em sedimentos mais finos ocorrem devido a baixa hidrodinâmica.

Alguns trabalhos têm mostrado que a distribuição das assembléias bênticas é altamente dependente do tipo de sedimento e, fortemente, influenciada pela concentração de matéria orgânica (ELLIS *et al.* 2000; MUNIZ e VENTURINI 2001). No complexo estuarino de Paranaguá, área deste estudo, a macrofauna bêntica foi estudada por LANA (1986) que verificou uma forte associação da distribuição dos bentos com os processos sedimentológicos. Este autor relatou que regiões com predomínio de silte e argila, portanto, com baixa hidrodinâmica, apresentavam grandes quantidades de matéria orgânica e detritos de origem continental, sendo responsáveis por baixas tensões de oxigênio dissolvido e, conseqüentemente a uma baixa diversidade bêntica. A distribuição de espécies bentônicas relacionadas a sedimentos finos com altos teores orgânicos foi também estudada por KANAYA e KIKUCHI (2008), os quais relataram que elevadas concentrações de matéria orgânica levam a uma condição redox e de oxigenação desfavoráveis aos organismos bentônicos. Nestes locais, os períodos de hipóxia fazem com que ocorra a colonização dos sedimentos por organismos de rápido crescimento e curto tempo de vida (REINER 1981).

Desta forma, acreditamos que o efeito da composição sedimentológica e da matéria orgânica como fonte de variação da ictiofauna estudada, seja decorrente dos processos indiretos ligados a estas variáveis, como já relatado por PRISTA *et al.* (2003).

Como estes atributos interferem na assembléia bentônica e como a maioria das espécies de peixes demersais são zoobentívoras (PRISTA *et al.* 2003), evidencia-se uma forte correlação entre ambas as assembléias, como observado nos trabalhos de EDGAR e SHAW (1995) e STAL *et al.* (2007).

Nossos resultados iniciais mostraram-se bastante promissores, uma vez que as espécies de maior proporção de captura, em cada tipo de sedimento, foram quase que na totalidade diferentes. No entanto, as análises dos descritores gerais da assembléia apontaram para uma direção contrária da situação esperada. Tais resultados indicaram que a composição sedimentológica e os teores de matéria orgânica pouco repercutiram na estrutura da assembléia de peixes estudadas, não sendo detectadas diferenças significativas entre as duas composições sedimentológicas. Entretanto, verificou-se através dos relatos de WARWICK e CLARKE (1991) e CLARKE (1993) que análises univariadas de descritores da assembléia, tais como diversidade e equitatividade, são menos sensíveis que as análises multivariadas, para demonstrar mudanças nas assembléias costeiras. Ainda, GUIDETTI (2000) constatou que as características gerais da assembléia, como densidade, biomassa e riqueza, podem não demonstrar variações na composição e estrutura da ictiofauna.

Através da DCA, do protocolo ANOVA protegida dos escores dos eixos 1 e 2 da DCA e da correlação de Spearman entre os eixos 1 e 2 da PCA e os eixos 1 e 2 da DCA, demonstrou-se a segregação da assembléia de peixes por tipo sedimentológico. Estes resultados corroboram com GUIDETTI (2000), que relatou a existência de padrões diferenciados na distribuição das espécies de peixes dentro de um mesmo tipo de habitat. Apesar da diferença significativa entre os tipos sedimentológicos, observou-se através do eixo 1 da DCA e da correlação entre o PCA1 e o DCA1 que amostras de silte e areia se misturaram entre os agrupamentos. Sugerimos que os fatores não mensurados tiveram influência sobre as réplicas do ponto A1 e do ponto S3, sendo provavelmente esta uma interferência do canal principal que abastece a baía de Guaraqueçaba, uma vez que os pontos amostrais separaram-se no sentido leste e oeste (ver mapa – Figura 1). No entanto, acreditamos que não se pode descartar a segregação observada no eixo 2 da DCA.

A influência da composição sedimentológica e da matéria orgânica nos recursos alimentares dos peixes são também corroborados pelo estudo de RAEDEMAECKER *et al.* (2010). Estes autores relataram que as assembléias macrobentônicas e de outros invertebrados marinhos tem papel importante como fonte de alimento para peixes, e são

fortemente influenciadas pelas variáveis relacionadas com o sedimento e a profundidade. MEIRE (1994) verificou que a fauna bêntica constitui um importante elo alimentar para ecossistemas estuarinos, sendo influenciada pelo sistema pelágico ou continental, e também pela taxa de predação de peixes e aves. ELLIS *et al.* (2000) relataram ainda que o estabelecimento da macrofauna bêntica depende grandemente do tipo sedimentológico e verificou uma forte associação entre a distribuição da macrofauna bentônica e a ictiofauna demersal.

A baixa diversidade de organismos bentônicos encontrada nas áreas de sedimentos finos e de baixa hidrodinâmica do complexo estuarino de Paranaguá foi acompanhada por uma menor captura de indivíduos, inclusive com ausência de espécimes em alguns pontos de coleta (LANA 1986). Este autor relatou que nestas áreas do estuário ocorre o predomínio de gastrópodes, bivalves e de alguns poliquetas errantes. No entanto, no setor com predomínio de areia observou-se uma grande diversidade e abundância de organismos bentônicos, com predomínio das formas vágues e predadoras, como poliquetas errantes, crustáceos e formas filtradoras (LANA 1986). Estas informações corroboram os relatos de AMEZCUA *et al.* (2003), que trabalharam especificamente com a ordem Pleuronectiformes (linguados) e verificaram uma forte ligação de diferentes espécies de linguados com os sedimentos arenosos, devido a maior disponibilidade de presas.

O NMDS e a ANOSIM, realizados com a matriz das guildas tróficas por tipo sedimentológico, evidenciaram a formação de dois agrupamentos com elevada sobreposição, um deles formado pelos pontos em silte e o outro pelos pontos em areia. Estes resultados corroboram em partes com as argumentações de ELLIOTT *et al.* (2007), que a classificação das espécies em guildas tróficas possibilita evidenciar padrões e diferenças da função trófica estuarina em diferentes regiões, e proporciona um maior entendimento do ambiente. No caso das variações em pequena escala, análises generalistas como esta podem não ser sensíveis o suficiente para detectar diferenças em um mesmo habitat, explicando a elevada sobreposição entre os tipos de sedimentos.

Além do forrageamento, é importante salientar que outros processos biológicos, tais como a disponibilidade de sítios de desova, o recrutamento, o comportamento e outras interações biológicas, podem ser influenciados pelos processos ligados à sedimentologia estuarina e interferirem nos padrões de seleção de habitat pelas espécies (BALTZ *et al.* 1998).

Nossos resultados revelaram que em sedimentos siltosos predominaram as espécies onívoras (*C. spixii*, *A. luniscutis* e *M. americanus*), seguidas pelas zoobentívoras (*S. rastrifer*), zoobentívoras de epifauna (*S. tessellatus*) e herbívoras de fitoplâncton (*C. edentulus*), que juntas corresponderam a 90,7% dos peixes capturados no silte. Nos sedimentos arenosos predominaram as guildas zoobentívora (*C. faber*, *S. rastrifer*, *A. lineatus*, *G. luteus* e *E. crossotus*), seguida pela onívora (*A. luniscutis*), que juntas perfizeram 75,2% dos peixes coletados.

Baseado na literatura, sugerimos que peixes onívoros, devido ao seu amplo espectro alimentar, sejam favorecidos tanto em áreas lodosas quanto em arenosas (ver exemplo de CHAVES e UMBRIA 2003) devido a sua característica oportunista, enquanto que as espécies zoobentívoras, por terem maiores restrições alimentares, sejam mais comuns em fundos arenosos (ver exemplo de GUEDES e ARAUJO 2008). A maior afinidade dos organismos bentônicos por sedimentos arenosos (ver exemplo de LANA 1986), somado as restrições impostas a sua distribuição em sedimentos finos (MUNIZ e VENTURINI 2001) podem agir como forças limitantes a distribuição dos peixes zoobentívoros nestas áreas.

Desta forma, as maiores capturas de *A. luniscutis* (onívoro) em sedimentos arenosos provavelmente são explicadas pela ampla distribuição e espectro alimentar dos onívoros. No entanto, as maiores capturas observadas para *S. rastrifer* (zoobentívoro) em fundos lodosos demonstra que outros fatores também interferem na distribuição das espécies. A espécie *S. rastrifer* ocupa regiões marinhas, próximo a costa, migrando para áreas estuarinas em determinadas épocas do ano para funções alimentares e reprodutivas. Nas áreas estuarinas a espécie habita indistintamente fundos arenosos e lodosos (MENEZES e FIGUEIREDO 1980), alimentando-se de uma ampla variedade de itens, sendo constatado por FREHSE (2009) a ocorrência de itens alimentares vegetais em seu conteúdo estomacal. Além disso, a referida espécie faz agregados reprodutivos dentro de regiões estuarinas (SANTOS 2009), fato que poderia superestimá-la no controle trófico do sistema. Estes argumentos somados aos resultados obtidos na análise das guildas tróficas suportam a hipótese de que os sedimentos interferem na distribuição das espécies de maneira indireta, influenciando, principalmente, os recursos alimentares.

As espécies de linguados mais capturadas no presente estudo foram classificadas como zoobentívoros, sendo que *A. lineatus*, *E. crossotus* tiveram maior afinidade por sedimentos ricos em areia, enquanto que a espécie *S. tessellatus* teve suas maiores

capturas no silte. Segundo GUEDES e ARAUJO (2008), estas três espécies de linguados apresentam semelhantes itens alimentares em suas dietas. Entretanto, segundo MOLES e NORCROSS (1995), a escolha dos habitats pelos linguados não são apenas influenciados pela disponibilidade alimentar, pois a sua morfologia associada ao seu comportamento de escavar e enterrar-se também podem interferir neste processo, fato que poderia explicar as elevadas capturas de *S. tessellatus* em sedimentos siltosos. Além disso, *E. crossotus* e *S. tessellatus* apresentam muita sobreposição de nicho (GUEDES e ARAUJO 2008), e como *E. crossostus* domina as áreas demersais arenosas do complexo estuarino de Paranaguá (QUEIROZ *et al.* 2006; FELIX *et al.* 2007), podemos atribuir esta separação de habitat como provável resultado de uma competição inter-específica.

Além destes argumentos, WEBSTER e HART (2004) relataram que a natureza do substrato pode tornar a presa mais fácil de ser detectada ou capturada, porque alguns predadores bênticos, como algumas espécies de peixes, podem entrar ou escavar com mais eficiência alguns tipos de sedimentos não consolidados. Adicionalmente, conhecimentos sobre diferenças na preferência de sedimento, entre espécies ou grupos de espécies, podem ser utilizados como modelo para prever variações na distribuição da abundância das espécies (MOLES e NORCROSS 1995). Ainda, o entendimento dos fundos preferenciais para o estabelecimento das espécies é importante na análise de recrutamento e variações na distribuição.

Os processos sedimentológicos, em áreas de baixa hidrodinâmica, também interferem na disponibilidade e na qualidade dos sítios de desova dos peixes, principalmente, daquelas espécies que produzem ovos demersais. Segundo DANDO (1984), as espécies demersais evitam os sedimentos finos (silte e argila) durante o processo reprodutivo devido a baixa concentração de oxigênio, ao soterramento dos ovos e a siltação dos ovos. A siltação é um processo que ocorre em sedimentos finos com elevados teores de matéria orgânica, fazendo com que uma proliferação de bactérias, fungos e protozoários recobra os ovos dos peixes, causando uma elevada taxa de mortalidade. Este argumento não pode ser suportado em nosso trabalho, visto que outras análises seriam requeridas, porém é uma variável que pode ter influenciado indiretamente nossos resultados.

De maneira geral, o presente trabalho suportou a hipótese de que variações nos sedimentos não-consolidados, em micro-escala, interferem na composição de espécies (distribuição). Este estudo contraria a classificação de habitats estuarinos proposta por

PIHL *et al.* (2002) e utilizada por FRANCA *et al.* (2009), em relação aos habitats: fundos não-consolidados subtidais e, possivelmente, os fundos não-consolidados intertidais. Esta classificação pode levar a resultados contraditórios, uma vez que o presente trabalho mostrou que a composição sedimentológica pode agir como uma fonte de variação para as assembléias de peixes em estuários.

Desta forma, mostramos que variações em pequenas escalas podem interferir em resultados dentro de uma ampla escala, levando diferentes pesquisadores a resultados inconsistentes. Por isso, sugerimos que estas variáveis sejam consideradas como fontes de variações das assembléias de peixes e, desta forma, inclusas no delineamento amostral dos trabalhos. Este argumento vem de encontro com os relatos de CONNELL e LINCOLN-SMITH (1999), que também mostraram a interferência de fatores de micro-escala dentro de uma escala maior.

Ao trabalhar em ecossistemas marinhos, HYNDES *et al.* (1999) e MOORE *et al.* (2010) verificaram que resultados mais precisos sobre a distribuição das espécies em relação aos seus habitats seriam fundamentais para ações de manejo mais efetivas. Corroborando com a idéia supracitada, nosso trabalho constatou que os componentes sedimentológicos dos habitats bênticos são importantes variáveis para predizer a distribuição espacial das espécies de peixes em uma região estuarina subtropical com influencias antrópicas variadas. Desta forma, acreditamos que um melhor entendimento dos habitats bênticos se faz necessário para regulamentação de diversas atividades, desde o estabelecimento e funcionamento de áreas portuárias, dragagens dos canais, pesca, até as ações de manejo, seja para a exploração de recursos ou para conservação da biodiversidade.

### **Agradecimentos**

Nós agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior do Brasil (CAPES) pela bolsa de doutorado; ao Prof. Dr. Marcelo Roberto Lamour por auxiliar no desenho experimental e fornecer as coordenadas geográficas e informações adicionais sobre os processos sedimentológicos da área estudada; ao Prof. Dr. Henry Louis Spach por auxiliar na logística do experimento e no empréstimo de materiais; aos Profs. Drs. Maurício de Camargo Garcia e Maurício Moura pelo auxílio no delineamento amostral; à Profa. Dra. Eunice da Costa Machado pela ajuda nas análises físicas e químicas da água.

## Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, Z.S.; NUNES, J.L.S.; ALVES, M.G.F.S. Dieta alimentar de *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790) - (Teleostei, Perciformes: Haemulidae) na baía de São José, Maranhão, Brasil. **Atlântica**, 27(1): 39-47, 2005.
- ALVES, M.I.M.; FILHO, A.A.S. Peixes do estuário do rio Jaguaribe (Ceará - Brasil): aspectos fisioecológicos. **Ciências Agronômicas**, 27: 5-16, 1996.
- AMECZUA, F.; NASH, R.D.M.; VEALE, L. Feeding habits of the Order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the North Irish Sea. **Journal Marine Biology Assessment**, 83: 593- 601, 2003.
- ARAÚJO, F.G. Hábitos alimentares de três bagres marinhos (Ariidae) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), Brasil. **Atlântica**, 7:47-63, 1984.
- AZEVEDO, M.C.C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; PESSANHA, A.L.M.; SILVA, M.A.; GUEDES, A.P.P. 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, 2007.
- BALTZ, D.M.; FLEEGER, J.W.; RAKOCMSKI, C.F.; MACCALL, J.N. Food, density, and microhabitat: factors affecting growth and recruitment potential of juvenile saltmarsh fishes. **Environmental Biology of Fishes**, 53: 89-103, 1998.
- BARLETTA, M.; BLABER, S.J.M. Comparison of fish assemblages and guilds in tropical habitats of the Embury (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. **Bulletin of Marine Science**, 80(3): 647-680, 2007.
- BERGEN, M.; WEISBERG, S.B.; SMITH, R.W.; CADIEN, D.B.; DALKEY, A.; MONTAGNE, D.E.; STULL, J.K.; VELARDE, R.G.; RANSINGHE, J.A.R. Relationship between depth, sediment, latitude, and the structure of benthic infaunal assemblages on the mainland shelf of southern California. **Marine Biology**, 138: 637 – 647, 2001.
- BLABER, S.J.M.; BLABER, T.G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal of Fish Biology**, 17:143-162, 1980.
- BLABER S.J.M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Blackwell, London, 372p. 2000.
- BORTOLUZZI, T.; ASCHENBRENNER, A.C.; DA SILVEIRA, C.R.; ROOS, D.C.; LEPKOSKI, E.D.; MARTINS, J.A.; GOULART, M.G.; QUEROL, E.; QUEROL, M.V. Hábito alimentar da Sardinha Prata, *Lycengraulis grossidens* (Spix e



- Agassiz, 1829), (Pices, Engraulidae), rio Uruguai Médio, sudoeste do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, 4:11-23, 2006.
- CARMO, W.P.D. **A utilização de um estuário subtropical brasileiro na alimentação e reprodução da raia-viola *Rhinobatos percellens***. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 87p. 2010.
- CHAGAS, L.P.; JOYEUX, J.C.; FONSECA, F.R. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of Marine Biology Assessment**, 86: 861–875, 2006.
- CHAVES, P.T.C.; UMBRIA, S.C. Changes in the diet composition of transitory fishes in coastal systems, estuary and continental shelf. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 46: 41-46, 2003.
- CHAVES, P.T.C.; BOUCHEREAU, J.L. Trophic organization and functioning of fish populations in the Bay of Guaratuba, Brazil, on the basis of a trophic contribution factor. **Acta Adriatica**, 45(1): 83-94, 2004.
- CLARKE, K.R. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, 18:117-143, 1993.
- CLARCKE, K.R.; WARWICK, R.W. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 859p. 2001.
- CONNELL, S.D.; LINCOLN-SMITH, M.P. Deep and structure of assemblages of demersal fish: experimental trawling along a temperate coast. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 48: 483- 495, 1999.
- CYRUS, D.P.; BLABER, S.J.M. Turbidity and salinity in a tropical norther Australian estuary and their influence on fish distribution. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 35: 545-563, 1992.
- DANDO, P.R. Reproduction in Estuarine Fish. Pp. 155-170. In: POTTS, G.W.; WOOTTON R.J. (Eds). **Fish Reproduction: Strategies and Tactics**. San Diego, Academic Press, 424p. 1984.
- EBERHARDT, L.L.; THOMAS, J.M. Designing environmental field studies. **Ecological Monographs**, 61(1): 53-73, 1991.
- EDGAR, G.J.; SHAW, C. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia: general relationship between sediments, seagrasses, invertebrates and fishes. **Journal of Experimental in Marine Biology and Ecology**, 194: 107 – 131, 1995.

- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fishes and Fisheries**, 8:241-268, 2007.
- ELLIS, J.R.; ROGERS, S.I.; FREEMAN, S.M. Demersal assemblages in the Irish Sea, St George's Channel and Bristol Channel. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 5: 299-315, 2000.
- FÁVARO, L.F. **A Ictiofauna de Áreas Rasas do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 98 p. 2004.
- FÉLIX, F.C.; SPACH, H.L.; MORO, O.S.; SCHWARZ, JR.R.; SANTOS, C.; HACKRADT, C.W.; HOSTIM-SILVA, M. Utilization patterns of surf zone inhabiting fish from beaches in Southern Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Science**, 2(1): 27-39, 2007.
- FIALHO, A.P.; OLIVEIRA, L.G.; TEJERINA-GARRO, F.L.; GOMES, L.C. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 5 (1): 53-60, 2007.
- FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil - I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 104p. 1977.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 110p. 1978.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90p. 1980.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 116p. 2000.
- FOLK, R.L.; WARD, W.C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, 27: 3-26, 1957.
- FRANÇA, S.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 83: 1 – 12, 2009.

- FREHSE, F.A. **Estrutura populacional e dieta de *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889) e *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) (Scianeidae, Perciformes), nos períodos diurno e noturno, em quatro áreas da plataforma sul do Estado do Paraná e norte do Estado de Santa Catarina.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 79p. 2009.
- FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase.** World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (08/2011). Accessed 11 October 2011.
- GUEDES, A.P.P.; ARAÚJO, F.G. Trophic resource partitioning among five flatfish species (Actinopterygii, Pleuronectiformes) in a tropical bay in south-eastern Brazil. **Journal of Fish Biology**, 72: 1035-1054, 2008.
- GUIDETTI, P. Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 50: 515 – 529, 2000.
- HAMPEL H.; ELLIOTT M.; CATTRIJSSE A. Macrofaunal communities in the habitats of intertidal marshes along the salinity gradient of the Schelde estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 84: 45-53, 2009.
- HYNDES, G.A.; PLATELL, M.E.; POTTER, I.C.; LENANTON, C.J. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coast waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology**, 134: 335-352, 1999.
- KAISER, M.J.; BERGMANN, M.; HINZ, H.; GALANIDI, M.; SHUCKSMITH, R.; REES, E.I.S.; DARBYSHIRE, T.; RAMSAY, K. Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 60: 445-456, 2004.
- KANAYA, G.; KIKUCHI, E. Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendey Bay, Japan. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 78: 674- 684, 2008.
- KENNISH, M.J. **Ecology of estuaries.** CRC Press, Boca Raton, Florida, 254p. 1986.
- KNOPPERS, B.A.; BRANDINI, F.P.; THAMM, C.A. Ecological studies in the Bay of Paranaguá. II Some physical and chemical characteristics. **Nerítica**, 2(1): 1-36, 1987.
- LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R.; CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá – Pr. **Boletim Paranaense de Geociências**, 55: 77 – 82, 2004.

- LAMOUR, M.; SOARES, C.R.; SÁ, F.; MACHADO, E.C.; HOSTIN, L.M.; SANDRINETO, L.; OLIVEIRA, V.M. **Histórico das taxas de assoreamento e das áreas de despejo de material dragado, e caracterização dos sedimentos de fundo, assembléia bentônica, contaminantes e toxicidade do canal de acesso aos portos na Baía de Paranaguá, para fins de licenciamento ambiental de dragagem.** Relatório Técnico da Universidade Federal do Paraná. 2006.
- LAMOUR, M.R. **Morfodinâmica Sedimentar da Desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, 161p. 2007.
- LANA, P.C. Macrofauna benthica de fundos sublitorais não-consolidados da baía de Paranaguá (Paraná). **Nerítica**, 1(3): 79-89, 1986.
- LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Pp: 131-145. In: SEELIGER U.; KJERFRE B. (Eds.). **Coastal marine ecosystems of Latin America.** Berlin: Springer, 360p. 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology.** Elsevier Science, Amsterdam, 853p. 1998.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement.** Princenton University Press, New Jersey, 532p. 1988.
- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 46: 175 – 184, 1998.
- MARTINO, E.J.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 56: 969-987, 2003.
- MEIRE, P.M. The structure of the benthic system. **Hydrobiologia**, 282/283: 153-156, 1994.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3).** Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 96p. 1980.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4).** Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 105. 1985.
- MOLES, A.; NORCROSS, B.L. Sediment preference in juvenile pacific flatfishes. **Netherlands Journal of Sea Research**, 34(1-3):177-182, 1995.

- MOORE, C.H.; HARVEY, E.S.; VAN NIEL, K. The application of predicted habitat models to investigate the special ecology of demersal fish assemblages. **Marine Biology**, 157: 2717-2729, 2010.
- MUNIZ, P.; VENTURINI, N. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande Stream Estuary (Canelones-Maldonado, URY). **Brazilian Journal of Biology**, 61: 409- 420, 2001.
- PIHL, L.; CATTRIJSE, A.; CODLING, I.; MATHIESON, S.; MACLUSKY, D.S.; ROBERTS, C. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: ELLIOTT M.; HEMINGWAY K.L. (Eds). **Fishes in Estuaries**. Blackwell, London. 352p. 2002.
- PIELOU, E.C. **The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination**. Wiley, New York, 420p. 1984.
- PRISTA, N.; VASCONCELOS, R.P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H. The demersal fish assemblage of the coastal area adjacent to the Tagus estuary (Portugal): relationship with environmental conditions. **Oceanological Acta**, 26: 525-536, 2003.
- QUEIROZ, G.M.N.; SPACH, H.L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L.O.; SCHWARZ, JR.R. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, 14 (2): 112-124, 2006.
- QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, New York. 520p. 2002.
- RAEDEMAECKER, F.; MILIOU, A.; PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: effects of exposure and substratum. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 90: 35 – 44, 2010.
- REINER, S. Temporal patterns in the structure of macrobenthic communities of an Australian estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 13:597-620, 1981.
- ROBERT, M.C.; MICHELS-SOUZA, M.A.; CHAVES, P.T.C. Biologia de *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24 (1): 191- 198, 2007.
- RONDINELI, G.R.; BRAGA, F.M.S.; TUTUI, S.L.S.; BASTOS, C.C. Dieta de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) e *Cynoscion jamaicensis* (Vaillant E Bocourt, 1883) (Pisces, Sciaenidae) no sudeste do Brasil, Estado de São Paulo. **Boletim do Instituto de Pesca**, 33(2): 221 – 228, 2007.

- SANTOS, L.O. **Ictiofauna demersal em diferentes setores da baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 86p. 2009.
- SCHEINER, S.M.; GUREVITCH J. **The design and analysis of ecological experiments.** Chapman & Hall, New York, 445p. 1993.
- SERGIPENSE, S.; CARAMASHI, E.P.; SAZIMA, I. Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei-Clupeiformes) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 47: 173-188, 1999.
- SOARES, L.S.H.; APELBAUM, R. Atividade alimentar diária da cabrinha *Prionotus punctatus* (Teleostei: Triglidae) do litoral de Ubatuba, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 42:85-98, 1994.
- SOGARD, S.M.; ABLE, K.W. A comparison of eelgrass, sea lettuce macroalgae and marsh creeks as habitat for epibenthic fishes and decapods. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 33:501-519, 1991.
- STAL, J.; PIHL, L.; WENNHAGE, H. Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 71: 593- 607, 2007.
- VAN DALFSEN, J.A.; ESSINK, K.; TOXVIG MADSEN, H.; BIRKLUND, J.; ROMERO, J.; MANZANERA, M. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. **ICES Journal of Marine Science**, 57: 1439-1445, 2000.
- VENDEL A.L.; CHAVES P.T.C. Alimentação de *Bairdiella ronchus* (Cuvier) (Perciformes, Sciaenidae) na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15 (2): 297- 305, 1998.
- WARWICK, R.M.; CLARKE, K.R. Comparison of methods for analyzing changes in benthic community structure. **Journal of Marine Biology and Assessment**, 71:225 – 244, 1991.
- WEBSTER, M.M.; HART, P.J.B. Substrate discrimination and preference in foraging fish. **Animal Behaviour**, 68: 1071- 1077, 2004.
- WHITFIELD, A.K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 9: 151-186, 1999.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis.** Prentice Hall, Upper Saddle River, 663p. 1999.

## CAPITULO 2

### O EFEITO DA PROFUNDIDADE NA COMPOSIÇÃO E ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL

#### Resumo

O presente estudo teve como objetivo verificar o efeito da profundidade sobre a composição e estrutura das assembléias de peixes estuarinos, em uma micro-escala de variação. Entre junho e setembro de 2008 foram realizadas coletas de peixes e de dados ambientais na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, principais corpos da água do complexo estuarino de Paranaguá, região subtropical do Brasil. Foi realizado um total de sete campanhas amostrais, sendo em cada uma delas amostrados três pontos em áreas de maior profundidade (10 a 15 metros) e três pontos em áreas de menor profundidade (2 a 5 metros). Os peixes foram coletados do infralitoral raso do estuário com a realização de dez minutos de arrastos de porta, enquanto que os dados ambientais foram coletados quase que simultaneamente a coleta do material biológico. Com auxílio da Garrafa de Van Dorn foram coletadas amostras da água, com a utilização do ecobatímetro e do disco de Secchi foram mensuradas a profundidade e a transparência, respectivamente. Através do teste-t de Student, verificou-se que as variáveis abióticas, temperatura da água, salinidade, pH e O<sub>2</sub> dissolvido, não apresentaram diferenças significativas entre as distintas categorias de profundidade. As variáveis profundidade e transparência, além de serem significativamente maiores nos pontos de maior profundidade, foram evidenciadas, através da análise discriminante (AD), como as principais responsáveis pela segregação dos pontos amostrais em áreas fundas e rasas. Com base na análise multidimensional não-métrica (NMDS) e na análise de variação das similaridades (ANOSIM) verificou-se que a segregação da assembléia de peixes ocorreu por categoria de profundidade (Fundo x Raso). Segundo a análise de similaridade das percentagens (SIMPER), as espécies que mais contribuíram dentro do grupo de maior profundidade foram *Cathorops spixii*, *Stellifer rastrifer* e *Achirus lineatus*, enquanto que nos pontos de menor profundidade foram *Etropus crossotus*, *Menticirrhus americanus* e *Prionotus punctatus*. As espécies *E. crossotus*, *P. punctatus* e *C. spixii* foram as mais importantes na separação dos agrupamentos Fundo e Raso, devido as suas elevadas contribuições na dissimilaridade média encontrada (89,03%) entre as diferentes categorias de profundidade. Os descritores da assembléia, analisados pelo teste de Mann-Whitney, demonstraram diferenças significativas entre as categorias de profundidade, exceto a equitatividade. Constatou-se que a riqueza, a diversidade, a abundância e a biomassa foram maiores nos pontos amostrais de áreas mais rasas. Desta forma, conclui-se que a profundidade, mesmo com variações em micro-escala, tem um papel importante no entendimento dos fatores que afetam a distribuição das espécies e a estrutura das assembléias de peixes em estuários subtropicais.

**Palavras-chave:** distribuição de peixes, fatores ambientais, variação em micro-escala habitats bênticos, ictiofauna estuarina.

## Abstract

This work aimed to analyze the effect of depth in the composition and structure of fish assemblages within a micro-scale variation. Between June and September 2008, fish and environmental data were sampled in Paranaguá and Laranjeiras bays, the main water bodies of the estuarine complex of Paranaguá, in a subtropical region of Brazil. Seven surveys were accomplished, each one with 3 sampling points in deep areas (10 to 15m) and 3 in shallow areas (2 to 5m). Fish were sampled in the shallow infralittoral of the estuary within 10 minutes of otter-trawling. Water samples were collected almost simultaneously to trawling, with the aid of a Van Dorn bottle. An echobathymeter and a Secchi disk were used to measure depth and transparency respectively. A Student T-test revealed no significant differences of water temperature, salinity, pH and dissolved oxygen between depths. Depth and transparency, besides being significantly higher in the deep sites, were evidenced through a discriminant analysis (DA) as the main responsible variables in the segregation of sites in shallow or deep. A nonmetric multidimensional analysis (NMDS) and a similarity analysis (ANOSIM) showed that the segregation of the fish assemblage occurred by depth (deep X shallow). According to a percentage similarity analysis (SIMPER), the species that most contributed to the group of deep sites were *Cathorops spixii*, *Stellifer rastrifer* and *Achirus lineatus*, and *Etropus crossotus*, *Menticirrhus americanus* and *Prionotus punctatus* were the ones that contributed the most to the shallow sites. *E. crossotus*, *P. punctatus* and *C. spixii* were the most important species in the shallow X deep clustering, due to their high contributions in mean dissimilarity (89.03%). Assemblage descriptors analyzed through a Mann-Whitney test demonstrated significant differences between depth categories, except for equitability. It was observed that richness, diversity, abundance and biomass were higher in the shallow sites. For all that, we concluded that depth, despite its micro-scale variation, has an important role in the understanding of the factors which affect species distribution and the structure of fish assemblages in subtropical estuaries.

**Key words:** fish distribution, environmental factors, micro-scale variation, benthic habitats, estuarine ichthyofauna.

## Introdução

A estrutura e o arranjo espacial dos diferentes habitats são importantes fatores que atuam na distribuição, abundância, riqueza específica, diversidade e composição das assembléias de peixes, podendo também interferir na intensidade e nos tipos de interações ecológicas entre as espécies (GODSELL e CONNELL 2005).

Recentes avanços em métodos acústicos, tal como as eco-sondas e os sonares de varredura lateral tem sido utilizados para mapear fisicamente fundos marinhos (BROWN e BLONDEL 2009). Estes mapeamentos podem substituir a amostragem direta dos organismos e assim predizer a distribuição e abundância em assembléias marinhas (THRUSH *et al.* 2001; WARD *et al.* 2001), fornecendo subsídios para manejo e a conservação destes ambientes. No entanto, ANDERSON *et al.* (2009) alertaram que é importante reconhecer que nem todos os habitats são percebidos igualmente pelos



organismos e que as variações nos fatores ambientais dos habitats, em micro-escala, deve ser importante para muitas espécies, sendo muitas vezes necessários métodos mais diretos de observação da assembléia.

Entre os muitos fatores ambientais que influenciam na identificação dos habitats bênticos, a variável profundidade aparece como um dos componentes mais importantes utilizados para prever a composição e abundância relativa de peixes, visto ser um fator-chave para detectar a heterogeneidade de habitat em ambientes demersais (DAMALAS *et al.* 2010). Esta variável tem sido relatada na literatura como um dos principais agentes estruturantes de assembléias biológicas, com efeitos em macro ou micro-escalas.

A profundidade interfere em diversas características do ambiente, promovendo muitos efeitos indiretos sobre os padrões de seleção de habitat pelas espécies, o que torna seus efeitos de difícil isolamento. Muitos parâmetros ambientais importantes, como a intensidade luminosa, a temperatura, a turbidez, o tipo de substrato, a hidrodinâmica da água, a concentração de nutrientes, as produtividades primária e secundária são exemplos de fatores correlacionados com as variações de profundidade (BLABER *et al.* 1994).

DAMALAS *et al.* (2010) relataram que em águas rasas, com a influência da zona fótica, é comum encontrar maiores quantidade de nutrientes, elevadas produtividades primárias e mais sítios para a desova e para o estabelecimento dos jovens, enquanto que a ausência de luz, em áreas profundas, afeta bruscamente a produtividade primária, reduzindo a entrada de nutrientes e de matéria orgânica, o que diminui a abundância e altera a composição de espécies.

Os recursos alimentares utilizados pelas diferentes espécies de peixes são exemplos de variáveis influenciadas pela profundidade (RAEDEMAECKER *et al.* 2010). Em áreas rasas, o fitoplâncton e o zooplâncton são os itens alimentares mais comuns, favorecendo os jovens e as espécies planctívoras ou onívoras. Em habitats bentônicos, a macrofauna bêntica e os peixes ligados ao fundo são os principais itens alimentares, viabilizando a ocorrência de espécimes de maior porte e com hábitos predadores (zoobentívoros e piscívoros) (PRISTA *et al.* 2003).

As características ligadas ao *fitness* (aptidão) das espécies, tais como crescimento, estoque de energia e potencial reprodutivo de peixes também demonstram ter relação com a profundidade. HOEY *et al.* (2007), que estudaram os efeitos da profundidade em *Chrysiptera rollandi* (Pomacentridae), verificaram que alocação de

energia para a reprodução, para os estoques de energia e para a condição total dos organismos, teve uma relação inversamente proporcional com o aumento da profundidade. Ainda, estes autores demonstraram que a profundidade influenciou a dinâmica de crescimento desta espécie, mostrando que os indivíduos tiveram crescimentos mais rápidos em menores profundidades, provavelmente, devido ao refúgio contra predadores e a maior oferta alimentar.

Desta forma, evidencia-se que os mais variados processos ecológicos, os quais se podem incluir o forrageamento, a reprodução, o recrutamento, a colonização, a competição, a predação e a mortalidade estão relacionados com a profundidade, afetando os padrões de seleção de habitat por parte dos organismos (SHIMA 2001). Mesmo assim, pouco se conhece sobre como a estrutura e a composição do habitat influencia a distribuição das espécies em micro-escala (MOORE *et al.* 2010).

Nas últimas décadas, alguns esforços têm sido realizados, principalmente nos ecossistemas marinhos, buscando compreender como os efeitos da profundidade interferem nos atributos das populações e das assembléias em macro-escala (5 – 650 m) (GRAY e OTWAY 1994; COLLOCA *et al.* 2003; MOORE *et al.* 2010; MALCONLM *et al.* 2011). Porém, poucos trabalhos têm reportado os efeitos das variações de profundidade em micro-escala (5 – 15 m) (MARSHALL e ELLIOTT 1998; HYNDES *et al.* 1999; WATSON *et al.* 2005).

Contudo, em ambas as escalas de estudo tem se demonstrado que as assembléias biológicas respondem as variações de profundidade. Segundo CONNELL e LINCOLN-SMITH (1999), isso pode ter grandes conseqüências para os estudos de peixes demersais que buscam comparar a composição e abundância das espécies entre diferentes localidades, uma vez que as variações em micro-escala são um potencial agente para gerar confusões em comparações de macro-escalas.

Por isso, identificar os componentes dos ambientes bênticos importantes para a estruturação das assembléias de peixes e entender como eles influenciam a distribuição espacial das espécies de peixes, independentemente da escala de estudo, é importante para um manejo mais adequado das populações de peixes demersais (HYNDES *et al.* 1999; MOORE *et al.* 2010).

Em estuários são escassos os trabalhos que buscam compreender os efeitos que variações em micro-escala da profundidade exercem sobre a composição e estrutura da assembléia de peixes. Além disso, a maioria dos trabalhos realizados em regiões estuarinas demersais se preocupou em elucidar como os efeitos de múltiplas variáveis

ambientais interferem na estrutura da ictiofauna (LAFFAILLE *et al.* 2000; KUPSCHUS e TREMAIN 2001; GARCIA *et al.* 2003; JAUREGUIZAR *et al.* 2004; BOUCHEREAU *et al.* 2008; FRANÇA *et al.* 2009). Mesmo assim, diversos trabalhos têm constatado, através de técnicas multivariadas, que a profundidade apresenta um papel importante na explicação da distribuição da ictiofauna estuarina (ARAUJO *et al.* 2002; AZEVEDO *et al.* 2007).

Assim, estudar os efeitos, em micro escala, da profundidade nos ecossistemas estuarinos, além de fornecer subsídios para uma melhor compreensão dos fatores que afetam a distribuição das espécies ictiícas, ainda pode auxiliar na regulamentação de atividades antrópicas e fornecer informações mais adequadas para possíveis planos de manejo de fauna. A hipótese deste trabalho é verificar, através de índices descritores e dos dados de abundância e biomassa das espécies, se variações da profundidade, em micro-escala, interferem na composição e estrutura da assembléia de peixes demersais estuarinos. Espera-se que: 1- os maiores valores de riqueza, diversidade, equitatividade, abundância e biomassa sejam obtidos nas áreas de menor profundidade; 2- que a distribuição das espécies esteja ligada as pequenas variações da profundidade.

## **Objetivos**

### *Geral*

Este trabalho buscou analisar os efeitos que duas categorias de profundidade (2 a 5m X 10 a 15 m), em micro-escala, têm sobre a composição e a estrutura da assembléia de peixes demersais na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil.

### *Específicos*

- Verificar detalhadamente a composição do sedimento e da profundidade em cada ponto amostral;
- Comparar os fatores abióticos mensurados entre as categorias de profundidade;
- Averiguar e comparar a distribuição e abundância das espécies entre as categorias de profundidade;
- Determinar as espécies que mais contribuíram em cada categoria de profundidade, bem como àquelas que determinaram as dissimilaridades entre os grupos;

- Analisar e comparar a assembléia de peixes entre as categorias de profundidade, através dos descritores: riqueza, diversidade, equitatividade, abundância e biomassa.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O complexo estuarino de Paranaguá está situado na porção norte da planície litorânea do estado do Paraná, sob as coordenadas 25° 30' S e 48° 25' W. Trata-se de um sistema estuarino subtropical, interconectado, formado por cinco corpos principais de água, as baías de Antonina, Paranaguá, das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (LANA *et al.* 2001).

Este estuário pode ser dividido em dois eixos principais de orientação, o eixo leste-oeste e o eixo norte-sul. O primeiro eixo apresenta, aproximadamente, 56 km de comprimento e é formado pelas baías de Antonina e de Paranaguá, enquanto que o segundo eixo tem cerca de 30 km de extensão, sendo formado pelas baías das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e Pinheiros (ANDRIGUETTO-FILHO *et al.* 2006).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é subtropical úmido mesotérmico com verão quente e sem estação seca definida (tipo Cfa). A temperatura do ar no mês mais quente apresenta uma média acima de 22°C e a do mês mais frio uma média abaixo de 18°C (MAACK 1981). A região apresenta umidade média de 85% e uma precipitação média anual de 2500 mm (LANA *et al.* 2001).

Os pontos amostrais do presente trabalho localizaram-se ao sul do estuário, próximo da área de conexão com o mar. Especificamente, os pontos amostrais estiveram situados na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, os dois maiores corpos d'água do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil (IPARDES 2001). A área amostral pode ser considerada como um setor específico dentro do estuário, devido às características fisiográficas e hidrológicas serem diferentes das demais áreas deste sistema estuarino (NOERNBERG *et al.* 2004).

De um modo geral, as baías do complexo estuarino de Paranaguá são corpos d'água rasos e que, geralmente, apresentam profundidades inferiores a dez metros. Nas áreas mais interiorizadas, com características verdadeiramente estuarinas, as profundidades são inferiores a cinco metros, enquanto, nas regiões de maior influência oceânica podem alcançar profundidades superiores a dez metros (IPARDES 2001). Na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, verificam-se grandes

oscilações da profundidade entre diferentes áreas, sendo encontrados pontos com profundidades superiores a 25 metros e pontos com profundidades inferiores a 5 metros (Figura 1).

De acordo com LAMOUR *et al.* (2004), a composição sedimentológica do complexo estuarino de Paranaguá é muito variável, apresentando um predomínio de areia fina e areia muito fina na área analisada neste estudo.

#### *Procedimento amostral*

Entre junho e setembro de 2008, foram realizadas sete coletas de dados bióticos e abióticos no infralitoral raso da área de estudo. As coletas foram realizadas em intervalos, relativamente regulares, de 14 dias, sempre em lua de quadratura. Em cada coleta, foram amostrados três pontos em áreas rasas (R1, R2 e R3), com profundidades variando de 2 a 5 metros, e três pontos em áreas de maior profundidade (F1, F2 e F3), com profundidades variando de 10 a 15 metros (Figura 1).

Visando comparar os dados coletados entre as duas categorias de profundidades estabelecidas, o presente estudo utilizou um desenho amostral detalhado, onde os pontos amostrais tiveram que ser definidos segundo alguns critérios. Inicialmente, para a determinação dos pontos amostrais utilizou-se as coordenadas geográficas, contendo informações sobre a profundidade e a composição sedimentológica, descritas por LAMOUR *et al.* (2004). Após a determinação dos pontos amostrais, um mês antes do início definitivo das coletas do presente trabalho, realizou-se uma coleta exploratória de dados de profundidade e de sedimento, para certificar-se sobre a caracterização ambiental. Foram coletadas duas amostras de sedimento em cada ponto amostral, sendo que a linha imaginária formada entre as duas amostras determinou a trajetória dos arrastos em cada ponto amostral. Em cada arrasto percorreu-se uma extensão de aproximadamente 300 m.

A profundidade foi mensurada através do uso de um ecobatímetro e as coletas de sedimento foram realizadas com uma draga do tipo Van-Veen. As amostras de sedimento foram processadas e tiveram a composição granulométrica determinada no Laboratório de Análises Sedimentológicas do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM – UFPR). As amostras de sedimento não foram coletadas em todas as campanhas amostrais do presente estudo devido à baixíssima variabilidade temporal da composição sedimentológica.

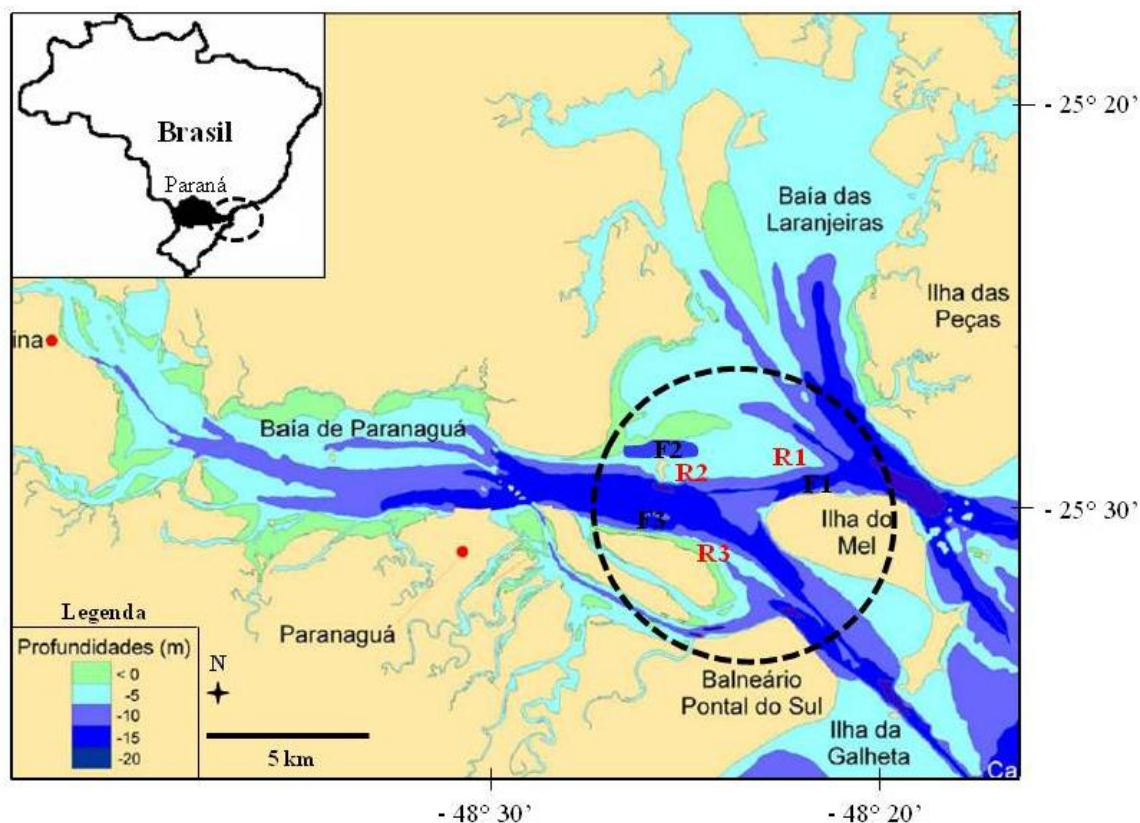
Com o registro das informações de profundidade e de composição sedimentológica, pôde-se assegurar que os pontos amostrais estiveram sob a influência das duas categorias de profundidade pretendidas e sob semelhante característica sedimentológica (areia fina ou areia muito fina), evitando assim que esta variável interferisse na amostragem. Ainda, buscou-se minimizar a interferência das variáveis abióticas temperatura, salinidade, pH, transparência e oxigênio dissolvido, que reconhecidamente afetam a distribuição das espécies de peixes. Entretanto, variações na concentração de fitoplâncton, zooplâncton, matéria orgânica, sais dissolvidos na água, correntes de maré e outros atributos, físicos, químicos ou biológicos, não puderam ser controlados e serão uma fonte de variação não-mensurável.

Dados ambientais, de temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade, foram coletados minutos antes da realização da coleta de material biológico, com o intuito de caracterizar o ambiente e permitir a comparação das variáveis abióticas entre as duas categorias de profundidade. As amostras de água foram coletadas do fundo com o auxílio da garrafa de Van Dorn. Após a coleta da água registrou-se imediatamente os dados de temperatura, com a utilização do termômetro de mercúrio, de salinidade, com o uso do refratômetro, e de pH, com o pHmêtro. Para aferição do oxigênio dissolvido, sub-amostras de água foram retiradas, fixadas e levadas ao Laboratório de Química do CEM – UFPR para realização do método de Winkler. Dados de transparência foram obtidos com a utilização do disco de *Secchi* e de profundidade com a utilização do ecobatímetro.

Em cada ponto amostral, os peixes foram coletados junto ao infralitoral raso através da realização de dez minutos de arrastos de porta. A rede utilizada nas coletas apresentou as seguintes características: 8 m de boca, 7 m de ensacador, malhagem 2,5 cm entre nós opostos nas mangas da rede e 1,2 cm entre nós opostos no ensacador e portas de aproximadamente 8 kg.

Os espécimes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificado de acordo com o ponto amostral, e conservados em gelo até o seu transporte ao laboratório. Em laboratório, os exemplares foram identificados de acordo com as chaves de identificação de FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO e MENEZES (1978, 1980 e 2000) e MENEZES e FIGUEIREDO (1980 e 1985) e, posteriormente, para cada ponto amostral uma sub-amostragem aleatória, quando necessário, de 30 indivíduos por espécie tiveram os dados morfométricos tomados quanto ao

comprimento total (Ct), em centímetros, e peso total ou massa corporal total (Pt), em gramas.



**Figura 1.** Mapa batimétrico do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. O círculo pontilhado indica a área de estudo com a localização dos pontos amostrais. Os pontos amostrais localizaram-se na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, sendo os pontos de maior profundidade denominados de F1, F2 e F3 e assinalados em negrito. Os pontos em áreas de menor profundidade estão indicados em vermelho por R1, R2 e R3. FONTE: versão modificada de LAMOUR (2007).

**Tabela1.** Coordenadas geográficas dos pontos amostrais na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade.

Ponto amostral	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)
<b>F1</b>	7178093	763999
<b>F2</b>	7179610	758548
<b>F3</b>	7176512	757331
<b>R1</b>	7180632	763562
<b>R2</b>	7179357	758625
<b>R3</b>	7175895	759183

### *Análise de dados*

A partir da determinação granulométrica, as amostras de sedimento foram analisadas, em cada ponto amostral, pelos diagramas de Shepard e Pejrup. O diagrama de Shepard é um método que avalia a porcentagem das componentes gerais do sedimento (areia, argila, cascalho e silte), caracterizando o tipo sedimentológico. Já o diagrama de Pejrup, através da granulometria, permite inferir sobre a hidrodinâmica do local. Para refinar a classificação sedimentológica das amostras obtidas neste estudo, utilizou-se o método de FOLK e WARD (1957), que avalia o tipo sedimentológico a partir do diâmetro médio das componentes do sedimento.

Nas análises ambientais do presente trabalho foram utilizados os dados abióticos obtidos em 21 réplicas de cada categoria de profundidade. Os dados de temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade foram comparados entre as duas categorias de profundidade através do teste-t de Student. A referida análise foi aplicada aos dados abióticos para evidenciar quais variáveis ambientais diferiram entre as duas categorias. Para a utilização deste teste verificou-se os pressupostos dos testes estatísticos paramétricos: normalidade residual e homogeneidade das variâncias, analisados através da aplicação dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente (QUINN e KEOUGH 2002).

Ainda, para a determinação das variáveis abióticas mais importantes na separação das duas categorias de profundidades analisadas, foi aplicada uma análise discriminante (AD). Esta análise consiste em uma técnica multivariada que discrimina e classifica objetos, evidenciando a melhor função discriminante linear, de um conjunto de variáveis, que explique o agrupamento dos casos analisados. A partir das variáveis ambientais utilizadas neste estudo construiu-se a matriz de dados, a qual foi estandarizada para posterior utilização.

Para identificar os padrões espaciais das assembléias de peixes, utilizou-se as análises de proporção de captura total (Pct), multidimensional não-métrica (NMDS), de variação das similaridades (ANOSIM), de similaridade das percentagens (SIMPER), teste de Mantel e os descritores de assembléia: riqueza de espécies (S), índices de diversidade ( $H'$ ) e de equitatividade (J), biomassa (g) e a abundância (número de indivíduos). Para efetuar as análises dos dados da assembléia foram utilizadas 12 réplicas dos pontos de maior profundidade (Fundo) e 19 réplicas dos pontos de menor profundidade (Raso), devido à ausência de espécimes em determinados pontos de coleta.



A proporção de captura total (Pct) é uma importante análise descritiva que possibilita visualizar a distribuição das espécies. Esta estimativa foi calculada pelo número total de indivíduos de uma dada espécie em relação ao número total de peixes capturados por categoria de profundidade, expressa em percentagem.

As análises de NMDS, realizadas a partir da matriz da similaridade de Bray-Curtis (LEGENDRE e LEGENDRE 1998; KREBS 2009), foram utilizadas para avaliar os padrões espaciais da abundância e da biomassa por categoria de profundidade. Os dados foram transformados em  $\log_{10}(x + 1)$  para normalizar as escalas. Acoplada ao NMDS foi realizada a análise de variação das similaridades (ANOSIM), para verificar se os agrupamentos foram significativos. A ANOSIM é uma análise permutativa também realizada a partir de uma matriz de Bray-Curtis (LEGENDRE e LEGENDRE 1998; KREBS 2009) cujos resultados permitem determinar diferenças significativas entre agrupamentos a partir das suas distâncias de similaridade.

A análise das similaridades das percentagens (SIMPER) permitiu determinar as espécies que mais contribuíram para a similaridade média interna dos agrupamentos formados pelo NMDS e confirmados pela ANOSIM. A SIMPER levou em consideração as espécies responsáveis pela similaridade, até o nível de 90% de contribuição. Ainda, as espécies que mais contribuíram para dissimilaridade encontrada entre os agrupamentos formados pelo NMDS refletiram suas importâncias na segregação dos agrupamentos.

O teste de Mantel foi utilizado para avaliar se a matriz de abundância das espécies teve associação com a matriz das variáveis ambientais. Ambas as matrizes foram logaritimizadas, sendo que na matriz de dados ambientais foi utilizada a distância Euclidiana para produzir a distância das matrizes, enquanto que na matriz de abundância foi utilizada a distância de Sorensen (Bray-Curtis). Para avaliar a significância do teste de Mantel foi usada a permutação de Monte Carlo com 999 randomizações.

Os descritores da assembléia foram estimados em cada ponto amostral de cada categoria de profundidade. A riqueza de espécies (S) foi considerada como o número de espécies coletadas na área amostrada. A diversidade de Shannon - Wiener (MAGURRAN 1988; ZAR 1999) foi estimada pela fórmula:  $H' = -\sum (p_i \cdot \log p_i)$ , onde  $p_i$  = frequência relativa de cada espécie  $i$ . A equitatividade, segundo PIELOU (1984), foi calculada através da expressão:  $J = (H'/H_{\max}) \times 100$ , onde  $H'$  = índice de diversidade;  $H_{\max}$  = diversidade máxima. A biomassa e a abundância foram determinadas a partir do

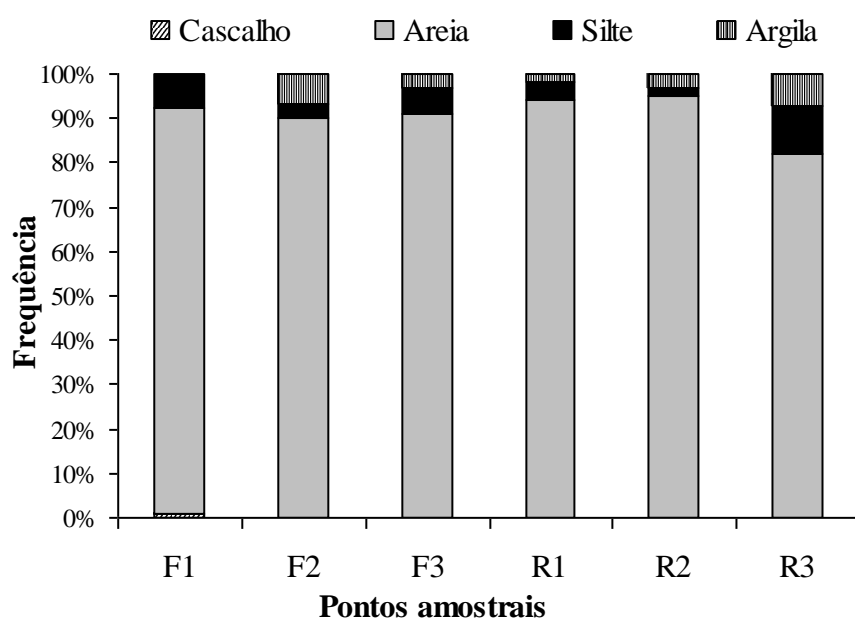
somatório da biomassa e do número de indivíduos coletados em cada ponto, respectivamente. Os descritores da assembléia supracitados foram comparados entre as duas categorias de profundidades, através da aplicação do teste de Mann-Whitney. A opção por este teste ocorreu devido à falta de normalidade dos resíduos quando aplicado o teste de Shapiro-Wilk.

## Resultados

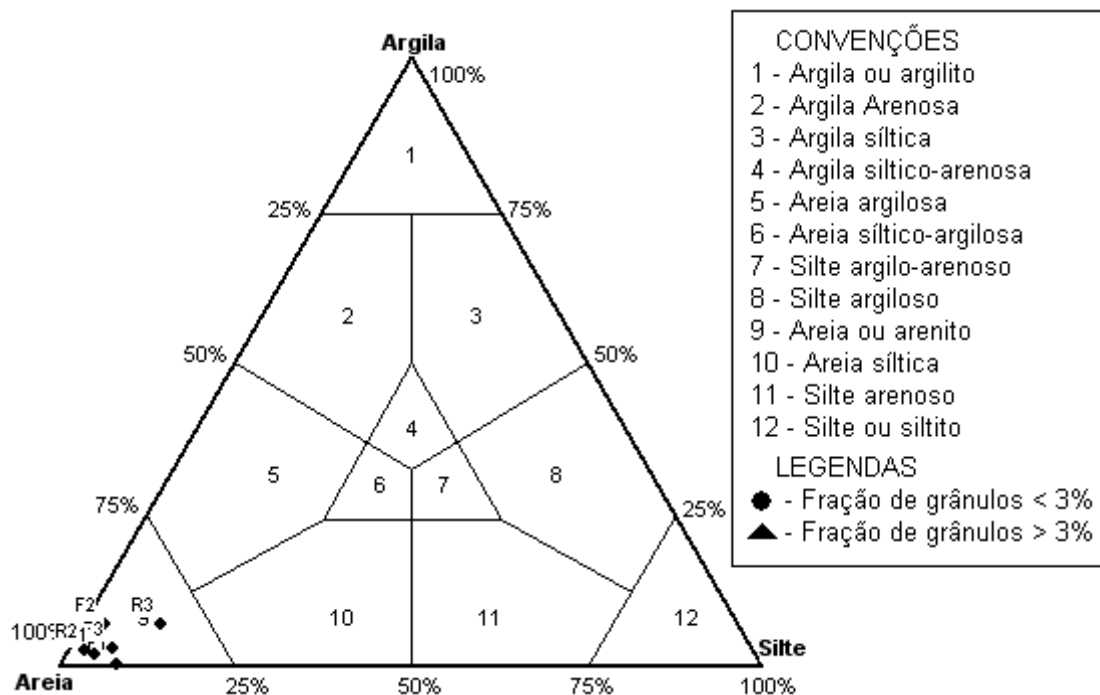
### *Caracterização ambiental*

A partir da análise granulométrica realizada em cada ponto amostral, verificou-se que a composição sedimentológica, independentemente da profundidade, apresentou semelhantes proporções percentuais de cascalho, areia, silte e argila entre as amostras. Estes resultados indicam que os pontos amostrais estiveram sob o mesmo tipo sedimentológico, com predomínio de areia e pequenas contribuições de silte, argila e cascalho (Fig. 2).

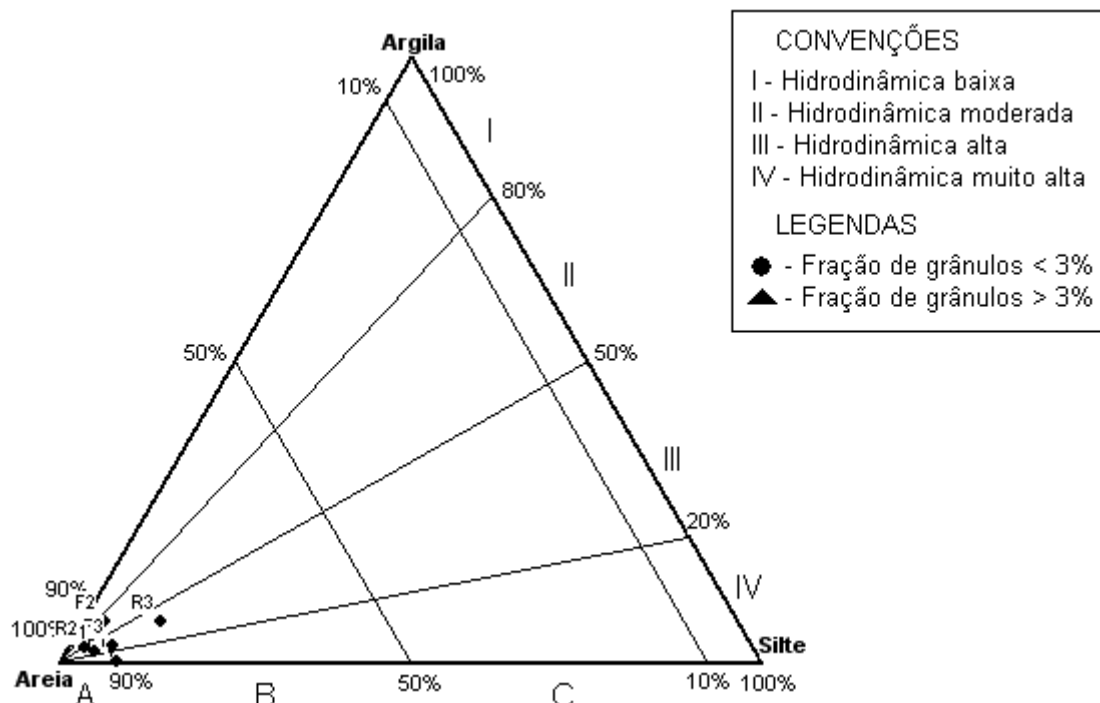
Através do diagrama de Shepard demonstrou-se que todos os pontos amostrais, independentemente da profundidade, classificaram-se como areia, com o diâmetro médio dos seus grãos variando entre areia fina (F1, F2, F3, R1 e R2) e areia muito fina (R3) (Fig 3). A partir do diagrama de Pejrup constatou-se que todos os pontos de coleta estiveram em áreas de grande hidrodinâmica (Fig. 4).



**Figura 2.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade.



**Figura 3.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade.



**Figura 4.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado na área de confluência das baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade.

Através do teste-t, verificou-se que a temperatura da água, a salinidade, o oxigênio dissolvido e o pH não apresentaram diferenças significativas entre as duas categorias de profundidade. No entanto, foi constatado que a profundidade e a transparência da água foram significativamente maiores nos pontos de maior profundidade (Tabela 2).

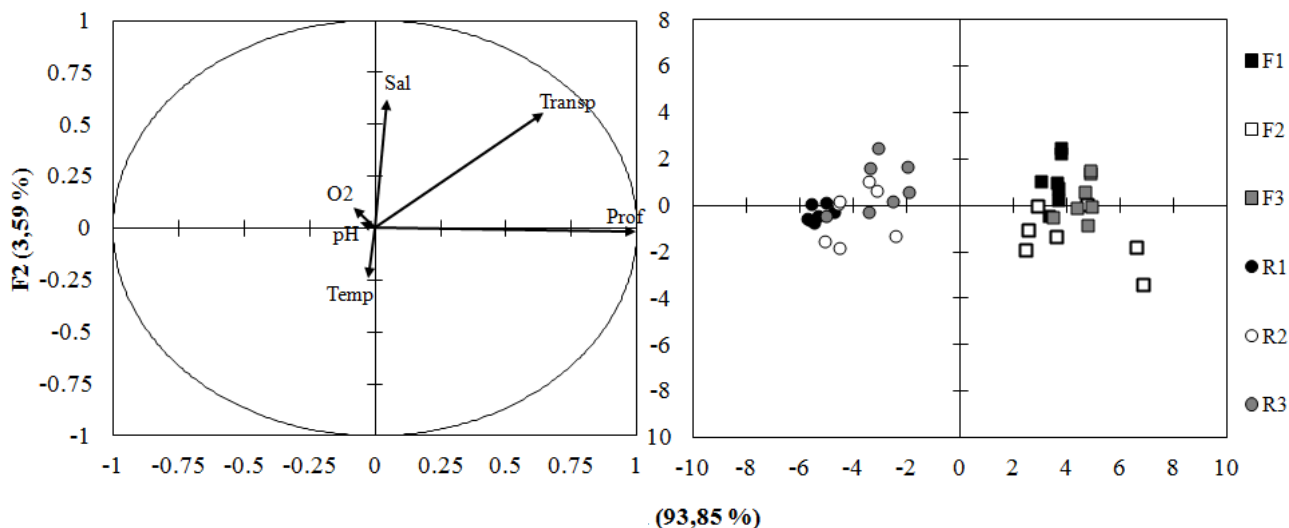
Os dados ambientais, analisados através da análise discriminante (AD), obtiveram explicação de 97,44%, demonstrando uma segregação espacial entre dois conjuntos de pontos amostrais, um deles formado pelos pontos F1, F2 e F3 e o outro pelos pontos R1, R2 e R3.

O primeiro eixo da AD, além de representar 93,85% da variação dos dados, evidenciou que a profundidade ( $r = 0,998$ ) foi o fator abiótico mais importante para a formação dos dois agrupamentos observados (pontos em áreas rasas X pontos em áreas mais profundas). Ainda, constatou-se que transparência da água correlacionou-se com o eixo 1 da AD, sendo também considerada uma variável importante ( $r = 0,644$ ) para a separação dos pontos amostrais. O segundo eixo da AD, representou apenas 3,59% da variação dos dados, mostrando pouca importância na separação dos grupos (Fig. 5).

**Tabela 2.** Média e desvio-padrão (D.P) dos dados abióticos coletados em duas categorias distintas de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O resultado do teste-t de Student ( $t$ ), bem como os graus de liberdade ( $g.l$ ) e a significância ( $p$ ) encontram-se na tabela.

Fatores	Profundidades				Teste-t		
	Fundo		Raso		$g.l$	$t$	$p$
	Média	D.P	Média	D.P			
Temperatura (°C)	21,17	0,75	21,33	0,97	40	0,62	<i>n.s</i>
Salinidade	31,48	0,87	31,48	0,93	40	0,01	<i>n.s</i>
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	7,95	1,02	8,11	0,92	40	-0,55	<i>n.s</i>
pH	7,94	0,08	7,95	0,08	40	-0,61	<i>n.s</i>
Transparência (m)	3,10	0,68	2,22	0,59	40	4,48	< 0,05
Profundidade (m)	12,33	1,35	3,27	1,29	40	22,24	< 0,05

*n.s* = não significativo.



**Figura 5.** Representação gráfica da análise discriminante (AD) realizada a partir dos dados ambientais coletados na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras. F1, F2 e F3 = pontos em áreas de maior profundidade; R1, R2 e R3 = pontos em áreas de menor profundidade.

### Ictiofauna

Foram capturados 3957 indivíduos na área analisada, sendo 2776 em áreas de maior profundidade e 1181 em áreas de menor profundidade. Registrou-se na área de estudo a presença de 44 espécies, distribuídas em 20 famílias, sendo 28 espécies no fundo e 34 no raso. Independentemente da profundidade, as famílias que tiveram maior representatividade em espécies foram Sciaenidae (11), Paralichthyidae (4) e Tetraodontidae (4).

Nos pontos de maior profundidade, as espécies que apresentaram proporção de captura total maior que 1,0 por cento ( $Pct > 1,0\%$ ) foram *Cathorops spixii* e *Stellifer rastrifer* que juntas corresponderam a 95,71% do total capturado nesta categoria de profundidade. Nos pontos de menor profundidade, as espécies que tiveram  $Pct > 1,0\%$  foram *Achirus lineatus*, *Chilomycterus spinosus spinosus*, *Citharichthys arenaceus*, *Citharichthys spilopterus*, *Diplectrum radiale*, *Etropus crossotus*, *Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus gula*, *Harengula clupeiola*, *Menticirrhus americanus*, *Pomadasys corvinaeformis*, *Prionotus nudigula*, *Prionotus punctatus*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides spengleri* e *Sphoeroides testudineus* que somadas perfizeram 95,01% do total capturado nesta categoria de profundidade (Tabela 3).

Algumas espécies foram exclusivas em cada categoria de profundidade, sendo *Aspistor luniscutis*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Cynoscion jamaicensis*, *Cynoscion*

*microlepidotus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Larimus breviceps*, *Lycengraulis grossidens*, *Oligoplites palometa*, *Stellifer brasiliensis* e *S. rastrifer* exclusivas dos pontos de maior profundidade e juntas representaram 13,17% do total capturado nesta categoria. As espécies *Chaetodipterus faber*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Diplectrum radiale*, *E. gula*, *Eucinostomus* sp., *Genidens genidens*, *Gymnura altavela*, *H. clupeola*, *Hemicarax amblyrhynchus*, *Hippocampus reidi*, *Lagocephalus laevigatus*, *Menticirrhus littoralis*, *Microgobius meeki*, *Ophistonema oglinum*, *P. nudigula* e *Synodus foetens*, foram exclusivas dos pontos de menor profundidade e somadas corresponderam a 12,09% do total registrado nesta categoria (Tabela 3).

**Tabela 3.** Composição de espécies, proporção de captura (Pct) e comprimento total (mínimo, máximo e médio – em centímetros) por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. As proporções em negrito indicam as espécies que tiveram Pct(%) > 1,0.

Família	Espécie	FUNDO			RASO		
		N	Pct (%)	Ct min – Ct max (X)	N	Pct (%)	Ct min – Ct max (X)
Haemulidae	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	19	0,68	6,7 - 8,3 (7,7)	258	<b>21,85</b>	7,7 - 9,8 (8,7)
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	5	0,18	10,5 - 12,6 (11,6)	227	<b>19,22</b>	5,7 - 14,6 (11,7)
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	4	0,14	11,0 - 12,8 (12,0)	131	<b>11,09</b>	9,6 - 13,3 (11,4)
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	1	0,04	7,1	111	<b>9,40</b>	5,3 - 16,4 (8,7)
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	2	0,07	17,0 - 18,7 (17,9)	67	<b>5,67</b>	12,0 - 30,0 (17,7)
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	0,04	9,6 - 15,0 (12,3)	65	<b>5,50</b>	13,1 - 24,3 (18,3)
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i>	0	0,00	-	56	<b>4,74</b>	9,5 - 14,3 (11,9)
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	17	0,61	7,3 - 12,6 (9,3)	41	<b>3,47</b>	6,3 - 12,8 (8,8)
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	5	0,18	6,8 - 9,2 (7,9)	41	<b>3,47</b>	6,5 - 9,7 (8,0)
Triglidae	<i>Prionotus nudigula</i>	0	0,00	-	26	<b>2,20</b>	3,8 - 9,5 (6,5)
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	1	0,04	7,2	23	<b>1,95</b>	4,5 - 10,5 (7,1)
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	6	0,22	10,3 - 15,7 (13,1)	21	<b>1,78</b>	10,5 - 15,9 (13,1)
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	1	0,04	11,2	19	<b>1,61</b>	5,6 - 18,1 (11,1)
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	0	0,00	-	12	<b>1,02</b>	13,1 - 15,7 (14,2)
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	1	0,04	14,0	12	<b>1,02</b>	8,5 - 13,6 (12,4)
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i>	0	0,00	-	12	<b>1,02</b>	11,2 - 17,9 (14,4)
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	0	0,00	-	10	0,85	24,1 - 34,1 (29,0)
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos percellens</i>	3	0,11	26,8 - 67,7 (48,9)	10	0,85	24,5 - 60,2 (47,2)
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	0	0,00	-	7	0,59	5,6 - 9,5 (7,5)
Clupeidae	<i>Ophistonema oglinum</i>	0	0,00	-	4	0,34	12,6 - 14,4 (13,6)
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	15	0,54	10,0 - 15,6 (13,7)	4	0,34	11,0 - 18,0 (14,3)
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyana</i>	1	0,04	26,2	4	0,34	8,0 - 26,8 (16,0)
Carangidae	<i>Hemicarax amblyrhynchus</i>	0	0,00	-	3	0,25	15,8 - 16,3 (16,0)
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	0	0,00	-	3	0,25	20,0 - 25,5 (22,9)

*Continua*

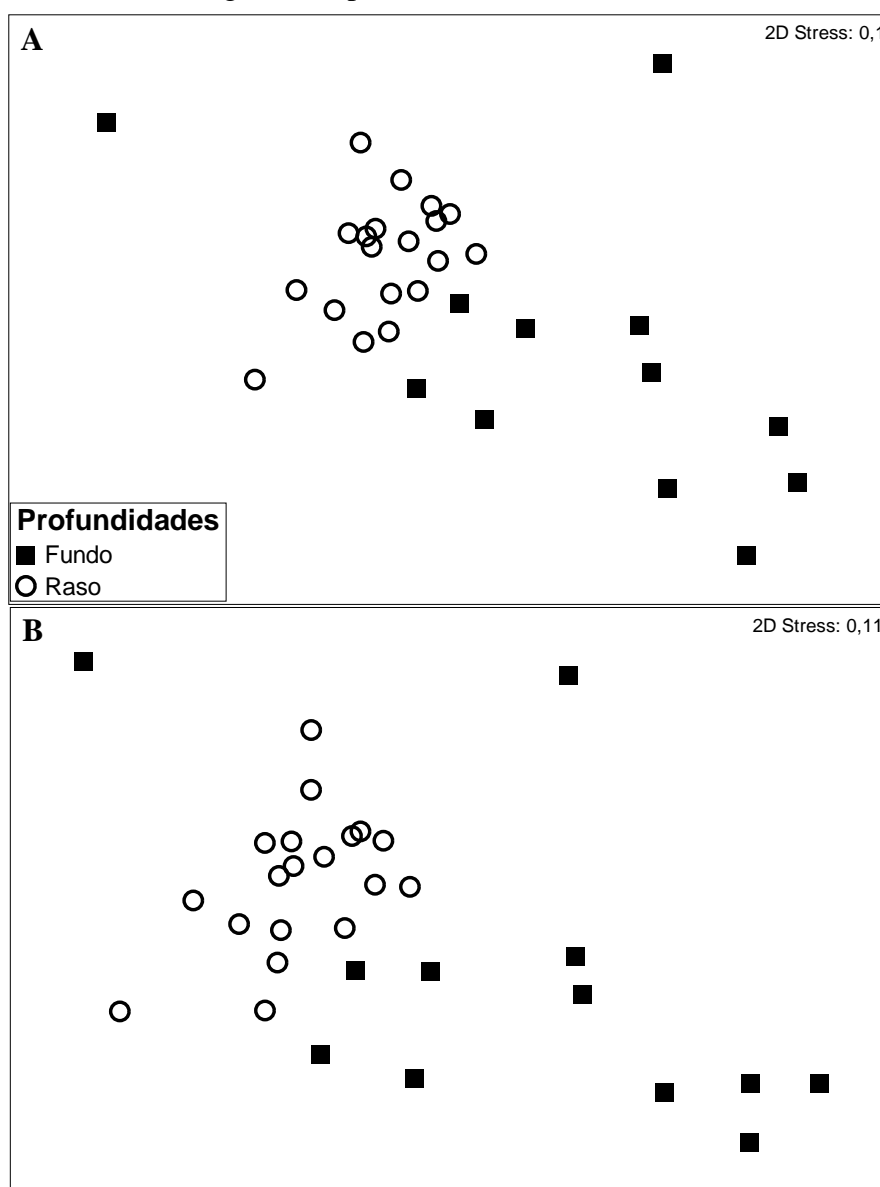
**Tabela 3.** Continuação

Família	Espécie	FUNDO			RASO		
		N	Pct (%)	Ct min – Ct max (X)	N	Pct (%)	Ct min – Ct max (X)
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0	0,00	-	3	0,25	10,5 - 16,8 (13,5)
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0	0,00	-	2	0,17	11,0 - 12,0 (11,5)
Gerreidae	<i>Eucinostomus</i> sp.	0	0,00	-	2	0,17	11,0
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	2325	<b>83,75</b>	10,5 - 22,3 (14,3)	1	0,08	11,5
Gobiidae	<i>Microgobius meeki</i>	0	0,00	-	1	0,08	10,2
Gymnuridae	<i>Gymnura altavela</i>	0	0,00	-	1	0,08	42,6
Sciaenidae	<i>Cynoscion leiarchus</i>	1	0,04	24,5	1	0,08	15,1
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	0	0,00	-	1	0,08	16,5
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	3	0,11	11,1 - 14,3 (12,7)	1	0,08	14,1
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>	0	0,00	-	1	0,08	8,2
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	3	0,11	22,6 - 26,7 (24,4)	0	0,00	-
Carangidae	<i>Oligoplites palometa</i>	1	0,04	13,3	0	0,00	-
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	0,04	14,1	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	2	0,07	4,3 - 5,8 (5,1)	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	1	0,04	14,3	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	1	0,04	11,7	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	13	0,47	12,6 - 15,6 (14,0)	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	10	0,36	11,1 - 13,5 (12,2)	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	1	0,04	11,5	0	0,00	-
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	332	<b>11,96</b>	9,5 - 14,0 (11,4)	0	0,00	-
<b>Total</b>		<b>2776</b>			<b>1181</b>		

*N* = número de indivíduos capturados; *Ct* = comprimento total; *min* = mínimo; *max* = máximo; *X* = médio. Tabela ordenada pela Pct decrescente das espécies capturadas nas áreas de menor profundidade.

A análise multidimensional (NMDS), utilizando os dados de abundância de todas as espécies capturadas, demonstrou que os pontos amostrais das áreas com maior profundidade segregaram-se daqueles das áreas mais rasas (Fig. 6A). A análise de variação das similaridades (ANOSIM) evidenciou que a distância das similaridades entre os dois agrupamentos formados (Fundo e Raso) foi significativa ( $R_{global} = 0,628$ ,  $p < 0,05$ ) e robusta. Segundo a análise das similaridades das percentagens (SIMPER), ao nível de 90%, as espécies que mais contribuiriam para a similaridade interna do grupo de maior profundidade foram *C. spixii*, *S. rastrifer* e *A. lineatus* respondendo por 80,52% desta similaridade, e do grupo de menor profundidade foram *E. crossotus*, *M. americanus* e *P. punctatus*, correspondendo por 50,83% desta similaridade. As espécies *E. crossotus*, *P. punctatus* e *C. spixii* foram as mais importantes na separação dos grupos Fundo e Raso, devido as suas elevadas contribuições na dissimilaridade encontrada (89,03%) entre as diferentes categorias de profundidade (Tabela 4).

O NMDS aplicado com os dados de biomassa de todas as espécies demonstrou padrão semelhante ao encontrado com os dados de abundância (Fig. 6B). Foi constatado que os pontos amostrais segregaram-se, significativamente, de acordo com a categoria de profundidade ( $R_{\text{global}} = 0,608$ ,  $p < 0,05$ ). As espécies que mais contribuíram para a similaridade interna de cada grupo foram semelhantes ao encontrado na análise SIMPER para os dados de abundância. Ainda, as espécies *E. crossotus*, *M. americanus* e *S. testudineus* foram as mais importantes para a separação dos agrupamentos formados, devido às altas contribuições que tiveram na dissimilaridade (86,48%) existente entre as duas categorias de profundidade (Tabela 4).



**Figura 6.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (MDS) realizada a partir dos dados de abundância (A) e biomassa (B) por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. O quadrado escuro indica as 12 réplicas dos pontos de maior profundidade e o círculo vazado mostra as 19 réplicas dos pontos de áreas rasas.



**Tabela 4.** Resultado da análise das similaridades das percentagens (SIMPER), realizadas a partir dos dados de abundância e biomassa das espécies capturadas por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil.

GRUPO	FUNDO (F)		RASO (R)		FUNDOxRASO (FxR)	
	Abundância	Biomassa	Abundância	Biomassa	Abundância	Biomassa
<i>Similaridade média</i>	13,83	16,89	40,51	43,17		
<i>Dissimilaridade</i>					89,03	86,48
Espécies	Contrib.F (%)		Contrib.R (%)		Contrib.FxR (%)	
	Abundância	Biomassa	Abundância	Biomassa	Abundância	Biomassa
<i>A. lineatus</i>	<b>15,72</b>	<b>15,93</b>	7,32	<b>6,77</b>	4,89	4,25
<i>A. luniscutis</i>						1,05
<i>C. spixii</i>	<b>42,30</b>	<b>45,05</b>			<b>6,42</b>	5,51
<i>C. faber</i>					1,05	
<i>C. spinosus spinosus</i>			3,47	6,68	2,84	5,00
<i>C. arenaceus</i>					1,88	2,21
<i>C. spilopterus</i>	5,75	5,06			2,91	2,95
<i>C. gracilicirrhus</i>	3,33					
<i>D. radiale</i>				2,41	2,08	2,97
<i>E. crossotus</i>	2,52	2,64	<b>30,34</b>	<b>22,74</b>	<b>11,92</b>	<b>8,30</b>
<i>E. argenteus</i>			6,45	5,88	6,02	4,79
<i>E. gula</i>			5,26	5,09	4,84	4,32
<i>G. genidens</i>				3,18	1,80	3,81
<i>H. clupeola</i>					2,17	2,30
<i>I. parvipinnis</i>					1,17	1,23
<i>L. laevigatus</i>						1,60
<i>M. americanus</i>			<b>11,37</b>	<b>14,66</b>	6,38	<b>7,33</b>
<i>P. orbignyanus</i>						1,55
<i>P. corvinaeformis</i>			2,82		5,68	3,63
<i>P. nudigula</i>			2,24		2,68	1,68
<i>P. punctatus</i>			<b>9,12</b>	6,60	<b>6,68</b>	4,55
<i>R. percellens</i>				3,45	2,14	4,66
<i>S. greeleyi</i>		2,03	4,84	4,37	4,17	3,48
<i>S. spengleri</i>			2,73	2,52	2,87	2,45
<i>S. testudineus</i>			4,36	6,55	4,60	<b>5,77</b>
<i>S. rastrifer</i>	<b>22,50</b>	<b>20,80</b>			2,06	1,35
<i>S. tessellatus</i>					3,14	3,40
<b>Total</b>	92,12	91,51	90,32	90,90	90,39	90,14

A partir do teste de Mantel, verificou-se que as matrizes de dados ambientais e biológicos estiveram significativamente correlacionadas ( $r = 0,39$  e  $p < 0,05$ ), mostrando que as variáveis ambientais mensuradas neste estudo foram agentes estruturantes da assembléia de peixes, principalmente relacionada às variações de transparência e de profundidade, como visto anteriormente nas tabelas 2 e na figura 5.

Os descritores da assembléia, analisados pelo teste de Mann-Whitney, demonstraram diferenças significativas entre as categorias de profundidade, exceto a equitatividade. Constatou-se que a riqueza, diversidade, abundância e biomassa foram maiores nos pontos amostrais de áreas mais rasas. Esta indicação evidencia diferenças no funcionamento da assembléia entre as duas categorias de profundidade (Tabela 5).

**Tabela 5.** Descritores da assembléia por categoria de profundidade na área de confluência entre as baías de Paranaguá e das Laranjeiras, Paraná, Brasil. Acoplado aos dados de mediana e quartis (1° e 3°) de cada descritor verifica-se o resultado do teste de Mann-Whitney (*U*), bem como a significância (*p*).

Descritores	Profundidades				Mann-Whitney	
	Fundo		Raso		<i>U</i>	<i>p</i>
	Mediana	Quartis	Mediana	Quartis		
Riqueza (S)	4	2/7	11	10/13	23,5	< 0,05
Diversidade (H')	0,37	0,12/ 0,66	0,82	0,68/0,87	20,0	< 0,05
Equitatividade (J)	0,85	0,12/ 0,96	0,80	0,70/0,87	103,0	<i>n.s</i>
Abundância (N)	8	3/27	56	27/86	48,0	< 0,05
Biomassa (g)	277,38	94,86/1261,88	2361,68	677,47/3776,21	53,0	< 0,05

*n.s* = não significativo.

## Discussão

No presente trabalho obtivemos informações mais robustas sobre os efeitos que as variações da profundidade, em micro-escala, promovem na composição e estrutura das assembléias de peixes em estuários subtropicais, quando incorporamos em nosso delineamento amostral o controle de algumas variáveis ambientais que, reconhecidamente, influenciam a estrutura das assembléias de peixes. Os efeitos das variáveis ambientais, controladas neste estudo, como agentes estruturantes das assembléias de peixes têm sido relatados na literatura por: MARTINO e ABLE (2003) para a salinidade, BLABER (2000) para a temperatura, FAVARO (2004) para o pH, BLABER (2002) para o oxigênio dissolvido e o CAPÍTULO 1 desta tese para os tipos sedimentológicos. Segundo DAUER *et al.* (2008), a minimização da variância dentro de um sistema permite inferências mais precisas ao avaliar as respostas das espécies em relação aos seus habitats ou aos impactos antropogênicos.

Nossos resultados para os dados ambientais mostraram que os pontos amostrais estiveram localizados sob semelhantes composições de sedimento, de hidrodinâmica, de temperatura, de pH e de oxigênio dissolvido. Apesar disso, reconhecemos que além das variações da profundidade e da transparência da água, nossas amostras estiveram sob influência de muitas outras variáveis físicas, químicas e biológicas não mensuradas neste trabalho: **1- exemplos de variáveis físicas não mensuradas:** variações lunares, influxos de maré, cunha salina, correntes e ventos prevaescentes; **2- exemplos de variáveis químicas não mensuradas:** aporte de matéria orgânica, concentração de nitrogênio amoniacal, concentração de oxigênio e condição redox da interface água/lodo e concentração de sais dissolvidos na água; **3- exemplos de variáveis biológicas não mensuradas:** disponibilidade alimentar, forrageamento, comportamento, migração, estágio de vida, desenvolvimento gonadal e interações biológicas.

O refinamento amostral deste trabalho é condizente com as descrições obtidas nos trabalhos de: MARSHALL e ELLIOTT (1998), ao relatarem que variações de profundidade em pequena escala (5 e 12 metros) foram acompanhadas por mudanças na riqueza e na abundância de muitas espécies de peixes em regiões estuarinas; HYNDES *et al.* (1999) que, ao estudarem assembléias de peixes no ecossistema marinho, verificaram marcadas diferenças na composição e na estrutura das assembléias de peixes em duas categorias de profundidade com pouca amplitude de variação, 5 a 15 m e 20 a 35 m; CONNELL e LINCOLN-SMITH (1999), observaram que pequenas variações na profundidade, cerca de 10 m, podem promover diferenças na ictiofauna e, relataram que este fato poderia trazer resultados errôneos nos estudos que tentam comparar a composição e abundância das espécies de peixes demersais entre regiões ou áreas distintas.

Nossos resultados demonstraram claramente que as variações na profundidade, em micro-escala, tiveram um efeito pronunciado na composição da assembléia de peixes. De uma maneira geral, verificamos que a abundância das espécies diminuiu nos pontos de maior profundidade, exceto para as espécies *C. spixii*, *S. tessellatus* e *P. brasiliensis*. Analisando as espécies com maior proporção de captura, verificamos que não houve sobreposição das espécies dominantes entre as categorias de profundidade e que entre 12 a 13% das espécies foram exclusivas de cada profundidade. Estes resultados corroboram com ANDERSON *et al.* (2009) ao relatarem que as reduzidas escalas de um habitat podem ser importantes em prever a distribuição e abundância das espécies de peixes.

Baseado nas diferenças qualitativas encontradas entre as categorias de profundidade, somado a relação inversamente proporcional existente entre a abundância de peixes e a profundidade, também verificada por (CHAGAS *et al.* 2006) e de (OLIVEIRA 2008), sugere-se que a profundidade seja uma das principais medidas de heterogeneidade de habitat em regiões estuarinas demersais. Por isso, uma das responsáveis em alterar a composição e a abundância das espécies.

Através da aplicação de análises multivariadas não-paramétricas com os dados de abundância e biomassa das espécies, tornou-se nítida a separação das categorias de profundidade em distintos agrupamentos. Nossos resultados mostraram que as espécies com maiores contribuições para o agrupamento de pontos de maior profundidade foram *C. spixii* (Pct = 85,8%) e *S. rastrifer* (Pct = 12,0%) que juntas perfizeram aproximadamente 98% dos indivíduos coletados. Foi observado neste trabalho que as elevadas capturas destas espécies ocorreram devido os espécimes viverem em agregados, fato este corroborado pelo descrito por QUEIROZ *et al.* (2006) para *C. spixii* e por SANTOS (2009) para *S. rastrifer*, ambos os trabalhos realizados em região estuarina. Provavelmente, as espécies utilizam a área estudada para alimentação ou para agregamentos reprodutivos, como já descrito para *S. rastrifer* (SANTOS 2009), ou simplesmente para eventos migratórios, uma vez que bagres (HUERTA-CRAIG 1986) e cianídeos (BLABER 2000) compartilham deste comportamento. Nas áreas de menor profundidade tivemos um maior número de espécies contribuindo com o agrupamento, sendo que as espécies *E. crossotus* e *M. americanus* se mostraram mais importantes. As espécies *E. crossotus* e *M. americanus*, somadas corresponderam a aproximadamente 25% dos peixes coletados em áreas mais rasas. Ambas as espécies são descritas como freqüentes em estuários subtropicais do Brasil e apresentam uma maior especificidade por regiões pouco profundas, com substrato arenoso ou areno-lodoso (FIGUEIREDO e MENEZES 2000; MENEZES e FIGUEIREDO 1980), corroborando com a situação observada em nosso estudo.

BERGEN *et al.* (2001), relataram que a profundidade é uma variável que não age isoladamente, uma vez que promove co-variações em outros atributos do habitat. Estes atributos são, muitas vezes, impossíveis de serem mensurados e, segundo DAMALAS *et al.* (2010) a profundidade acaba sendo considerada em muitos trabalhos como a variável preditora das variações nos parâmetros populacionais e de assembléias (ARAÚJO *et al.* 2002; AZEVEDO *et al.* 2007; MALCOLM *et al.* 2011). Portanto, as diferenças encontradas em nosso estudo provavelmente também devem estar

relacionadas aos efeitos indiretos que a profundidade exerce em outras variáveis do sistema.

A co-variação de outros fatores abióticos com a profundidade foi relatada por SNELGROVE e BUTMAN (1994), que sugeriram que a quantidade de energia hidrodinâmica e a disponibilidade de material orgânico deveriam ser os fatores primários na determinação da estrutura da assembléia de peixes marinhos e não a profundidade. A profundidade pode ainda correlacionar-se com o oxigênio dissolvido (DAUER *et al.* 2008), os tipos de substrato, a turbidez, a intensidade luminosa, a temperatura, a concentração de nutrientes, produtividade primária e produtividade secundária (DAMALAS *et al.* 2010).

De acordo com STAL *et al.* (2007), a riqueza e a abundância da macrofauna bêntica tem uma relação inversamente proporcional com a profundidade e como estes invertebrados são os principais recursos alimentares de peixes demersais em fundos arenosos (RAEDEMAECKER *et al.* 2010), subentende-se a existência de uma possível relação entre as suas distribuições. ELLIS *et al.* (2000) que estudaram assembléias demersais, suportaram tal predição ao demonstrarem que os macro-invertebrados epibênticos e os peixes demersais correlacionaram-se entre si e com a profundidade. Somando informações, HOEY *et al.* (2007) evidenciaram que a profundidade interfere na alocação de energia para as dinâmicas de crescimento e de reprodução de peixes. Estes autores revelaram que as fêmeas de *Chrysiptera rollandi* (Pomacentridae) tiveram maiores taxas de investimento gonadal e elevados índices de condição total do organismo em áreas mais rasas.

No presente estudo, devido ao controle de algumas variáveis importantes correlacionadas com a profundidade, tais como a hidrodinâmica, a temperatura, o oxigênio dissolvido e a composição sedimentológica, sugerimos que as referidas variáveis pouco influenciaram a ictiofauna entre as categorias de profundidade. Assim, sugerimos que as variações na composição de espécies encontradas no presente trabalho relacionaram-se com a profundidade, podendo também estar relacionadas com os fatores ligados a produtividade primária e secundária do sistema e/ou com as interações biológicas.

DAMALAS *et al.* (2010) relataram que ambientes mais rasos, devido ao maior aporte de luz solar, tem maior produtividade e maior concentração de nutrientes, favorecendo a reprodução e a criação dos juvenis de muitas espécies. Por outro lado, nas áreas de maior profundidade, com ausência de luz, ocorre a redução ou eliminação da

produtividade primária. Ainda, locais profundos podem experimentar momentos de hipóxia (KAKAYA e KIKUCHI 2008), restringindo a distribuição dos organismos bentônicos e diminuindo sua ocupação, como visto por LANA (1986) para o complexo estuarino de Paranaguá. Estes fatores, relacionados com a teoria do forrageio ótimo poderiam explicar as baixas abundâncias da maioria das espécies nas maiores profundidades. Portanto, o balanço feito pelas espécies entre o risco de predação, competição e a disponibilidade de presas (TOWNSEND *et al.* 2006) devem favorecer a ocupação das áreas de menores profundidades.

Corroborando com os argumentos apresentados acima, os descritores gerais de assembléia mostraram grandes diferenças na estrutura da assembléia de peixes entre as duas categorias de profundidade estudadas, suportando a hipótese inicial de que os descritores apresentariam maiores valores nos pontos mais rasos. Estes resultados reforçam a utilização de áreas de menor profundidade para alimentação, crescimento, refúgio e berçário da fauna de peixes costeiros (RICKLEFS 2003). Desta forma, acreditamos que os efeitos da profundidade ou de variáveis correlatas, mesmo em pequena escala, tenham um papel decisivo na estruturação dos habitats bênticos e conseqüentemente nas assembléias de peixes estuarinos.

O presente trabalho buscou incrementar as pesquisas com peixes demersais em ambientes estuarinos através de um experimento *in situ* que pudesse testar as conseqüências que variações na profundidade, em micro-escalas, trazem para a diferenciação de habitats e na distribuição e abundância dos peixes. Nosso trabalho vem de encontro ao desafio proposto por CONNELL e LINCOLN-SMITH (1999), que consistia em refinar os conhecimentos dos efeitos da profundidade através de testes de hipóteses (inferenciais).

Ao identificar as relações entre espécies e habitats aprimoramos a compreensão do padrão de distribuição ou de migração das espécies, além de enaltecer o papel dos fatores que estruturam os habitats bênticos. Das características que compõe os habitats bênticos, a profundidade parece ser aquela que desencadeia as maiores modificações nas assembléias aquáticas devido aos seus atributos diretos e indiretos.

Consideramos que informações sobre os habitats bênticos dos estuários tenham fundamental importância para a conservação destas áreas, visto que diversas ações antrópicas estão alcançando esses ambientes e conseqüentemente sua biota, resultados seguros e confiáveis somente serão possíveis com a utilização de metodologias coerentes e precisas. Um exemplo de ação antrópica que atinge as áreas demersais são

as dragagens periódicas realizadas nos sedimentos estuarinos para possibilitar o acesso de embarcações às regiões portuárias (BLABER 2002). Estas ações, além de interferirem na profundidade, promovem alterações drásticas no sedimento e também nas assembléias biológicas associadas (VAN DALFSEN *et al.* 1999; KAISER *et al.* 2004).

Segundo ELLIOTT e MCLUSKY (2002), a atual necessidade de classificação de habitats estuarinos deixou de ser um mero debate científico e para se tornar um importante meio para o manejo sócio-político destes ecossistemas. Ainda, identificar os componentes dos ambientes bênticos importantes na estrutura das assembléias de peixes e entender como eles influenciam a distribuição de peixes é uma das prioridades para fomentar melhores ações de manejo sobre as populações de peixes demersais (MOORE *et al.* 2010). Desta forma, sugerimos que a profundidade seja incluída nos delineamentos amostrais dos trabalhos que objetivem comparar aspectos da ictiofauna em escalas amplas ou restritas para evitar resultados controversos e, assim, subsidiar informações mais precisas para a regulamentação de atividades antrópicas e para o manejo adequado dos sistemas estuarinos.

### **Agradecimentos**

Nós agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior do Brasil (CAPES) pela bolsa de doutorado; ao Prof. Dr. Marcelo Roberto Lamour por auxiliar no desenho experimental e fornecer as coordenadas geográficas e informações adicionais sobre os processos sedimentológicos da área estudada; ao Prof. Dr. Henry Louis Spach por auxiliar na logística do experimento e no empréstimo de materiais; aos Profs. Drs. Maurício de Camargo Garcia e Maurício Moura pelo auxílio no delineamento amostral; à Profa. Dra. Eunice da Costa Machado pela ajuda nas análises físicas e químicas da água.

### **Referências Bibliográficas**

- ANDERSON, T.J.; SYMS, C.; ROBERTS, D.A.; HOWARD, D.F. Multi-scale fish-habitat associations and the use of habitat surrogates to predict the organization and abundance of deep-water fish assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 379: 34 – 42, 2009.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J.M.; CHAVES, P.T.C.; SANTOS, C.; LIBERATI, S.A. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pp.117 – 140. In: ISSAC, V.J.;

- MARTINS, A.M.; HAIMOVICI, M.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., (Eds). **Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**. Belém do Pará: Editora Universitária UFPA. 2006.
- ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D.; CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25(3): 441 – 450, 2002.
- AZEVEDO, M.C.C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; PESSANHA, A.L.M.; SILVA, M.A.; GUEDES, A.P.P. Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. **Estuarine Coastal and Shelf Science (in press)**, 1 – 13, 2007.
- BERGEN, M.; WEISBERG, S.B.; SMITH, R.W.; CADIEN, D.B.; DALKEY, A.; MONTAGNE, D.E.; STULL, J.K.; VELARDE, R.G.; RANSINGHE, J.A.R. Relationship between depth, sediment, latitude, and the structure of benthic infaunal assemblages on the mainland shelf of southern California. **Marine Biology**, 138: 637 – 647, 2001.
- BLABER, S.J.M.; BREWER, D.T; HARRIS, A.N. Distribution, biomass and community structure of demersal fishes of the Gulf of Carpentaria, Australia. **Australian Journal of Marine Freshwater Research**, 45: 375 – 396, 1994.
- BLABER S.J.M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation**. Blackwell, London, 372p. 2000.
- BLABER, S.J.M. ‘Fish in hot water’: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, 61: 1 – 20, 2002.
- BOUCHEREAU, J.L.; CHAVES, P.T.; MONTI, D. Factors Structuring the Ichthyofauna Assemblage in a Mangrove Lagoon (Guadeloupe, French West Indies). **Journal of Coastal Research**, 24: 969 – 982, 2008.
- BROWN, C.J.; BLONDEL, P. Developments in the application of multibeam sonar backscatter for seafloor habitat mapping. **Applied Acoustics**, 70: 1242 – 1247, 2009.
- CHAGAS, L.P.; JOYEUX, J.C.; FONSECA, F.R. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of Marine Biology Assessment**, 86: 861–875, 2006.



- COLLOCA, F.; CARDINALE, M.; BELLUSCIO, A.; ARDIZZONE, G. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 469 – 480, 2003.
- CONNELL, S.D.; LINCOLN-SMITH, M.P. Deep and structure of assemblages of demersal fish: experimental trawling along a temperate coast. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 48: 483 – 495, 1999.
- DAMALAS, D.; MARAVELIAS, C.D.; KATSANEVAKIS, S.; KARAGEORGIS, A.P. 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, 2010.
- DAUER, D.M.; LLANSÓ, R.J.; LANE, M.F. Depth-related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA. **Ecological indicators**, 8: 417 – 424, 2008.
- ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D.S. The Need for Definitions in Understanding Estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 55: 815 – 827, 2002.
- ELLIS, J.R.; ROGERS, S.I.; FREEMAN, S.M. Demersal assemblages in the Irish Sea, St George's Channel and Bristol Channel. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 5: 299-315, 2000.
- FÁVARO, L.F. **A Ictiofauna de Áreas Rasas do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 98 p. 2004.
- FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil - I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 104p. 1977.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 110p. 1978.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90p. 1980.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 116p. 2000.

- FOLK, R.L.; WARD, W.C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, 27: 3-26, 1957.
- FRANÇA, S.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 83: 1 – 12, 2009.
- GARCIA, A.M.; RASEIRA, M.B.; VIEIRA, J.P.; WINEMILLER, K.; GRIMM, A.M. Spatiotemporal variation in shallow-water freshwater fish distribution and abundance in a large subtropical coastal lagoon. **Environmental Biology of Fishes**, 68: 215-228, 2003.
- GODSELL, P.J.; CONNELL, S.D. Historical configuration of habitat influences the effects of disturbance on mobile invertebrates. **Marine Ecology Progress Series**, 229: 79-87, 2005.
- GRAY, C.A.; OTWAY, N.M. Spatial and temporal differences in assemblages of demersal fishes on the inner continental shelf off Sydney, south-eastern Australia. **Australian Journal of Marine Freshwater Research**, 45: 665 – 676, 1994.
- HOEY, J.; McCORMICK, M.I.; HOEY, A.S. Influence of depth on sex-specific energy allocation patterns in a tropical reef fish. **Coral Reefs**, 26: 603 – 613, 2007.
- HUERTA-CRAIG, I.D. **Estudos sobre a alimentação de espécies de peixes das famílias Ariidae, Carangidae, Guerreidae, Sciaenidae, Trichiuridae, Bothidae e Soleidae, no estuário de São Vicente, São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 1986.
- HYNDES, G.A.; PLATELL, M.E.; POTTER, I.C.; LENANTON, C.J. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coast waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology**, 134: 335-352, 1999.
- IPARDES. **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba**. Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. Curitiba: IPARDES. 2001.
- JUAREGUIZAR, A.J.; MENNI, R.; GUERRERO, R.; LASTA, C. Environmental factors structuring fish communities of the Rio de la Plata estuary. **Fisheries research**, 66: 195–211, 2004.
- KAISER, M.J.; BERGMANN, M.; HINZ, H.; GALANIDI, M.; SHUCKSMITH, R.; REES, E.I.S.; DARBYSHIRE, T.; RAMSAY, K. Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 60: 445-456, 2004.

- KANAYA, G.; KIKUCHI, E. Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendey Bay, Japan. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 78: 674- 684, 2008.
- KREBS, C.J. **Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance**. 6th edn. San Francisco: Benjamin Cummings. 2009.
- KUPSCHUS, S.; TREMAIN, D. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 58: 1383-1403, 2001.
- LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E.; FEFEUVRE, J.C. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 21: 429-438, 2000.
- LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R.; CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá – Pr. **Boletim Paranaense de Geociências**, 55: 77 – 82, 2004.
- LAMOUR, M.R. **Morfodinâmica Sedimentar da Desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, 161p. 2007.
- LANA, P.C. Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não-consolidados da baía de Paranaguá (Paraná). **Nerítica**, 1(3): 79-89, 1986.
- LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Pp: 131-145. In: SEELIGER U.; KJERFRE B. (Eds.). **Coastal marine ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer, 360p. 2001.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Elsevier Science, Amsterdam, 853p. 1998
- MAACK, R. **Geografia física do Estado do Paraná**. Curitiba: BDT/UFPR/IBPT. 1981.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princenton University Press, New Jersey, 532p. 1988.
- MALCOLM, H.A.; JORDAN, A.; SMITH, S.D.A. Testing a depth-based habitat classification system against reef fish assemblage patterns in a subtropical marine park. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(2): 173-185, 2011.

- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 46: 175 – 184, 1998.
- MARTINO, E.J.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 56: 969-987, 2003.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 96p. 1980.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 105. 1985.
- MOORE, C.H.; HARVEY, E.S.; VAN NIEL, K. The application of predicted habitat models to investigate the special ecology of demersal fish assemblages. **Marine Biology**, 157: 2717-2729, 2010.
- NOERNBERG, M.A.; LAUTERT, L.F.C.; ARAÚJO, A.D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO Jr., J.P.B.; KRUG, L.A. Remote Sensing and GIS Integration for Modelling the Paranaguá Estuarine Complex –Brazil. **Journal of Coastal Research**, 39: 1627-1631, 2004.
- OLIVEIRA, E.C. **Ictiofauna da Face Norte da Ilha Rasa da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná: Composição, Estrutura da Assembléia e Reprodução**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná. 137p. 2008.
- PIELOU, E.C. **The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination**. Wiley, New York, 420p. 1984.
- PRISTA, N.; VASCONCELOS, R.P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H. The demersal fish assemblage of the coastal area adjacent to the Tagus estuary (Portugal): relationship with environmental conditions. **Oceanological Acta**, 26: 525-536, 2003.
- QUEIROZ, G.M.N.; SPACH, H.L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L.O.; SCHWARZ, JR.R. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, 14 (2): 112-124, 2006.
- QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge University Press, New York. 520p. 2002.

- RAEDEMAECKER, F.; MILIOU, A.; PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: effects of exposure and substratum. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 90: 35 – 44, 2010.
- RICKLEFS, R.E.A. **Economia da Natureza: Um livro-texto em ecologia básica**. 5<sup>th</sup> edn. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2003.
- SANTOS, L.O. **Ictiofauna demersal em diferentes setores da baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, 86p. 2009.
- SHIMA, J.S. Recruitment of a coral reef fish: roles of settlement, habitat and post-settlement losses. **Ecology**, 82: 2190 – 2199, 2001.
- SNELGROVE, P.V.R.; BUTMAN, C.A. Animal-sediment relationships revisited: causa versus effect. **Oceanographic Marine Biology Annual Review**, 32: 111 – 177, 1994.
- STAL, J.; PIHL, L.; WENNHAGE, H. Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 71: 593- 607, 2007.
- THRUSH, S.F.; HEWITT, J.E.; FUNNELL, G.A.; CUMMINGS, V.J.; ELLIS, J.; SCHULTZ, D.; TALLEY, D.; NORKKO, A. Fishing abundance and marine biodiversity: role of habitat structure in simple soft-sediment systems. **Marine Ecology**, 221: 255 – 264, 2001.
- TOWNSEND, C.R.; BEGON, M.; HARPER, J.L. **Fundamentos em Ecologia**. 2nd edn. São Paulo: Editora Artmed. 2006.
- VAN DALFSEN, J.A.; ESSINK, K.; TOXVIG MADSEN, H.; BIRKLUND, J.; ROMERO, J.; MANZANERA, M. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. **ICES Journal of Marine Science**, 57: 1439-1445, 2000.
- WATSON J.W.; EPPERLY, S.P.; SHAH, A.K.; FOSTER, D.G. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 62: 965 – 981 2005.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, Upper Saddle River, 663p. 1999.

## CAPITULO 3

### A INFLUÊNCIA DE UM GRADIENTE AMBIENTAL NA ESTRUTURA DA ASSEMBLÉIA DE PEIXES DEMERSAIS EM UM ESTUÁRIO SUBTROPICAL DO BRASIL E SUAS ADJACÊNCIAS MARINHAS

#### Resumo

Este trabalho buscou averiguar a influência de fatores ambientais, ao longo de um gradiente, sobre a composição e estrutura da assembléia de peixes demersais, quando controlados fatores que determinam a heterogeneidade ambiental em habitats bênticos estuarinos, como a composição sedimentológica e a profundidade. Coletas mensais de material biológico e de dados ambientais foram realizadas no período de novembro de 2008 a outubro de 2009, sempre em lua de quadratura, no infralitoral raso do eixo norte-sul e adjacências marinhas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Foram selecionados nove pontos amostrais com coordenadas geográficas fixas, todos em sedimento arenoso e em profundidade controlada entre 3 a 6 metros. Os pontos de coleta foram distribuídos em quatro setores dentro do estuário: norte, centro, sul e adjacente. Os peixes foram coletados através da realização de dez minutos de arrastos de porta em cada ponto amostral, enquanto que os dados ambientais foram obtidos com auxílio da Garrafa de Van Dorn (para as amostras de água) e do disco de *Secchi* (para a transparência da água), minutos antes da realização dos arrastos. As variáveis pH, salinidade e oxigênio dissolvido da água correlacionaram-se com o eixo 1 da PCA, mostrando um gradiente espacial no sentido norte, centro-sul e adjacência marinha. As variáveis temperatura e transparência correlacionaram-se com o eixo 2 da PCA, evidenciando a variação temporal. Com base no eixo 1 da DCA, verificou-se, principalmente, a separação entre o setor adjacente (marinho) e os demais setores estuarinos. No referido setor ocorreu a formação de uma distinta assembléia de peixes, com muitas espécies exclusivas. A partir do eixo 2 da DCA constatou-se a segregação entre os setores norte, centro e sul do estuário, mas devido a baixa representatividade deste eixo e a elevada sobreposição de espécies, sugere-se a formação de apenas duas assembléias: norte e centro-sul do estuário. A análise temporal da assembléia permitiu detectar que a setorização do estuário obedeceu à sazonalidade, reforçando a influência do gradiente. As análises dos descritores da assembléia revelaram que no outono ocorreram os maiores valores de riqueza, diversidade e abundância, enquanto que no verão foram observados os menores valores de todos os descritores utilizados neste estudo. A zonação da assembléia ocorreu mesmo quando controlamos o efeito da heterogeneidade de habitats, demonstrando que variáveis como a salinidade, o pH e o oxigênio dissolvido podem determinar a distribuição das espécies, provavelmente devido as diferentes tolerâncias ecológicas e fisiológicas das espécies. No entanto, a baixa representatividade da separação das assembléias dentro do estuário sugere que estas variáveis não agem como fontes primárias de variação.

**Palavras-chave:** ictiofauna estuarina, zonação da assembléia, heterogeneidade de habitats, controle de variáveis, habitats bênticos.

## Abstract

The aim of this work was to assess the influence of a gradient of environmental factors on the composition and structure of the assemblage of demersal fish, when factors that control environmental heterogeneity in benthic habitats, such as depth and sedimentological composition, were controlled. Monthly samplings of biological and environmental data were conducted from November 2008 to October 2009, always in moon quadrature, in the shallow infralittoral along the north-south axis and adjacent waters of the estuarine complex of Paranaguá, Paraná State, Brazil. Nine points with fixed geographical references were selected, all in sandy sediment and depth between 3 and 6 meters. Sampling points were distributed in four sectors within the estuary: north, center, south and adjacent. Fish were collected with a 10 minutes otter-trawl in each main point, whilst environmental data were obtained minutes before the trawling, with a *Secchi* disk for transparency and a Van Dorn bottle for water sampling. pH, salinity and dissolved oxygen were correlated with the axis 2 of the PCA, evidencing a temporal variation. The first axis of the DCA showed mainly the separation between the adjacent (marine) sector and the estuarine ones. In this sector, a distinct assemblage of fish was observed, with many exclusive species. The second axis of DCA showed segregation between north, center and south sectors of the estuary, but due to the low representativeness of this axis and high species overlap, we suggest only two assemblages: north and center-south. Temporal analysis of the assemblages pointed out that the sectors formation followed seasonality, reinforcing the effects of the environmental gradient. The analysis of the assemblages' descriptors revealed that in autumn richness, diversity and abundance were the highest, while in the summer the lowest values for all descriptors considered in this study were found. The assemblage zonation occurred even when the effect of environmental heterogeneity was controlled, showing that salinity, pH and dissolved oxygen can determine species distribution, probably due to different ecological and physiological tolerance of species. However, the low representativeness of assemblages' separation within the estuary suggests that these variables do not act as primary sources of assemblage variation.

**Key words:** estuarine ichthyofauna, assemblage zonation, habitat heterogeneity, variables control, benthic habitat.

## Introdução

Os estuários são ambientes altamente dinâmicos caracterizados por amplas flutuações nas condições hidrológicas e químicas, ambas na escala espacial e temporal (KANAYA e KIKUCHI 2004; NOHREN *et al.* 2009). Tais variações resultam da localização geográfica destes ambientes, uma vez que representam um local de transição entre os ecossistemas de água doce, terrestre e marinho (KANAYA e KIKUCHI 2008).

As assembléias biológicas destes ecossistemas encontram-se inseridas e sob a influência de grande variabilidade ambiental, acarretando em variações no padrão de seleção e de distribuição das espécies de peixes ao longo dos diferentes habitats. Portanto, a distribuição das espécies de peixes é determinada por uma complexa rede de

fatores abióticos e bióticos, os quais podem ser divididos em fatores que afetam a distribuição em macro ou em micro-escalas. Em macro-escala, as condições ambientais flutuam amplamente entre dois ou mais habitats estuarinos, influenciando nitidamente a ictiofauna, visto que as variáveis abióticas dominantes agem como fatores limitantes para as espécies (SNICKARS *et al.* 2009). Em micro-escala, as pequenas descontinuidades existentes em um mesmo habitat, em relação aos fatores ambientais, podem funcionar como agentes que refinam os padrões de seleção das espécies e que também modulam a composição e estrutura das assembléias.

Assembléias biológicas, em estuários, são tipicamente distribuídas ao longo de gradientes ambientais que pode levar a uma zonação da assembléia, devido às descontinuidades dos fatores ambientais (BERGEN *et al.* 2001). No entanto, a dificuldade em separar os efeitos das características dos habitats de outras influências ambientais, tem criado um problema para refinar as respostas sobre como as assembléias de peixes respondem às características específicas dos habitats (McCOY e BELL 1991; RAEDEMAECKER *et al.* 2010).

Segundo SIMIER *et al.* (2006) a dificuldade em quantificar mudanças nas assembléias de peixes estuarinos ocorre por duas razões principais: 1) pela dinâmica complexa deste sistema, devido à elevada variabilidade das escalas espaciais e temporais e, 2) pela falta de uma condição de referência que permita comparações com variações intra ou inter-estuarinas (espacial ou temporal) ou com eventos de perturbação (antrópica ou natural). A determinação de quais fatores, dentro dos habitats, são mais importantes na organização das assembléias biológicas e quais limiares ao longo de gradientes representam quebras naturais nestas assembléias são componentes necessários para definir as condições de referência (HUGHES *et al.* 1986), tendo um papel fundamental para a gestão dos ecossistemas estuarinos e proporcionando subsídios que permitam minimizar os impactos ambientais gerados pelas atividades humanas (CONNOLLY *et al.* 2005).

Diversos trabalhos têm estudado as variações das assembléias de peixes estuarinos ao longo de gradientes ambientais (WHITFIELD 1999; BERGEN *et al.* 2001; MARTINO e ABLE 2003; BARLETTA *et al.* 2005), sem qualquer controle da variabilidade de habitats, profundidade, tipo de substrato e presença ou ausência de vegetação. Estes estudos têm relatado diferentes caminhos para explicar a variação e zonação das assembléias de peixes, sendo que a maioria dos estudos relata que a salinidade (GREENWOOD *et al.* 2007; SELLESLAGH e AMARA 2008) e a



profundidade (ARAÚJO *et al.* 2002; AZEVEDO *et al.* 2007) são os principais fatores estruturantes ao longo dos gradientes ambientais.

Outros estudiosos, no intuito de desvendar os diferentes padrões de distribuição das espécies e das variações na estrutura das assembléias ao longo dos gradientes, têm voltado suas atenções para estudar a influência de habitats específicos ou de fatores ambientais em micro-escala, principalmente em ambientes marinhos ou recifais. Estudos tem comparado as assembléias de peixes em substratos consolidados ou não consolidados (PRISTA *et al.* 2003; STAL *et al.* 2007), vegetados e não vegetados (SOGARD e ABLE 1991; EDGAR e SHAW 1995), rasos e profundos (COLLOCA *et al.* 2003; MOORE *et al.* 2010; MALCONLM *et al.* 2011). Ainda, alguns pesquisadores têm buscado entender como processos biológicos afetam a distribuição das espécies (MOLES e NORCROSS 1995; AMEZCUA *et al.* 2003; WEBSTER e HART 2004; STAL *et al.* 2007).

ANDERSON *et al.* (2009) alertaram que é importante reconhecer que nem todos os habitats são percebidos igualmente pelos organismos e que as variações nos fatores ambientais dos habitats, em micro-escala dentro de uma macro-escala, podem ser melhores para o entendimento da distribuição dos organismos. Por exemplo, os efeitos em micro-escala do sedimento (CAPÍTULO 1 desta Tese) e da profundidade (HYNDES *et al.* 1999; WATSON *et al.* 2005) têm sido relatados na literatura como agentes estruturantes das assembléia de peixes. A profundidade age indiretamente na composição sedimentológica, na hidrodinâmica, na disponibilidade alimentar, na produtividade primária, na temperatura e nas interações biológicas entre as espécies de peixes (DAMALAS *et al.* 2010), enquanto que a composição sedimentológica interfere de forma mais efetiva no forrageamento, no refúgio contra predadores e nos sítios de desova das espécies (AMEZCUA *et al.* 2003).

Os efeitos dos fatores que afetam as assembléias de peixes podem ser melhor compreendidos quando são incorporados, no delineamento amostral, do trabalho mecanismos de controle de variáveis abióticas ou bióticas que, reconhecidamente, influenciam as amostras (EBERHARDT e THOMAS 1991).

Buscando-se um melhor entendimento sobre como algumas variáveis ambientais, dentro de um gradiente ambiental, influenciam a composição e estrutura das assembléias de peixes demersais em um estuário subtropical do Brasil, o presente estudo utilizou-se de um delineamento amostral que controla os efeitos, em micro-escala, da profundidade e da composição sedimentológica. Nossa hipótese sugere que

fatores abióticos, tais como oxigênio dissolvido, pH, salinidade, temperatura e transparência, promovem zonação das assembléias de peixes estuarinos ao longo de um gradiente ambiental, mesmo quando minimizamos a heterogeneidade ambiental em habitats bênticos estuarinos.

## **Objetivos**

### *Geral*

O presente trabalho objetivou analisar a estrutura da assembléia de peixes demersais, ao longo de um gradiente ambiental, do complexo estuarino de Paranaguá-PR e de suas adjacências marinhas, quando adicionado ao delineamento amostral o controle de algumas variáveis em micro-escala (composição sedimentológica e profundidade).

### *Específicos*

- Verificar detalhadamente a composição do sedimento em cada ponto amostral;
- Comparar os fatores abióticos mensurados entre os setores estuarinos;
- Averiguar a distribuição das espécies entre os setores estuarinos;
- Determinar a relação entre os dados ambientais e a distribuição das espécies nos setores estuarinos;
- Analisar, sazonalmente, os dados de distribuição das espécies nos setores estuarinos;
- Comparar a assembléia de peixes entre os setores estuarinos, através dos descritores: riqueza, diversidade, equitatividade, abundância e biomassa.

## **Material e Métodos**

### *Área de estudo*

O complexo estuarino de Paranaguá (CEP) está situado na porção norte da planície litorânea do estado do Paraná, sob as coordenadas 25° 30' S e 48° 25' W. Trata-se de um sistema estuarino subtropical, interconectado, formado por cinco corpos principais de água, as baías de Antonina, de Paranaguá, das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (LANA *et al.* 2001).

Este estuário pode ser dividido em dois eixos principais de orientação, o eixo leste-oeste e o eixo norte-sul. O primeiro eixo apresenta, aproximadamente, 56 km de

comprimento e é formado pelas baías de Antonina e de Paranaguá, enquanto que o segundo eixo tem cerca de 30 km de extensão, sendo formado pelas baías das Laranjeiras, de Guaraqueçaba e de Pinheiros (ANDRIGUETTO-FILHO *et al.* 2006).

O CEP apresenta duas desembocaduras em deltas de maré, sendo que na desembocadura sul ocorre predomínio de extensos bancos arenosos e na desembocadura norte verifica-se uma associação de bancos arenosos com afloramentos rochosos (LAMOUR 2007). A comunicação entre este estuário e o oceano adjacente ocorre por meio de canais muito estreitos em relação à extensão total do estuário, mas suficiente para permitir uma grande influência das características físicas e químicas do oceano.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo subtropical úmido mesotérmico, com verão quente e sem uma estação seca definida (tipo Cfa). A temperatura do ar no mês mais quente apresenta uma média acima de 22°C e a do mês mais frio uma média abaixo de 18°C. A região apresenta umidade média de 85% e uma precipitação média anual de 2500 mm (LANA *et al.* 2001).

Ainda, o estuário em questão situa-se próximo a grandes centros urbanos, e em seu entorno co-existem atividades portuárias, industriais, agrícolas e de pastagens (IPARDES 2001). No seu interior ocorre pesca artesanal e industrial realizada pela assembleia local e por embarcações de outros estados, respectivamente (ANDRIGUETTO-FILHO *et al.* 2006). Além disso, despejos de diferentes indústrias alcançam as suas águas e, devido ao intenso tráfego de navios, acidentes com diferentes produtos químicos não são incomuns, principalmente na área próxima ao porto de Paranaguá, o qual é considerado o segundo maior porto em funcionamento do Brasil. O conjunto destas ações reflete em um ambiente antropizado e com risco de acidentes ecológicos.

Os pontos amostrais do presente trabalho localizaram-se ao longo do eixo norte-sul do CEP e nas suas adjacências marinhas, locais cuja composição sedimentológica predominante é a arenosa, tendo prevalência de areia fina e areia muito fina como diâmetro médio dos grãos (LAMOUR *et al.* 2004; LAMOUR 2007). De modo geral, o eixo norte-sul do CEP apresenta profundidades inferiores a dez metros, sendo comum o registro de profundidades com variações de 3 a 6 metros. No entanto, as regiões de maior influência oceânica ou adjacente ao estuário podem alcançar profundidades superiores a dez metros (IPARDES 2001). Segundo LANA *et al.* (2001), o eixo norte-sul do CEP pode ser subdividido em setores de acordo com o gradiente de salinidade:

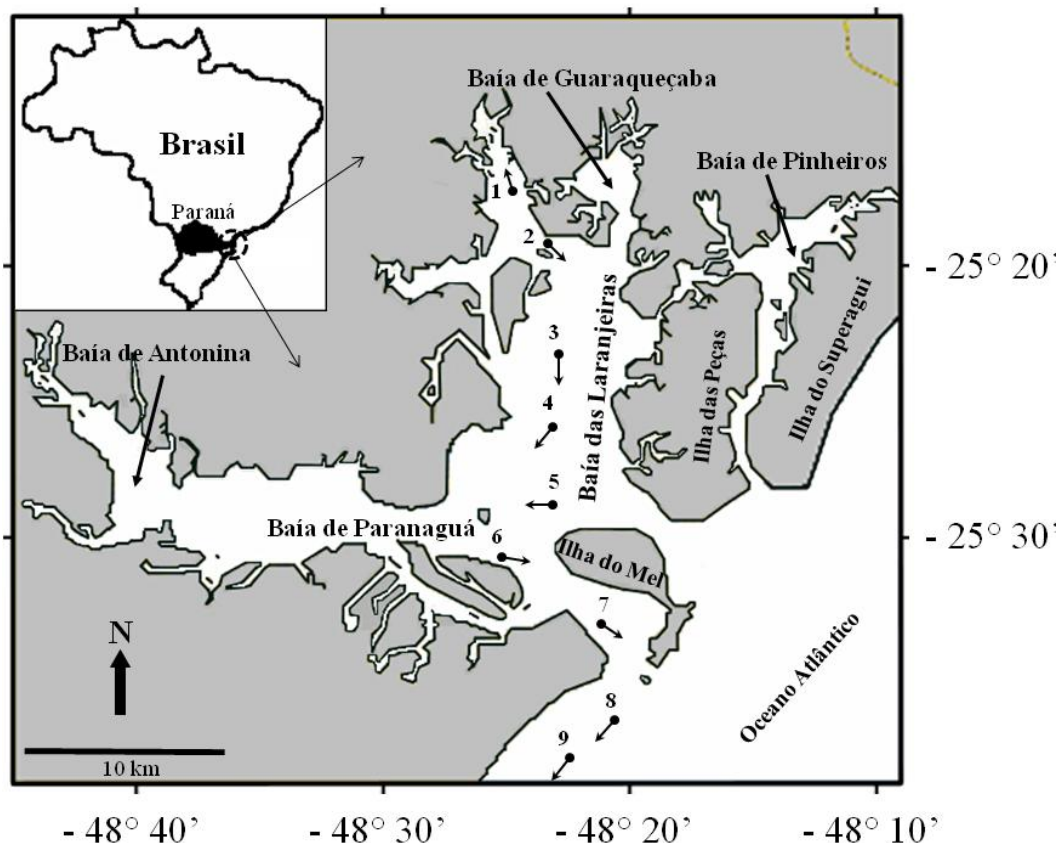
oligohalino (de  $\pm 0,5$  a  $\pm 5$  ‰), mesohalino (de  $\pm 5$  a  $\pm 20$  ‰), polihalino (de  $\pm 20$  a  $\pm 30$  ‰) e euhalino ( $> 30$  ‰).

### *Procedimento amostral*

Coletas mensais de dados bióticos e abióticos foram realizadas, entre novembro de 2008 e outubro de 2009, no eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá e nas suas adjacências marinhas, sempre em lua de quadratura. Em cada coleta foram amostrados sete pontos (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7) no eixo norte-sul do referido estuário e dois pontos (P8 e P9) na região marinha, adjacente ao estuário (Figura 1).

De acordo com os trabalhos de LANA *et al.* (2001) e de FAVARO *et al.* (2009), os pontos amostrais podem ser subdivididos em setores dentro do estuário, sendo que os pontos P1 e P2 correspondem a região norte do estuário (mesohalina), os pontos P3, P4 e P5 formam a região central do estuário (polihalina), os pontos P6 e P7 a região sul estuarina (euhalina) e os pontos P8 e P9 compreendem a região marinha adjacente ao estuário (euhalina marinha).

Os pontos amostrais do presente trabalho apresentaram coordenadas geográficas fixas (Tab. 1) e foram estabelecidos segundo alguns critérios: 1- buscou-se controlar a variação de profundidade; 2- os pontos amostrais estiveram sob a influência de uma composição sedimentológica semelhante, com predomínio de areia. Inicialmente, para a determinação dos pontos amostrais utilizou-se as coordenadas geográficas, contendo informações sobre a profundidade e a composição sedimentológica, descritas por LAMOUR *et al.* (2004) e LAMOUR (2007). Após a determinação dos pontos amostrais, cinco meses antes do início definitivo das coletas do presente trabalho, realizou-se uma coleta exploratória de dados de profundidade e de sedimento, para certificar-se sobre a caracterização ambiental. Foram coletadas duas amostras de sedimento em cada ponto amostral, sendo que a linha imaginária formada entre estas duas amostras de sedimento determinou a trajetória dos arrastos em cada ponto amostral (Figura 1).



**Figura 1.** Área de estudo com a localização dos pontos amostrais no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Os pontos P1 e P2 localizaram-se ao norte, os pontos P3, P4 e P5 na região central, os pontos P6 e P7 ao sul do estuário e os pontos P8 e P9 na área marinha adjacente. As flechas apontam a direção do arrasto em cada ponto amostral.

**Tabela1.** Coordenadas geográficas de cada ponto amostral do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil Os pontos P1 e P2 localizaram-se ao norte, os pontos P3, P4 e P5 na região central, os pontos P6 e P7, ao sul do estuário e os pontos P8 e P9 na área marinha adjacente ao estuário.

Ponto amostral	Latitude (UTM)	Longitude (UTM)
P1	7201112	761112
P2	7197104	762993
P3	7190705	763667
P4	7183311	762867
P5	7180140	763637
P6	7175895	759183
P7	7169847	766212
P8	7166441	765042
P9	7165995	764416

Os dados de profundidade foram checados através do uso de um ecobatímetro, enquanto que os dados da composição sedimentológica foram obtidos através de amostragens de sedimento com o uso de uma draga do tipo Van-Veen. As amostras de sedimento foram encaminhadas ao Laboratório de Análises Sedimentológicas do Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná (CEM – UFPR), para que fossem processadas e registradas quanto a sua composição granulométrica.

Com o registro das informações de profundidade e de composição sedimentológica, pôde-se assegurar que os pontos amostrais estiveram sob a influência de profundidades similares e sob semelhante composição sedimentológica, evitando assim que estas variáveis interferissem na amostragem.

Dados ambientais, de temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido, transparência e profundidade, foram coletados minutos antes da realização da coleta de material biológico com o intuito de caracterizar o ambiente e permitir a comparação das variáveis abióticas ao longo do gradiente ambiental. As amostras de água foram coletadas do fundo com o auxílio da garrafa de Van Dorn. Após a coleta da água registrou-se imediatamente os dados de temperatura, com a utilização do termômetro de mercúrio, de salinidade, com o uso do refratômetro, e de pH, com o pHmêtro. Para aferição do oxigênio dissolvido, sub-amostras de água foram retiradas, fixadas e levadas ao Laboratório de Química do CEM – UFPR para realização do método de Winkler (APHA *et al.* 2005). Dados de transparência foram obtidos com a utilização do disco de *Secchi*.

Os peixes foram capturados do infralitoral raso através da realização de dez minutos de arrastos de porta, em cada ponto amostral. Em todos os arrastos foi utilizada o seguinte equipamento de coleta: uma rede com 8 m de boca, 7 m de ensacador, malha de 2,5 cm entre nós adjacentes nas mangas, malha de 1,2 cm entre nós opostos no ensacador e portas com aproximadamente 8 quilogramas (Kg). Ainda, com o uso do GPS foram mensuradas as distâncias percorridas, em quilômetros (km), em cada arrasto realizado para a captura de peixes.

Os indivíduos capturados foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente identificado de acordo com o ponto amostral, e conservados em gelo até o seu transporte ao laboratório. Em laboratório, os exemplares foram identificados de acordo com as chaves de identificação de FIGUEIREDO (1977), FIGUEIREDO e MENEZES (1978, 1980 e 2000) e MENEZES e FIGUEIREDO (1980 e 1985) e, posteriormente, para cada ponto amostral uma sub-amostragem aleatória, quando

necessário, de 30 indivíduos por espécie tiveram os dados morfométricos tomados quanto ao comprimento total (Ct), em centímetros, e peso total ou massa corporal total (Pt), em gramas.

As estações do ano foram consideradas como sendo outono, de abril a junho, inverno, de julho a setembro, primavera, de outubro a dezembro, e verão, de janeiro a março. Tal padronização foi efetuada uma vez que todas as coletas ocorreram na primeira quinzena de cada mês.

#### *Análise de dados*

A partir da determinação granulométrica, as amostras de sedimento foram analisadas, em cada ponto amostral, pelos diagramas de Shepard e Pejrup. O diagrama de Shepard é um método que avalia a porcentagem das componentes gerais do sedimento (areia, argila, cascalho e silte), caracterizando o tipo sedimentológico. Já o diagrama de Pejrup, através da granulometria, permite inferir sobre a hidrodinâmica do local. Para refinar a classificação sedimentológica das amostras obtidas neste estudo, utilizou-se o método de FOLK e WARD (1957), que avalia o tipo sedimentológico a partir do diâmetro médio dos grânulos das componentes do sedimento.

Os dados de temperatura da água, salinidade, pH, oxigênio dissolvido e transparência foram analisados através da análise de componentes principais (PCA), buscando explorar os padrões espaciais e temporais dos pontos amostrais. A PCA é um método de ordenação multivariado, geralmente, utilizado com variáveis ambientais que possuem relações lineares entre si. Este método permite a redução da dimensionalidade dos dados, facilitando a interpretação dos resultados quando se tem muitas variáveis. Após a confecção da matriz da PCA, foram checados os pressupostos de normalidade multivariada e colinearidade entre as variáveis abióticas (QUINN e KEOUGH 2002). As variáveis ambientais utilizadas na matriz da PCA tiveram suas escalas normalizadas, subtraindo-se a média e dividindo-se pelo desvio-padrão (LEGENDRE e LEGENDRE 1998).

Ainda, os dados ambientais foram testados entre os setores estuarinos (norte, centro, sul e adjacente) e entre as estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) visando refinar os padrões espaciais e temporais observados pela PCA. Para isso, utilizou-se da análise de variância paramétrica (ANOVA), seguida pelo teste a *posteriori* das mínimas diferenças significativas de Fisher (LSD), o qual tem como finalidade detectar diferenças entre os tratamentos. Anterior a aplicação da referida

análise, foram checados os pressupostos de normalidade residual e de homogeneidade das variâncias através da aplicação dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente (QUINN e KEOUGH 2002). Transformações logarítmicas foram utilizadas quando os pressupostos não foram atendidos *a priori*, visando cumprir as exigências dos testes.

No presente trabalho foi observado que apesar de ter-se padronizado o tempo de realização dos arrastos, a distância percorrida pela embarcação sofreu variação entre os pontos amostrais e também em relação aos períodos do ano. Assim, foi necessário utilizar um fator de correção, para os dados de abundância e biomassa das espécies, com o intuito de padronizar o esforço de captura utilizado em cada arrasto (CPUE), evitando que interferissem nas análises e na interpretação dos resultados. Este fator de correção se baseou no número de indivíduos coletados ( $A_b$ ) de uma dada espécie ( $i_1, i_2, \dots, i_j$ ), ou na sua biomassa correspondente ( $B_s$ ), pela distância ( $D$ ) percorrida pelo barco em um dado arrasto ( $a_1, a_2, \dots, a_j$ ). Desta forma, a expressão matemática utilizada nesta determinação pode ser expressa pela seguinte fórmula:  $CPUE (i_1, i_2, \dots, i_j) = A_b (B_s) \times D^{-1}(a_1, a_2, \dots, a_j)$ .

A proporção de captura total (Pct) foi estimada considerando os dados de abundância do conjunto dos pontos amostrais, sendo uma importante análise descritiva para visualizar a distribuição dos dados. Esta estimativa foi calculada pelo número total de indivíduos de uma dada espécie em relação ao número total de peixes capturados, expressa em percentagem.

A constância de ocorrência ( $C$ ) foi utilizada para avaliar a frequência de ocorrência das espécies por setor estuarino, sendo calculada para cada ponto amostral através da fórmula:  $C = (n_i / N) \times 100$ , onde  $C$  = constância de ocorrência,  $n$  = número de coletas onde a espécie  $i$  ocorreu e  $N$  = número total de coletas. As espécies foram agrupadas em: constantes ( $C > 50\%$ ), acessórias ( $25\% \leq C \leq 50\%$ ) e acidentais ( $C < 25\%$ ) (DAJOZ 1973).

A análise de variação das similaridades (ANOSIM) foi utilizada para avaliar a significância entre os agrupamentos formados pelos pontos amostrais e pelos setores estuarinos pré-definidos. A referida análise permitiu determinar se os pontos amostrais formaram agrupamentos espaciais de forma a obedecer aos setores estuarinos. Ainda, utilizou-se ANOSIM para verificar as variações temporais da ictiofauna, testando se a setorização do estuário foi significativa em todas as estações do ano e também para verificar a significância da sazonalidade em cada setor estuarino. A ANOSIM é uma



análise permutativa realizada a partir de uma matriz de similaridade de Bray-Curtis (LEGENDRE e LEGENDRE 1998; KREBS 2009) cujos resultados permitem determinar diferenças significativas entre agrupamentos a partir das suas distâncias de similaridade. Para a construção da matriz de similaridade de Bray-Curtis foram utilizados os dados de abundância das espécies, os quais foram transformados em  $\log_{10}(x + 1)$  para normalizar as escalas.

A similaridade de Bray-Curtis foi também utilizada para efetuar a análise multidimensional não-métrica (NMDS) que permitiu a observação bidimensional dos agrupamentos, testados pela ANOSIM. No entanto, a representatividade do NMDS depende de baixos valores de estresse (0,01 - 0,20), sendo comprometida a sua interpretação com valores de estresse entre 0,21 - 0,30 ou maiores (QUINN e KEOUGH 2002). Estes casos podem ser resolvidos utilizando-se da análise de correspondência (CA) ou, em caso de efeito do arco, a análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA).

Para determinar as espécies que mais contribuíram para a similaridade média interna dos agrupamentos formados pela ANOSIM e pelo NMDS sazonal, aplicou-se uma análise das similaridades das percentagens (SIMPER) a partir da matriz de abundância das espécies. A SIMPER levou em consideração as espécies responsáveis pela similaridade, até o nível de 90% de contribuição. Ainda, as espécies que mais contribuíram para dissimilaridade média encontrada entre os agrupamentos formados pela ANOSIM e pelo NMDS, foram consideradas importantes para a segregação destes agrupamentos.

Com base na setorização do ambiente estudado, efetuou-se uma análise de correspondência com remoção do arco (DCA) para descrever a estrutura espacial das assembleias de peixes. A matriz pela DCA foi construída com os dados de abundância das espécies que apresentaram proporção de captura total maior que 1% ( $Pct > 1,0\%$ ). Esta matriz foi então logaritmizada para posterior aplicação deste método de ordenação. A DCA é uma técnica de ordenação recíproca entre as espécies ou grupos taxonômicos e os pontos amostrais (ou agrupamentos), cuja ordenação das espécies é baseada na similaridade quantitativa com os pontos amostrais (LEGENDRE e LEGENDRE 1998).

Os escores dos eixos 1 e 2 da DCA foram testados através da análise de variância paramétrica (ANOVA). Os setores dentro do estuário foram considerados como tratamentos para a realização da ANOVA. Para evitar o erro do Tipo I foi utilizado o protocolo ANOVA protegida (SCHEINER e GUREVITCH 1993), cujo

método consiste, em primeiro lugar, na aplicação de uma MANOVA (eixos 1 e 2 da DCA) e, somente se esta for significativa, permite-se aplicar a *posteriori* uma ANOVA simples para cada eixo da DCA. A diferença na média dos escores entre os tratamentos, segundo FIALHO *et al.* (2007), indica uma distinta estrutura nas assembléias de peixes. Os pressupostos da MANOVA e ANOVA foram checados e atendidos.

A correlação de Spearman foi utilizada para relacionar a estrutura da assembléia de peixes com os dados ambientais coletados neste trabalho. Para isso, verificou-se a correspondência entre os escores dos eixos da DCA com os escores dos eixos da PCA. Correlações significativas indicam efeito de processos locais sobre a estrutura e a composição das assembléias.

Ainda, foi utilizado o teste de Mantel para avaliar se a matriz de abundância das espécies, utilizadas na DCA, teve associação com a matriz das variáveis ambientais. Ambas as matrizes de dados utilizadas foram logaritmizadas. Na matriz de dados ambientais foi utilizada a distância Euclidiana para produzir a distância das matrizes, enquanto que na matriz de abundância foi utilizada a distância de Sorensen (Bray-Curtis). Para avaliar a significância do teste de Mantel foi usada a permutação de Monte Carlo com 999 randomizações.

Dos descritores de assembléia mensurados neste trabalho, a riqueza (S), considerada como o número de espécies, foi analisada e comparada entre os setores estuarinos e as estações do ano através do método de rarefação (GOTELLI e COLWELL 2001). Este método consiste em padronizar o número de indivíduos para poder comparar a riqueza entre áreas, estações do ano ou entre diferentes anos (KREBS 1999).

Os demais descritores de assembléia, diversidade ( $H'$ ), equitatividade (J), biomassa e abundância foram estimados, mensalmente e em cada ponto amostral, para posterior análise espaço-temporal. A diversidade de Shannon-Wiener (MAGURRAN 1988; ZAR 1999) foi estimada pela fórmula:  $H' = -\sum (p_i \cdot \log p_i)$ , onde  $p_i$  = frequência relativa de cada espécie  $i$ . A equitatividade foi calculada através da expressão:  $J = (H'/H_{\max}) \times 100$ , onde  $H'$  = índice de diversidade;  $H_{\max}$  = diversidade máxima (PIELOU 1984). A biomassa foi estimada a partir do somatório do peso total (Pt) de cada indivíduo em um dado ponto amostral, corrigidas pelo fator de correção. A abundância foi determinada como o somatório dos indivíduos coletados em um dado ponto amostral, considerando fator de correção. Estes descritores foram testados, entre os setores estuarinos e as estações do ano, a partir da análise de variância paramétrica

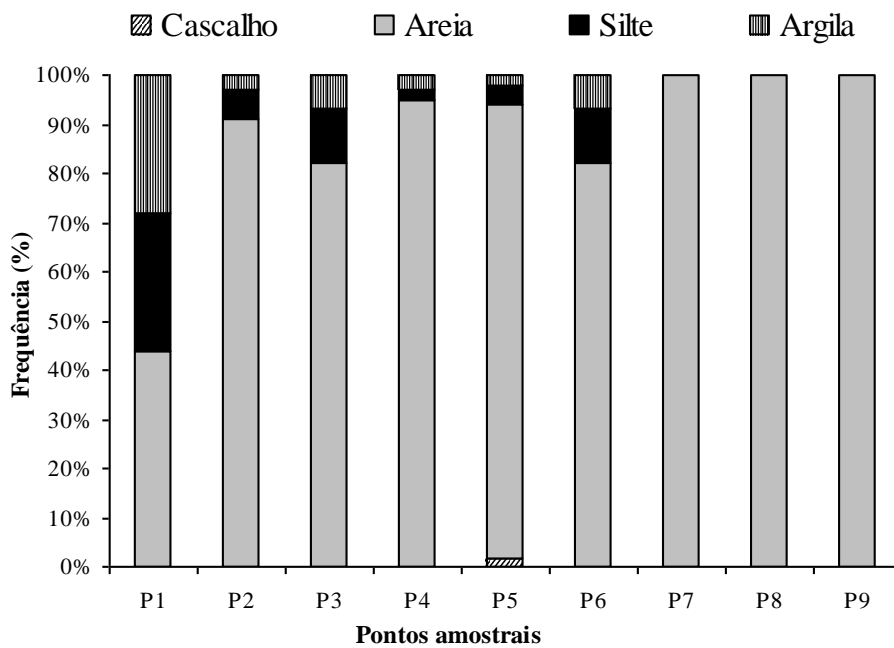
(ANOVA *one-way*), seguida pelo teste a *posteriori* das mínimas diferenças significativas de Fisher (LSD) quando observadas diferenças significativas na ANOVA. Os pressupostos da ANOVA de normalidade residual e de homogeneidade das variâncias foram checados e obedecidos a partir dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente.

## **Resultados**

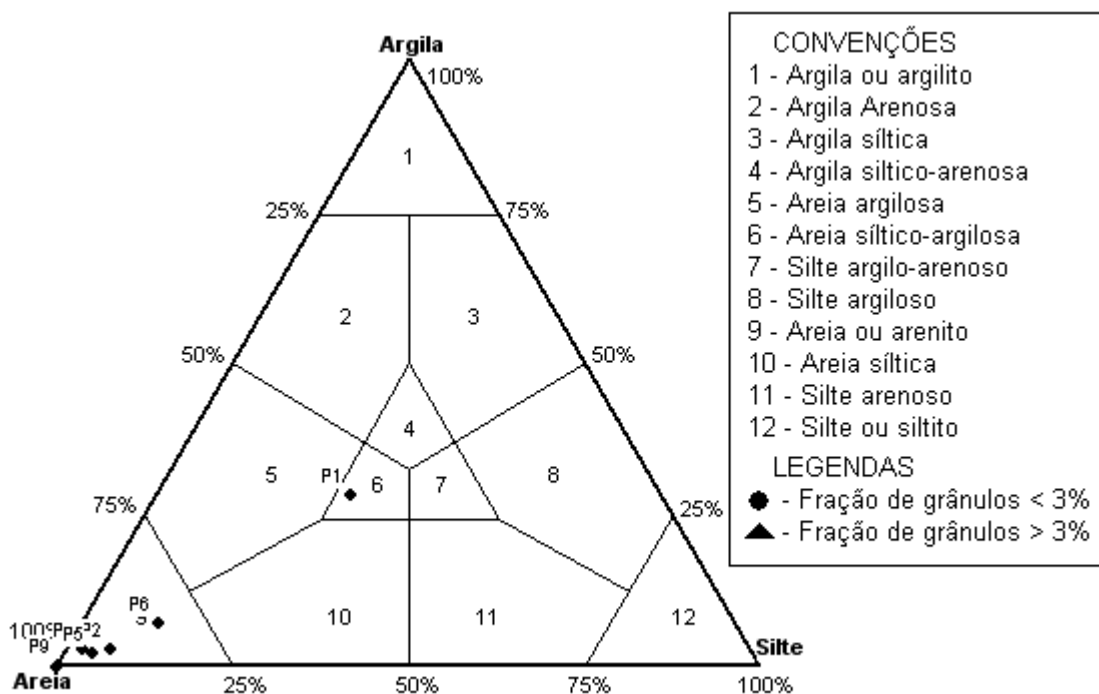
### *Caracterização ambiental*

A proporção percentual entre cascalho, areia, silte e argila realizada para as amostras de sedimento do presente estudo, evidenciou o predomínio de areia na composição sedimentológica de todos os pontos amostrais. O ponto P1, mesmo com predomínio de areia (aproximadamente 45% da amostra), apresentou relevantes contribuições percentuais de silte e argila, sendo considerado o ponto mais heterogêneo. Os pontos P2, P3, P4, P5 e P6 apresentaram grandes proporções de areia e pequenas contribuições percentuais de silte, argila e cascalho, enquanto que os pontos P7, P8 e P9 apresentaram predomínio absoluto de areia (Fig. 2).

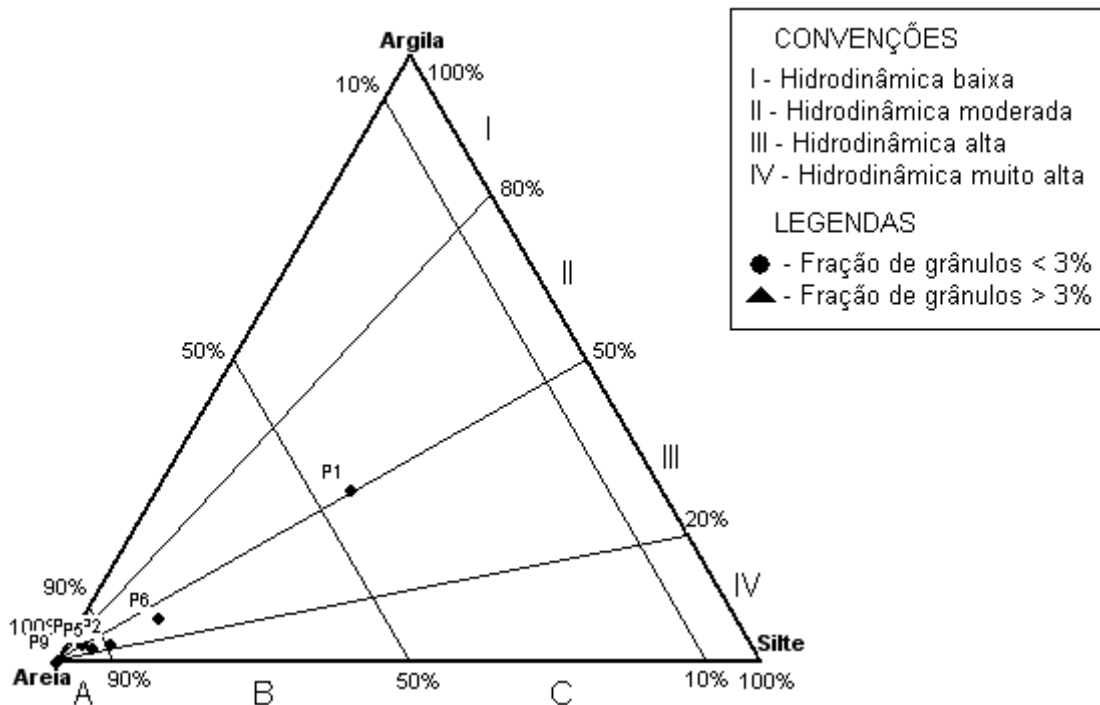
Através do diagrama de Shepard demonstrou-se que a amostra de sedimento coletada no ponto P1 classificou-se como areia siltico-argilosa, com o diâmetro médio dos seus grãos sendo considerado silte médio. As amostras coletadas nos pontos P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8 e P9 foram classificadas como areia, com o diâmetro médio dos seus grãos variando entre areia muito fina (P3 e P6), areia fina (P2, P4, P5, P7 e P8) e areia média (P9) (Fig 3). A partir do diagrama de Pejrup constatou-se que os pontos amostrais estiveram presentes em locais de hidrodinâmicas moderadas, altas ou muito altas. O ponto P1 apresentou a menor hidrodinâmica dentre os pontos amostrais, sendo considerado de hidrodinâmica moderada. Os demais pontos apresentaram-se em locais de hidrodinâmicas altas (P2, P3, P4, P5 e P6) ou muito altas (P7, P8 e P9) (Fig. 4).



**Figura 2.** Proporção percentual das componentes do sedimento em cada ponto amostral localizado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.



**Figura 3.** Diagrama de Shepard construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.



**Figura 4.** Diagrama de Pejrup construído a partir dos dados granulométricos coletados em cada ponto amostral situado no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

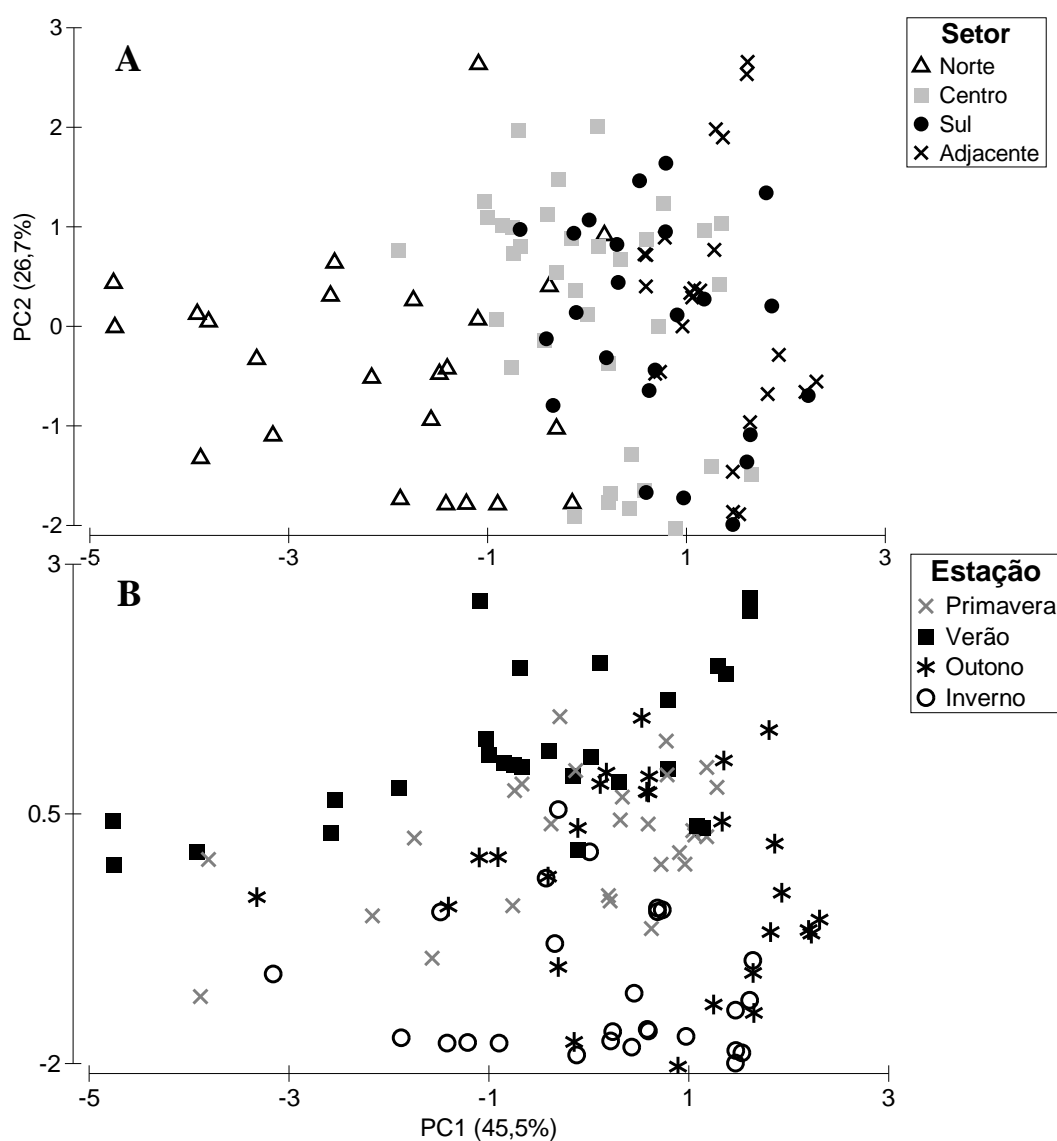
A PCA, aplicada aos dados ambientais, representou 72,2% da variabilidade total, demonstrando a existência de segregações espaciais e temporais para o conjunto de pontos amostrais analisados durante o período de estudo. O eixo 1 da PCA evidenciou um gradiente espacial das variáveis ambientais e o eixo 2 da PCA mostrou a sazonalidade do ambiente (Fig 5).

O eixo 1 da PCA representou 45,5% da variação dos dados, sendo as variáveis salinidade, pH e oxigênio dissolvido as mais fortemente correlacionadas com este eixo. Ainda através do PCA 1, evidenciou-se a formação de um gradiente crescente no sentido norte, centro-sul e adjacência estuarina (Tabela 2 e Fig. 5A).

O eixo 2 da PCA representou 26,7% da variação dos dados, sendo a transparência e a temperatura as variáveis mais fortemente correlacionadas a este eixo. Estas variáveis correlacionaram-se positivamente com o eixo 2 da PCA e mostraram-se importantes para determinar a sazonalidade do ambiente (Tabela 2 e Fig. 5B).

**Tabela 2.** Correlação das variáveis ambientais nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais (PCA), realizada a partir dos dados ambientais coletados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Em negrito as variáveis mais correlacionadas em cada eixo da PCA.

Vetores	Eixo 1 (PC1)	Eixo 2 (PC2)
Temperatura (°C)	- 0,240	<b>0,685</b>
Salinidade (‰)	<b>0,580</b>	0,018
pH	<b>0,608</b>	0,078
O <sub>2</sub> dissolvido (mg/L)	<b>0,420</b>	- 0,161
Transparência (m)	0,246	<b>0,706</b>
Autovalores	2,27	1,34
<b>Varição explicada (%)</b>	<b>45,5</b>	<b>26,7</b>



**Figura 5.** Representação gráfica da análise de componentes principais (PCA) realizada a partir dos dados ambientais coletados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A = análise espacial: Norte (P1 e P2), Centro (P3, P4 e P5), Sul (P6 e P7) e Adjacente (P8 e P9); B = análise temporal: Primavera, Verão, Outono e Inverno.

Analisando as variáveis ambientais entre os setores estuarinos através da ANOVA, observou-se que a salinidade, o pH, o O<sub>2</sub> dissolvido e a transparência tiveram, significativamente, os menores valores na região norte do estuário. A região central do estuário apresentou condições ambientais semelhantes à região sul, exceto para a salinidade. Nestas regiões predominaram valores intermediários das variáveis ambientais quando comparados as demais regiões do estuário. As maiores médias dos fatores abióticos, principalmente para a salinidade e para o pH, foram registradas na região marinha adjacente ao estuário. A temperatura foi à única variável ambiental que não apresentou diferenças significativas entre os setores do estuário (Tabela 3).

Sazonalmente, observou-se que as maiores diferenças das condições ambientais ocorreram entre as estações de solstício. No verão, foram registrados os maiores valores de temperatura e transparência da água, enquanto que no inverno registraram-se os menores valores destes parâmetros. Por outro lado, no inverno ocorreram os maiores valores de salinidade e pH e no verão os menores valores destas variáveis. No outono ocorreram baixos valores de salinidade, valores intermediários de temperatura e altos valores de oxigênio dissolvido, enquanto que na primavera constataram-se baixos valores de oxigênio dissolvido, valores intermediários de temperatura e altos valores de salinidade (Tabela 4).

**Tabela 3.** Resultado da comparação dos fatores ambientais entre as regiões estuarinas do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *F* = resultado da ANOVA; *ns* = valor não-significativo; \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *gl* = graus de liberdade; *na* = número amostral; *DP* = desvio-padrão; *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; N = Norte, C = Centro, S = Sul, A = Adjacente.

<b>Fatores</b>	<b>F</b>	<b>gl / na</b>	<b>Média ± (DP) e LSD</b>
T (°C)	0,86 <sup>ns</sup>	3/108	-
Sal (‰)	117,70*	3/108	N=20,81 (3,50) <sup>a</sup> ; C= 27,43 (2,36) <sup>b</sup> ; S= 30,90 (2,95) <sup>c</sup> ; A= 34,44 (1,31) <sup>d</sup>
pH	42,70*	3/108	N=7,80 (0,20) <sup>a</sup> ; C= 8,05 (0,10) <sup>b</sup> ; S= 8,10 (0,07) <sup>b,c</sup> ; A= 8,14 (0,06) <sup>c</sup>
O <sub>2</sub> (mg/L)	4,67*	3/108	N=6,63 (1,22) <sup>a</sup> ; C= 7,42 (1,01) <sup>b</sup> ; S= 7,50 (0,97) <sup>b</sup> ; A= 7,40 (0,91) <sup>b</sup>
Transp (m)	5,50*	3/108	N=1,52 (0,66) <sup>a</sup> ; C= 2,13 (0,70) <sup>b</sup> ; S= 2,14 (0,65) <sup>b</sup> ; A= 2,30 (0,75) <sup>b</sup>

**Tabela 4.** Resultado da comparação dos fatores ambientais por estação do ano ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *F* = resultado da ANOVA; \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *gl* = graus de liberdade; *na* = número amostral; *DP* = desvio-padrão; *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno.

Fatores	F	gl / na	Média ± (DP) e LSD
T (°C)	79,02*	3/108	I= 20,37 (1,37) <sup>a</sup> ; P= 24,39 (1,45) <sup>b</sup> ; O= 24,22 (2,55) <sup>b</sup> ; V= 28,69 (1,07) <sup>c</sup>
Sal (‰)	10,70*	3/108	V= 26,52 (5,48) <sup>a</sup> ; O= 27,15 (5,23) <sup>a</sup> ; P= 29,30 (4,89) <sup>b</sup> ; I= 30,15 (4,33) <sup>b</sup>
pH	3,40*	3/108	V= 7,94 (0,22) <sup>a</sup> ; P= 8,05 (0,18) <sup>b</sup> ; O= 8,08 (0,14) <sup>b</sup> ; I= 8,02 (0,13) <sup>b</sup>
O <sub>2</sub> (mg/L)	5,43*	3/108	P= 6,91 (1,28) <sup>a</sup> ; V= 7,12 (0,90) <sup>a</sup> ; I= 7,03 (0,88) <sup>a</sup> ; O= 7,87 (0,97) <sup>b</sup>
Transp (m)	10,04*	3/108	I= 1,48 (0,50) <sup>a</sup> ; P= 2,19 (0,61) <sup>b</sup> ; V= 2,33 (0,79) <sup>b</sup> ; O= 1,96 (0,73) <sup>b</sup>

#### *Variação espacial da ictiofauna*

Com base na CPUE, registrou-se um total de 20407 indivíduos ao longo do eixo norte-sul do complexo estuarino de Paranaguá e suas adjacências marinhas, sendo que os pontos de maior captura foram o P6 e o P9, com 5512 e 5255 indivíduos capturados, respectivamente. Os pontos com menor captura de indivíduos foram o P7, onde se coletou 906 exemplares, e o P2, com 1149 indivíduos coletados.

No presente estudo registrou-se um total de 77 espécies pertencentes a 28 famílias, sendo que os pontos P9 (45), P8 (36) e P1 (34) apresentaram, respectivamente, o maior número de espécies coletadas, enquanto que nos pontos P5 (23), P3 (29) e P7 (29) registrou-se o menor número de espécies coletadas. Independentemente dos pontos de coleta, as famílias que tiveram maior representatividade em espécies foram Sciaenidae (17), Achiridae (5), Carangidae (5), Engraulidae (5) e Paralichthyidae (5).

Para o conjunto dos pontos amostrais, as espécies que apresentaram proporção de captura total maior que 1,0 por cento ( $Pct > 1,0\%$ ) foram *Achirus lineatus*, *Aspistor luniscutis*, *Cathorops spixii*, *Citharichthys spilopterus*, *Chilomycterus spinosus spinosus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Conodon nobilis*, *Etropus crossotus*,



*Eucinostomus argenteus*, *Genidens genidens*, *Larimus breviceps*, *Menticirrhus americanus*, *Paralanchurus brasiliensis*, *Pellona harroweri*, *Pomadasy corvinaeformis*, *Prionotus punctatus*, *Selene setapinnis*, *Sphoeroides greeleyi*, *Sphoeroides spengleri*, *Sphoeroides testudineus*, *Stellifer brasiliensis* e *Stellifer rastrifer* que juntas corresponderam a 88,70% do total capturado (Tabela 5).

Em cada ponto amostral, um conjunto de espécies diferentes predominou nas capturas. As espécies mais capturadas no ponto P1 foram *S. testudineus* (35,5%), *G. genidens* (11,1%), *Aspistor luniscutis* (8,9%), *M. furnieri* (6,6%) e *C. spilopterus* (5,3%), no ponto P2 foram *S. testudineus* (44,0%), *E. crossotus* (8,3%), *G. genidens* (8,1%), *S. greeleyi* (5,5%) e *C. spilopterus* (5,3%), no ponto P3 foram *S. testudineus* (24,5%), *E. crossotus* (14,8%), *S. greeleyi* (11,8%), *P. punctatus* (10,5%) e *S. spengleri* (7,3%), no ponto P4 foram *P. corvinaeformis* (19,7%), *S. testudineus* (18,2%), *E. crossotus* (17,8%), *S. greeleyi* (6,3%) e *P. punctatus* (6,2%), no ponto P5 foram *E. crossotus* (22,3%), *S. testudineus* (17,4%), *C. crhysurus* (12,6%), *S. greeleyi* (8,9%) e *S. spengleri* (8,7%), no ponto P6 foram *P. corvinaeformis* (51,2%), *P. punctatus* (11,9%), *E. argenteus* (6,9%), *E. crossotus* (5,8%) e *C. crhysurus* (5,2%), no ponto P7 foram *E. crossotus* (27,2%), *P. punctatus* (14,8%), *P. corvinaeformis* (7,2%), *M. americanus* (6,8%) e *E. argenteus* (6,4%), no ponto P8 foram *P. harroweri* (34,5%), *P. brasiliensis* (13,3%), *L. breviceps* (9,4%), *S. setapinnis* (8,4%) e *M. americanus* (5,2%), e no ponto P9 foram *S. rastrifer* (25,2%), *C. spixii* (22,7%), *P. harroweri* (11,2%), *S. setapinnis* (8,3%) e *C. nobilis* (6,8%).

Através da constância de ocorrência constatou-se que em todos os pontos amostrais ocorreu um maior número de espécies acidentais, acessórias e constantes, respectivamente. Ainda, foi possível verificar que os pontos situados ao norte do estuário (P1 e P2) tiveram *A. lineatus*, *C. spilopterus*, *E. crossotus*, *G. genidens*, *M. furnieri*, *S. greeleyi* e *S. testudineus* como as espécies mais frequentes. Na região central do estuário (P3, P4 e P5) as espécies mais frequentes nas capturas foram *A. lineatus*, *C. spinosus spinosus*, *C. spilopterus*, *E. crossotus*, *M. americanus*, *P. punctatus*, *S. greeleyi*, *S. spengleri* e *S. testudineus*. No sul estuarino (pontos P6 e P7), observou-se que as espécies mais frequentes nas capturas foram *A. lineatus*, *C. arenaceus*, *C. spilopterus*, *E. argenteus*, *E. crossotus*, *M. americanus*, *P. corvinaeformis*, *P. punctatus* e *S. testudineus*. No setor adjacente ao estuário (P8 e P9) as espécies *C. nobilis*, *L. breviceps*, *M. americanus*, *P. brasiliensis*, *P. harroweri*, *S. setapinnis*, *S. brasiliensis* e *S. rastrifer* obtiveram as maiores frequências de captura (Tabela 5).

**Tabela 5.** Composição de espécies, número de indivíduos capturados por unidade de esforço (CPUE), constância de ocorrência (constante, assessoria e acidental) e proporção de captura total (Pct) dos pontos amostrais no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. As linhas demarcadas em cinza indicam as espécies que apresentaram Pct > 1%.

Família	Espécie	Código	Norte			Centro			Sul		Adjacente		CPUE total	Pct (%)
			P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9			
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides testudineus</i>	SPHTE	765 <sup>ct</sup>	505 <sup>ct</sup>	359 <sup>ct</sup>	226 <sup>ct</sup>	261 <sup>ct</sup>	78 <sup>ct</sup>	5 <sup>at</sup>	21 <sup>as</sup>	12 <sup>at</sup>	2231	10,93	
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	GENGE	238 <sup>ct</sup>	93 <sup>as</sup>	47 <sup>as</sup>	20 <sup>as</sup>	15 <sup>as</sup>	7 <sup>at</sup>	0	9 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	433	2,12	
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	ASPLU	192 <sup>as</sup>	15 <sup>as</sup>	0	0	0	0	0	5 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	216	1,06	
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	MICFU	143 <sup>ct</sup>	40 <sup>as</sup>	3 <sup>at</sup>	0	0	4 <sup>at</sup>	0	0	3 <sup>at</sup>	192	0,94	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	CITSP	114 <sup>ct</sup>	61 <sup>ct</sup>	47 <sup>ct</sup>	5 <sup>at</sup>	10 <sup>at</sup>	124 <sup>ct</sup>	17 <sup>at</sup>	0	0	378	1,85	
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	CETED	98 <sup>as</sup>	0	6 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	104	0,51	
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	ETRCR	79 <sup>ct</sup>	95 <sup>ct</sup>	217 <sup>ct</sup>	221 <sup>ct</sup>	336 <sup>ct</sup>	318 <sup>ct</sup>	247 <sup>ct</sup>	20 <sup>as</sup>	12 <sup>as</sup>	1546	7,58	
Ariidae	<i>Cathorops spixii</i>	CATSP	75 <sup>as</sup>	3 <sup>at</sup>	6 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	0	0	0	12 <sup>at</sup>	1194 <sup>as</sup>	1293	6,34	
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	CHAFAB	72 <sup>as</sup>	31 <sup>as</sup>	14 <sup>as</sup>	6 <sup>at</sup>	4 <sup>at</sup>	4 <sup>at</sup>	4 <sup>at</sup>	0	3 <sup>at</sup>	136	0,67	
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides greeleyi</i>	SPHGR	56 <sup>as</sup>	64 <sup>ct</sup>	172 <sup>ct</sup>	78 <sup>ct</sup>	134 <sup>ct</sup>	107 <sup>as</sup>	5 <sup>at</sup>	0	0	616	3,02	
Carangidae	<i>Selene vomer</i>	SELVO	50 <sup>as</sup>	2 <sup>at</sup>	0	11 <sup>at</sup>	0	0	0	3 <sup>at</sup>	13 <sup>as</sup>	79	0,39	
Clupeidae	<i>Harengula clupeiola</i>	HARCL	43 <sup>as</sup>	4 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	0	4 <sup>at</sup>	0	0	3 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	59	0,29	
Haemulidae	<i>Genyatremus luteus</i>	GENLU	34 <sup>as</sup>	16 <sup>as</sup>	0	0	0	0	0	0	0	51	0,25	
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	ACHLI	32 <sup>as</sup>	41 <sup>ct</sup>	47 <sup>ct</sup>	54 <sup>ct</sup>	31 <sup>as</sup>	130 <sup>ct</sup>	0	0	0	336	1,65	
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	SYMTE	22 <sup>at</sup>	0	3 <sup>at</sup>	0	0	45 <sup>as</sup>	0	0	0	69	0,34	
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i>	CITAR	19 <sup>as</sup>	16 <sup>as</sup>	11 <sup>as</sup>	4 <sup>at</sup>	10 <sup>at</sup>	47 <sup>ct</sup>	26 <sup>as</sup>	0	0	133	0,65	
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>	CHISP	15 <sup>as</sup>	17 <sup>as</sup>	32 <sup>as</sup>	20 <sup>as</sup>	117 <sup>ct</sup>	24 <sup>as</sup>	8 <sup>at</sup>	6 <sup>at</sup>	46 <sup>as</sup>	286	1,40	
Engraulidae	<i>Lycengraulis grossidens</i>	LYCGR	15 <sup>as</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0,07	
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	STERA	13 <sup>at</sup>	2 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	54 <sup>as</sup>	1326 <sup>ct</sup>	1395	6,83	
Sciaenidae	<i>Cynoscion leiarchus</i>	CYNLE	10 <sup>at</sup>	0	0	0	0	4 <sup>at</sup>	0	0	11 <sup>at</sup>	25	0,12	
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	MENAM	8 <sup>at</sup>	35 <sup>as</sup>	91 <sup>as</sup>	53 <sup>as</sup>	83 <sup>ct</sup>	98 <sup>ct</sup>	61 <sup>ct</sup>	63 <sup>ct</sup>	57 <sup>ct</sup>	548	2,69	
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	LAGLA	7 <sup>at</sup>	7 <sup>at</sup>	12 <sup>as</sup>	4 <sup>at</sup>	0	15 <sup>at</sup>	0	6 <sup>at</sup>	17 <sup>as</sup>	67	0,33	
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	TRILE	7 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	16 <sup>as</sup>	26	0,12	
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	GENBA	6 <sup>at</sup>	19 <sup>at</sup>	0	3 <sup>at</sup>	0	0	0	3 <sup>at</sup>	0	22	0,11	
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	PRIPU	6 <sup>at</sup>	14 <sup>at</sup>	153 <sup>ct</sup>	77 <sup>ct</sup>	69 <sup>ct</sup>	655 <sup>ct</sup>	134 <sup>ct</sup>	3 <sup>at</sup>	9 <sup>at</sup>	1119	5,49	
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	DACVO	5 <sup>at</sup>	0	22 <sup>as</sup>	40 <sup>as</sup>	10 <sup>at</sup>	44 <sup>as</sup>	13 <sup>at</sup>	0	0	134	0,66	
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	DIARH	4 <sup>at</sup>	13 <sup>at</sup>	0	0	0	5 <sup>at</sup>	0	0	0	22	0,11	
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	DASGU	4 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	10	0,05	
Syngnathidae	<i>Hippocampus reidi</i>	HIPRE	4 <sup>at</sup>	0	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	7	0,03	
Batrachoididae	<i>Opsanus beta</i>	OPSBE	4 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,02	
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	SPHSP	4 <sup>at</sup>	0	106 <sup>as</sup>	74 <sup>ct</sup>	130 <sup>ct</sup>	65 <sup>as</sup>	8 <sup>at</sup>	0	0	387	1,90	
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyanus</i>	PAROR	3 <sup>at</sup>	11 <sup>at</sup>	0	7 <sup>at</sup>	4 <sup>at</sup>	0	0	0	0	25	0,12	
Achiridae	<i>Catathyridium garmani</i>	CATGA	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	0	5 <sup>at</sup>	6	0,03	
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	CHLCH	3 <sup>at</sup>	0	26 <sup>at</sup>	17 <sup>as</sup>	190 <sup>at</sup>	287 <sup>as</sup>	29 <sup>as</sup>	25 <sup>as</sup>	62 <sup>at</sup>	638	3,13	
Achiridae	<i>Achirus declives</i>	ACHDE	0	5 <sup>at</sup>	0	0	0	5 <sup>at</sup>	0	0	0	10	0,05	
Engraulidae	<i>Anchoa lyolepis</i>	ANCLY	0	0	0	0	0	0	0	16 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	21	0,10	
Engraulidae	<i>Anchoa sp.</i>	ANCHO	0	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	3	0,01	
Engraulidae	<i>Anchoa spinifer</i>	ANCSF	0	0	0	0	0	0	0	0	12 <sup>at</sup>	12	0,06	
Uranoscopidae	<i>Astroscopus ygraecum</i>	ASTYG	0	0	0	0	0	0	8 <sup>at</sup>	0	0	8	0,04	
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i>	BAIRO	0	0	0	0	0	0	0	0	5 <sup>at</sup>	5	0,03	
Clupeidae	<i>Chirocentron bleekermani</i>	CHIBL	0	0	0	0	0	0	0	28 <sup>as</sup>	54 <sup>as</sup>	82	0,40	
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	CONNO	0	0	0	0	0	0	4 <sup>at</sup>	8 <sup>at</sup>	358 <sup>ct</sup>	370	1,81	
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	CTEGR	0	0	3 <sup>at</sup>	0	0	5 <sup>at</sup>	8 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	0	22	0,11	
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	CYNJA	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	6	0,03	
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i>	DIPRA	0	8 <sup>at</sup>	0	8 <sup>at</sup>	18 <sup>at</sup>	15 <sup>at</sup>	9 <sup>at</sup>	0	0	57	0,28	
Gerreidae	<i>Eucinostomus argenteus</i>	EUCAR	0	9 <sup>at</sup>	11 <sup>at</sup>	17 <sup>at</sup>	21 <sup>at</sup>	378 <sup>ct</sup>	58 <sup>at</sup>	0	0	492	2,41	
Gerreidae	<i>Eucinostomus gula</i>	EUCGU	0	0	0	3 <sup>at</sup>	10 <sup>at</sup>	94 <sup>as</sup>	49 <sup>at</sup>	0	0	157	0,77	
Gerreidae	<i>Eucinostomus sp.</i>	EUCIN	0	0	0	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	3	0,02	
Carangidae	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	HEMAM	0	0	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	5	0,02	
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	ISOPA	0	7 <sup>at</sup>	0	0	0	0	4 <sup>at</sup>	23 <sup>as</sup>	146 <sup>as</sup>	179	0,88	

Continua

**Tabela 5.** Continuação

Família	Espécie	Código	Norte			Centro			Sul		Adjacente		CPUE total	Pct (%)
			P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9			
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	LARBR	0	0	0	0	0	0	0	115 <sup>as</sup>	230 <sup>ct</sup>	<b>345</b>	1,69	
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	MENLI	0	0	0	6 <sup>at</sup>	0	0	46 <sup>at</sup>	42 <sup>as</sup>	17 <sup>as</sup>	<b>111</b>	0,55	
Sciaenidae	<i>Menticirrhus</i> spp.	MENTI	0	0	0	0	0	0	0	5 <sup>at</sup>	0	<b>5</b>	0,03	
Sciaenidae	<i>Nebris microps</i>	NEBMI	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	23 <sup>at</sup>	<b>25</b>	0,12	
Sciaenidae	<i>Ophioscion punctatissinus</i>	OPHPU	0	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	<b>3</b>	0,01	
Clupeidae	<i>Ophistonema oglinum</i>	OPHOG	0	0	0	3 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	<b>3</b>	0,02	
Sciaenidae	<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	PARBR	0	0	0	0	0	0	8 <sup>at</sup>	163 <sup>ct</sup>	307 <sup>ct</sup>	<b>478</b>	2,34	
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	PELHA	0	0	0	0	0	10 <sup>at</sup>	4 <sup>at</sup>	422 <sup>as</sup>	588 <sup>ct</sup>	<b>1024</b>	5,02	
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	PEPPA	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	<b>6</b>	0,03	
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	POLVI	0	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	<b>3</b>	0,01	
Haemulidae	<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	POMCO	0	0	37 <sup>as</sup>	245 <sup>as</sup>	16 <sup>as</sup>	2820 <sup>ct</sup>	65 <sup>as</sup>	9 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	<b>3197</b>	15,66	
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	POMSA	0	0	0	0	0	4 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	0	0	<b>8</b>	0,04	
Triglidae	<i>Prionotus nudigula</i>	PRINU	0	0	6 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	14 <sup>at</sup>	72 <sup>ct</sup>	42 <sup>as</sup>	0	0	<b>136</b>	0,67	
Triglidae	<i>Prionotus</i> sp.	PRION	0	9 <sup>at</sup>	11 <sup>as</sup>	11 <sup>at</sup>	6 <sup>at</sup>	20 <sup>at</sup>	17 <sup>at</sup>	5 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	<b>82</b>	0,40	
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos percellens</i>	RHIPE	0	12 <sup>at</sup>	6 <sup>at</sup>	13 <sup>as</sup>	0	8 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	0	0	<b>41</b>	0,20	
Myliobatidae	<i>Rhinoptera bonasus</i>	RHIBO	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	0	<b>3</b>	0,01	
Clupeidae	<i>Sardinella brasiliensis</i>	SARBR	0	0	8 <sup>at</sup>	0	0	0	14 <sup>at</sup>	3 <sup>at</sup>	0	<b>24</b>	0,12	
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i>	SELSE	0	0	0	0	0	11 <sup>at</sup>	8 <sup>at</sup>	108 <sup>as</sup>	437 <sup>ct</sup>	<b>565</b>	2,77	
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	STEBR	0	0	0	0	0	0	0	16 <sup>as</sup>	194 <sup>ct</sup>	<b>210</b>	1,03	
Sciaenidae	<i>Stellifer</i> sp.	STELL	0	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	<b>3</b>	0,01	
Sciaenidae	<i>Stellifer stellifer</i>	STEST	0	0	0	0	0	0	0	0	15 <sup>as</sup>	<b>15</b>	0,07	
Paralichthyidae	<i>Syacium micrurum</i>	SYAMI	0	0	0	0	0	0	0	3 <sup>at</sup>	0	<b>3</b>	0,02	
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	SYNFO	0	0	0	6 <sup>at</sup>	11 <sup>at</sup>	11 <sup>at</sup>	0	0	0	<b>28</b>	0,14	
Carangidae	<i>Trachinotus carolinus</i>	TRACA	0	2 <sup>at</sup>	0	0	0	0	0	0	0	<b>2</b>	0,01	
Achiridae	<i>Trinectes microphthalmus</i>	TRIMI	0	0	0	0	0	0	0	0	6 <sup>at</sup>	<b>6</b>	0,03	
Achiridae	<i>Trinectes paulistanus</i>	TRIPA	0	0	0	0	0	0	0	0	27 <sup>as</sup>	<b>27</b>	0,13	
Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	ZAPBR	0	0	0	0	0	0	0	9 <sup>at</sup>	8 <sup>at</sup>	<b>17</b>	0,08	
			<b>2152</b>	<b>1149</b>	<b>1462</b>	<b>1241</b>	<b>1505</b>	<b>5512</b>	<b>906</b>	<b>1225</b>	<b>5255</b>	<b>20407</b>		

Legenda: ct = espécie constante; as = espécie assessória; at = espécie acidental. Tabela ordenada, de maneira decrescente, pelas espécies mais capturadas (CPUE) no setor norte estuarino.

A partir da análise de variação das similaridades (ANOSIM), realizada com os dados de abundância das espécies em cada ponto amostral, verificou-se a existência de uma separação significativa entre os pontos amostrais ( $R_{global} = 0,495$ ,  $p < 0,05$ ). Os resultados obtidos com o pareamento dos pontos amostrais suportam a divisão em setores estuarinos, visto que os pontos ao norte (P1 e P2) tiveram assembléias semelhantes, assim como os pontos amostrais do centro-estuarino (P3, P4 e P5), os pontos ao sul do estuário (P6 e P7) e os pontos (P8 e P9) da área marinha adjacente ao estuário (Tabela 6). Esta conformação em setores foi testada por outra ANOSIM, a qual evidenciou diferenças significativas entre a ictiofauna de todos os setores. No entanto, observou-se através da estatística R do ANOSIM que os setores norte, centro e sul do estuário tiveram elevada sobreposição de espécies (Tabela 7).

A análise multidimensional não-métrica (NMDS), também realizada com a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância das espécies, confirmou a segregação espacial dos setores estuarinos, identificada pela ANOSIM (Fig. 6). No

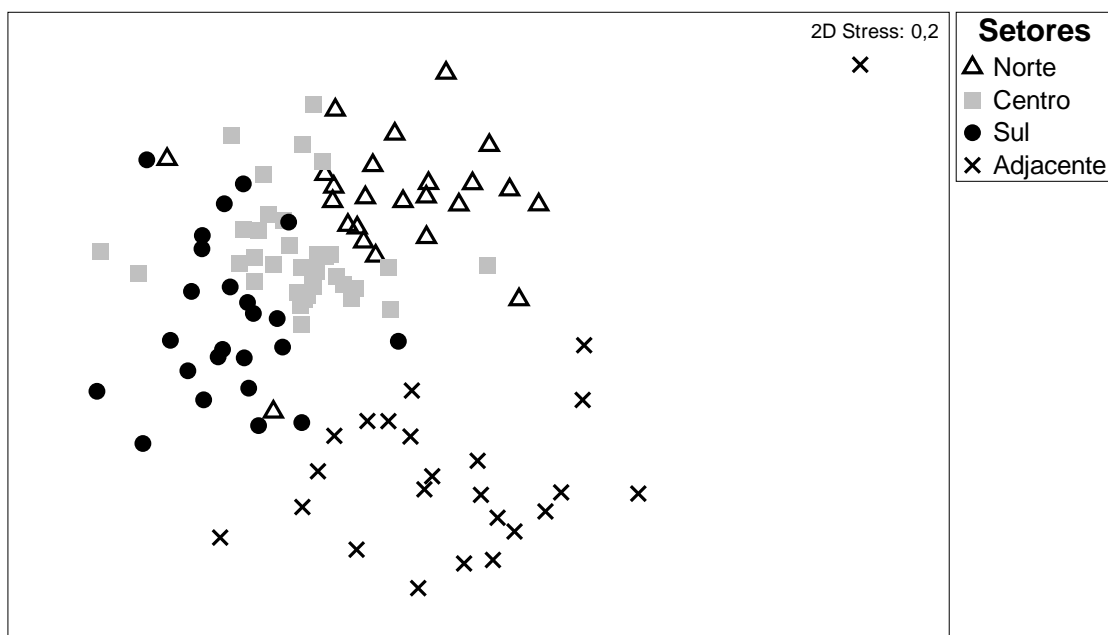
entanto, sua representatividade bidimensional mostrou um estresse igual a 0,20, limiar de interpretação da análise.

**Tabela 6.** Resultados da análise de variação das similaridades (ANOSIM) realizada com os pontos amostrais do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); ns = valores não significativos (em negrito).

ABUNDÂNCIA ( $R_{global} = 0,495$ , $p < 0,05$ )					
Pareamento	R	Pareamento	R	Pareamento	R
<b>P1 X P2</b>	<b>-0,051<sup>ns</sup></b>	P2 X P7	0,606*	P4 X P8	0,806*
P1 X P3	0,426*	P2 X P8	0,718*	P4 X P9	0,935*
P1 X P4	0,583*	P2 X P9	0,935*	P5 X P6	0,370*
P1 X P5	0,676*	<b>P3 X P4</b>	<b>0,056<sup>ns</sup></b>	P5 X P7	0,463*
P1 X P6	0,597*	<b>P3 X P5</b>	<b>0,157<sup>ns</sup></b>	P5 X P8	0,792*
P1 X P7	0,759*	P3 X P6	0,278*	P5 X P9	0,935*
P1 X P8	0,750*	P3 X P7	0,505*	<b>P6 X P7</b>	<b>0,199<sup>ns</sup></b>
P1 X P9	0,921*	P3 X P8	0,764*	P6 X P8	0,778*
<b>P2 X P3</b>	<b>0,102<sup>ns</sup></b>	P3 X P9	0,926*	P6 X P9	0,880*
<b>P2 X P4</b>	<b>0,213<sup>ns</sup></b>	<b>P4 X P5</b>	<b>0,139<sup>ns</sup></b>	P7 X P8	0,583*
P2 X P5	0,259*	P4 X P6	0,389*	P7 X P9	0,819*
P2 X P6	0,352*	P4 X P7	0,407*	<b>P8 X P9</b>	<b>0,106<sup>ns</sup></b>

**Tabela 7.** Análise de variação das similaridades (ANOSIM) realizada com os agrupamentos de pontos amostrais formados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.

Pareamento	ABUNDÂNCIA	
	<i>Estatística R</i>	<i>p valor</i>
Norte X Centro	0,460	< 0,05
Norte X Sul	0,569	< 0,05
Norte X Adjacente	0,775	< 0,05
Centro X Sul	0,379	< 0,05
Centro X Adjacente	0,859	< 0,05
Sul X Adjacente	0,717	< 0,05
<b>Todos os grupos</b>	<b>R global = 0,592, p &lt; 0,05</b>	



**Figura 6.** Representação gráfica da análise multidimensional não-métrica (NMDS) realizada a partir dos dados de abundância das espécies por pontos amostrais do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A região norte-estuarina é formada pelos pontos P1 e P2; a região centro-estuarina compreende os pontos P3, P4 e P5; a região sul-estuarina engloba os pontos P6 e P7; a região adjacente-estuarina é formada pelos pontos P8 e P9.

A partir da análise de correspondência com remoção do arco (DCA), utilizada com os dados de abundância das espécies que apresentaram Pct > 1,0%, verificou-se que o eixo 1 da DCA apresentou autovalor de 0,707 e representou 26,8% da inércia total, enquanto que o eixo 2 apresentou autovalor de 0,297 e representou 11,3% da inércia total (Fig. 7).

O eixo 1 da DCA mostrou, principalmente, a separação do setor marinho, adjacente ao estuário, das demais regiões do estuário. A partir da análise dos escores da DCA 1, constatou-se que ocorreram, significativamente, maiores valores no setor adjacente, valores intermediários no setor sul e baixos valores nos setores norte e centro do estuário. Os setores norte e centro não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 8).

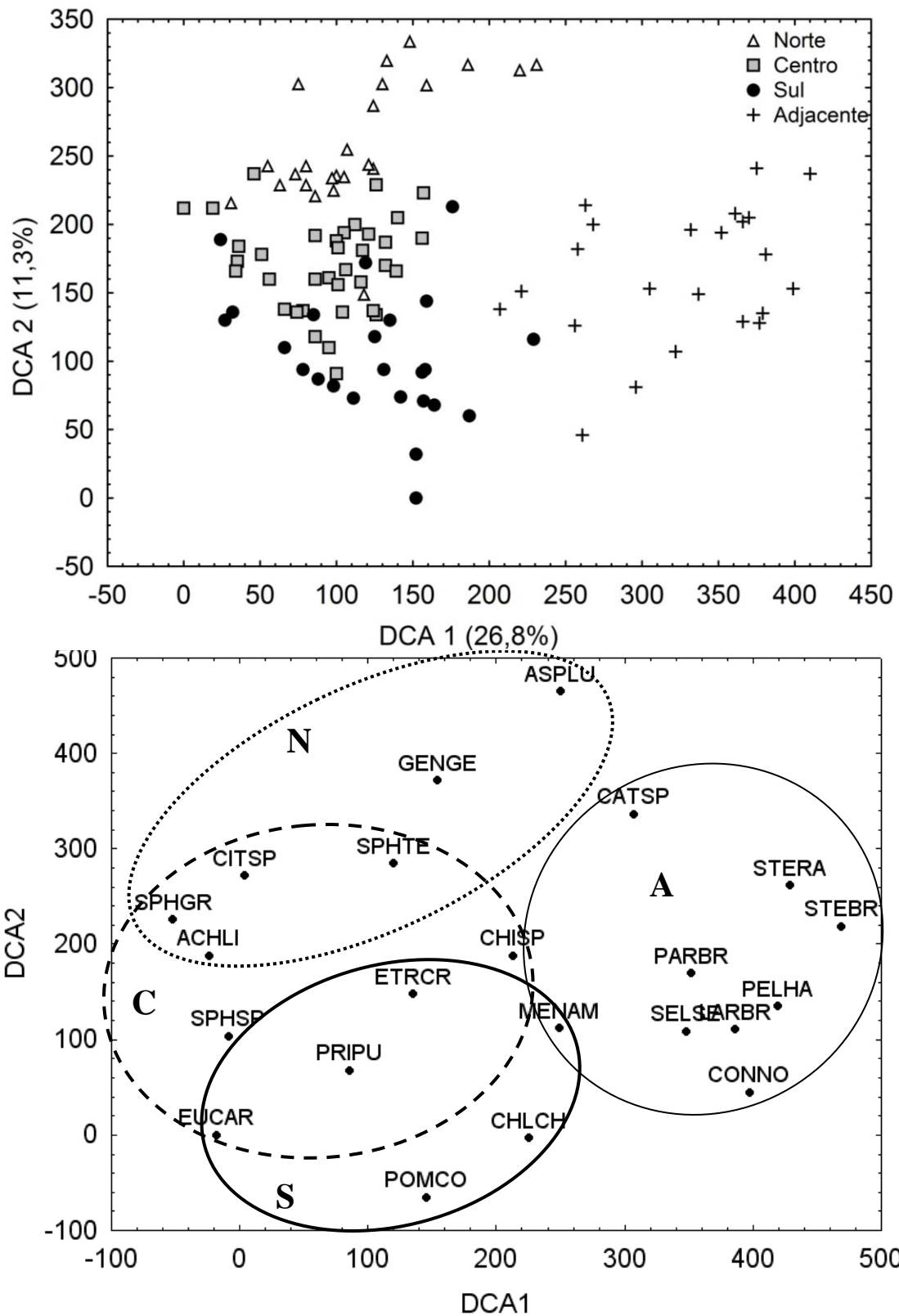
O eixo 2 da DCA evidenciou, com baixa representatividade, a separação dos setores dentro do estuário. A partir da análise dos escores da DCA 2, evidenciou-se que ocorreram, significativamente, maiores valores no setor norte, valores intermediários nos setores centro e adjacente, e baixos valores no setor sul do estuário. Os setores centro e adjacente não apresentaram diferenças significativas entre si (Tabela 8).

Ainda através da DCA, observou-se uma elevada sobreposição de espécies entre os setores de dentro do estuário, enquanto que o setor marinho, adjacente ao estuário, mostrou ter uma distinta assembléia de peixes. As espécies *A. lineatus*, *A. luniscutis*, *C. spilopterus*, *G. genidens*, *S. greeleyi* e *S. testudineus* estiveram correlacionadas com a região norte estuarina, as espécies *A. lineatus*, *C. spilopterus*, *C. spinosus spinosus*, *E. crossotus*, *E. argenteus*, *P. punctatus*, *S. greeleyi*, *S. spengleri* e *S. testudineus* se mostraram correlacionadas com a região central do estuário e as espécies *C. chrysurus*, *E. crossotus*, *E. argenteus*, *M. americanus*, *P. corvinaeformis* e *P. punctatus* com a região sul do estuário. Na área marinha adjacente ao estuário, evidenciou-se que as espécies *C. spixii*, *C. nobilis*, *L. breviceps*, *M. americanus*, *P. brasiliensis*, *P. harroweri*, *S. setapinnis*, *S. brasiliensis* e *S. rastrifer* foram as mais correlacionadas (Fig. 7).

Através da correlação de Spearman, realizado para os escores dos eixos 1 e 2 da PCA e da DCA, constatou-se que o eixo 1 da PCA apresentou uma correlação positiva significativa com o eixo 1 da DCA ( $r_s = 0,38$ ,  $p < 0,05$ ), mostrando que as variáveis ambientais influenciaram a separação entre os setores de dentro do estuário e o setor marinho, adjacente ao estuário. Ainda, os escores do PCA 1 mostraram uma alta correlação negativa significativa com os escores do eixo 2 da DCA ( $r_s = - 0,58$ ,  $p < 0,05$ ), mostrando que as variáveis ambientais influenciaram a separação entre os setores estuarinos. O eixo 2 da PCA não apresentou correlações significativas com o eixo 1 da DCA ( $r_s = - 0,01$ ,  $p > 0,05$ ) e com o eixo 2 da DCA ( $r_s = - 0,10$ ,  $p > 0,05$ ) (Fig. 8).

As espécies do norte-estuarino (*A. lineatus*, *A. luniscutis*, *C. spilopterus*, *G. genidens*, *S. greeleyi* e *S. testudineus*) estiveram sob influencia de menores valores de salinidades, pH e oxigênio dissolvido, ocorrendo um progressivo aumento no valor destes parâmetros, no sentido centro-sul e adjacência estuarina, o que favoreceu a ocorrência das espécies *C. chrysurus*, *C. spinosus spinosus*, *E. crossotus*, *E. argenteus*, *M. americanus*, *P. corvinaeformis*, *P. punctatus*, *S. greeleyi*, *S. spengleri* e *S. testudineus* na região centro-sul do estuário e das espécies *C. spixii*, *C. nobilis*, *L. breviceps*, *M. americanus*, *P. brasiliensis*, *P. harroweri*, *S. setapinnis*, *S. brasiliensis* e *S. rastrifer* na região adjacente ao estuário

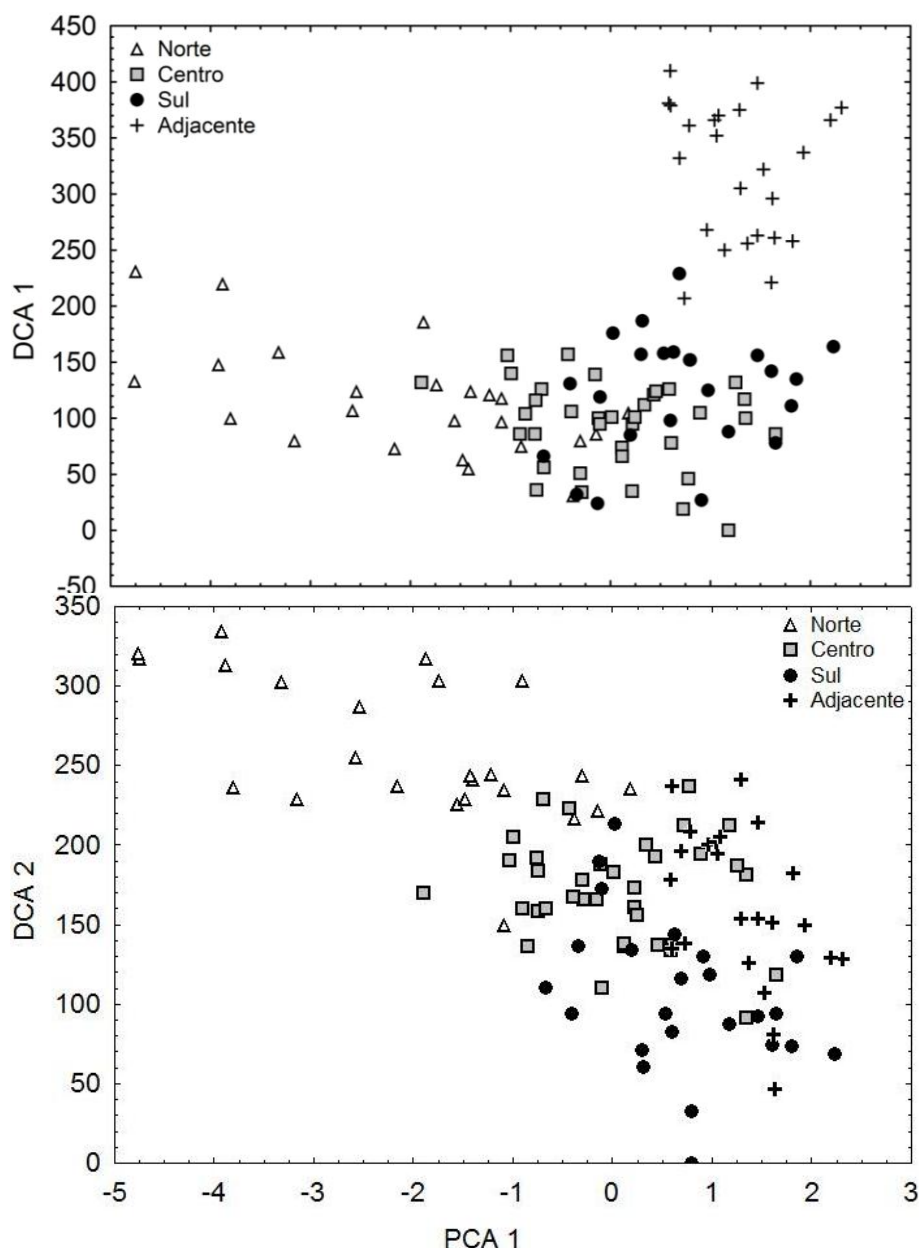
A partir do teste de Mantel, verificou-se que as matrizes de dados ambientais e biológicos estiveram significativamente correlacionadas ( $r = 0,12$ ,  $p < 0,05$ ), mostrando que as variáveis ambientais mensuradas neste estudo foram agentes estruturantes das assembléias de peixes do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá.



**Figura 7.** Representação gráfica da análise de correspondência com remoção do arco (DCA), realizada com os dados das 22 espécies que apresentaram Pct > 1,0% ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. N = norte (P1 e P2); C = centro (P3, P4 e P5); S = sul (P6 e P7); A = adjacente (P8 e P9).

**Tabela 8.** Resultados da MANOVA/ANOVA aplicados com os escores dos eixos 1 e 2 da análise de correspondência com remoção do arco (DCA). Foram considerados tratamentos os agrupamentos de pontos formados ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. *W-L* = resultado da MANOVA; *F* = resultado da ANOVA, \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); *LSD* = resultado do teste das mínimas diferenças de Fisher; N = norte (P1 e P2); C = centro (P3, P4 e P5); S = sul (P6 e P7); A; adjacente (P8 e P9).

Testes	MANOVA	Wilks-lambda	ANOVA	LSD
<b>Eixos 1 e 2</b>	$F_{(6, 108)} = 68,98^*$	W-L= 0,110	-	-
<b>Eixo 1</b>	-	-	$F_{(3, 108)} = 118,60^*$	N, C < S < A
<b>Eixo 2</b>	-	-	$F_{(3, 108)} = 36,13^*$	N > C, A > S



**Figura 8.** Correlação dos escores dos eixos 1 e 2 da PCA com os escores dos eixos 1 e 2 da DCA, considerando-se os agrupamentos ao longo do eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. Norte = pontos P1 e P2; Centro = pontos P3, P4 e P5; Sul = pontos P6 e P7; Adjacente = pontos P8 e P9.



### *Variação temporal da ictiofauna*

Através da ANOSIM, verificou-se que os agrupamentos espaciais apresentaram diferenças significativas entre si, em todas as estações do ano (Tabela 9). A partir do NMDS confirmou-se a separação espacial dos setores Norte, Centro, Sul e Adjacente por estação do ano, previamente identificados pela ANOSIM, sustentando segregação espacial encontradas anteriormente (Figura 9).

Visto que ocorreram diferenças significativas entre os agrupamentos espaciais por estação do ano, aplicou uma ANOSIM em cada setor do estuário para verificar as diferenças temporais da assembléia de peixes. Na região norte e sul estuarino, não se verificaram diferenças significativas entre as estações do ano, demonstrando que as assembléias nestes locais pouco variaram ao longo do ano de estudo. No entanto, para os setores centro-estuarino e adjacente-estuarino, constataram-se diferenças sazonais na ictiofauna (Tabela 10). Portanto, estes dois setores foram retidos para verificação da oscilação temporal da assembléia de peixes.

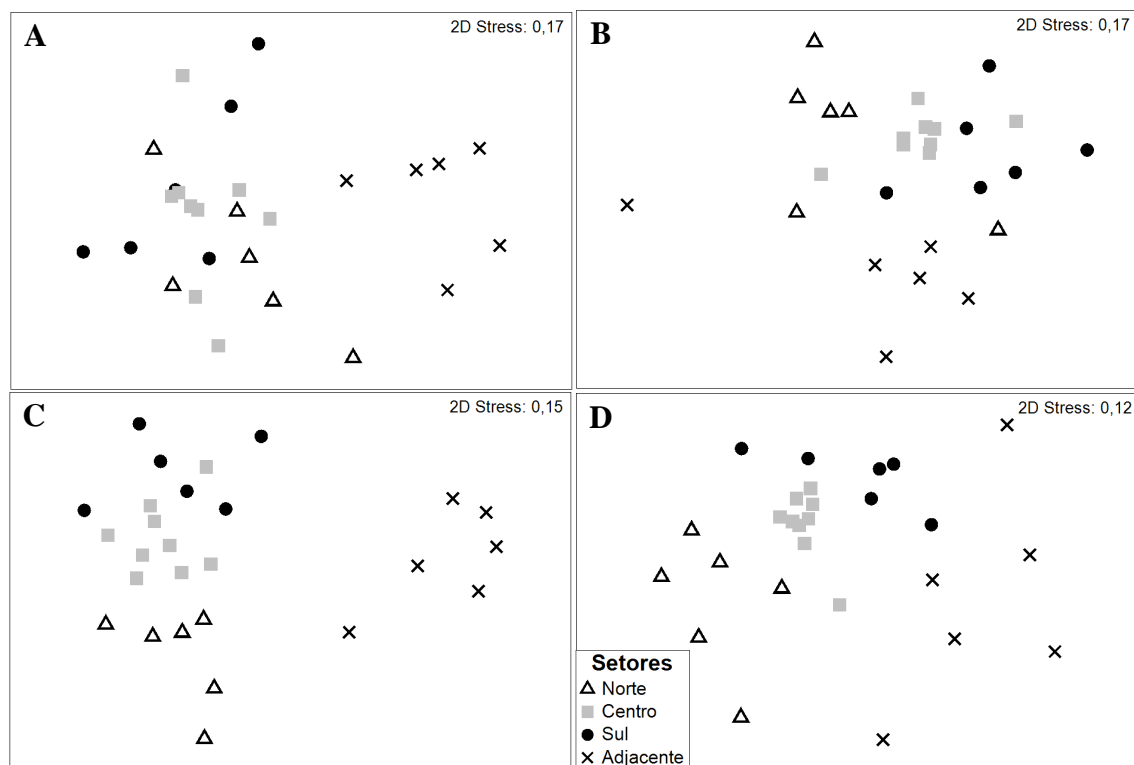
Através do SIMPER sazonal realizado para o setor centro-estuarino, verificou-se que as espécies com maior contribuição para a similaridade interna da primavera, cuja média alcançou 39,0%, foram *A. lineatus*, *S. greeleyi*, *E. crossotus*, *S. testudineus*, *P. punctatus* e *C. spilopterus*, respondendo por 92,6% desta contribuição. As espécies que mais contribuíram para a similaridade interna do verão (similaridade média de 46,6%) foram *E. crossotus*, *S. testudineus*, *P. punctatus*, *M. americanus* e *C. spinosus spinosus*, as quais tiveram 92,9% de contribuição. No outono, a similaridade média do grupo foi de 50,9% e as espécies que mais contribuíram foram *E. crossotus*, *S. testudineus*, *S. spengleri*, *P. punctatus*, *S. greeleyi*, *C. spinosus spinosus*, *P. corvinaeformis*, *D. volitans*, e *A. lineatus*, que juntas corresponderam a 91,3% do grupo. O inverno obteve uma similaridade média de 58,1%, sendo que as espécies *E. crossotus*, *S. testudineus*, *M. americanus*, *S. spengleri*, *S. greeleyi*, *P. punctatus*, *G. genidens* e *C. spinosus spinosus*, tiveram uma contribuição de 90,6%.

Para a região adjacente marinha, o SIMPER sazonal revelou que as espécies com maior contribuição para a similaridade interna da primavera (similaridade média de 36,3%) foram *S. rastrifer*, *P. brasiliensis*, *P. harroweri*, *C. spixii*, *S. brasiliensis*, *M. littoralis*, *E. crossotus* e *M. americanus*, respondendo por 91,2% desta contribuição. No verão, a similaridade interna média da estação foi de 26,1%, quando as espécies *M. americanus*, *L. breviceps*, *C. chrysurus*, *M. littoralis*, *S. setapinnis*, *E. crossotus*, *P. brasiliensis*, *S. testudineus* e *C. spixii*, tiveram uma contribuição de 90,6%. No outono, a

similaridade média do grupo foi de 42,1% e as espécies que mais contribuíram foram *L. breviceps*, *P. harroweri*, *P. brasiliensis*, *C. nobilis*, *M. americanus*, *S. setapinnis*, *I. parvipinnis*, *S. brasiliensis* e *S. rastrifer*, que juntas corresponderam a 92,0% do grupo. O inverno obteve uma similaridade média de 25,3%, sendo que as espécies *P. brasiliensis*, *M. americanus*, *P. corvinaeformis*, *S. rastrifer*, *P. harroweri* e *M. littoralis*, tiveram uma contribuição de 91,7%.

**Tabela 9.** Resultado da ANOSIM realizada por estação do ano, considerando os agrupamentos espaciais como amostras, no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ).

ANOSIM	Primavera (P)	Verão (V)	Outono (O)	Inverno (I)
Rglobal	0,554*	0,462*	0,720*	0,631*
Pareamentos	P	V	O	I
Norte X Centro	0,193*	0,386*	0,624*	0,636*
Norte X Sul	0,235*	0,501*	0,774*	0,767*
Norte X Adjacente	0,832*	0,435*	0,965*	0,869*
Centro X Sul	0,324*	0,282*	0,341*	0,571*
Centro X Adjacente	0,922*	0,701*	0,975*	0,839*
Sul X Adjacente	0,846*	0,456*	0,956*	0,608*



**Figura 9.** Representação gráfica do NMDS realizado por estação do ano, considerando os agrupamentos espaciais como amostras, no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A = primavera; B = verão; C = outono; D = inverno.

**Tabela 10.** Resultado da ANOSIM realizada com os agrupamentos espaciais (setores), considerando as estações do ano como amostras, formados no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. \* valores significativos ( $p < 0,05$ ); ns = valores não significativos.

<b>ANOSIM</b>	<b>Norte (N)</b>	<b>Centro (C)</b>	<b>Sul (S)</b>	<b>Adjacente (A)</b>
Rglobal	0,008 <sup>ns</sup>	0,275*	0,062 <sup>ns</sup>	0,229*
<b>Pareamentos</b>	<b>N</b>	<b>C</b>	<b>S</b>	<b>A</b>
Primavera X Verão	-	0,347*	-	0,250*
Primavera X Outono	-	0,388*	-	0,420*
Primavera X Inverno	-	0,394*	-	0,157
Verão X Outono	-	0,225*	-	0,185*
Verão X Inverno	-	0,262*	-	0,140
Outono X Inverno	-	0,159*	-	0,267*

As elevadas dissimilaridades médias sazonais encontradas nos setores, centro estuarino e adjacente marinho, reforçam as diferenças existentes. As principais espécies responsáveis pela separação das estações do ano, em cada setor, podem ser visualizadas nas tabelas 11 e 12.

**Tabela 11.** Resultado do SIMPER sazonal realizado para o setor centro estuarino, do eixo norte-sul e adjacências, do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Em negrito as espécies com maior contribuição na dissimilaridade média entre grupos.

<b>Grupos</b>	<b>PxV</b>	<b>PxO</b>	<b>PxI</b>	<b>VxO</b>	<b>VxI</b>	<b>OxI</b>
<i>Dissimilaridade média (%)</i>	67,5	64,4	61,7	56,4	52,4	48,4
<b>Espécie</b>	<b>Contribuição (%)</b>					
<i>A. lineatus</i>	<b>7,9</b>					
<i>C. spinosus spinosus</i>	5,5	6,2			6,7	<b>5,7</b>
<i>D. volitans</i>				6,1		5,4
<i>E. crossotus</i>	<b>8,1</b>	<b>7,9</b>	<b>7,2</b>	6,2		
<i>G. genidens</i>			5,9		6,5	
<i>M. americanus</i>	6,9		<b>10,8</b>	<b>6,7</b>	<b>7,0</b>	<b>8,2</b>
<i>P. corvinaeformis</i>		<b>7,9</b>		8,4		<b>8,2</b>
<i>P. punctatus</i>	6,8	5,8	6,3		6,7	<b>5,7</b>
<i>S. greeleyi</i>	<b>10,5</b>	<b>7,1</b>	<b>7,8</b>	<b>6,9</b>	<b>9,2</b>	<b>5,7</b>
<i>S. spengleri</i>		<b>7,7</b>	<b>9,4</b>	<b>7,0</b>	<b>9,7</b>	<b>5,8</b>
<i>S. testudineus</i>	<b>11,9</b>	5,9	7,1	<b>6,9</b>	<b>7,3</b>	

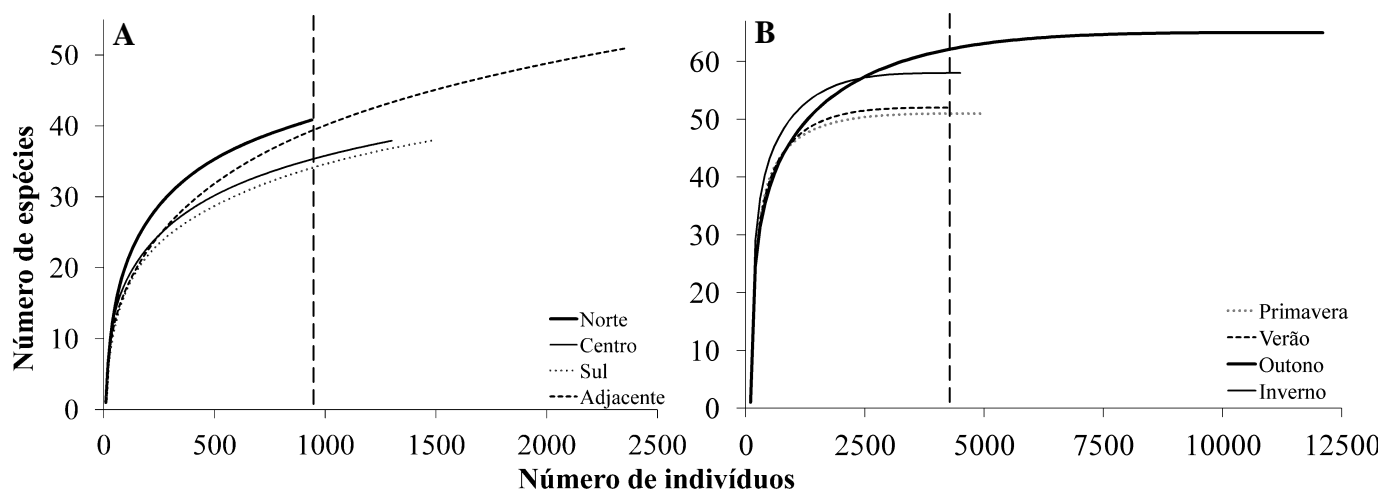
**Tabela 12.** Resultado do SIMPER sazonal realizado para o setor adjacente marinho, do eixo norte-sul e adjacências, do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Em negrito as espécies com maior contribuição na dissimilaridade média entre grupos.

<b>Grupo</b>	<b>PxV</b>	<b>PxO</b>	<b>PxI</b>	<b>VxO</b>	<b>VxI</b>	<b>OxI</b>
<i>Dissimilaridade média (%)</i>	76,4	70,6	73,3	71,9	77,9	72,9
<b>Espécie</b>	<b>Contribuição (%)</b>					
<i>C. spixii</i>	<b>7,4</b>	5,2	<b>7,2</b>			
<i>C. chrysurus</i>	5,6			4,9	<b>7,0</b>	
<i>C. nobilis</i>		<b>6,5</b>		<b>6,3</b>		<b>6,9</b>
<i>I. parvipinnis</i>						4,7
<i>L. breviceps</i>	5,4	<b>9,3</b>		<b>6,2</b>	<b>6,5</b>	<b>10,2</b>
<i>M. americanus</i>			5,0		<b>5,6</b>	
<i>M. littoralis</i>			3,6		5,4	4,5
<i>P. brasiliensis</i>	<b>8,5</b>	5,0	<b>7,8</b>	5,0	<b>7,2</b>	
<i>P. harroweri</i>	<b>7,5</b>	<b>7,0</b>	<b>8,3</b>	<b>9,3</b>	5,0	<b>9,7</b>
<i>S. setapinnis</i>		5,7		<b>6,1</b>		<b>6,4</b>
<i>S. brasiliensis</i>	4,8		5,7			
<i>S. rastrifer</i>	<b>11,4</b>	<b>8,4</b>	<b>12,5</b>	5,2	5,4	6,1

#### *Variação espaço-temporal dos descritores da assembléia*

Através da curva de rarefação, evidenciou-se que a riqueza apresentou os maiores valores nas regiões norte ( $X = 40,85 \pm DP = 0,38$ ) e adjacente ( $X = 39,33 \pm DP = 2,39$ ), sendo estas consideradas regiões idênticas em relação ao número de espécies coletadas quando o número de indivíduos foi padronizado em 947. As menores riquezas foram observadas nos setores centro ( $X = 35,29 \pm DP = 1,41$ ) e sul ( $X = 34,07 \pm DP = 1,63$ ) do estuário, sendo estes considerados setores semelhantes entre si. A partir da curva de rarefação com os dados sazonais, observou-se que a maior riqueza de espécies, quando o número de indivíduos foi padronizado em 4357, ocorreu no outono ( $X = 62,18 \pm DP = 1,54$ ), seguido pelo inverno ( $X = 58,00 \pm DP = 0,03$ ), verão ( $X = 52,00 \pm DP = 0,008$ ) e primavera ( $X = 50,99 \pm DP = 0,09$ ), respectivamente (Fig. 10).

Através da ANOVA, constatou-se que não houve diferenças significativas dos demais descritores de assembléia entre os setores do estuário, exceto para a biomassa que foi maior na região norte do estuário, seguido pelas regiões do centro-estuarino, adjacência marinha e sul-estuarino, respectivamente (Tabela 13).



**Figura 10.** Curva de rarefação entre os setores estuarinos (A) e entre as estações do ano (B) no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. A linha vertical tracejada mostra o número máximo de indivíduos utilizados para analisar a riqueza entre os setores (947 indivíduos) e entre as estações do ano (4357 indivíduos).

Por outro lado, a sazonalidade foi um fator que interferiu diretamente nos descritores de assembléia utilizados no presente trabalho. De maneira geral, evidenciou-se que os menores valores de diversidade, equitatividade e abundância foram encontradas no verão e na primavera, enquanto que os maiores valores destes parâmetros foram registrados no inverno, para diversidade e equitatividade, e no outono, para abundância de espécimes. A biomassa foi o único parâmetro que não apresentou variação sazonal neste estudo (Tabela 14).

**Tabela 13.** Resultado da ANOVA aplicada aos descritores de assembléia entre os setores do eixo norte-sul e adjacências marinhas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.  $H'$  = diversidade de Shannon-Wiener;  $J$  = equitatividade de Pielou;  $B_s$  = biomassa por unidade de arrasto;  $A_b$  = abundância por unidade de arrasto;  $F$  = resultado da ANOVA;  $ns$  = valores não significativos; \* valores significativos ( $p < 0,05$ );  $gl$  = graus de liberdade;  $na$  = número amostral; DP = desvio-padrão; LSD = teste das mínimas diferenças significativas de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; N = Norte, C = Centro, S = Sul, A = Adjacente.

Descritor	$F$	$gl / na$	Média $\pm$ (DP) e LSD
$H'$	0,430 <sup>ns</sup>	3/108	-
$J$	1403 <sup>ns</sup>	3/108	-
$B_s$	4,420*	3/108	S=3,27 (0,43) <sup>a</sup> ; A=3,40 (0,41) <sup>a,b</sup> ; C=3,52 (0,38) <sup>b,c</sup> ; N=3,69 (0,46) <sup>c</sup>
$A_b$	0,350 <sup>ns</sup>	3/108	-

**Tabela 14.** Resultado da ANOVA aplicada aos descritores de assembléia entre as estações do ano no eixo norte-sul e adjacências do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil.  $H'$  = diversidade de Shanon-Wiener;  $J$  = equitatividade de Pielou;  $B_s$  = biomassa por unidade de arrasto;  $Ab$  = abundância por unidade de arrasto;  $F$  = resultado da ANOVA;  $ns$  = valores não significativos; \* valores significativos ( $p < 0,05$ );  $gl$  = graus de liberdade;  $na$  = número amostral;  $DP$  = desvio-padrão;  $LSD$  = teste das mínimas diferenças significativas de Fisher; Letras diferentes (a, b e c) representam diferenças significativas; Estações = P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno.

Descritor	$F$	$gl / na$	Média $\pm$ (DP) e LSD
$H'$	3,420*	3/108	V=0,64(0,23) <sup>a</sup> ; P=0,67(0,17) <sup>a,b</sup> ; O= 0,76(0,17) <sup>b,c</sup> ; I=0,81(0,17) <sup>c</sup>
$J$	2,920*	3/108	V=0,77(0,15) <sup>a</sup> ; O= 0,74(0,14) <sup>a</sup> ; P=0,80(0,12) <sup>a,b</sup> ; I=0,85(0,11) <sup>a,b</sup>
$B_s$	2,510 <sup>ns</sup>	3/108	-
$Ab$	2,920*	3/108	V=1,83(0,51) <sup>a</sup> ; P=1,94(0,17) <sup>a</sup> ; I=1,97(0,40) <sup>a</sup> ; O= 2,30(0,43) <sup>b</sup>

## Discussão

Nossos resultados permitiram avaliar, de forma mais precisa, a zonação da assembléia de peixes demersais ao longo de um gradiente ambiental no ecossistema estuarino, uma vez que incluímos em nosso delineamento amostral o controle das variáveis composição sedimentológica e profundidade. Estas variáveis foram, recentemente, relatadas na literatura como importantes para determinar a heterogeneidade ambiental em habitats bênticos nos ecossistema marinho (ELLIS *et al.* 2000) e estuarino (CAPÍTULOS 1 e 2 desta tese). Segundo DAUER *et al.* (2008), a minimização da variância dentro de um sistema permite inferências mais precisas ao avaliar as respostas das espécies em relação aos seus habitats ou aos impactos antropogênicos.

A preocupação em diminuir a heterogeneidade entre os pontos amostrais deveria ser uma premissa para averiguação de gradientes, uma vez que diversos estudos em gradientes ambientais têm relatado sobre as dificuldades em separar os efeitos das características dos habitats de outras influências ambientais (BERGEN *et al.* 2001; MARTINO e ABLE 2003; BARLETTA *et al.* 2005). Segundo McCOY e BELL (1991) a falta de controle sobre a heterogeneidade ambiental têm criado um problema para refinar as respostas sobre como as assembléias de peixes respondem às características específicas dos habitats. Concordando com estes argumentos, nossos resultados

evidenciaram que os pontos amostrais utilizados nas amostragens do presente trabalho estiveram sobre áreas com predomínio de areia e hidrodinâmica similares.

Através da caracterização ambiental realizada neste trabalho, verificamos a formação de um gradiente crescente dos fatores ambientais no sentido norte, centro-sul e adjacência marinha do complexo estuarino de Paranaguá (CEP), principalmente influenciado pelas variações de pH, de salinidade e de oxigênio dissolvido. Resultados semelhantes foram obtidos por FAVARO *et al.* (2007) e FAVARO *et al.* (2009) ao estudarem, respectivamente, a estrutura populacional de *Atherinella brasiliensis* e dos baiacus *S. testudineus* e *S. greeleyi* em relação a variação de parâmetros ambientais em áreas rasas do eixo norte-sul do mesmo sistema estuarino. A região norte do CEP, segundo dados do IPARDES (2001), apresenta uma condição ambiental que favorece o acúmulo de matéria orgânica, devido a entrada de materiais autóctone e alóctone oriundos do influxo de água doce, a presença de manguezais bem desenvolvidos, a baixa hidrodinâmica de suas águas e ao elevado índice pluviométrico, explicando assim a maior heterogeneidade do sedimento e a hidrodinâmica moderada do ponto P1. Adicionalmente, verifica-se ao norte do CEP a presença de atividade antrópica relacionadas ao desmatamento, ao pastoreio e a agricultura que podem aumentar o fluxo de matéria orgânica em direção ao estuário. O conjunto destas características, aliadas a menor influência marinha, suportam os menores valores de pH, transparência, salinidade e oxigênio dissolvido encontrados nesta região.

À medida que nos encaminhamos para as regiões centro e sul do CEP, verificamos um progressivo aumento da influência marinha, conferindo a estas regiões uma maior hidrodinâmica e, conseqüentemente, um aumento nos valores de pH, de salinidade, de oxigênio dissolvido e de transparência da água. Dentre estes parâmetros, notamos que apenas a salinidade e, em partes, o pH, diferiram entre as regiões interiores do estuário próximas a desembocadura e a região marinha adjacente, evidenciando a influencia oceânica naqueles setores. Nossos resultados foram consistentes com os trabalhos de LANA *et al.* (2001) e de LAMOUR (2007), ao relatarem que o CEP sofre grande influência das águas oceânicas, mesmo apresentando uma área de desembocadura comparativamente estreita em relação ao perímetro total do estuário.

Ainda, nossa caracterização espacial dos fatores ambientais foi condizente com a relatada por AZEVEDO *et al.* (2007), ao estudarem a influência de variáveis abióticas na ictiofauna demersal em um estuário tropical do Brasil. Estes autores constataram que os menores valores de salinidade, oxigênio dissolvido e transparência da água

ocorreram em áreas estuarinas interiores, mas a medida que os pontos amostrais estiveram mais próximos da área de desembocadura os valores dos fatores abióticos aumentaram. ODUM (2004) relatou que as águas oceânicas apresentam potencial hidrogeniônico (pH) básico e constante, em torno de 8,1, elevados teores de oxigênio dissolvido devido a ação de ondas e das corrente, e uma salinidade alta, quando comparado ao ecossistema estuarino, e estável em aproximadamente 35‰. Estes argumentos suportam os resultados encontrados no setor marinho adjacente ao estuário, onde obtivemos altos valores de transparência e oxigênio dissolvido na água e os maiores valores de pH e salinidade, comparativamente.

Dentre as variáveis abióticas mensuradas no presente trabalho, apenas a salinidade diferiu entre as quatro regiões do CEP, sendo a região norte classificada como mesohalina, o centro como polihalina e o sul e a adjacência como euhalina. Segundo BLABER (2002) a variação da salinidade no ambiente estuarino é dada pelo balanço de quatro fatores: taxa de evaporação, taxa de escoamento, influxo de água doce e precipitação. As maiores pluviosidades da região norte do CEP (IPARDES 2001) aliadas ao maior influxo de água doce provavelmente foram as responsáveis pela diluição da concentração de sais na região, explicando os menores valores de salinidade. À medida que as águas estuarinas escoam em direção ao mar, a influência marinha aumenta através do influxo de marés que, diariamente, avança sobre os estuários. Este parâmetro ambiental é relatado na literatura como um dos principais responsáveis por afetar o padrão de seleção de habitat de espécies estuarinas ao redor do mundo (MARSHALL e ELLIOTT 1998; BLABER 2002; HAGAN e ABLE 2003; JAUREGUIZAR *et al.* 2003; MARTINO e ABLE 2003; OLIVEIRA 2008).

No presente trabalho, a estratificação sazonal dos fatores abióticos foi determinada, principalmente, pelas variações da transparência e da temperatura da água. Mudanças sazonais na transparência da água podem influenciar o recrutamento da ictiofauna, visto que os peixes interpretam variações na turbidez da água. Segundo BLABER (2000), peixes juvenis costeiros migram de áreas marinhas adjacentes mais transparentes (menor turbidez) para as águas estuarinas com menor transparência (maior turbidez), provavelmente, para o seu desenvolvimento. Ainda, a elevada turbidez da água pode interferir sobre a pressão de predação em peixes juvenis (WITHFIELD 1999), facilitando o uso dos estuários como áreas de berçários (BLABER *et al.* 1995; VENDEL e CHAVES 2006).



As variações de temperatura também são responsáveis por determinar o padrão de distribuição das espécies e, conseqüentemente, afetam a estrutura das assembléias biológicas, tanto na escala espacial quanto na temporal (MARSHALL e ELLIOTT 1998; VEGA-CENDEJAS e SANTILLANA 2004). Além da interferência direta sobre processos metabólicos dos organismos, a temperatura, em especial de regiões subtropicais, apresenta co-variação com outros atributos do sistema, como o fotoperíodo (JOBLING 1995), a pluviosidade (FAVARO e OLIVEIRA 2012), a produtividade primária e secundária (DAMALAS *et al.* 2010), a solubilidade do oxigênio na água e a taxa de decomposição da matéria orgânica (ESTEVES, 1998). Estudos sobre a biologia reprodutiva de peixes vêm constatando que as espécies sincronizam seus relógios biológicos de acordo com as variações de temperatura (LANGE e GREVE 1997), fotoperíodo (OLIVEIRA e FAVARO 2011) e pluviosidade (FAVARO e OLIVEIRA 2012).

De modo geral, as famílias de peixes que tiveram maior representatividade nas amostragens deste estudo, independente do ponto amostral ou setor estuarino, foram Sciaenidae, Achiridae, Carangidae, Engraulidae e Paralichthyidae. Resultados semelhantes foram obtidos por QUEIROZ *et al.* (2006) e SCHWARZ *et al.* (2006) trabalhando em diferentes habitats do complexo estuarino de Paranaguá. Segundo SANTOS (2006), a maior representatividade da família Sciaenidae parece ser um padrão comum para as áreas de fundo areno-lodosos das regiões sudeste, sul e algumas partes do nordeste brasileiro. Corroborando com estes resultados, BLABER (2000) relata que as espécies da família Sciaenidae dominam os estuários subtropicais e tropicais do Atlântico Sul.

Nossos resultados gerais demonstraram que a assembléias de peixes em todos os setores estuarinos foram constituídas por um baixo número de espécies freqüentes e abundantes, aliado a um grande número de espécies ocasionais. Estes resultados já foram reportados em outros estuários (LAFFAILLE *et al.* 2000; AKIN *et al.* 2005), inclusive para o eixo norte-sul do CEP (FAVARO 2004). Corroborando com estes argumentos, KENNISH (1986) relatou que uma das características da fauna de peixes estuarinos é a dominância de poucas espécies, sendo a maioria das espécies visitantes ocasionais ou migrantes. Ainda, WEINSTEIN *et al.* (1980) verificaram que as espécies transientes interagem com as espécies residentes e, freqüentemente, podem dominar a assembléia.

Através de análises multivariadas verificamos que o setor marinho, adjacente ao estuário, apresentou uma distinta assembléia de peixe quando comparado aos demais setores do estuário. Com uma menor representatividade, observamos que os setores estuarinos também diferiram entre si, porém com elevada sobreposição das espécies, principalmente nos setores centro e sul do estuário. Com isso, sugerimos a existência de três assembléias de peixes, sendo a primeira referente ao setor norte, a segunda referente aos setores centro e sul e a terceira referente ao setor adjacente.

Estes resultados podem ser explicados através dos seguintes argumentos: 1- espécies com diferentes tolerâncias fisiológicas têm limitações quanto a sua distribuição ao longo do estuário e de suas adjacências; 2- as características ambientais de cada setor estuarino exercem pressões diferenciadas sobre as espécies, interferindo em suas distribuições; 3- o nível de dependência das espécies em relação à utilização do estuário, seja para o forrageio ou para a reprodução, podem limitar suas distribuições. Estes argumentos são parcialmente corroborados por ELLIOTT e HEMINGWAY (2002) ao relatarem que os fatores ambientais impõem os limites primários a distribuição das espécies devido as diferentes tolerâncias ambientais e fisiológicas das espécies, porém processos biológicos, como as interações de predação e competição, podem refinar o padrão de seleção dos organismos em uma determinada área.

Segundo BLABER (1997), as espécies de peixes residentes em estuários devem apresentar como requisito obrigatório uma grande habilidade osmorreguladora (eurihalinos) para suportar as abruptas variações diárias e sazonais de salinidade. Um exemplo desta predição foi testado por PRODOCIMO e FREIRE (2001, 2004) ao estudarem as habilidades osmorreguladoras de duas espécies de baiacus residentes do CEP (*S. testudineus* e *S. greeleyi*) e amplamente capturadas nos setores norte e central deste trabalho. Os referidos autores classificaram ambas as espécies como eurihalinas, porém verificaram que *S. testudineus* suporta melhor as salinidades inferiores, enquanto que *S. greeleyi* as maiores salinidades. No entanto, sabemos que apenas um pequeno número das espécies é residente nas regiões estuarinas, sendo a maioria classificadas como transientes de origem marinha que adentram no estuário para o crescimento ou para aumentar as chances de sobrevivência (ARAUJO *et al.* 1998; WHITFIELD 1999). Ainda, segundo as observações de AKIN *et al.* (2005), espécies transientes de origem marinha parecem ter sua distribuição limitada as áreas próximas a desembocadura do estuário devido a menor tolerância fisiológica, quando comparados as espécies residentes.

As características ambientais de cada setor estuarino juntamente com as diferentes ofertas alimentares encontradas, provavelmente influenciaram o padrão de distribuição das espécies no CEP. Em áreas com maior aporte de matéria orgânica e com grande heterogeneidade de sedimentos, como observado por LAMOUR *et al.* (2004) para o setor norte do CEP, ocorrem menor abundância e riqueza da assembléia bêntica (MUNIZ e VENTURINI 2001), devido a uma condição redox adversa e a períodos de hipóxia da água (KANAYA e KIKUCHI 2008). Como os bentos formam o principal recurso alimentar de peixes demersais (PRISTA *et al.* 2003), inferimos que esta condição ambiental favorece espécies com hábitos onívoros (*A. luniscutis* e *G. genidens*) ou zoobentívoras com amplo espectro alimentar (*S. greeleyi* e *S. testudineus*). À medida que se desloca para a desembocadura do estuário, ocorre uma progressiva diminuição da matéria orgânica e um aumento de sedimentos arenosos, como observado nos setores centro e sul do CEP (LAMOUR *et al.* 2004). Este cenário, segundo observações de LANA (1986) no próprio CEP, favorece o desenvolvimento de uma fauna bentônica mais diversa e abundante, levando a um aumento do número de espécies zoobentívoras, como observado neste trabalho para os linguados *A. lineatus*, *C. spilopterus* e *E. crossotus*, e para os baiacus *C. spinosus spinosus*, *S. greeleyi*, *S. spengleri* e *S. testudineus*.

A particular composição de espécies encontrada nas áreas adjacentes ao CEP deve estar relacionada às características singulares da área de desembocadura do referido estuário. Segundo LAMOUR (2007), a desembocadura do CEP é uma região de grande turbulência e energia, formada por extensos bancos arenosos rasos (< 5,0 m de profundidade), com elevada hidrodinâmica e que possuem canais estreitos, em relação ao tamanho do estuário, mas que permitem uma grande influência das águas marinhas. Afloramentos rochosos, com formação de ilhas, interferem grandemente nos processos de sedimentação deste local, assim como as dragagens dos canais que permitem o acesso de embarcações às regiões portuárias. De acordo com LAMOUR e SOARES (2007), estas dragagens são realizadas periodicamente desde o ano de 1930, principalmente ao longo da baía de Paranaguá (setor sul do CEP), onde se localizam os portos de Antonina e de Paranaguá. Este último porto é a principal via de escoamento de grãos do Brasil e o segundo maior porto em atividade do país. Provavelmente, a complexidade estrutural da área de desembocadura do CEP e elevada turbulência somado as ações antrópicas atuam como uma barreira física que dificulta ou limita a

distribuição das espécies, sendo transposta em condições favoráveis de maré e/ou em determinadas épocas do ano.

O grau de dependência das espécies em relação aos estuários pode ser considerado mais um fator a complexa rede de variáveis que interferem na distribuição das espécies e, conseqüentemente, determinam a estrutura da assembléia de peixes em setores estuarinos. Utilizando-se da classificação proposta por BLABER (2000) e de literatura específica para cada espécie, verificamos que as principais espécies que constituíram o setor norte do CEP: *A. lineatus* (OLIVEIRA e FAVARO 2010), *A. luniscutis* (AZEVEDO *et al.* 1998), *C. spilopterus* (OLIVEIRA 2008), *G. genidens* (GOMES *et al.* 1999), *S. greeleyi* (SCHULTZ *et al.* 2002) e *S. testudineus* (ROCHA *et al.* 2002) foram todas classificadas como estuarino-residentes, ou seja, àquelas que completam todo o seu ciclo de vida em ambientes estuarinos. O amplo domínio de espécies estuarino-residentes nas regiões mais afastadas da desembocadura e com menores valores de salinidade, pH, oxigênio dissolvido e transparência da água concorda com os relatos de KENNISH (1990) e com o trabalho de AKIN *et al.* (2005), suportando nossa argumentação anterior sobre como diferentes tolerâncias ambientais e fisiológicas das espécies podem influenciar nos seus padrões de distribuição, determinando uma especificidade das espécies por um determinado setor do estuário.

À medida que nos encaminhamos em direção ao oceano, nas regiões centro e sul do estuário, verificamos um predomínio das espécies classificadas como marinho-estuarino-dependentes (espécies que utilizam os estuários em algum momento do seu ciclo de vida, mas quase sempre se reproduzem no mar), seguidas pelas espécies estuarino-residentes. As espécies marinho-estuarino-dependentes foram: *C. chrysurus* (COSTA *et al.* 2005), *E. argenteus* (CHAVES 1989; CHAVES e OTTO 1999), *M. americanus* (OLIVEIRA 2008; HALUCH *et al.* 2011), *P. corvinaeformis* (CHAVES 1998; CHAVES e CORREA 2000) e *P. punctatus* (SOARES e APELBAUM 1994), enquanto que as espécies estuarino-residentes foram: *E. crossotus* (OLIVEIRA e FAVARO 2011), *S. greeleyi* (SCHULTZ *et al.* 2002) e *S. testudineus* (ROCHA *et al.* 2002). Resultados semelhantes foram encontrados por WHITFIELD (1999) e por AKIN *et al.* (2003), sugerindo que as espécies marinho-estuarino-dependentes se aproveitam de momentos favoráveis para adentrar em águas estuarinas e utilizá-las para o desenvolvimento de formas jovens, alimentação, refúgio contra predadores e/ou para o investimento gonadal.

Segundo a classificação de BLABER (2000) e de literaturas específicas das espécies, nossos resultados apontaram que as áreas marinhas adjacente ao estuário possuem um predomínio de espécies marinho-estuarino-dependentes, seguida por espécies exclusivamente marinhas (espécies que completam todo o ciclo de vida em águas marinhas) e estuarino-residentes. As espécies marinho-estuarino-dependentes foram: *M. americanus* (OLIVEIRA 2008, HALUCH *et al.* 2011), *P. harroweri* (UMBRIA 2004), *S. setapinnis* (MAGRO *et al.* 2000) e *S. brasiliensis* e *S. rastrifer* (MENEZES e FIGUEIREDO 1980). As espécies exclusivamente marinhas foram *C. nobilis* (BROTTO e ZALMON 2008), *L. breviceps* (MAGRO *et al.* 2000) e *P. brasiliensis* (ROBERT *et al.* 2007). A única espécie estuarino-residente registrada neste setor foi o bagre *C. spixii* (FAVARO *et al.* 2005), que provavelmente foi capturada durante evento migratório, comum para bagres marinhos tropicais e subtropicais (BLABER 2000). Mesmo no ecossistema marinho, as espécies marinho-estuarino-dependentes tiveram maior representatividade, mostrando a relevante importância que os ecossistemas estuarinos têm para a sobrevivência (ciclo de vida) das espécies costeiras, como já relatado por BLABER (2002). A degradação destes ecossistemas pode acarretar em uma diminuição considerável dos estoques de peixes costeiros, causando não somente a perda de recursos pesqueiros, mas também da biodiversidade e dos serviços prestados por esta (WHITFIELD e ELLIOTT 2002).

Nossos resultados sazonais mostraram que a setorização da assembléia ocorreu em todas as estações do ano, fato que sustenta nossa hipótese de que as assembléias de peixes respondem ao gradiente ambiental, mesmo quando controlados fatores importantes na estruturação das assembléias de peixes, como a composição sedimentológica e a profundidade (CAPÍTULOS 1 e 2 desta tese). Sugere-se que a formação sazonal das assembléias em setores dentro do estuário ocorreu devido a três situações: 1- afinidade das espécies por características específicas dentro de cada setor; 2- as condições ambientais de cada setor impuseram limites de tolerância ecológica e fisiológica para as espécies, limitando suas distribuições a determinadas áreas de ocupação; 3- a flutuação conjunta entre fatores físicos e químicos da água e a composição e abundância das espécies. Provavelmente, o controle de variáveis que determinam a heterogeneidade de habitats, como o sedimento e a profundidade, viabilizou nossa observação sazonal do gradiente, visto que cada habitat pode apresentar um conjunto peculiar de variações e de espécies ao longo das estações (FRANCA *et al.* 2009).

Em nosso trabalho verificamos que as assembléias de peixes dos setores norte e sul do estuário tiveram pouca variabilidade sazonal quando comparados aos setores centro e adjacente. Corroborando com estes resultados, MARTINO e ABLE (2003) descreveram que as assembléias de peixes podem apresentar maior ou menor variabilidade ao longo das estações do ano, dependendo da afinidade das espécies a estrutura de microhabitats, das suas características fisiológicas e das interações com outras espécies. Ainda, sugerimos que o controle da composição sedimentológica e da profundidade diminuiriam a heterogeneidade de habitats e/ou dos microhabitats, permitindo identificar uma afinidade entre determinados grupos de espécies e suas condições ótimas de ocorrência ao longo dos setores estuarinos.

A variabilidade sazonal, registrada nos setores centro e adjacente do CEP, sugere relação com o movimento migratório das espécies marinho-estuarino-dependentes para alimentação ou para o recrutamento. Ainda, determinadas espécies de peixes estuarino-residentes aproveitam-se de momentos favoráveis para ampliar suas distribuições, ocupando inclusive áreas marinhas adjacentes ao estuário, como observado no presente trabalho para as espécies *C. spixii*, *E. crossotus* e *S. testudineus* durante a primavera e o verão que, segundo LANA *et al.* (2001) representam as estações mais chuvosas no CEP.

Através dos descritores da assembléia evidenciou-se que a região norte e a adjacente apresentaram os maiores valores de riqueza, enquanto que as regiões centro e sul tiveram os menores valores. Nossos resultados contrariam o padrão de riqueza encontrado em outros estuários, onde a riqueza aumenta em direção aos setores com maior influencia marinha (WHITFIELD 1999; AKIN *et al.* 2003; MARTINO e ABLE 2003). Tais autores argumentam que áreas estuarinas próximas a desembocadura, por apresentar maior influencia marinha, favorecem a entrada de diferentes espécies marinho-estuarino-dependentes que se misturam às estuarino-residentes. No entanto, as particularidades encontradas na área de desembocadura do CEP, relatadas anteriormente, podem ter influenciado na menor riqueza desta região. Consistente com esta argumentação, NICOLAS *et al.* (2010) verificaram que o tamanho e a energia da área de desembocadura são fatores correlacionados com o padrão de riqueza das espécies em ambiente estuarino. Segundo estes autores, sistemas turbulentos e com estreita área de desembocadura, como verificada no CEP (LAMOUR 2007) geralmente apresentam menor riqueza de espécies.

Ainda, deve-se ressaltar que as águas da região sul do CEP são aquelas que recebem maior influência antrópica dentro deste sistema estuarino, podendo interferir na dinâmica das populações e na estrutura das assembléias, como já relatado por WHITFIELD e ELLIOTT (2002). Na região sul do CEP concentra-se uma população de aproximadamente 155.000 habitantes (IBGE 2010) e em seu perímetro ocorre o desenvolvimento de áreas urbanizadas, industriais e o funcionamento de um grande porto brasileiro. Para acessar as áreas portuárias do CEP, os navios utilizam canais que, periodicamente, são dragados. Estas dragagens afetam os processos sedimentológicos deste setor estuarino, podendo levar a uma simplificação das assembléias, como observados por VAN DALFSEN *et al.* (1999) e KAISER *et al.* (2004). Ainda, WHITFIELD (1999) sugere que áreas com maior heterogeneidade de habitats, como observadas ao norte do CEP (FAVARO 2004), sejam utilizadas por um número maior de espécies por desempenhar a função de berçário.

As variações temporais na riqueza, diversidade, equitatividade, provavelmente, estiveram associadas às dinâmicas de reprodução e recrutamento, como já relatado por ABILHOA (1998), CORREA (2000) e NAKAYAMA (2004). Verificamos que a riqueza foi maior no outono, seguida pelo inverno, verão e primavera. A maior riqueza no outono pode ser explicada pelo influxo de recrutas no sistema a partir do verão, em busca de áreas de alimentação e para a fuga de predadores (WHITFIELD 1994). No inverno, sugere-se que as elevadas riquezas sejam decorrentes da maior influência das águas oceânicas no sistema, permitindo com que muitas espécies de origem marinha utilizem os estuários para alimentação. Na primavera, o aumento da pluviosidade associado à maior influência de água doce no sistema funciona como um sinal para muitas espécies migrarem das áreas estuarinas em direção as áreas marinhas adjacentes ao estuário para se reproduzirem e, subseqüentemente, os recrutas adentrarem o estuário no verão (WHITFIELD 1994).

No verão ocorre o processo de entrada de recrutas no sistema, sendo estes de origem marinha ou derivados da reprodução das espécies estuarino-residentes, que também ocorrem na primavera para estuários subtropicais (SOUZA e CHAVES 2007). Para as espécies que desovam na área marinha adjacente ao estuário, este processo de migração dos juvenis deve estar sincronizado às condições climáticas e oceanográficas da estação. Desta forma, o ictioplâncton aproveita-se dos ventos prevalecentes (transporte de Ekman e efeito de Coriolis) e das forças de marés para adentrar o sistema estuarino. As espécies estuarino-residentes também sincronizam seu relógio biológico

para a reprodução na primavera tendo em vista a estação subsequente que apresenta maior disponibilidade de recursos para os jovens e assim aumentar suas chances de sobrevivência (DANDO 1984; LOWE-McCONNELL 1999).

Mesmo diante de um cenário favorável, nossos resultados evidenciaram que a riqueza, a diversidade, a equitatividade e a abundância de indivíduos tiveram os menores valores durante verão, sugerindo que outros fatores interferiram nestes resultados. Provavelmente, a seletividade do petrecho de pesca utilizado deve ter inviabilizado a captura dos indivíduos de tamanho reduzido. Ainda, mudanças climáticas globais podem confundir a leitura que as espécies fazem dos parâmetros ambientais e, assim, quebrar a sincronia do relógio biológico das espécies ou, ainda, alterar o regime de ventos entre as estações. GARCIA *et al.* (2003) mostraram que um evento de *El niño* de forte intensidade podem promover alterações na composição e estrutura das assembléias de peixes estuarinos de um ano para o outro.

Concluimos que a zonação da assembléia de peixes ao longo de um gradiente ambiental estuarino esteve relacionada, principalmente, com as variações de salinidade, pH e oxigênio dissolvido. Ao controlarmos a heterogeneidade ambiental dos habitats bênticos do estuário minimizamos a variância entre os pontos amostrais, fato que permitiu inferências mais robustas sobre os fatores que determinaram a seleção das espécies por setores dentro do estuário. Provavelmente, as diferentes tolerâncias ecológicas e fisiológicas das espécies, somadas aos distintos níveis de dependência das espécies em relação à utilização do estuário devem ser as melhores alternativas que explicam o padrão encontrado. No entanto, a baixa representatividade da separação das assembléias dentro do estuário sugere que estas variáveis não agem como fontes primárias de variação das assembléias.

As respostas obtidas nos estudos de assembléias ou de populações de peixes relacionado às variações dos fatores abióticos representam um papel chave no entendimento da estrutura e da funcionalidade dos ecossistemas estuarinos, fornecendo subsídios importantes para a regulamentação pesqueira e para a conservação destes ecossistemas. No entanto, para se efetivar ações concretas neste sentido se fazem necessários estudos bem planejados que suportem efetivas respostas.

### **Agradecimentos**

Nós agradecemos a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior do Brasil (CAPES) pela bolsa de doutorado; ao Prof. Dr. Marcelo Roberto



Lamour por auxiliar no desenho experimental e fornecer as coordenadas geográficas e informações adicionais sobre os processos sedimentológicos da área estudada; ao Prof. Dr. Henry Louis Spach por auxiliar na logística do experimento e no empréstimo de materiais; aos Profs. Drs. Maurício de Camargo Garcia e Maurício Moura pelo auxílio no delineamento amostral; à Profa. Dra. Eunice da Costa Machado pela ajuda nas análises físicas e químicas da água.

### **Referências Bibliográficas**

- ABILHÔA, V. **Composição e estrutura da ictiofauna em um banco areno-lodoso na Ilha do Mel, Paraná, Brasil.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 98p. 1998.
- AKIN, S.; WINEMILLER, K.O.; GELWICK, F.P. Season and temporal variation in fish and macrocrustacean assemblages structures in Mad Island Marsh Estuary, Texas. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 57: 269 – 282, 2003.
- AKIN, S.; BUHAN, E.; WINEMILLER, K.O.; YILMAZ, H. Fish assemblage structure of Koycegiz Lagoon-Estuary, Turkey: Spatial and temporal distribution patterns in relation to environmental variation. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 64: 671 – 684, 2005.
- AMECZUA, F.; NASH, R.D.M.; VEALE, L. Feeding habits of the Order Pleuronectiformes and its relation to the sediment type in the North Irish Sea. **Journal Marine Biology Assesment**, 83: 593 – 601, 2003.
- ANDERSON, T.J.; SYMS, C.; ROBERTS, D.A.; HOWARD, D.F. Multi-scale fish-habitat associations and the use of habitat surrogates to predict the organization and abundance of deep-water fish assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 379: 34 – 42, 2009.
- ANDRIGUETTO-FILHO, J.M.; CHAVES, P.T.C.; SANTOS, C.; LIBERATI, S.A. Diagnóstico da Pesca no estado do Paraná. Pp.117 – 140. In: ISSAC, V.J.; MARTINS, A.M.; HAIMOVICI, M.; ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., (Eds). **Pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais.** Belém do Pará: Editora Universitária UFPA. 2006.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), WEF (Water Environment Federation), **Standard methods for the**

- examination of water and wastewater.** 21<sup>st</sup> ed. American Public Health Association, Washington, 1368p. 2005.
- ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SANTOS, A.C.A. Estrutura da assembléia de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, 58: 417-430, 1998.
- ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D.; CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25(3): 441 – 450, 2002.
- AZEVEDO, M.C.C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; SANTOS, A.C.A. Distribuição e abundância relativa de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15: 853-865, 1998.
- AZEVEDO, M.C.C.; ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; PESSANHA, A.L.M.; SILVA, M.A.; GUEDES, A.P.P. 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, 2007.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, 66: 45-72, 2005.
- BERGEN, M.; WEISBERG, S.B.; SMITH, R.W.; CADIEN, D.B.; DALKEY, A.; MONTAGNE, D.E.; STULL, J.K.; VELARDE, R.G.; RANSINGHE, J.A.R. Relationship between depth, sediment, latitude, and the structure of benthic infaunal assemblages on the mainland shelf of southern California. **Marine Biology**, 138: 637 – 647, 2001.
- BLABER, S.J.M., BREWER, D.T.; SALINI, J.P. Fish Communities and the Nursery Role of the Shallow Inshore Waters of a Tropical Bay in the Gulf of Carpentaria, Australia. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 40: 177-193, 1995.
- BLABER, S.J.M. **Fish and Fisheries of Tropical Estuaries.** Chapman & Hall, London, 458p, 1997.
- BLABER, S.J.M. **Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation.** Blackwell Science, London, 372p. 2000.
- BLABER, S.J.M. ‘Fish in hot water’: the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, 61: 1 – 20, 2002.

- BROTTO, D.S.; ZALMON, I.R. Structural complexity of substrata and antifouling paint effects on spatial distribution of *Conodon nobilis* Linnaeus, 1758 (Teleostei, Actinopterygii). **Brazilian Journal of Oceanography**, 56: 133-137, 2008.
- CHAVES, P.T.C. Desenvolvimento dos ovócitos em *Harengula clupeiola*, *Urophycis brasiliensis*, *Eucinostomus argenteus*, *Isopisthus parvipinnis* e *Menticirrhus americanus* (Teleostei). **Boletim do Instituto de Oceanografia**, 37: 81-93, 1989.
- CHAVES, P.T.C. Estrutura populacional de *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner) (Teleostei, Haemulidae) na baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15: 203 – 209, 1998.
- CHAVES, P.T.C.; OTTO, G. The Mangrove as a Temporary Habitat for Fish: the *Eucinostomus* Species at Guaratuba Bay, Brazil (25°52'S; 48°39'W). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 42: 61 – 68, 1999.
- CHAVES, P.T.C.; CORRÊA, C.E. Temporary use of a coastal ecosystem by the fish, *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Haemulidae), at Guaratuba Bay, Brazil. **Revista Brasileira de Oceanografia**, 48: 1 – 7, 2000.
- COLLOCA, F.; CARDINALE, M.; BELLUSCIO, A.; ARDIZZONE, G. Pattern of distribution and diversity of demersal assemblages in the central Mediterranean sea. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 469 – 480, 2003.
- CONNOLLY, S.R.; HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; KARLSON, R.H. Community structure of corals and reef fishes at multiple scales. **Science**, 309: 1363 – 1365, 2005.
- CORRÊA, M.F.M. **Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná, Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 160p. 2000.
- COSTA, M.R.; ALBIERI, R.J.; ARAUJO, F.G. Size distribution of the Jack *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus) (Actinopterygii, Carangidae) in a tropical bay at Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22: 580 – 586, 2005.
- DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. 2<sup>st</sup> ed. Editora Vozes Ltda., Petrópolis, 473p. 1973.
- DAMALAS, D.; MARAVELIAS, C.D.; KATSANEVAKIS, S.; KARAGEORGIS, A.P. 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, 2010.

- DANDO, P.R. . Reproduction in Estuarine Fish. Pp. 155-170. In: POTTS, G.W.; WOOTTON, R.J. (Eds). **Fish Reproduction: Strategies and Tactics**. San Diego, Academic Press. 1984.
- DAUER, D.M.; LLANSÓ, R.J.; LANE, M.F. Depth-related patterns in benthic community condition along an estuarine gradient in Chesapeake Bay, USA. **Ecological indicators**, 8: 417 – 424, 2008.
- EBERHARDT, L.L.; THOMAS, J.M. Designing environmental field studies. **Ecological Monographs**, 61(1): 53-73, 1991.
- EDGAR, G.J.; SHAW, C. The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia: general relationship between sediments, seagrasses, invertebrates and fishes. **Journal of Experimental in Marine Biology and Ecology**, 194: 107 – 131, 1995.
- ELLIOTT, M.; HEMINGWAY, K.L. **Fishes in estuaries**. Blackwell Science, London, 656 p. 2002.
- ELLIS, J.R.; ROGERS, S.I.; FREEMAN, S.M. Demersal assemblages in the Irish Sea, St George's Channel and Bristol Channel. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 5: 299-315, 2000.
- ESTEVEZ, F.A. **Fundamentos de limnologia**. 2<sup>st</sup> ed., Interciência, Rio de Janeiro, 602p. 1998.
- FÁVARO, L.F. **A Ictiofauna de Áreas Rasas do Complexo Estuarino Baía de Paranaguá, Paraná**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 98 p. 2004.
- FÁVARO, L.F.; FREHSE, F.A.; OLIVEIRA, R.N.; SCHWARZ Jr.,R. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22: 1022 – 1029, 2005.
- FÁVARO, L.F.; OLIVEIRA, E.C.; VERANI N.F. Estrutura da população e aspectos reprodutivos do peixe-rei *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard) (Atheriniformes, Atherinopsidae) em áreas rasas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 1150 – 1156, 2007.
- FÁVARO, L.F.; OLIVEIRA, E.C.; VENTURA, A.O.B.; VERANI, N. Environmental influences on the spatial and temporal distribution of the puffer fish *Sphoeroides*

- greeleyi* and *Sphoeroides testudineus* in a Brazilian subtropical estuary. **Neotropical Ichthyology**, 7: 275 – 282, 2009.
- FÁVARO, L.F.; OLIVEIRA, E.C. Ecologia Reprodutiva em Peixe. Pp. 321 – 329. In: RIBEIRO, C.A.O.; REIS-FILHO, H.S.; GROTZNER, S.R. **Técnicas e Métodos para Utilização Prática em Microscopia**. 1<sup>st</sup> ed., Editora Santos, Santos-SP. 2012.
- FIALHO, A.P.; OLIVEIRA, L.G.; TEJERINA-GARRO, F.L.; GOMES, L.C. Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 5 (1): 53-60, 2007.
- FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil - I. Introdução. Cações, raias e quimeras**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. São Paulo, 104p. 1977.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – II. Teleostei (1)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 110p. 1978.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – III. Teleostei (2)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90p. 1980.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – VI. Teleostei (5)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 116p. 2000.
- FOLK, R.L.; WARD, W.C. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, 27: 3-26, 1957.
- FRANÇA, S.; COSTA, M.J.; CABRAL, H.N. Assessing habitat specific fish assemblages in estuaries along the Portuguese coast. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 83: 1 – 12, 2009.
- GARCIA, A.M.; VIEIRA, J.P.; WINEMILLER, K.O. Effects of 1997-1998 *El Niño* on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 57: 489 – 500, 2003.
- GOMES, I.D.; ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; PESSANHA, A.L.M. Biologia Reprodutiva dos Bagres Marinhos *Genidens genidens* (Valenciennes) e *Cathorops spixii* (Agassiz) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 16: 171 – 180, 1999.

- GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, 4: 379-391, 2001.
- GREENWOOD, M.F.D.; MATHESON Jr., R.E.; McMICHAEL Jr.; R.H., MAcDONALD, T.C. Community structure of shoreline nekton in the estuarine portion of the Alafia River, Florida: Differences along a salinity gradient and inflow-related changes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 74: 223 – 238, 2007.
- HAGAN, S.M.; ABLE, K.W. Season changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 15 – 29, 2003.
- HALUCH, C.F.; ABILHOA, V.; FREITAS, M.O.; CORREA, M.F.M.; HOSTIM-SILVA, M. Estrutura populacional e biologia reprodutiva de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) (Teleostei, Sciaenidae) na baía de Ubatuba-Enseada, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, 24: 47 – 59, 2011.
- HUGHES, R.M.; LARSEN, D.P.; OMERNIK, J.M. Regional references sites: a method for assessing stream potentials. **Environmental Management**, 10: 629 – 635, 1986.
- HYNDES, G.A.; PLATELL, M.E.; POTTER, I.C.; LENANTON, C.J. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coast waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology**, 134: 335-352, 1999.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Censo Demográfico das Cidades**. 2010. Home Page: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat>, *acesso em outubro de 2011*.
- IPARDES (Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social). **Zoneamento da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba**. Editora do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social, Curitiba, 156p. 2001.
- JUAREGUIZAR, A.J.; MENNI, R.; BREMEC, C.; MIANZA, H.; LASTA, C. Fish assemblage and environmental patterns in the Rio de la Plata estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 56: 921 – 933, 2003.
- JOBLING, M. **Environmental Biology of Fishes**. Chapman & Hall, London, 455p. 1995.

- KAISER, M.J.; BERGMANN, M.; HINZ, H.; GALANIDI, M.; SHUCKSMITH, R.; REES, E.I.S.; DARBYSHIRE, T.; RAMSAY, K. Demersal fish and epifauna associated with sandbank habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 60: 445-456, 2004.
- KANAYA, G.; KIKUCHI, E. Relationship between sediment chemical buffering capacity and H<sub>2</sub>S accumulation: comparative study in two temperate estuarine brackish lagoons. **Hydrobiologia**, 528: 187 – 199, 2004.
- KANAYA, G.; KIKUCHI, E. Spatial changes in a macrozoobenthic community along environmental gradients in a shallow brackish lagoon facing Sendey Bay, Japan. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 78: 674- 684, 2008.
- KENNISH, M.J. **Ecology of estuaries**. CRC Press, Boca Raton, Florida, 254p. 1986.
- KENNISH, M.J. **Ecology of estuaries**. CRC Press, Boca Raton, Florida, 391p. 1990.
- KREBS, C.J. **Ecological Methodology**. 2<sup>st</sup> ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California, 620 p. 1999.
- KREBS, C.J. **Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance**. 6th ed. San Francisco: Benjamin Cummings, 668p. 2009.
- LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E.; FEFEUVRE, J.C. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 21: 429 – 438, 2000.
- LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R.; CARRILHO, J.C. Mapas de parâmetros texturais de sedimentos de fundo do complexo estuarino de Paranaguá – Pr. **Boletim Paranaense de Geociências**, 55: 77 – 82, 2004.
- LAMOUR, M.R. **Morfodinâmica Sedimentar da Desembocadura do Complexo Estuarino de Paranaguá – PR**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, 161p. 2007.
- LAMOUR, M.R.; SOARES, C.R. Histórico das atividades de dragagem e taxas de assoreamento nos canais de navegação dos portos costeiros paranaenses. In: BOLDRINI, E.B., SOARES, C.R., PAULA, E.V. (Eds). **Dragagens Portuárias no Brasil – Licenciamento e monitoramento ambiental**. Antonina: Governo do Estado do Paraná. 312 p. 2007.
- LANA, P.C. Macrofauna bêntica de fundos sublitorais não-consolidados da baía de Paranaguá (Paraná). **Nerítica**, 1(3): 79-89, 1986.
- LANA, P.C.; MARONE, E.; LOPES, R.M.; MACHADO, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. Pp: 131-145. In: SEELIGER U.;

- KJERFRE B. (Eds.). **Coastal marine ecosystems of Latin America**. Berlin: Springer, 360p. 2001.
- LANGE, U.; GREVE, W. Does temperature influence the spawning time, recruitment and distribution of flatfish via its influence on the rate of gonadal maturation? **German Journal of Hydrography**, 49: 251 – 263, 1997.
- LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical Ecology**. Elsevier Science, Amsterdam, 853p. 1998.
- LOWE-McCONNELL, R.H. **Estudos Ecológicos de Assembléias de Peixes Tropicais**. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 535 p. 1999.
- MAGRO, M.; CERGOLE, M.C.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.B. **Síntese de conhecimento dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente exploráveis na Costa Sudeste-Sul do Brasil: Peixes**. Grafline Editora, Rio de Janeiro, 143p. 2000.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princenton University Press, New Jersey, 532p. 1988.
- MALCOLM, H.A.; JORDAN, A.; SMITH, S.D.A. Testing a depth-based habitat classification system against reef fish assemblage patterns in a subtropical marine park. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(2): 173-185, 2011.
- MARSHALL, S.; ELLIOTT, M. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 46: 175 – 184, 1998.
- MARTINO, E.J.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 56: 969-987, 2003.
- McCOY, E.D.; BELL, S.S. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In: BELLS, S.S.; MAcCOY, E.D.; MUSHINSKY, H.R. (Eds). **Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space**. Chapman and Hall, New York, 438 p. 1991.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 96p. 1980.
- MENEZES, N.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil – V. Teleostei (4)**. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 105. 1985.



- MOLES, A.; NORCROSS, B.L. Sediment preference in juvenile pacific flatfish. **Netherlands Journal of Sea Research**, 34: 177 – 182, 1995.
- MOORE, C.H.; HARVEY, E.S.; VAN NIEL, K. The application of predicted habitat models to investigate the special ecology of demersal fish assemblages. **Marine Biology**, 157: 2717-2729, 2010.
- MUNIZ, P.; VENTURINI, N. Spatial distribution of the macrozoobenthos in the Solís Grande Stream Estuary (Canelones-Maldonado, Uruguay). **Brazilian Journal of Biology**, 61: 409 – 420, 2001.
- NAKAYAMA, P. **Variação temporal e espacial da composição da ictiofauna demersal do infralitoral raso da Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Paulo, Brasil, 57p. 2004.
- NICOLAS, D.; LOBRY, J.; LEPAGE, M.; SAUTOUR, B.; LE PAPE, O.; CABRAL, H.; URIARTE, A.; BOEL, P. Fish under influence: A macroecological analysis of relations between fish species richness and environmental gradients among European tidal estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 86: 137 – 147, 2010.
- NOHRÉN, E.; PIHL, L.; WENNHAGE, H. Spatial patterns in community structure of motile epibenthic fauna in coastal habitats along the Skagerrak – Baltic salinity gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 84: 1 – 10, 2009.
- ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia.** 7th ed., Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 927p. 2004.
- OLIVEIRA, E.C. **Ictiofauna da Face Norte da Ilha Rasa da Cotinga, Baía de Paranaguá, Paraná: Composição, Estrutura da Assembléia e Reprodução.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 137 p. 2008.
- OLIVEIRA, E.C.; FAVARO, L.F. Reproduction of the flatfish *Achirus lineatus* (Pleuronectiformes: Achiridae) in Paranaguá Bay, state of Paraná, a subtropical region of Brazil. **Zoologia**, 27: 523 – 532, 2010.
- OLIVEIRA, E.C.; FAVARO, L.F. Reproductive biology of the flatfish *Etropus crossotus* (Pleuronectiformes, Paralichthyidae) in the Paranaguá Estuarine Complex, Paraná State, subtropical region of Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 9(4): 795-805, 2011.

- PIELOU, E.C. **The interpretation of ecological data: A primer on classification and ordination.** Wiley, New York, 420p. 1984.
- PRISTA, N.; VASCONCELOS, R.P.; COSTA, M.J.; CABRAL, H. The demersal fish assemblage of the coastal area adjacent to the Tagus estuary (Portugal): relationship with environmental conditions. **Oceanological Acta**, 26: 525-536, 2003.
- PRODOCIMO, V.; FREIRE, C.A. Ionic regulation in aglomerular tropical estuarine pufferfishes submitted to sea water dilution. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 262: 243 – 253, 2001.
- PRODOCIMO, V.; FREIRE, C.A. Estuarine puffer fishes (*Sphoeroides testudineus* and *S. greeleyi*) submitted to sea water dilution during ebb tide: a field experiment. **Marine and Freshwater Behavior and Physiology**, 37: 1 – 5, 2004.
- QUEIROZ, G.M.N.; SPACH, H.L.; SOBOLEWSKI-MORELOS, M.; SANTOS, L.O.; SCHWARZ, JR.R. Caracterização da ictiofauna demersal de duas áreas do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, 14 (2): 112-124, 2006.
- QUINN, G.P.; KEOUGH, M.J. **Experimental design and data analysis for biologists.** Cambridge University Press, New York. 520p. 2002.
- RAEDEMAECKER, F.; MILIOU, A.; PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: effects of exposure and substratum. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 90: 35 – 44, 2010.
- ROBERT, M.C.; MICHELS-SOUZA, M.A.; CHAVES, P.T.C. Biologia de *Paralonchurus brasiliensis* (Steindachner) (Teleostei, Sciaenidae) no litoral sul do estado do Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 191 – 198, 2007.
- ROCHA, C.; FÁVARO, L.F.; SPACH, H.L. Biologia reprodutiva de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus), (Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae) da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19: 57 – 63, 2002.
- SANTOS, C. **Assembléias de peixes demersais e ciclo reprodutivo de quatro espécies da família Sciaenidae na plataforma interna entre o Superagui e a Praia de Leste, PR.** Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil, 142p. 2006.
- SCHEINER, S.M.; GUREVITCH J. **The design and analysis of ecological experiments.** Chapman & Hall, New York, 445p. 1993.

- SCHULTZ, Y.D.; FÁVARO, L.F.; SPACH, H.L. Aspectos reprodutivos de *Sphoeroides greeleyi* (Gilbert), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 19: 65 – 76, 2002.
- SCHWARZ Jr., R.; FRANCO, A.C.N.P.; SPACH, H.L.; SARPEDONTI, V.; PICHLER, H.A.; QUEIROZ, G.M.N. Composição e estrutura da ictiofauna demersal na Baía dos Pinheiros, Paraná. **Brazilian Journal of Aquatic and Technology**, 10: 27 – 39, 2006.
- SELESLAGH, J.; AMARA, R. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 79: 507 – 517, 2008.
- SIMIER, M.; LAURENT, C.; ECOUTIN, J.; ALBARET, J. The Gambia River estuary: A reference point for estuarine fish assemblages studies in West Africa. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 69: 615 – 628, 2006.
- SNICKARS, M.; SANDSTROM, A.; LAPPALAINEN, A.; MATTILA, J.; ROSQVIST, K.; URHO, L. Fish assemblages in coastal lagoons in land-uplift succession: The relative importance of local and regional environmental gradients. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 81: 247 – 256, 2009.
- SOARES, L.S.H.; APELBAUM R. Atividade alimentar diária da cabrinha *Prionotus punctatus* (Teleostei: Triglidae) do litoral de Ubatuba, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, 42: 85 – 98, 1994.
- SOGARD, S.M.; ABLE, K.W. A comparison of eelgrass, sea lettuce macroalgae and marsh creeks as habitat for epibenthic fishes and decapods. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 33:501-519, 1991.
- SOUZA, L.M.; CHAVES, P.T.C. Atividade reprodutiva de peixes (Teleostei) e o defeso da pesca de arrasto no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 1113 – 1121, 2007.
- STAL, J.; PIHL, L.; WENNHAGE, H. Food utilization by coastal fish assemblages in rocky and soft bottoms on the Swedish west coast: Inference for identification of essential fish habitats. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 71: 593- 607, 2007.
- UMBRIA, S.C. **Biologia da sardinha *Pellona harroweri* (Fowler, 1917) (Clupeiformes, Clupeidae) na plataforma continental interna do litoral sul do Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil. 2004.

- VEGA-CENDEJAS, M.E.; SANTILLANA, M.H. Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatan, México. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 60: 285 – 299, 2004.
- VAN DALFSEN, J.A.; ESSINK, K.; TOXVIG MADSEN, H.; BIRKLUND, J.; ROMERO, J.; MANZANERA, M. Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. **ICES Journal of Marine Science**, 57: 1439-1445, 2000.
- VENDEL, A.L.; CHAVES, P.T.C. Use of an estuarine environment (Barra do Saí lagoon, Brazil) as nursery by fish. **Revista Brasileira de Zoologia**, 23: 1117 – 1122, 2006.
- WATSON, J.W.; EPPERLY, S.P.; SHAH, A.K.; FOSTER, D.G. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 62: 965 – 981, 2005.
- WEBSTER, M.M.; HART, P.J.B. Substrate discrimination and preference in foraging fish. **Animal Behaviour**, 68: 1071- 1077, 2004.
- WEINSTEN, M.P.; WEISS, S.L.; WALTERS, M.F. Multiple determinants of community structure in shallow marsh habitats. Cape Fear River estuary, North Carolina. **Marine Biology**, 58: 227 – 243, 1980.
- WHITFIELD, A. K. An estuary-association classification for the fishes of southern Africa. **South African Journal of Science**, 90: 411 – 417, 1994.
- WHITFIELD, A.K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 9: 151-186, 1999.
- WHITFIELD, A.K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, 61: 229 – 250, 2002.
- ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis**. Prentice Hall, Upper Saddle River, 663p. 1999.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho constatou que as variações em micro-escala da composição sedimentológica, em fundos não consolidados, e da profundidade contribuem com a heterogeneidade ambiental em habitats bênticos estuarinos e, conseqüentemente, afetam a distribuição espacial das espécies de peixes. Estes resultados tornam nítida a necessidade dos habitats bênticos estuarinos serem melhores estudados e compreendidos, para que informações mais precisas sejam disponibilizadas para a regulamentação de diversas atividades econômicas ou conservacionistas.

Ao identificar que a composição sedimentológica e a profundidade foram variáveis importantes na estruturação das assembléias de peixes, verificou-se a necessidade de que as variáveis supracitadas sejam incluídas no delineamento amostral dos trabalhos sobre ictiofauna estuarina, seja em micro ou em macro-escala. Desta forma, minimiza-se a ocorrência de resultados controversos e, ainda, fomentam-se informações mais precisas para as tomadas de decisão.

No presente trabalho, a minimização da heterogeneidade ambiental dos habitats bênticos permitiu inferências mais robustas acerca dos fatores que determinaram as respostas das espécies ao longo de um gradiente ambiental (macro-escala). Verificou-se que a zonação da assembléia de peixes esteve relacionada, principalmente, com as variações de salinidade, pH e oxigênio dissolvido. No entanto, processos biológicos de difícil mensuração, provavelmente, tiveram relevante participação no padrão observado.

Ao final, observou-se que quanto menor o número de variáveis influenciando as amostras, melhor compreendidas serão as respostas obtidas a partir das espécies ou de suas assembléias. A busca por relações de causa-efeito permitem ao observador uma maior acurácia nos resultados, subsidiando informações mais robustas para a conservação da biodiversidade ou para a implementação de planos de manejo.