Riguel Feltrin Contente

Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna
do estuário Cananéia-Iguape

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, área de Oceanografia Biológica.

Orientadora: Prof^a Dr^a June Ferraz Dias

São Paulo

2013

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape

Riguel Feltrin Contente

Tese apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como
parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa de
Oceanografia, área de Oceanografia Biológica

Julgada em ____/____/____

Prof(a). Dr(a).	Conceito
Prof(a). Dr(a).	Conceito
Prof(a). Dr(a).	Conceito
Prof(a). Dr(a).	Conceito
Prof(a). Dr(a).	Conceito

A meu pai, Carlos

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO GERAL	01
1.1. Biodiversidade e impactos ambientais nos estuários do Brasil e no Estuário Cananéia-Iguape	02
1.2. Dados históricos à descrição de padrões ecológicos	02
1.3. Diversidade β	03
1.4. Padrões ecológicos em escala espacial reduzida	04
1.5. Objetivos e hipóteses de trabalho	05
 2. CAPÍTULO 1: Estruturação local da assembléia de peixes estuarinos neotropicais em infralitoral inconsolidado	
2.1. Introdução	06
2.2. Materiais e métodos	08
2.2.1. Área de estudo	08
2.2.2. Procedimento amostral	09
2.2.3. Análises estatísticas	11
2.2.3.1. <i>Variação espaço-temporal dos atributos físicos e químicos da água</i>	11
2.2.3.2. <i>Estimadores de abundância</i>	11
2.2.3.3. <i>Fatores estruturadores da assembleia</i>	11
2.3. Resultados	14
2.3.1. Variabilidade dos fatores físicos e químicos da baía	14
2.3.2. Ictiofauna	15
2.3.3. Análises intra-anual	15
2.3.4. Análise intra-sazonal	17
2.4. Discussão	18
2.5. Conclusão	22
 3. CAPÍTULO 2: Variação espacial, sazonal e multidecadal da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape em relação a fatores naturais e fatores induzidos pelo canal do Valo Grande	
3.1. Introdução	23
3.2. Materiais e Métodos	28
3.2.1. Caracterização ambiental do ECI	28
3.2.2. Histórico e impacto ambiental do VG no ECI	28
3.2.3. Hidrografia, hidrologia, produtividade biológica e subsistemas do ECI	30
3.2.4. Campanhas amostrais e suas generalidades	32
3.2.5. Procedimentos analíticos	33
3.2.5.1. <i>Riqueza e composição de espécies do ECI</i>	33
3.2.5.1.1. <i>Fauna total e recente</i>	33
3.2.5.1.2. <i>Estimativas de riqueza do eixo sul</i>	34
3.2.5.2. <i>Relação entre riqueza e densidade na baía do Trapandé</i>	36
3.2.5.3. <i>Identificação dos fatores estruturadores das assembleias do ECI</i>	36
3.2.5.4. <i>Efeito espacial do aporte do RI na assembleia de peixes</i>	39

do ECI	
3.2.5.4.1. Indicadores multivariados	39
3.2.5.4.2. Indicadores univariados	41
3.2.5.5. Variação interanual na estrutura da ictiofauna	42
3.2.5.5.1. Variabilidade na salinidade, temperatura e assembleia central demersal na baía do Trapandé entre 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia entre 1986/88 e 1996-97	42
3.2.5.5.2. Efeito do período (1996-97 e 2009/10) na estrutura da assembleia demersal da baía do Trapandé.	43
3.3. Resultados	45
3.3.1. Composição taxonômica e riqueza	45
3.3.1.1. Riqueza total e recente do ECI	45
3.3.1.2. Estimativas de riqueza do eixo sul	46
3.3.2. Relação entre espécie e quantidade de indivíduos no habitat demersal da baía do Trapandé	47
3.3.3. Fatores determinantes da riqueza	47
3.3.4. Fatores estruturadores das assembleias do ECI	47
3.3.5. Efeito espacial do aporte do RI na ictiofauna do ECI	49
3.3.5.1. Indicador multivariado	49
3.3.5.1.1. Assembleias persistentes na ZAI	49
3.3.5.1.2. Modelo CAP	50
3.3.5.1.2.1. Assembleia demersal	50
3.3.5.1.2.2. Assembleia marginal	51
3.3.5.2. Indicadores univariados	51
3.3.6. Variação interanual na estrutura da ictiofauna demersal	52
3.3.6.1. Variabilidade na temperatura, salinidade e assembleia central demersal na baía do Trapandé entre 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia entre 1986/88 e 1996-97	52
3.3.6.2. Efeito da sucessão de períodos (de 1996-97 para 2009/10) na estrutura da assembleia demersal da baía do Trapandé	53
3.4. Discussão	53
3.4.1. Riqueza e composição de espécies do ECI	53
3.4.1.1. Diferenças entre fauna total e recente do ECI	53
3.4.1.2. A ictiofauna no ECI e em outros estuários tropicais: consequências de comparações em macroescala	54
3.4.2. Ictiofauna do eixo sul	55
3.4.2.1. Riqueza e composição de espécies	55
3.4.2.2. Estimativas da riqueza em fundos inconsistentes	56
3.4.2.3. Relação entre riqueza e densidade na baía do Trapandé	58
3.4.2.4. Fatores estruturadores da assembleia	60
3.4.2.4.1. Modelos correlativos	60
3.4.2.4.2. Fatores reguladores da riqueza	63
3.4.2.5. Dinâmica sazonal da ictiofauna	63
3.4.3. Ictiofauna do eixo norte: riqueza, composição de espécies e fatores ambientais estruturadores	66
3.4.4. Impacto do Valo Grande na ictiofauna	68
3.4.4.1. Efeito do VG sobre a ictiofauna na escala espacial	68

3.4.4.2. <i>Efeito da perda das condições estuarinas na ictiofauna</i>	68
3.4.4.3. <i>Efeito do VG na escala temporal</i>	72
3.4.4.4. <i>Consequências do efeito do VG na estrutura da metacomunidade estuarina</i>	74
3.4.5. Efetividade analítica com uso dos dados históricos do ECI	76
3.4.6. Monitoramento e futuros estudos	77
3.4.6.1. <i>Monitoramento da ictiofauna com a recuperação ecológica do ECI</i>	77
3.4.6.2. <i>Futuros estudos</i>	80
3.5. Conclusão	81
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	83
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	85
6. TABELAS	107
7. FIGURAS	124
8. APÊNDICES	147

AGRADECIMENTOS

Especialmente, ao meu pai, Carlos, pelo amor e carinho e por me incentivar na carreira acadêmica, valorizando sempre as virtudes da ciência na formação ética e pessoal.

À minha mãe, Janete, e aos meus irmãos, Raiguer, Max, Rovená, Maíam e Chaula, pelo carinho, paciência e apoio, sempre, incondicional, para atingir essa importante meta de vida. Obrigado!

À Camila, minha noiva, por todo o carinho e amor que tem me dedicado e por toda (enorme!) paciência e compreensão. De forma especial, me ajudou, me apoiou e esteve ao meu lado, sempre, nessa jornada. Muito Obrigado!

Ao CNPq pela concessão da bolsa.

À professora June, pela orientação e valiosas contribuições no desenvolvimento da tese.

À Maria de Lourdes Teixeira e ao Nelson Maciel por gentilmente ceder dados das respectivas teses, o que foi indispensável para a realização da presente tese.

Ao Fabio Motta e Pietro Moro por gentilmente cederem dados de ocorrência de espécies.

Ao Instituto Oceanográfico na pessoa do diretor professor Michel Michaelovitch de Mahiques pelo uso das embarcações, das instalações e de todas as facilidades que foram indispensáveis para a realização desse estudo.

Aos professores Henrique Cabral e Stephanie Pasquaud pelas ricas discussões sobre ecologia de estuários.

Aos professores June, Mario, Fred e Ceci pela supervisão no programa PAE.

Aos funcionários da base de Cananéia do Instituto Oceanográfico, em especial ao Amauri, Zeca, Clovinho, Sérgio, Ulisses, Ricardo, Fátima e Evandro, cuja ajuda foi extramamente valiosa nas atividades de campo em Cananéia.

Aos alunos de graduação, Ricardo ('Bicudo'), Fábio ('Bahia'), Renan ('Bambucha'), Valter, Mariana, Bia, Bárbara, Camila, Nair, Amanda, Fernando e Igor, que foram indispensáveis nas triagens em laboratório e nos trabalhos de campo.

Aos colegas do laboratório, Jana, Kenji, Claudia, Michel, Isa, Thassya, Wellington, Helcy e Eudriano, pelo companheirismo nesse tempo.

À Isa pelas valiosas discussões sobre impactos antrópicos em ecossistemas marinhos.

Ao Marcio Ohkawara pelas ajudas incondicionais nos trabalhos de campo e laboratório (e nas pescarias!).

Ao Luis, André e David pela ajuda nos serviços laboratoriais.

Aos motoristas, Claudio, Sergio e Valter pelo transporte da equipe a campo.

Aos funcionários da biblioteca, especialmente ao Walter, à Cidinha e à 'Dona Rai'.

Às funcionárias da secretaria, Ana Paula, Silvana e Letícia, pelos serviços acadêmicos.

"Nature holds the key to our aesthetic, intellectual, cognitive and even spiritual satisfaction." (E.O. Wilson)

"A distribuição das espécies no ambiente marinho é mais ampla que a distribuição geográfica dos especialistas que as estudam" (Victor Sadowski)

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. <i>ANOSIM</i> testando hipótese nula de ausência de efeito espacial e sazonal na estrutura multivariada dos parâmetros da água na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil)	107
Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos da água identificados pelo teste <i>SIMPER</i> como responsáveis pela dissimilaridade sazonal entre agrupamentos sazonais de amostras mensalmente coletadas imediatamente ao fundo (~1 m) da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) de julho de 2009 a junho de 2010	107
Tabela 3. Partição da variação multivariada da assembléia de peixes demersais na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) pela análise <i>PERMANOVA</i> em função dos fatores fixos setor (Se) e estação sazonal (Sz) e dos cofatores: profundidade (Z), temperatura (T) e oxigênio (O ₂)	108
Tabela 4. Testes <i>t</i> permutacionais de comparações pareadas <i>a-posteriori</i> do <i>PERMANOVA</i> da estrutura da assembléia de peixes demersais entre estações e setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil)	109
Tabela 5. Resultados dos testes <i>ANOVA</i> (a), <i>Kruskal-Wallis</i> (b) e <i>ANCOVA</i> (c) duas vias e respectivas comparações <i>a-posteriori</i> para biomassa (<i>B_i</i>), densidade (<i>D_i</i>), riqueza (<i>S_i</i>), equitabilidade (<i>J_i</i>) totais da assembleia demersal da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil), bem com para biomassa (<i>B_i</i>) e densidade (<i>D_i</i>) das <i>i</i> espécies dominantes da assembleia, amostrada entre julho de 2009 e junho de 2010	110
Tabela 6. Média ($\pm$ desvio padrão) da densidade total (<i>D_t</i>), biomassa total (<i>B_t</i>), equitabilidade <i>J'</i> , riqueza total (<i>R_t</i>), densidade e biomassa das espécies dominantes capturadas mensalmente entre julho de 2009 e junho de 2010 na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil)	111
Tabela 7. Distribuição sazonal (%) de exemplares por classes de tamanho (comprimento padrão – CP em mm) das espécies dominantes capturadas mensalmente entre julho de 2009 e junho de 2010 na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para nome completo das estações e espécies	112
Tabela 8. Modelos ajustado a acumulação de espécies, definidas pelo índice UGE (Ugland <i>et al.</i> , 2003) e 999 permutações das amostras, para extrapolar o número assintótico de espécies nos fundos inconsistentes do eixo sul e baía do Trapandé	

do ECI. Para o eixo sul, utilizaram-se dados da campanha 1996-97 e à baía do Trapandé, dados agrupados da campanha 1996-97 e 2009/10	113
Tabela 9. Resumo das análises de regressão múltipla, em que a riqueza de espécies (variável resposta) foi analisada como uma função de variáveis temporais (ano, estação sazonal), espaciais (profundidade, distância da foz do eixo sul) e ambientais (salinidade, temperatura e vazão do RI – apenas para campanha 1986/88)	114
Tabela 10. Coeficientes de correlação múltipla entre as variáveis explicativas e os dois primeiros eixos da ordenação <i>dbRDA</i> (<i>distance-based Redundance Analysis</i>) das campanhas 1981/83, 1986/88, 1996-97. M = marginal, D = demersal.....	115
Tabela 11. Relação de assembleia e variáveis explicativas, utilizando <i>DISTLM</i> e procedimento <i>forward</i> de seleção e critério <i>AIC</i>	116
Tabela 12. Gradiente multiespecífico determinante da correlação canônica entre a assembleia demersal e o gradiente de salinidade do ECI.....	117
Tabela 13. Gradiente multiespecífico determinante da correlação canônica entre a assembleia marginal e o gradiente de salinidade do ECI.....	118
Tabela 14. Distribuição dos indivíduos por grupos funcionais por subsistema do ECI.....	119
Tabela 15. Frequência percentual em peso ($%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($%F_O$) das espécies das assembleias centrais demersal do setor interno da baía do Trapandé em 1981-1982, 1996-1997 e 2009/2010.....	120
Tabela 16. Frequência percentual em peso ($%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($%F_O$) das espécies das assembleias centrais demersal do setor externo da baía do Trapandé em 1981-1982, 1996-1997 e 2009/2010.....	121
Tabela 17. Frequência percentual em peso ($%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($%F_O$) das espécies das assembleias centrais demersal do Mar de Cananéia em 1986/1988 e 1996-1997.....	122
Tabela 18. Teste marginal e sequencial da relação da assembleia do setor interno e externo da baía do Trapandé com variáveis explicativas, utilizando <i>DISTLM</i> e procedimento <i>forward</i> de seleção e critério <i>AIC</i>	123
Tabela 19. Riqueza de espécies de grandes estuários tropicais e subtropicais...	124

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estuário de Cananéia-Iguape (sudeste do Brasil) (a) e, em detalhe (b), a baía do Trapandé e os três setores, definidos com base em características geomorfológicas e hidrográficas.....	124
Figura 2. Variação média ($\pm$ desvio padrão) mensal de (a) temperatura, (b) salinidade, (c) concentração de O ₂ dissolvido na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) de julho de 2009 a junho de 2010.....	125
Figura 3. Variação batimétrica entre os setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil).....	126
Figura 4. Ordenamento <i>n-MDS</i> construído com algoritmo distância Euclidiana de valores normalizados de salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido obtidos mensalmente de julho de 2009 a junho de 2010 na zona demersal de três setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil).....	127
Figura 5. Ordenações <i>dbRDA</i> representando o modelo intra-anual mais parcimonioso com amostras formadas por espécies frequentes (> 40% de frequência de ocorrência) e que cumulativamente perfizeram > 98% da biomassa e densidade da assembleia da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil).....	128
Figura 6. Ordenações <i>dbRDA</i> dos modelos intra-sazonais mais parcimoniosos com amostras formadas por espécies frequentes (> 40% de frequência de ocorrência) e que cumulativamente perfizeram > 98% da biomassa e densidade da assembleia da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil).....	129
Figura 7. Fatores determinantes do aporte continental e seu impacto nas condições e na biodiversidade estuarina. Modificado de Alber (2002) e Gillanders <i>et al.</i> , (2011).....	130
Figura 8. Estuário Cananéia-Iguape (costa sudeste do Brasil), denotando os pontos e/ou transectos de amostragem de cada campanha: B = local onde se instalou o cerco da campanha 1967; T1 e T2, transecto interno e externo da campanha 1981/83; círculos vazios, campanha 1986/88; círculos negros, campanha 1996-97; S1, S2 e S3 representam o setor 1, 2 e 3 respectivamente, da baía do Trapandé amostradas na campanha 2009/10.....	131
Figura 9. Dendrograma caracterizando o gradiente de salinidade do ECI, definido pela média de salinidade da margem e de fundo de todos os pontos amostrais da campanha 1996/97.....	132

- Figura 10.** Registros de salinidade obtidos no habitat marginal e demersal da Zona Ambientalmente mais Impactada (ZAI) do ECI entre 1996 e 1997.....133
- Figura 11.** Forma canônica da distribuição de abundância (em peso) de espécies (barras escuras) em relação ao modelo log-normal estimado (barras claras) das assembleias amostradas na baía do Trapandé em 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia em 1986/88 e 2009/10.....134
- Figura 12.** Estimadores não-paramétricos (*ENP*) *Jackknife* 1 e 2 e a curva cumulativa de espécies (*CCE*) com índice UGE, estimando a riqueza dos fundos inconsolidados do eixo sul (gráfico superior) e da baía do Trapandé (gráfico superior). Ajustes a *CCE* são apresentados na tabela 8.....135
- Figura 13.** Relações assintótica entre a riqueza e a densidade de espécies demersais (indivíduos.m⁻²) na baía do Trapandé no início (a: $F=6.53$, $P=0.018$, $r^2=0.22$; riqueza assintótica $a=13$ spp.) e final (b: $F=21.52$, $P=0.0001$, $r^2=0.48$; $a=16$ spp.) da estação seca e início (c: $F=6.16$, $P=0.021$, $r^2=0.19$; $a=17$ spp.) e (d: $F=7.86$, $P=0.010$, $r^2=0.25$; $a=16$ spp.) final da estação chuvosa, baseado em amostras da campanha 2009/10.....136
- Figura 14.** Ordenações *dbRDA* das amostras compostas pelo peso transformado (raiz quadrada) das espécies mais abundantes das assembleias das (a) campanhas 1967 (cerco, Mar de Cananéia), (c) 1981/83 (demersal, baía do Trapandé), (d) 1986/88 (demersal, Mar de Cananéia) e campanha 1996-97 (demersal e marginal de todo eixo sul) em função das variáveis preditoras selecionadas pelo *DISTLM* e critério *AIC* (tabela 11).....137
- Figura 15.** Escalonamento multidimensional não paramétrico (*nMDS*) de amostras compostas pelo somatório de indivíduos por espécies dominantes de 32 amostras obtidas trimestralmente (duas por ocasião amostral) entre 1996 e 1997 no habitat demersal (painel superior) e marginal (painel inferior).....139
- Figura 16.** Eixo canônico de coordenadas principais (*CAP*) que maximiza, no espaço multivariado, a explicação da variância da assembleia (a) marginal e (b) demersal pela salinidade média. Dados referem-se à soma de abundância numérica das espécies dominantes (em verde) e de salinidade de 32 amostras dos dois anos no respectivo ponto amostral (número indicado acima da amostra) durante a campanha 1996-97.....140
- Figura 17.** Variação sazonal e anual na estrutura termohalina do setor interno (a, d), externo (b, e) da baía do Trapandé e no Mar de Cananéia (c, f), representada por escalonamento multidimensional não-paramétrico (*n-MDS*) das amostras compostas por salinidade e temperatura das campanhas 1981/83, 1996-97,

1986/88 e 2009/10.....	141
Figura 18. <i>Box-plots</i> das variações de salinidade entre períodos no setor interno e externo da baía do Trapandé e Mar de Cananéia.....	142
Figura 19. Cluster com análise de perfil de similaridade <i>SIMPROF</i> , testando a hipótese nula de ausência de diferença na estrutura da assembleia central demersal entre os períodos no setor interno (a) e externo (b) da baía do Trapandé e Mar de Cananéia (c).....	143
Figura 20. Distribuição de abundância de espécies na baía do Trapandé em 1996-97 e 2009/10 ambas obedecendo significativamente à distribuição log-normal.....	144
Figura 21. Fêmea jovem de <i>Sphyrna lewini</i> capturada na baía do Trapandé. Foto de Leonardo Kenji Miyashita.....	145
Figura 22. Modelos conceituais da condição estuarina e conectividade entre comunidades locais de peixes na ausência (superior inferior) e presença (painel inferior) do efeito do aporte continental do rio Ribeira de Iguape (RI) através do canal do Valo Grande.....	146

RESUMO

O objetivo desta tese é identificar e descrever variações espacial, sazonal e multidecadal, com dados históricos, e padrões ecológicos locais na ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape (ECI) em relação a fatores ecológicos naturais e/ou aqueles induzidos pelo aporte exógeno do rio Ribeira de Iguape (RI) através do canal artificial 'Valo Grande' (VG). Demonstrou-se a relação de atributos hidrológicos, sazonalidade e espacialidade com a estruturação da diversidade β da assembléia no infralitoral inconsolidado em escala local (*i.e.* dentro de um setor estuarino do ECI, a baía do Trapandé) utilizando delineamento amostral espacial e sazonalmente estratificado com amostragens mensais (julho/2009 – junho/2010) com rede *otter-trawl*. Identificaram-se dois padrões locais na estrutura da assembleia: persistência sazonal de maior riqueza e abundância no interior (ambientalmente favorável) do que foz da baía (hidrodinamicamente instável) e variabilidade dessa estrutura espacial pelo efeito da interação entre profundidade, temperatura e ritmos sazonais populacionais. O ECI abrigou 246 espécies entre 1962 e 2010 e 214 entre 1993 e 2010. De acordo com extrapolações matemáticas, há mais de 173 espécies no habitat demersal do eixo sul. Durante o período chuvoso, riqueza e abundância na ictiofauna do eixo sul aumentam com o incremento do recrutamento e agregações reprodutivas, estimuladas pelo pico de produtividade no ECI, e das migrações massivas à jusante, devido à forte redução das condições estuarinas no eixo norte. Propõe-se uma metacomunidade organizada por efeitos de massa entre a assembleia da baía do Trapandé e o *pool* regional de populações marinhas. A degradação das condições estuarinas pelo aporte do RI limitou a dispersão de espécies estuarino-residentes e marinho-migrantes no ECI. Isso determinou um gradiente espacial de perda generalizada de abundância, riqueza e diversidade funcional acompanhando consistentemente o gradiente espacial de impacto. O sinal desse efeito antrópico foi suficientemente elevado para ser detectado mesmo sob interferência de outras fontes de variabilidade espacial, temporal e ambiental. A redução da vazão do RI ao ECI para sua recuperação ecológica, estabelecida pelas autoridades governamentais, é uma medida que também restaurará a dispersão multiespecífica e, assim, a funcionalidade ecossistêmica da ictiofauna.

Palavras-chaves: tropical, metacomunidade, dados históricos, conservação, impacto ambiental.

ABSTRACT

The aim of the present thesis is to identify and describe spatial, seasonal, and multidecadal variations, by using historical data, and local ecological patterns in the fish fauna of the Cananéia-Iguape Estuary (ECI) in relation to ecological factors and/or factors derived from the exogenous discharge of the Ribeira de Iguape River (RI) flowing through the 'Valo Grande' artificial channel. It was demonstrated the relation of hydrological attributes, seasonality, and spatiality with the beta diversity of the soft bottom infralitoral fish assemblage in local scale (*i.e.* within an ECI estuarine sector, the Trapandé Bay) with a seasonally and spatially stratified sampling design and monthly sampling (July/2009 – June/2010) using otter-trawl net. Two patterns were identified: (I) fish species richness and abundance were higher and seasonally persistent in inner (environmentally favorable habitat) than in outer sector of bay; and (II) a variability of this fish fauna's spatial structure induced by the effect of the interaction among depth, water temperature, and seasonal rhythms of fish populations. ECI hold 246 fish species between 1962 and 2010 and 214 species between 1993 and 2010. Mathematic extrapolators estimated > 173 species in the south axis of ECI. In rainy season, fish species richness and abundance in south axis increase with increasing (I) massive immigration of individuals from north axis of ECI due to the highest RI discharge and lowest salinity; (II) massive recruitments and reproductive aggregations and activities, which are coupled with the peak of primary and secondary productivity in ECI. It is proposed the existence of a metacommunity ruled by mass effect between assemblage of Trapandé bay and regional pool of marine populations. The degradation of ECI's estuarine conditions due to RI inflow limited multispecific dispersion among resident estuarine and marine species. This resulted in a spatial gradient of generalized loss in abundance, richness, and function in the fish fauna structure that strongly follow the spatial gradient of impact. The signal of this anthropogenic effect was enough high to be revealed even under interference from other sources of environmental, spatial, and temporal variability. The reduction of RI inflow to ECI in order to recover its ecological estuarine conditions is a governmental authorities' correct decision to also recover the fish dispersion and, thus, the ecosystem functionality of fish fauna.

Key-words: metacommunity, tropical, historical data, conservation, environmental impact

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os estuários são ecossistemas de interface entre ambientes dulcícolas e o oceano presentes em todo o mundo (Miranda *et al.*, 2002). Estes sistemas sustentam grande densidade e diversidade de vida e estão entre os ecossistemas mais valiosos da Terra num âmbito biológico, econômico e cultural (Constanza, 1997). Contudo, os estuários também têm sido historicamente sujeitos à forte pressão humana devido à localização estrategicamente favorável para estabelecimentos de civilizações humanas e rotas comerciais (Abrantes, 2007). Nos trópicos, essa pressão vem sendo substancialmente intensificada nas últimas décadas pela rápida expansão urbana, industrial e agropecuária nas zonas e bacias hidrográficas costeiras dos países em desenvolvimento (Blaber, 2008; Nahum *et al.*, 2009; Duarte, 2009; Barbier *et al.*, 2011; Barletta *et al.*, 2012). Afora raras exceções, este desenvolvimento fundamenta-se no paradigma de acúmulo de benefícios econômicos em curto prazo em detrimento da resiliência, resistência, estabilidade e sustentabilidade econômica do ecossistema (Abrantes, 2007; Duarte, 2009; Barletta *et al.*, 2010; Brasil, 2010; Barbier *et al.*, 2011).

Tal desenvolvimento instaurou um cenário claramente paradoxal em praticamente qualquer estuário tropical: ao mesmo tempo em que sustentam elevada biodiversidade (Blaber, 2008), estes figuram entre os globalmente mais afetados pela ação humana (Barletta *et al.*, 2010; Barbier *et al.*, 2011). A taxa média anual de supressão/degradação de habitats ecologicamente vitais aos estuários tropicais, como manguezais e *seagrasses*, é c. seis vezes maior ($3\%.\text{ano}^{-1}$) do que a dos ecossistemas terrestres tropicais (c. $0.5\%.\text{ano}^{-1}$ nas florestas tropicais; Achard *et al.*, 2002; Duarte *et al.*, 2008). Estima-se que 35% dos manguezais e 29% dos *seagrasses* já foram perdidos ou degradados no mundo (Valiela *et al.*, 2001; MEA 2005; Orth *et al.*, 2006; UNEP, 2006; FAO, 2007; Waycott *et al.*, 2009), causando redução de 33% das pescarias costeiras viáveis, 69% das áreas 'berçário' e 63% dos serviços de filtragem e detoxificação desempenhados por filtradores, vegetação submersa e halófitas (Worm *et al.*, 2006). A perda de biodiversidade e funções ecossistêmicas nos estuários também contribui à invasão biológica, ao declínio da qualidade das águas e à perda da proteção costeira contra eventos climáticos extremos (e.g. enchentes e tempestades; Barbier *et al.*, 2011). Portanto, entender o papel dos diferentes componentes da biodiversidade e do meio abiótico ao funcionamento dos ecossistemas estuarinos tropicais é crucial para permitir efetivas ações de gestão, mitigação de impactos ambientais adversos, conservação e uso sustentável dos bens e serviços ecossistêmicos estuarinos (Barletta *et al.*, 2010).

1.1. Biodiversidade e impactos ambientais nos estuários do Brasil e no Estuário Cananéia-Iguape

O Brasil destaca-se no âmbito da conservação da biodiversidade global por abrigar uma das maiores biodiversidades do mundo (15-20% do total estimado) e, conseqüentemente, pelos incontáveis benefícios gerados pela biodiversidade à sociedade e economia nacional, continental e global (Brasil, 2010). Além de prover fontes de energia (petróleo e gás), meio de transporte e riqueza mineral (Brasil, 2010; MMA 2010), os ecossistemas marinhos do Brasil abrigam c. 5% da biodiversidade nacional (*i.e.* ~ 9100 espécies; Lewinsohn & Prado, 2005; Miloslavich *et al.*, 2011), a qual fornece valiosos bens e serviços, como pescados, regulação climática, proteção costeira e biodepuração (Brasil, 2010; MMA 2010). Práticas de pesca insustentáveis (*i.e.* fundamentadas na maximização das capturas, intensificação do esforço e expansão da área de pesca), expansão urbana, industrial e, sobretudo, portuária, atendendo à elevação na exportação de commodities, vêm afetando adversamente a integridade dos ecossistemas costeiros do Brasil (Lana *et al.*, 2001; Nahum *et al.*, 2009; Barletta *et al.*, 2010; Brasil, 2010; MMA, 2010).

No Brasil, os estuários merecem particular atenção à conservação biológica por historicamente concentrar grande parte dos impactos costeiros (Barletta *et al.*, 2010; Brasil, 2010; MMA, 2010). O Estuário Cananéia-Iguape (ECI) é um dos grandes estuários mais preservados do Brasil (Neto *et al.*, 1997; Brasil, 2010; MMA 2010). Contudo, esse ecossistema vem sendo drasticamente afetado, ao longo de mais de um século, pelo aporte continental exógeno do rio Ribeira de Iguape (RI) após a abertura do canal artificial do Valo Grande (VG; Mahiques *et al.*, 2012). Na presente tese, uma detalhada avaliação do impacto desse aporte na ictiofauna é conduzida, que poderá subsidiar o futuro plano da recuperação ecológica do ECI (DAEE, 2011).

1.2. Dados históricos à descrição de padrões ecológicos

Os desenvolvimentos costeiros nas costas tropicais do mundo, em geral, não foram acompanhados por monitoramentos ecológicos (Blaber, 2008; Barletta *et al.*, 2010). Monitoramentos ecológicos são mensurações de longo prazo (> 10 anos), contínuas e sistemáticas, no ecossistema, os quais se destinam a acompanhar a biodiversidade antecedendo, durante e após o impacto ou perturbação, a fim de estabelecer contundentes relações de causa (impacto) e efeito (alteração na biota) para subsequente subsídio de políticas e diretrizes de avaliação, mitigação e recuperação ambiental (Underwood, 1997; Lindenmayer & Likens, 2010; Anderson *et al.*, 2011). Dados históricos, não raramente, são as únicas informações pretéritas disponíveis em estuários tropicais (*e.g.* Blaber, 2002; Smith *et al.* 2008; Barletta *et al.*,

2010). Segundo McClenachan *et al.*, (2012), estes representam dados ecológicos, bióticos e abióticos pretéritos, contidos em meios diversos, notadamente: registros de museu, trabalhos acadêmicos não publicados (teses, dissertações e monografias), trabalhos incompletos diversos, relatórios governamentais, *logbooks* de barcos pesqueiros, entrevistas, narrativas, fotografias e restos zooarqueológicos. Atualmente, a elevada disponibilidade de técnicas analíticas permite o uso de dados históricos para se reconstruir perspectivas do estado passado da biodiversidade (McClenachan *et al.*, 2012). Comparações dessas perspectivas com cenários atuais permitem investigar alterações na biota em face aos impactos provocados pelas atividades humanas (Reinthal & Stisssy, 1991; Smith *et al.*, 2008; Westley *et al.*, 2010; Costello *et al.* 2012; McClenachan *et al.*, 2012).

1.3. Diversidade β

Ecologia é uma ciência que trata efetivamente de processos e padrões em sistemas variáveis (Livingston, 1987; ter Braak & Verdonschot, 1995; Underwood *et al.*, 2000; Benedetti-Cecchi, 2003; Anderson *et al.*, 2011). A variabilidade (ecológica) é cada vez mais aceita como uma propriedade genuína em sistemas ecológicos (Benedetti-Cecchi, 2003), cujo componente regular e não explicado são igualmente informativos (Benedetti-Cecchi, 2003; Rotherham *et al.*, 2011). Variabilidade pode ser conceitualizada como a variação espacial e temporal em populações e comunidades (variáveis respostas) e a heterogeneidade nos processos que geram e mantêm os padrões (variáveis preditoras; Benedetti-Cecchi, 2003). Variabilidade produz padrões complexos e interativos (Underwood *et al.*, 2000), *i.e.*, as mudanças ao longo do tempo em um local não são observadas em outros locais, mesmo naqueles próximos (*e.g.* Gray *et al.*, 2008; Rotherham *et al.*, 2011). A interação espaço-temporal de processos bióticos e abióticos afetam as abundâncias locais de uma única espécie, a diversidade das assembleias e a interação entre espécies (Underwood *et al.*, 2000). *Patchness* é um termo geralmente empregado para conspícua variabilidade das comunidades e populações no tempo e no espaço (Rotherham *et al.*, 2011).

Diversidade β ($d\beta$), concebida por Robert Whittaker (Whittaker, 1960), é uma métrica que expressa variabilidade entre assembleias e constitui um importante *framework* na definição de padrões de uma miríade de processos em metacomunidades, como conectividade (*e.g.* Thrush *et al.*, 2010), disjunções (*e.g.* Westley *et al.*, 2010) e interação com gradientes ambientais (*e.g.* Hewitt *et al.*, 2010). A $d\beta$ original é um indicador que expressa o número de vezes que a riqueza na região (ou diversidade γ) é maior do que a riqueza média em unidades espaciais de menor escala (ou diversidade α ; Whittaker, 1960; Tuomisto 2010 a, b). Desde a sua

concepção, as relações entre as diversidades α , β e γ têm sido reconsideradas ou reestabelecidas sob diferentes conceitos, métricas e métodos estatísticos de análise (Tuomisto 2010 a, b), muitos dos quais discordantes e conflituosos (e.g. Anderson *et al.*, 2011). Em recente revisão, Anderson *et al.*, (2011) racionalizaram o uso da análise da $d\beta$ e lhe adicionaram maior realismo ao considerar simultaneamente mais descritores de assembleia (*i.e.* identidade de espécies, abundância relativa e biomassa = estrutura da assembléia) e mais dimensões através da qual a assembleia varia (*i.e.* dimensões espaciais, temporais e ambientais). Dois tipos de $d\beta$ foram então definidos: $d\beta$ *turnover* - medida de variabilidade na estrutura da assembleia de uma unidade amostral a outra ao longo de um gradiente ambiental, espacial ou temporal; e $d\beta$ *variação* (σ^2) - quantificação da variabilidade na estrutura entre um conjunto de unidades amostrais dentro de uma dada dimensão temporal ou espacial ou de uma categoria de um fator (e.g. tipo de habitat; Anderson *et al.*, 2011).

1.4. Padrões ecológicos em escala espacial reduzida

Muitos modelos teóricos e empíricos em ecologia fundamentam-se em abordagem macroscópica. Nesta abordagem, há duas perspectivas gerais de enfoque: (I) estudos de interação entre 'consumidor' (e.g. requerimento específico, predador, pescarias, extração florestal etc.) e 'recursos' (e.g. recursos vitais específicos, recurso explotáveis etc.) representada pela interação entre suas médias de abundância por espaços delimitados e geralmente extensos (e.g. setor estuarino, áreas de pesca da FAO etc.; Grünbaum, 2012); e (II) estudos observacionais mensurativos de larga escala espacial, cujas réplicas são obtidas dentro de limites espaciais relativamente extensos (Jongman *et al.*, 1995; Underwood *et al.*, 2000; Gotelli & Ellison, 2004). A abordagem macroscópica, por apresentar diversas vantagens analíticas, tem apresentado sucesso na explicação de hipóteses ecológicas e gestão de recursos naturais [detalhes em Grünbaum (2012)]. No entanto, os modelos macroscópicos possuem sérias limitações preditivas, pois, por questões analíticas e amostrais, desconsideram *patchness* de populações e assembleias em menor escala espacial (Grünbaum, 2012). Em face de tal deficiência, construir modelos ecológicos em escalas menores e não triviais é um importante passo à correção de distorções de conclusões num âmbito macroscópico e, conseqüentemente, ao estabelecimento de generalizações consistentes em ecologia (Azovsky, 2000).

O infralitoral é um dos habitats econômica e ecologicamente mais valiosos dos estuários neotropicais por sustentar elevada produtividade nectônica e pesqueira (Barletta *et al.*, 2010). No entanto, o estado atual do conhecimento ecológico da ictiofauna demersal estuarina é limitado, porque a variabilidade ($d\beta$) dessas

assembleias e seus determinantes, embora exaustivamente estudada em larga escala espacial, *i.e.* entre setores estuarinos (*e.g.* Araújo *et al.*, 2002; Jaureguizar *et al.*, 2004; Barletta *et al.*, 2005; Barletta *et al.*, 2008; Dantas *et al.*, 2010), ainda é pouco conhecida em reduzida escala, *i.e.* dentro dos setores estuarinos (*e.g.* Chagas *et al.*, 2006). O entendimento da dinâmica, persistência e estabilidade das assembleias de peixes estuarinos é dependente de amplas generalizações (Azovsky, 2000), as quais devem derivar de padrões ecológicos manifestados em múltiplas escalas (Sheaves & Johnston, 2009).

1.5. Objetivos e hipóteses de trabalho

Fundamentado nos enunciados acima, o objetivo da presente tese é identificar e descrever com análises de $d\beta$ dois padrões ecológicos na ictiofauna do ECI: um em escala local e outro definido pela influência do VG. Para isso, dois estudos foram designados e implementados, correspondendo aos dois capítulos da tese.

No capítulo 1, testou-se a hipótese de que processos temporais, espaciais e ambientais interagem e estruturam a assembleia de peixes em *patchness* sobre fundos inconsolidados do infralitoral em uma escala local *i.e.* dentro da baía do Trapandé, que corresponde a um dos setores estuarinos do ECI.

No capítulo 2, fazendo-se uso de dados históricos, investigou-se a variação espacial, sazonal e multidecadal da ictiofauna do ECI em relação a fatores ecológicos naturais e aqueles derivados do impacto do canal do VG. Os objetivos específicos desse capítulo foram:

1. Qual é a estrutura atual da ictiofauna do ECI em termos de composição de espécies e abundância?
2. Como a variabilidade temporal, espacial e ambiental e a conectividade atuam na estruturação da ictiofauna do ECI?
3. Como a degradação das condições estuarinas pelo aporte do RI afetou a estrutura da ictiofauna do ECI? Hipotetizou-se, para essa última questão, que a conectividade dentro da metacomunidade regional foi reduzida devido à deterioração das condições estuarinas do ECI.

2. CAPÍTULO 1

Estruturação local da assembléia de peixes estuarinos neotropicais em infralitoral inconsolidado¹

2.1. Introdução

Patchness é uma propriedade particularmente generalizada entre comunidades estuarinas, devido à elevada dinamicidade física e ecológica desses sistemas (Livingston 1987, Thompson & Mapstone 2002, Hewitt et al. 2010, Rotherham et al. 2011). Respostas multiespecíficas à multiplicidade e sinergia de fatores abióticos operando localmente podem modular em metacomunidades dispersão de organismos e espécies (Cornell 1999, Leibold et al. 2004, Mouillot 2007, Hewitt et al. 2010, Trush et al. 2010) e processos dependentes da densidade (Leibold et al. 2004, Hixon & Jones 2005, Craig et al. 2007). Assim, identificar os padrões locais de ocupação e seus fatores estruturadores é a primeira etapa lógica à elaboração de hipóteses sobre os mecanismos que geram e mantêm tais processos (Underwood et al., 2000). Além disso, há um crescente interesse em se entender tais mecanismos, uma vez que a perda de habitat (*i.e.* homogeneização) é, reconhecidamente, uma das principais causas de perda de biodiversidade (Hewitt et al. 2010) e, conseqüentemente, da estabilidade do ecossistema e sua resistência a invasões (Stachowicz et al. 2002). *Patchness* é comum entre assembleias de peixes recifais (Anderson & Millar 2004, Miller et al. 2012) e estuarinos (Livingston 1987, Thompson & Mapstone 2002, Rotherham et al. 2011). Em estuários, maior frequência de agregações de indivíduos e espécies tem sido associada a manguezais (e.g. Laegdsgaard & Johnson 2001, Johnson & Sheaves 2009), bancos de macroalgas e gramas marinhas (e.g. Rotherham et al. 2011) e recifes (e.g. Ramos-Miranda et al. 2005). Porém, ainda foi pouco explorada a relação entre *patches* e habitats de fundos inconsolidados (= habitat infralitorâneo; porém, ver Rueda & Defeo 2003, Chagas 2006). Mesmo em tais habitats, aparentemente homogêneos, variações topográficas, sedimentológicas e hidrológicas podem ser marcantes e resultam em efetiva heterogeneidade local do habitat (Tessler & Souza 1998; Barcellos 2005; Conti et al. 2011). Consistentes

¹ Citação bibliográfica ao longo do texto em formação à submissão à *Marine Ecology Progress Series*

associações dessa heterogeneidade e a estrutura de assembleias de peixes são reportadas em habitats neríticos (e.g. Auster et al 1995, Thrush et al. 2002).

Os estuários neotropicais abrigam ictiofaunas com alta diversidade taxonômica e funcional, que exibem papel vital aos ecossistemas e às pescarias locais e regionais (Barletta et al. 2010). Tal valor, associado à crescente pressão antrópica a que estão sujeitas, têm motivado a realização de diversos estudos correlativos para associar fatores abióticos a padrões de ocupação (e.g. Jaureguizar et al. 2004; Barletta et al. 2005; Chagas et al. 2006; Barletta et al. 2008). Nos infralitorais desses estuários, tem-se observado que a variabilidade espaço-temporal dos padrões é frequentemente explicada pela variabilidade de oxigênio dissolvido, temperatura (Barletta et al. 2008), salinidade (Jaureguizar et al. 2004, Barletta et al. 2005; Barletta et al. 2008) e por *proxies* sintetizadores de processos biológicos, como recrutamento, e/ou físicos e suas interações, como o gradiente espacial estuarino (Barletta et al. 2005) e sazonalidade (Jaureguizar et al. 2004; Barletta et al. 2005; Chagas et al. 2006; Barletta et al. 2008) *per se*. Porém, a partição dessa variabilidade (i.e. diversidade β) em resposta a esses fatores tem sido raramente demonstrada em termos locais (i.e. dentro de setores do gradiente espacial estuarino; porém, ver Rueda & Defeo 2003 e Chagas et al. 2006), mas, sim, desproporcionalmente analisada em termos regionais (i.e. entre setores de gradiente estuarinos; e.g. Jaureguizar et al. 2004, Barletta et al. 2005, Sosa-Lopes et al. 2007, Barletta et al. 2008). Além disso, apesar da importância dos processos sazonais de dispersão na estruturação das assembleias (Sheaves et al. 2010), os estudos sobre variação sazonal no uso local por populações de peixes são relativamente imprecisos, porque não relacionam sazonalidade a recrutamento e migrações (e.g. Chagas et al. 2006) ou carecem de adequada replicação sazonal (e.g. Rueda & Defeo 2003).

Protocolos amostrais designados a fenômenos de larga escala, não raramente, mascaram aqueles locais (Kendall & Widdicombe 1999, Chagas et al. 2006, Vinagre et al. 2009), em virtude da intrínseca dependência entre processos ecológicos e escala espacial de amostragem (Levin 1992, Oberdorff et al. 1995, Becheler et al. 2009). Assim potenciais extrapolações destes padrões através de redução de escala podem ser inapropriadas (Schneider 2001), sobretudo, neste caso, onde a força do gradiente estuarino regional pode obscurecer fenômenos locais, como aqueles dentro de um setor do estuário (Chagas et al. 2006). No presente estudo, testou-se hipótese de que espaço (i.e. profundidade e gradiente espacial estuarino), sazonalidade e propriedades da água (i.e. salinidade, temperatura e oxigênio) produzem padrões de ocupação local em *patchness* na ictiofauna infralitorânea demersal sobre fundos inconsolidados em um estuário neotropical. A baía do Trapandé, um dos setores polihalino de 17 Km e o

maior embaiamento do ecossistema estuarino Cananéia-Iguape (ECI; costa sudeste do Brasil), reúne tais variabilidades para se testar tal hipótese: (I) a baía é sujeita à forte sazonalidade (Schaeffer-Novelli et al. 1990) e, portanto, exhibe claros padrões sazonais na concentração de oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade e descarga continental (Miyao et al. 1986; Schaeffer-Novelli et al. 1990, Bergamo 2000, Barrera-Alba et al. 2009, Mahiques et al. 2009, Conti et al. 2011). Apesar de evidências indicarem relativa persistência sazonal na cunha salina da baía (Miyao et al. 1986; Bergamo 2000), pulsos episódicos de descarga continental podem provocar sua retração à jusante (Mahiques et al. 2009; Conti et al. 2011). Este estudo foi conduzido sob tal cenário, com chuvas no início do período chuvoso 60% acima da média histórica (fig. 2d); (II) a baía é habitada sazonalmente por recrutas (Maciel 2001), indicando que sazonalidade pode expressar-se por recrutamentos (Sheaves et al. 2010); (III) a influência marinha (*i.e.* salinidade e concentração de oxigênio), exposição à ondulação e sujeição às correntes de maré são maiores na foz do que na área interna da baía (Tessler & Souza 1998, Bergamo 2000, Barcellos 2005, Conti et al. 2011). Esta hidrodinâmica é um forte determinante da topografia de fundo, produzindo consistente aumento na variabilidade batimétrica da zona interna à desembocadura (Tessler & Souza 1998, Barcellos 2005, Conti et al. 2011). Tais especificidades terminam a existência de consistente variabilidade espacial longitudinal, lateral e vertical no infralitoral. O objetivo do presente trabalho foi investigar através de análises correlativas de diversidade β (*sensu* Anderson *et al.*, 2011) o efeito do espaço, sazonalidade e qualidade da água na estruturação local no infralitoral de uma assembleia de peixes.

2.2. Materiais e métodos

2.2.1. Área de estudo

A baía do Trapandé localiza-se na confluência de diversos canais estuarinos, fozes de rios e o oceano (fig. 1). Com base em atributos geomorfológicos e hidrodinâmicos (Miyao et al. 1986; Bergamo 2000; Barcellos 2005), a baía pode ser dividida em três setores que caracterizam sua heterogeneidade espacial. *Setor 1* – corresponde à sua zona mais interna, estende-se da confluência do canal de Ararapira aos rios Taquari, Boacica e Itapitangui e rio das Minas e canal Mar de Cubatão (fig. 1). Estes rios abastecem a baía com significativo aporte de água doce, influenciando sua estrutura salina (Bergamo 2000). Há forte sazonalidade na descarga fluvial e

salinidade (respectivamente, média = $99.8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e 8, no verão, e média = $5.8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ e 27, no inverno). A velocidade de corrente de maré é relativamente baixa (c. 0.6 m s^{-1}). Há predomínio de depósitos de areia fina, devido à influência dos rios. A profundidade média é a menor da baía (c. 7 m). *Setor 2* - zona intermediária da baía, estendendo-se da confluência do canal de Ararapira ao sul do canal Mar de Cananéia (fig. 1). Área com predomínio de depósitos de lama e com profundidade (média = c. 8 m), salinidade (média = 13, verão e média = 28.4, inverno) e velocidades de correntes (média = 1.1 m s^{-1}) intermediários. *Setor 3* – zona mais externa da baía, estendo-se do sul do canal mar da Cananéia a foz do estuário. Zona de alta influência marinha por conta da elevada profundidade determinar elevada conectividade física com o ambiente nerítico. A salinidade média (salinidade c. 28, no verão, e >30 , inverno) e as correntes de maré (velocidades médias de enchente e vazante atingem 2 m s^{-1} e 1 m s^{-1} , respectivamente) são as maiores da baía. As elevadas correntes determinam predomínio de areia no fundo e elevada amplitude batimétrica.

Além dos rios locais, um canal artificial no norte do estuário desvia c. 70% das águas do rio Ribeira de Iguape para o seu interior (fig. 1). Apesar de distante, esse canal exerce influência na baía, à qual provê substancial aporte de lamas e água doce (Bernardes & Miranda 2001; Mahiques et al. 2009; Conti et al. 2011). As marés no estuário são semi-diurnas, com inequidades diurnas e amplitudes máximas de 1.25 m (Bergamo 2000). A precipitação (média anual = 2200 mm) e a temperatura da água (média anual de 21°C) exibem clara sazonalidade, sendo maiores no verão (25°C , 267 mm) e menores no inverno (17°C , 95 mm; Bergamo 2000).

2.2.2. Procedimento amostral

Com base em Barletta et al. (2008), Contente et al. (2011), e dados históricos de precipitação e temperatura da região (Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo, DAEE, 2013), a sazonalidade foi estratificada em: início (julho, agosto, setembro) e final (outubro, novembro, dezembro) da estação seca e início (janeiro, fevereiro, março) e final (abril, maio, junho) da estação chuvosa. Conduziu-se amostragem aleatória estratificada, com cada setor da baía constituindo um estrato espacial (3 níveis) e cada estação sazonal, um estrato temporal (4 níveis). Cinco réplicas da assembleia e respectivos parâmetros da água, profundidade e posição geográfica foram mensalmente obtidos em cada setor de julho de 2009 a junho de 2010. Devido a problemas operacionais (indisponibilidade de embarcação, danificação da rede por enroscos etc.), não foram obtidas quatro réplicas em março,

três em outubro, uma em janeiro e fevereiro. Reduziu-se o efeito da maré lunar conduzindo amostragens na primeira lua de quadratura, quando a intensidade das correntes (que não foi mensurada) é menor (Bergamo 2000). Em cada setor, excluíram-se pontos com enroscos e/ou profundidade < 4 m. Houve um distanciamento de c. 600 m entre réplicas. As campanhas foram conduzidas ao longo de um dia no período diurno (7h00 – 17h00). Os peixes foram coletados com rede de arrasto de fundo, tipo *otter-trawl*, com 12 m de abertura de boca, malha de 30 mm no corpo e nas mangas e malha de 25 mm no ensacador. Para elevar a acurácia da abundância, o ensacador foi envolvido por uma rede de malha de 5 mm (Barletta et al. 2005). De amostras com captura acima de 50 indivíduos de uma mesma espécie, efetuou-se seleção aleatória de 50 exemplares para biometria e, do restante, efetuou-se contabilização e mensuração do peso total (Sparre & Venema 1995). Os peixes capturados foram armazenados e transportados em gelo para laboratório. As raias capturadas foram identificadas, pesadas (precisão 0.1 g), mensuradas (largura de disco - precisão 1.0 mm) e imediatamente devolvidas à água. Os actinoptérigeos foram, em laboratório, identificados de acordo com Carpenter (2002 a, b), Figueiredo & Menezes (1978), Figueiredo & Menezes (1980), Marceniuk (2005), Menezes & Figueiredo (1980), Menezes & Figueiredo (1985) e Santos-Ninin (2008), e pesados (precisão de 0.001g) e mensurados (comprimento padrão - CP; precisão 1.0 mm).

Os arrastos duraram 5 minutos (Johnson et al. 2008), com velocidade entre 2.0 a 3.5 nós. Georreferenciamento no começo e fim do arrasto foi registrado para cálculo da área arrastada e da distância, em km, do ponto amostral à desembocadura da baía (D). A profundidade (precisão de 0.1 m), mensurada com ecobatímetro, foi registrada a cada 1 minuto durante o arrasto para subsequente cálculo da profundidade média de cada ponto amostral. Temperatura da água (precisão ± 0.1 °C), salinidade (± 0.1) e concentração de O₂ (± 0.1 mg.l⁻¹), mensurados com sonda multi-parâmetro, foram medidos imediatamente antes do arrasto no fundo (c. 1 m acima do fundo) e na superfície. Amplitude de maré, durante cada amostragem, e a precipitação diária foram obtidas, respectivamente, do marégrafo e da estação meteorológica da base de Cananéia do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, ambos localizados a c. 5 km da baía.

2.2.3. – Análises estatísticas

2.2.3.1. - Variação espaço-temporal dos atributos físicos e químicos da água

A estruturação dos atributos físicos (temperatura, salinidade) e químicos (oxigênio dissolvido) da água no ambiente demersal foi analisada em ordenações não condicionadas de escalonamento multidimensional não paramétrico (*n-MDS*). Empregou-se análise de similaridade (*ANOSIM*) para determinar a significância do efeito do setor e da estação sazonal na estruturação abiótica. A análise de similaridade percentual (*SIMPER*) foi usada para identificar variáveis responsáveis por variações espaços e/ou temporais (Clarke & Warwick 2001). O teste *ANOSIM* baseia-se no algoritmo *R* que varia de 0 a 1 (0 = total indistinguibilidade entre os grupos e 1 = total separação entre estes), de modo que: $R > 0.75$ indica grupos claramente distinguíveis; $R > 0.5$, grupos sobrepostos, mas são claramente distinguíveis; e $R < 0.25$, grupos tipicamente indistinguíveis (Clarke & Gorley 2006). Para o *n-MDS* e *ANOSIM*, as matrizes foram criadas empregando distância Euclidiana de valores previamente normalizados (Clarke & Warwick 2001).

2.2.3.2. – Estimadores de abundância

As capturas por unidade de área foram expressas em densidade e biomassa, tal que: $D_i = C_{Ni}A^{-1}X_1$ (n^0 de indivíduos. m^{-2} ou n^0 de indivíduos. ha^{-1}); e $B_i = C_{Mi}A^{-1}X_1$ ($g.m^{-2}$ ou $g.ha^{-1}$), onde D_i = densidade, B_i = biomassa, C_{Ni} = captura em número, C_{Mi} = captura em massa da espécie i , X_1 = capturabilidade da rede, A (área arrastada) = FhX_2 , F = extensão do arrasto, h = comprimento da abertura da rede e X_2 = constante determinadora do quão efetivo é a abertura da rede durante o arrasto (Sparre & Venema 1995). Assumiu-se $X_2 = 0.5$ (Barletta et al. 2005) e $X_1 = 1$, pois não há tal estimativa com redes *otter-trawl* em estuários da região. Densidade total (D_t) e biomassa total (B_t) de cada amostra foram calculadas, considerando C_{Nt} = captura em número do total t de indivíduos e C_{Mt} = captura em massa do total t de indivíduos (Sparre & Venema 1995).

2.2.3.3. – Fatores estruturadores da assembleia

O efeito das variáveis explicativas ao longo do ciclo sazonal (análise intra-anual) foi avaliado com análises de variância univariada (populações dominantes) e multivariado (assembleia) e regressões múltiplas multivariadas. Temperatura,

oxigênio, salinidade e profundidade podem apresentar estrutura espacial e/ou sazonal (Anderson & Gribble, 1998) e, assim, influenciar o efeito (principal) sazonal e espacial na estruturação da assembleia (Underwood 1997). Portanto, para considerar tal influência, primeiramente, testou-se H_0 de independência entre a assembleia e tais variáveis explicativas e entre estas e a abundância (biomassa e densidade) das populações das espécies dominantes da assembleia, *i.e.* aquelas que perfizeram *c.* 95% da biomassa e densidade média total e ocorreram em mais de 40% das amostras. Regressões múltiplas multivariadas *DISTLM* (*DISTance-based Linear Models*; (McArdle & Anderson 2001; Anderson et al. 2008), empregando seleção *forward* de preditores, avaliaram o efeito dessas variáveis na estrutura multivariada da assembleia. *DISTLM* baseou-se na similaridade Bray-Curtis de dados transformados [$y = \ln(y)+1$] para redução da escala de abundância entre as espécies (Legendre & Legendre 1998). *DISTLM* restringiu-se às espécies que perfizeram, cumulativamente, > 98% da biomassa e densidade e ocorreram em > 40% das amostras. Apesar disso, as considerações restringiram-se às espécies dominantes para facilitar a interpretação dos complexo padrões gerados e porque estas são, provavelmente, as responsáveis pela maior parte das funções ecossistêmicas da ictiofauna demersal (Magurran et al. 2011). Removeram-se uma variável explicativas de pares de variáveis altamente correlacionadas ($r > |0.85|$). Efetuaram-se eventuais transformações de variáveis para maximização da linearidade do modelo (Anderson et al. 2008). O modelo mais parcimonioso foi selecionado pela combinação dos 20 menores valores dos critérios de informação Bayesiana (*BIC*) e de Akaike (*AIC*; detalhes em Anderson et al. 2008). A magnitude das variáveis na estruturação da assembleia foi avaliada através de projeções dos dois primeiros eixos *dbRDA* (*distance-based Redundance Analysis*; Anderson et al. 2008). A H_0 de independência entre a abundância e as variáveis explicativas foi testada com correlações de Pearson (quando houve distribuição normal bivariada) ou Spearman (sem distribuição normal; Sokal & Rohlf 1995).

O efeito dos fatores fixos 'setor' e 'estação sazonal' na estrutura multivariada da assembleia foi avaliado pela análise de variância multivariada permutacional *PERMANOVA* (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*; Anderson et al. 2008) e na biomassa total, densidade total, equitabilidade *J* de Pielou (Smith & Wilson 1996), riqueza de espécies da assembleia e biomassa e densidade das espécies dominantes foi avaliado por análise paramétrica de variância (*ANOVA*), análise paramétrica de covariância (*ANCOVA*) ou análise não paramétrica de variância (Kruskal-Wallis *KW*; Sokal & Rohlf 1995). Na *PERMANOVA*, adicionaram-se, como cofatores, variáveis do modelo mais parcimonioso e na *ANCOVA*, variáveis significativamente

correlacionadas com a abundância, riqueza ou J' . Potenciais interações entre cofatores e efeitos principais foram consideradas. Na *PERMANOVA*, a significância baseou-se em 999 permutações dos resíduos dentro do modelo reduzido. Considerou-se soma dos quadrados tipo I, dada a dependência entre fatores e cofatores (Anderson et al. 2008). Comparações *a-posteriori* foram testadas pela estatística pseudo-*t* permutacional (Anderson et al., 2008). O efeito de cada termo na geração de variabilidade na assembleia foi quantificado por estimativa do coeficiente de variação (*ECV*; Anderson 2008).

Utilizou-se análise de similaridade percentual (*SIMPER*) para identificar espécies responsáveis pelas variações sazonais em cada setor (Clarke & Warwick 2001). Nas *ANCOVAs* e *ANOVAs*, normalidade da distribuição dos dados foi incrementada via transformação $y' = \ln(y)+1$. Suposição de distribuição normal foi inspecionada por gráfico de quantil amostral *versus* quantil esperado (Sokal & Rohlf 1995). Empregou-se *KW* em substituição à *ANCOVA* e *ANOVA* quando houve forte heterocedasticidade na distribuição (Sokal & Rohlf 1995). Suposição de homocedasticidade foi avaliada pelo teste Brown-Forsythe. Para comparações *a-posteriori*, o teste Scheffé e o teste das medianas foram executados quando, respectivamente, *ANOVA*, *ANCOVA* ou *KW* produziram resultados significativos (Sokal & Rohlf 1995). Teste Friedman *ANOVA* foi utilizado para testar ausência de diferenças na distribuição de indivíduos em classes de tamanho ao longo das estações para cada espécie dominantes (Sokal & Rohlf 1995).

A consistência sazonal das variáveis explicativas na estruturação da assembleia foi avaliada com o *DISTLM* e ordenações *dbRDA* (análise intra-sazonal), exatamente como descrito acima, relacionando a estrutura da assembleia com temperatura, salinidade, oxigênio, profundidade e setor. Nessa avaliação, setor foi descrito como a distância do ponto amostral à foz da baía (precisão ± 10 m). Note que setor representa o gradiente espacial ao longo da baía (i.e. *gradiente espacial local - GEL*) e foi, nessa avaliação, expresso como variável contínua e na *PERMANOVA* e *ANOVA*, *ANCOVA* ou *KW*, como variável categórica. *GEL* é *proxy* à estrutura espacial de variáveis explicativas de natureza biológica (e.g. produtividade, preferência de habitat, agregações sociais) e física (e.g. gradiente hidrodinâmico, exposição à onda) não mensurados, bem como suas interações (Borcard et al. 1992; Rooper et al. 2003; Barletta et al. 2005). A sazonalidade é um *proxy* a processos de dispersão, como migração reprodutivas e recrutamento. Diferentemente de *GEL*, variação intramensal como *proxy* a movimento de populações em *DISTLM* não foi considerado em virtude da ausência de replicação dentro de cada mês. Em *PERMANOVA* e *DISTLM*, densidade foi utilizada como métrica da abundância. No entanto, a assembleia

descrita por biomassa deve apresentar resposta substancialmente similar aos fatores de interesse, dada a consistente congruência entre matrizes de similaridades de densidade e biomassa em cada estação sazonal [correlações de Spearman (r_s) com P determinado por 999 aleatorizações das matrizes de similaridade, início ($r_s = 0.725$, $P < 0.001$) e final ($r_s = 0.723$, $P < 0.001$) da estação seca e início ($r_s = 0.741$, $P < 0.001$) e final ($r_s = 0.783$, $P < 0.001$) da estação chuvosa].

2.3. Resultados

2.3.1. – Variabilidade dos fatores físicos e químicos da baía

A temperatura exibiu claro padrão sazonal (fig. 2a). A temperatura média de fundo (média anual = $23.9 \pm 3.5^\circ\text{C}$) e superfície (média anual = $24.4 \pm 3.7^\circ\text{C}$) praticamente não diferiu e covariaram consistentemente ao longo das estações. No fundo, a máxima foi em fevereiro (c. 32°C) e a mínima, em agosto (c. 18°C). As chuvas oscilaram sazonalmente (fig. 2d), com forte pico no início da estação chuvosa (> 550 mm) e mínima no início da estação seca (< 90 mm). A salinidade foi sempre maior no fundo do que na superfície (fig. 2b). A salinidade no fundo apresentou reduzida variação sazonal, com mínima em março (c. 23) e máximo em junho (c. 33); já, na superfície, a variação foi substancial, com máximo em junho (c. 32) e mínimo em janeiro (c. 3). Houve certa covariação na média de oxigênio entre superfície (média anual = $6.4 \pm 0.9 \text{ mg.l}^{-1}$) e fundo ($6.0 \pm 1.0 \text{ mg.l}^{-1}$; fig. 2c). O oxigênio no fundo exibiu redução atenuada de julho (6.2 mg.l^{-1}) a dezembro (5.7 mg.l^{-1}), seguida por queda abrupta em janeiro (4.4 mg.l^{-1}) e conspícuo aumento até maio ($\sim 7 \text{ mg.l}^{-1}$). A profundidade variou de 4 a 20 m (fig. 3). O setor 3 (profundidade entre 5 e 21 m) apresentou maior variabilidade batimétrica do que os setores 1 e 2 (6 – 14 m), cujas amplitudes foram mais similares entre si (fig. 3).

Aplicando-se o fator *setor* no *n-MDS* (fig. 4), este revelou elevada sobreposição e inexistência de agrupamentos entre os setores. Não houve diferença significativa entre os setores 1 e 2, mas houve entre 1 vs. 3 e 2 vs. 3 (tabela 1); porém, tais diferenças foram indistinguíveis (comparação global, $R = 0.11$; comparações pareadas, $0.10 \leq R \leq 0.19$; tabela 1). Por outro lado, o *n-MDS* (fig. 4) com o fator *estação sazonal* revelou que as amostras formaram grupos sazonais consistentes, que diferiram significativamente entre si e foram claramente distinguíveis (R -global = 0.668; tabela 1). A sazonalidade pode ser visualizada pela sucessão circular (sentido horário) dos grupos no diagrama (fig. 4). Isso indica uma forte estruturação abiótica sazonal

preponderante sobre qualquer estrutura espacial e que a variação abiótica se dá de forma relativamente uniforme ao longo da baía. Oxigênio e temperatura contribuíram com a maior parte das dissimilaridades dos agrupamentos sazonais, cada qual dominando metade das comparações pareadas *SIMPER* (tabela 2). Oxigênio dominou a contribuição às dissimilaridades no ciclo sazonal (tabela 2). Assim, ambos os fatores determinaram a variação sazonal nas características físico-químicas na água da baía.

2.3.2.– Ictiofauna

Foram capturados c. 240.000 indivíduos, totalizando c. 2.1×10^6 g em peso, em 165 amostras, as quais prospectaram 28.2 ha da baía do Trapandé. Para toda a área de estudo, estimou-se densidade total média e biomassa total média de peixes de 7493 indivíduos ind.ha^{-1} e 79387 g.ha^{-1} , respectivamente. A média da biomassa total e densidade total do setor 1 ($B_t = 134875 \text{ g.ha}^{-1}$, $D_t = 11450 \text{ ind.ha}^{-1}$) e 2 ($B_t = 80500 \text{ g.ha}^{-1}$, $D_t = 11075 \text{ ind.ha}^{-1}$) foram relativamente similares e cerca de uma ordem de grandeza superior às estimativas para o setor 3 ($B_t = 11700 \text{ g.ha}^{-1}$, $D_t = 1050 \text{ ind.ha}^{-1}$). Um total de 80 actinopterígeos, inseridas em 30 famílias, e cinco elasmobrânquios, inseridas em quatro famílias, foi capturado (apêndice I). *Cathorops spixii* dominou a ictiofauna com 70% e 74% da biomassa e densidade média total, respectivamente. *Cathorops spixii*, *Stellifer rastrifer*, *Notarius luniscutis*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Isopisthus parvipinnis*, *Cynoscion leiarchus*, *Symphurus tessellatus*, *Menticirrhus americanus* e *Micropogonias furnieri*, perfizeram c. 95% da biomassa média e densidade média total e foram as mais comuns, ocorrendo em mais de 40% das amostras (apêndice I), portanto, foram consideradas as dominantes da assembleia. As demais espécies foram raras (apêndice I).

2.3.3.– Análises intra-anual

Profundidade, oxigênio e temperatura compuseram o modelo mais parcimonioso à explicação da estrutura multivariada da assembleia (fig. 5) e, portanto, foram cofatores na análise *PERMANOVA*. Revelou-se que o significativo efeito do setor e estação sazonal na estruturação da assembleia foi significativamente dependente da magnitude dos cofatores, determinando complexos termos de interações (tabela 3). Porém, a evidência de refutação da hipótese nula de ausência de interação, indicada por *P*, variou entre as interações (tabela 3). Houve maior evidência de que: (I) a variação espacial da assembleia foi mais dependente da profundidade ($P < 0.01$) do que dos cofatores da água e de suas interações ($0.01 < P$

< 0.05); e (II) a assembleia variou espacialmente dependendo da estação sazonal, covariando com maior preponderância com a temperatura ($P < 0.01$) do que com os demais cofatores ($0.01 < P < 0.05$). A variação sazonal foi claramente dependente da profundidade, temperatura e oxigênio ($P < 0.01$). As estimativas do coeficiente de variação (EVC) revelaram que os termos responsáveis por maior parte da variabilidade da assembleia foram, nessa ordem, diferença entre réplicas (variação residual), o termo *setor x estação sazonal x temperatura* e *setor* (tabela 3). Todas as comparações pareadas *a-posteriori* entre os efeitos principais (*setor*, *estação sazonal*) foram significativas (tabela 4).

Oscilações sazonais na abundância de *C. spixii* e de uma ou mais espécies dominantes foram responsáveis pela maior parte (*i.e.* $> 50\%$) da variação sazonal no setor 1 e 2 (apêndice II). A sazonalidade no setor 3 caracterizou-se por tais oscilações serem maiores do que nos setores 1 e 2. Exceto no final da estação seca, *C. chrysurus* alocou-se entre as espécies mais importantes na tipificação da sazonalidade do setor 3 (apêndice II). Inclusões de outras espécies raras (*e.g.* *Sphoeroides testudineos* e *Achirus lineatus*; apêndice II) nas caracterizações das sazonalidades foram ocasionais. Desse modo, a sucessão sazonal em cada setor, detectada pelas comparações *a-posteriori* PERMANOVA, foi caracterizada, basicamente, por oscilações sazonais de abundância das espécies dominantes. Acoplando essa variação sazonal à influência ambiental (fig. 5), observa-se que as espécies dominantes mais abundantes *C. spixii* e *S. rastrifer* concentraram-se nas áreas profundas com oscilações sazonais pouco associadas à sazonalidade da temperatura e oxigênio. Já, as demais exibiram distribuição batimétrica com maior influência de tais sazonalidades.

Os resultados das análises ANOVA, KW e ANCOVA são apresentados na tabela 5 e a distribuição espaço-temporal de biomassa e densidade das espécies dominantes, na tabela 6. Os cofatores (sobretudo profundidade) foram significativamente mais correlacionados com densidade do que com biomassa, porém foram significativos apenas na variação espacial da biomassa de *N. luniscutis* e *C. chrysurus* e variação espaço-temporal da densidade de *I. parvipinnis*. *Setor* exerceu efeito significativo na distribuição espacial da biomassa e densidade das espécies dominantes, exceto em *M. americanus*, *M. furnieri* e *C. leiarchus* (apenas à densidade). Dois terços das comparações *a-posteriori* possíveis foram significativas em todas as espécies, exceto em *C. spixii* (100%) e *C. chrysurus* (33%). A biomassa de *S. rastrifer*, *I. parvipinnis*, *S. tessellatus* e *C. leiarchus* foi maior nos setores 1 e 2 do que no setor 3. A biomassa de *C. spixii* e *C. chrysurus* decresceu e aumentou, respectivamente, de forma gradual, do setor 1 ao 3. A biomassa de *N. luniscutis* foi

maior no setor 1 do que no 2 e 3. Mesmos padrões (estatísticos) espaciais da biomassa foram detectados à densidade, exceto pela ausência de diferença entre o setor 1 e 2 em *C. spixii* e ausência de variação espacial em *C. leiarchus*. *Estação sazonal* foi significativa na distribuição temporal da biomassa e densidade das espécies dominantes, exceto em *C. spixii* (biomassa), *M. americanus* e *S. tessellatus*. Diferentemente de *setor*, um menor número (16% - 33%) de possíveis comparações *a-posteriori* na biomassa e densidade foram significativas entre as espécies. Em biomassa, houve tendência de aumento em *S. rastrifer*, *N. luniscutis* e *C. leiarchus* da estação seca a chuvosa. A biomassa de *I. parvipinnis* e *C. leiarchus* diminuiu e a de *M. furnieri* aumentou ao longo da estação seca. Em densidade, houve tendência de aumento em *C. spixii*, *S. rastrifer*, *N. luniscutis* e *C. chrysurus* e diminuição em *M. furnieri* da estação seca a chuvosa. As densidades de *C. leiarchus* e *I. parvipinnis* foram temporalmente oscilatórias. Não houve correlação entre os cofatores e biomassa (B_t), densidade (D_t), riqueza (S_t) e equitabilidade (J'_t) totais (tabela 5). B_t , D_t , e S_t , em todas as estações (exceto no início da estação chuvosa) foram significativamente maiores, intermediárias e menores, no setor 1, 2 e 3, respectivamente (tabela 5 e 6). J'_t apresentou tendência oposta, com aumento gradual do setor 1 ao 3 (tabela 5 e 6). D_t variou significativamente entre o início da estação seca e o início da chuvosa em aproximadamente uma ordem de grandeza (0.1 para 1.0 ind.m^{-2}) (tabela 5 e 6). Em síntese, observa-se que *GEL* respondeu por um número maior de comparações *a-posteriori* ANOVA, ANCOVA e KW significativas à maioria das espécies dominantes e exerceu maior efeito na biomassa total, densidade total, riqueza e equitabilidade.

2.3.4.– Análise intra-sazonal

Exceto no final da estação seca, *GEL* foi válido em todas as modelagens, seguidos por profundidade e temperatura, válidos em duas estações cada (fig. 6). Profundidade explicou a maior variabilidade da estrutura ao longo do período seco e *GEL*, ao longo do chuvoso (fig. 6). Todas as espécies dominantes exibiram variação sazonal significativa na proporção de indivíduos entre as classes de tamanho (tabela 7). Com base nessa sazonalidade no tamanho (tabela 7) e nos modelos (fig. 6), um padrão sazonal de ocupação da baía é descrito. No início da estação seca, *C. spixii*, *I. parvipinnis* e *S. tessellatus* de tamanhos similares [classe de tamanho (clt.) II], recrutas de *C. leiarchus* e *M. furnieri* ocuparam as zonas mais profundas dos setores 1 e 2 e *C. chrysurus* e *M. americanus* (clt II), as mais rasas do setor 3. *S. rastrifer* (clt II) agregou-se em zonas profundas do setor 3 e *N. luniscutis* (clt III), naquelas rasas do 1. No final

da estação seca, independentemente da posição no *GEL*, *C. spixii*, *I. parvipinnis*, *S. rastrifer* e *N. luniscutis* (clt II) e recrutas de *C. leiarchus* ocuparam as zonas mais profundas e *S. tessellatus* (clt II) e recrutas de *M. furnieri*, *M. americanus* e *C. chrysurus*, as mais rasas. Dois grupos de amostras foram segregados pela temperatura. No início da estação chuvosa, recrutas de *S. rastrifer*, *C. spixii* e *C. leiarchus* predominaram no setor 1 e 2 e *N. luniscutis* e *C. chrysurus* (clt II), no setor 3. No final da estação chuvosa, *C. spixii*, *S. rastrifer*, *I. parvipinnis* (clt II), *S. tessellatus* (clt III), *M. furnieri* e *C. leiarchus* (recrutas) e *N. luniscutis* (clt III) ocuparam, com relações diferenciais com temperatura, os setores 1 e 2 e *M. americanus* (clt III) e *C. chrysurus*, áreas mais quentes do setor 3.

2.4. Discussão

A assembleia infralitorânea de peixes da baía do Trapandé apresentou consistente variabilidade dependente de profundidade, temperatura e oxigênio e de suas complexas interações com sazonalidade e o gradiente espacial local (*GEL*) da baía. Apesar da variabilidade, biomassa e densidade das espécies dominantes e a riqueza da assembleia apresentaram estruturação espacial ao longo do *GEL* com consistente persistência sazonal. Espécies, biomassa e indivíduos concentraram-se mais no interior da baía (setor 1 e 2) do que na foz (setor 3). O padrão na abundância é basicamente resultado da maior biomassa e densidade das espécies dominantes *C. spixii*, *S. rastrifer*, *I. parvipinnis*, *N. luniscutis*, *S. tessellatus* e *C. leiarchus* (apenas biomassa) no interior. Sugere-se que essa persistência seja atribuída: (I) à regularidade sazonal da salinidade de fundo (fator inválido na estruturação local); (II) a níveis persistentemente elevados de oxigênio (média = 6 mg.l⁻¹); (III) às diferenças espaciais hidrodinâmicas; e (IV) à robustez das espécies à sazonalidade da temperatura (Blaber 2008). Diferenças nas assembleias estuarinas são explicadas pela salinidade e oxigênio quando, respectivamente, em amplitudes > 20 (e.g. Barletta et al. 2005; Sosa-López et al. 2007; Contente et al. 2011) e concentrações < 3 mg.l⁻¹ (i.e. condições de hipóxia; Becheler et al. 2009). As fortes chuvas no início do período chuvoso reduziram drasticamente a salinidade superficial (de 24 para 3), mas não a de fundo (de 26 para 24). Tal insuficiência da descarga de água doce para reduzir a haloclina, acoplado a amplificação da influência marinha em virtude da profundidade relativamente elevada da baía (8 – 12m; Miyao et al. 1986, Tessler & Souza 1998), favorecem a regularidade sazonal da cunha salina e manutenção de níveis elevados de oxigênio. Além disso, ao longo do ano, o setor interno oferece, em média, menor

estresse hidrodinâmico (as correntes de maré são uma ordem de grandeza menor das no setor externo; Tessler & Souza 1998, Bergamo 2000) e maior oferta de presas bentônicas aos peixes (Varoli 1988, Cardoso 2010). Ao longo das amostragens, houve associação positiva entre a abundância do camarão *Acetes americanus*, extremamente abundante no hiperbentos do setor interno (Contente R. F. dados não publicados), repleção estomacal e sua abundância na dieta das espécies dominantes *C. spixii*, *S. rastrifer*, *I. parvipinnis* e *C. leiarchus* (Contente R. F. dados não publicados). A sinergia de tais fatores deve incrementar o *fitness* individual nas populações dominantes da assembleia (Auster et al. 1995, Gerasimov 2008), produzindo suas regularidades temporais na estrutura espacial. Essa regularidade é confirmada em outros estuários neotropicais, em escala local [e.g. baía de Vitória (Chagas et al. 2006)] e regional [e.g. rio de La Plata (Jaureguizar et al. 2004)].

A assembleia apresentou consistente variabilidade em torno de tal regularidade. A maior variabilidade se deu entre réplicas. Isso indica que réplicas, mesmo que adjacentes (distaram apenas 600 m), podem ter padrões inconsistentes, reforçando a generalidade da estrutura em *patchiness* entre as ictiofaunas estuarinas (Livingston 1987, Rotherham et al. 2011). A interação entre espacialidade, sazonalidade e temperatura foi responsável pela segunda maior fonte variabilidade. Em razão da natureza mensurativa do trabalho (sensu Hurlbert 1984), não é possível demonstrar as causas da variabilidade e das relações de dependência entre a assembleia e as variáveis explicativas (Underwood et al. 2000). Apesar disso, é razoável assumir que o efeito da interação entre múltiplos fatores abióticos e bióticos intrínsecos (nicho específico) e extrínsecos (e.g. disponibilidade de alimento, predação, competição) às espécies em populações de organismos de alta motilidade (peixes) gere respostas complexas na assembleia (Rotherham et al. 2011), como as descritas pela variância residual e interações entre termos. A relação entre alta motilidade dos peixes, comportamento de agregação (cardumes) e processos interativos (e.g. competição e predação) em escala local devem explicar a elevada variância residual (Rotherham et al. 2011). Já, a estruturação espaço-temporal da temperatura deve relacionar-se à preferência de temperatura e habitat e migrações sazonais. Com base nos resultados e em outras fontes (Bergamo 2000, Barletta et al. 2008), sugere-se que dispersão, produtividade e variação hidrológica atuem na sazonalidade de ocupação espacial da baía, a seguir descrita: no decorrer da estação seca, houve progressiva concentração de espécies, biomassa e indivíduos de diferentes classes etárias às zonas profundas da baía. Isso resultou em substancial atenuação do efeito do *GEL* na estruturação, causando sua invalidade no final da estação (fig. 6). Nesse momento, houve o pico de recrutas de *M. furnieri*, que

ocuparam, preferencialmente, as áreas rasas, evitando, possivelmente, o forte adensamento nas zonas profundas (Barletta et al. 2008). No início da estação chuvosa, a densidade total elevou-se em c. uma ordem de grandeza. A baía foi massivamente ocupada, em virtude do recrutamento pico de *C. spixii*, *S. rastrifer*, *C. leiarchus* e *N. luniscutis* e/ou de migração massiva à jusante, com a elevação da descarga do rio Ribeira de Iguape (Bergamo 2000). Saturação das zonas profundas deve ter direcionado novos indivíduos a todos os estratos batimétricos do infralitoral, invalidando profundidade na estruturação (fig. 6). Tal padrão persistiu no final da estação chuvosa, quando densidade e biomassa, embora em queda, ainda permaneceram elevadas.

A relação positiva entre abundância e profundidade é incerta. Porém, mapeamentos de fundo indicam maiores concentrações de MO nas áreas mais profundas (Barcellos 2005), o que sustentaria maior produtividade bentônica. Temperatura está fortemente vinculada à produtividade planctônica no ECI (Ara 2004, Barrera-Alba et al. 2009). Com o aumento da descarga continental no período chuvoso, eleva-se substancialmente o aporte continental de nutrientes (Barrera-Alba et al. 2009). Com isso, estimulada pela temperatura (Barrera-Alba et al. 2009), há elevação na produtividade primária (Barrera-Alba et al. 2009) e secundária (zooplâncton - Ara 2004, camarões - Gallucci 1996) no ECI, com a qual recrutamentos estuarinos, em geral, estão acoplados para maximizar sobrevivência e crescimento larval e juvenil (Cowan & Shaw 2002). Além dos recrutamentos picos, a massiva descarga no alto ECI do período deve potencializar fortes agregações na baía ao induzir migrações massivas de espécies estuarinas e marinhas para habitats com salinidade mais estável (Barletta et al. 2008), como a baía. Descarga continental, recrutamento e dispersões regionais são causas comumente atribuídas à sazonalidade da ictiofauna em estuários tropicais sob forte sazonalidade hidrológica [(e.g. estuário do rio Caeté; Barletta et al. (2005); baía de Paranaguá Barletta et al. (2008)].

A estimativa média de 2.7 e 1.28 ind.m⁻² do início e fim da estação chuvosa, respectivamente, é consideravelmente superior a de habitats demersal de outros estuários neotropicais [e.g. estuário do rio Caeté (Amazônia), 0.253 ind.m⁻² (Barletta et al. 2005), baía de Paranaguá, 0.04 – 0.24 ind.m⁻² (Barletta et al. 2008); baía de Vitória, 0.124 ind. m⁻² (Chagas et al. 2006), estuário do rio Goiânia, 0.739 ind.m⁻² (Dantas et al. 2010)], provenientes protocolos amostrais similares (*i.e.* amostragens mensais com rede *otter-trawl* ao longo do ciclo sazonal e $X_1 = 1$). Além disso, tal estimativa é superior às em que se tem comprovado fortes regulações dependentes da densidade em populações demersais. Hixon & Jones (2005) observaram que competição

interespecífica produz mortalidade *per capita* de c. 50%, agregando 12 espécies em densidade total de c. 1.67 ind.m⁻². Craig et al. (2007) revelaram que competição intraespecífica de um Sciaenidae estuarino reduz de 20% e 40% a taxa de crescimento e aumento de 15% e 30% a taxa de mortalidade em agregações de 1 e 2 ind. m⁻², respectivamente. Portanto, sugere-se que competição e/ou mecanismo de coexistência inter e intraespecífico (e.g. segregação alimentar e espacial) sejam mais efetivos nesse período, o que deve ser comprovado em futuros estudos experimentais.

A conectividade em metacomunidades e as diretrizes para sua conservação são governadas pela magnitude da dispersão e sua relação com a heterogeneidade de habitat do estuário (Mouillot 2007). Baseando-se em diversas fontes de evidência (i.e. Jaureguizar et al. 2004, Ramos-Miranda et al. 2005, Barletta et al. 2005, Barletta et al. 2008), é razoável assumir que, na escala do gradiente estuarino total dos estuários neotropicais, a assembleia estrutura-se segundo o modelo de metacomunidade triagem de espécies (*species-sorting*; Leibold et al. 2004; Mouillot 2007): fortes gradientes abióticos operam como um 'filtro' aos nichos do *pool* regional de espécies e são preponderantes ao efeito da conectividade, produzindo consistente segregação espacial de nichos (Zobel 1997, Mouillot 2007) e, assim, assembleias relativamente discretas ao longo do gradiente (e.g. Jaureguizar et al. 2004, Barletta et al. 2008). Comparando-se tal estrutura em larga escala com a deste estudo (escala local), observa-se ainda efetiva ação do filtro ambiental como revelado pelas diferenças espaciais na riqueza e abundância. Porém, o padrão observado tende ao modelo *efeito de massa* (*mass effect*; Leibold et al. 2004). Além do 'filtro', os habitats (setores) são suficientemente conectados por dispersão por intensa movimentação de indivíduos e espécies através da baía, devido a inúmeros processos (e.g. deslocamentos reprodutivos e ontogenéticos, favorecimento ambiental; Siqueira 1982, Capítulo 2). Assim, assumindo o modelo *efeito de massa*, manter (I) densidades regionais elevadas de todas as populações (e.g. pela regulação da pressão de pesca no ECI e na zona costeira adjacente) para maximizar a dispersão e manter a conectividade; e (II) a heterogeneidade entre os setores (diferença hidrodinâmica, de oferta alimentar) seriam medidas prioritárias à conservação da assembleia de peixes da baía do Trapandé (Mouillot 2007), que inclui estoques de juvenis de espécies comercialmente valorosas e fundamentais às pescarias local e regional, como *C. leiarchus* e *M. furnieri*, *O. saliens* (presente estudo; Mendonça & Miranda 2008).

2.5. Conclusão

Este estudo expande o atual conhecimento ecológico de peixes estuarinos ao fornecer uma análise detalhada dos padrões multiespecíficos de ocupação sobre fundos inconsolidados do infralitoral em escala espacial de observação ainda pouco explorada (*i.e.* dentro de um setor estuarino). Sustenta-se a hipótese de que a variabilidade espacial, temporal e espacial produz padrões complexos de abundância localmente. Tal como em larga escala (*i.e.* entre setores estuarinos; *e.g.* Barletta et al. 2008), um gradiente espacial longitudinal de riqueza e abundância persiste sazonalmente e apresenta consistente variabilidade definida pela interação entre ritmos endógenos específicos, sazonalidade físico-química da água e profundidade. Dada a consistente e complexa estruturação em escala local, recomenda-se que delineamentos amostrais de futuras análises de diversidade β em larga escala espacial também considerem, na amostragem, estratos locais para definições acuradas da variabilidade da ictiofauna.

3. CAPÍTULO 2

Variação espacial, sazonal e multidecadal da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape em relação a fatores naturais e fatores induzidos pelo canal do Valo Grande

3.1. Introdução

Monitoramentos ecológicos proveem descrições efetivas de tendências populacionais e ecossistêmicas, constituindo evidências contundentes de subsídio à conservação biológica e ao uso racional de recursos naturais (Lindenmayer & Likens, 2010; González-Ortegón *et al.*, 2010). Porém, monitoramentos não são regras, e, sim, exceção às ictiofaunas costeiras tropicais, apesar de seus inquestionáveis valores nos processos ecossistêmicos (Holmlund & Hawer, 1999) e à socioeconomia local e regional como recurso pesqueiro (Blaber, 2002; Barletta *et al.*, 2010; Barbier *et al.*, 2011). Além do impacto da pesca, o acelerado desenvolvimento nas costas tropicais das últimas décadas vem provocando impactos severos à ictiofauna através da perda de habitats, contaminações e introdução de espécies exóticas (Blaber, 1997; Barletta *et al.*, 2010). Dessa forma, há uma necessidade premente de se entender os padrões de riqueza, abundância e estrutura trófica da ictiofauna, bem como seus fatores reguladores da dimensão ambiental, espacial e temporal, dentro da realidade de escassez de monitoramentos, a fim de se subsidiar efetivos planos de conservação e gestão de uso das populações de peixes (Blaber, 1997; Blaber, 2008; Barletta *et al.*, 2010).

A combinação entre cenários de crescente demanda à conservação biológica e escassez de consistentes séries históricas vem impulsionando o uso de dados históricos em análises temporais diversas (*e.g.* Reinthal & Stissny, 1991; Smith *et al.*, 2008; Westley *et al.*, 2010; Costello *et al.* 2012). Dados históricos têm sido recorrentemente negligenciados, devido, principalmente, a difícil acessibilidade (dados não publicados de teses, logbooks, relatórios governamentais etc.) e imprecisões [*e.g.* diferenças em estratégias amostrais (McClenachan *et al.*, 2012)]. Porém, mesmo se parcialmente disponíveis ou qualitativos, quando utilizados em *frameworks* analíticos minimizadores de inerentes imprecisões, dados históricos têm sido extremamente

úteis na descrição de alterações temporais em ictiofaunas (e.g. Reinthal & Stissys, 1991; Richardson *et al.*, 2000; Smith *et al.*, 2008; Westley *et al.*, 2010) e no incremento da acurácia de tendências populacionais de espécies historicamente exploradas pela pesca (e.g. Safina & Klinger, 2008; Costello *et al.*, 2012; McClenachan *et al.*, 2012).

Além da menor sazonalidade na disponibilidade de luz e das maiores temperaturas médias das baixas latitudes em relação às altas latitudes (Valiela, 1995), a elevada riqueza e produtividade dos estuários tropicais é resultado da elevada diversidade habitats [*i.e.* manguezais, marismas, *seagrasses*, recifes naturais e artificiais, praias, ambiente pelágico e infralitoral consolidado (Sheaves & Johnston, 2009; Blaber, 2008)] e de condições estuarinas, derivadas de complexa interdependência de processos físicos de transporte de matéria e energia, governada, fundamentalmente, pelo aporte continental, que se define pela quantidade, qualidade e periodicidade sazonal do influxo fluvial (fig. 7; Alber, 2002; Whitfield, 2005; Gillanders *et al.*, 2011). Ao mesmo tempo em que historicamente favoreceu a colonização dos estuários, tal produtividade é consequência de um habitat sob forte pressão seletiva, devido à dinamicidade espaço-temporal nas suas propriedades físicas e químicas impor elevado estresse fisiológico aos organismos (Fanta-Feofiloff *et al.*, 1984; Freire *et al.*, 2008; Blaber, 2008; Souza-Bastos & Freire, 2009). Assim, as biotas estuarinas são evolutivamente adaptadas a oscilações determinísticas (e.g. ciclos hidrológicos e hidrográficos nictimerais e sazonais) e estocásticas do habitat (e.g. anomalias de precipitação, frentes oceânicas, etc.; Brandini, 1982; Whitfield, 2005; Favero, 2011). O aporte apropriado mantém diversidade (taxonômica e funcional), interações, dispersões, migrações e produtividade em níveis ou taxas suficiente elevados para manutenção da regularidade dos processos e resiliência ecossistêmicos (Alber, 2002; Ramos-Miranda *et al.* 2005; Whitfield, 2005; Sheaves *et al.*, 2007).

Intervenções antrópicas na hidrografia fluvial da bacia hidrográfica do estuário constitui uma das causas centrais de perda das condições estuarinas que, consequentemente, reflete na biodiversidade e seus bens (e.g. pesca) e serviços ecossistêmicos (Alber, 2002; Whitfield, 2005; Blaber, 2008; Gillanders *et al.*, 2011; Barbier *et al.*, 2011). Ao redor do mundo, esses danos derivam fundamentalmente da supressão ou redução do aporte por barragens à montante do estuário (Alber, 2002; Whitfield, 2005; Sheaves *et al.*, 2007; González-Ortegón *et al.*, 2010).

Oposto a tal padrão mundial, um aporte exógeno, massivo e persistente, resultante da abertura de um canal artificial (o canal do Valo Grande - VG), vem reduzindo drasticamente as condições estuarinas do ecossistema Estuário Cananéia-Iguape (ECI - sudeste do Brasil; Barrera-Alba *et al.*, 2007; Barcellos *et al.*, 2009; Barrera-Alba *et al.*, 2009; Mahiques *et al.*, 2009; Cunha-Lignon *et al.*, 2011; Coelho,

2011; Mahiques *et al.*, 2012). Apesar desse impacto, o ECI possui proeminente interesse local, regional e global à sua conservação (Neto *et al.*, 1997). O ECI é a porção norte do maior e o mais preservado ecossistema estuarino na transição tropical-subtropical do Atlântico Oeste, o complexo estuarino Iguape-Cananéia-Paranaguá (Lana *et al.*, 2001). Por abrigar elevada diversidade biológica (Schaeffer-Novelli & Cintron-Molero, 1990; Neto *et al.*, 1997), incluindo uma rica ictiofauna mantenedora de pescarias valiosas em termos sociais, econômicos e culturais (Giamas *et al.*, 1988; Carneiro 2005; Mendonça, 2007; Mendonça & Miranda, 2008; Barcellini *et al.*, 2013), o mosaico composto pelo ECI e sua bacia hidrográfica é legalmente protegido por diversas unidades de conservação e se insere no *hotspot* global de biodiversidade *Reserva da Biosfera da Mata Atlântica* (Neto *et al.*, 1997).

A abertura do VG e de suas subsequentes obstruções para minimização do impacto gerado afetaram a ictiofauna (Maciel, 2001; DAEE, 2011) e outros componentes da biodiversidade do ECI [*i.e.* fitoplâncton (Kutner & Aida-Aragão, 1986), foraminíferos (Mahiques *et al.*, 2009) e halófitas (Schaeffer-Novelli & Cintron-Molero, 1990; Cunha-Lignon *et al.*, 2011)]. Esperam-se novas modificações com o controle do aporte por comportas no VG, cujo objetivo é restaurar, em longo prazo, as condições ecológicas originais do ECI (DAEE, 2011). As evidências de modificações na estrutura da ictiofauna (Giamas *et al.*, 1988; Maciel, 2001; Carneiro 2005; DAEE, 2011; Barcellini *et al.*, 2013), porém, não provieram de análises *BACI* (*Before After Control Impact*, *i.e.* impacto antecedendo, durante e após as intervenções; Gotelli & Ellison, 2004) ou se derivaram de conclusões essencialmente descritivas (*e.g.* DAEE, 2010) ou de modelos analíticos inconclusivos ou com limitado poder preditivo (*e.g.* Maciel, 2001). A ausência de modelos consistentes limita, sobremaneira, proposições mais convincentes de conjecturas sobre cenários passados (Sheaves *et al.*, 2007) e de prognósticos futuros (Gillanders *et al.*, 2011). Modelos preditivos robustos, precisos e rigorosos permitem transformar a organização analítica numa organização proativa (Underwood, 1997; Gotelli & Ellison, 2004; Anderson, 2008) capaz de direcionar efetivas medidas de gestão, recuperação e monitoramento de ecossistemas e antecipar dificuldades em tais processos (Anderson, 2008). No geral, os estudos no ECI não objetivaram investigar, efetivamente, o efeito do VG na ictiofauna, mas, sim, descrever sua estrutura em setores específicos, relacionando-a a fatores ambientais (Radasewski, 1976; Zani-Teixeira, 1983; Zani-Teixeira, dados não publicados; Diniz-Filho, 1997; Maciel, 2001). Além disso, não há uma descrição sinóptica da estrutura da ictiofauna (*i.e.* composição taxonômica e abundância) do ECI e de seus determinantes ecológicos. Mesmo que limitados devido a tal diversidade de objetivos e à heterogeneidade de protocolos amostrais, a reunião dos dados dos estudos pretéritos

do ECI (que superaram 800 eventos amostrais) resultou em um conjunto de dados históricos com propriedades que, juntamente com procedimentos analíticos apropriados, permitiram a proposição do objetivo central deste estudo: descrever o padrão espaço-temporal da estrutura da ictiofauna do ECI e investigar como o aporte do RI a afetou adversamente.

A teoria de metacomunidades prediz que a biodiversidade regional é definida por comunidades locais, com dinâmicas populacionais reguladas por interações biológicas e flutuações abióticas locais (Cornell & Lawton, 1992) e por interações entre as comunidades locais através de conexão por dispersão de múltiplas e interativas espécies (Leibold *et al.*, 2004). Estuários podem ser representados como uma sucessão de habitats interligados, mas com certa singularidade (*i.e.* setores longitudinais estuarinos) que abrigam comunidades locais conectadas umas as outras para formar uma metacomunidade estuarina (Mouillot, 2007). O *pool* regional de espécies (*PRE*) é formado por populações dos ambientes costeiro ou dulcícolas capazes de colonizar o estuário (Zobel, 1997; Mouillot, 2007). Em escala espacial maior, a metacomunidade regional emerge, constituída pela interação entre a metacomunidade estuarina e o *PRE*.

A diversidade β ($d\beta$) exibe um importante papel no contexto de conectividade ecológica em metacomunidade (Thrush *et al.*, 2010). A $d\beta$ é uma métrica inferencial da conectividade entre comunidades locais (Thrush *et al.*, 2010). Teoricamente, quanto maior a $d\beta$ na metacomunidade, menor será a conectividade entre comunidades locais e vice-versa (Leibold *et al.*, 2004; Thrush *et al.*, 2010; Hewitt *et al.*, 2010). Relações matemáticas entre o *PRE* e comunidades locais representam outro indicador de conectividade (Cornell & Lawton, 1992; Cornell, 1999; Oberdorff *et al.*, 1998). Em plena conectividade entre localidades, espera-se que a riqueza responda linearmente à densidade de indivíduos nas comunidades locais; em situação oposta, o forte efeito do ambiente e/ou da interação entre espécies nas regras de coexistência limita o efeito do *PRE* no estuário, resultando em resposta assintótica da riqueza com a densidade (Oberdorff *et al.*, 1998; Cornell, 1999).

Quantificar a riqueza de espécies é o meio mais simples, intuitivo e aceitável de descrever a biodiversidade (Purvis & Hector, 2000). Maximização da riqueza fundamenta explicações das relações entre *PRE* e comunidades locais (Whittaker, 1960; Hugueny & Paugy, 1995; Oberdorff, 1998; Cornell, 1999; Hewitt *et al.*, 2010), bem como argumentos de conservação da biodiversidade (May, 1988; Anderson *et al.*, 2011; Passos *et al.*, 2012), descrição de padrões biogeográficos (Gotelli & Colwell, 2001; Miloslavich, 2011) e calibração de taxas de extinções locais e regionais (Pimm *et al.*, 1995; Jackson & Sax, *in press*). Porém, inventários completos de espécies são

extremamente difíceis de obter (Canning-Clode *et al.*, 2008), sobretudo em áreas tropicais megadiversas, devido à complexa estruturação espaço-temporal das assembleias impor uma série de dificuldades metodológicas amostrais (Colwell & Coddington, 1994; Longino *et al.* 2002; Magurran, 2004; Watkins *et al.*, 2005). Em resposta a essa demanda, diversas técnicas de estimação foram desenvolvidas para extrapolar a riqueza de um 'universo conhecido' para um 'desconhecido', *i.e.*, extrapolar de um número de razoável de amostras ao número real de espécies de uma determinada área (Colwell & Coddington, 1994). Dessa forma, os estimadores são uma ferramenta adicional aos inventários, pois se é possível avaliar o quão são complementares e, conseqüentemente, permite-se avaliar se está trabalhando com números (de riqueza) confiáveis em modelos ecológicos ou argumentos de conservação biológica (Jimenez-Valverde *et al.*, 2006).

Identificar padrões na ictiofauna do ECI é a primeira etapa lógica à elaboração de hipóteses de seus processos estruturadores (Underwood *et al.*, 2000) e um subsídio à definição de diretrizes de conservação e restauração do ecossistemas (Lindenmayer & Likens, 2010). Neste estudo, padrões ecológicos da ictiofauna do ECI modulados por fatores naturais e aqueles induzidos pelo VG foram identificados e descritos com análises de d β e dados históricos. Esse objetivo foi norteado pelas seguintes questões:

1 - Qual é a estrutura atual da ictiofauna do ECI em termos de composição de espécies e abundância?

2 - Como a variabilidade temporal, espacial e ambiental e a conectividade atuam na estruturação da ictiofauna do ECI?

3 - Como a degradação das condições estuarinas pelo aporte do RI afetou a estrutura da ictiofauna do ECI? Hipotetizou-se, para essa última questão, que a conectividade dentro da metacomunidade regional foi reduzida devido à deterioração das condições estuarinas do ECI. Por fim, sugestões para o monitoramento ecológico da ictiofauna do ECI da recuperação ecológica do ECI são propostas. Ressalta-se que o enfoque desse estudo é descrever padrões e não demonstrar processos; estes são sugeridos com base nos padrões descritos.

3.2. Materiais e Métodos

3.2.1. Caracterização ambiental do ECI

O ECI, localizado no sul da costa do estado de São Paulo, compõe-se de um complexo de canais entre ilhas (fig. 8), assentado sobre uma planície costeira arenosa. Possui área total de 115 km² e 100 km de extensão e se conecta com o oceano pela barra de Icapara, ao norte, e barra de Cananéia, ao sul (Bergamo, 2000; Bernardes & Miranda 2001). O ECI foi formado em cinco etapas de transgressão e regressão ao longo de 120.000 anos A.P. (Suguio & Martin, 1978). A configuração atual foi obtida há c. 5100 anos, quando o nível médio do mar acima do atual em 4 metros começou a regredir, formando o atual sistema de canais (Suguio & Martins, 1978). Em face aos objetivos desse estudo, o ECI foi convenientemente subdividido em eixo norte (da barra de Icapara à confluência de canais no meio do ECI) e sul (dessa confluência à barra de Cananéia; fig. 8).

3.2.2. Histórico e impacto ambiental do VG no ECI

Com o objetivo de facilitar o escoamento da produção agrícola do vale do Ribeira ao porto de Iguape, em 1852, o VG foi construído no eixo norte, conectando o RI ao ECI (Mahiques *et al.*, 2012). Desde a sua conclusão até os dias atuais, por conta de uma sucessão de erros geotécnicos, o canal gradualmente alargou-se e se aprofundou, passando de 5 a 400 m de largura e de 3 a 10 m de profundidade, respectivamente. Atualmente, o VG desvia c. 60-70% da vazão do RI para o ECI (DAEE, 2011). Essa substancial alteração no aporte afetou seriamente as condições estuarinas do ECI. Precedendo a abertura do VG, precipitação local e singularidades da bacia local governavam o aporte. A bacia local, composta pelos rios Taquari, Mandira, Minas, Itapitangui e Cordeiro e canais de maré, possui pouco mais de 1339 km² (Mishima *et al.*, 1985) e produzem uma descarga média anual de 43 m³.s⁻¹ (Bonetti-Filho & Miranda, 1997). Além disso, a água drenada por esses rios era praticamente desprovida de poluição, porque provinha de áreas de floresta atlântica e manguezais em níveis de preservação extremamente elevados, com mínimos impactos humanos (Por *et al.*, 1984). Com a abertura do VG, o aporte ao ECI passou a ser determinado, basicamente, pela bacia do RI, que, em relação à bacia local, têm área c. 18 vezes superior (23,350 km²) que produz descarga c. 10 vezes superior (média anual 418.17 m³. s⁻¹).

A qualidade da água que abastece o ECI também foi substancialmente deteriorada com o VG, pois, diferentemente dos rios locais, o RI drena uma bacia razoavelmente impactada por intensa conversão de floresta atlântica em áreas de plantações e pastoreio, atividades de mineração e agroindustriais e moderada urbanização (Mahiques *et al.*, 2009; Mahiques *et al.*, 2012). A poluição das águas do RI provocou os seguintes e principais impactos no ECI: (I) contaminação do sedimento com Pb, Cu e Zn (Mahiques *et al.*, 2009; Coelho, 2011; Mahiques *et al.*, 2012), de peixes com Pb e Hg (Kuniyoshi, 2011) e de gramíneas halófitas com Pb, Cu e Zn (Stein, 2011), devido ao aporte de metais pesados decorrentes das minerações (Mahiques *et al.*, 2012) que ainda persistem (Pisetta, 2010); (II) poluição da coluna d'água e sedimento com MO de diversas fontes (Barrera-Alba *et al.*, 2007; Barrera-Alba *et al.*, 2009); (III) eutrofização com fósforo derivado de efluentes da produção de fertilizantes (Barrera-Alba *et al.*, 2007); (IV) exacerbação da concentração de material particulado em suspensão (Barrera-Alba *et al.*, 2009); e (V) intenso assoreamento, causando perdas de profundidade média (Cunha-Lignon *et al.*, 2011; DAEE, 2011; Mahiques *et al.*, 2012) e incremento generalizado na deposição de lamas (Saito *et al.*, 2001; Barcellos *et al.*, 2009) e facilitando a substituição de manguezais por gramíneas dulcícolas no eixo norte (Cunha-Lignon *et al.*, 2011; DAEE, 2011). Evidências recentes demonstram que o aporte provoca substancial bioacumulação de Pb em *C. spixii* no eixo norte (Kuniyoshi, 2011). O aporte do RI também declinou generalizadamente a salinidade média no ECI, sobretudo nas margens e no pelagial (GEOBRÁS 1966; Mishima *et al.*, 1985; Maciel, 2001; DAEE, 2011). Com base no período em que o VG esteve fechado (Miyao *et al.*, 1989), supõe-se que as condições límnicas no ECI precedentes ao VG eram raras e se davam ocasionalmente com excepcionais elevações da descarga no período chuvoso. Sob a ação do VG, tal condição é praticamente persistente nas imediações do VG (Maciel, 2001; DAEE, 2011; Barrera-Alba *et al.*, 2007; Barrera-Alba *et al.*, 2009). Em síntese, o impacto causado pelo aporte do RI provocou um gradiente espacial de perda das condições estuarinas da foz do VG as fozes norte e sul do ECI.

Os impactos ecossistêmicos da ação do VG provocaram inúmeros prejuízos sociais e econômicos, como redução de áreas cultiváveis (Mahiques *et al.*, 2012), contaminação do pescado (Kuniyoshi, 2011) e diminuição de estoques pesqueiros (Giamas *et al.* 1988; Carneiro 2005; DAEE, 2011; Barcellini, *et al.*, 2013). Para minimizar tais prejuízos, o VG foi completamente obstruído em 1978 (Mishima *et al.*, 1985). Após a obstrução do VG, no eixo sul, a salinidade média superficial elevou-se, em média, de 21.7 para 28.5 e a de fundo de 28 para 33; já, nas imediações do VG, a elevação salina foi ainda mais proeminente, passando, em média, de 0 a 20, no pelagial, e de 2.1 à 20 no fundo (GEOBRÁS, 1966; Mishima *et al.*, 1985; Miyao *et al.*,

1989; Bonetti-Filho & Miranda, 1997; Maciel, 2001; Barreira-Alba *et al.*, 2009). Porém, a perda da competência do leito original do RI, associado ao fechamento completo do VG, causou enchentes sucessivas e severas em áreas rurais e urbanas da cidade de Iguape nos períodos chuvosos (Mahiques *et al.*, 2012). Por isso, o VG foi novamente reaberto, parcialmente em 1983 (Mishima *et al.*, 1985) e, totalmente, em 1995 (Bonetti-Filho & Miranda, 1997), com a estrutura espacial de salinidade do ECI retornando a condição antecedente (Bonetti-Filho & Miranda, 1997; Maciel, 2001; Barreira-Alba *et al.*, 2009).

Além dessas alterações no gradiente, outras futuras alterações ambientais são esperadas. Atualmente, estão sendo construídas comportas no VG para regulação de seu fluxo (DAEE, 2011). Pretende-se reduzir gradualmente sua vazão para induzir o aprofundamento da calha do trecho costeiro do RI. Em longo prazo, restaurar-se-iam as condições hidrográficas e ecológicas do RI e do ECI (DAEE, 2011). Além das alterações ambientais do ECI provocadas pelo VG, outras são esperadas em razão da construção prevista de, pelo menos, quatro barragens à montante do RI para aproveitamento hidroelétrico e controle de cheias (CBA & CNEC, 2005). A barragem mais à montante (c. 300 km) encontra-se em processo de licenciamento (CBA & CNEC, 2005).

3.2.3. *Hidrografia, hidrologia, produtividade biológica e subsistemas do ECI*

Atualmente, o gradiente longitudinal de densidade da água e a descarga fluvial são as principais forçantes da circulação estacionária no ECI, cabendo ao vento influencia secundária (Bernardes & Miranda, 2001). O gradiente médio anual de salinidade ao longo do ECI possui mesma estrutura espacial tanto no habitat marginal (definido, aproximadamente, entre 0 e 2 m) quanto no demersal (> 2 m), como revelado por elevada correspondência espacial (coeficiente de correlação de Spearman = 0.944, $P < 0.001$ de 999 permutações; fig. 9). O gradiente inicia-se na foz do VG e segue para ambas as barras e é ramificado no eixo sul entre os canais Mar de Cubatão e Mar de Cananéia (fig. 7 e 9). O ECI apresenta consistente sazonalidade hidrológica. A precipitação da região, com média anual é de 2269 mm, é cerca de três vezes superior (média = 310 mm) de janeiro a fevereiro (início da estação chuvosa) e mínima (média = 100 mm) entre julho e agosto (início da estação seca; Myiao *et al.*, 1986). A vazão do RI responde sincronicamente à variação pluviométrica, sendo mínima em junho, com média de $218 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, e triplicando no período chuvoso, com média de $634 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (DAEE, 2013). A temperatura média anual da água é de 21°C

(Silva, 1984), sendo fevereiro o mês mais quente (25°C), e julho, o mais frio (18°C; Bergamo, 2001). As marés são semi-diurnas, com iniquidades diurnas e amplitudes máximas de 1,25 m (Bonetti-Filho & Miranda, 1997).

A produtividade planctônica é maior dentro do ECI do que na região costeira adjacente (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2001). Produção primária planctônica exhibe claro ciclo sazonal, sendo máxima durante o verão (dezembro – março) e mínima durante o inverno (junho – setembro; Braga, 1995; Brichta, 1999; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2001; Barrera-Alba et al. 2009). No verão, além da maior estratificação (Brichta, 2000), há uma marcada fertilização com MO e formas inorgânicas N e P oriundas da elevação do aporte do RI, da bacia local e dos manguezais, que estimulam a produção planctônica (Braga, 1995; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2001; Barrera-Alba et al., 2009). Barrera-Alba et al., (2009) observaram consistente elevação na taxa da produção planctônica quando a temperatura da água ultrapassou 26°C. No verão, há forte inibição fotossintética devido à elevada turbidez, sobretudo no eixo norte. Mesmo assim, a produtividade planctônica se mantém elevada devido à elevada atividade do bacterioplâncton, atuante na degradação do massivo aporte de MO particulada do RI e manguezais (Barrera-Alba et al., 2009). Como o fitoplâncton, o zooplâncton e a macrofauna atingem o pico de biomassa e produtividade no verão e mínimo no inverno (Chages-Soares et al., 1995; Galluci, 1996; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2001; Ara, 2004).

Com base na geomorfologia, circulação e nas condições médias de salinidade (Miyao et al., 1989; Bergamo, 2000; Barcellos, 2005; Bernardes & Miranda, 2001), os canais do ECI, tradicionalmente conhecido como 'Mares', podem ser divididos em quatro subsistemas (fig. 8):

Mar Pequeno (MP): o subsistema mais extenso (c. 48 km) e relativamente mais estreito (média de 0.6 km) do ECI, delimitado pela confluência entre os três canais, no meio do estuário, à barra de Icapara (fig. 8). Por conveniência, o Mar Pequeno foi subdividido em Mar Pequeno norte (MP norte), delimitado da foz do VG à barra de Icapara, e *Zona Ambientalmente mais Impactada* (ZAI), localizada entre a foz do VG e a confluência dos canais (fig. 8).

O impacto pelo aporte do RI é desproporcionalmente maior na ZAI do que nas demais áreas e é definido por maior persistência sazonal de condições atípicas de baixa salinidade [i.e. condições límnicas e oligohalinas nas margens e no habitat demersal, respectivamente (fig. 10)]; pelo maior acúmulo de poluentes (Pisetta, 2010); e pela maior desestruturação física dos habitats, caracterizada por substituição dos manguezais por macrófitas dulcícolas e pela redução generalizada na profundidade pelo intenso assoreamento (Cunha-Lignon et al., 2011; DAEE, 2011; Mahiques et al.,

2012). A taxa de deposição de sedimento do porte do RI é em torno de 0.5 cm.ano^{-1} na ZAI (Saito *et al.*, 2001). Através da ZAI ocorre elevada exportação de silte e argila do RI ao eixo sul (Bercellos *et al.*, 2009). O encontro das ondas de maré ocorre na Pedra do Tombo na ZAI (fig. 8; Miniussi, 1959; Miyao *et al.*, 1989). A onda entra no sistema com uma defasagem de 40 minutos entre as duas barras, propagando-se posteriormente ao longo dos canais (Miniussi, 1959). A coluna d'água na ZAI é mais homogênea do que no eixo sul (Miyao *et al.*, 1989; Maciel, 2001).

O MP norte é caracterizado por um abrupto gradiente salino e forte hidrodinamismo devido à pequena distância relativa entre o VG e o oceano (Barrera-Alba *et al.*, 2009).

Mar de Cubatão (MCb): canal polihalino [salinidade média = 21.3 ± 3.21 (Maciel, 2001)] que se estende do norte da baía do Trapandé à confluência entre os três canais, na extensão mediana do estuário (fig. 8). A profundidade média é de 5 m, com máximos de 10 m na conexão com a baía do Trapandé (Tessler & Furtado, 1983; Tessler & Souza, 1998). A forte descarga dos rios Taquari, Mandira, das Minas, Itapitangui faz com que exista uma evidente estratificação, que é atenuada gradualmente em direção ao Mar Pequeno (Miyao *et al.*, 1989). As velocidades das correntes de marés variam entre 0.7 a $1.0 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ (Miyao *et al.*, 1989).

Mar de Cananéia (MCa): canal polihalino [salinidade média = 22.5 ± 4.21 (Maciel, 2001)] que se delimita entre o sul da baía do Trapandé e o Mar Pequeno (fig. 8). A profundidade média é de 6 m; há um gradual aumento da profundidade do setor interno ao externo, onde pode atingir 15 m (Tessler & Souza, 1998; Bernardes & Miranda, 2001). A estrutura vertical de salinidade alterou-se de bem misturada, durante o fechamento do VG (Miyao *et al.*, 1989), à parcialmente misturado e fracamente estratificado (Tipo 2a), após sua abertura. Isso ocorreu em razão do aporte do RI que flui para o eixo sul seguir pelo MCa do que pelo MCb (Bernardes & Miranda, 2001). O comportamento desigual da onda de maré provoca indução de correntes em sentidos opostos entre o Mar de Cananéia e de Cubatão (Miyao *et al.*, 1989). As velocidades das correntes de marés variam entre 0.8 a $1.0 \text{ m}^2.\text{s}^{-1}$ (Miyao *et al.*, 1989).

Baía do Trapandé (BT): a descrição física e hidrográfica da baía encontra-se detalhada no capítulo 1.

3.2.4. Campanhas amostrais e suas generalidades

Duas particularidades gerais foram fundamentais na definição das estratégias analíticas para avaliar o efeito dos fatores ambientais, espaciais e temporais na

estruturação das assembléias demersais. (I) Todas as amostragens demersais foram realizadas com mesmo barco (*B/Pq* Albacora de 14 m) e mesma rede principal de arrasto de fundo (tipo *otter-trawl*) com 12 m de abertura de boca, 30 mm e 25 mm de malha (entre nós consecutivos) nas mangas e no ensacador, respectivamente; à rede, acoplaram-se duas portas com 1.3 m × 0.75 m e 45 kg cada. Isso viabilizou diferentes comparações interanuais da ictiofauna. (II) Apesar dessa similaridade, as campanhas de 1981 a 1997 foram conduzidas com delineamentos sistemáticos sem genuínas réplicas espaciais por setor e temporais por estação sazonal (*sensu* Hurlbert, 1984). Além disso, muitos *designs* estiveram desbalanceados. Tal particularidade inviabilizou se particionar a variação multivariada em função de fatores individuais num design ANOVA multifatorial (e.g. *PERMANOVA*; Hurlbert, 1984; Anderson & Gribble, 1998; Millar & Anderson, 2004). Como alternativa à investigação de tais efeitos na variância multivariada, fez-se uso de ordenações, análises de cluster com teste hipótese via permutações e regressões múltiplas multivariadas (Lájer, 2007; Anderson *et al.*, 2008). Tais regressões, em particular, representam uma opção apropriada, pois consideram a ausência de independência dos fatores na partição da variância multivariada (Borcard *et al.*, 1992; Anderson & Gribble, 1998). O efeito dos fatores de interesse nas assembléias marginais foi analisado com base nos dados originais de Radasewski (1976) e Maciel (2001). Embora Maciel (2001) tenha amostrado a fauna pelágica do ECI, essa não foi objeto de análise na presente tese.

No apêndice III, são detalhadas as estratégias amostrais e demais informações relevantes das campanhas amostrais. Detalhes da campanha de 2009/10 são fornecidos no capítulo 1.

3.2.5. *Procedimentos analíticos*

3.2.5.1. *Riqueza e composição de espécies do ECI*

3.2.5.1.1. *Fauna total e recente*

Riqueza total (= *fauna total*) do ECI foi definida com base em registros de 1964 a 2010 (apêndice III). Devido à necessidade de informações mais contemporâneas da biodiversidade para fins de conservação biológica, um inventário mais atual (*riqueza* ou *fauna recente*) também foi produzido. Assim, consideraram-se pertencentes à *riqueza recente* do ECI espécies cujas ocorrências persistiram ou foram reportadas

após 1993. Para comparações com a riqueza estimada, compilou-se também a riqueza total e recente para a baía do Trapandé.

Devido ao esforço amostral ter sido desproporcionalmente maior no eixo sul do que no eixo norte, a conectividade em potencial definida pela análise de $d\beta$ de *turnover* restringiu-se entre a assembleia do eixo sul e o *PRE* marinho. Essa $d\beta$ foi descrita pela similaridade de Jaccard (s_{jji}) e denota a mudança na riqueza de uma área a outra (Anderson *et al.*, 2011) em uma escala de 0 (totalmente dissimilar) a 100 (totalmente similar; Clarke & Warwick, 2001, fórmula no apêndice III). s_{jji} pode ser interpretado como a probabilidade uma dada espécie, selecionadas aleatoriamente, estar presente em ambas as regiões (Clarke & Warwick, 2006). s_{jji} não considera duplas ausências entre áreas, o que é consistente com a descrição de *turnover* em função de um gradiente ambiental (Anderson *et al.*, 2011).

Para descrever a fauna do *PRE* marinho, utilizou-se Giannini & Paiva-Filho (1995), Saul (1994), Saul & Cunningham (1995) e Mendonça & Miranda (2008), bem como Passos *et al.* (dados não publicado) para complementação dos registros. Passos *et al.* (2012) fornece registros de arrastos de fundo e praia dos últimos 30 anos, entre 0 e 20 m, na zona costeira ao largo do complexo estuarino da baía de Paranaguá, localizado à cerca de 70 km da barra de Cananéia. O uso de Passos *et al.* (2012) foi possível, porque é razoável assumir compartilhamento de espécies entre a foz do eixo sul e a foz da baía de Paranaguá, pois, além de ambas serem ambientalmente similares (*i.e.* sujeição à influência estuarina; Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2001; Lana *et al.*, 2001), não há influentes barreiras oceanográficas, topográficas e biogeográficas na área considerada (Matsuura, 1986; Briggs & Bowen, 2012).

A classificação do status de conservação das espécies da fauna total segundo os critérios da IUCN (IUCN, 2012), decreto estadual nº 56.031 (São Paulo, 2010) e Instrução Normativa MMA nº 05 (Brasil, 2004) foi apresentada.

3.2.5.1.2. Estimativas de riqueza do eixo sul

Curvas cumulativas de espécies (CCE) e estimadores não paramétricos (ENP) foram utilizados para estimar a riqueza de espécies, compará-la com os inventários de espécies e fazer inferências sobre os padrões de ocupação e dispersão de espécies. Os ENP são estimadores que se baseiam na prevalência cumulativa de espécies raras entre as amostras (Chao, 1987; Burnham & Overton 1979; Heltshe & Forrester, 1983; Smith & Van Belle, 1984; Colwell & Coddington, 1994; Canning-Clode *et al.*, 2008). Estabilização assintótica da curva resultante da relação entre o número cumulativo de

espécies estimadas e a acumulação do esforço amostral é uma forte evidência de que o n amostral foi suficiente para descrever a riqueza total do habitat (Colwell & Coddington, 1994; Magurran, 2004). Em uma CCE, o número cumulativo de espécies detectadas é relacionado com a acumulação do esforço amostral. À medida que o esforço aumenta, a taxa na qual novas espécies são adicionadas declina assintoticamente. Teoricamente, o valor assintótico representa riqueza que seria alcançado em uma amostragem infinita utilizando metodologia, frequência e esforço amostral do estudo do qual as amostras foram obtidas (Colwell & Coddington, 1994; Jimenez-Valverde *et al.*, 2006). Assim, CCEs podem ser complementares aos ENPs, porque permitem extrapolações e também fornece informações sobre o esforço necessário à estimação (Jimenez-Valverde *et al.*, 2006). Desta forma, enquanto os ENPs têm se mostrado robustos na estimação de riqueza (Baltanas, 1992; Colwell & Coddington, 1994; Longino, 2002; Magurran, 2004; Canning-Clode *et al.*, 2008), as CCEs permitem extrapolações na ausência de estabilizações assintóticas (Jimenez-Valverde *et al.*, 2006; Canning-Clode *et al.*, 2008).

As estimativas restringiram-se aos fundos inconsolidados marginais e demersais do eixo sul, devido à *limitação na apresentação* (ver definição no apêndice III) e ausência de amostragens sistemáticas em habitats de maior complexidade física estrutural, como gambôas, manguezais, marismas e recifes. As estimativas basearam-se nas campanhas 1996-97. Para elevação da acurácia, considerou-se, como unidade amostral, o agrupamento das espécies detectadas nos arrastos marginais e demersais em cada evento amostral da campanha. Devido à maior influência marinha e proximidade do PRE marinho, a baía do Trapandé deve concentrar a maior riqueza do ECI. Portanto, para investigar a influência desse *pool* na baía, estimou-se riqueza utilizando-se amostras de arrastos *otter-trawl* de 1996-97 e 2009/10 dos pontos 1, 2 e 5 (fig. 8). Consideraram-se apenas essas duas campanhas, pois ambas tiveram mesmo tempo de arrasto e sobre-saco na rede principal. Esse universo amostral elevado ($n = 270$) foi consideravelmente representativo do padrão de ocupação, pois integra condições ecológicas de diferentes estações sazonais em diferentes anos, o que é apropriado a baía, que exibe intensa dinâmica ambiental (Capítulo 1).

Baseando-se nas propriedades e premissas descritas em Tjorve (2003) e Jimenez-Valverde *et al.*, (2006), cinco modelos assintóticos (sigmoidais e de curvas convexas) foram utilizados para ajuste das CCE (fórmulas e suas propriedades no apêndice III). A série cumulativa foi determinada por 999 aleatorizações das amostras (Canning-Clode *et al.*, 2008). Devido à maior acurácia, a forma analítica dos valores médios de acumulação foi dada pelo índice UGE de Ugland *et al.* (2003). As randomizações e o índice UGE foram executados no *PRIMER + PERMANOVA v.*

6.1.6 (Clarke & Warwick, 2006). Utilizou-se R^2 para fornecer a magnitude do ajuste do modelo. R^2 possui a deficiência de se elevar deliberadamente com o aumento do número de variáveis ou parâmetros (Anderson *et al.*, 2008). Tal dependência ignora o conceito de parcimônia, que prediz que se deve escolher o modelo com melhor poder explicativo e que, ao mesmo tempo, seja o mais simples possível (*i.e.* que tenha o menor número de parâmetros ou variáveis; Anderson *et al.*, 2008). Assim, utilizou-se o critério de informação de Akaike (*AIC*) que faz essa ponderação e indica o modelo mais parcimonioso (para algoritmo *AIC* ver apêndice III; Anderson *et al.*, 2008). Os *ENPs* utilizados foram *Jackknife 1* (Burnham & Overton, 1979; Heltshe & Forrester, 1983) e *Jackknife 2* (Smith & Van Belle, 1984; para algoritmos, ver apêndice III). Apesar da existência de inúmeros *ENPs*, os estimadores *Jackknife* foram selecionados, pois exibem bom desempenho (precisão e acurácia) em assembleias com considerável heterogeneidade espaço-temporal (Conning-Codle *et al.*, 2008), como as do ECI (ver resultados).

3.2.5.2. *Relação entre riqueza e densidade na baía do Trapandé*

Verificou-se se a relação entre a riqueza e densidade ajustou-se significativamente a um modelo linear ou assintótico (algoritmos no apêndice III) com ANOVA (Jongman *et al.*, 1995). Para investigar a consistência das relações em duas escalas temporais distintas, procedeu-se uma análise sazonal, com base nos dados da campanha 2009/10, e anual, considerando dados de 1996-97 e 2009/10 simultaneamente. Tal agrupamento foi possível devido à similaridades nos protocolos amostrais de ambas as campanhas.

3.2.5.3. *Identificação dos fatores estruturadores das assembleias do ECI*

A relação entre a riqueza e as variáveis ambientais, espaciais e temporais foi explicada por análises de regressão múltipla (Legendre & Legendre, 1998). Para tal, utilizou-se a função *forward stepwise* para escolher o melhor conjunto de variáveis que explicam a riqueza de espécies (Legendre & Legendre, 1998).

Quantificou-se o papel relativo dos determinantes ambientais, espaciais e temporais na explicação da variância multivariada das assembleias das campanhas 1967, 1981/83, 1986/88 e 1996-97 com modelos correlativos, *i.e.*, regressões múltiplas multivariadas. Conduziram-se as análises separadamente a cada campanha em

virtude das diferenças no tempo de arrasto. Os modelos de 1996-97 limitaram-se ao eixo sul devido à *limitação na apresentação*. Assim, as associações das assembleias do eixo norte com fatores estruturadores basearam-se em evidências da literatura. Tal quantificação à campanha de 2009/10 está detalhada no capítulo 1.

A partição da variância multivariada em resposta às variáveis foi efetuada por regressões múltiplas multivariadas *DISTLM* (*DisTance-based Linear Models*; McArdle & Anderson, 2001) e ordenação *dbRDA* (*distance-based Redundance Analysis*; Anderson *et al.*, 2008). As análises basearam-se nas matrizes **Y** e **X**, de ordem $N \times p$ e $N \times q$, respectivamente, onde N = número de amostras, p = número de espécies que perfizeram, cumulativamente, > 98% do peso total e ocorreram em > 40% das amostras; q = nº de preditores. **Y** foi, em seguida, transformada em matriz de similaridade **Y'**, com índice Bray-Curtis de dados transformados [$y' = \ln(y)+1$] para redução do efeito de espécies raras (Legendre & Legendre 1998). A remoção das espécies raras foi efetuada em virtude da incerteza nas estimativas de suas probabilidades de ocorrências e abundâncias (Clarke & Warwick, 2001; Anderson, 2008). *DISTLM* é um método que ajusta variáveis preditoras a variáveis respostas, com base em medidas de distância, e utiliza permutação para testar a força e significância da relação entre as variáveis respostas e preditoras (McArdle & Anderson, 2001). É particularmente adequado a dados ecológicos com excesso de zeros e sem distribuição normal (Anderson *et al.*, 2008).

Para avaliar o quanto as variáveis, em conjunto, explicam da variância multivariada (descrita pela matriz **Y'**), conduziu-se teste sequencial, empregando seleção *forward* dos preditores (Anderson *et al.*, 2008). A magnitude do ajuste do modelo foi avaliado com R^2 . O modelo mais parcimonioso da relação $\mathbf{Y}' \sim \mathbf{X}$ foi selecionado com o *AIC* (Anderson *et al.*, 2008). Potenciais multicolinearidades e presença de *outliers*, que podem afetar a presunção de linearidade do modelo (Anderson *et al.*, 2008), foram previamente inspecionados por gráficos de dispersão e correlações. Removeram-se *outliers* e variáveis altamente redundantes ($r > |0.85|$; McCune & Grace, 2001). Transformações ($\ln x + 1$) foram efetuadas para manutenção da linearidade (Legendre & Legendre 1998; Anderson *et al.*, 2008). O efeito dos preditores do modelo mais parcimonioso na estruturação da assembleia foi avaliada através de projeções dos dois primeiros eixos *dbRDA* (Anderson *et al.*, 2008).

Um total de oito variáveis explicativas potenciais foi utilizado, alocadas em variáveis ambientais, espaciais ou temporais. *Variáveis ambientais*: temperatura, salinidade, vazão do RI (apenas à campanha 1986/88) e sentido da maré. O sentido da maré foi apresentado em termos binários como vazante (0) ou enchente (1; Anderson, 2008). Vazão do RI foi expressa em $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ e obtida da estação fluviométrica

na cidade de Registro (localização da estação: 24°29'09", 47°50'27") operada pelo Departamento de Águas e Energia do estado de São Paulo (DAEE). Essa estação é a mais próxima do VG, localizada a 70 km do ECI. Como há um intervalo de tempo entre o momento da medição e o respectivo efeito na hidrografia do ECI, considerou-se os valores médios da vazão do sexto ao oitavo dia antecedente as coletas (Zani-Teixeira, 1983). A vazão do RI não foi incluída em 1981/83, porque o VG estava fechado (Myiao *et al.*, 1986), nem em 1996-97, porque os dias das coletas para estimar o intervalo acima mencionado estiveram indisponíveis para o presente estudo. As demais variáveis foram expressas quantitativamente, cuja precisão e cujos meios de obtenção em cada campanha estão detalhados no apêndice III. *Variáveis espaciais*: profundidade (para precisão ver apêndice III) e distância da foz do eixo sul (mensurada com o *software Google Earth Pro 3.0*; precisão ± 5.0 m). Distância constitui *proxy* de diferentes processos biológicos e abióticos. Distância do estoque parental costeiro (Jaureguizar *et al.*, 2004), seleção específica do habitat para reprodução (Rooper *et al.*, 2005), proteção (Laegdsgaard, & Johnson, 2001), alimentação (Scharf *et al.*, 2004; Contente *et al.*, 2012) e ótimos osmorregulatórios (Rocha *et al.*, 2005) são exemplos de processos biológicos expressos por distância e gradientes de tipos e diversidade de habitats (Sheaves *et al.*, 2007a), impacto ambiental (Ramos-Miranda *et al.*, 2005), profundidade (Chagas *et al.*, 2006) são exemplos de processos físicos.

Variáveis temporais: Ano e sazonalidade. 'Ano' foi expresso quantitativamente como uma sucessão temporal progressiva da seguinte forma: calculou-se o número total de dias de 01 de janeiro de 1900 até o dia da amostragem então se calculou a média acumulada para cada ano (Anderson & Gribble, 1998). 'Sazonalidade' foi expressa como proporção da periodicidade sazonal da seguinte maneira: 0.25 para o início da estação chuvosa, 0.5 para o final da estação chuvosa, 0.75 para o início da estação seca e 1.0 para final da estação seca (Anderson & Gribble, 1998). Sazonalidade e ano são *proxy* de diferentes processos, como variabilidade anual e sazonal de recrutamento, mortalidade, parâmetros ambientais não mensurados e ritmos endógenos indutor de deslocamentos reprodutivas e ontogenéticas (Wootton, 1992).

3.2.5.4. Efeito espacial do aporte do RI na assembleia de peixes do ECI

Alterações na assembléia marginal e demersal em função do gradiente de impacto do VG foram investigadas, empregando indicadores multivariados e univariados com métricas de atributos taxonômicos e/ou funcionais das assembleias.

3.2.5.4.1. Indicadores multivariados

Composições biológicas homogêneas e persistentes em uma área do gradiente ambiental relativamente delimitada em termos geográficos são consistentes indicadores de particularidade e persistência ambiental (Tyler *et al.*, 1982; Bulger *et al.*, 1993; Jaureguizar *et al.*, 2003; Contente *et al.*, 2010). Com base na relação entre $d\beta$ e conectividade, pode-se assumir que quanto mais discreta, homogênea e persistente uma assembleia é, menor sua conectividade por dispersão de espécies com as demais localidades da metacomunidade. Baseando-se nessa premissa, testou-se a hipótese que a degradação estuarina acentuada na ZAI promoveu o estabelecimento de uma assembleia discreta, homogênea e persistente dentro de seus limites geográficos. A existência de tais assembleias no habitat demersal e marginal foi verificada no espaço multivariado com escalonamentos multidimensionais não paramétricos (*nMDS* - *non-metric multidimensional scaling* - Clarke & Gorley, 2006). Análise de perfil de similaridade (*SIMPROF* - *SIMilarity PROfile*; detalhes desse procedimento no apêndice III), com base em *clusters* definidos por médias não ponderadas de grupos pareados (*UPGMA* - *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean*), foi empregada para testar a hipótese nula de ausência de relação entre impacto e assembleias idiossincráticas (Clarke & Gorley, 2006). Cluster e *nMDS* basearam-se em similaridade Bray-Curtis de valores transformado pela raiz quadrada (Clarke & Gorley, 2006).

A habilidade de predizer a ictiofauna em função de apenas uma variável com base nos modelos multivariados tradicionais (e.g. análise de correspondência canônica - *ACC*, *nMDS* etc.) é limitada em razão da heterogeneidade no gradiente estuarino decorrer da sinergia com outros fatores (e.g. turbidez, temperatura etc.), produzindo, invariavelmente, resposta assimétrica e não linear na abundância específica ao longo do gradiente (Anderson, 2008; Anderson *et al.*, 2008; Gillanders *et al.*, 2011). Maciel (2001) identificou os melhores preditores da assembleia do ECI com *ACC*, portanto com habilidade preditiva limitada. A análise canônica de coordenadas principais (*CAP* - *Canonical Analysis of Principal coordentates*) é superior a tais

modelos, pois estabelece um modelo precisamente definido por um eixo discriminante que maximiza a correlação do gradiente ambiental com a estrutura multivariada da ictiofauna, mesmo sob intensa influência em outras direções dos demais fatores estruturadores (Anderson & Robinson, 2003; Anderson & Willis, 2003; Anderson, 2008; Anderson *et al.*, 2008).

Análise *CAP* constitui uma análise de $d\beta$ turnover e foi empregada para descrever potencial correlação entre alterações na estrutura das assembléias e o gradiente de perda das condições estuarinas do ECI decorrente do aporte do RI (Anderson, 2007). Utilizou salinidade como um *proxy* do gradiente de impacto dada sua relevância biológica e maior disponibilidade de registros históricos em relação às demais variáveis. O modelo canônico baseia-se em coordenadas principais *PCO* (*Principal Coordinate Ordinations* – *PCO*) de uma matriz de similaridade (Legendre & Legendre, 1998). Para evitar super-parametrização (*i.e.* determinação de correlações espúrias pela inclusão de muitos eixos *PCO*), escolheram-se *m* números de eixos *PCO* que minimizam a soma dos quadrados dos resíduos (Anderson & Robinson, 2003). O modelo foi construído com similaridades de Bray-Curtis de valores de abundância transformados na forma $y' = \ln(y)+1$ (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008). Para avaliar a generalidade das alterações, construíram-se modelos com duas métricas de abundância: peso e número de indivíduos por espécie (Magurran, *et al.*, 2011). Congruência entre as matrizes de dissimilaridades de tais métricas foi quantificada pelo coeficiente de Spearman (r_s) cuja significância foi testada por permutação com 999 aleatorizações (Clarke & Warwick, 2001). Elevada congruência indica resposta similar ao gradiente de salinidade.

Para identificação da correlação canônica e áreas de assembléias de espécies, utilizaram-se a abundância acumulada ao longo de 1996 a 1997 em cada um dos 13 pontos ao longo do ECI (fig. 8). Esse procedimento elevou a probabilidade de detecção dos efeitos principais *i.e.* salinidade e cofatores do aporte promotores do impacto ambiental, ao reduzir a 'interferência' da ampla e inerente variabilidade ambiental em menor escala temporal. Devido à *limitação na apresentação*, as amostras restringiram-se às espécies dominantes em cada ponto. Isso, porém, não traz detrimento às conclusões porque o principal papel ecossistêmico da ictiofauna concentra-se nas espécies dominantes (Magurran *et al.*, 2011). Os modelos *CAP* basearam-se na média de salinidade por ponto entre 1996 e 1997. Inspeccionaram-se as precisões dos modelos *CAP* incluindo-se amostras adicionais e se verificando: (I) em qual posição de salinidade alocaram-se; e (II) a magnitude dos desvios em relação à salinidade de origem (Anderson, 2008). Inseriram-se seis amostras adicionais no modelo, cada qual correspondendo à média de 32 amostras da campanha 2009/10 da

ictiofauna demersal de cada setor da baía do Trapandé. Um total de duas amostras por setor foi utilizado. Dada à indisponibilidade de amostragens adicionais com picaré e *otter-trawl*, utilizando mesmo tempo de arrasto em outras zonas de salinidade do ECI, tal verificação da precisão limitou-se à assembléia demersal da baía, naturalmente sujeita a uma variação média anual restrita (22 a 33) em relação ao gradiente total do ECI (fig. 9). As análises foram conduzidas no *PERMANOVA* para *PRIMER v6* (Clarke & Gorley, 2006; Anderson *et al.*, 2008).

Para caracterizar as alterações nas funções estruturais das assembléias em resposta ao gradiente de salinidade, as espécies da análise foram alocadas em grupos funcionais de uso do estuário e em grupos tróficos, seguindo Franco *et al.*, (2008). A caracterização dos grupos funcionais é apresentada no apêndice III. A alocação das espécies em grupos funcionais baseou-se em informações da literatura sobre a dieta, ciclo de vida, reprodução e padrão de uso do habitat. Elevou-se a acurácia das alocações em grupos tróficos com dados suplementares de análise da dieta de espécies coletadas na campanha 2009/10 (apêndice III). Coeficiente de correlação de Pearson (r_p) foi utilizado como um indicador das tendências espaciais específicas e dos grupos funcionais (Sokal & Rohlf, 1995).

3.2.5.4.2. Indicadores univariados

Potenciais alterações na assembleia marginal e demersal do ECI em função do gradiente de impacto também foram avaliadas com riqueza, equitabilidade e abundância (em peso e em número de indivíduos) totais. Testou-se a significância de correlação do gradiente com tais indicadores univariados, utilizando o coeficiente de Spearman (r_s). Os índices foram calculados a partir do somatório das abundâncias e da salinidade média das 32 amostragens conduzidas na campanha 1996-97 em cada um dos 13 pontos ao longo do ECI.

3.2.5.5. *Variação interanual na estrutura da ictiofauna*

3.2.5.5.1. *Variabilidade na salinidade, temperatura e assembleia central demersal na baía do Trapandé entre 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia entre 1986/88 e 1996-97.*

O efeito da sucessão dos períodos 1981/83, 1986/88, 1996-97 e 2009/10 na estrutura multivariada da ictiofauna foi investigado para tecer inferências sobre o comportamento temporal da ictiofauna ao longo dos últimos 30 anos, com particular ênfase entre o período em que o VG esteve fechado (1981/83) e aberto (1986/88, 1996-97 e 2009/10). Diferenças nas estratégias amostrais (*i.e.* amostrador, delineamento, esforço amostral e tempo de arrasto) determinaram a existência de um erro amostral sistemático (viés amostral) vinculado à análise da variabilidade na estrutura da ictiofauna demersal entre os períodos. Para minimizá-lo e avaliar sua magnitude de interferência, efetuou-se os seguintes procedimentos:

(I) Apesar da mesma rede principal utilizada nas campanhas, usou-se *sobre-saco* (*i.e.* rede envolvendo o ensacador da rede principal) em 1996-97 e 2009/10 na baía do Trapandé. Diferenças entre as capturas do *sobre-saco* e rede principal foram registradas apenas em 2009/10, as quais foram significativas em termos de número de indivíduos (ANOVA, $P < 0.001$), mas não em termos de peso (ANOVA, $P > 0.05$). De fato, fração em peso do *sobre-saco*, no geral, representou parte irrisória da fração total da amostra (<2% a 98% das 165 amostras). Assim, assumindo que tais diferenças também sejam mínimas em 1996-97, utilizou-se peso como métrica de abundância.

(II) A dependência das diferenças nas estratégias amostrais na estimativa de abundância e riqueza tende a aumentar das espécies dominantes às raras em assembleias dominadas por poucas espécies abundantes (Gotelli & Graves, 1996; Magurran, 2004), tal como as em estudo. Assim, para a análise da variabilidade, considerou-se apenas a assembleia central, *i.e.*, a fração da assembleia composta pelas espécies mais abundantes (>1% do total) e persistentes (*i.e.* presentes em mais de 50% das amostras), que é responsável por maior parte das funções ecossistêmicas da ictiofauna (Magurran *et al.*, 2011). Modelo log-normal ajustou-se significativamente à distribuição de abundância de espécies da assembleia de cada período (fig. 11). Com o incremento amostral, a moda da forma canônica da distribuição log-normal move-se da esquerda para direita, revelando progressivamente menos espécies raras, *i.e.*, a porção esquerda da distribuição (Preston, 1948). Em todos os períodos, tal deslocamento foi consistente (fig. 11), uma robusta evidência de que as espécies das assembleias centrais foram adequadamente representadas. Portanto, com tal

evidência e a elevada frequência de ocorrência das espécies mais abundantes (tabela 15, 16 e 17), é razoável se assumir que o viés amostral seja mínimo para interferir na análise de variabilidade das assembleias centrais entre períodos.

(III) As variações na profundidade e no setor de amostragem na baía do Trapandé entre as campanhas poderiam interferir na análise de variabilidade (Capítulo 1). Para reduzir tais efeitos, conduziu-se a comparação para cada setor da baía, separadamente, e se selecionaram apenas as amostras obtidas entre 8 e 10.5 metros e 5 e 10 metros de profundidade, para o setor interno e externo, respectivamente. Assumiu-se pouca interferência da batimétrica na comparação entre 1986/88 e 1996-97 no Mar de Cananéia, em razão da pequena diferença de profundidade entre os pontos (1986/88, ponto 1 = 8.48 ± 1.08 , ponto 2 = 7.17 ± 1.32 , ponto 3 = 8.25 ± 1.25 , ponto 4 = 6.01 ± 1.08 ; 1996-97, ponto 6 = 9.93 ± 1.75 , ponto 7 = 9.98 ± 1.65 , ponto 8 = 4.48 ± 1.85 ; para correspondência dos pontos entre os períodos, ver figura 8).

Diferenças significativas na assembleia central entre os períodos foram avaliadas pelo teste *SIMPROF*, baseado em *UPGMA*, matriz de similaridade de Bray-Curtis e valores transformados pela raiz quadrada e 999 permutações, testando a hipótese nula de ausência na estrutura multivariada entre os períodos (Clarke & Warwick, 2006). A abundância das espécies da assembleia central foi expressa em escala percentual, reduzindo potenciais discrepâncias nos valores devido às diferenças nos protocolos amostrais.

Análise de variabilidade termohalina (*i.e.* salinidade e temperatura simultaneamente) demersais entre os períodos foi investigada com *nMDS* e análises de similaridade (*ANOSIM – Analysis Of SIMilarity*) baseando-se numa matriz Euclidiana de dados previamente normalizados. A variabilidade de salinidade entre os períodos foi avaliada por *box-plots* (Clarke & Warwick, 2001).

3.2.5.5.2. Efeito do período (1996-97 e 2009/10) na estrutura da assembleia demersal da baía do Trapandé

Além de mesmo amostrador e tempo de arrasto, similaridade nas profundidades de amostragem em 1996-97 (média = 8.22 ± 3.08) e 2009/10 (média = 8.67 ± 3.08) na baía de Trapandé permitiu: (I) a quantificação do efeito desses dois períodos na estrutura e na dispersão multivariada da assembleia; e (III) a construção e comparação dos modelos de distribuição da abundância de espécies (Magurran, 2004; McGill *et al.* 2007; Verberk, 2012). Especificamente, testou-se a hipótese nula de ausência de relação da variância multivariada com 'período', após se considerar o

ajuste das variáveis ambientais (temperatura, maré e salinidade), espaciais (distância da foz e profundidade) e sazonalidade através de regressões *DISTLM* (Anderson & Gribble, 1998; Anderson, 2008). A rejeição de H_0 é inferência de que há um efeito puramente do ano assim como de sua interação com os demais fatores, os quais são passíveis de quantificação (Borcard *et al.*, 1992; Anderson & Gribble, 1998). Para reduzir o forte efeito do gradiente espacial da baía e elevar a potencialidade de se detectar o efeito do período, efetuaram-se as regressões para dois setores da baía separadamente. Para remover o efeito do ano dentro dos períodos, este fator foi expresso quantitativamente como a média do número total de dias (expresso de 01 de janeiro de 1900 até o dia do arrasto) para todo o período (Anderson & Gribble, 1998). As demais variáveis foram expressas tal como descrito no item 3.2.5.3. Ajuste considerando cada variável individualmente (teste marginal) também foi efetuado para comparação de sobreposição de efeitos (Anderson *et al.*, 2008).

A ação de distúrbios na assembleia entre os períodos pode ser detectada por alterações na dispersão multivariada da assembleia (Chapman *et al.* 1995; Anderson *et al.* 2011) bem como sua distribuição de abundância de espécies (*DAE*; Tokeshi, 1993; Magurran, 2004; McGill *et al.* 2007; Verberk, 2012). Com a magnitude e duração do distúrbio, as assembleias tornam-se mais dispersas (i.e. há um aumento da variância multivariada, Chapman *et al.* 1995; Anderson *et al.* 2011) e tendem a menor equitabilidade com distribuição convergindo à série geométrica; em condições opostas, tendem à distribuição log-normal (Tokeshi, 1993; Magurran, 2004; McGill *et al.* 2007; Magurran *et al.* 2011; 2004 Verberk, 2012). Assim, testou-se H_0 de homogeneidade na dispersão multivariada entre os períodos com o teste de homogeneidade de dispersão *PERMDISP* (Anderson, 2008). Para investigar alterações na *DAE*, observou-se, qual modelo estatístico, i.e. distribuição log-normal, série logarítmica ou série geométrica, melhor se ajustou à *DAE* observada na assembleia em cada período. Para avaliar a generalidade das distribuições (McGill *et al.* 2007; Magurran *et al.* 2011), utilizaram-se ambas as métricas de abundância (abundância em número e em peso). Para estabilização da curva frente ao reduzido n amostral (Magurran, 2004), apenas uma curva foi estabelecida para os dois anos em 1996-1997. A hipótese nula de que a distribuição observada é consistente com um dos modelos foi testada pelo teste de aderência Kolmogorov-Smirnov (KS; Sokal & Rohlf, 1995).

As matrizes das regressões e *PERMDISP* basearam-se na similaridade Bray-Curtis de valores de abundância em peso transformada pela extração da raiz quadrada (Clarke & Warwick, 2001), o que garantiu redução da escala sem perda da forma da distribuição de abundância das espécies (Clarke & Warwick, 2001).

Precedendo tais análises, removeram-se as espécies que perfizeram menos de 3% do percentual total de abundância (Clarke & Warwick, 2001; McCune & Grace, 2001; Anderson, 2008). Para as regressões, *PERMDISP* e os modelos estatísticos de *DAE*, selecionaram-se amostras dos pontos 1 e 2 (área interna) e ponto 5 (área externa) de 1996-97 e as amostras de 2009/10 que estiveram, geograficamente, mais próximas dos pontos de 1996-1997 e em profundidades similares. Um total de 64 amostras de 2009/10 foi utilizado que, de modo geral, localizaram-se entre 0.1 – 1.8 km (média = 1.27 ± 1.87) de distância dos pontos de 1996-97.

3.3. Resultados

3.3.1. Composição taxonômica e riqueza

3.3.1.1. Riqueza total e recente do ECI

A reunião de todas as fontes de registro revela a ocorrência no ECI de, no mínimo, 246 espécies entre 1964 e 2010, das quais 223 são Actinopterygii, inseridas em 61 famílias de 18 ordens, e 23 são Elasmobranchii (12 raias e 11 tubarões), inseridas em sete famílias de três ordens (apêndice IV). Sciaenidae (23 espécies), Carangidae (16), Engraulidae (12) e Gobiidae (10) foram as famílias com maior riqueza, as quais, juntamente com Ariidae, Gerreidae, Haemulidae, Paralichthyidae, Characidae e Mugilidae, perfizeram mais da metade da riqueza total do ECI (apêndice IV). Characiformes, Siluriformes (exceto Ariidae), Chichlidae e Poeciliidae contiveram táxons tipicamente dulcícolas, enquanto as demais ordens e famílias contiveram aqueles tipicamente marinhos (apêndice IV).

Um total de 214 táxons pertence à *fauna recente* (de 1993 a 2010). As espécies sem registro após 1993 foram os Actinopterygii *Lupinoblennius paivai*, *Hyporhamphus roberti roberti*, *Gymnothorax conspersus*, *Pomadasys crocro*, *Nebris microps*, *Scorpaena brasiliensis*, *Carangoides bartholomaei*, *Pomacanthus paru*, *Cynoscion guatucupa*, *Paralichthys brasiliensis*, *Syacium papillosum*, *Loricariichthys castaneus*, *Myrophis punctatus*, *Umbrina canosai*, *Kyphosus incisor* e *Syngnathus Rousseau*, metade das raias (*i.e.* *Rhinoptera brasiliensis*, *Aetobatus narinari*, *Myliobatis freminvillii*, *Dasyatis americana*, *D. centroura* e *D. say*) todos os tubarões (*i.e.* *Carcharias taurus*, *Carcharhinus limbatus*, *C. plumbeus*, *C. brevipinna*, *C. porosus*, *C. leucas*, *Negaprion brevirostris*, *Sphyrna tudes* e *S. tiburo*), exceto *S. lewini* (fig. 21)

No eixo sul, 223 e 198 espécies na fauna total e recente, respectivamente, foram registradas. Na baía do Trapandé, foram reportadas 170 e 159 espécies na fauna total e recente, respectivamente. De acordo com o índice Jaccard, elevada $d\beta$ foi detectada entre o PRE marinho e o eixo sul ($s_{jji} = 74.62$), sugerindo elevada conectividade em potencial.

Cerca de metade das espécies do ECI coocorrem em ambos os eixos (apêndice IV). Quatorze das 17 espécies exclusivas do eixo norte são táxons de água doce, dos quais *Salminus brasiliensis*, *Piaractus mesopotamicus*, *Prochilodus scrofa*, *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus* são exóticas, não pertencendo à bacia do RI.

Apenas 28% das espécies que ocorrem no ECI possuem avaliação de status de conservação segundo as normas legais ou internacionais vigentes (apêndice IV). Dessas espécies, 30% são elasmobrânquios, sendo todos classificados. A maioria das espécies classificadas encontram-se sobreexploradas segundo as normas federais e estaduais. As espécies do ECI da fauna recente com elevado nível de ameaça (*i.e.* critério IUCN: de 'vulnerável' a 'em perigo'; critério estadual: população colapsada ou regionalmente extinta; critério federal: ameaçada de extinção) são: *Rhinobatos horkelii*, *Gymnura altavela*, *Sphyrna lewini*, *Hippocampus erectus*, *Hyphorhodus niveatus*, *Epinephelus marginatus*, *Epinephelus itajara*, *Lutjanus analis*, *Lutjanus cyanopterus* e *Pogonias cromis*.

3.3.1.2. Estimativas de riqueza do eixo sul

A CCE do eixo sul e da baía do Trapandé (fig. 12) declinaram assintoticamente com a cumulação de amostras e exibiram ajustes significativos (ANOVA, $P < 0.001$) com r^2 elevados (tabela 8). Para ambos os locais, o modelo Hill3 exibiu o maior peso de evidência (*i.e.* menor AIC) e o que estimou a maior riqueza (152 e 156, para a baía do Trapandé e eixo sul, respectivamente; tabela 8). O inventário da fauna recente indica 164 e 159 espécies para os fundos inconsistentes do eixo sul e da baía, respectivamente; portanto, a riqueza assintótica de ambos os habitats foi subestimada em c. 5% pelo modelo Hill3. Para o eixo sul, o estimador não paramétrico (ENP) *Jackknife 2* estabilizou-se em 143 espécies e o *Jackknife 1* exibiu forte tendência a estabilização em torno de 136 espécies (fig. 12). Por outro lado, não houve estabilização assintótica dos ENPs à baía do Trapandé (fig. 12). Na última amostra acumulada, *Jackknife 2* indicou 173 espécies, ou seja, superestimação em 6% da riqueza recente do inventário da baía.

3.3.2. *Relação entre espécie e quantidade de indivíduos no habitat demersal da baía do Trapandé*

A resposta da riqueza em função da quantidade de indivíduos na zona demersal da baía do Trapandé foi mais bem explicada por modelos assintóticos (para todas as situações, ANOVA, $P < 0.05$) do que por modelos lineares (para todas as situações, ANOVA, $P > 0.05$), tanto ao longo de um ciclo sazonal (fig. 13 a - d), quanto em diferentes anos (fig. 13e). A riqueza declinou rapidamente com quantidade de indivíduos, independente da escala temporal. Houve pouca variabilidade na riqueza assintótica entre as diferentes situações (variação entre 13 e 17 espécies; fig. 13).

3.3.3. *Fatores determinantes da riqueza*

'Distância' explicou significativamente a maior parte da variância da riqueza em 1986/88, 1996-97 (apenas fauna marginal) e 2009/10 (tabela 9). Este fator exibiu relações variadas com a riqueza, sendo positiva em 2009/10 e negativa em 1986/88 e 1996-97 (tabela 9). Salinidade foi significativamente o segundo fator explicativo da riqueza de 1986/88, com a qual se relacionou negativamente (tabela 9). Sazonalidade associou-se significativamente com a riqueza demersal de 1996-97 e indicou redução da riqueza no habitat demersal ao longo do ano (*i.e.* do início da estação chuvosa ao final da estação seca tabela 9). Temperatura, maré e ano não se associaram significativamente à riqueza em nenhuma situação e vazão do RI em 1986/88 não afetou significativamente a riqueza demersal no mar de Cananéia.

3.3.4. *Fatores estruturadores das assembleias do ECI*

Nas ordenações *dbRDA* dos modelos mais parcimoniosos de todas as campanhas (exceto da campanha 1967), 'distância' associou-se com maior intensidade com o eixo 1, enquanto os fatores temporais e ambientais, consistentemente, com o eixo 2 (tabela 10). Em todas as campanhas demersais, salinidade e ano e suas interações (*i.e.* variação anual de salinidade) produziram variabilidade na estrutura espacial. Sentido e altura da maré não foram incluídos em nenhum modelo e vazão do RI não explicou a estrutura da assembleia em 1986/88.

Na campanha 1967, apenas temperatura [$A/C_c = 300.21$, RSS (soma dos quadrados dos resíduos) = 88560 (tabela 11, fig. 14)] compôs o modelo mais

parcimonioso e preditivo da estrutura da ictiofauna. As espécies *Diapterus rhombeus*, *Eugerres brasilianus*, *Mugil liza*, *M. curema*, *Chaetodipterus faber*, *Pomadasys corvinaeformis* e *Centropomus parallelus* foram substancialmente mais abundantes nos meses quentes, exceto *M. liza*, que apresentou padrão oposto.

Distância, salinidade e ano ($AIC_c = 369.41$, $RSS = 87660$; tabela 11, fig. 14) formaram o modelo mais parcimonioso da ictiofauna demersal da baía do Trapandé da campanha 1981/83. Independentemente da variação anual de salinidade, *Notarius luniscutis* e *C. chrysurus* foram mais abundantes no interior da baía e *M. americanus*, na foz. Na área interna da baía, *Genidens barbus*, *G. genidens*, *H. clupeola* e *C. leiarchus* foram abundantes em salinidades moderadamente elevadas em 1981 e *L. grossidens*, *M. furnieri* e *E. argenteus*, em salinidades moderadamente baixas em 1982. Na área externa da baía, com a redução e aumento da salinidade em 1982, *Paralonchurus brasiliensis* e *S. rastrifer* aumentaram em abundância e *A. lineatus* diminuiu, respectivamente. Independentemente da localização geográfica na baía, *Oligoplites saurus* e *S. testudineus*, em 1981, tenderam a aumentar com o aumento da salinidade e *O. saliens*, *I. parvipinnis*, *C. spixii* e *M. atricauda*, em 1982, tenderam a diminuir com a diminuição de salinidade.

Salinidade, distância, ano e sazonalidade ($AIC_c = 435.99$, $RSS = 98319$; tabela 11, fig. 14) foram melhores na predição da estrutura da ictiofauna do que os demais fatores, na ictiofauna demersal do Mar de Cananéia da campanha 1986/88. Independente da salinidade, a abundância da maioria das espécies, *i.e.* *Cathorops spixii*, *S. rastrifer*, *S. tessellatus*, *S. brasiliensis*, *M. americanus*, *R. percellens*, *I. parvipinnis* e *P. brasiliensis*, aumentou em direção à desembocadura do Mar de Cananéia. Com relativa independência da localização no mar de Cananéia, houve um aumento na abundância de *S. testudineus* e *O. saliens* com a elevação da salinidade nas estações secas e de *Genidens genidens* e *N. luniscutis* com a redução da salinidade no início da estação chuvosa. Com agregações moderadas na foz, *Pellona harroweri* e *C. microlepdutus* associaram-se a águas menos salinas das estações chuvosas e *A. lineatus*, àquelas relativamente elevadas de 1986.

O modelo mais parcimonioso da ictiofauna demersal do eixo sul foi constituído por salinidade, temperatura, sazonalidade, ano, distância e profundidade ($AIC_c = 435.99$, $RSS = 98319$; tabela 11, fig.14). Com o aumento de profundidade e a proximidade da foz, *S. tessellatus*, *P. brasiliensis*, *I. parvipinnis*, *S. testudineus*, *C. leiarchus* e *M. americanus* aumentaram em abundância enquanto *A. lineatus* e *G. genidens* diminuíram. *M. americanus*, além de tal tendência, associou-se a águas mais salinas no início da estação chuvosa e *Cathorops spixii*, *N. luniscutis*, *S. rastrifer* e *C. microlepdutus*, a profundidades e temperaturas relativamente maiores em 1996. Com

considerável independência da distância e profundidade, *Oligoplites saliens* e *C. chrysurus* foram mais abundantes em salinidades elevadas e temperaturas baixas das estações secas, enquanto *M. furnieri* foi mais abundante em condições termohalinas, i.e. em condições das estações chuvosas.

Turbidez, distância, sazonalidade e ano compuseram o modelo mais parcimonioso ($AIC_c = 435.99$, $RSS = 98319$; tabela 11, fig. 14) da ictiofauna marginal do eixo sul. Do início da estação chuvosa ao final da estação seca, *P. saltatrix*, *O. oglinum*, *H. clupeola*, *A. tricolor*, *C. edentulus* e *S. brasiliensis* aumentaram em abundância em áreas próximas a foz, enquanto *C. paralellus* e *A. brasiliensis*, diminuíram em áreas distantes da desembocadura. Com o aumento da proximidade da foz e redução da turbidez, houve aumento na abundância de *M. curema*, *M. furnieri*, *C. spixii*, *C. chrysurus* e *O. saliens*. Independentemente da posição geográfica, *S. testudineus*, *G. genidens* foram mais abundantes em águas de menor turbidez de 1996. De 1996 a 1997, a abundância tendeu a diminuir em *M. curema*, *M. furnieri* e a aumentar em *A. tricolor*, *C. edentulus* e *S. brasiliensis*.

3.3.5. Efeito espacial do aporte do RI na ictiofauna do ECI

3.3.5.1. Indicador multivariado

Houve consistente congruência entre as matrizes de similaridade de número e de peso para a assembleia marginal ($r_s = 0.909$; $P < 0.001$) e demersal ($r_s = 0.944$; $P < 0.001$), indicando que a representação da estrutura das assembleias com ambas as métricas exibe resposta similar ao gradiente de impacto. Em razão disso, o efeito espacial do aporte do RI na ictiofauna referir-se-ão apenas à abundância numérica, pois, em relação à abundância em peso, tal métrica é superior para descrição de processos de dispersão espacial (Hewitt *et al.*, 2011).

3.3.5.1.1. Assembleias persistentes na ZAI

As amostras das margens da ZAI (i.e. pontos 9, 10 e 11) formaram um agrupamento discreto e significativamente distinto (*SIMPROF*, $P < 0.05$; fig. 15), revelando a existência de uma assembleia discreta, homogênea e persistente nas margens da ZAI. Já, no habitat demersal, não houve formação de agrupamentos significativos de amostras (fig. 15).

3.3.5.1.2. Modelo CAP

3.3.5.1.2.1. Assembleia demersal

Com ambas as métricas de abundância, os modelos canônicos identificaram consistentes mudanças na estrutura da assembleia demersal [peso, δ (correlação canônica) = 0.898, $m = 7$ eixos PCO; número, $\delta = 0.898$; $m = 7$ eixos PCO] em resposta ao gradiente de salinidade do ECI (fig. 16). O modelo canônico da ictiofauna demersal alocou efetivamente as amostras de validação no gradiente salino, com pequena variância da salinidade média original (fig. 16). Tal propriedade e a elevada correlação canônica revelam um modelo com elevado poder preditivo. As alterações na estrutura foram definidas por consistentes gradientes de abundância das espécies dominantes (tabela 12), que se caracterizaram por serem relativamente contínuos, devido à ubiquidade generalizada e frequente contiguidade dos picos primários e secundários entre as espécies (tabela 12). Apesar da posição dos máximos nos subsistemas terem sido bastante variáveis entre as espécies (tabela 12), dois conspícuos padrões nos gradientes de abundância de espécies foram evidentes pelo índice de tendência (r_p ; tabela 12): (I) a concentração de indivíduos da maioria das espécies foi mínima no VG e aumentou, gradualmente, ao longo do eixo sul e em direção ao MP norte; (II) opostos a esta tendência, *G. genidens* exibiu máximo no VG e redução gradual ao longo dos dois gradientes e *M. furnieri* teve a maior abundância no MP norte, de onde cresceu em direção à foz sul. Exibiram tendências relativamente estáveis *C. leiarchus*, *A. lepidentostole* e *G. barbus* (tabela 12).

A assembleia demersal é formada, primeiramente, por indivíduos de espécies estuarino residentes (ER; 85%), seguida por espécies migrantes marinhas (MM; 15%) e pelo táxon semi-anádromo (SA) *A. lepidentostole* (2%). Houve tendência da abundância de ER aumentar e migrantes de água-doce (MA) diminuir com o distanciamento do VG (tabela 14). Apesar disso, ER teve o maior pico na ZAI, basicamente devido à dominância de *C. spixii* (tabela 14). A distribuição dos MM e SA foram inconsistentes ao longo de todo ECI (tabela 14). A assembleia demersal é composta por indivíduos de espécies bentívoros (70%), zoohiperbentívoras (30%) e planctívoros (2%). Todos os grupos tróficos, sobretudo os planctívoros, exibiram tendência de aumento na com o distanciamento do VG. Exceto MA, todos os demais grupos funcionais tenderam a aumentar em abundância do VG ao MP norte (tabela 14).

3.3.5.1.2.2. *Assembleia marginal*

Como a assembleia demersal, forte relação também foi detectada entre mudanças na estrutura da assembleia marginal e o gradiente de salinidade do ECI (peso: $\delta = 0.998$, $m = 7$ eixos PCO; número: $\delta = 0.998$, $m = 7$ eixos PCO; fig. 16). Em relação à assembleia demersal, houve: (I) um maior número de espécies constituinte da assembleia central marginal; e (II) maior variância na distribuição espacial dos indivíduos entre as espécies nas margens, principalmente porque as espécies foram menos ubíquas ao longo do ECI (~ 50% delas ocorreram em apenas um ou dois sub-sistemas) e apenas um terço exibiu máximos contíguos. Em resumo, os gradientes de abundância foram mais abruptos e descontínuos (tabela 13).

Diferentemente da assembleia demersal, a marginal é formada, primeiramente, por exemplares de MM (64%), seguida por aqueles de ER (20%), MA (10%) e *A. lepidentostole* (SA; 6%). Houve tendência da abundância de MM e de ER e SA (em menor intensidade) aumentar e a de MA diminuir com o distanciamento do VG (tabela 14). Apesar disso, ER e MM tiveram maior pico no Mar de Cubatão (tabela 14). Em termos de abundância na estrutura trófica, a assembleia marginal é distinta da demersal por ser composta principalmente por espécies planctívoros (55%), seguidas por onívoras (18%), bentívoras (12%), zoohiperbentívoras (30%) e detritívoras (5%). Houve tendência de redução da abundância de detritívoros e bentívoros e de aumento da abundância de zoohiperbentívoros e planctívoros com o distanciamento do VG (tabela 14). Exceto os bentívoros, a abundância em todos os demais grupos funcionais aumentou do VG ao MP norte (tabela 14).

3.3.5.2. *Indicadores univariados*

Com o distanciamento da fonte de impacto (*i.e.* VG), riqueza, peso e número totais de indivíduos da assembleia marginal aumentaram significativamente ($r_s = 0.843$, 0.588 , 0.473 , respectivamente; $P < 0.05$) e a riqueza da assembleia demersal aumentou significativamente ($r_p = 0.604$; $P < 0.05$).

3.3.6. Variação interanual na estrutura da ictiofauna demersal

3.3.6.1. Variabilidade na temperatura, salinidade e assembleia central demersal na baía do Trapandé entre 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia entre 1986/88 e 1996-97

Entre os sucessivos períodos na baía do Trapandé e Mar de Cananéia, a estrutura de salinidade e temperatura permaneceu relativamente estável, repetindo um padrão cíclico sazonal, com redução da temperatura e aumento da salinidade no período seco e aumento da temperatura e redução da salinidade no período chuvoso (fig. 17). Em ambos os subsistemas, a variabilidade na salinidade ao longo dos períodos foi baixa, como indicado pela substancial sobreposição entre os quartis das distribuições (fig. 18). Em 1996-97, no interior da baía (fig. 18), houve maior ocorrência de registros extremos de salinidade.

Cathorops spixii dominou a assembleia central no Mar de Cananéia e na baía do Trapandé em todos os períodos, sendo o taxon mais frequente e constituindo mais da metade da ictiofauna demersal em peso, exceto na área externa da baía em 2009/2010 (tabela 15, 16 e 17).

No setor interno da baía do Trapandé, houve significativa alteração na assembleia central (*SIMPROF*; $P < 0.05$; fig. 19a) entre o período em que o VG esteve fechado (1981/83) e os períodos em que permaneceu aberto (1996-97 e 2009/10). Essa alteração foi caracterizada por aumento na abundância de *C. spixii* e *S. rastrifer* e perda de espécies secundárias da assembleia central com abertura do VG. Isso significou redução de c. quatro vezes (de 23.6% para 5.4%) e aumento de c. 20 % (de 67.4% para 83%) na contribuição em peso de MM e ER, respectivamente (tabela 15). Já, ao longo do período em que o VG esteve aberto, não houve diferença significativa na assembleia central da baía (*SIMPROF*; $P > 0.05$; fig. 19a) com *Cathoropsis spixii*, *N. luniscutis* e *S. rastrifer* sendo dominantes em peso (c. 87%) e em ocorrência (52 - 87%; tabela 15). Também não houve diferença temporal significativa na área externa da baía e no Mar de Cananéia (*SIMPROF*; $P > 0.05$; fig. 19 b,c). Apesar da consistente variabilidade nos postos de abundância de 1981/83 a 2009/10, mais da metade das espécies da assembleia central (i.e. *C. spixii*, *N. luniscutis*, *O. saliens*, *S. testudineus*, *C. chrysurus*, *M. americanus*, *A. lineatus* e *M. furnieri*) foram compartilhadas entre os períodos e perfizeram mais de dois terços (63% - 81%) da assembleia em peso no setor externo da baía (tabela 16). No Mar de Cananéia, *C. spixii*, *N. luniscutis*, *S. rastrifer* e *S. testudineus* dominaram em peso e ocorrência (tabela 17).

3.3.6.2. *Efeito da sucessão períodos (de 1996-97 para 2009/10) na estrutura da assembleia demersal da baía do Trapandé*

‘Período’ teve efeito significativo na estrutura da assembleia quando considerado individualmente, explicando 4% e 10% da variabilidade no setor interno e externo da baía, respectivamente (tabela 18). Porém, após ajuste das variáveis ambientais, espaciais e sazonalidade, a sucessão de períodos não teve efeito significativo ($P < 0.05$; tabela 18). A dispersão multivariada foi homogênea ao longo dos períodos para ambos os setores da baía (*PERMDISP* setor interno, $F = 2.1$, g.l.₁ = 2, g.l.₂ = 49, $P = 0.2$; setor externo, $F = 5.4$, g.l.₁ = 2, g.l.₂ = 15, $P = 0.06$). Nos dois períodos, as distribuições de abundância das espécies, com ambas as métricas, ajustaram-se consistentemente à distribuição lognormal (fig. 20; teste KS, 1996-97: peso, $D = 0.06$, $P > 0.05$, número, $D = 0.05$, $P > 0.05$; 2009/10: peso, $D = 0.09$, $P > 0.05$, número, $D = 0.07$, $P > 0.05$), mas não à série logarítmica e geométrica (teste KS, $P < 0.05$ para ambos os modelos com ambas às métricas).

3.4. **Discussão**

3.4.1. *Riqueza e composição de espécies do ECI*

3.4.1.1. *Diferenças entre fauna total e recente do ECI*

No presente estudo, baseando-se em inúmeras fontes de registros, contabilizou-se no ECI um total de 246 e 213 espécies entre 1964 e 2010 (fauna total) e entre 1993 e 2010 (fauna recente), respectivamente. Essa menor riqueza na fauna recente pode decorrer da inacurácia de protocolos amostrais e da variabilidade demográfica multiespecífica por forçantes naturais, como variabilidade ambiental interanual e flutuação no recrutamento (Cowan & Shaw, 2002; Garcia *et al.*, 2003), e antrópicas, como sobrepesca (Hilborn & Walters, 1992) e degradação ambiental pelo aporte do RI (PC = presente capítulo). Por exemplo, *Lupinoblennius paivai*, um pequeno bleniídeo ausente na fauna recente, vive em pequenas fendas de raízes de *Laguncularia racemosa* e recifes de ostras (Sazima & Carvalho-Filho, 2003). Já, a ausência de registros na fauna recente de espécies comumente capturadas na pesca demersal costeira na região, como *Nebris microps* e *Umbrina canosai* (Mendonça,

2007; Mendonça & Miranda, 2008; Instituto de Pesca, 2013), deve-se, provavelmente, à ausência de sistematicidade amostral nas zonas próximas ao oceano.

Entre 1962 e 1973, Sadowski (1974) documentou uma rica elasmofauna com um número razoável de fêmeas grávidas e juvenis, um indicativo de que o eixo era um habitat importante a fases iniciais de vida. Contudo, apenas um tubarão e menos da metade das raias previamente reportados foram registradas na fauna recente. A inexistência de estratégias amostrais apropriadas, como acompanhamentos das capturas pela pesca artesanal ou uso de redes de espera e espinhéis, pode ser causa da baixa riqueza. Algumas evidências reforçam essa observação: (I) pescadores artesanais locais, que operam com elevada frequência no eixo sul (frequência diária e/ou semanal), reportam capturas recorrentes de juvenis de *Carcharhinidae* em redes de deriva na primavera e verão na baía do Trapandé (observação pessoal); (II) recentemente, Miyashita, L. (registro não publicado) registrou a captura de uma jovem fêmea de *Sphyrna lewini* na baía do Trapandé (fig. 21); e (III) uma fêmea grávida de um *Carcharhinidae* não identificado foi capturada na foz do rio Taquari em outubro de 2009 (observação pessoal). Porém, para explicar a redução da riqueza da elasmofauna, não devem ser descartados o efeito da redução da salinidade (Mishima *et al.*, 1985) e qualidade ambiental do estuário e da sobrepesca que vem reduzindo severamente o tamanho das populações das espécies não registradas na fauna recente (Kotas *et al.*, 2005; Dias-Neto, 2011).

3.4.1.2. *A ictiofauna no ECI e em outros estuários tropicais: consequências de comparações em macroescala*

Comparações exatas de riqueza em macroescala (e.g. variabilidade latitudinais, variação entre zonas climáticas etc.) são geralmente prejudicadas em virtude da indissociável dependência entre riqueza e particularidades de protocolos amostrais (Gaston & Blackburn, 2000; Franco *et al.*, 2008). A maximização da similaridade de protocolos amostrais representa uma solução para minimizar o confundimento entre particularidades da amostragem e processos naturais na explicação da riqueza em comparações em macroescala (Gotelli & Colwell, 2001). Assim, as seguintes comparações faunais restringiram-se a estuários tropicais de grande porte que foram razoavelmente amostrados (tabela 19). Observa-se que a riqueza recente do ECI é maior, senão comparável, a de estuários em zonas megadiversas, como o Indo-Pacífico, estuários da costa oeste africana e outros estuários neotropicais (tabela 19).

Comparações de fauna com as baías de Santos, Paranaguá e Sepetiba, os maiores estuários contíguos ao norte e ao sul do ECI, proveem inferências sobre a história de colonização do *PRE* no ECI, durante o estabelecimento de suas configurações geomorfológicas atuais nos últimos 5000 anos (Suguiú & Martins, 1978). A riqueza do ECI e da baía de Paranaguá são praticamente as mesmas (tabela 19), similaridade que se traduziu em elevada similaridade taxonômica (~70% similares; Contente, R. F.; Cabral, H.; Pasquaud, S.; Dias, J., dados não publicados). O ECI compartilha c. 60% das espécies com as baías de Santos e Sepetiba (Contente, R. F.; Cabral, H.; Pasquaud, S.; Dias, J., dados não publicados) e, embora superior, apresentou riqueza razoavelmente comparável (tabela 19). Além disso, Sciaenidae, Carangidae e Engraulidae dominam a riqueza e contem praticamente as mesmas espécies nos quatro sistemas (Passo *et al.*, 2012; Contente, R. F.; Cabral, H.; Pasquaud, S.; Dias, J., dados não publicados). Portanto, sugere-se que o ECI esteve sujeito a um histórico de colonização similar ao dos sistemas adjacente (Araújo & Azevedo, 2001), caracterizado pela invasão de táxons das províncias zoogeográficas Caribenha, Brasileira, Atlântico Sudoeste e Atlântico Oeste (Vilar *et al.*, 2011; Passos *et al.*, 2012).

Apesar de parte das diferenças na riqueza entre o ECI e os demais estuários (tabela 19) ser explicada por diferenças de protocolos amostrais, as comparações são consideravelmente informativas. A biodiversidade específica do ECI é geralmente maior do que em outros estuários neotropicais e tropicais em outras partes do mundo, o que enfatiza a importância e o interesse de sua conservação biológica num âmbito regional e global.

3.4.2. *Ictiofauna do eixo sul*

3.4.2.1. *Riqueza e composição de espécies*

Atherinella brasiliensis (Atherinopsidae), *H. clupeola* (Clupeidae), *C. edentulus*, *A. lepdentostoles*, *A. tricolor* (Engraulidae), *C. chrysurus*, *O. saliens* (Carangidae), *D. rhombeus*, *E. brasiliensis* (Gerreidae), *M. curema* (Mugilidae) e *S. testudineus* (Tetraodontidae) dominam a assembleia marginal interna no setor interno da baía de Trapandé, Mar de Cubatão e Mar de Cananéia (PC; Radasewski, 1976; Maciel, 2001). *Trachinotus carolinus*, *M. curema*, *M. hospes*, *T. goodei*, *H. clupeola*, *M. liza*, *M. littoralis* e larvas de Engraulidae e Gerreidae dominam (95%) nas margens externas do eixo sul (Maciel, 2001; Fávero, 2011). Tais espécies também são conspícuas na

ictiofauna marginal de zonas de salinidade similares em outros estuários da costa sudeste, como baía de Paranaguá (Stefanoni, 2008; Hackradt *et al.*, 2010), Babitonga (Vilar *et al.*, 2011) e Sepetiba (Pessanha *et al.*, 2003). A dominância de tais famílias em habitats marginais é comum em estuários do sudoeste do Atlântico Sudoeste (Vieira & Musick, 1994).

Cathorops spixii, *N. luniscutis* (Ariidae), *S. rastrifer*, *I. parvipinnis*, *C. microlepidotus*, *M. furnieri*, *C. leiarchus* (Sciaenidae), *A. lepdentostole* (Engraulidae), *O. saliens*, *C. chrysurus* (Carangidae) e *S. testudineus* (Tetraodontidae) são dominantes no habitat demersal do eixo sul (PC; Maciel, 2001), bem como de outros sistemas da costa sudeste (Barletta *et al.*, 2008; Rocha, 2009). Tais espécies também dominam os setores médio e externo da baía de Paranaguá, perfazendo mais de 90% em biomassa e densidade da ictiofauna (Barletta *et al.*, 2008). No canal de Bertioga, *C. spixii*, *N. luniscutis*, *S. rastrifer*, *I. parvipinnis*, *M. furnieri*, *A. lepdentostole* e *C. chrysurus* totalizaram c. 50% da assembleia demersal em número (Rocha, 2009). Na baía de Santos, *C. spixii*, *S. rastrifer* e *I. parvipinnis* corresponderam a 65% dos indivíduos da ictiofauna demersal (Rocha, 2009). Em geral, Ariidae e Sciaenidae detêm a maior parte de indivíduos e biomassa da ictiofauna demersal dos setores polihalinos de muitos estuários neotropicais, e.g. estuário da lagoa dos Patos (Chao, *et al.*, 1982; Vieira & Musick, 1994), baía de Sepetiba (Araújo *et al.*, 1998; Araújo *et al.*, 2002; Azevedo *et al.*, 2007), estuário do rio Orinoco (Cervigón, 1985) e estuário do rio Caeté (Barletta *et al.*, 2005).

Tais similaridades faunísticas nas margens e no infralitoral revelam que, além de similaridades nos históricos de colonização (Araújo & Azevedo, 2001), as respostas populacionais às condições estuarinas são, em certa medida, similares entre o eixo sul e tais sistemas.

3.4.2.2. Estimativas da riqueza em fundos inconsolidados

A extrapolação da riqueza dos fundos inconsolidados de todo o eixo sul e da baía do Trapandé pelo melhor modelo ajustado a CCE (o modelo Hill3) subestimou os respectivos inventários de fauna recente em apenas 5%. Estas estimativas, portanto, indicam certa preditibilidade dos modelos, porque estão próximas de um total de espécies as quais, ao contrário das utilizadas nas estimativas, não necessariamente coexistem, porque suas ocorrências derivam de diferentes protocolos amostrais, localidades no subsistema, estações sazonais, anos e estágios sucessionais ecossistêmico induzidos pelo impacto do VG. Em outras palavras, os modelos

estimaram um número elevado de espécies que potencialmente não são suscetíveis a coexistirem nas assembleias consideradas às estimativas (Canning-Clode *et al.*, 2008). Tal habilidade dos modelos, porém, foi insuficiente para descrever a riqueza do infralitoral consolidado do eixo sul, porque os *ENPs* para baía não se estabilizaram e o valor revelado na última amostra cumulada pelo algoritmo derivador da maior riqueza, *Jackknife 2*, ultrapassou a estimativa do inventário e do modelo Hill3 para o habitat em 5 e 10%, respectivamente.

Os *ENPs*, em geral, tornam-se mais dependentes de amostragens mais acuradas (e.g. incremento no número de amostradores, habitats, esforço nas amostragens) com a intensificação de *patchness* nas assembleias, fenômeno que produz maior frequência de *singletons*, i.e., registros únicos de espécies em amostras únicas (Longino *et al.*, 2002; Magurran, 2004). Assim, a taxa de detecção de novas espécies alcançada com o protocolo amostral utilizado foi inadequada para se atingir estabilidade assintótica em dos *ENPs* *Jackknife 1* e *2* em face à proeminente estrutura em *patchness* da assembleia da baía (Capítulo 1). A impossibilidade de se estabelecer protocolos amostrais satisfatoriamente acurados em habitats estruturados em *patchness*, recorrentemente, resulta em insucesso de obtenção de estabilização assintóticas com *ENPs* (Gotelli & Colwell, 2001; Magurran, 2004), e.g. Watkins *et al.*, (2004) com peixes amazônicos e Longino *et al.* (2002) com formigas na Costa Rica.

Consistente variabilidade na hidrografia e hidrologia da baía, dispersões e heterogeneidade de habitats adjacentes ao infralitoral consolidado impõe estruturação em *patchness* na assembleia da baía. A hidrografia da baía é substancialmente dinâmica, variável e complexa, pois é fortemente dependente das condições oceânicas, climáticas e fluviais que operam cíclica ou estocasticamente em diferentes escalas espaciais e temporais (Brandini, 1982; Miyao *et al.*, 1986; Barcellos, 2005; Bergamo, 2000; Conti *et al.*, 2011; Favero, 2011). Isso afeta diferentes parâmetros da água e topografia de fundo que afeta diretamente a distribuição espaço-temporal das populações (Capítulo 1). O efeito dessas alterações ambientais na ictiofauna também pode ser indireto via interações tróficas, ao regular a ocorrência, duração e tamanhos dos *patches* de produtividade pelagial e bentônica (Wakabara *et al.*, 1993; Chagas-Soares *et al.*, 1995; Gallucci, 1996; Ara, 2004; Barrera-Alba *et al.*, 2009) e, assim, a duração, tamanhos e diversidade das agregações de peixes. Por exemplo, a direta relação entre densidade de *C. chrysurus* e temperatura na estação seca na baía (Capítulo 1), indicada nos modelos correlativos, pode ter associação trófica com a estimulação da produção pelágica frente à elevação termal, episódica e atípica para o período (Ara, 2004). Habitats consolidados ou micro-habitats com maiores produtividades locais no infralitoral (e.g. foz de gambôas; Cardoso, 2010)

tendem a gerar agregações. Isso, em associação com movimentações entre tais habitats dentro da baía ou entre a baía e o *PRE*, mediadas por forças ambientais ou biológicas (reprodução e crescimento), potencializam a estruturação em *patchness* no infralitoral (Sakabe & Lyle, 2010). Por exemplo, a detecção de pós-larvas de *Micropogonias* sp., típico de recifes, em fundos inconsolidados (Favero, 2011; Capítulo 1), podem indicar deslocamentos ontogenéticos do estoque parental do *PRE* marinho aos recifes no eixo sul ou mesmo que os eventos amostrais foram próximos desses habitats.

Em síntese, não foi possível estimar acurada e precisamente a riqueza demersal do eixo sul com *ENP*, *CCE* e inventário compilado, por conta da inacurácia dos protocolos amostrais em capturar a proeminente dinamicidade da assembleia da baía. Porém, é razoável assumir mais de 173 espécies nos fundos inconsolidados, porque a riqueza recente do eixo sul é superior a isso (198 spp.) e muitas espécies putativas não estimadas e incluídas nesse inventário são típicas de habitats consolidados (e.g. *Archosargus rhomboidalis*, *Scartella cristata*, *Anisotremus surinamensis* etc.). Um hipotético prosseguimento das amostragens, sob mesmo protocolo amostral, capturaria movimentação ocasional dessas espécies aos fundos inconsolidados.

3.4.2.3. Relação entre riqueza e densidade na baía do Trapandé

As relações matemáticas entre a riqueza e a quantidade de organismos provê indicações sobre a 'permeabilidade' do *PRE* em comunidades locais (Cornell & Lawton, 1992; Oberdorff *et al.*, 1998; Cornell, 1999) e, assim, sobre a estrutura da metacomunidade (Leibold *et al.*, 2004; Thrush *et al.*, 2010). Moullot (2007) propôs que, em virtude da intrínseca conectividade entre comunidades locais estuarinas, dos quatro paradigmas teóricos de metacomunidade (Leibold *et al.*, 2004), os três seguintes podem se ajustar a metacomunidade de peixes estuarinos: (I) - paradigma *triagem de espécies* (*species-sorting*): prediz que a heterogeneidade ambiental entre os habitats estuarinos é suficientemente elevada para segregar espacialmente nichos entre espécies. Fortes gradientes dos fatores abióticos levam a condições ambientais que atuam como um 'filtro de nichos', limitando efetivamente dispersões entre habitats; (II) - paradigma *dinâmica de patches*: diametralmente oposto ao anterior, este prediz que os habitats são idênticos e que a coexistência é mantida por um *trade-off* entre habilidade competitiva e dispersão. Em tese, todas as espécies podem estar presentes em todos os habitats; (III) - paradigma *efeito de massa*: tal como a hipótese de triagem

de espécies, este prediz que as heterogeneidades ambientais entre os habitats são forte o suficiente para segregar nichos espacialmente. Porém, os habitats estão suficientemente conectados por dispersão para estabelecer relações fontes-sumidouros (*source-sink*) e, assim, permitir que as espécies colonizem localidades onde são fracas competidoras, partindo de habitats onde são melhores competidores e, portanto, estão massivamente representados. Esta hipótese é intermediária as anteriores. Ao invés de serem governadas estritamente por uma das três hipóteses, é mais realístico que as metacomunidades situem-se ao longo de um *continuum* entre as hipóteses triagem de espécies e dinâmica de *patches* (Mouillot, 2007).

Com o aumento do número de indivíduos no habitat demersal da baía do Trapandé, a riqueza não se elevou linearmente, mas, sim, declinou rápida e assintoticamente, tanto em curta (um ciclo sazonal), quanto em elevada escala temporal (três ciclos sazonais). As respostas assintóticas indicam a existência de mecanismos reguladores da elevada conectividade em potencial entre o *PRE* e o eixo sul, inferida pelo índice Jaccard elevado ($s_{ji} = 74.62$). Essas respostas revelaram efetiva tendência à limitação de espécies na baía, independente da quantidade de indivíduos, em cada *snapshot* espaço-temporal (*i.e.* amostras). A maioria das espécies do *PRE* marinho não é susceptível a ocupação simultânea da baía. A diferença ambiental entre a baía e o habitat costeiro de cada *snapshot* determina forte segregação espacial de nichos e, assim, ocupação da baía apenas por parcelas do *PRE* marinho. A sucessão temporal de *turnovers*, principalmente de espécies visitantes marinhas (VM), mediado por variações ambientais periódicas e estocásticas, deve explicar a elevada $d\beta$ acumulada em potencial, assim como a ausência de estabilização dos *ENP*. Além da diferença ambiental, uma limitação na coocorrência de espécies via exclusão competitiva não deve ser descartada, porque há muitos ER e MM em mesmo nível trófico que as VM (Soares *et al.*, 1993; Wakabara *et al.*, 1993; Höfling *et al.*, 1997, Höfling *et al.*, 1998a, Höfling *et al.*, 1998b, Höfling *et al.*, 2000; Stefanoni, 2008; Contente *et al.*, 2009; Contente *et al.*, 2010; Contente *et al.*, 2012; Dantas *et al.*, 2013). ER e MM devem ter vantagens na competição por espaço e alimento, porque possuem maior adaptação às condições estuarinas do que as colonizadoras (Sosa-Lopez *et al.*, 2007; Mouillot, 2007). Interações entre espécies e indivíduos devem ser potencializadas no período chuvoso quando a baía atinge densidades excepcionalmente elevadas (Capítulo 1). A elevada conectividade, definida por consecutivos *turnovers*, acoplado às diferenças ambientais determinam que a metacomunidade delimitada entre a baía e o *PRE* marinho seja regulada pelo paradigma efeito de massa (Leibold *et al.*, 2004; modelo conceitual na fig. 22).

3.4.2.4. Fatores estruturadores da assembleia

3.4.2.4.1. Modelos correlativos

Os modelos correlativos descreveram simultânea resposta da estrutura multivariada da ictiofauna aos gradientes temporais (sazonalidade, ano), espaciais (distância da foz e profundidade) e ambientais (salinidade, temperatura e turbidez). Respostas complexas dessa natureza são triviais em sistemas em que a diversidade de nicho, variabilidade espaço-temporal do habitat e mobilidade dos organismos são elevadas (Sheaves, 2006; Miranda *et al.*, 2008; Rotherhan *et al.*, 2011). Dois padrões gerais foram detectados nos modelos das assembleias: estrutura espacial temporalmente persistente e variabilidades temporais.

(I) *estrutura espacial* – consistente estruturação espacial temporalmente persistente se repetiu entre as assembleias (exceto à amostrada pelo cerco), caracterizada, em geral, pelo aumento gradual da biomassa total de peixes das áreas internas à foz do eixo sul. O máximo de abundância, porém, se deu imediatamente antes da foz (*i.e.* setor externo da baía), no setor interno da baía do Trapandé e no Mar de Cananéia, zonas hidrodinamicamente mais estáveis e favoráveis em termos de disponibilidade de alimento à ocupação do que a foz (Capítulo 1). Dada a heterogeneidade de amostradores e escalas espaciais de amostragem entre as campanhas, essa repetição indica que a estrutura espacial é regular nas margens e no infralitoral em diferentes escalas espaciais. Sugere-se que o aumento da abundância no eixo sul esteja relacionado com incremento das condições ambientais estuarinas com afastamento da ZAI (discussão detalhada no item 3.4.5.) Outros fatores, porém, não podem ser descartados, porque, *distância da foz do estuário*, que expressou o gradiente espacial estuarino, é *proxy* da interposição de inúmeros fatores intrinsecamente relacionados e espacialmente estruturados ao longo do gradiente, como profundidade (com a qual pode ter havido confundimento de efeito, ver abaixo), distância do estoque parental costeiro, seleção específica do habitat para reprodução (Rooper *et al.*, 2005), proteção (Laegdsgaard, & Johnson, 2001), alimentação (Scharf *et al.*, 2004; Contente *et al.*, 2012) e ótimos osmorregulatórios (Rocha *et al.*, 2005), gradientes de tipos e diversidade de habitats (Sheaves *et al.*, 2007a), estabilidade hidrodinâmica (Gerasimov, 2008) etc. Regularidade temporal na estrutura espacial também é reportada em outros estuários *e.g.* baía de Vitória (Chagas *et al.*, 2006).

(II) *variação temporal* – a interação entre sazonalidade, ano, temperatura e salinidade produziu variabilidade temporal nas assembleias. Temperatura e salinidade desencadeiam repostas diretas e indiretas nas populações. A temperatura tem efeito

exponencial no metabolismo do peixe (Rockwood, 2006), produzindo diferentes respostas comportamentais e fisiológicas (Wootton, 1992). Os peixes ocorrem ou se distribuem no estuário de modo a maximizar a aquisição de energia e minimizar os (dispendiosos) gastos na osmorregulação decorrentes da variabilidade de salinidade. Diferenças sazonais de temperatura e salinidade mediam reprodução, desenvolvimento e crescimento individual. Salinidade e temperatura também afetam indiretamente a distribuição dos peixes ao afetar a distribuição de alimento, competidores e predadores (Wootton, 1992). Assim, a interação desses fatores abióticos com sazonalidade, *proxies* de ritmos endógenos específicos, pode representar movimentações reprodutivas e ontogenéticas das populações que, geralmente, são induzidas pela variabilidade sazonal na hidrológica e hidrodinâmica que afetam a salinidade e temperatura do ECI. Já, a interação da salinidade e temperatura com ano deve expressar variações nas taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade mediante variações termal e salina e de outros fatores limitantes não mensurados (e.g. predação, disponibilidade de alimento etc.; Cowan & Shaw, 2002). Em certa medida, tais processos também são sugeridos para explicar a variabilidade espaço-temporal da ictiofauna no estuário do rio Caeté (Barletta *et al.*, 2005), na baía de Paranaguá (Barletta *et al.*, 2008), na lagoa do Patos (Garcia *et al.*, 2003) e no estuário do rio de la Plata (Jaureguizar *et al.*, 2004).

Turbidez e profundidade também atuaram na organização das assembleias. Altos índices de turbidez determinaram baixa abundância e riqueza nas margens no eixo sul. Geralmente, tais condições limitam a abundância e detecção de presas aos peixes (Blaber, 2008). As áreas com pico de abundância (do setor interno da baía do Trapandé e Mar de Cananéia) também são as áreas com as maiores profundidade no ECI. Portanto, há uma sobreposição de efeito entre localização geográfica e profundidade. Profundidade pode ser resposta a um intrincado complexo de fatores relacionados com impacto na distribuição da ictiofauna que incluem, mas não se limitam: a pressão hidrostática, ao acesso a dimensão vertical para alimentação e proteção, a dureza e natureza do substrato, ao acúmulo de detritos e a incidência de luz para produtividade bentônica (Chagas *et al.*, 2006).

Maré é um importante mediador da movimentação de peixes no estuário ao facilitar ou promover deslocamentos a habitats favoráveis no infralitoral, pelagial e entre-marés (Blaber, 2008). Porém, essa variável, expressa por ‘sentido da maré’ (à assembleia demersal) ou ‘altura’ (à assembleia marginal amostrada com cerco), não teve quaisquer efeito estruturador nos modelos. Além de uma potencial ausência de efeito biológico, a representação da maré por sentido ou altura e a escala temporal de amostragem (sobretudo nos habitats marginais) podem ter sido inadequadas e,

portanto, podem também ser causas prováveis. Maré gera força mecânica e, portanto, seria mais bem representada por vazão ou, no mínimo, velocidade (Miranda *et al.*, 2002). Para capturar ciclos de disponibilidade (emersão) e indisponibilidade (exposição) do entre-marés aos peixes, replicações temporais adequadas devem ser conduzidas ao longo de ciclos nictimerais. De fato, Favero (2011) identificou significativo efeito estruturador da maré em praias da foz do eixo sul com tal estratégia amostral condizente com os ciclos.

Vazão do RI não apresentou efeito estruturador na assembleia do Mar de Cananéia em 1986/88. Duas causas são propostas para explicar tal resultado: (I) a distância entre a estação de medição da vazão (no município de Registro) e o Mar de Cananéia é suficientemente grande para representar inadequadamente a vazão do RI no Mar de Cananéia; (II) a cunha salina é suficientemente persistente ao longo de um ciclo sazonal e é, assim, um habitat sazonalmente estável e favorável à ictiofauna demersal. Mesmo com a maior parte da descarga do RI rumo ao eixo sul seguindo pelo Mar de Cananéia ao invés do Mar de Cubatão, a cunha é persistente, como sugerido pela intensificação da estratificação (Bernardes & Miranda, 2001). Maciel (2001) identificou significativa correlação entre a vazão do RI e a estrutura da assembléia demersal do ECI. Porém, Maciel (2001) empregou a média mensal da vazão ao invés dos valores antecedentes a coleta, como feito neste estudo. Como há uma ampla variabilidade diária na vazão do RI e a descarga atua diferentemente na estrutura vertical de salinidade e turbidez no ECI, principalmente devido à persistência de cunhas salinas no eixo sul (Myiao *et al.*, 1986; Bergamo, 2000; ver variação vertical de salinidade no Capítulo 1), a falta de precisão em Maciel (2001) pode ter induzido a correlações espúrias.

Não foram mensurados diversos parâmetros com reconhecido impacto na estrutura da ictiofauna, como disponibilidade presas, tipo de habitat marginal (e.g. manguezal, marismas, planície de maré etc.), composição do sedimento, turbidez demersal etc.. A baixa explicação total da variância nas estruturas biológicas pelos modelos podem refletir tais omissões (Borcard *et al.*, 1992) e a elevada variabilidade entre amostras (Capítulo 1).

3.4.2.4.2. Fatores reguladores da riqueza

A riqueza elevou-se ao longo de todo o habitat demersal do eixo sul da estação seca a chuvosa e nas praias do setor externo da baía do Trapandé (Favero, 2011). Porém, outro padrão emergiu com um incremento da acurácia espaço-temporal, *i.e.* dados da campanha no Mar de Cananéia 1986/1988. Independentemente da estação sazonal, o setor externo do subsistema concentra mais táxons do que o interno na zona demersal. Tal diferença é acentuada com a redução da salinidade durante a estação chuvosa. A fauna marginal de todo o eixo sul exibiu a mesma tendência espacial da assembleia demersal do Mar de Cananéia. Com base nessas evidências, sugere-se que a entrada e ocupação de espécies do habitat demersal no eixo sul aumente da estação seca a chuvosa com a elevação da produtividade e das taxas de recrutamento no ECI. Porém, o aporte persistente e substancial das águas turvas e pouco salinas do RI, que tem maior influência nos setores mais internos do eixo sul, condiciona um estresse ambiental substancialmente mais efetivo nas margens do que no habitat demersal, limitando sua colonização pelos recrutas de ER e MM. No verão, apesar da elevação generalizada de espécies, supõe-se que a descarga do RI seja suficientemente elevada para deslocar as espécies demersais do alto ao baixo Mar de Cananéia e/ou limitar sua colonização estuário acima. Baixa riqueza em condições estuarinas ambientalmente desfavoráveis é uma resposta recorrente de ictiofaunas estuarinas (Araujo *et al.*, 1998; Araújo *et al.*, 2002; Garcia *et al.*, 2003; Ramos-Miranda *et al.* 2005; Whitfield, 2005).

3.4.2.5. Dinâmica sazonal da ictiofauna

Com base nos modelos correlativos e em diversas fontes de evidências, um modelo sazonal de ocupação do eixo sul é proposto. Basicamente, as variações sazonais da ictiofauna do eixo sul são determinadas pela manifestação de quatro tipos de ciclo de vida, *i.e.*, as ER, MM, VM e SA, combinada com a marcada sazonalidade da produtividade e hidrologia do ECI. As principais singularidades da ictiofauna do ECI na estação seca em relação à chuvosa são menor agregação de espécies e indivíduos e relevância de algumas MM (*M. furnieri*, *O. saliens*, *C. chrysurus*, *M. liza* e *G. barbuis*) e *A. leptentostole*. Juvenis de *O. saliens* e *C. chrysurus* são sazonalmente persistentes nas áreas de maior influência marinha (Peres-Rios, 2001; Maciel, 2001), padrão também observado em outras baías e estuários da costa sudeste (Costa *et al.*, 2005; Stefanoni, 2008; Contente *et al.*, 2010). Porém, na estação seca, juvenis da

coorte do outono (Araujo *et al.*, 2008; Murad *et al.*, 2010), adentram e ocupam massivamente o habitat demersal, pelágico e marginal do eixo sul (PC; Maciel, 2001). Juvenis de *M. furnieri*, *G. barbus* e *A. lepdentostole* e adultos de *M. liza*, embora anualmente persistentes no eixo sul (PC, Mishima & Tanji, 1981 e 1983; Maciel, 2001; Favero, 2011; Instituto de Pesca, 2013), também realizam ocupações massivas no período seco, fenômeno vinculado ao ciclo de vida. Apesar do recrutamento de *M. furnieri* ser contínuo ao longo do ano na costa sudeste (Isaac-Nhaum & Vazzoler, 1987), há evidências de um pico entre maio e junho (Vazzoler, 1971), tal como na baía do Trapandé (Capítulo 1). Os modelos sugerem que esse pico pode variar de ano a ano, com potenciais deslocamentos para o fim da estação seca. No final da estação seca, observam-se agregados de juvenis de *G. barbus* em baixios, antecedendo a migração costeira (PC, Mishima & Tanji, 1981 e 1983), e de *A. lepdentostole* nas margens, oriundos da coorte do fim da estação chuvosa (Camara *et al.*, 2001). O aumento da abundância numérica de *M. liza*, sobretudo nas margens, deve-se ao intenso ingresso, às populações do ECI, de indivíduos sexualmente maduros provenientes de migrações do sul do Brasil (Radasewski, 1976; Sadowski & Almeida, 1986; Vieira & Scalabrin, 1991). No período seco, apesar da produtividade geral ser menor do que a de verão (Brichta, 1999), o aumento da zona eufótica estimula razoavelmente a produtividade fitoplancônica (Barrera-Alba *et al.*, 2009) e hiperbentônica (Wakabara *et al.*, 1993). Dessa forma, o uso do eixo sul por essas espécies no período seco pode ser estratégia do ciclo de vida para explorar tal produtividade sob baixa competição interespecífica.

A principal particularidade da ictiofauna do eixo sul na estação chuvosa em relação à seca é o aumento generalizado de biomassa, indivíduos e espécie. Tal aumento pode ser atribuído a dois fatores não mutuamente exclusivos: (I) imigrações massivas de ER e MM do eixo norte devido à expansão de habitats desfavoráveis (baixa salinidade e alta turbidez e vazão) com a elevação do aporte do RI (Garcia *et al.*, 2003; Barletta *et al.*, 2005; Barletta *et al.*, 2008); (II) intensificação simultânea de desovas, agregações reprodutivas e recrutamentos de diversas MM, VM e ER. Os processos reprodutivos devem estar estrategicamente acoplados ao pico de produtividade na zona costeira e no ECI para maximizar a sobrevivência nas populações larvais e juvenis. A elevação substancial do aporte de nutrientes, devido ao aumento da descarga continental, e da temperatura estimulam a produtividade biológica no ECI. Outros estudos em estuários neotropicais também revelam o aumento generalizado na riqueza e abundância durante o período chuvoso e o atribuem ao incremento na produtividade e recrutamento, e.g., baía de Paranaguá

(Ignácio & Spach, 2010), baía da Babitonga (Vilar *et al.*, 2011), laguna Términos (Ramos-Miranda *et al.*, 2005) e estuário da lagoa dos Patos (Garcia *et al.*, 2003).

Diversas fontes de evidência indicam que as MM *O. saliens*, *C. chrysurus*, *O. oglinum*, *C. edentulus*, *A. tricolor*, *H. clupeola*, *I. parvipinnis*, *P. brasiliensis*, *C. leiarchus*, *A. rhomboidalis* e *M. curema*, e as VM *S. brasiliensis* e *P. saltatrix* desovam ou a intensificam durante o verão na costa adjacente (Katsuragawa & Matsuura, 1992; Haimovici & Krug, 1996; Souza-Conceição *et al.*, 2005; Costa *et al.*, 2005; Peña-Alvorado *et al.*, 2008; Araujo *et al.*, 2008; Murad *et al.*, 2010; Fernandez, 2011). Concentrações elevadas de pistas químicas à zona costeira em razão do aumento da descarga deve incrementar a taxa de imigrações das larvas ao eixo sul para subsequente recrutamento estuarino (Sinque *et al.*, 1982; Whitfield, 2005). Sinque (1982) observou que a densidade de ovos e larvas no eixo sul é 10 vezes maior no período chuvoso do que no seco. O recrutamento é evidenciado pelos cardumes numerosos de recrutas de *O. oglinum*, *C. edentulus*, *A. tricolor*, *H. clupeola*, *S. brasiliensis*, *P. saltatrix* e *A. rhomboidalis* nas margens e/ou no pelagial ao longo da estação chuvosa em áreas sob maior influência marinha do eixo sul (Radasewski, 1976; Peres-Rios, 2001; Maciel, 2001; Favero, 2011). Tais tendências também são observadas na baía da Babitonga (Vilar *et al.*, 2011), de Paranaguá (Stefanoni, 2008; Ignácio & Spach, 2010; Hackradt *et al.*, 2011) e Sepetiba (Araujo *et al.*, 2002). Recrutas de *I. parvipinnis*, *P. brasiliensis* e *C. leiarchus* no habitat demersal são abundantes no início da estação chuvosa, tal qual na costa do Paraná (Santos, 2006) e baía de Paranaguá (Shwarz, 2005).

Outras MM exibem padrão oposto, com populações adultas agrupando-se no estuário para posterior desova dentro deste ou na costa. Juvenis de *Mugil curema* são persistentes e abundantes nas margens de maior influência marinha (Favero, 2011). Indivíduos sexualmente maduros agrupam-se no interior do estuário antecedendo a migração para a costa para desova (Radasewski, 1976; Mendonça & Bonfante, 2011; Fernandez, 2011). *Genidens barbatus* adultos imigram da costa ao estuário para desova (Mishima & Tanji, 1981, 1983, 1985). No interior do Mar de Cananéia, no início da estação chuvosa, há uma pesca de espinhel dirigida à captura de *Pogonias cromis* que adentram o estuário para desova (relatos de pescadores tradicionais). Observou-se relação direta entre a temperatura e as taxas de captura de indivíduos maduros de *E. brasiliensis* e *D. rhombeus* nas margens do eixo sul (PC; Radasewski, 1976), corroborando com Ignácio & Spach (2010) na baía de Paranaguá. No geral, as ER *C. spixii*, *S. rastrifer*, *A. brasiliensis*, *G. genidens*, *N. luniscutis* e *S. testudineus* desovam no início do período chuvoso com as populações de recrutas aparecendo nas capturas

no final da estação (PC, Mishima & Tanji, 1981, 1983, 1985; Peres-Rios, 2001; Rocha *et al.*, 2002; Capítulo 1).

3.4.3. *Ictiofauna do eixo norte: riqueza, composição de espécies e fatores ambientais estruturadores*

Exceto *Geophagus brasiliensis*, *Poecilia vivipara* e *Hoplias malabaricus*, todos os 17 táxons dulcícolas do ECI ocorreram exclusivamente no eixo norte, devido ao persistente aporte de água doce pelo VG (PC; Maciel, 2001). Dentre os táxons dulcícolas, Siluriformes dulcícolas e Characiformes apresentaram as maiores riquezas taxonômicas no eixo norte, assim como em zonas estuarinas de baixa salinidade de outros sistemas neotropicais: arroio do Chuí, lagoa dos Patos; lagoa do Tramandaí, lagoa do Peixe, Laguna (Contente, R. F.; Cabral, H; Pasquald; Dias, J, dados não publicados), rio Itanhaém (90 km ao norte do ECI; Lueng & Camargo, 2005; Ferreira & Petrere, 2009), rio Guaraguaçu (baía de Paranaguá; Vitule, 2007), rio Paraíba do Sul (Araújo, 1996); rio Caeté (Goch *et al.*, 2005); rio Orinoco (Cervigon, 1985); e rio Tortuguero (Nordlie & Kelso, 1975; Winemiller & Leslie, 1992). Apesar de efeitos de diferenças amostrais limitarem rigorosas comparações, houve relativa consistência na composição específica da fauna dulcícola nativa entre ECI e estuários adjacentes [51% com o rio Guaraguaçu (Vitule, 2007) e 52% com o rio Itanhaém (Lueng & Camargo, 2005; Ferreira & Petrere, 2009)]. Além das espécies nativas da bacia do RI, ocorrem no ECI espécies exóticas da bacia do Paraná, como *Salminus brasiliensis*, *Piaractus mesopotamicus* e *Prochilodus scrofa* (Frose & Pauly, 2012) e de outros continentes, como as tilápias africanas *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli* (Frose & Pauly, 2012). As mesmas espécies também foram introduzidas no rio Guaraguaçu e já ocorrem em seu estuário (Vitule, 2007). No RI, as introduções se deram através de escapes de tanques de pisciculturas localizados nas margens do rio (Castellani & Barrella, 2005; Barbieri *et al.*, 2007) e ainda é incerto se há efetivos estabelecimentos de populações no RI. Durante o período chuvoso, as capturas de espécies exóticas no RI pela pesca artesanal a poucos quilômetros do VG elevam-se em 25% (Barbieri *et al.*, 2007), sugerindo que os ritmos sazonais de descarga do RI devem governar suas dispersões à jusante.

A assembleia marginal da ZAI é dominada pelos MA *Astyanax fasciatus*, *C. santacatarinae* e *Pimelodella transitoria* (65% em número), seguida por ER (17%: *G. oceanicus*, *C. spilopterus*, *T. paulistanus*, *B. ronchus*, *C. parallelus* e *Ctenogobius shufeldti*), e MM (10%, *M. furnieri*, *D. rhombeus* e *M. liza*; Maciel, 2001). Já, no habitat

demersal da ZAI, a assembleia é dominada pelos ER *C. spixii*, *S. rastrifer* e *G. genidens* (73%, em número), seguida por MM (20% *A. brevirostris*, *M. furnieri*) e *A. lepidentostole* (3%) e *Pimelodus maculatus* (4% - Maciel, 2001). A estrutura das assembleias da ZAI é consistente com a de outros estuários neotropicais, pela dominância de Siluriformes (principalmente Ariidae, Pimelodidae, Heptapteridae) e Characiformes (principalmente Characidae), além de outras ER diagnósticos de baixa salinidade (Araújo, 1996; Lueng & Camargo, 2005; Vitule, 2007; Ferreira & Petrere, 2009; Contente *et al.*, 2009a; Contente *et al.*, 2009b; Contente *et al.*, 2011). Por exemplo, mesmas espécies (*Pimelodus maculatus*) e outras cogenéricas (*Astyanax fasciatus parahybae*, *Cyphocharax gilberti* e *Pimelodella eigenmani*) também são abundantes em zonas estuarinas límnicas e oligohalinas do rio Paraíba do Sul (Araújo, 1996). *Trinectes paulistanus*, *C. parallelus* e *C. shufeldti* foram dominantes das assembleias marginais no alto rio Guaraguaçu (Contente *et al.*, 2011). *Cathropsi spixii*, *S. rastrifer* e *G. genidens* dominam a ictiofauna demersal (> 89% em biomassa) nas áreas oligohalina e mesohalina da baía de Paranaguá (Barletta *et al.*, 2008). *Centropomus parallelus* e *Bairdiella ronchus* e *M. furnieri* geralmente são ER conspícuos de zonas estuarinas de baixa salinidade no sudeste do Brasil (Araújo, 1996; Lueng & Camargo, 2005; Itagaki, 2005; Itagaki *et al.*, 2007; Vitule, 2007; Contente *et al.*, 2009; Contente *et al.*, 2010; Contente *et al.*, 2011; Ferreira & Petrere, 2009).

Em estuários sem drásticas alterações antrópicas no aporte continental, o aumento da riqueza e abundância de MA está condicionada à elevação sazonal da descarga no período chuvoso (Whitfield, 2005). No entanto, a persistência anual do aporte do RI garante suprimento persistente de indivíduos e condições ambientais favoráveis a dispersão e, talvez, ao estabelecimento de populações MAs na ZAI. Com a elevação sazonal na descarga, redução da salinidade e elevação da turbidez, no período chuvoso, constatou-se aumento na riqueza e abundância de MA e potenciais deslocamentos à jusante de ER e MM (Maciel, 2001; Barbieri *et al.*, 2007). Essa tendência também é reportada em outros estuários tropicais, *e.g.* estuário do rio Tortuguero (Winemiller & Leslie, 1992), no estuário da lagoa dos Patos (Garcia *et al.*, 2003), rio Caeté (Goch *et al.*, 2005; Barletta *et al.*, 2005) e rio Guaraguaçu (Vitule, 2007).

O MP norte concentra populações abundantes de Engraulidae (*i.e.* *A. lepidentostole*, *A. tricolor*, *A. lyoleps*, *A. tricolor*) e juvenis de *M. furnieri*. *Cathropsi spixii* e *S. rastrifer* dominam a assembleia demersal e *M. curema* e *A. brasiliensis*, a marginal (Maciel 2001).

3.4.4. *Impacto do Valo Grande na ictiofauna*

3.4.4.1. *Efeito do VG sobre a ictiofauna na escala espacial*

Conectividade em paisagens é um atributo fundamental na conservação, gestão e restauração da biodiversidade (Sheaves, 2009; Thrush *et al.*, 2010). A análise da $d\beta$ em metacomunidade é uma métrica primária de conectividade, pela qual se infere indiretamente a magnitude de dispersão de espécies entre comunidades locais através de gradientes ambientais, bem como o papel dos gradientes na regulação da dispersão (Anderson *et al.*, 2011; Hewitt *et al.*, 2010; Thrush *et al.*, 2010). Estressores antropogênicos afetam o comportamento espacial e temporal da diversidade β devido às consequências adversas na estrutura, dinâmica, diversidade e resiliência funcional da metacomunidade (Warwick *et al.*, 1990; Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Mouillot, 2007; Hewitt *et al.*, 2010; Thrush *et al.*, 2010; Anderson *et al.*, 2011). Perdas de bens e serviços ecossistêmicos estuarinos são consequências naturais dessas adversidades (Barbier *et al.*, 2011). O aporte exógeno de energia e matéria através do VG configura-se um severo estressor antropogênico, o qual, desde a sua construção em 1852, vem gradualmente deteriorando as condições estuarinas do ECI (Mahiques *et al.*, 2012). Esse dano caracteriza-se por um gradiente de perdas das condições estuarinas do ECI a partir do VG, cujos efeitos são mais proeminentes na ZAI. Neste estudo, a forte associação entre este o gradiente de impacto e a perda espacial na diversidade de nichos da ictiofauna estuarina identificada por diferentes análises é consistente com a hipótese de desestruturação da ictiofauna pelo VG. Análises de $d\beta$ sugerem que, com a desestruturação das condições estuarina provocadas pelo VG, a conectividade entre comunidades locais foi substancialmente afetada, com reflexos diretos no funcionamento e valor do ecossistema ECI. Tais resultados reforçam prévias conclusões não analíticas de impacto na ictiofauna (DAEE, 2010) e a noção do dano generalizado desse empreendimento em diferentes hierarquias biológicas e/ou assembleias da biodiversidade do ECI (Kutner & Aidar-Aragao, 1986; Schaeffer-Novelli & Cintron-Molero, 1990; Mahiques *et al.*, 2009; Cunha-Lignon *et al.*, 2010; Jaworki, 2010; Kuniyoshi, 2011; Stein, 2011).

3.4.4.2. *Efeito da perda das condições estuarinas na ictiofauna*

Os modelos CAP validaram as mudanças espaciais na estrutura descritas em Maciel (2001). Com a aproximação do VG, há um declínio generalizado na abundância

numérica de espécies ER e MM e de propriedades taxonômicas (*i.e.* riqueza) da assembleia demersal do ECI. Redução gradual de indivíduos das ER e da maioria dos grupos tróficos (*i.e.* zoohiperbentívoros, planctívoros e bentívoros) caracterizaram as perdas funcionais desses declínios. Na assembleia marginal, o efeito do impacto foi ainda maior, pelas seguintes razões: (I) com a aproximação do VG, os modelos revelaram que, além das mesmas perdas da assembleia demersal, a assembleia marginal apresentou redução generalizada no peso total e na quantidade de indivíduos, sobretudo das MM, e concomitante elevação na abundância de táxons dulcícolas (*i.e.* MA). Como revelado pelos modelos das campanhas de 1986/88 e 1996-97, essa tendência espacial foi suficientemente elevada para ser detectada mesmo sob interferência de outras fontes de variabilidade espacial, temporal e ambiental do ECI. A maioria das espécies nas margens e nos canais do eixo sul decresceu em abundância com a aproximação da ZAI; e (II) as análises *nMDS* e *SIMPROF* indicaram a formação de uma assembleia discreta e persistente sazonal e anualmente na ZAI, corroborando com a hipótese de que áreas sob persistente aporte de poluição induz o estabelecimento de assembleias com baixa riqueza e abundância formada por táxons robustos e generalistas (Tyler *et al.*, 1982; Bulger *et al.*, 1993; Airoidi & Cinelli, 1997; Edgar & Barrett, 2000; Norkko *et al.*, 2002; Hyland *et al.*, 2005; Richmond *et al.*, 2005).

A redução permanente da salinidade na ZAI representa uma barreira osmótica à colonização, dispersão e migração de ER e MM (Blaber, 2008; Mouillot, 2007; Freite *et al.*, 2008; Souza-Bastos & Freire, 2009). Porém, como requerimentos e tolerâncias, que definem o nicho específico, são múltiplos, reconhece-se, neste estudo, que outros fatores, além da salinidade, foram importantes na determinação da desestruturação gradual da ictiofauna estuarina. Isso é claramente exposto pela resposta não linear das amostras do gradiente no espaço multivariado (fig. 15). Neste estudo, utilizou-se apenas salinidade como *proxy* do impacto ambiental por questões analíticas, pela sua relevância na estruturação da biota na escala do estudo e pela maior disponibilidade de registros históricos em relação aos demais parâmetros da condição estuarina do ECI, alterados com abertura do VG. Propõem-se, a seguir, como modificações de outros determinantes das condições estuarinas podem também ter sido causas dessa desestruturação da ictiofauna do ECI.

Além do forte estresse osmótico, os níveis de eutrofização do bentos e coluna d'água, a taxa de sedimentação, a concentração de sólidos em suspensão, a velocidades da corrente de vazão e a contaminação são exacerbados na ZAI, tornando-a um ambiente desfavorável a ocupação. Consequentemente, as extensões longitudinais do ECI favoráveis à maioria dos ER e MM retraíram-se, sobretudo em

direção à foz do eixo sul. O massivo aporte de sedimento (c. 1.5 cm/ano; Saito *et al.*, 2003) também reduziu severamente a disponibilidade de habitats aos peixes através de assoreamentos dos canais (*i.e.* perda de profundidade), manguezais e marismas na ZAI e MP norte (Schaeffer-Novelli & Cintron-Molero, 1990; Mahiques *et al.*, 2009; Cunha-Lignon *et al.*, 2010). Muitas espécies MM (e.g. *Pogonias chromis*) e ER (e.g. *Centropomus parallelus*, *C. undecimalis*, *B. ronchus*), além de cardumes massivos de larvas e pós-larva de Engraulidae e Gerreidae, utilizam margens de manguezais e marismas nos estágios iniciais (PC; Itagaki, 2005; Itagaki *et al.*, 2007). São habitats que, quando íntegros, fornecem elevada disponibilidade de alimento e proteção, incrementando a sobrevivência larval e juvenil (Laegdsgaard & Johnson, 2001). Disponibilidade e viabilidade de habitat têm sido positivamente associadas a biomassa, diversidade taxonômica e funcional em estuários tropicais (e.g. Ramos-Miranda *et al.*, 2005;). Tal aporte de sedimento e MO também pode ter relação com a baixa abundância relativa de peixes bentívoros na ZAI (tabela 14), através de uma potencial redução da oferta, quantidade e qualidade de alimento, devido ao declínio da produtividade e diversidade bentônica por assoreamento e eutrofização (Airoldi & Cinelli, 1997; Edgar & Barrett, 2000; Norkko *et al.*, 2002; Hyland *et al.*, 2005). A elevada concentração de sólidos em suspensão tem efeito direto nos peixes, através de entupimento e danos mecânicos nas brânquias (Marshall & Elliot, 1998). Há também evidências de relações diretas entre taxa de mortalidade larval e produção de larvas inviáveis com a concentração de sólidos em suspensão (Griffin *et al.*, 2009).

Na ZAI, a descarga do RI inibe a produção fitoplanctônica e estimula a bacterioplanctônica, devido ao elevado aporte de particulados em suspensão (redução da zona eufótica) e MO (substrato às bactérias; Barrera-Alba *et al.*, 2009). Tal alteração na cadeia trófica deve ter desfavorecido os peixes planctívoros na ZAI (tabela 14), os quais tendem a selecionar partículas maiores do fitoplâncton, como diatomáceas (Gerking, 1994). Além disso, o fluxo de energia pela via do bacterioplâncton é menos eficiente que o fluxo via fitoplâncton, devido ao alongamento da cadeia trófica e subsequente redução da eficiência de transferência (Valiela, 1995). Isso pode afetar a fração da produtividade nectônica que se associa preponderantemente a essa via. A menor produção de presas planctônicas deve afetar os planctívoros, com reflexo nos elos tróficos subsequentes. A reduzida abundância de planctívoros e hiperbentívoros na ZAI (tabela 14) também pode ter associação com a redução da abundância de presas planctônicas e hiperbênticas devido à elevada turbidez e baixa salinidade. Populações de copépodos e misidáceos, sob elevada turbidez, reduzem a produção de ovos, capacidade de capturar partículas alimentares e higidez individual (Bernát *et al.*, 1994; Gasparini *et al.*, 1999; Carrasco *et al.*, 2007).

A combinação entre eutrofização, baixa salinidade, sedimentação elevada e forte e persistente vazão do RI vem alterando a estrutura dos habitats marginais e favorecendo a persistência de MA na ZAI. A fertilização da ZAI com fósforo favorece a proliferação de *Echornia crassipes* (Barrera-Alba *et al.*, 2007) e a forte sedimentação, as gramíneas (Cunha-Lignon *et al.*, 2010). Além disso, há um aporte persistente à ZAI de *Echornia crassipes* e agregados maciços de gramíneas que se desprendem das margens do RI (Cunha-Lignon *et al.*, 2010). Esse fenômeno é intensificado durante as chuvas de verão com a elevação da vazão do RI (Barrera-Alba *et al.*, 2007; Cunha-Lignon *et al.*, 2010). O acúmulo e proliferação dessas macrófitas nas margens, em conjunto com a baixa salinidade e elevada turbidez, formam o habitat ideal a desova, estágios larvais e alimentação das espécies dominantes *Astyanax fasciatus* e *C. santacatarinae* (Deus & Petreire, 2003; Hirt *et al.*, 2011), favorecendo suas persistências na ZAI. A forte vazão do RI pode ter diminuído o tamanho e ocorrência de zonas de máxima turbidez, que desempenham um importante papel na retenção de nutrientes e organismos planctônicos (Alber, 2002). A extensão de tais zonas tem sido associada à produtividade fitoplanctônica e à sobrevivência e crescimento de larvas de MM e ER (Whitfield, 2005). Além disso, a elevada vazão pode dificultar a retenção de larvas no ECI, bem como suas migrações da zona costeira ao estuário (Rogers *et al.*, 1984; Whitfield, 2005).

Sustentando a conclusão de impacto negativo do VG, há diversos casos de associação entre perda das condições estuarinas devido à exacerbação do aporte continental e perdas estruturais da ictiofauna estuarina. Porém, tais casos ocorrem em episódios de excepcional precipitação, e não em circunstância permanente como no ECI. No estuário Guadquivir (Espanha), aberturas esporádicas das barragens à montante com a elevação na descarga causam redução drástica na abundância de recrutas e seus alimentos (misidáceos) e provoca deslocamentos populacionais à jusante (González-Ortegón *et al.*, 2010). No estuário do rio Thukela (África do Sul), Whitfield & Harrison (2003) constataram redução exponencial da densidade de ER e MM quando a descarga supera de $50 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Aportes elevados podem provocar total desaparecimento de ER, tal como observado no estuário da lagoa dos Patos durante eventos de *El Niño* (Garcia *et al.*, 2003) e em rios da laguna *Indian River* (Florida; Paperno & Brodie, 2004). No estuário do rio Sunday (África do Sul), aporte anômalo devido à intensa precipitação resultou em mortalidade em massa de diversas ER e MM, em razão de estresse fisiológico (redução drástica de salinidade e concentração de oxigênio dissolvido) e injúrias nas brânquias pela elevada carga de particulado em suspensão (Whitfield & Paterson, 1995).

3.4.4.3. Efeito do VG na escala temporal

No habitat demersal da baía do Trapandé, a sucessão dos períodos 1996-97 e 2009/10 não teve efeito significativo na assembleia central, nos indicadores de distúrbio (*PERMDISP* e distribuição de abundância de espécies) e nem na explicação da variabilidade na estrutura total da assembleia. Em outras palavras, a composição e abundância das espécies dominantes e raras permaneceram estáveis entre esses períodos. Similarmente, a assembleia central do Mar de Cananéia foi estável entre 1986/88 e 1996-97. Tais similaridades de fauna de cada subsistema entre períodos coincidiram com a ausência de diferença significativa na estrutura termohalina (fig. 17) e a presença do efeito direto do VG no ECI. Por outro lado, significativa alteração foi detectada na assembleia central do setor interno da baía do Trapandé entre o período sem o efeito do VG (*i.e.* 1981/83) e aqueles sujeitos ao seu efeito direto (*i.e.* 1996-97 e 2009/10). Essa alteração foi caracterizada pela perda de MM, acompanhada por incremento na abundância de duas ER generalistas: *C. spixii* e *S. rastrifer*. A alteração da salinidade não foi a causa direta dessa mudança, dada à sua regularidade ao longo dos sucessivos períodos. Sugere-se que a perda das condições estuarinas pela ação do VG tenha provocado essas alterações estruturais na assembleia central.

Embora em menor intensidade em relação ao eixo norte, há um considerável aporte de lama, sólidos em suspensão e MO particulada do RI ao eixo sul, incluindo à baía (Saito *et al.*, 2003; Barcellos, 2005; Barcellos *et al.*, 2008; Mahiques *et al.*, 2012). Elevadas taxas de sedimentação e hiperfertilização com MO são as principais causas antropogênicas de redução da complexidade física e ecológica do habitat bentônico (Peterson, 1985; Smith & Kukert, 1996; Airoidi & Cinelli, 1997; Edgar & Barrett, 2000; Norkko *et al.*, 2002; Anderson *et al.*, 2004; Hyland *et al.*, 2005). Tal impacto reduz a disponibilidade de habitats aos peixes com a redução da complexidade estrutural e topográfica do fundo, através do soterramento de recifes, depressões, agregações de macrófitas (Auster *et al.*, 1995; Thrush *et al.*, 2002; Bilkovic, 2010). Além disso, essa homogeneização do habitat geralmente reduz a diversidade e produtividade bentônica (*e.g.* Norkko *et al.*, 2002; Hyland *et al.*, 2005), com efeito *bottom-up* na estrutura trófica demersal, desfavorecendo populações de peixes bentívoros (Contente *et al.*, 2011; Barletta *et al.*, 2010). Uma consequência natural da redução da heterogeneidade ecológica é o favorecimento de espécies generalistas que são menos susceptíveis às variabilidades antrópicas e naturais das condições estuarinas (Richmond *et al.*, 2005). Essa relação de aumento de ER com a homogeneização do habitat também foi observada na laguna Términos (México; Ramos-Miranda *et al.*, 2005), na baía

Chesapeake (EUA; Bilkovic, 2010) e no estuário Sine Saloum (África; Ecoutin *et al.*, 2010).

Afirma-se que *C. spixii* e *S. rastrifer* são táxons generalistas estuarinas com base nas seguintes singularidades: (I) completam o ciclo de vida no ECI (Peres-Rios, 2001); (II) são altamente eurihalinas (PC; Barletta *et al.*, 2005; Barletta *et al.*, 2008); (III) possuem amplo nicho trófico, consumindo desde de detritos, poliquetos, copépodos e peixes (Contente, R. F. dados não publicados; Wakabara *et al.*, 1993; Dantas *et al.*, 2013)]; (IV) possuem potencial reprodutivo maior do que espécies filogeneticamente próximas, sintópicas e ecologicamente equivalentes (Mishima & Tanji, 1985; Peres-Rios, 2001; Santos, 2006); e (V) possuem abundância geralmente associada a áreas estuarinas degradadas, como evidenciado a seguir. Precedendo o fechamento do VG em 1978, Mishima & Tanji (1983) revelaram direta relação entre a abundância de *C. spixii* e a proximidade dos emissários de esgoto da cidade de Cananéia. As maiores concentrações de *C. spixii* ocorre na área interna na baía de Sepetiba, fortemente assoreada e poluída por efluentes domésticos e industriais (Araújo *et al.*, 2002). Como o impacto gerado pelo VG, dragagens homogeneizam o habitat bentônico, elevam a turbidez e as taxas de sedimentação (Bilkovic, 2010). Durante a dragagem de canais portuários da baía de Paranaguá, a abundância de *C. spixii* eleva-se, enquanto a das demais espécies (e.g. *C. leiarchus* e *M. americanus*) diminui (Barletta *et al.*, 2012), sugerindo preferência por tal condição ambiental. Rocha (2009) observou que *S. rastrifer* atinge as maiores densidade na boca do emissário na baía de Santos e atribuiu tal padrão à elevada abundância de alimento (camarão), favorecida pelo elevado porte local de MO. Apesar da inexistência de informações sobre tendência temporais das populações de camarões no ECI, o aumento do aporte exógeno de lamas e MO pode ter desencadeado um processo *bottom-up*, estimulando o crescimento populacional desses decápodes e, conseqüentemente, de *S. rastrifer*.

Além do impacto do VG, não é possível descartar o efeito da pesca e de flutuações populacionais naturais na explicação da alteração temporal da assembleia central da baía. A pesca tem sido historicamente associada a mudanças na riqueza e composição de espécies (Rice & Gislason 1996). Apesar de proibida desde 2001 dentro ECI (Brasil, 2001), a intensa pesca de arrasto na zona costeira pode ter reduzido o tamanho e potencial reprodutivo do estoque parental costeiro, recrutamentos estuarinos e, conseqüentemente, abundâncias de MMs no ECI. Nas últimas décadas, a pressão pesqueira elevou-se no ECI e habitat costeiro adjacente (Mendonça, 2007; Mendonça & Miranda, 2008; Mendonça & Bonfante, 2011; Barcellini, *et al.*, 2013). Historicamente, as pescarias da região não têm sido efetivamente regulamentadas, provocando sobreexploração em diversos estoques

(Mendonça, 2007; Mendonça & Bonfante, 2011). Juvenis de *Macrodon atricauda* e *G. barbatus*, espécies historicamente exploradas na região (Mendonça, 2007; Instituto de Pesca, 2013), declinaram entre 1981/83 e 1996/97-2009/10, um potencial efeito da pesca. Porém, a proposição dessa associação é prejudicada, porque praticamente não há séries temporais publicadas de tendências de suas populações e capturas no ECI para consistente avaliação.

A variabilidade interanual nos processos oceanográficos costeiros e no tamanho das populações de peixes são propriedades fortemente relacionadas (Cowan & Shaw, 2002; Hilborn & Walters, 1992). Variabilidade interanual dos padrões sazonais de processos oceanográficos costeiros constitui uma das principais fontes de variabilidade na sobrevivência, crescimento e recrutamento larval e juvenil que determina o tamanho das populações de MM e seu potencial de dispersão na metacomunidade regional (Cowan & Shaw, 2002).

3.4.4.4. Consequências do efeito do VG na estrutura da metacomunidade estuarina

Propõe-se, neste estudo, que a exacerbação da heterogeneidade ambiental em razão do impacto do VG reduziu a dispersão e potencializou a segregação de nichos, reduzindo os efeitos em massa e potencializando a triagem de ER e MM. Com os modelos *CAP*, estimar a ictiofauna com a salinidade, na ausência do efeito do VG, e compará-la com a atual (*i.e.* na presença do efeito) fornece inferências sobre as alterações na dispersão. Precedendo a inferência, porém, como não há quaisquer informações ecológicas prévias à abertura do VG, é necessário assumir: (I) que a ictiofauna precedente ao VG teria resposta estrutural similar à fauna posterior ao VG (*i.e.* a de 1996-97, com a qual se construiu os modelos); e (II) similaridade na salinidade entre o período precedente o VG (antes de 1852) e aqueles em que esteve fechado (978-1983). Embora tal pressuposto não possa ser plenamente atribuído à fauna demersal em virtude da diferença significativa entre as assembleias centrais do eixo sul sem (1981/83) e com (1996-97 e 2009/10) a influência do VG, a estrutura dessa última corroborou com a tendência do *CAP*. A abundância de MM relacionou-se negativamente com proximidade espacial do VG (de acordo com o *CAP*) e com a proximidade temporal da reabertura VG (de acordo com o efeito dos períodos na assembleia central). Portanto, como um fator de correção do *CAP*, sugere-se mais MM e menos ER do que o previsto pelo *CAP* nas zonas de maior salinidade na ausência do efeito do VG.

Após a obstrução do VG, a elevação média da salinidade superficial foi substancialmente maior na ZAI [de 0 para 20 (Miyao *et al.*, 1986)] do que no eixo sul [de 21.7 para 28.5 (Mishima *et al.*, 1985)]. Atualmente, a assembleia central nas margens da ZAI é composta por MA detritívoros e onívoros. Estima-se, com salinidade em torno de 20, que esse trecho continha assembleia diametralmente oposta a atual e era composta por MM planctívoros e zoohiperbentívoros e ER onívoros, tal qual à atual do Mar de Cubatão e foz do Mar de Cananéia (tabela 14). A assembleia desses dois últimos subsistemas, por sua vez, seria razoavelmente mais similar à estimada ao eixo sul na obstrução do VG (estimada com salinidade de 28.5), que tenderia à atual da foz da baía do Trapandé, contendo elevada abundância de MM. Isso é reforçado pela ausência de diferença significativa entre as assembleias dos subsistemas do eixo sul (fig. 15), que, por sua vez, diferiram significativamente da assembleia da ZAI. Com o fechamento do VG, estima-se que, no habitat demersal, a média de salinidade da foz do VG e do eixo sul elevaram-se de 2.1 a 20 (Miyao *et al.*, 1986) e 28 a 33 (Maciel, 2001; Barrera-Alba *et al.*, 2009), respectivamente. Nesse cenário, a ZAI tenderia a abrigar maior quantidade de indivíduos de ER e MM, espécies e grupos tróficos. Na ZAI, a assembleia seria mais similar à estimada ao eixo sul (estimada com salinidade de 33), que tenderia às suas características atuais com maior quantidade de MM do que o previsto (correção pela análise anual), do que à atualmente observada, taxonômica e funcionalmente depauperada, dominada por poucos três ER generalistas (*C. spixii*, *G. genidens* e *S. rastrifer*).

Detectou-se também inferência de redução da dinâmica espacial na metacomunidade de interface entre o estuário e o oceano. A perda interdecadal de MM na área interna da baía é indicativa de que a dispersão e os efeitos de massa na baía seriam mais intensos do que os atuais indicados pela relação entre riqueza e densidade (item 3.4.2.3).

A proposição conjectural de maior integridade na estrutura da assembleia estuarina entre os subsistemas na ausência do efeito do VG sugere que nesse período a dispersão das múltiplas espécies ER e MM através do ECI e entre o ECI e a zona costeira seria mais intensa. Apesar disso, a dispersão não seria plena em razão de intrínsecas singularidades ambientais de cada subsistema (Mouillot, 2007). Portanto, precedendo o VG, a metacomunidade do ECI ajustar-se-ia a hipótese de efeito de massa. Por outro lado, a perda dessa consistência sob efeito do VG indica redução da dispersão antecedente, que coincide com a deterioração das condições estuarinas. Portanto, após o VG, os deslocamentos e efeitos em massa através do ECI devem ter sido consideravelmente limitados, tendendo a metacomunidade a estrutura de triagem de espécies (fig. 22).

A redução de espécies e de funções devido às modificações na estrutura da metacomunidade estuarina deve ter reflexos adversos na estrutura trófica, estabilidade, resiliência do ecossistema, responsividade da ictiofauna à invasão e em seu valor como 'berçário' (Stachowicz *et al.*, 2002; Olden *et al.*, 2004; Ramos-Miranda *et al.*, 2005). Com elevada variabilidade de espécies, esperam-se diferentes respostas biológicas às perturbações através do efeito sinérgico da consecução de múltiplas e diversas histórias de vida e habilidades fisiológicas que resulta em maior estabilidade ou resiliência do componente biótico (Ramos-Miranda *et al.*, 2005). A suscetibilidade da comunidade à invasão está vinculada a variabilidade de nichos (Stachowicz *et al.*, 2002). A teoria precursora prediz que comunidades composta de espécies que ocupam diferentes nichos ecológicos são menos susceptíveis à invasão porque um amplo espectro de recursos (e.g. espaço e nutrientes) já está 'em uso', restando poucos disponíveis aos invasores (Olden *et al.*, 2004). Portanto, comunidades com alta diversidade funcional e taxonômica podem limitar a probabilidade de invasão (Ramos-Miranda *et al.*, 2005). No ECI, o aumento na disponibilidade de nichos 'vagos', a sugerida proliferação de generalistas com a degradação estuarina e a existência de espécies no *PRE* dulcícola com potencial extremamente alto de invasão de habitats estuarino de baixa salinidade (e.g. *Tilapia rendalli*) colocam o ECI em sérias condições de risco a invasões (Stachowicz *et al.*, 2002).

Por fim, a propriedade de 'berçário' do ECI aos estoques pesqueiros que dependem do ECI para suas renovações populacionais pode ter sido adversamente afetada com a limitação na taxa de dispersão, assentamento e recrutamento estuarino de larvas e juvenis de ER e MM através da triagem de espécies. A redução da extensão dos habitats com condições estuarinas satisfatórias à colonização, que é máxima durante a máxima descarga do RI no período chuvoso, coincide exatamente com os picos de imigração e recrutamento de larvas e juvenis ECI adentro (Sinque *et al.*, 1982), potencializando os impactos populacionais.

]

3.4.5. Efetividade analítica com uso dos dados históricos do ECI

A elevada disponibilidade de soluções analíticas para lidar com dados históricos permite que estes sejam utilizados na avaliação de diferentes questões na ecologia de peixes quando estes são a única fonte disponível de informação (McClenachan *et al.*, 2012). Por exemplo, Smith *et al.*, (2008) constataram declínio na abundância e riqueza totais da ictiofauna de 1977 a 2004 no estuário Espiritu Santo (Porto Rico), que foi bastante acentuado entre as MA, atribuíram tais declínios à

degradação estuarina e redução do aporte continental à montante. Para estabelecer um cenário passado, Smith *et al.*, (2008) utilizaram dados parcialmente limitados de uma tese de doutorado não publicada de 1977. Baseando-se em registros de museus, Reinthal & Stissy (1991) estabeleceram uma relação positiva extinções locais e a introdução de espécies exóticas em Madagascar. Na avaliação das tendências populacionais de *Thunnus thynnus* nos últimos 100 anos, Safina & Klinger (2008) utilizaram dados históricos de diferentes qualidades e natureza e revelaram uma probabilidade de extinção muito maior do que a oficialmente prevista com base em dados sistemáticos de pesca industrial (ICAAT, 2004). O presente estudo foi o primeiro em que as análises estatísticas multivariadas *DISTLM*, *dbRDA*, *CAP*, *SIMPROF* e univariadas *DAE* e índice Jaccard foram utilizadas em conjunto para investigar o efeito de fatores naturais e antrópicos na $d\beta$, descrita por dados históricos. Esta abordagem inovadora e objetiva mostrou-se útil na identificação dos principais fatores que afetam a estrutura da ictiofauna. Existe, portanto, um grande potencial para o uso de tal conjunto de análises para responder questões ecológicas onde dados históricos são a única fonte de informações disponíveis.

3.4.6. Monitoramento e futuros estudos

3.4.6.1. Monitoramento da ictiofauna com a recuperação ecológica do ECI

Estratégias efetivas e prioridades de conservação da ictiofauna em estuários dependem do modelo de metacomunidade ao qual a ictiofauna melhor se ajusta (Mouillot, 2007). No ECI, a acentuação da heterogeneidade ambiental provocadas pelo aporte do ECI exacerbou a triagem de espécies, com consequentes perdas estruturais da ictiofauna estuarina. Desse modo, a recuperação estrutural da ictiofauna deve se fundamentar na minimização da heterogeneidade de habitat (Mouillot, 2007). A instalação de comportas no VG para restauração de condições estuarinas do ECI é coerente com tal proposta. Neste processo, espera-se substituição dos habitats tipicamente dulcícolas por habitats estuarinos, aprofundamento dos canais e melhoria da qualidade do aporte continental, que voltará a ser derivado da bacia local e regulado por esta. Intervenções adicionais podem acelerar e melhorar a recuperação dos habitats marginais, como remoção de macrófitas, replantios de manguezais e marismas (Ren *et al.*, 2011), instalação de recifes artificiais (Bortone *et al.*, 2011) e desassoreamento de gambôas (Lewis III, 2001; Ren *et al.*, 2011).

A recuperação ecossistêmica do ECI será acompanhada por um monitoramento ecológico (DAEE, 2011), que deverá incluir a ictiofauna. Com base no plano de recuperação (DAEE, 2011), propõe-se a seguinte questão norteadora ao monitoramento: a ictiofauna está se reestruturando com redução da vazão do RI no ECI? Análises mensurativas observacionais, conduzidas antecedendo e durante o controle da vazão, poderão ser eficazes na descrição de relações de causa (redução do aporte) e efeito (reestruturação da ictiofauna; Underwood, 1997; Gotelli & Ellison, 2004) mais robustas. A seguir, sugerem-se a execução de etapas amostrais prévias e opções de protocolo amostral para maximizar a efetividade do monitoramento da ictiofauna minimizando gastos de recursos:

1- *identificar a escala espacial e temporal de máxima variância das variáveis respostas*. Delineamento experimental ANOVA hierarquizado em diferentes escalas (e.g. Gray *et al.*, 2009; Rotherham *et al.*, 2011) e análises correlativas são ideais à tal tarefa (Jongman *et al.*, 1995). Escalas nas quais há maximização da variância deverão ser selecionadas ao desenho experimental (Underwood, 1997). Os resultados dessa tese revelam que os padrões de abundância são localmente inconsistentes e fortemente afetados pela interação ambiental, espacial e temporal. Assim, antecipa-se aqui que há elevada chance de insucesso na detecção do efeito de interesse (*i.e.* reestruturar a ictiofauna estuarina) se forem adotados arbitrariamente (*i.e.* sem estudo piloto) desenhos amostrais em elevada escala temporal (e.g. trimestral, sazonal) e espacial (e.g. 1 amostra por setor), os quais são amplamente empregados nos monitoramento da ictiofauna estuarina, afetadas por operações e ampliações portuárias (e.g. Porto de São Sebastião, 2013). Se houver limitações de recursos, sugere-se que o eixo norte tenha preferência na alocação do esforço amostral.

2 – *seleção das variáveis explicativas e respostas a serem mensuradas*. Os diferentes modelos correlativos do presente estudo indicaram diferentes variáveis preditoras a serem incluídas no monitoramento. Dentre as variáveis explicativas, deverão ser mensurados os parâmetros do aporte continental (fig. 22) e, como observado nesta tese, aqueles com papel ecológico relevante a ictiofauna do ECI: salinidade, temperatura, distância da foz, oxigênio dissolvido, turbidez, profundidade e habitat (Laegdsgaard & Johnson, 2001). Outros também deverão ser considerados, como maré, topografia, disponibilidade de presas (Scharf *et al.*, 2004; Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Rocha, 2009; Sakabe & Lyle, 2010) e, sobretudo, a quantificação de contaminantes no ambiente (Pisetta, 2010; Stein, 2011) e nos indivíduos (Kuniyoshi, 2011), dado o elevado nível de poluição do aporte do RI. A inclusão do maior número possível de descritores do habitat e daqueles estruturadores da biota elevará a acurácia da caracterização ecológica e, conseqüentemente, garantirá que o potencial

incremento das condições estuarinas seja distinguido da dinâmica de outras variáveis dos habitats do ECI. Com tal incremento, espera-se que a riqueza, densidade e biomassa elevem-se nas ER e MM e decline nas MA e, conseqüentemente, a abundância de planctívoros, zoohiperbentívoros e bentívoros elevem-se e de detritívoros decline. Dessa forma, densidade e biomassa por espécies e grupos funcionais deverão ser estimadas como variáveis respostas. Sugere-se amostragem aleatória espacialmente estratificada ao invés de delineamento sistemática, porque as estimativas de abundância e riqueza não devem ser enviesadas (Hilborn & Walters, 1992) e as assembleias exibem forte estruturação espacial em diferentes escalas do gradiente estuarino (PC, Capítulo 1; Gotelli & Ellison, 2004; Anderson, 2008).

Hábito alimentar descritos por análises quantitativas de conteúdo estomacal e aspectos reprodutivos, por análises histológicas serão necessários para acurada classificação dos indivíduos em grupos funcionais. É preferível identificar grupos funcionais *a-posteriori* via *framework* analítico (e.g. *ANOSIM*, *SIMPROF*; Jaksic & Medel, 1990; Muñoz & Ojeda, 1998), baseando-se em informações quantitativas de hábito alimentar e reprodução.

Os modelos *CAP* foram úteis para expressar a resposta biológica espacial em um nível multiespecífico (*i.e.* assembleia) com o impacto do aporte do RI. Portanto, sugere-se o uso dessa modelagem no monitoramento. A inclusão de espécies raras (não incluídas neste estudo devido à *limitação na apresentação*) é um indicador adicional bastante relevante, uma vez que essas espécies são mais susceptíveis a distúrbios (Hewitt *et al.*, 2010).

3 – *seleção dos amostradores da ictiofauna.* As redes *otter-trawl* com sobre-saco e picares e suas respectivas malhagens utilizadas nas amostragens desse estudo mostraram-se adequadas para capturar juvenis de espécies de grande porte (e.g. *C. leiarchus*, *M. atricauda*, *G. barbatus* e *M. furnieri*) e juvenis e adultos de espécies de pequeno porte (e.g. *C. spixii*, *S. rastrifer*, *A. brasiliensis*, *A. lepidontostole* e *G. genidens*) e, portanto, devem ser incluídas no monitoramento. Entretanto, para que este seja suficientemente acurado, sugere-se a utilização de outros amostradores, como: rede *capéchade* nas margens para captura de Clupeiformes, Haemulidae e Carangidae (Ignácio & Spach, 2010); espinhéis de fundo e redes de deriva e fundeio nos canais para captura de elasmobrânquios e Ariidae, Sciaenidae e Carangidae de grande porte (Blaber, 1997); redes de espera de malhagem reduzida junto às macrófitas para captura de Characiformes e Pimelodidae (Vitule, 2007; Hilt *et al.*, 2011); *fyknetts* nas gambôas para captura de larvas e juvenis de Gerreidae, Centropomidae e Engraulidae (e.g. Oliveira-Neto *et al.*, 2010); traineiras de pequeno porte no pelagial para captura de pequenos pelágicos, como Engraulidae, Carangidae,

Clupeidae (e.g. Ecoutin *et al.* 2009); *trap-nets* e ictiocidas para captura de táxons crípticos como Gobiidae, Bleniidae (Blaber, 1997). Informações biológicas de capturas da pesca artesanal e esportiva no ECI (*i.e.* espécies, tamanho, sexo, maturação e local de captura) também constitui uma rica fonte de informação (Mendonça & Miranda, 2008; Barcinelli *et al.*, 2013) que, portanto, deve necessariamente ser considerada no monitoramento.

Por fim, enfatiza-se que, durante o controle do aporte do RI, particular atenção deve ser dada à ictiofauna no VG. Persistentes reduções da vazão do VG, sobretudo no período seco, como determina o plano de recuperação hídrica (DAEE, 2011), poderão afetar sensivelmente os peixes. O estado eutrofizado do canal e o grande acúmulo de bancos de macrófitas desprendidos das margens do RI, sob um regime de elevado tempo de residência, pode elevar substancialmente a demanda biológica de oxigênio e resultar em situação de hipóxia e mortalidade em massa de peixes (Whitfield & Paterson, 1995). O elevado acúmulo de poluentes no canal pode potencializar o desencadeamento desses processos.

3.4.6.2. *Futuros estudos*

A presente tese teve como escopo central a descrição de padrões ecológicos da ictiofauna, com base nos quais se propôs processos precursores. Assim, a etapa natural e subsequente é a demonstração desses processos através de experimentações (Underwood *et al.*, 2000). A existência de metacomunidade e processos dependentes da densidade implicam em dispersões de múltiplas espécies entre comunidades locais capazes de afetar parâmetros demográficos locais (Leibold *et al.*, 2004). Para mensurar consistentemente movimentação e interações, pode-se aliar o uso de marcadores naturais em estruturas corpóreas (e.g. anéis de crescimento do otólito; Elsdon & Gillanders, 2003), variabilidade genética (Becker *et al.*, 2007) e/ou métodos acústicos (e.g. Krumme & Saint-Paul, 2003), com um *design* manipulativo experimental apropriado que inclua indicadores de *fitness*, como taxa alimentar, fator de condição e crescimento (e.g. Hixon & Jones, 2005; Craig *et al.*, 2007).

O modelo sazonal proposto de ocupação do eixo sul apresenta uma inacurácia intrínseca, porque, devido à escassez de informações do ciclo de vida de muitas MM para a região, o mesmo foi baseado em informações de outras localidades. Porém, essa inacurácia não deve ter sido substancial porque a maioria dessas informações provém da mesma população regional (Paiva-Filho *et al.*, 1980; Fernandez, 2011) que provavelmente apresenta comportamento sazonal de uso de estuários similar. De

qualquer forma, recomenda-se a descrição de aspectos básicos da biologia e ecologia das espécies que habitam o ECI, quando inexistentes, para efetivamente validar o modelo sazonal, assim como os processos propostos de dinâmica espacial da metacomunidade regional. Tais informações também serão úteis à elaboração de diretrizes e prioridades para gestão do uso e conservação das populações de peixes do ECI (Mendonça, 2007). Outra finalidade num escopo mais amplo seria o subsidio a complementação das listas oficiais de *status* de vulnerabilidade das espécies de peixes marinhos e estuarinos. Neste estudo, ficou evidente o quão incompleta são estas, pois apenas 30% das espécies foram avaliadas quanto ao grau de vulnerabilidade.

As extrapolações matemáticas foram inconsistentes na descrição da riqueza, devido a limitações amostrais. Para estimativas de riqueza acuradas e precisas, o protocolo amostral deve considerar a complexidade estrutural das assembleias, incluindo o maior número de habitats possíveis e apresentar elevado esforço amostral. Banco de dados para registros de ocorrência e dados biológicos (e.g. tamanho, peso, sexo, maturação sexual etc.) e ecológicos (conteúdo alimentar, salinidade, temperatura, profundidade, localização espacialmente referenciada etc.) de fontes diversas também são uma fonte válida e extremamente úteis para esse fim e para descrição de parâmetros biológicos e requerimentos ecológicos das espécies.

Por fim, sugere-se que máximo esforço deva ser demandado para que os futuros estudos e registros de dados ora propostos sejam vinculados ao monitoramento da ictiofauna para racionalização de esforços e recursos.

3.5. Conclusão

Neste estudo, a estrutura da ictiofauna do ECI e os fatores naturais e antrópicos determinantes de sua variabilidade foram identificados e descritos. A perda das condições estuarinas devido ao aporte exógeno do RI limitou a dispersão de ER e MM, resultando em perdas de biomassa, densidade, riqueza e funções na ictiofauna estuarina. O sinal desse efeito antrópico foi suficientemente alto para ser detectado, mesmo sob interferência de outras fontes de variabilidade espacial, temporal e ambiental. A magnitude do impacto foi o suficiente para condicionar uma fauna sazonalmente persistente e dominada por MA e ER generalistas na ZAI e significativamente distinta daquela dominada por ER e MM das localidades mais afastadas do VG; também, foi o suficiente para estabelecer um cenário de perda de funções ecossistêmicas da ictiofauna e de extrema suscetibilidade à invasão e

proliferação de espécies generalistas no ECI. A dispersão larval e o recrutamento juvenil no ECI da maioria das ER e MM de interesse pesqueiro coincide com o pico do aporte exógeno no período chuvoso, prejudicando a função de 'berçário' do ECI e, portanto, seu valor ecológico e econômico. A natureza alterada do regime hidrológico do ECI e a resposta de sua ictiofauna representam um cenário conjectural baseado em dados limitados. Apesar disso, esse é o melhor modelo disponível para subsídios de medidas de conservação e restauração ecológica, em razão da inexistência de dados precedendo a abertura do canal e de monitoramentos ecológicos da ictiofauna.

O ECI é um ecossistema biodiverso em espécies de peixes; abriga populações de, ao menos, 10 espécies oficialmente ameaçadas; e é habitat de diversas espécies de interesse pesqueiro, sustentando pescarias com relevante valor social, econômico e cultural (Mendonça, 2007). Portanto, a ictiofauna do ECI demanda prioridade nas políticas regionais e nacionais de gestão, conservação e recuperação da biodiversidade.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, demonstrou-se a complexidade dos padrões ecológicos em escala local em um ecossistema marinho tropical, utilizando como modelo a assembleia de peixes estuarinos neotropicais do infralitoral de uma baía. A assembleia estrutura-se em *patchness* pela manifestação de diferentes processos biológicos e abióticos, mesmo em um habitat (fundo inconsolidado) para o qual, frequentemente, se assume reduzida heterogeneidade física e com poucos táxons dominantes devido à forte limitação do influxo de competidores do *PRE*. Isso reforça a importância da abordagem multiescalar na definição dos fenômenos em ecologia estuarina (Livingston, 1987; Sheaves & Johnston, 2009). Determinações da diversidade β da ictiofauna demersal de fundos inconsolidados em larga escala (entre setores estuarinos) devem incluir amostragens locais para serem acuradas e, assim, direcionar com maior efetividade o levantamento de hipóteses dos processos ecológicos fundadores e as medidas de conservação dos habitats e dos estoques pesqueiros estuarinos.

Neste estudo, também é fornecida uma detalhada avaliação do impacto na ictiofauna estuarina do ECI pela ação do aporte continental exógeno do RI através do VG a qual poderá subsidiar o futuro plano de recuperação ecológica do ECI. Análises detalhadas sugerem fortemente que dois padrões ecológicos na área de influência indireta (o eixo sul do ECI) estão vinculados ao impacto: (I) o acúmulo de espécies, indivíduos e biomassa no eixo sul durante o período chuvoso, devido ao forte estresse osmótico com o pico da descarga do RI no período; e (II) persistência temporal da redução de espécies, indivíduos e biomassa com a aproximação da área de influência direta (ZAI). Supõe-se que esse impacto somado à redução da diversidade taxonômica e funcional ao longo de todo o ECI, a partir do VG, trouxeram vulnerabilidade a invasões e perda de produtividade nectônica do estuário, com potenciais desdobramentos nas pescarias locais.

A efetividade em se estabelecer tais relações correlativas de causa e efeito com base em dados heterogêneos e limitados demonstra a efetividade do *framework* analítico proposto. Assim, há um grande potencial para o seu uso em circunstâncias onde dados históricos são a única fonte de informações disponíveis. A análise *CAP* merece destaque pela efetividade dos modelos gerados para estimar a ictiofauna ao longo do gradiente de impacto. Número de indivíduos e peso, alocados, tanto em classificação taxonômica (espécies), quanto em funcional (grupo funcional trófico e de

uso do estuário), além de riqueza de espécies, diagnosticaram as condições da assembleia do estuário, reforçando suas utilidades como indicadores do efeito estressores em assembléias.

Esse estudo reforça a natureza didática da abertura do VG ao demonstrar como um erro na concepção de um empreendimento costeiro pode levar a consequências adversas à biodiversidade estuarina e à sua funcionalidade ecossistêmica. Antecedendo quaisquer intervenções num estuário, um modelo holístico, considerando potenciais prejuízos em diferentes hierarquias da biodiversidade (de gene a comunidade), deve ser criteriosamente estabelecido para definição apropriada dos potenciais impactos e medidas de mitigação.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRANTES, K. G. S. 2008. Trophic Structure and the Importance of Terrestrial Wetland Producers for Aquatic Food Web in Tropical Australian Estuaries. **Tese de doutorado**. School of Marine and tropical Biology. James Cook University.
- ACHARD, F.; EVA, H. D.; STIBIG, H. J.; MAYAUX, P.; GALLEGGO, J.; RICHARDS, T.; MALINGREAU, J. P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science**, v. 297, n. 5583, p. 999-1002.
- AIROLDI, L.; CINELLI, F. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 215, p. 269–288.
- ALBER, M. 2002. A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. **Estuaries**, v. 25, p. 1246-1261.
- ANDERSON, M. J. & GRIBBLE, N. A. 1998. Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data-set. **Australian Journal of Ecology**, n. 23, p.158-167.
- ANDERSON, M. J. & ROBINSON, J. 2003. Generalized discriminant analysis based on distances. **Australian & New Zealand Journal of Statistics**, v. 45, p. 301–318.
- ANDERSON, M. J., FORD, R. B., FEARY, D. A.; HONEYWILL, C. 2004. Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. **Marine Ecology Progress Series**, v. 272, p. 33-48.
- ANDERSON, M.J. & MILLAR, R.B. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in north eastern New Zealand. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 305, n. 2, p. 191-221.
- ANDERSON, M. J.; PAWLEY, M. D. M.; FORD, R. B.; WILLIAMS, C. L. 2007. Temporal variation in benthic estuarine assemblages of the Auckland region. Prepared by UniServices for Auckland Regional Council. Auckland Regional Council Technical Publication. v. 348.
- ANDERSON, M. J. 2008. Animal-sediment relationships revisited: characterizing species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, p.16-27.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Plymouth: PRIMER-E Ltd.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; IINOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p.19–28.
- ARA, K. 2004. Temporal variability and production of the planktonic copepod community in the Cananéia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. **Zoological Studies**, v. 43, n. 2, p. 179-186.
- ARAUJO, F. G. 1996. Composição e Estrutura da Comunidade de Peixes do Médio e Baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 1, p. 111-126.

- ARAUJO, F. G. & AZEVEDO, M. C. C. 2001. Assemblages of Southeast-South Brazilian coastal systems based on the distribution of fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 52, p. 729-738.
- ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; SILVA, M. A.; PESSANHA, A. L. M.; GOMES, I. D.; CRUZ-FILHO, A. G. 2002. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, v. 25, n. 3, p. 441-450.
- AUSTER, P.J.; MALATESTA, R.J.; LA ROSA, S. C. 1995. Patterns of microhabitat utilization by mobile megafauna on the southern New England (USA) continental shelf and slope. **Marine Ecology Progress Series**, v. 127, p. 77-85
- AZEVEDO, M. C. C.; ARAÚJO, F. G.; CRUZ-FILHO, A. G.; GOMES, I. D.; PESSANHA, A. L. M. 1999. Variação espacial e temporal de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. **Brazilian Journal Biology**, v. 59, p. 443-454.
- AZOVSKY, A. I. 2000. Concept of scale in marine ecology: linking the words or the worlds? **Web Ecology**, v. 1, p. 28-34.
- BACHELER, N.M.; PARAMORE, L.M.; BUCKEL, J.A.; HIGHTOWER, J.E., 2009. Abiotic and biotic factors influence the habitat use of an estuarine fish. **Marine Ecology Progress Series**, v. 377, p. 263-277.
- BALTANAS, A. 1992. On the use of some methods for the estimation of species richness. **Oikos**, v. 65, p.484-492.
- BARAN, E. 2000. Biodiversity of Estuarine Fish Faunas in West Africa. **The ICLARM Quarterly**, v. 23, n. 4.
- BARBIER, E. B.; HACKER, S. D.; KENNEDY, C.; KOCH, E. W.; STIER, A. C.; SILLIMAN, B. R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. **Ecological Monographs**, v. 81, n. 2, pp. 169-193.
- BARCELLINI, V. C.; MOTTA, F. S.; MARTINS, A. M.; MORO, P. S. 2013 Recreational anglers and fishing guides from an estuarine protected area in southeastern Brazil: Socioeconomic characteristics and views on fisheries management. **Ocean & Coastal Management**, v. 76, p. 23- 29.
- BARCELLOS, R. L. 2005. Distribuição da matéria orgânica sedimentar e o processo sedimentar atual no sistema Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape (SP). **Tese de Doutorado**, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- BARCELLOS, R. L.; CAMARGO, P. B.; GALVÃO, A.; WEBER, R. R. 2009. Sedimentary organic matter in cores of the Cananéia-Iguape lagoonal-estuarine system, São Paulo State, Brazil. **Journal of Coastal Research**, v. 56, p.1335-1339.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**, v. 256, p. 217-228.
- BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. 2005. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 66, p. 45-72.
- BARLETTA, M.; AMARAL, C. S.; CORRÊA, M. F. M.; GUEBERT, F. M.; DANTAS, D. V.; LORENZI, L.; SAINT-PAUL, U. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 73, p.1314-1336.

- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N. F.; AGOSTINHO, A. A.; ALMEIDA-VAL, V. M. F.; VAL, A. L.; TORRES, R. A.; JIMENES-SEGURA, L. F.; GIARRIZZO, T.; FABRÉ, N. N.; BATISTA, V. S.; LASSO, C.; TAPHORN, D. C.; COSTA, M. F.; CHAVES, P. T.; VIEIRA, J. P.; CORRÊA, M. F. M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **J. Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 9, p. 2118-2176.
- BARRERA-ALBA, J. J.; GIANESELLA, S. M. F.; SALDANHA-CORREA, F. M. P.; MOSER, G. A. O. 2007. Influence of an Artificial Channel in a Well-Preserved Sub-Tropical Estuary. **Journal of Coastal Research**, v. 50, p. 1137 – 1141.
- BARRERA-ALBA, J. J.; GIANESELLA, S. M. F.; MOSER, G. A. O.; SALDANHA-CORREA, F. M. 2009. Influence of allochthonous organic matter on bacterioplankton biomass and activity in a eutrophic, sub-tropical estuary. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 82, p. 84-94.
- BECKER, B.J.; LEVIN, L.A.; FODRIE, F.J.; MCMILLAN, P.A. 2007. Complex larval connectivity patterns among marine invertebrate populations. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** v. 104, p. 3267-3272.
- BENEDETTI-CECCHI, L. 2003. The importance of the variance around the mean effect size of ecological processes. **Ecology**, v. 84, p. 2335-2346.
- BERGAMO, A. L. 2000. Características da hidrografia, circulação e transporte de sal: Barra de Cananéia, sul do Mar de Cananéia e Baía do Trapandé, **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 254 p.
- BERNARDES, M. E. C.; MIRANDA, L. B. 2001. Circulação estacionária e estratificação de sal em canais estuarinos: simulação com modelos analíticos. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 49, n. 1/2, p.115-132.
- BERNÁT, N.; KÖPCKE, B.; YASSERI, S.; THIEL, R.; WOLFSTEIN, K. 1994. Tidal variation in bacteria, phytoplankton, zooplankton, mysids, fish and suspended particulate matter in the turbidity zone of the Elbe estuary; interrelationships and causes. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, p. 467-476.
- BILKOVIC, D. M. 2010. Response of tidal creek fish communities to dredging and coastal development pressures in a shallow-water estuary. **Estuaries and Coasts**, v. 34, p.129-147.
- BLABER, S.J.M. 1997. Fish and fisheries on tropical estuaries. Chapman & Hall, London, England.
- BLABER, S. J. M. 2002. Fish in 'hot water': the challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p.1-20.
- BLABER, S. J. M. 2008. Tropical Estuarine Fishes: Ecology, Exploitation and Conservation, Blackwell Science Ltd: Oxford, UK, 384p.
- BONETTI-FILHO, J. & MIRANDA, L. B. 1997. Estimativa de descarga de água doce no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 45, p. 89-94.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, p. 1045-1055.
- BORTONE, S. A.; BRANDINI, F. P.; OTAKE, S. 2011. Artificial Reefs in Fisheries Management. Taylor & Francis Group, FL, USA. 368 p.

- BORZONE, C. A.; PEZZUTO, P. R.; MARONE, E. 1999. Oceanographic characteristics of a multispecific fishing ground of the Central South Brazil Bight. P. S. Z. N. **Marine Ecology**, v. 20, n. 2, p.131-146.
- BRAGA, E. S. 1995. Nutrientes dissolvidos e produção primária do fitoplâncton em dois sistemas costeiros do Estado de São Paulo. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 2 v.
- BRANDINI, F. P. 1982. Variação nictemeral de alguns fatores biológicos na região de Cananéia (SP). **Arquivos de biologia e tecnologia**, v. 25, p. 313-327.
- BRASIL, 2004. Instrução Normativa MMA nº 05, de 21 de maio de 2004. Reconhece como espécies ameaçadas de extinção e espécies sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexploração os invertebrados aquáticos e peixes constantes dos Anexos da presente Instrução Normativa. Em: < http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008033927.pdf>
- BRASIL, 2010. Fourth national report to the convention on biological diversity. Ministry of the Environment. Secretariat of Biodiversity and Forests Office of the National Program for Biodiversity Conservation. 286p.
- BRICHTA, M. 1999. Biomassa e produção autotrófica planctônica no complexo estuarino-lagunar Iguape-Cananéia. São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico USP, 93p.
- BRIGGS, J. C. & BOWEN, B. W. 2012. A realignment of marine biogeographic provinces with particular reference to fish distributions. **Journal of Biogeography**, v. 39, p.12-30.
- BULGER, A. J.; HAYDEN, B. P.; MONACO, M. E.; NELSON, D. M.; MCCORMICK-RAY, M.G. 1993. Biologically-based estuarine salinity zones derived from a multivariate analysis. **Estuaries**, v. 16, n. 2, p. 311-322.
- BURNHAM, K. P. & OVERTON, W. S. 1979. Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. **Ecology**, v. 60, p. 927-936.
- CAMARA, J. J. C.; CERGOLE, M. C.; CAMPOS, E. C.; BARBIERI, G. 2001. Estrutural populacional, crescimento, mortalidade e taxa de exploração do estoque de manjuba, *Anchoviella lepidentostole* (Pisces, Engraulidae), do Rio Ribeira de Iguape, Sudeste do Estado de São Paulo, Brasil, durante o período de 1993 a 1996. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 27, n. 2, p. 219-230.
- CANNING-CLODE, J.; VALDIVIA, N.; MOLIS, M.; THOMASON, J. C.; WAHL, M. 2008. Estimation of regional richness in marine benthic communities: quantifying the error. **Limnology and Oceanography: Methods**, v. 6, p. 580-590.
- CARDOSO, C. D. P. 2010. A macrofauna bêmica da região estuarina-lagunar de Cananéia-SP, com ênfase em Polychaeta. **Dissertação de mestrado**, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 183p.
- CARNEIRO, R. R. S. 2005. A pesca da manjuba (*Anchoviella lepidentostole*) e o canal do Valo Grande: uma relação de (des)continuidades em Iguape-SP. **Dissertação de Mestrado**, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.
- CARPENTER, K. E. 2002a. The living marine resources of the Western Central Atlantic. In FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists. FAO, Rome, p. 601-1374. (v. 2, part 1, special publication n. 5).
- CARPENTER, K. E. 2002b. The living marine resources of the Western Central Atlantic. In FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American

- Society of Ichthyologists and Herpetologists. FAO, Rome, p. 1375-2127 (v. 3, part 2, special publication n. 5).
- CARRASCO, N. K., PERISSINOTTO, R., MIRANDA, N. A. F., 2007. Effects of silt loading on the feeding and mortality of the mysid *Mesopodopsis africana* in the St. Lucia Estuary, South Africa. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** v. 352, p.152–164.
- CASTELLANI, D. & BARRELLA, W. 2005. Caracterização da piscicultura na região do Vale do Ribeira, SP. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 1, p. 168-176.
- CBA & CNEC (COMPANHIA BRASILEIRA DE ALUMÍNIO – CBA; CONSÓRCIO NACIONAL DE ENGENHEIROS CONSULTORES – CNEC) 2005. Relatório de Impacto Ambiental da UHE Tijucu Alto. São Paulo.
- CERVIGÓN, F. 1985. La ictiofauna de las aguas estuarinas del delta del río Orinoco en la costa atlántica occidental, Caribe, In: Yáñez-Arancibia, A., (ed.), Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: hacia una integración de ecosistemas, 57-78, Universidad Nacional Autónoma de México, Programa Universitario de Alimentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología.
- CHAGAS-SOARES, F.; PEREIRA, O. M.; SANTOS, E.P. 1995 Contribuição ao ciclo biológico de *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936, *Penaeus brasiliensis*, Latreille, 1817 e *Penaeus paulensis* Perez-Farfante, 1967, na região lagunar-estuarina de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 22, n.1, p. 49-59.
- CHAGAS, L. P.; JOYEUX, J. C.; FONSECA, F. R. 2006. Small-scale spatial changes in estuarine fish: subtidal assemblages in tropical Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 86, p. 861-875.
- CHAO, A. 1987. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v. 43, p. 783-791.
- CHAPMAN, M. G., UNDERWOOD, A. J.; SKILLETER, G. A. 1995. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and 2 control assemblages. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 189, p. 103-122.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd edn. Plymouth: PRIMER–E Ltd.
- COELHO, L. H. F. 2001. Estudo biogeoquímico do fósforo no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP): influência do Valo Grande e fluxo benthico. **Dissertação de Mestrado**, Universidade de São Paulo, 142 p.
- COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical transactions of the Royal Society (Series B)**, v. 345, p. 101-118.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H. L. 2008. Size-related changes in diet of the slipper sole *Trinectes paulistanus* (Actinopterygii, Achiridae) juveniles in a subtropical Brazilian estuary. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, p. 63-69.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; GADIG, O. B. F. 2009. Size-related shifts in dietary composition of (Perciformes: Centropomidae) in an estuarine ecosystem

- of the southeastern coast of Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 335-342.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H. L. 2010 Feeding ecology of the Brazilian silverside *Atherinella brasiliensis* (Atherinopsidae) in a sub-tropical estuarine ecosystem. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, n. 6, p. 1197-1205.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H. L. 2011. Fish assemblage structure in an estuary of the Atlantic Forest biodiversity hotspot (southern Brazil). **Ichthyological Research**, v. 58, p. 38-50.
- CONTENTE, R. F.; STEFANONI, M. F.; SPACH, H. L. 2012. Feeding ecology of the American freshwater goby *Ctenogobius shufeldti* (Gobiidae, Perciformes) in a sub-tropical estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 80, p. 2357-2373.
- CONTI, L. A.; ARAUJO, C. A. S.; PAOLO, F. S.; BARCELLOS, R.; RODRIGUES, M.; MAHIQUES, M. M.; FURTADO, V. V. 2011. An integrated GIS for sedimentological and geomorphological analysis of a lagoon environment. Barra de Cananéia inlet region, (Southeastern Brazil). **Journal of Coastal Conservation**, v 16 (1), p. 13-24.
- CORNELL, H. V. 1999. Unsaturation and regional influences on species richness in ecological communities: A review of the evidence. **Ecoscience**, v. 6, p. 303-315.
- COSTA, M. R.; ALBIERI, R. J.; ARAUJO, F. G. 2005. Size distribution of the jack *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus) (Actinopterygii, Carangidae) in a tropical bay at Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 22, n.3, p. 580-586.
- COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R. DE; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; NAEEM, S.; LIMBURG, K.; PARUELO, J.; O'NEILL, R. V.; RASKIN, R.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253-260.
- COSTELLO, C.; OVANDO, D.; HILBORN, R.; GAINES, S. D.; DESCHENES, O.; LESTER, S. E. 2012. Status and Solutions for the World's Unassessed Fisheries. **Science**, v. 338, n. 6106, p. 517-520.
- COWAN, J. H. & SHAW, R. F. 2002. Recruitment, Chapter 4 In: Fuiman, L.A. & Werner, R.E., (eds.). *Fishery Science: The Unique Contributions of Early Life Stages*. Blackwell Publishing, pp. 88-111.
- CRAIG, J. K.; RICE, J. A.; CROWDER, L. B.; NADEAU, D. A. 2007. Density-dependent growth and mortality in an estuary-dependent fish: an experimental approach with juvenile spot *Leiostomus xanthurus*. **Marine Ecology Progress Series**. v. 343, p. 251-262.
- CUNHA-LIGNON, M.; KAMPEL, M.; MENGHINI, R. P.; CINTRON, G.; SCHAFFER-NOVELLI, Y.; DAHDOUNH-GUEBAS, F. 2011. Mangrove Forests Submitted to Depositional Processes and Salinity Variation Investigated using satellite images and vegetation structure surveys. **Journal of Coastal Research**, v. 1, p. 344-348.
- CUNHA-LIGNON, M.; MAHIQUES, M. M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; RODRIGUES, M.; KLEIN, D.A.; SAMARA C. G.; RICARDO P. M.; CLODOALDO C. T.; CINTRÓN-MOLERO, G.; DAHDOUNH-GUEBAS, F. 2009. Analysis of mangrove forest succession, using sediment cores: a case study in the Cananéia –Iguape coastal system, São Paulo – Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 57, n. 3, p. 161-174.

- DAEE [Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo] 2011. Sistematização de base de dados ambientais do complexo estuarino lagunar de Iguape-Cananéia visando subsidiar a regra operativa da barragem do Valo Grande (Iguape). Relatório Final, RF-00-1062-11 Em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/sigrh_home_colegiado.exe?COLEGIADO=CRH/CBH-RB&TEMA=RELATORIO>. Acessado em 10 de outubro de 2012.
- DAEE [Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo] 2013. Banco de Dados Fluviométricos do Estado de São Paulo. Em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/flu?lig=podfp>>. Acesso em: 02 de dezembro de 2012
- DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; COSTA, M. F.; BARBOSA-CINTRA, S. C. T.; POSSATTO, F. E.; RAMOS, J. A. A.; LIMA, A. R. A.; SAINT-PAUL, U. 2010. Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2540-2557.
- DANTAS, D. V.; BARLETTA, M.; RAMOS, J. A. A.; LIMA, A. R. A.; COSTA, M.; COSTA, M. F. 2013. Seasonal Diet Shifts and Overlap Between Two Sympatric Catfishes in an Estuarine Nursery. **Estuaries and Coasts**, v. 36, p. 237-256.
- DEUS, C.P. & M. PETRERE-JUNIOR. 2003. Seasonal diet shifts on seven fish species in an Atlantic Rainforest stream in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 4, p. 579-588.
- DIAS NETO, J. 2011. Proposta de Plano Nacional de Gestão para o uso sustentável de elasmobrânquios sobre-explotados ou ameaçados de sobre-exploração no Brasil – Brasília: Ibama, 154p.
- DINIZ-FILHO, A. M. 1997. Composição e variação espaço-temporal da fauna íctia do Canal de Arapira (Cananéia-SP). **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 88 p.
- DUARTE, C. M.; CONLEY, D. J.; CARSTENSEN, T. J. B. 2009. Return to *Neverland*: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. **Estuaries and Coasts**, v. 32, p. 29-36.
- DUARTE, C. M.; DENNISON, W. C.; ORTH, R. J.; CARRUTHERS, T. J. B. 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. **Estuaries and Coasts**, v. 31, p. 233-238.
- ECOUTIN, J. M., SIMIER, M., ALBARET, J. J., LÄE, R.; MORAIS, L. T. 2010. Changes over a decade in fish assemblages exposed to both environmental and fishing constraints in the Sine Saloum estuary (Senegal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 87, n. 2, p. 284-292.
- EDGAR, G. & BARRETT, N. 2000. Effects of catchment activities on macrofaunal assemblages in Tasmanian estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 50, p. 639-654.
- ELSDON, T.S. & B.M. GILLANDERS. 2003. Reconstructing migratory patterns of fish based on environmental influences on otolith chemistry. **Reviews in Fish Biology & Fisheries**, v. 13, p. 219-235.
- FANTA-FEOFIOFF, E.; EIRAS, D. R. DE B.; BOSCARDIM, A. T.; LACERDA-KRAMBECK, M. 1986. Effect of salinity on the behaviour and oxygen consumption of *Mugil curema* (Pisces, Mugilidae). **Physiology & Behavior**, v. 36, p. 1029-1034.

- FAO [Food and Agricultural Organization of the United Nations]. 2007. The world's mangroves 1980–2005. FAO Forestry Paper 153. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- FAVERO, J. M. 2011. Ictiofauna de ambientes praias da barra sul do sistema costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo. 88 p.
- FERNANDEZ, W. S. 2011. Dinâmica populacional e influência da atividade antrópica nas populações de *Mugil curema* Valenciennes, 1836 do estuário de São Vicente e do sistema costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil. **Tese de Doutorado**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 254p.
- FERREIRA, F. C. & PETRERE JÚNIOR, M. 2009. The fish zonation of the Itanhaém river basin in the Atlantic forest of southeast Brazil. **Hydrobiologia** (The Hague. Print), v. 636, p. 11-34.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FLOETER, S. R.; GUIMARAES, R. Z. P.; ROCHA, L. A.; FERREIRA, C. E. L.; RANGEL, C. A.; GASPARINI, J. L., 2001. Geographic variation in reef fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, p. 423-433.
- FRANCO, A.; ELLIOTT, M.; FRANZOI, P.; TORRICELLI, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 354, p. 219-228.
- FREIRE, C. A.; AMADO, E. M.; SOUZA, L. R.; VEIGA, M. P. T.; VITULE, J. R. S.; SOUZA, M. M.; PRODOCIMO, V. 2008. Muscle water control in crustaceans and fishes as a function of habitat, osmoregulatory capacity, and degree of euryhalinity. **Comparative Biochemistry and Physiology. A, Molecular & Integrative Physiology**, v. 149, p. 435-446.
- FROESE, R. & PAULY, D. (eds). 2012. FishBase.World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (0212/2013).
- GALLUCCI, R. R. 1996. Descrição e análise da pesca de camarão e fauna acompanhante, com aparelho gerival, na Região Estuarino Lagunar de Cananéia-São Paulo Brasil. São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. 95p.
- GARCIA, A. M.; VIEIRA, J. P.; WINEMILLER, K. O. 2003. Effects of the 1997- 1998 El Niño on the dynamics of the shallow-water fish assemblage of the Patos Lagoon estuary (Brazil). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 489-500.
- GARCÍA, M.L.; JAUREGUIZAR, A.J.; PROTOGINO, L. C. 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond. **Lat. Am. J. Aquat. Res.**, v. 38, n.1, p. 81-94.
- GASPARINI, S., CASTEL, J., IRIGOIEN, X., 1999. Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. **Journal of Marine Systems**, v. 22, p. 195–205.
- GASTON, K. J. & BLACKBURN, T. M. 2000. Pattern and process in macroecology. Blackwell Science, Oxford.

- GEOBRAS. 1966. Complexo Valo Grande – Mar Pequeno – Rio Ribeira de Iguape. Relatório para o Serviço do Vale do Ribeira – DAEE, São Paulo, 2 vols. 250 pp.
- GERASIMOV, G. 2008 Fish Foraging Behavior at Different Stability Levels of Food Distribution. **Inland Water Biology**, 1, 175–181
- GERKING, S. D., 1994. Feeding ecology of fish. San Diego: Academic Press. 416p.
- GIAMAS, M. T. D.; SANTOS, L. E.; VERMULM, H.; SOUZA, J. N. 1988. Correlação da fluviometria e de alguns fatores climáticos sobre a produção pesqueira de *Anchoviella lepidentostole* (Fowler, 1911) (Teleostei, Engraulidae), no Rio Ribeira de Iguape, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.4, n.4, p.251-258.
- GIANNINI, R.; PAIVA FILHO, A. M. 1995. Análise comparativa da ictiofauna da zona de arrebentação de praias arenosas do Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto. Oceanográfico**, v. 43, n. 2, p. 141-152.
- GILLANDERS, B. M.; ELSDON, T. S.; HALLIDAY, I. A.; JENKINS, G. P.; ROBINS, J. B.; VALESINI, F. J. 2011. Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilizing estuaries: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, p. 1115-1131.
- GOCH, Y. G. F.; KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U.; ZUANON, J. 2005. Seasonal and diurnal changes in the fish fauna composition of a mangrove lake in the Caeté estuary, North Brazil. **Amazoniana**, v. 18, n. 3/4, p. 299-315.
- GONZÁLEZ-ORTÉGON, E.; SUBIDA, M. D.; CUESTA, J. A.; ARIAS, A. M.; FERNÁNDEZ-DELGADO, C.; DRAKE, P., 2010. The impact of extreme turbidity events on the nursery function of a temperate European estuary with regulated freshwater inflow. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 87, p. 311-324.
- GOTELLI, N.J. & GRAVES, G. R. 1996. Null models in ecology. Washington and London, Smithsonian Institution Press, 368 p.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, p. 379–391.
- GOTELLI, N. J. & ELLISON, A. M. 2004 A Primer of Ecological Statistics. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA, 510p.
- GRAY, C. A.; ROTHERHAM, D.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD A. J.; JOHNSON, D. D. 2009. Spatial scales of variation of assemblages of fish in coastal lakes sampled with multi-mesh gillnets: implications for designing research surveys. **Fisheries Research**, v. 96, p. 58–63.
- GRIFFIN, F. J., SMITH, E. H., VINES, C. A., CHERR, G. N., 2009. Impacts of suspended sediments on fertilization, embryonic development, and early larval life stages of the pacific herring, *Clupea pallasii*. **Biological Bulletin**, v. 216, p.175–187.
- GRÜNBAUM, D. 2012. The logic of ecological patchiness. **Interface Focus**, v. 2(2), p. 150-5.
- HACKRADT, C. W.; FÉLIX-HACKRADT, F. C.; PICHLER, H. A.; SPACH, H.L.; SANTOS, L. O. 2011. Factors influencing spatial patterns of the ichthyofauna of low energy estuarine beaches in southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 91, p. 1345-1357.
- HAIMOVICI, M. & KRUG, L.C. 1996. Life history and fishery of the enchova, *P.saltatrix*, in southern Brazil. **Marine Freshwater Resources**, v. 47, p. 357-363.

- HELTSHE, J. F., & N. E. FORRESTER. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. **Biometrics**, v. 39, p. 1-11.
- HEWITT, J.; THRUSH, S.; LOHRER, A.; TOWNSEND, M. 2010. A latent threat to biodiversity: Consequences of small-scale heterogeneity loss. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1315–1323.
- HILBORN, R. & WALTERS, C. J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall. 570 p.
- HIRT, M. L.; ARAYA, P. R.; FLORES, S. A. 2011. Population structure, reproductive biology and feeding of *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819) in an Upper Paraná River tributary, Misiones, Argentina, **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 1-12
- HIXON, M. A., AND G. P. JONES. 2005. Competition, predation, and density-dependent mortality in demersal marine fishes. **Ecology** 86:2847–2859.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; LIMA, P. A. B.; GIBIN, T. D. 1998. Alimentação de peixes da família Gerreidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 12, n.1, p. 07-18.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; PRADO, A. 2000. Alimentação de peixes da família Clupeidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 14, n.2, p. 07-20.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; Martinho, L. R.; DONZELI, V. P. 1997. Alimentação de peixes da família Sciaenidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 11, n.1, 2, p. 07-21.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; SOARES, C. P.; SILVA, M.S.R. 1998. Alimentação de peixes da família Carangidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 12, n.2, p. 07-18.
- HOLMLUND, C. M. & HAMMER, M. 1999. Ecosystem services generated by fish populations. **Ecological Economics**, v. 29, p. 253-268.
- HUGUENY, B & PAUGY, D. 1995. Unsaturated fishcommunities in African rivers. **American Naturalist**, v.146, p.162-169.
- HURLBERT, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. **Ecological Monographs**, v. 54, p.187-211.
- HYLAND, J.L.; BALTHIS, L.; KARAKASSIS, I.; MAGNI, P.; PETROV, A. N.; SHINE, J. P.; VESTERGAARD, O.; WARWICK, R. M. 2005. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. **Marine Ecology Progress Series**, v. 295, p. 91-103.
- ICCAT [International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas]. 2004. Report for biennial period, 2002–03. Part 2. ICCAT, Madrid.
- IGNÁCIO, J. M. & SPACH, H. L. 2010. Variação sazonal da ictiofauna do infralitoral raso do Maciel, baía de Paranaguá, Paraná. **Atlântica**, v. 32, p. 163-176.
- INSTITUTO DE PESCA, Propesq – Estatística Pesqueira. Em: <<http://www.pesca.sp.gov.br/estatistica/index.php>>, Acesso em: 08 de abril de 2013.

- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE – IUCN. 2012. IUCN Red List of Threatened Species. [http:// www.iucnredlist.org/](http://www.iucnredlist.org/) , Acesso em 20/02/2013.
- ISAAC-NAHUM, V. J. & VAZZOLER, A. E. A. M. 1987. Biologia reprodutiva de *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Teleostei, Scianidae) 2. Relação gonadossomática, comprimento e peso dos ovários como indicador do período de desova. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 35, n. 2, p. 123-134.
- ITAGAKI, M.K. 2005. Potencial de recrutamento das larvas e juvenis de robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei: Centropomidae), no Sistema Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil. **Tese de doutorado**, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- ITAGAKI, M. K.; OHKAWARA, M. H.; DIAS, J. F.; KATSURAGAWA, M. 2007. Description of larvae and juveniles of *Bairdiella ronchus* (Sciaenidae: Teleostei) in southeastern Brazil. **Scientia Marina**, v. 71, n. 2, p. 249-257.
- JAKSIC, F. M. & MEDEL, R. G. 1990. Objective recognition of guilds: testing for statistically significant species clusters. **Oecologia**, v. 82, p. 87-92.
- JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; BREMEC, C.; MIANZAN, H.; LASTA, C. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de La Plata estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 921-933.
- JAUREGUIZAR, A. J.; MENNI, R.; GUERRERO, R.; LASTA, C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de La Plata estuary. **Fisheries Research**, v. 66, p. 195-211.
- JAWORSKI, K. S. 2010. Caracterização espaço-temporal do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP) a partir das associações de foraminíferos e tecamebas e suas relações com as variáveis ambientais. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 252 p.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., JIMÉNEZ MENDOZA, S., MARTÍN CANO, J. & MUNGUIRA, M.L. 2006. Comparing relative model fit of several species accumulation functions to local Papilionoidea and Hesperoidea butterfly inventories of Mediterranean habitats. **Biodiversity and Conservation**, 15, *in press*.
- JOHNSTON, R.; SHEAVES, M. 2007. Small fish and crustaceans demonstrate a preference for particular small-scale habitats when mangrove forests are not accessible. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 353, p. 164-179
- JOHNSON, D. D.; ROTHERHAM, D.; GRAY, C. A. 2008. Sampling estuarine fish and invertebrates using demersal otter trawls: effects of net height, tow duration and diel period. **Fisheries Research**, v. 93, p. 315–323
- JONGMAN, R. H. G.; ter BRAAK, C. J. F.; VAN TONGEREN, O. F. R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. 2nd ed., Cambridge, Cambridge Univ. Press. 127p.
- JOYEUX, J. C.; FLOETER, S. R.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L., 2001. Biogeography of tropical reef fish: the South Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**, v. 28, p. 831-841.
- KATSURAGAWA, M. & MATSUURA, Y. 1992. Distribution and abundance of carangid larvae In the Southeastern Brazilian Bight during 1975-1981. **Boletim do Instituto oceanográfico**, v. 40, n. 1/2, p. 55-78.

- KENDALL, M. A. & WIDDICOMBE, S. 1999. Small scale patterns in the structure of macrofaunal assemblages of shallow soft sediments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 237, p. 127-140.
- KOTAS, J. E.; PETRERE, M. J.; AZEVEDO, V. G.; SANTOS, S. 2005. A pesca de emalhe e de espinhel-de-superfície na região Sudeste-Sul do Brasil. Serie Documentos REVIZEE – Score Sul. Instituto Oceanográfico - USP. 72p.
- KRUMME, U. & SAINT-PAUL, U. 2003. Observations of fish migration in a macrotidal mangrove channel in Northern Brazil using a 200 kHz split-beam sonder. **Aquatic Living Resources**, n. 16, p. 175 - 184.
- KUNIYOSHI, L. S. 2011 Bioacumulação de elementos-traço e expressão de micronúcleos em *Cathorops spixii* (biomonitor) como ferramentas de avaliação da influência antrópica em dois setores do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil São Paulo, **Dissertação de Mestrado**, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 127p.
- KUTNER, M. B. B. & AIDAR-ARAGAO, E. 1986. Influencia do fechamento do Valo Grande sobre a composição do fitoplankton na região de Cananéia (25'S-48'W), p. 109-120. In BICUDO, E.; TEIXEIRA, C.; TUNDISI, J. G. (eds.), Algas: A energia do amanhã. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 257, p. 229-253.
- LÁJER, K. 2007: Statistical tests as inappropriate tools for data analysis performed on non-random samples of plant communities. **Folia Geobotânica**, v. 42, n. 1, p. 15-122.
- LANA, P. C.; MARONE, E.; LOPES, R. M.; MACHADO, E.C. 2001. The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U. & KJERFVE, B. (eds), Coastal Marine Ecosystems of Latin America Springer-Verlag, Berlin, p.131-145.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L., 1998. Numerical ecology, second ed. (English). Elsevier, Amsterdam.
- LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P. J.; CHASE, M.; HOOPES, M. F. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601-613.
- LEUNG, R. & CAMARGO, A. F. M. 2005 Marine influence on fish assemblage in coastal streams of Itanhaém River Basin, Southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.17, n. 2, p. 219-232.
- LEVIN, S. A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology** 73:1943–1967
- LEWINSOHN, T. M. & PRADO, P. I. 2005. How many species are there in Brazil? **Conservation Biology**, v. 19, p. 619-624.
- LEWIS, R. R. III. 2001. Mangrove Restoration - Costs and Benefits of Successful Ecological Restoration. In: review, Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop, Universiti Sains Malaysia, Penang, Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.
- LINDENMAYER, D. B. & LIKENS, G. E. 2010. The science and application of ecological monitoring. **Biological Conservation**, v. 143, p. 1317–1328
- LIVINGSTON, R. J. 1987. Field sampling in Estuaries: the relationship of scale and variability. **Estuaries**. v. 10, n. 3, p.194-207.

- LONGINO, J. T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R. K. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. **Ecology**, v. 83, p. 689-702.
- MACIEL, N. A. L. 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia, São Paulo, Brasil. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 252 p.
- MAGURRAN, A. E. 2004. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Publishing. 256p.
- MAGURRAN, A. E.; KHACHONPISITSAK, S.; AMHAD, A. B. 2011. Biological diversity of fish communities: pattern and process. **Journal of Fish Biology**, v. 79, p. 1393-1412.
- MAHIQUES, M. M.; BURONE, L.; FIGUEIRA, R. C. L.; LAVENERE-WANDERLEY, A. A.; CAPELLARI, B.; ROGACHESKI, C. E.; BARROSO, C. P.; SANTOS, L. A. S.; CORDERO, L. M. 2009. Anthropogenic influences in a lagoonal environment: A multiproxy approach at the Valo Grande mouth, Cananéia-Iguape system (SE Brazil). **Brazilian Journal of Oceanography** (Impresso), v. 57, p. 325-337.
- MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; SALAROLI, A. B.; ALVES, D. P. V.; GONÇALVES, C. 2012. 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: the case study of the Cananéia Iguape coastal system, Southeastern Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 68, p. 1073-1087.
- MARCENIUK, A.P. 2005. Chave de identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 31, n. 2, p. 89-101.
- MARSHALL, S. & ELLIOTT, M. 1998. Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, U.K. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 46, p.175-184.
- MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). **Ciência e Cultura**, v. 38, n. 8, p. 1439-1450.
- MAY, R.M. 1988. How many species on earth? **Science**, v. 241, n. 4872, p.1441-1449.
- MCARDLE, B. H. & ANDERSON, M. J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, n. 1, p. 290-297.
- MCCLLENACHAN, L.; FERRETTI, F. & BAUM, J. K. 2012. From archives to conservation: why historical data are needed to set baselines for marine animals and ecosystems. **Conservation Letters**, v. 5, p. 349-359.
- MCGILL, B. J.; ETIENNE, R. S.; GRAY, J. S.; ALONSO, D.; ANDERSON, M. J.; BENECHA, H. K.; DORNELAS, M.; ENQUIST, B. J.; GREEN, J. L.; HE, F.; HURLBERT, A. H.; MAGURRAN, A. E.; MARQUET, P. A.; MAURER, B. A.; OSTLING, A.; SOYKAN, C. U.; UGLAND, K. I.; WHITE, E. P. 2007. Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. **Ecology Letters**, v. 10, p. 995-1015
- MEA [Millennium Ecosystem Assessment]. 2005. Ecosystems and human well-being: current state and trends. Coastal systems. Island Press, Washington, D.C., USA.
- MENDONÇA, J. T. & KATSURAGAWA, M. 2001. Caracterização da pesca artesanal no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil, (1995-1996). **Acta Scientiarum**, v. 23, n. 2, p. 535-547.

- MENDONÇA, J. T. & MIRANDA, L. V. 2008. Estatística pesqueira do litoral sul do estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, p.152-173.
- MENDONÇA, J. T. & BONFANTE, T. M. 2011 Assessment and management of fisheries of the white mullet *Mugil curema* (valencienne, 1836) (Mugilidae) in the south coast of São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), v. 71, p. 663-672.
- MENDONÇA, J.T. 2007 Gestão dos Recursos Pesqueiros do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, Litoral Sul de São Paulo, Brasil. **Tese de Doutorado**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1985. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MILLAR, R. B. & ANDERSON, M. J. 2004. Remedies for pseudoreplication. **Fishery Research**, v. 70, p. 397-407.
- MILLER, S. L.; SHIMA, J. S.; PHILLIPS, N. E. 2012. Effects of microhabitat availability on estimates of density of a reef fish: implications for assessments of marine protected areas. **Hydrobiologia**, v. 685, p. 173–190
- MILOSLAVICH, P.; KLEIN, E.; DIAZ, J. M.; HERNANDEZ, C. E.; BIGATTI, G.; CAMPOS, L.; ARTIGAS, F.; CASTILLO, J.; PENCHASZADEH, P. E.; NEILL, P. E.; CARRANZA, A.; RETANA, M. V.; DIAZ DE ASTARLOA, J. M.; LEWIS, M.; YORIO, P.; PIRIZ, M. L.; RODRIGUEZ, D.; YONESHIGUE-VALENTIN, Y.; GAMBOA, L.; MARTIN, A. 2011. Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. **PLoS ONE**, v. 6, n. 1, p. e14631.
- MINIUSSI, I. C. 1959. Propagação de maré em torno da Ilha de Cananéia. **Contribuições do Instituto Oceanográfico**, S. Paulo, série Oc. Física, v. 2, p. 1-8.
- MIRANDA, J.R.; MOUILLOT, D.; LOPEZ, A. S.; CHI, T. DO; HERNÁNDEZ, D. 2008. How much variation can be explained by seasonal, spatial and environmental effects in nekton assemblages of the Terminos Lagoon? **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 508-517.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. 2002. Princípios de Oceanografia Física de Estuários. EDUSP, S Paulo, 424 p.
- MISHIMA, M. & TANJI, S. 1981, Distribuição geográfica dos bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 8, p.157-172.
- MISHIMA, M. & TANJI, S. 1983. Fatores ambientais relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino lagunar de Cananéia (25°S, 48°W). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 10, p. 17-27.
- MISHIMA, M. & TANJI, S. 1985. Fecundidade e Incubação dos Bagres Marinhos (Osteichthyes, Ariidae) do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, p. 77-85.
- MISHIMA, M.; YAMANAKA, N.; PEREIRA, O. M.; SOARES, F. C.; SINQUE, C.; AKABOSHI, S.; JACOBSEN, O. 1985. Hidrografia do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25°S e 48°W), São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 12, n. 3, p. 109-121.

- MIYAO, S. Y.; NISHIHARA, L.; SARTI, C. C. 1989. Características físicas e químicas do Sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 34, p. 23-36.
- MMA [Ministério do Meio Ambiente]. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.
- MOUILLOT, D. 2007. Niche-assembly vs. dispersal-assembly rules in coastal fish metacommunities: implications for management of biodiversity in brackish lagoons. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 760-767
- MUÑOZ, A. A. & OJEDA, F. P. 1998. Guild structure of carnivorous intertidal fishes of the Chilean coast: implications of ontogenetic dietary shifts. **Oecologia**, v. 114, n. 4, p. 563-573.
- MURAD, C. T. 2010. Biologia reprodutiva, crescimento e mortalidade da Guaivira *Oligoplites saliens* (bloch, 1793) (Carangidae) na pesca de emalhe. **Dissertação de Mestrado**. Programa de pós-graduação em aquicultura e pesca, Instituto de Pesca. 40p.
- NAHUM, V. J. I.; CASTELLO, J. P.; ROSENTHAL, H. 2009: Editorial, special issue: modern fisheries research approaches in Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, p. 243.
- NETO, J. B. C.; MARETTI, C. C.; LINO, C. F.; ALBUQUERQUE, J. L. R. 1997. A Reserva da Mata Atlântica no Estado de São Paulo. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Série Gestão da RBMA, Caderno nº 5, 44p.
- NORDLIE, F. G. & KELSO, D. P. 1975. Trophic relationships in a tropical estuary. **Revista de biologia tropical**, v. 23, p. 77-99.
- NORKKO, A.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; CUMMINGS, V. J.; NORKKO, J.; ELLIS, J. I.; FUNNELL, G. A.; SCHULTZ, D.; MACDONALD, I. 2002. Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site dependent macrofaunal recovery. **Marine Ecology Progress Series**, v. 234, p. 23-41.
- OBERDORFF, T.; GUÉGAN, J. F.; HUGUENY, B. 1995. Global scale patterns of fish species richness in rivers. **Ecography**, v. 18, p. 345-352
- OBERDORFF, T.; HUGUENY, B.; COMPIN, A.; BELKESSAM, D. 1998. Non-interactive fish communities in the coastal streams of North-western France. **Journal of Animal Ecology**, v. 67, p. 472- 484.
- OLDEN, J. D.; POFF, N. L.; DOUGLAS, M. R.; DOUGLAS, M. E.; FAUSCH, K. D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 19, p; 18-24.
- OLIVEIRA NETO, J. F.; SPACH, H. L.; SCHWARZ JR., R.; PICHLER, H. A. 2010. Fish communities of two tidal creeks in the Pinheiros bay, state of Paraná, southern Brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology** (Impresso), v.
- ORTH, R. J.; CARRUTHERS, T. J. B.; DENNISON, W. C.; DUARTE, C. M.; FOURQUREAN, J. W.; HECK JR. K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENTWORTHY, W. J.; OLYARNIK, S.; SHORT, F. T.; WAYCOTT, M.; WILLIAMS, S. L. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. **Bioscience**, v. 56, p. 987- 996.

- PAIVA-FILHO, A. M.; ZANI-TEIXEIRA, M.; HUERTA-VRAIG, I. D. 1980. Contribuição Ao Conhecimento da Fauna Ictica Costeira da Região de Peruíbe SP. I.Família Ariidae. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 40, n. 4, p. 23-40
- PAPERNO, R. & BRODIE, R. B. 2004. Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 61, p. 229–241
- PASSOS, A. C.; CONTENTE, R. F.; ARAUJO, C. C. V.; DAROS, F. A.; SPACH, H.L. ; SPACH, H. L.; ABILHÔA, V. ;FÁVARO, L. F. 2012. Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. **Biota Neotropica** (Online. Edição em Inglês), v. 12, p. 226-238.
- PEÑA-ALVARADO, N.; FIGUEROLA-FERNÁNDEZ, M.; TORRES-RUIZ, W. 2008. Reproductive Biology of Three Important Baitfishes (Clupeidae) in Puerto Rico. *In: Proceedings of the 61st Gulf and Caribbean Fisheries Institute*, p. 10 – 14.
- PERES-RIOS, E. 2001. Papel do estuário no ciclo de vida das espécies dominantes da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape. **Tese de doutorado**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 128p.
- PESSANHA, A. L. M.; ARAÚJO, F. G.; AZEVEDO, M. C. C.; GOMES, I. D. 2003. Diel and seasonal changes in the distribution of fish on a southeast Brazil sandy beach. **Marine Ecology**. v. 143, p. 1047–1055.
- PIMM, S. L., RUSSELL, G. J., GITTLEMAN, J. L.; BROOKS, T. M. 1995: The future of biodiversity. **Science**, v. 269, p. 347–50.
- PISETTA, P. 2010 Análise do processo de distribuição do material particulado em suspensão e metais associados no sistema Cananéia-Iguape (SP). **Tese de doutorado**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 175p.
- POR, F. D.; POR-PRADO, M. S.; OLIVEIRA FILHO, E. C. 1984. The mangal of the estuary and lagoon system of Cananéia. *In: Hydrobiology of the mangal*. The Hague. W. Junk Publ. p. 212-228.
- PORTO DE SÃO SEBASTIÃO, 2013. Monitoramento da Biota Aquática. Porto de São Sebastião. Autoridade Portuária. Em: < <http://www.portodesaosebastiao.com.br/pt-br/monitoramento-ambiental/biotaaquatica.asp>>. Acessado em 02 de março de 2013.
- PRESTON, F. W. 1948. The Commonness, and Rarity of Species. **Ecology**, v. 29(3): p. 254–283.
- PURVIS, A. & HECTOR, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. **Nature**, v. 405, p. 212-219.
- RADASEWSKY, A. 1976. Considerações sobre a captura de peixes por um cerco fixo em Cananéia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 25(1), p. 1-28.
- RAMOS MIRANDA, J.; MOUILLOT, D.; HERNANDEZ, D. F.; LOPEZ, A. S.; CHI, T.; PEREZ, L. A. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. **Marine Ecology Progress Series**, v. 304, p. 1-13.
- REINTHAL, P. N. & STIASSNY, M. L. J. 1991. The freshwater fishes of Madagascar: a study of an endangered fauna with recommendations for a conservation strategy. **Conservation Biology**, v. 5, p. 231-242.

- REN, H.; WU, X.; NING, T.; HUANG, G.; WANG, J.; JIAN, S.; LU, H. 2011. Wetland changes and mangrove restoration planning in Shenzhen Bay, Southern China. **Landscape Ecology and Engineering**, v. 7, p. 241-250.
- REIS-FILHO, J.A., NUNES, J.A.C.C. & FERREIRA, A. 2010. Estuarine ichthyofauna of the Paraguaçu River, Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n.4
- RICE, J. & GISLASON, H. 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. **ICES Journal of Marine Science**, v. 53, p. 1214–1225.
- RICHARDSON, J. S.; LISSIMORE, T. J.; HEALEY, M. C.; NORTHCOTE, T. G. 2000. Fish communities of the lower Fraser River (Canada) and a 21-year contrast. **Environmental Biology of Fishes**, v. 59, p.125–140.
- RICHMOND, C. E.; BREITBURG, D. L.; ROSE, K. A. 2005. The role of environmental generalist species. **Ecological Modeling**, v. 188, p. 279–95.
- ROCHA, A. J. S.; GOMES, V.; NGAN, P. V.; PASSOS, M. J. A. C. R.; FURIA, R. R. 2005. Metabolic demand and growth of juveniles of *Centropomus parallelus* as function of salinity. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 316, p.157–165
- ROCHA, C.; FÁVARO, L. F.; SPACH, H. L. 2002. Biologia Reprodutiva de *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus), Pisces, Osteichthyes, Tetraodontidae, da Gamboa do Bagaçu, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.19, n. 1, p. 57-63.
- ROCHA, M. L. C. F. 2009. Indicadores ecológicos e biomarcadores de contaminação ambiental na ictiofauna da baía de Santos e do canal de Bertioga, São Paulo, Brasil. 2009. **Tese de doutorado**. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 225p.
- ROCKWOOD, L. L. 2006 **Introduction to population ecology**. Malden, Blackwell Publishing. 339 p.
- ROOPER C. N., GUNDERSON, D. R.; ARMOSTRONG, D. A. 2005. Patterns in use of estuarine habitat by juvenile English sole (*Pleuronectes vetulus*) in four eastern North Pacific estuaries. **Estuaries**, v. 26, p. 1142-1154
- ROTHERHAM, D.; CHAPMAN, M. G.; UNDERWOOD, A. J.; GRAY, C. A.; JOHNSON, D. D. 2011. Untangling spatial and temporal variation in abundances of estuarine fish sampled with multi-mesh gillnets. **Marine Ecology Progress Series**, v. 435, p. 183-195.
- RUEDA, M. & DEFEO, O. 2003. Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 296, p. 93-112
- SADOWSKI, V. & ALMEIDA DIAS, E. R. 1986. Migração da tainha (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758 sensu latu) na costa sul do Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v.13, n. 1, p. 31-50.
- SADOWSKY, V. 1974. Fauna dos peixes cartilaginosos (Elasmobranchii) da região de Cananéia (SP). In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 26, Suplemento de Ciências e Cultura, São Paulo, v. 26, n. 7, p. 204.
- SAFINA, C. & KLINGER, D. H., 2008. Collapse of bluefin tuna in the Western Atlantic. **Conservation Biology**, v. 22(2), p. 243 - 246.

- SAITO, R. T.; FIGUEIRA, R. C. L.; TESSLER, M. G.; CUNHA, I. I. L. 2001. ^{210}Pb and ^{137}Cs geochronologies in the Cananéia-Iguape estuary (SP, Brazil). **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 249, p. 257 - 261.
- SAKABE, R. & J. LYLE, J.M. 2010. The influence of tidal cycles and freshwater inflow on the distribution and movement of an estuarine resident fish *Acanthopagrus butcheri*. **Journal of Fish Biology**, v. 77(3), p. 643–660.
- SANTOS, C. 2006. Estrutura e variação espacial e temporal da comunidade de peixes demersais na plataforma interna adjacente a Baía de Paranaguá, Paraná. **Tese de doutorado**, Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 163p.
- SANTOS-NININ, A. P. 2008. Morfologia e distribuição de peixes da família Sciaenidae no estágio de transformação, na costa sul e sudeste do Brasil. **Tese de Doutorado**. Instituto Oceanográfico - Universidade de São Paulo.
- SÃO PAULO, 2010. Decreto estadual nº 56.031 de julho de 2010. Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas, as Quase Ameaçadas, as Colapsadas, Sobrexplotadas, Ameaçadas de Sobrexplotação e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas. Em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/wp-content/uploads/decreto/2010/2010_Dec_56031.pdf>
- SAUL, A. C. & CUNNINGHAM, P. T. M. 1995. Comunidade ictiofaunística da Ilha do Bom Abrigo, Cananéia, São Paulo, Brasil, 2-lanço. **Arquivo de Biologia e Tecnologia**, v. 38, n. 4, p.1053-1069.
- SAUL, A. de C. 1994. Comunidade ictiofaunística da Ilha do Bom Abrigo, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Dissertação de mestrado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 118p.
- SAZIMA, I. & CARVALHO-FILHO, A. 2003. Natural history of the elusive blenny *Lupinoblennius paivai* (Perciformes: Blenniidae) in coastal streams of southeast Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 14, n. 2, p.175-184.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y & CINTRON-MOLERO, G., 1990. The Cananea Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p.193-203.
- SCHARF, F.S., MANDERSON, J.P., FABRIZIO, M.C., PESSUTTI, J.P., ROSENDALE, J.E., CHANT, R.J., BEJDA, A.J., 2004. Seasonal and interannual patterns of distribution and diet of bluefish within a Middle Atlantic Bight estuary in relation to abiotic and biotic factors. **Estuaries**, v. 27, p. 426 – 436.
- SCHNEIDER, D. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. **Bioscience**, v. 51, n. 7, p.545-554.
- SCHWARZ, A. R. 2005. A ictiofauna demersal da Baía dos Pinheiros, Paraná. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Zoologia. 121p.
- SHEAVES, M. J. 2006. Scale dependent variation in composition of fish fauna among tropical estuarine sandy embayments. **Marine Ecology Progress Series**, v. 310, p. 173-184.
- SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; ABRANTES, K. 2007. Fish fauna of dry sub-tropical estuarine floodplain wetlands. **Marine and Freshwater Research**, v. 58, p. 931-943.
- SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; MOLONY, B.; SHEPARD, G. 2007. The effect of impoundments on the structure and function of fish fauna in a highly regulated dry tropics estuary. **Estuaries and Coast**, v. 30, p. 507–517.

- SHEAVES, M. 2009. The Consequences of Ecological Connectivity: the Example of the Coastal Ecosystem Mosaic. **Marine Ecology Progress Series**, v. 391, p. 107-115.
- SHEAVES, M. & JOHNSTON, R. 2009. Ecological drivers of spatial variability among fish fauna of 21 tropical Australian estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 385, p. 245-260.
- SHEAVES, M.; JOHNSTON, R.; CONNOLLY, R. 2010. Temporal Dynamics of Fish Assemblages of 11 Tropical Estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, v. 410, p.143-157.
- SILVA, I. F., 1984. Dados climatológicos de Cananéia e Ubatuba (Estado de São Paulo). **Boletim de climatologia do Instituto Oceanográfico**, v. 5, p. 1-18.
- SINQUE, C.; KOBLITS, S.; COSTA, L. M. 1982. Ictioplâncton do Complexo Estuarino-baía de Paranaguá e Adjacências (25°10'S - 25°35'S e 48°10'W - 48°45'W), Paraná, Brasil - I - Aspectos Gerais. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, v. 25 n. 3/4, p. 279-300.
- SMITH, E. & VAN BELLE, G. 1984. Nonparametric Estimation of Species Richness. **Biometrics**, v. 40, p. 119-129.
- SMITH, B. & WILSON, J. B. 1996. A consumer's guide to evenness indices. **Oikos**, v. 76, p. 70-82.
- SMITH, K. L.; FLORES, I. C.; PRINGLE, C. M. 2008. A comparison of current and historical fish assemblages in a Caribbean island estuary: conservation value of historical data. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, p. 993–1004
- SOARES, L.S.H. ; GASALLA, M. DE L. A. ; RIOS, M. A. T. ; ARRASA, M. V. ; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. B. 1993. Grupos Tróficos de onze espécies dominantes de peixes demersais da plataforma continental interna de Ubatuba, Brasil. **Publicação Especial do Instituto Oceanográfico**, v. 10, p. 189-198.
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1995. Biometry: the principles of statistics in biological research. New York, Freeman, 887p
- SOSA-LOPEZ, A.; MOUILLOT, D.; RAMOS-MIRANDA, J.; FLORES-HERNANDEZ, D.; CHI, T.D. 2007. Fish species richness decreases with salinity in tropical coastal lagoons. **Journal of Biogeography**, v. 34, p. 52–61.
- SOUZA-BASTOS, L. R. & FREIRE, C. A. 2009. The handling of salt by the neotropical cultured freshwater catfish *Rhamdia quelen*. **Aquaculture**, v. 289, p. 167-174.
- SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M.; RODRIGUES-RIBEIRO, M.; CASTRO-SILVA, M. A. , 2005. Dinâmica populacional, biologia reprodutiva e ictioplâncton de *Cetengraulis edentulus* Cuvier (Pisces, Clupeiformes, Engraulidae) na Enxada do Saco dos Limões, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, p. 953-961.
- SPARRE, P. & VENEMA, S. C. 1997. Introdução à avaliação de mananciais de peixes tropicais. **FAO Documentos Técnicos de Pesca**, 306/1 Rev 2. (Parte 1 & 2): 404 & 94 pp.
- STACHOWICZ, J. J.; FRIED, H; WHITLATCH, R. B.; OSMAN, R. W. 2002 Biodiversity, invasion resistance and marine ecosystem function: reconciling pattern and process. **Ecology**, v. 83, p. 2575–2590.
- STEFANONI, M. F. 2007. Inter-relações tróficas e ictiofauna de uma praia da Ilha das Peças, Paraná. **Dissertação de mestrado**, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

- STEIN, C. 2011. Estudo do papel da spatina alterniflora como espécie bioindicadora de contaminação por elementos traços no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia- Iguape (SP). **Dissertação de mestrado**, Insituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 151p.
- STEPHEN, T. J. & SAX, D. F. *In press*. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. **TREE**, v. 1196, 8pp.
- SUGUIO, K. & MARTIN, L. 1978. Quaternary marine formation of the states of São Paulo and Southern Rio de Janeiro. **In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON COASTAL EVOLUTION IN THE QUATERNARY**, 1978, São Paulo. Brazilian National Working Group for the IGCP SP 1978. 55p
- ter BRAAK, C. J. F. & VERDONSCHOT, P. F. M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. **Aquatic Sciences**, v. 57, p. 255-289.
- TESSLER, M. G. & SOUZA, L. A. P. 1998. Dinâmica sedimentar e feições sedimentares identificadas na superfície de fundo do sistema Cananeia- Iguape, SP. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46, n. 1, p. 69-83
- TESSLER, M. G. & FURTADO, V. V. 1983. Dinâmica de sedimentação das feições de assoreamento da região lagunar Cananéia-Iguape, estado de São Paulo. **Boletim do Inst. Oceanográfico**, v. 32, n. 2, p. 117-124.
- TESSLER, M. G. & SOUZA, L. A. P. 1998. Dinâmica sedimentar e feições sedimentares identificadas na superfície de fundo do sistema Cananéia-Iguape, SP. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 46, n.1, p. 69-83.
- THOMPSON, A.A., MAPSTONE, B.D. 2002. Intra- versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. **Marine Ecology Progresss Series**, v. 232, p. 247–257.
- THRUSH, S. F.; SCHULTZ, D.; HEWITT, J. E.; TALLEY, D. 2002. Habitat structure in soft-sediment environments and abundance of juvenile snapper *Pagrus auratus*. **Marine Ecology Progresss Series**, v. 245, p. 273-280.
- THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; CUMMINGS, V. J.; NORKKO, A.; CHIANTORE, M. 2010. β -Diversity and Species Accumulation in Antarctic Coastal Benthos: Influence of Habitat, Distance and Productivity on Ecological Connectivity. **PLoS ONE**, v. 5, n. 7, p. e11899.
- TJORVE, E. 2003. Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 6, p. 827-835.
- TOKESHI, M. 1993. Species abundance patterns and community structure. **Advances in Ecological Research**, v. 24, p.112-186.
- TUNDISI, J. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T., 2001. The Lagoon region and estuary ecosystem of Cananéia, Brazil. **Ecological Studies**, Alemanha, v. 144, p. 119-130.
- TUOMISTO, H. 2010a. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. **Ecography**, 33, 2–22.
- TUOMISTO, H. 2010b. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, 33, 23–45.
- TYLER, A. V.; GABRIEL, W. L.; OVERHOLTZ, W. J. 1982. Adaptive management based on structure of fish assemblages of northern continental shelves. **In:**

- MERCER, M.C. (eds) Multispecies approaches to fisheries management advice (Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 59). Department of Fisheries and Oceans, Ottawa, pp 146–156
- UGLAND, K. I.; GRAY, J. S.; ELLINGSEN, K. E. 2003 The species accumulation curve and estimation of species richness. **Journal Animal Ecology**, v. 72, p.888–897
- UNDERWOOD, A. J. 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge, Cambridge University Press, 504 p.
- UNDERWOOD, A. J.; CHAPMAN, M. G.; CONNELL, S. D. 2000. Observations in ecology: You can't make progress on processes without understanding the patterns. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 250, p. 97-115
- UNEP. 2006. Marine and coastal ecosystems and human wellbeing: A synthesis report based on the findings of the Millennium Ecosystem Assessment. UNEP. 76p.
- VALIELA, I. 1995. Marine ecological processes, 2nd edn. Springer, New York
- VAROLI, F. M. F. 1988. Associações bentônicas da zona entre-marés do sistema estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia, São Paulo. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico. 205 p.
- VERBERK, W. 2012. Explaining General Patterns in Species Abundance and Distributions. **Nature Education Knowledge**, v. 3, n.10, p.38
- VIEIRA, J. P. & SCALABRIN, C. 1991. Migração reprodutiva da "tainha" (*Mugil platanus* Gunther, 1980) no sul do Brasil. **Atlântica**, v. 13, n. 1, p. 131-141.
- VIEIRA, J. P. & MUSICK, J. A. 1994. Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. **Atlântica**, v. 16, p. 31-53.
- VILAR, C. C.; SPACH, H. L.; SANTOS, L. O. 2011. Fish fauna of Baía da Babitonga (southern Brazil), with remarks on species abundance, ontogenic stage and conservation status. **Zootaxa**, v. 2734, p. 40-52.
- VINAGRE, C.; MAIA, A.; REIS-SANTOS, P.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. N. 2009. Small-scale distribution of the juveniles of *Solea solea* and *Solea senegalensis* in the Tagus estuary (Portugal). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, p. 296-300.
- VITULE, J. R. S., 2007. Distribuição, abundância e estrutura populacional de peixes introduzidos no Rio Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná, Brasil. **Tese de Doutorado**, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, 161pp.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMINGUEZ, A. L.; SANCHEZ-GIL, P.; VARGAS MALDONADO, I.; GARCÍA ABAD, M. DE LA C., ÁLVAREZ-GUILLÉN, H.; TAPIA GARCÍA, M.; FLORES HERNÁNDEZ, D.; AMEZCUA LINARES, F. 1985. Ecology and evaluation of fish community in coastal ecosystems: estuary-shelf interrelationships in the southern Gulf of Mexico. In: Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration (Yáñez-Arancibia, A., ed.), pp. 475–498. UNAM Press, Mexico City.
- WAKABARA, Y.; TARARAM, A. S.; FLYNN, M. N. 1993. Importance of the macrofauna for the feeding of young fish species from infralittoral of Arrozal-Cananeia lagoon estuarine region (25°02'S -47°56'W) – Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 41, n. 1,2, p. 39-52.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K.; SUHARSONO, R. 1990. A statistical analysis of coral community responses to the 1982-83 El Niño in the Thousand Islands, Indonesia. **Coral Reefs**, v. 8, p. 171-179.

- WATKINS, G.; SAUL, W.; HOLM, E.; WATSON, C.; BICKNELL, J. 2004. The fish fauna of the Iwokrama Forest. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 154, n.11, p. 39-53.
- WAYCOTT, M.; DUART, C. M.; CARRUTHERS, T. J. B.; ORTHD, R. J.; DENNISON, W. C.; OLYARNIK, S.; CALLADINE, A.; FOURQUIREAN, J. W.; HECK JR., K. L.; HUGHES, A. R.; KENDRICK, G. A.; KENWORTHY, W. J.; SHORT, F. T.; WILLIAMS, S. L. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 30, p. 12377-12381.
- WESTLEY, P. A. H., SCHINDLER, D. E.; QUINN, T. P.; RUGGERONE, G. R.; HILBORN, R. 2010. Natural habitat change, commercial fishing, climate, and dispersal interact to restructure an Alaskan fish metacommunity. **Oecologia**, v. 163, p. 471-484.
- WHITFIELD, A. K. & PATERSON, A. W. 1995. Flood-associated mass mortality of fishes in the Sundays estuary. **Water SA**, v. 21, n. 4, p. 385-389.
- WHITFIELD, A. K. & HARRISON, T. D. 2003. River flow and fish abundance in a South African estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 62, p.1467-1472.
- WHITFIELD, A. K. 2005. Fishes and freshwater in southern African estuaries – A review. **Aquatic Living Resources**, v. 18, p. 275-289.
- WHITTAKER, R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279-338.
- WINEMILLER, K. O. & LESLIE, M. A. 1992. Fish assemblages across a complex freshwater-marine ecotone. **Environmental Biology of Fishes**, v. 34, p. 29-50.
- WITMAN, J. D.; ETTER, R. J.; SMITH, E. F. 2004. The relationship between regional and local species diversity in marine benthic communities: A global perspective. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 44, p.15664-15669.
- WOOTTON, R. J 1992. Fish ecology. London: Chapman and Hall. 212p.
- WORM, B.; BARBIER, E. B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J. E.; CARL FOLKE, C.; HALPERN, B. S.; JACKSON, J. B. C.; LOTZE, H. K.; MICHELI, F.; STEPHEN R. PALUMBI, S. R.; SALA, E.; SELKOE, K. A.; STACHOWICZ, J. J.; WATSON, R. 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. **Science**. v. 314, n. 5800, p. 787-790.
- ZANI-TEIXEIRA, M. L. 1983. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da Baía do Trapandé, Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 254 p.
- ZOBEL, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence. **Trends in Ecology & Evolution**, v.12, p. 266-269.

6. TABELAS

Tabela 1. *ANOSIM* testando hipótese nula de ausência de efeito espacial e sazonal na estrutura multivariada dos parâmetros da água na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). IS = início da estação seca; FS = final da estação seca; IC = início da estação chuvosa; FC = final da estação chuvosa.

Comparações pareadas	<i>R</i>	<i>P</i>
Setores		
1 x 2	0.008	0.200
1 x 3	0.056	0.006
2 x 3	0.029	0.020
Estações sazonais		
IS x FS	0.786	0.001
IS x IC	0.902	0.001
IS x FC	0.584	0.001
FS x IC	0.417	0.001
FS x FC	0.519	0.001
IC x FC	0.808	0.001

Tabela 2. Parâmetros físicos e químicos da água identificados pelo teste *SIMPER* como responsáveis pela dissimilaridade sazonal entre agrupamentos sazonais de amostras mensalmente coletadas imediatamente ao fundo (~1 m) da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) de julho de 2009 a junho de 2010. São apresentadas apenas variáveis que totalizaram 90% da dissimilaridade total as quais estão apresentadas em ordem decrescente de importância às dissimilaridades dentro de cada comparação. Para nome completo das estações sazonais, ver tabela 1. Temp = temperatura, O₂ = concentração de O₂ dissolvido, Sal = salinidade

	Estação		
	IS	FS	IC
FS	Temp		
	O ₂		
	Sal		
Estação IC	Temp	O ₂	
	Sal	Sal	
	O ₂	Temp	
FC	Temp	O ₂	O ₂
	O ₂	Sal	Sal
	Sal		Temp

Tabela 3. Partição da variação multivariada da assembléia de peixes demersais na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) pela análise *PERMANOVA* em função dos fatores fixos setor (Se) e estação sazonal (Sz) e dos cofatores profundidade (Z), temperatura (T) e oxigênio (O2)

Fontes de variação	g.l.	SQ	MS	Pseudo-F	P(perm)	Perms	E.C.V.	Raiz qdr.
Z	1	22970	22970	11.626	0.001	999	127.24	11.28
O2	1	7256.3	7256	3.6728	0.001	999	32.455	5.6969
T	1	7523.1	7523	3.8079	0.001	998	36.477	6.0396
Sz	3	31150	10383	5.2556	0.001	999	356.78	18.889
Se	2	47547	23773	12.033	0.001	998	414.67	20.363
SzxSe	6	15457	2576	1.3039	0.053	997	90.666	9.5218
SexZ	2	7266.5	3633	1.839	0.008	999	60.577	7.7831
SexO2	2	6433.1	3217	1.6281	0.040	997	30.434	5.5167
SexT	2	5331.6	2666	1.3493	0.128	999	14.36	3.7895
SexO2xT	2	6509.7	3255	1.6475	0.030	999	151.89	12.324
SexO2xZ	2	6593.6	3297	1.6687	0.021	998	93.405	9.6646
SexTxZ	2	6387.4	3194	1.6165	0.034	999	59.299	7.7006
SzxZ	3	15902	5301	2.6829	0.001	995	172.36	13.129
SzxO2	3	10419	3473	1.7578	0.004	997	95.656	9.7804
SzxT	3	9793.7	3265	1.6524	0.007	998	237.6	15.414
SexSzxZ	6	16211	2702	1.3675	0.022	999	317.31	17.813
SexSzxO2	6	15876	2646	1.3393	0.036	997	227.48	15.082
SexSzxT	6	18472	3079	1.5583	0.003	996	1660.6	40.751
SexSzxO2xT	6	14346	2391	1.2102	0.115	997	1605.2	40.065
O2xZ	1	6543.6	6544	3.3121	0.001	999	47.645	6.9026
TxZ	1	5710.4	5710	2.8903	0.001	999	26.508	5.1486
Agrupado	103	2.04E+05	1976				1975.7	44.449
Total	164	4.87E+05						

P definido por permutação (Perms = número de permutações). E.C.V = estimativa do coeficiente de variação, Raiz qdr. = raiz quadrada do E.C.V. Em negrito, termos com maior evidência de refutação da hipótese nula de ausência de efeito (*i.e.* $P < 0.01$)

Tabela 4. Testes *t* permutacionais de comparações pareadas *a-posteriori* do *PERMANOVA* da estrutura da assembléia de peixes demersais entre estações e setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para nome completo das estações, ver tabela 1. *P* definido por 999 permutações

Níveis dos fatores	<i>PERMANOVA</i>	
	<i>t</i>	<i>P</i>
Estações sazonais		
FC x IS	1.3728	0.031
FC x FS	1.9597	0.001
FC x IC	1.4519	0.022
IS x FS	1.5485	0.007
IS x IC	1.656	0.005
FS x IC	1.7701	0.004
Setores		
1 x 2	2.6354	0.001
1 x 3	4.2118	0.001
2 x 3	2.2137	0.001

Tabela 5. Resultados dos testes ANOVA (a), Kruskal-Wallis (b) e ANCOVA (c) duas vias e respectivas comparações *a-posteriori* para biomassa (B_i), densidade (D_i), riqueza (S_i), equitabilidade (J_i) totais da assembleia demersal da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil), bem com para biomassa (B_i) e densidade (D_i) das i espécies dominantes da assembleia, amostrada entre julho de 2009 e junho de 2010.

Variáveis	Fonte de variação					Cov.
	Setor	Estação sazonal		Int.	r_s	
B_i						
	1x3 2x3			ns	(Z) 0.27***	ns
CASP (c)	*** 1x2	ns				
STRA (b)	*** 1x3 2x3	* FSxFC		na	(Z) 0.26***	na
NOLU (c)	*** 1x3 1x2	*** FSxIC FSxFC		**	(S) -0.21**	SxSe
				ns	(T) 0.29***, (Z) -0.37**	T, TxSe
CHCH (c)	** 1x3	ns				
ISPA (b)	*** 1x3 2x3	** ISxFS		na	ns	
SYTE (b)	*** 1x3 2x3	ns		na	(S) -0.22***	
CYLE (a)	*** 1x3 2x3	*** ISxFS FSxIC		ns	ns	
MEAM (a)	ns	ns		ns	ns	
MIFU (b)	ns	*** ISxFS FSxFC		na	(O2) -0.21***	na
D_i						
CASP (b)	*** 1x3 2x3	** ISxFC		na	(Z) 0.26**	na
STRA (c)	*** 1x3 2x3	** ISxFC FSxFC		ns	(Z) 0.22**	ns
NOLU (c)	*** 1x3 1x2	*** ISxIC FSxIC FSxFC		ns	(S) -0.24**	ns
				ns	(Z) 0.26***, (T) 0.31***	T, Z, ZxSexSz
CHCH (c)	*** 1x3	** ISxFC		ns	(Z) 0.31***, (T) -0.24***	ns
ISPA (c)	*** 1x3 2x3	** ISxFS FSxFC		ns	(S)-0.27***	ns
SYTE (c)	*** 1x3 2x3	ns		ns		
CYLE (a)	ns	*** ISxFC FSxIC FSxFC		*		
MEAM (c)	ns	ns		ns	(Z) -0.31***	Z
MIFU (c)	ns	** FSxFC		ns	(O2) -0.21***	ns
S_t (a)	*** 1x3 2x3	ns		ns	ns	
	1x2 1x3			ns	ns	
B_t (a)	** 2x3	ns				
D_t (a)	** 1x3 2x3	* ISxIC		ns	ns	
J (a)	** 1x3	ns		ns	ns	

Efetuuou-se a ANCOVA apenas quando a covariáveis se relacionou significativamente com variável resposta, de acordo com o coeficiente de correlação de Spearman (r_s), e os pressupostos da análise foram atingidos. Siglas: ns = não significante; * = $P < 0.05$; ** = $P < 0.01$; Se = Setor, Sz = estação sazonal, T = temperatura, S = salinidade, O2 = oxigênio dissolvido, Z = profundidade; int. = interação Se x Sz; Cov. = componentes significativos da ANCOVA; na = não aplicável. Para nome completo das estações sazonais e das espécies, ver tabela 1 e figura 5, respectivamente.

Tabela 6. Média ($\pm$ desvio padrão) da densidade total (D_t), biomassa total (B_t), equitabilidade J' , riqueza total (R_t), densidade e biomassa das espécies dominantes capturadas mensalmente entre julho de 2009 e junho de 2010 na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para o nome completo das espécies, ver figura 5.

Spp	Média por estação e setor											
	Início estação seca			Final estação seca			Início estação chuvosa			Final estação chuvosa		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Biomassa (g.m^{-2})												
CASP	9.60 $\pm$ 17.92	1.29 $\pm$ 2.39	0.57 $\pm$ 1.62	7.04 $\pm$ 14.46	2.81 $\pm$ 4.68	0.60 $\pm$ 0.99	12.09 $\pm$ 9.47	10.47 $\pm$ 19.64	0.21 $\pm$ 0.40	18.62 $\pm$ 21.40	3.83 $\pm$ 6.92	0.15 $\pm$ 0.25
STRA	0.17 $\pm$ 0.22	0.04 $\pm$ 0.06	0.09 $\pm$ 0.17	0.09 $\pm$ 0.13	0.24 $\pm$ 0.47	0.04 $\pm$ 0.10	0.26 $\pm$ 0.29	5.38 $\pm$ 18.17	0.03 $\pm$ 0.09	0.90 $\pm$ 1.82	0.76 $\pm$ 0.99	0.01 $\pm$ 0.03
NOLU	0.44 $\pm$ 0.62	<0.01	0.01 $\pm$ 0.04	0.11 $\pm$ 0.21	<0.01	<0.01	0.46 $\pm$ 0.59	0.19 $\pm$ 0.29	0.14 $\pm$ 0.27	3.69 $\pm$ 9.31	0.21 $\pm$ 0.52	0.07 $\pm$ 0.18
CHCH	0.02 $\pm$ 0.05	0.06 $\pm$ 0.22	0.84 $\pm$ 2.33	0.02 $\pm$ 0.05	0.03 $\pm$ 0.10	0.11 $\pm$ 0.19	0.02 $\pm$ 0.04	0.50 $\pm$ 1.24	0.06 $\pm$ 0.13	<0.01	0.10 $\pm$ 0.14	0.38 $\pm$ 0.63
ISPA	0.45 $\pm$ 0.55	0.18 $\pm$ 0.32	<0.01	0.08 $\pm$ 0.21	0.11 $\pm$ 0.26	<0.01	0.03 $\pm$ 0.03	0.26 $\pm$ 0.60	<0.01	0.14 $\pm$ 0.24	0.43 $\pm$ 0.73	0.03 $\pm$ 0.10
SYTE	0.11 $\pm$ 0.15	0.09 $\pm$ 0.13	0.05 $\pm$ 0.16	0.08 $\pm$ 0.13	0.05 $\pm$ 0.06	0.01 $\pm$ 0.03	0.22 $\pm$ 0.23	0.52 $\pm$ 1.34	0.02 $\pm$ 0.05	0.09 $\pm$ 0.14	0.20 $\pm$ 0.28	0.08 $\pm$ 0.17
CYLE	0.07 $\pm$ 0.07	0.06 $\pm$ 0.11	0.05 $\pm$ 0.11	0.03 $\pm$ 0.07	0.04 $\pm$ 0.08	<0.01	0.14 $\pm$ 0.17	0.90 $\pm$ 2.84	0.03 $\pm$ 0.04	0.08 $\pm$ 0.08	0.04 $\pm$ 0.04	0.01 $\pm$ 0.02
MEAM	0.13 $\pm$ 0.15	0.03 $\pm$ 0.04	0.04 $\pm$ 0.04	0.09 $\pm$ 0.15	0.05 $\pm$ 0.09	0.04 $\pm$ 0.04	0.05 $\pm$ 0.10	0.43 $\pm$ 1.38	0.01 $\pm$ 0.02	0.24 $\pm$ 0.60	0.05 $\pm$ 0.12	0.03 $\pm$ 0.09
MIFU	<0.01	0.03 $\pm$ 0.08	<0.01	0.15 $\pm$ 0.39	0.04 $\pm$ 0.07	0.07 $\pm$ 0.17	0.12 $\pm$ 0.27	0.01 $\pm$ 0.03	<0.01	0.02 $\pm$ 0.05	<0.01	<0.01
B_t	11.44 $\pm$ 17.7	2.05 $\pm$ 2.30	1.86 $\pm$ 2.80	8.04 $\pm$ 14.31	4.58 $\pm$ 4.87	0.69 $\pm$ 0.62	9.82 $\pm$ 15.27	19.52 $\pm$ 40.9	1.19 $\pm$ 1.11	24.65 $\pm$ 25.68	6.05 $\pm$ 7.73	0.94 $\pm$ 0.61
Densidade (ind.m^{-2})												
CASP	0.16 $\pm$ 0.39	0.07 $\pm$ 0.08	0.01 $\pm$ 0.01	0.33 $\pm$ 0.51	0.23 $\pm$ 0.23	0.02 $\pm$ 0.02	1.94 $\pm$ 3.16	3.44 $\pm$ 4.85	0.01 $\pm$ 0.01	1.90 $\pm$ 4.00	0.86 $\pm$ 1.75	0.03 $\pm$ 0.05
STRA	0.02 $\pm$ 0.02	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.01	0.03 $\pm$ 0.05	0.02 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.07	1.31 $\pm$ 3.56	0.02 $\pm$ 0.02	0.12 $\pm$ 0.24	0.15 $\pm$ 0.16	0.02 $\pm$ 0.03
NOLU	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.02	0.03 $\pm$ 0.05	<0.01	0.02 $\pm$ 0.04	0.06 $\pm$ 0.11	<0.01
CHCH	0.02 $\pm$ 0.03	<0.01	0.03 $\pm$ 0.02	0.02 $\pm$ 0.04	0.03 $\pm$ 0.02	0.05 $\pm$ 0.03	0.02 $\pm$ 0.02	0.11 $\pm$ 0.27	0.03 $\pm$ 0.04	<0.01	0.02 $\pm$ 0.02	0.07 $\pm$ 0.11
ISPA	0.02 $\pm$ 0.02	0.02 $\pm$ 0.03	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.02	<0.01	<0.01	0.03 $\pm$ 0.05	<0.01	0.02 $\pm$ 0.03	0.07 $\pm$ 0.10	0.01 $\pm$ 0.02
SYTE	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02 $\pm$ 0.06	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
CYLE	<0.01	<0.01	0.03 $\pm$ 0.03	<0.01	0.01 $\pm$ 0.02	0.02 $\pm$ 0.04	0.02 $\pm$ 0.02	0.06 $\pm$ 0.14	<0.01	<0.01	<0.01	0.02 $\pm$ 0.02
MEAM	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.01	0.01 $\pm$ 0.02	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
MIFU	<0.01	0.06 $\pm$ 0.12	0.05 $\pm$ 0.06	0.03 $\pm$ 0.08	0.03 $\pm$ 0.06	0.17 $\pm$ 0.46	0.02 $\pm$ 0.02	0.02 $\pm$ 0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.01 $\pm$ 0.02
D_t	0.23 $\pm$ 0.38	0.14 $\pm$ 0.09	0.07 $\pm$ 0.08	0.48 $\pm$ 0.67	0.25 $\pm$ 0.24	0.16 $\pm$ 0.36	1.92 $\pm$ 3.20	3.43 $\pm$ 7.37	0.07 $\pm$ 0.05	1.95 $\pm$ 3.89	0.61 $\pm$ 0.79	0.12 $\pm$ 0.11
R_t	15 $\pm$ 5	14 $\pm$ 4	9 $\pm$ 5	13 $\pm$ 6	15 $\pm$ 7	9 $\pm$ 4	16 $\pm$ 6	15 $\pm$ 3	9 $\pm$ 4	15 $\pm$ 5	12 $\pm$ 4	9 $\pm$ 5
J'	0.43 $\pm$ 0.23	0.51 $\pm$ 0.21	0.42 $\pm$ 0.23	0.47 $\pm$ 0.29	0.52 $\pm$ 0.24	0.61 $\pm$ 0.21	0.30 $\pm$ 0.19	0.47 $\pm$ 0.22	0.65 $\pm$ 0.14	0.36 $\pm$ 0.23	0.52 $\pm$ 0.21	0.53 $\pm$ 0.27

Tabela 7. Distribuição sazonal (%) de exemplares por classes de tamanho (comprimento padrão – CP em mm) das espécies dominantes capturadas mensalmente entre julho de 2009 e junho de 2010 na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para nome completo das estações e espécies, ver tabela 1 e figura 5, respectivamente. * = $P < 0.05$ e ** = $P < 0.01$ para o teste *Friedman ANOVA*. Recrutas, < 50 mm CP; classe de tamanho II, 50 - 130 mm CP; classe III, > 130 mm CP. Em cinza, denotam-se as classes de tamanho juvenil, com base na literatura.

Clas tam	Percentual de indivíduos por estação sazonal por espécie																			
	IS	FS	IC	FC	IS	FS	IC	FC	IS	FS	IC	FC	IS	FS	IC	FC	IS	FS	IC	FC
	CASP**				STRA**				NOLU**				CHCH**				ISPA**			
10 -30			5				30	1			1			44		18			3	1
31-50	4		32	8	2	3	16	10			7	5	15	26	35	13			8	9
51-70	16	4	4	50	37	22	39	63	1		56	13	84	9	58	36			14	15
71-90	1	4	9	8	50	57	11	21	8	5	8	12	1	21	6	33	11	16	29	50
91-110	32	24	14	11	9	17	3	5	3	35	1	1		1			25	59	27	20
111-130	32	39	23	14	2	1	1		3		3	2					53	20	18	6
131-150	12	19	10	6					1		3	3					9	4	2	1
> 150	3	9	4	3					85	60	20	65					3			
	CYLE**				MIFU**				MEAM**				SYTE*							
10 -30	9	1	3	13	67	30	5	22	5	22	2	17	0	6	1	2				
31-50	67	21	26	27	28	37	24	33	25	22	9	4	10	24	1	5				
51-70	14	64	33	18	4	24	31	1	26	16	14	7	14	30	5	5				
71-90	3	1	18	20	1	7	19	22	25	17	12	3	12	22	4	7				
91-110	1	2	12	12			1	14	7	7	27	6	9	17	8	8				
111-130	3	4	6	7				4	5	1	18	16	14	2	22	39				
131-150	3	2	2	2				2	6	5	8	30	20		42	29				
> 150		7	1	1		1			10	10	16		21		18	5				

Tabela 8. Modelos ajustado a acumulação de espécies, definidas pelo índice UGE (Ugland *et al.*, 2003) e 999 permutações das amostras, para extrapolar o número assintótico de espécies nos fundos inconsistentes do eixo sul e baía do Trapandé do ECI. Para o eixo sul, utilizaram-se dados da campanha 1996-97 e à baía do Trapandé, dados agrupados da campanha 1996-97 e 2009/10.

Local	Modelo	R^2	RSS	AIC	a	SE	b	SE	c	SE	$x0$	SE
Baía do	Hill3	0.9935	1462.6649	462.9678	151.90	3.25E+00	0.81	2.36E-02	74.97	4.27E+00		
Trapandé	Clench	0.9843	1781.1242	514.3056	133.90	6.08E-01	55.72	8.84E-01				
	Chap-Rich	0.983	1921.6333	534.8828	123.40	1.43E+00	0.01	4.19E-04	0.54	1.51E-02		
	Gompertz3	0.9824	3948.0682	732.0617	114.00	7.43E-01	71.12	2.28E+00			1.56E+01	1.18E+00
	ExpNeg	0.9537	5318.6755	810.774	109.50	5.15E-01	0.02	2.74E-04				
Eixo sul	Hill3	0.9987	56.1679	-67.7084	155.90	1.54E+00	0.60	8.26E-03	1.84E+01	6.55E-01		
	Chap-Rich	0.9951	218.051	81.49376	121.20	8.15E-01	0.02	9.36E-04	3.75E-01	7.45E-03		
	Clench	0.9746	1124.7001	259.8392	122.70	7.45E-01	9.75	3.13E-01				
	Gompertz3	0.9625	1664.982	305.1062	113.00	7.60E-01	20.46	9.32E-01			7.64E-01	6.42E-01
	ExpNeg	0.894	4700.0068	417.1444	108.50	8.60E-01	0.07	2.91E-03				

R^2 , nível de ajuste; RSS, soma dos quadrados dos resíduos; AIC, critério de informação de Akaike; a , b , c e $X0$ são parâmetros dos modelos, sendo a a riqueza assintótica (estimada); SE, erro padrão dos parâmetros. Para código dos modelos, ver apêndice III.

Tabela 9. Análises de regressão múltipla relacionando a riqueza de espécies (variável resposta) em função de variáveis temporais (ano, estação sazonal), espaciais (profundidade, distância da foz do eixo sul) e ambientais [vazão do RI (apenas para campanha 1986/88), salinidade e temperatura].

Período	Variável explicativa	<i>b</i>	<i>P</i>	<i>SSMarg/SST</i>
1981/83	Nenhuma			
1986/88	Salinidade	-0.464	0.034	6.2
	Distância	-0.514	<0.001	27.4
1996-97 D	Sazonalidade	-6.674	0.001	7.6
1996-97 M	Distância	-0.174	0.003	6.7

b refere-se ao coeficiente da variável significativamente ($P < 0.05$) associada à riqueza; *SSMarg* refere-se à soma dos quadrados marginais e *SST*, à soma dos quadrados totais, a razão entre os quais indica o quanto a variável explicada da variabilidade na riqueza em termos percentuais. D = demersal; M = marginal.

Tabela 10. Coeficientes de correlação entre as variáveis explicativas e os dois primeiros eixos da ordenação *dbRDA* (*distance-based Redundance Analysis*) das campanhas 1981/83, 1986/88, 1996-97. M = marginal, D = demersal.

Variável	Campanha e eixo <i>dbRDA</i>							
	1981/83		1986/88		1996-97 D		1996-97 M	
	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>	<i>Eixo 1</i>	<i>Eixo 2</i>
<i>D</i>	-0.834	-0.549	-0.805	0.273	-0.617	-0.489	0.857	-0.224
<i>Z</i>					0.61	0.104		
<i>T</i>					0.37	-0.401		
<i>Sal</i>	-0.317	0.402	-0.503	-0.682	-0.238	0.697		
<i>Tur</i>							0.11	-0.534
<i>Sz</i>			-0.282	0.111	0.116	-0.315	-0.499	-0.42
<i>Ano</i>	0.451	-0.733	-0.138	0.669	-0.199	0.071	-0.059	-0.698

T = temperatura, *S* = salinidade, *Tur* = turbidez, *Ano* = ano, *Sz* = sazonalidade, *Z* = profundidade.

Tabela 11. Relação de assembleia e variáveis explicativas, utilizando *DISTLM* e procedimento *forward* de seleção e critério *AIC*.

Var. exp.	Componentes dos modelos 1967 (cerco)							Var. exp.	Componentes dos modelos 1996-97 (demersal)						
	R^2	SS	F	P	Prop.	gl1	gl2		R^2	SS	F	P	Prop.	gl1	gl2
T	0.31	3545	4.05	0.01	0.31	9	-	D	0.05	20518	6.14	<0.01	0.05	120	2
Sz	0.46	1710.7	2.22	0.08	0.15	8	-	S	0.09	16502	5.11	<0.01	0.04	119	3
Td^*	0.53	785.91	1.02	0.4	0.07	7	-	Z	0.13	16681	5.36	<0.01	0.04	118	4
Sz	0.55	214.53	0.25	0.94	0.02	6	-	Ano	0.15	9132.6	2.98	<0.01	0.02	117	5
1981/83 (demersal)								T	0.17	7838.3	2.59	<0.01	0.02	116	6
D	0.08	8821.9	4.18	0	0.08	46	2	Sz	0.19	7615.2	2.55	<0.01	0.02	115	7
S	0.14	5583.3	2.74	0.01	0.05	45	3	Td	0.19	1039.1	0.35	1	0	114	8
Ano	0.17	3919.8	1.97	0.04	0.04	44	4	1996-97 (marginal)							
T	0.21	3528.4	1.8	0.06	0.03	43	5	D	0.05	17152	5.05	<0.01	0.05	107	2
Sz	0.23	2406.2	1.24	0.27	0.02	42	6	Sz	0.08	11703	3.53	<0.01	0.03	106	3
Td	0.25	2131.7	1.1	0.32	0.02	41	7	Ano	0.1	10496	3.23	<0.01	0.03	105	4
Z	0.27	1741.6	0.89	0.53	0.02	40	8	Tur	0.12	6339	1.97	0.01	0.02	104	5
1986/88 (demersal)								Td	0.13	4865.4	0.75	0.88	0.01	102	7
D	0.09	11553	5.31	<0.01	0.09	55	2	S	0.14	4356.3	1.35	0.16	0.01	101	8
S	0.18	11484	5.73	<0.01	0.09	54	3	T	0.15	3919.6	1.22	0.22	0.01	100	9
Ano	0.22	5568.2	2.87	<0.01	0.04	53	4								
Sz	0.25	4332.2	2.29	<0.01	0.03	52	5								
T	0.27	2432.3	1.29	0.2	0.02	51	6								
Z	0.29	2130.8	1.14	0.33	0.02	50	7								
Td	0.3	1350.4	0.72	0.77	0.01	49	8								

Modelos baseados na similaridade de Bray-Curtis da abundância em peso (valores transformados por raiz quadrada) das espécies que cumulativamente foram dominantes em 97% em peso. Em negrito, valores significativos ($P < 0.05$). R^2 = proporção cumulativa da variação explicada; SS = soma dos quadrados; Prop. = proporção da variação explicada; gl1 e gl2 = graus de liberdade dos resíduos e das regressões, respectivamente. *D* = distância da foz do eixo sul ao local de amostragem; *T* = temperatura, *S* = salinidade, *Tur* = turbidez, *Ano* = ano, *Sz* = sazonalidade, *Z* = profundidade, *Td* = sentido da maré, *Td** = amplitude de maré.

Tabela 12. Gradiente multiespecífico determinante da correlação canônica entre a assembleia demersal e o gradiente de salinidade do ECI.

GR	GUE	Espécies dominantes	Pontos amostrais e respectivos subsistemas						r_p
			MPn	VG	ZAI	MCb	MCA	BT	
Zhip	EE	<i>S. rastrifer</i>	4116	2586	2860	1692	4698	8009	0.83
Zhip	MM	<i>O. saliens</i>	10	53	11	237	397	1820	0.84
Planc	MM	<i>C. chrysurus</i>	131	9	57	668	61	1462	0.86
Zhip	MM	<i>I. parvipinnis</i>	50	9	37	62	769	671	0.96
Zhip	MM	<i>C. microlepdotus</i>	51	9	37	74	1118	213	0.56
B	MM	<i>G. barbatus</i>	61	26	10	31	367	7	0.18
B	EE	<i>N. lunicutis</i>	236	62	173	64	711	328	0.88
B	EE	<i>A. lineatus</i>	193		2	335	218	65	0.46
Zhip	MM	<i>A. brevirostris</i>	56	9	8168	449	230	192	-0.24
Zhip	MM	<i>C. leiarchus</i>	59	9	373	94	368	103	0.11
B	EE	<i>C. spixii</i>	8592	3513	28066	10218	19677	27053	0.64
Zhip	ANN	<i>A. lepdentostole</i>	430	115	3042	975	334	2172	0.36
B	MA	<i>P. maculatus</i>		132	455				-
B	EE	<i>G. genidens</i>	372	1209	137	102	30	2	-0.83
B	MM	<i>M. furnieri</i>	1720	494	1121	922	418	267	-0.40

Células em cinza escuro indicam pico de abundância primário e as em cinza claro, o secundário. Espécies em negrito ocorreram habitat demersal e marginal. MPn = Mar Pequeno norte (pontos 12 e 13); VG = foz do Valo Grande (ponto 11), ZAI* = Zona Ambientalmente mais Impactada (apenas pontos 9 e 10), MCb = Mar de Cubatão (pontos 3,4 e 8), BT = baía do Trapandé (pontos 1,2 e 5). MM = Migrantes marinhas, ER = estuarino residentes; VM = visitante marinho; MA = Migrantes dulcícolas; AS = Semi-anádroma. Zhip = hiperbentívoros/zooplantívoros; Phip = hiperbentívoros/piscívoros; Planc = plantívoros; Oniv. = Onívoros; Detr. = detritívoros; B = bentívoro.

Para cálculo do coeficiente de correlação de Pearson (r_p) uma média da abundância numérica foi obtida entre o MCA e MCb. Somente calculou-se r_p para táxons presentes em todos subsistemas. -, não aplicável. Ressalta-se que r_p foi utilizado em caráter descritivo para auxiliar a interpretação das tendências, sem qualquer relação com teste da hipótese nula de ausência de correlação. *Note que, para detalhar as mudanças na estrutura da ictiofauna, o VG foi colocado à parte da ZAI.

Tabela 13. Gradiente multiespecífico determinante da correlação canônica entre a assembleia marginal e o gradiente de salinidade do ECI. Legendas e demais considerações na tabela 12.

GR	GUE	Espécies dominantes	Pontos amostrais e respectivos subsistemas						r_p
			MPn	VG	ZAI	MCb	MCa	BT	
B	EE	C. spixii	818		108		57	1122	-
Planc	MM	<i>H. clupeola</i>				2007	667	6654	-
Planc	MM	C. chrysurus					742	7225	-
Zhip	MM	<i>O. saliens</i>	171					1989	-
B	MM	<i>E. argenteus</i>				28		113	-
Phip	MS	<i>R. randalli</i>						376	-
Planc	MM	<i>O. oglinum</i>				366	990	312	-
Zhip	ANN	A. lepdentostole	706	87	799	427	2490	319	0.35
Oniv	EE	<i>A. brasiliensis</i>	1527		171	5506	1912	1386	-
Planc	MM	<i>A. tricolor</i>	1353		21	2897	1574	996	-
Planc	MM	<i>C. edentulus</i>	2407		29	9638		571	-
Planc	MS	<i>S. brasiliensis</i>				383		86	-
Oniv	EE	<i>G. oceanicus</i>		515	670				-
Oniv	MA	<i>A. fasciatus</i>	41	154	1615				-
Oniv	MA	<i>G. brasiliensis</i>			292				-
Zhip	EE	<i>C. spilopterus</i>		74	335			61	-
Detr	MM	<i>M. platanus</i>			541				-
B	MA	<i>Pimelodella sp.</i>		4036					-
Detr	MA	<i>C. santacatarinae</i>		1203					-
B	EE	G. genidens	283			227		135	-
Detr	MM	<i>M. curema</i>	1553		345		166	802	-
B	MM	M. furnieri	833		216			213	-
Planc	MM	<i>A. lyioleps</i>	1960						-
B	MM	G. barbatus	247			209			-

Tabela 14. Distribuição dos indivíduos por grupos funcionais por subsistema do ECI.

Grupo Funcional	Pontos amostrais e respectivos subsistemas						
	MPn	VG	ZAi	MCb	MCA	BT	r_p
Assembleia demersal							
MM	2332	618	9817	2873	3946	4799	0.12
ER	9393	4784	28378	10719	20637	27447	0.57
SA	430	115	3042	975	334	2172	0.18
MA		132	455				-0.58
Zhip	4772	2789	14528	3583	7915	13180	0.42
Planc	131	9	57	668	61	1462	0.73
B	11174	5437	29964	11672	21421	27721	0.54
Assembleia marginal							
MM	8525	0	1152	15529	4138	19336	0.75
EE	2629	588	1284	5733	1969	2703	0.39
SA	706	87	799	427	2490	319	0.35
MA	41	5392	1907				-0.85
Zhip	877	160	1135	427	2490	2369	0.85
Planc	5720	0	50	15291	3973	15844	0.71
B	2182	4036	324	464	57	1582	-0.50
Oniv	1568	668	2747	5506	1912	1386	0.05
Detr	1553	1203	345	0	166	802	-0.31

Para cálculo do coeficiente de correlação de Pearson (r_p) uma média da abundância numérica foi obtida entre o MCA e MCb. Somente calculou-se r_p para táxons presentes em todos subsistemas. Ressalta-se que r_p foi utilizado em caráter descritivo para auxiliar a interpretação das tendências, sem qualquer relação com teste da hipótese nula de ausência de correlação. Códigos dos grupos funcionais na tabela 12.

Tabela 15. Frequência percentual em peso ($\%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($\%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($\%F_O$) das espécies das assembléias centrais demersal do setor interno da baía do Trapandé em 1981/83, 1996-1997 e 2009/2010. n = número de amostras, GF = grupo funcional de uso do estuário.

GF	Espécies/período/ nº amostras	F_P (%)	F_{PC} (%)	F_O (%)
1981/83 n = 24				
ER	<i>Cathorops spixii</i>	54.4	54.4	91.7
ER	<i>Genidens genidens</i>	8.6	63	75
MM	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	8.1	71.1	79.2
MM	<i>Sphoeroides testudineus</i>	4.3	75.4	66.7
MM	<i>Eucinostomus argenteus</i>	4.1	79.5	41.7
ER	<i>Notarius luniscutis</i>	3.7	83.2	37.5
MM	<i>Oligoplites saliens</i>	2.4	85.6	37.5
MM	<i>Macrodon atricauda</i>	2	87.6	45.8
MM	<i>Micropogonias furnieri</i>	1.6	89.2	54.2
MM	<i>Menticirrhus americanus</i>	1.1	90.3	50
MM	<i>Genidens barbatus</i>	1.1	91.4	45.8
1996-1997 n = 30				
ER	<i>Cathorops spixii</i>	78.1	78.1	86.7
ER	<i>Stellifer rastrifer</i>	5	83.1	70
ER	<i>Notarius luniscutis</i>	3.9	86.9	50
MM	<i>Oligoplites saliens</i>	3.4	90.4	63.3
MM	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1	94.4	70
MM	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0.6	95.7	60
2009/2010 n = 109				
ER	<i>Cathorops spixii</i>	73.2	73.2	83.5
ER	<i>Stellifer rastrifer</i>	9.1	82.3	72.5
ER	<i>Notarius luniscutis</i>	5.4	87.8	53.2
MM	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1.7	89.5	75.2
MM	<i>Cynoscion leiarchus</i>	1.5	91	77.1
ER	<i>Symphurus tessellatus</i>	1.3	92.4	89.9
MM	<i>Menticirrhus americanus</i>	1.2	93.5	70.6

Tabela 16. Frequência percentual em peso ($\%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($\%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($\%F_O$) das espécies das assembleias centrais demersal do setor externo da baía do Trapandé em 1981/83, 1996-1997 e 2009/2010. n = número de amostras.

Espécies/período/n° amostras	F_P (%)	F_{PC} (%)	F_O (%)
1981/83 n = 24			
<i>Cathorops spixii</i>	65.6	65.6	100.0
<i>Genidens genidens</i>	5.2	70.7	50.0
<i>Macrodon atricauda</i>	3.7	74.4	54.2
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	3.6	78.0	83.3
<i>Menticirrhus americanus</i>	3.4	81.4	62.5
<i>Sphoeroides testudineus</i>	3.2	84.6	70.8
<i>Stellifer rastrifer</i>	2.5	87.1	79.2
<i>Oligoplites saliens</i>	1.9	89.0	37.5
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1.5	90.5	62.5
<i>Micropogonias furnieri</i>	1.3	91.9	20.8
<i>Oligoplites saurus</i>	1.0	92.9	37.5
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1.0	93.9	33.3
<i>Achirus lineatus</i>	0.9	94.8	62.5
1996-1997 n =15			
<i>Cathorops spixii</i>	33.0	33.0	66.7
<i>Notarius luniscutis</i>	21.0	53.9	53.3
<i>Oligoplites saliens</i>	9.5	63.4	73.3
<i>Sphoeroides testudineus</i>	8.1	71.5	46.7
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5.9	77.4	66.7
<i>Menticirrhus americanus</i>	3.9	81.3	86.7
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	3.1	84.4	13.3
<i>Lycengraulis grossidens</i>	2.2	86.6	26.7
<i>Achirus lineatus</i>	1.7	88.3	80.0
<i>Opisthonema oglinum</i>	1.7	90.0	33.3
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1.3	91.2	26.7
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.9	92.1	40.0
2009/2010 n = 54			
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	38.6	38.6	48.1
<i>Cathorops spixii</i>	30.4	69.0	9.3
<i>Sphoeroides testudineus</i>	4.1	73.1	27.8
<i>Symphurus tessellatus</i>	3.7	76.8	27.8
<i>Menticirrhus americanus</i>	2.8	79.7	46.3
<i>Micropogonias furnieri</i>	2.7	82.4	25.9
<i>Achirus lineatus</i>	2.6	85.0	35.2
<i>Stellifer rastrifer</i>	1.7	86.7	16.7
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1.5	88.3	29.6
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1.0	91.8	11.1
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	0.8	92.6	18.5

Tabela 17. Frequência percentual em peso ($\%F_P$), frequência percentual em peso cumulativa ($\%F_{PC}$) e frequência de ocorrência ($\%F_O$) das espécies das assembléias centrais demersal do Mar de Cananéia em 1986/1988 e 1996-1997. n = número de amostras.

Espécies/período/n° amostras	F_P (%)	F_{PC} (%)	F_O (%)
1986/88 n = 42			
<i>Cathorops spixii</i>	72.2	72.2	81.4
<i>Notarius luniscutis</i>	8.6	80.8	51.2
<i>Sphoeroides testudineos</i>	2.9	83.8	81.4
<i>Stellifer rastrifer</i>	2.0	85.8	62.8
<i>Genidens genidens</i>	1.8	87.5	60.5
<i>Symphurus tessellatus</i>	1.5	89.1	72.1
<i>Menticirrhus americanus</i>	1.2	90.3	69.8
<i>Achirus lineatus</i>	1.2	91.5	81.4
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	1.1	93.8	55.8
1996-97 n = 32			
<i>Cathorops spixii</i>	61.5	61.5	78.1
<i>Notarius luniscutis</i>	24.9	86.4	50.0
<i>Stellifer rastrifer</i>	4.0	90.4	62.5
<i>Sphoeroides testudineos</i>	2.0	92.4	40.6
<i>Achirus lineatus</i>	0.9	93.3	43.8

Tabela 18. Teste marginal e sequencial da relação da assembleia do setor interno e externo da baía do Trapandé com variáveis explicativas, utilizando *DISTLM* e procedimento *forward* de seleção e critério *AIC*.

Setor interno da baía do Trapandé							
Teste marginal							
Var.	R^2	SS	F	P	Prop.	gl1	gl2
<i>Esp</i>		17483	3.6992	0.001	0.091	74	3
<i>Amb</i>		17920	1.8493	0.003	0.093	72	5
<i>Sz</i>		4113.7	1.6391	0.079	0.021	75	2
<i>Per</i>		7633.5	3.0995	0.005	0.040	75	2
Teste sequencial							
<i>Esp</i>	0.091	17483	3.6992	0.001	0.09	74	3
<i>Amb</i>	0.179	16994	1.8838	0.004	0.09	70	7
<i>Sz</i>	0.201	4187.7	1.8802	0.041	0.02	69	8
<i>Per</i>	0.223	4202.6	1.9118	0.055	0.02	68	9
Setor externo da baía do Trapandé							
Teste marginal							
<i>Esp</i>		6916.3	2.5999	0.023	0.11016	21	2
<i>Amb</i>		15107	1.426	0.089	0.24063	18	5
<i>Sz</i>		1814	0.62483	0.767	2.89E-02	21	2
<i>Per</i>		6325.1	2.3527	0.025	0.10075	21	2
Teste sequencial							
<i>Esp</i>	0.11016	6916.3	2.5999	0.01	0.110	21	2
<i>Amb</i>	0.31707	12990	1.2876	0.172	0.207	17	6
<i>Sz</i>	0.34137	1526	0.59047	0.781	0.024	16	7
<i>Per</i>	0.40097	3741.6	1.4923	0.164	0.060	15	8

Modelos baseados na similaridade de Bray-Curtis da abundância em peso (valores transformados por raiz quadrada) das espécies que cumulativamente dominaram 97% da ictiofauna em peso. Em negrito, valores significativos ($P < 0.05$). R^2 = proporção cumulativa da variação explicada; SS = soma dos quadrados; Prop. = proporção da variação explicada; gl1 e gl2 = graus de liberdade dos resíduos e das regressões, respectivamente. *Esp.* = variáveis espaciais (distância e profundidade); *Amb.* = variáveis ambientais (salinidade, temperatura e maré); *Sz* = sazonalidade, *Per.* = período.

Tabela 19. Riqueza de espécies de peixes em grandes estuários tropicais e subtropicais.

País	Estuário	Espécies	Fonte
Índia	Hoogly	172	Blaber (2002)
Índia	Vellar Coeronn	195	Blaber (2002)
Austrália	Trinity	91	Blaber (2002)
Austrália	Embley	197	Blaber (2002)
Nova Guiné	Paruri	140	Blaber (2002)
África do Sul	Kosi	163	Blaber (2002)
África do Sul	Santa Lucia	110	Blaber (2002)
Senegal	Senegal	111	Baran (2000)
Senegal	Sine-Saloum	123	Baran (2000)
Senegal	Casamance	86	Baran (2000)
Gâmbia	Gâmbia	89	Baran (2000)
Guiné	Fatala	102	Baran (2000)
Costa do Marfim	Ebrié	153	Baran (2000)
Costa do Marfim	Abi	82	Baran (2000)
Argentina	Plata	90	García <i>et al.</i> (2011)
Brasil	lagoa dos Patos	173	Barletta <i>et al.</i> (2010)
Brasil	Tramandaí-Armazén	84	Contente <i>et al.</i> (não publicado)
Brasil	Baía da Babitonga	152	Vilar <i>et al.</i> (2011)
Brasil	Baía de Paranaguá	213	Passos <i>et al.</i> , (2012)
Brasil	Complexo estuarino da baía Santos	179	Contente <i>et al.</i> (não publicado)
Brasil	Sepetiba	171	Contente <i>et al.</i> (não publicado)
Brasil	Rodrigo de Freitas	60	Contente <i>et al.</i> (não publicado)
Brasil	Paraguaçu	124	Reis-Filho <i>et al.</i> , 2010
Brasil	Caeté	84	Barletta <i>et al.</i> , 2005
México	Términos	125	Yañez-Arancibia <i>et al.</i> (1985)

7. FIGURAS

Figura 1. Estuário de Cananéia-Iguape (sudeste do Brasil) (a) e, em detalhe (b), a baía do Trapandé e os três setores, definidos com base em características geomorfológicas e hidrográficas

Figura 2. Variação média ($\pm$ desvio padrão) mensal de (a) temperatura, (b) salinidade, (c) concentração de oxigênio dissolvido na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) de julho de 2009 a junho de 2010. Círculos abertos e fechados são médias de mensurações de fundo e superfície, respectivamente. Em (d), média pluviométrica histórica (1956 – 2001, círculos fechados) e média pluviométrica de julho de 2009 a junho de 2010 de Cananéia (barras). Devido à preponderância do efeito sazonal sobre o espacial na estruturação abiótica, considerou-se a média mensal dos fatores

Figura 3. *Box-plot* para representar a variação de profundidade entre os setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil)

Figura 4. Ordenamento *n*-MDS construído com algoritmo distância Euclidiana de valores normalizados de salinidade, temperatura e oxigênio dissolvido obtidos mensalmente de julho de 2009 a junho de 2010 na zona demersal de três setores da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Os números referem-se aos setores da baía (1, 2 e 3 = setor 1, 2 e 3, respectivamente) e os símbolos, ao início (○) e final (■) da estação seca e início (+) e final (▲) da estação chuvosa. Stress = 0.01

Figura 5. Ordenações *dbRDA* representando o modelo intra-anual mais parcimonioso com amostras formadas por espécies frequentes (> 40% de frequência de ocorrência) e que cumulativamente perfizeram > 98% da biomassa e densidade da assembleia da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para facilitar a interpretação dos padrões, apenas os vetores das espécies dominantes são apresentados. A análise baseou-se na similaridade Bray-Curtis de dados transformados [$y' = \ln(y)+1$]. *T* = temperatura, *D* = gradiente espacial local (distância entre o ponto amostral e à foz da baía), *Z* = profundidade. Os símbolos referem-se a amostras do início (○) e final (■) da estação seca e início (+) e final (▲) da estação chuvosa. O comprimento do vetor dos preditores em relação à origem da circunferência indica sua importância numérica na estruturação da assembleia. Os valores dos eixos representam a variação explicada pelo modelo ajustado e da variação total, respectivamente. Código das espécies: CASP = *C. spixii*, STRA = *S. rastrifer*, NOLU = *N. lunicutis*, CHCH = *C. chrysurus*, ISPA = *I. parvipinnis*, SYTE = *S. tessellatus*, CYLE = *C. leiarchus*, MEAM = *M. americanus* e MIFU = *M. furnieri*.

Figura 6. Ordenações *dbRDA* dos modelos intra-sazonais mais parcimoniosos com amostras formadas por espécies frequentes (> 40% de frequência de ocorrência) e que cumulativamente perfizeram > 98% da biomassa e densidade da assembleia da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Para facilitar a interpretação dos padrões, apenas os vetores das espécies dominantes são apresentados. (a) início e (b) final da estação seca e (c) início e (d) final da estação chuvosa. A análise baseou-se na similaridade Bray-Curtis de dados transformados [$y' = \ln(y)+1$]. *T* = temperatura, *D* = espacialidade (distância entre o ponto amostral à foz da baía), *Z* = profundidade. Para facilitar a interpretação, a circunferência com os vetores das espécies foram destacados ao lado da ordenação. Os números dessa parte destacada referem-se às espécies 1 = *C. spixii*, 2 = *S. rastrifer*, 3 = *N. lunicutis*, 4 = *C. chrysurus*, 5 = *I. parvipinnis*, 6 = *S. tessellatus*, 7 = *C. leiarchus*, 8 = *M. americanus* e 9 = *M. furnieri*. Os números nos diagramas referem-se ao setor da baía da amostra. O comprimento do vetor dos preditores em relação à origem da circunferência indica sua força na estruturação da assembleia. Os valores dos eixos representam a variação explicada pelo modelo ajustado e da variação total, respectivamente

Figura 7. Fatores determinantes do aporte continental e seu impacto nas condições e na biodiversidade estuarina. Modificado de Alber (2002) e Gillanders *et al.*, (2011). * Material Particulado em Suspensão.

Figura 8. Estuário Cananéia-Iguape (costa sudeste do Brasil), denotando os pontos e/ou transectos de amostragem de cada campanha: B = local onde se instalou o cerco da campanha 1967; T1 e T2, transecto interno e externo da campanha 1981/83; círculos vazios, campanha 1986/88; círculos negros, campanha 1996-97; S1, S2 e S3 representam o setor 1, 2 e 3 respectivamente, da baía do Trapandé amostradas na campanha 2009/10. Obedece-se as numerações originais dos pontos amostrais

Figura 9. Dendrograma caracterizando o gradiente de salinidade do ECI, definido pela média de salinidade da margem e de fundo de todos os pontos amostrais da campanha 1996/97. Para localização dos pontos, ver mapa na figura 8. Considerou-se margem e fundo em conjunto, pois a estrutura longitudinal salina foi altamente correlacionada entre tais habitats ($r_{Spearman} = 0.94$). Para construções do dendrograma utilizou-se distância Euclidiana e valores médios de salinidade. Detalhes dos procedimentos da amostragem da campanha, no apêndice I.

Figura 10. Registros de salinidade obtidos trimestralmente no habitat marginal e demersal da Zona Ambientalmente mais Impactada (ZAI) do ECI entre 1996 e 1997.

Figura 11. Forma canônica da distribuição de abundância (em peso) de espécies (barras escuras) em relação ao modelo log-normal estimado (barras claras) das assembleias amostradas na baía do Trapandé em 1981/83, 1996-97 e 2009/10 e no Mar de Cananéia em 1986/88 e 2009/10. *, peso expresso em g, exceto em 81/83, expresso em kg. *D*, estatística Kolmorov-Smirnov (Sokal & Rohlf, 1995). Se *D* não excede seu valor crítico em $P = 0.05$, portanto há consistente evidência inferencial de que a distribuição observada é consistente com uma distribuição log-normal (Sokal & Rohlf, 1995).

Figura 12. Estimadores não-paramétricos (ENP) *Jackknife* 1 e 2 e a curva cumulativa de espécies (CCE) com índice UGE designados para estimar a riqueza dos fundos inconsolidados do eixo sul (gráfico superior) e da baía do Trapandé (gráfico superior). Ajustes a CCE são apresentados na tabela 8.

Figura 13. Relações assintótica entre a riqueza e a densidade de espécies demersais (indivíduos.m⁻²) na baía do Trapandé no início (a: $F=6.53$, $P=0.018$, $r^2=0.22$; riqueza assintótica $a=13$ spp.) e final (b: $F=21.52$, $P=0.0001$, $r^2=0.48$; $a=16$ spp.) da estação seca e início (c: $F=6.16$, $P=0.021$, $r^2=0.19$; $a=17$ spp.) e final (d: $F=7.86$, $P=0.010$, $r^2=0.25$; $a=16$ spp.) da estação chuvosa, baseado em amostras da campanha 2009/10. Relação assintótica entre número de indivíduos e riqueza demersal (e: $F=170.85$, $P<0.0001$, $r^2=0.39$, $a=15$ spp.) baseada nas amostras das campanhas 1996-97 e 2009/10. Em (e), as linhas pontilhadas indicam o intervalo de confiança (95%). Os parâmetros a (riqueza assintótica) e b para todas as situações foram significativos ($P<0.05$).

Figura 14. *Legenda na próxima página*

Figura 14. Ordenações *dbRDA* das amostras compostas pelo peso transformado (raiz quadrada) das espécies mais abundantes das assembleias das (a) campanhas 1967 (cerco, Mar de Cananéia), (c) 1981/83 (demersal, baía do Trapandé), (d) 1986/88 (demersal, Mar de Cananéia) e campanha 1996-97 (demersal e marginal de todo eixo sul) em função das variáveis preditoras selecionadas pelo *DISTLM* e critério *AIC* (tabela 11). Note que linha vetor das espécies foi omitida para facilitar a visualização. Considerar a primeira letra da espécie como a extremidade do vetor. Dada a associação com apenas um preditor, a abundância das espécies dominantes da campanha 1967 é apresentada em histogramas (b). Note G1 em escala logarítmica no histograma. Para facilitar interpretação da correlação temporal, indicou-se a estação sazonal ou, quando não significativo, o ano da amostra. Para símbolos sazonais, ver figura 17. Símbolos anuais: $\times$ = 1981, $\circ$ = 1982 e $\blacktriangle$ = 1983. Preditores: *D* = distância em relação à desembocadura sul do ECI, *T* = temperatura, *S* = salinidade, *Tur* = turbidez, *Ano* = ano, *Sz* = sazonalidade. Espécies: DIRH = *Diapterus rhombeus*, EUBR = *Eugerres brasiliensis*, ARPR = *Archosargus probatocephalus*, MULI = *Mugil liza*, POCO = *Pomadasys corvinaeformis*, CHFA = *Chaetodipterus faber*, CASP = *Cathorops spixii*, STRA = *Stellifer rastrifer*, NOLU = *Notarius luniscutis*, CYLE = *Cynoscion leiarchus*, CYMI = *Cynoscion microlepidotus*, SPTE = *Sphoeroides testudineus*, SYTE = *Symphurus tessellatus*, PABR = *Paralonchurus brasiliensis*, ISPA = *Isopithus parvipinnis*, OLSA = *Oligoplites saliens*, CHCH = *Chlorochombrus chrysurus*, ACLI = *Achirus lineatus*, GEGE = *Genidens genidens*, GEBA = *Genidens barbatus*, ANLE = *Anchoviella lepdentostole*, MUCU = *Munil curema*, MEAM = *Menticirrhus americanus*, MIFU = *Micropogonias furnieri*, POSA = *Pomatomus saltatrix*, OPOG = *Opisthonema oglinum*, CEED = *Centengraulis edentulus*, ANTR = *Anchoa tricolor*, SABR = *Sardinella brasiliensis*, ATBR = *Atherinella brasiliensis*, CEPA = *Centropomus parallelus*, RHPE = *Rhinobatus percellens*, PEHA = *Pellona harroweri*, MAAT = *Macrodon tricauda*, LYGR = *Lycengraulis grossidens*, EURA = *Eucinostomus argenteus*, OLSR = *Oligoplites saurus*.

Figura 15. Escalonamento multidimensional não paramétrico (*nMDS*) de amostras compostas pelo somatório de indivíduos das espécies dominantes de 32 amostras obtidas trimestralmente (duas por ocasião amostral) entre 1996 e 1997 no habitat demersal (painel superior) e marginal (painel inferior) do ECI. A delimitação refere-se a grupos significativamente distintos ($P < 0.05$), detectados pelo teste *SIMPROF* em dendogramas (não apresentados), que representam assembleias discretas, homogêneas e persistentes. Dendogramas e *nMDS* basearam-se em matriz de similaridade de Bray-Curtis e valores de abundância previamente transformados (raiz quadrada).

Figura 16. Eixo canônico de coordenadas principais (CAP) que maximiza, no espaço multivariado, a explicação da variância da assembleia marginal (a) e demersal (b) pela salinidade média. Dados referem-se à soma de abundância numérica das espécies dominantes ($\blacktriangle$) e de salinidade de 32 amostras dos dois anos no respectivo ponto amostral (número indicado acima da amostra) durante a campanha 1996-97. ($\blacktriangledown$) em (b) correspondem à soma de abundância numérica das espécies dominantes de 32 amostras da campanha 2009/10 (baía do Trapandé). Salinidade média $\pm$ desvio padrão das amostras da assembleia da campanha 2009/10: A = 24.83 ± 2.82 , B = 27.18 ± 2.23 , C = 28 ± 2.05 , D = 27.16 ± 3.84 , N = 27.41 ± 6.31 .

Figura 17. Variação sazonal e anual na estrutura de salinidade e temperatura do setor interno (a, d), externo (b, e) da baía do Trapandé e no Mar de Cananéia (c, f), representada por escalonamento multidimensional não-paramétrico (*n*-MDS) das amostras das campanhas da baía do Trapandé (1981/83, 1996-97, e 2009/10) e do Mar de Cananéia (1996-97 e 1986/88). Os *R*-globais (*ANOSIM*) proveem o grau de segregação dos grupos e sua respectiva significância: baía do Trapandé, setor interno, R (entre anos) = 0.078^{ns} e R (sazonal) = 0.524***; baía do Trapandé, setor externo, R (entre anos) = -0.123^{ns}, R (sazonal) = 0.333***; Mar de Cananéia, R (entre anos) = 0.107^{ns}, R (sazonal) = 0.607***. *ns* = não significativa, * $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$. Detalhes dos procedimentos da amostragem no apêndice III e capítulo 1.

Figura 18. *Box-plots* das variações de salinidade entre períodos no setor interno e externo da baía do Trapandé e Mar de Cananéia. Linha média representa a mediana e a caixa cinza, a variação inter-quartil. As barras acima e abaixo das caixas representam valores extremos não superiores a 1.5 vezes da variação inter-quartil. Pontos representam *outliers*.

Figura 19. Cluster com análise de perfil de similaridade *SIMPROF*, testando a hipótese nula de ausência de diferença na estrutura multivariada da assembleia central demersal entre os períodos no setor interno (a) e externo (b) da baía do Trapandé e Mar de Cananéia (c). Períodos não conectados em vermelho indicam diferenças significativas ($P < 0.05$). Modelo nulo criado com 999 permutações. Para construção dos dendrogramas, utilizou-se método *UPGMA* de aglomeração e matriz de similaridade de Bray-Curtis de valores transformado pela raiz quadrada.

Figura 20. Distribuição de abundância de espécies na baía do Trapandé em 1996-97 e 2009/10 ambas obedecendo significativamente à distribuição log- normal.

Figura 21. Fêmea jovem de *Sphyrna lewini* capturada na baía do Trapandé. Foto de Leonardo Kenji Miyashita.

SEM VG - Preponderância do efeito do aporte continental da bacia local

+ água-doce;
+ MO, P, N;
+ Sedimento/MPS
+ Contaminantes

COM VG - Preponderância do efeito do aporte da bacia Ribeira de Iguape

+++++ água-doce;
+++++ MO, P, N;
+++++ Sedimento/MPS;
+++++ Contaminantes.

Perda de condições estuarinas

- Desalinização, eutrofização, assoreamento, Perda/substituição de habitats, contaminação com metais pesados (Pb, Hg), homogeneização da estrutura do habitat bentônico

Perda de conectividade

- Redução de espécies ER e MM e aumento de MA
- Perda de funções ecossistêmicas da ictiofauna
- Aumento de ER generalistas
- Aumento da suscetibilidade à invasão
- Redução do 'berçário' às MM e ER, com potencial

Figura 22. Modelos conceituais da condição estuarina e conectividade entre comunidades locais de peixes na ausência (superior inferior) e presença (painel inferior) do efeito do aporte continental do rio Ribeira de Iguape (RI) através do canal do Valo Grande. As flechas unidirecionais indicam a origem do aporte e suas espessuras, a magnitude da influência do aporte nas condições estuarinas. As flechas bidirecionais claras expressam os sentidos da dispersão das espécies marinho-migrantes e de diversas espécies estuarino-residentes e as flechas bidirecionais escuras, os sentidos da dispersão das espécies dulcícola-migrantes. A largura das flechas indica a intensidade da dispersão. O gradiente da tonalidade cinza representa o gradiente de impacto do aporte do RI. ZAI = Zona Ambientalmente mais Impactada.

8. APÊNDICES

Apêndice I. Biomassa média (g.ha⁻¹), densidade média (indivíduos.ha⁻¹, frequência de ocorrência (FO%) das espécies de peixes capturadas mensalmente em 165 arrastos de fundo (rede *otter-trawl*) de julho de 2009 a junho de 2010 na baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil). Nomes em negrito referem-se aos elasmobrânquios. As espécies estão ordenadas em ordem decrescente de biomassa.

Espécies	g.ha ⁻¹	ind.ha ⁻¹	FO (%)	Espécies	g.ha ⁻¹	ind.ha ⁻¹	FO (%)
<i>Cathorops spixii</i>	56501.8	5778.6	65.5	<i>Diapterus rhombeus</i>	15.6	0.3	4.2
<i>Stellifer rastrifer</i>	6198.9	920.8	60.0	<i>Diplectrum radiale</i>	15.4	0.3	4.8
<i>Notarius luniscutis</i>	4692.3	62.0	42.4	<i>Eleotris pisonis</i>	13.9	5.1	4.8
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1725.9	222.8	51.5	<i>Cynoscion virescens</i>	7.8	0.1	0.6
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1472.9	117.3	61.8	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	7.6	0.1	1.2
<i>Symphurus tessellatus</i>	1224.2	53.1	62.4	<i>Anchoa spinifer</i>	7.1	0.2	2.4
<i>Cynoscion leiarchus</i>	1104.8	103.5	63.6	<i>Cetengraulis edentulus</i>	6.9	0.2	3.0
<i>Menticirrhus americanus</i>	983.8	45.9	70.3	<i>Microgobius meeki</i>	5.2	0.1	12.1
<i>Sphoeroides testudineus</i>	782.0	11.7	43.0	<i>Rachycentron canadum</i>	4.9	0.1	0.6
<i>Chaetodipterus faber</i>	370.7	11.6	31.5	<i>Selene vomer</i>	4.3	1.3	11.5
<i>Micropogonias furnieri</i>	366.9	179.8	41.2	<i>Eucinostomus melanopterus</i>	3.9	0.5	1.2
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	363.2	32.2	35.8	<i>Synodus foetens</i>	3.2	0.2	1.8
<i>Rhinoptera bonasus</i>	270.6	<0.1	0.6	<i>Dules auriga</i>	2.6	1.1	0.6
<i>Achirus lineatus</i>	265.4	13.6	46.1	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	2.0	0.4	4.2
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	261.0	0.1	2.4	<i>Anchoa filifera</i>	2.0	0.4	1.2
<i>Rhinobatos percellens</i>	238.1	0.4	5.5	<i>Porichthys porosissimus</i>	1.8	1.9	4.2
<i>Gymnura altavela</i>	226.1	0.1	1.8	<i>Anchoa januaria</i>	1.6	0.9	1.2
<i>Pellona harroweri</i>	223.5	30.0	50.3	<i>Caranx hippos</i>	1.3	0.1	1.2
<i>Dasyatis guttata</i>	184.5	0.3	3.0	<i>Sardinella brasiliensis</i>	1.2	0.1	1.8
<i>Citharichthys spilopterus</i>	167.9	10.1	35.2	<i>Polydactylus oligodon</i>	1.1	<0.1	0.6
<i>Selene setapinnis</i>	167.2	6.0	19.4	<i>Genidens barbatus</i>	1.1	0.1	1.2
<i>Anchoa lyoleps</i>	126.6	25.6	12.7	<i>Lutjanus griseus</i>	1.0	0.1	0.6

<i>Stellifer brasiliensis</i>	125.2	12.6	24.2	<i>Menticirrhus littoralis</i>	0.9	<0.1	0.6
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	119.1	5.2	10.9	<i>Bairdiella ronchus</i>	0.8	0.3	1.8
<i>Eucinostomus argenteus</i>	110.6	0.0	15.8	<i>Citharichthys arenaceos</i>	0.8	0.1	0.6
<i>Oligoplites saliens</i>	105.9	23.2	33.9	<i>Harengula clupeola</i>	0.7	<0.1	0.6
<i>Lycengraulis grossidens</i>	96.8	4.8	18.8	<i>Anchoa tricolor</i>	0.5	0.1	1.2
<i>Trichiurus lepturus</i>	96.0	8.1	26.1	<i>Dactylopterus volitans</i>	0.4	<0.1	0.6
<i>Etropus crossotus</i>	68.7	13.8	24.2	<i>Sphyræna guachancho</i>	0.4	<0.1	0.6
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	67.6	13.3	30.9	<i>Eucinostomus gula</i>	0.3	0.1	0.6
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	60.8	0.4	4.2	<i>Ophichthus gomesii</i>	0.3	<0.1	0.6
<i>Macrodon atricauda</i>	59.2	3.1	14.5	<i>Orthopristis ruber</i>	0.3	<0.1	0.6
<i>Paralichthys orbignyanus</i>	58.3	0.3	<0.1	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	0.3	<0.1	0.6
<i>Genyatremus luteus</i>	49.6	3.2	12.7	<i>Larimus breviceps</i>	0.3	<0.1	0.6
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	43.8	1.9	14.5	<i>Anchoa spinifer</i>	0.2	0.1	0.6
<i>Pomadasys corvinaeformes</i>	38.1	9.0	12.1	<i>Narcine brasiliensis</i>	0.1	<0.1	0.6
<i>Prionotus punctatus</i>	36.7	8.3	33.9	<i>Conodon nobilis</i>	0.2	0.1	0.6
<i>Polydactylus virginicus</i>	32.5	1.6	11.5	<i>Anchoa hepsetus</i>	0.1	<0.1	0.6
<i>Peprilus paru</i>	28.9	1.4	8.5	<i>Syngnathus sp.</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Pomatomus saltatrix</i>	27.0	0.5	7.9	<i>Mycteroperca bonaci</i>	<0.1	0.1	1.2
<i>Cyclichthys spinosus</i>	26.5	0.6	3.6	<i>Achirus declives</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Opisthonema oglinum</i>	23.9	2.3	7.3	<i>Stellifer steller</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	19.8	13.9	9.1	<i>Gobionellus oceanicus</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	19.8	4.0	10.9	<i>Ophioscion punctatissimo</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Genidens genidens</i>	18.7	4.5	4.8	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	<0.1	<0.1	0.6
<i>Cynoscion acoupa</i>	16.0	1.3	3.6	<i>Trinectes paulistanus</i>	<0.1	<0.1	0.6

Apêndice II. Comparações pareadas indicando as espécies identificadas pelo *SIMPER* como responsáveis pela variação sazonal na assembleia de peixes demersais amostrada mensalmente em cada setor da baía do Trapandé (estuário Cananéia-Iguape, sudeste do Brasil) entre julho de 2009 e junho de 2010. São apresentadas apenas as espécies que totalizaram 90% da dissimilaridade total da comparação aos pares, as quais estão em ordem decrescente de importância às dissimilaridades. Abund. Med. = abundância média (em valores de densidade transformados); Sim. Med. = similaridade média Bray Curtis; Sim/SD = similaridade média pelo seu desvio padrão (valores com elevadas razões indicam relevantes táxons na similaridade entre as amostras); Contrib% = contribuição percentual de cada táxon; Cum.% = contribuição cumulativa.

Espécies/setor/Sim. intragrupo		Estação sazonal			
		Início estação seca			
Setor 1					
Espécies (44.20)	Abund. Med.	Sim. Med.	Sim/SD	Contrib%	Cum.%
<i>Cathorops spixii</i>	2.18	17.43	1.35	39.43	39.43
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.56	6.17	1.44	13.96	53.39
<i>Notarius luniscutis</i>	0.48	3.54	0.66	8.02	61.4
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.29	3.02	1.32	6.84	68.24
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.32	2.84	0.9	6.43	74.67
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.27	2.83	1.27	6.4	81.07
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.21	1.98	1.18	4.49	85.56
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0.1	1.14	1.03	2.59	88.15
<i>Pellona harroweri</i>	0.12	1.06	1.24	2.39	90.54
Setor 2					
Espécies (28.23)					
<i>Cathorops spixii</i>	0.72	7.46	0.65	26.42	26.42
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.3	5.17	0.69	18.3	44.72
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.24	4.88	1.3	17.29	62.01
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.17	2.56	0.63	9.08	71.09
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.13	1.96	0.72	6.94	78.03
<i>Achirus lineatus</i>	0.1	1.13	0.51	4	82.03
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.11	0.89	0.4	3.15	85.18
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.05	0.5	0.41	1.79	86.97
<i>Dasyatis guttata</i>	0.13	0.46	0.18	1.63	88.6
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.09	0.41	0.29	1.45	90.05
Setor 3					
Espécies (17.33)					
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.17	5.68	1.51	32.76	32.76
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.42	2.39	0.3	13.81	46.57
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.17	2.19	0.36	12.64	59.21
<i>Cathorops spixii</i>	0.33	1.65	0.26	9.5	68.71
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.14	1.07	0.26	6.15	74.86
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.11	0.99	0.5	5.71	80.57
<i>Etropus crossotus</i>	0.05	0.68	0.47	3.93	84.5
<i>Achirus lineatus</i>	0.06	0.63	0.33	3.64	88.14
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.05	0.6	0.42	3.48	91.62

Setor 1

Espécies (29.27)

<i>Cathorops spixii</i>	1.77	13.23	0.89	45.19	45.19
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.19	2.12	0.92	7.24	52.43
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.24	1.8	0.78	6.15	58.58
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.21	1.71	0.64	5.84	64.42
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0.17	1.35	0.64	4.62	69.03
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.2	1.34	0.58	4.59	73.62
<i>Pellona harroweri</i>	0.1	1.09	0.53	3.73	77.36
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.15	0.85	0.45	2.92	80.27
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.07	0.74	0.33	2.51	82.79
<i>Notarius luniscutis</i>	0.18	0.56	0.35	1.92	84.71
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.14	0.53	0.21	1.81	86.52
<i>Prionotus punctatus</i>	0.06	0.49	0.54	1.68	88.2
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	0.07	0.48	0.38	1.66	89.85
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.07	0.45	0.37	1.53	91.38

Setor 2

Espécies (25.10)

<i>Cathorops spixii</i>	1.05	5.85	0.53	23.31	23.31
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.37	2.5	0.63	9.97	33.27
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.17	2.28	0.81	9.09	42.36
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.13	1.71	0.77	6.79	49.15
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.28	1.38	0.46	5.49	54.64
<i>Achirus lineatus</i>	0.11	1.09	0.72	4.34	58.99
<i>Oligoplites saliens</i>	0.07	1.08	0.29	4.31	63.29
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.13	1.04	0.67	4.16	67.45
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.18	0.97	0.49	3.85	71.3
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.15	0.95	0.64	3.78	75.08
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0.1	0.88	0.71	3.51	78.59
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0.11	0.84	0.61	3.36	81.95
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.13	0.81	0.62	3.24	85.19
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.13	0.76	0.54	3.05	88.24
<i>Etropus crossotus</i>	0.08	0.7	0.6	2.79	91.03

Setor 3

Espécies (23.79)

<i>Cathorops spixii</i>	0.48	5.01	0.47	21.07	21.07
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.17	4.34	1.01	18.25	39.31
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.27	4.14	0.57	17.38	56.7
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.19	2.64	0.43	11.11	67.81
<i>Achirus lineatus</i>	0.1	1.22	0.32	5.13	72.94
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.07	0.99	0.35	4.14	77.08
<i>Trichiurus lepturus</i>	0.05	0.87	0.54	3.65	80.72
<i>Micropogonias furnieri</i>	0.12	0.86	0.21	3.6	84.33
<i>Prionotus punctatus</i>	0.03	0.49	0.46	2.06	86.38
<i>Anchoviella lepidentostole</i>	0.05	0.48	0.22	2.01	88.4
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0.03	0.42	0.36	1.75	90.14

Início da estação chuvosa					
Setor 1					
Espécies (54.30)					
<i>Cathorops spixii</i>	3.19	33.06	2.63	60.88	60.88
<i>Notarius luniscutis</i>	0.54	3.96	1.05	7.3	68.18
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.42	3.89	1.11	7.17	75.35
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.39	3.16	1.36	5.83	81.18
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.3	2.25	1.33	4.15	85.33
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.14	1.34	1	2.46	87.79
<i>Pellona harroweri</i>	0.17	1.07	0.96	1.98	89.76
<i>Achirus lineatus</i>	0.18	1	0.63	1.83	91.6
Setor 2					
Espécies (33.60)					
<i>Cathorops spixii</i>	2.07	8.37	0.67	24.9	24.9
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.49	4.18	1.71	12.45	37.35
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.5	3.83	1.52	11.39	48.74
<i>Achirus lineatus</i>	0.23	2.64	1.39	7.86	56.6
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.42	2.63	0.58	7.84	64.44
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.33	1.94	1.31	5.78	70.22
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.9	1.62	0.57	4.81	75.03
<i>Notarius luniscutis</i>	0.31	1.57	0.65	4.67	79.7
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.3	1.31	0.71	3.9	83.61
<i>Pellona harroweri</i>	0.15	0.84	0.66	2.5	86.11
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.11	0.69	0.39	2.05	88.16
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0.09	0.55	0.55	1.64	89.8
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0.1	0.48	0.58	1.42	91.22
Setor 3					
Espécies (22.11)					
<i>Achirus lineatus</i>	0.13	3.81	0.49	17.22	17.22
<i>Notarius luniscutis</i>	0.23	3.48	0.48	15.75	32.97
<i>Cathorops spixii</i>	0.27	3.4	0.45	15.37	48.34
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.14	2.29	0.54	10.34	58.68
<i>Eucinostomus argenteus</i>	0.1	1.87	0.43	8.47	67.15
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.11	1.47	0.43	6.66	73.81
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.08	1.46	0.45	6.6	80.41
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.11	1.01	0.3	4.57	84.98
<i>Anchoa lyoleps</i>	0.09	0.81	0.19	3.68	88.66
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.06	0.55	0.23	2.5	91.16
Final da estação chuvosa					
Setor 1					
Espécies (40.77)					
<i>Cathorops spixii</i>	3.47	20.81	1.36	51.04	51.04
<i>Notarius luniscutis</i>	1.21	5.19	0.91	12.73	63.77
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.64	3.25	1.04	7.97	71.74
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.33	1.79	1.09	4.4	76.14
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.26	1.66	0.88	4.08	80.21

<i>Symphurus tessellatus</i>	0.23	1.58	1.1	3.87	84.09
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.23	1.37	1.04	3.37	87.46
<i>Pellona harroweri</i>	0.13	0.92	0.84	2.26	89.72
<i>Oligoplites saliens</i>	0.11	0.77	0.63	1.89	91.61
Setor 2					
Espécies (33.54)					
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.69	7.49	1.23	22.33	22.33
<i>Cathorops spixii</i>	1.2	6.05	0.62	18.04	40.37
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.35	4.13	0.94	12.3	52.67
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.45	3.27	0.84	9.75	62.42
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.23	2.52	0.67	7.5	69.92
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.17	2.26	1.14	6.73	76.65
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	0.2	1.29	0.6	3.86	80.51
<i>Achirus lineatus</i>	0.12	1.06	0.59	3.15	83.65
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0.1	0.85	0.8	2.52	86.18
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0.11	0.75	0.4	2.24	88.41
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.13	0.68	0.44	2.04	90.45
Setor 3					
Espécies (22.52)					
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0.44	10.91	0.84	48.45	48.45
<i>Cathorops spixii</i>	0.23	2.81	0.37	12.47	60.92
<i>Oligoplites saliens</i>	0.11	1.54	0.53	6.82	67.74
<i>Menticirrhus americanus</i>	0.1	1.49	0.6	6.61	74.35
<i>Notarius luniscutis</i>	0.12	1.01	0.22	4.48	78.83
<i>Stellifer rastrifer</i>	0.07	0.73	0.44	3.26	82.09
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.13	0.67	0.27	3	85.09
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0.07	0.56	0.23	2.49	87.58
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.09	0.51	0.29	2.26	89.84
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0.05	0.37	0.33	1.63	91.47

Apêndice III

1. Protocolos amostrais das campanhas regulares e fontes e campanhas de registros adicionais

1.1. Campanhas regulares

A seguir, são detalhadas estratégias amostrais e demais informações relevantes das campanhas amostrais de 1964 a 1997. Informações da amostragem da campanha de 2009/10 são fornecidas no capítulo 1.

- *Campanha 1967 (Radasewski, 1976)*: Amostragens mensais realizadas em um cerco localizado à frente da base de Cananéia do IOUSP entre 1964 e 1967. Parte da *espia* do cerco esteve no entre-marés e a outra e a *casa-do-peixe*, no infralitoral. Nos quatro primeiros anos, registrou-se apenas a ocorrência de espécies e se obteve biometria (comprimento total e peso, precisão de 1.0 mm e 1.0 g, respectivamente) de *Mugil liza*, *Diapterus rhombeus*, *Eugerres brasiliensis* e *Archosargus rhomboidalis*. De janeiro a novembro de 1967, obteve-se biometria de exemplares de todas as espécies e mensuração de salinidade (± 1), temperatura ($\pm 1^\circ\text{C}$) e amplitude de maré (± 50 mm).

- *Campanha 1981-83 (Zani-Teixeira, 1983)*: Coletas mensais foram realizadas no habitat demersal da área interna e externa da baía do Trapandé (fig. 1) de fevereiro de 1981 a janeiro de 1983. Mensalmente, uma amostra de salinidade e temperatura de fundo, profundidade local, amplitude de maré e ictiofauna demersal foi obtida em cada área da baía. Temperatura, salinidade, profundidade e amplitude de maré foram obtidos, respectivamente, com termômetro de mercúrio ($\pm 0.1^\circ\text{C}$), refratômetro (± 1), ecossonda (± 0.5 m) e marégrafo da base de Cananéia do IOUSP. Rede de arrasto com portas (*otter-trawl*), compartilhada com as demais campanhas, foi utilizada na amostragem, operada durante 30 minutos. Do total capturado, uma subamostra foi aleatoriamente obtida. Em laboratório, procedeu-se à identificação segundo Smith-Vaniz & Staiger (1973), Figueiredo & Menezes (1978), Menezes & Benvegnú (1976), Figueiredo & Menezes (1980), Menezes & Figueiredo (1980) e obtenção de peso (precisão de 0.1g) e comprimento padrão (CP; precisão 1.0 mm) dos exemplares. Apesar da obtenção do CP, este esteve disponível apenas para *Cathorops spixii*. Captura acima de 250 indivíduos de uma mesma espécie na subamostra foi considerada excedente, do qual se efetuou

seleção aleatória de 250 exemplares para biometria e, do restante, contabilização e mensuração do peso total. Para se estimar o peso total (P_t) e número total de indivíduos (N_t) para cada espécie da amostra, converteu-se número e peso da espécie i da subamostra para uma hora de arrasto, obtendo-se a produção em peso por unidade de esforço, PUE (kg/h), e então, $P_t = (PUE/Wt) \times w_i$ e $N_t = (PUE \times 1000/Wt) \times n_i$, onde: Wt = peso total (g) da subamostra, w_i = peso total (kg) da espécie i na subamostra; e n_i = número total indivíduos da espécie i na subamostra. Dados biológicos e abióticos foram obtidos diretamente da dissertação de Zani-Teixeira (1983).

- *Campanha 1986/88 (Zani-Teixeira, M. L., dados não publicados)*: Coletas mensais foram realizadas no habitat demersal do Mar de Cananéia entre novembro de 1986 e fevereiro de 1988 em quatro pontos amostrais fixos ao longo do canal (fig. 1). Não houve amostragem em junho de 1986 e nos pontos 2, 3 e 4 em maio de 1986. Parâmetros, amostradores e procedimento de identificação, biometria e contabilização de excedente foram os mesmos daqueles de 1981-1982. Apenas uma réplica de cada variável foi obtida em cada ponto por mês. Os arrastos duraram 10 minutos. Para algumas amostras, o excedente em número não esteve disponível. Dados originais gentilmente cedidos por Maria de Lourdes Zani-Teixeira.

- *Campanha 1996-97 (Maciel, 2001)*: Coletas foram conduzidas no habitat marginal, pelágico e demersal de todo o ECI de fevereiro de 1996 a novembro de 1997. Estabeleceram-se treze pontos amostrais, cuja distribuição nos subsistemas do ECI está na figura 8. Cada amostragem foi conduzida trimestralmente, cada qual representado uma estação sazonal (*i.e.* verão, outono, inverno e primavera) de cada ano. Em cada amostragem, obtiveram-se dados de salinidade, temperatura, transparência, profundidade e uma amostra da ictiofauna, em cada maré (enchente ou vazante) em todos os habitats de cada ponto amostral. Não se conduziu amostragem na vazante do verão de 1996 e enchente do outono de 1997. Utilizou-se sensor de ecobatímetro para mensurar temperatura ($\pm 0.1^\circ \text{C}$) e salinidade (± 1); ecossonda, para profundidade (0.5 m); disco de Secchi, para transparência (± 0.1 m); e marégrafo (± 0.1 m) da base de Cananéia do IOUSP, para amplitude de maré. Precipitação e vazão do rio Ribeira de Iguape do mês de amostragem foram obtidos da estação fluviométrica do Departamento de Águas e Energia do Estado de São Paulo (DAEE, 2012) no município de Registro. A média de tais fatores foi apresentada em Maciel (2001). A ictiofauna do habitat marginal foi amostrada com rede picaré de 45 m de comprimento, 4 m de altura e 25 mm e 5 mm de malha nas mangas (15 m laterais) e no ensacador (15 m centrais), respectivamente. Cada arrasto cobriu área de aproximadamente 100 m². A ictiofauna demersal foi

amostrada com rede *otter-trawl* igual a das campanhas antecedentes, exceto pela presença de *sobre-saco*, i.e., rede com malha de 5.0 mm envolvendo o ensacador. A duração do arrasto foi 5 minutos. Os dados abióticos originais foram obtidos da tese de Maciel (2001) e aqueles da ictiofauna marginal e demersais do Mar de Cananéia, Mar de Cubatão, baía do Trapandé e parte do Mar Pequeno (ponto 8) foram gentilmente cedidos pelo autor da tese (Dr. Nelson A. L. Maciel). Para os demais pontos (i.e. ponto 9, 10, 11, 12 e 13), estiveram disponíveis dados da tese, apresentados pela média em peso e em número de indivíduos das espécies dominantes para cada ponto (i.e. detentoras cumulativamente 85-98% do peso ou número total do ponto), independentemente da estação sazonal, e *vice-versa*. Embora tal indisponibilidade dos originais para tais pontos, doravante denominada *limitação na apresentação*, tenha naturalmente trazido alguma limitação a certas modelagens, esta não comprometeu os objetivos e as conclusões centrais do estudo.

1.2. Fontes de registros adicionais

A seguir, são apresentadas as principais características das fontes de registros adicionais aos das campanhas regulares para elaboração do inventário de espécies do ECI:

- *Registros do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo*: o Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo e o Instituto de Pesca do Estado de São Paulo vêm conduzindo, desde 1940, além das campanhas regulares, diversas amostragens ocasionais, resultando num substancial acúmulo de depósitos no referido museu. Tais depósitos foram verificados nesse estudo. A maioria dos registros não possui referência geográfica precisa, mas uma indicação sobre se o exemplar foi capturado em Cananéia ou Iguape; assim, a ocorrência foi alocada no eixo sul se indicado 'Cananéia' ou eixo norte se 'Iguape';

- *Capturas registradas em Sadowski (1974)*: Registros de elasmobrânquios no ECI de 1962 a 1973;

- *Cerco fixo de 1992/1993*: amostragens irregulares com duas a quatro despescas por mês entre junho e outubro de 1992 e janeiro e março de 1993 em cerco fixo de mesmas dimensões da campanha de 1964-1967 instalado à frente da base da Cananéia do IOUSP;

- *Capturas registradas na dissertação de Diniz-Filho (1997)*: amostragem em quatro pontos amostrais em março e setembro de 1993, julho de 1995 e fevereiro de 1996 no canal de Ararapira com mesma rede *otter-trawl* utilizada nas campanhas. Tais registros foram atribuídos ao eixo sul;

- *Capturas registradas na tese de Itagaki (2005)*: coletas exploratórias em rios e gambôas no Mar de Cananéia, baía do Trapandé e Mar de Cubatão entre fevereiro de 2001 e janeiro de 2004. Utilizou-se rede de 1.5 m de altura, 3 m de largura e malha de 0.5 mm. A amostragem objetivou capturar larvas e juvenis de *Centropomus parallelus*; consequentemente, as demais espécies foram sub-representadas;

- *Capturas registradas em Motta, F. S. & Moro P. (dados não publicados)*: registros de acompanhamento das capturas da pesca amadora entre janeiro de 2009 a janeiro de 2010;

- *Capturas registradas na dissertação de Favero (2011)*: amostragem mensal entre janeiro e dezembro de 2009 em seis pontos em praias do setor 3 da baía do Trapandé com rede picaré de 9 m de comprimento, 1.5 m de altura e 10 mm e 5 mm de malha nas mangas (6 m de cada lateral) e no ensacador (3 m centrais), respectivamente. Amostragem intensiva com dias alternados foi conduzida entre 23 de janeiro a 18 de fevereiro de 2009;

- *Coletas adicionais de 2009/2010*: consistiram de: (I) amostragens mensais com linha e anzol em recifes artificiais e naturais à frente e nas imediações à Base de Cananéia do IOUSP de maio de 2009 a junho de 2010; (II) observações ocasionais do desembarque da pesca artesanal de cerco, rede de espera e espinhel; e (III) coleta na baía do Trapandé em janeiro de 2010 com redes de deriva (rede 1 = 500 m x 4 m, malha 110 mm; rede 2 = 200 m x 3 m com panagens de 100 mm, 60 mm e 30 mm de malha), rede de espera (30 m x 3 m, malha 60 mm); (IV) amostras ocasionais com rede picaré de 1.5 m de altura, 3 m de largura e malha de 0.5 mm em frente à base. Exemplares testemunhos da campanha 2009/10 e coletas adicionais foram retidos quando possível e estão em vias de depósito na Coleção Biológica do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo “Prof. Dr. Edmundo Nonato” (ColBIO).

2. Métodos e algoritmos de métodos matemáticos e estatísticos

2.1. Índice Jaccard

$$S_{Jij} = a/a + b + c$$

onde a = número de espécies compartilhadas por duas unidades amostrais; b = número de espécies que ocorrem em i , mas não em j ; número de espécies que ocorre em j , mas não em i (Anderson *et al.*, 2011). Índice varia em uma escala de 0 (totalmente dissimilar) a 100 (totalmente similar; Clarke & Warwick, 2001).

2.2. Ajustes de curvas cumulativas de espécies e estimadores não paramétricos de espécies

Modelos sigmoidais (*Gompertz*, *Chapman-Richard*, *Hill* e *Clench*) e convexas (*Exponencial negativa*) (Tjorve; 2003) utilizados para ajuste das CCE produzidas com índice UGE de Ugland *et al.* (2003):

- *Gompertz*, três parâmetros: $y = ae^{-e^{-(x-x_0/b)}}$
- *Chapman-Richard*, três parâmetros: $y = a(1 - e^{-bx})^c$
- *Hill*, três parâmetros: $y = ax^b/c^b + x^b$
- *Clench*, dois parâmetros: $y = a(1 - b^x)$
- *Exponencial negativa*, dois parâmetros: $y = (1 - e^{(-bx)})$

onde y = riqueza, x = amostra acumulada e a , b , c e x_0 são parâmetros. O parâmetro a define a assíntota dos modelos e, portanto, a *riqueza assintótica*.

2.3. Estimadores não paramétricos (ENP)

Os estimadores não paramétricos utilizados foram *Jackknife 1* (S_{Jack1}) e *Jackknife 2* (S_{Jack2}), tal que: $Jackknife1 = S_{obs} + Q_1(m - 1/m)$,
 $Jackknife2 = S_{obs} + [Q_1(2m - 3)/m - Q_2(m - 2)^2/m(m - 1)]$

onde: Q_1 = n° de espécies que ocorre em somente uma amostra; Q_2 = n° de espécies que ocorre em duas amostras, S_{obs} = n° de espécies que ocorre na amostra; e m = n° de

amostras (Burnham & Overton 1979; Heltshe & Forrester, 1983; Smith & Van Belle, 1984; Colwell & Coddington, 1994).

2.4. Critérios de seleção de modelos

Critério de informação de Akaike (*AIC*; Anderson *et al.*, 2008):

$$AIC = N \ln(SS_{resíduos}/N) + 2v$$

$$AIC_c = N \ln(SS_{resíduos}/N) + 2v(N/(N - v - 1))$$

Onde, *AIC* = critério de informação de Akaike, *N* = número de amostras, *SS*_{resíduos} = soma dos quadrados dos resíduos e *v* = número de parâmetros. *AIC_c* foi utilizado quando *N/v* < 40.

2.5. Modelo assintótico relação riqueza com número de indivíduos

O modelo assintótico para a relação entre riqueza e número de indivíduos conteve dois parâmetros (Rueda & Defeo, 2003):

$$y = a(1 - e^{-bx})$$

onde *y* = riqueza, *x* = número de indivíduos, *a* e *b* são parâmetros. O parâmetro *a* define a assíntota do modelo.

2.6. Perfil de similaridade SIMPROF

SIMPROF (Clarke & Gorley, 2006) é um teste de permutação da hipótese nula de que as amostras (*i.e.* assembleias no gradiente espacial do ECI e assembleias centrais) não diferem uma das outras em estrutura multivariada. Em cada separação sucessiva no dendrograma, a hipótese nula de nenhuma estrutura interna (*i.e.* nenhum agrupamento discreto) foi testada comparando um teste estatístico que relaciona a área sob uma curva, gerada ao se plotar o *rank* das similaridades Bray-Curtis (do menor ao maior) em relação aos seus valores de similaridade ordenados (o perfil de similaridade), a uma distribuição nula obtida permutando aleatoriamente a matriz das amostras. Um resultado significativo (*P* < 0.05) indica a existência de diferenças multivariadas entre amostras. O processo é repetido em cada nó do dendrograma até que um grupo não significativo seja

detectado, indicando que todas as espécies do grupo pertencem à mesma entidade (*i.e.* não diferem em composição específica).

3. Grupos funcionais de uso do estuário e grupos funcionais tróficos

Os grupos funcionais foram definidos de acordo com Franco *et al.*, (2008) baseando-se em informações da literatura. Dados de dieta foram preferencialmente obtidos de uma série de estudos da dieta de peixes conduzidas no eixo sul (*i.e.* Wakabara *et al.*, 1993; Oliveira & Soares, 1996; Höfling *et al.*, 1997, Höfling *et al.*, 1998a, Höfling *et al.*, 1998b, Höfling *et al.*, 2000). Dados de dieta também foram suplementados por análises de conteúdos estomacais de exemplares da campanha 2009/10 (Contente, R. F. & Dias, J., dados não publicados).

Os grupos funcionais de uso do estuário que ocorreram no ECI foram:

- *espécies migrantes marinhos* (MM): espécies eurihalinas que desovam no mar e entram no estuário em grandes números como larvas e juvenis;
- *espécies estuarino-residentes* (ER): espécies que completam todo o ciclo de vida no estuário;
- *espécies migrantes de águas interiores* (MA): espécies que desovam em águas continentais e são encontradas em números moderados no alto estuário;
- *espécies visitantes marinhos* (VM): espécies que geralmente estenohalinas que desovam no mar e entram ocasionalmente nos estuários;
- *semi-anádromas* (SA): grupo designado para local *Anchoviella lepidentostole* cujo desenvolvimento e crescimento se dão no mar e no estuário e cuja desova ocorre no estuário e no rio Ribeira de Iguape dependendo do estrato etário populacional (Bendazoli, *et al.*, 1990; Camara *et al.*, 2001).

Os grupos tróficos presente no ECI foram:

- *bentívoros*: alimentam-se de invertebrados infaunais (*i.e.* ostrácodos, copépodos harpactocoides, poliquetos sedentários, talassinídeos) e epibêntonicos (anfípodos, isopodos, tanaidáceos);
- *plactívoros* (Planc): alimentam-se predominantemente de zooplâncton e ocasionalmente de fitoplâncton na coluna d'água, principalmente por *filter-feeding*;
- *hiperbentívoros/zooplactívoros* (Zhip): alimentam-se logo acima do fundo, predominantemente de zooplâncton e pequenos invertebrados vágéis que vivem logo acima do fundo (*e.g.* misidáceos e sergestídeos); empregam diferentes estratégias de captura (perseguição, sucção e manipulação);

- *hiperbentívoros/piscívoros* (Phip): alimentam-se logo acima do fundo, predominantemente de peixes e grandes invertebrados vágeis, como braquiúros, peneídeos e carídeos; empregam diferentes estratégias de captura, como perseguição, sucção e manipulação;
- *detritívoros*: alimenta-se de material orgânico em decomposição e de pequenos elementos da fauna e flora que vivem associado à MO (geralmente de origem vegetal) e dentro ou na camada superficial do substrato, *i.e.* algas filamentosas bentônicas, microfítentos, Foraminífera, Flagellata, Nematoda, ostrácodos, harpacticóida. Os detritívoros ingerem grandes volumes de areia e lama (por mecanismos de sucção), digerindo o componente alimentar e eliminando o inorgânico não digerível;
- *onívoros*: nutrem-se tanto de material vegetal como animal, independente do microhabitat, *e.g.* macrófitas, perifiton, epifauna, zooplâncton, decápodes, larvas de crustáceos e algas filamentosas.

Referências bibliográficas

- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; IINOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. 2011. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p.19–28.
- ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. 2008. PERMANOVA for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods. Plymouth: PRIMER–E Ltd.
- BENDAZOLI, A.; ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C. L. D. B.; GIMAS, M. T. D. & FROSCH, L., 1990. A manjuba (*Anchoviella lepidentostole*) no Rio Ribeira de Iguape: biologia, comportamento e avaliação de estoque. IBAMA/IOUSP/IP-SA/SEMA. 116 p.
- BURNHAM, K. P. & OVERTON, W. S. 1979. Robust estimation of population-size when capture probabilities vary among animals. *Ecology*, v. 60, p. 927-936.
- CLARKE, K. R. & GORLEY, R. N. 2006. Primer v6: user manual/tutorial. PRIMER-E, Plymouth.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 2001. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2nd edn. Plymouth: PRIMER–E Ltd.
- COLWELL, R. K. & CODDINGTON, J. A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical transactions of the Royal Society (Series B)**, v. 345, p. 101- 118.
- DAEE [Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo] 2013. Banco de Dados Fluviométricos do Estado de São Paulo. Em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhtm.exe/flu?lig=podfp>>. Acesso em: 02 de dezembro de 2012

- DINIZ-FILHO, A. M. 1997. Composição e variação espaço-temporal da fauna íctia do Canal de Ararapira (Cananéia-SP). **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 88 p.
- FAVERO, J. M. 2011. Ictiofauna de ambientes praias da barra sul do sistema costeiro Cananéia-Iguape, São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico, USP, São Paulo. 88 p.
- FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES N.A. 1978. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES N.A. 1980. Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- FRANCO, A.; ELLIOTT, M.; FRANZOI, P.; TORRICELLI, P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 354, p. 219-228.
- HELTSHE, J. F., & N. E. FORRESTER. 1983. Estimating species richness using the Jackknife procedure. *Biometrics*, v. 39, p. 1-11.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; LIMA, P. A. B.; GIBIN, T. D. 1998. Alimentação de peixes da família Gerreidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 12, n.1, p. 07-18.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; PRADO, A. 2000. Alimentação de peixes da família Clupeidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 14, n.2, p. 07-20.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; MARTINHO, L. R.; DONZELI, V. P. 1997. Alimentação de peixes da família Sciaenidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 11, n.1, 2, p. 07-21.
- HÖFLING, J. C.; FERREIRA, L. I.; RIBEIRO-NETO, F. B.; OLIVEIRA, M. P.; PAIVA-FILHO, A. M.; SOARES, C. P.; SILVA, M.S.R. 1998. Alimentação de peixes da família Carangidae do Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, São Paulo, Brasil. **Bioikos** (Campinas), Campinas, v. 12, n.2, p. 07-18.
- ITAGAKI, M.K. 2005. Potencial de recrutamento das larvas e juvenis de robalo-peva, *Centropomus parallelus* (Teleostei: Centropomidae), no Sistema Cananéia-Iguape, São Paulo, Brasil. **Tese de doutorado**, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
- MACIEL, N. A. L. 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia, São Paulo, Brasil. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 252 p.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MENEZES, N.A., & G. DE Q. BEVEGNÚ. 1976. On the species of the genus *Symphurus* from the Brazilian coast, with descriptions of two new species Osteichthyes, Pleuronectiformes, Cynoglossidae). *Papéis Avulsos Zoolgia*, São Paulo. 30 (II): 137-170.
- OLIVEIRA I.R. & SOARES L.S.H. 1996 Alimentação da tainha *Mugil platanus* Gunther, 1880 (Pisces: Mugilidae), da região o estuarino-lagunar de Cananeia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 23, p. 95 - 104.

- RADASEWSKY, A. 1976. Considerações sobre a captura de peixes por um cerco fixo em Cananéia, São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 25(1), p. 1-28.
- RUEDA, M.; DEFEO, O. 2003 Spatial structure of fish assemblages in a tropical estuarine lagoon: combining multivariate and geostatistical techniques. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 296, p. 93–112
- SADOWSKY, V. Fauna dos peixes cartilaginosos (Elasmobranchii) da região de Cananéia (SP). In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 26, Suplemento de Ciências e Cultura, São Paulo, v. 26, n. 7, p. 204, 1974.
- SMITH, E.; VAN BELLE, G. 1984. Nonparametric Estimation of Species Richness. **Biometrics**, v. 40, p. 119–129.
- SMITH-VANIZ, W. F. & J. C. STAIGER. 1973. Comparative re vision of Scomberoides. *Oligoplites*. *Parona*, and *Hypacanthus* with comments on the phylogenetic position of *Campogramma* (Pisces: Carangidae). **Proceedings California Aacdemi Science**. 39: 185-256.
- TJORVE, E. 2003. Shapes and functions of species–area curves: a review of possible models. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 6, p. 827–835.
- UGLAND, K.I.; GRAY, J.S.; ELLINGSEN, K.E. 2003 The species accumulation curve and estimation of species richness. **Journal Animal Ecololgy**, v. 72, p.888–897
- ZANI-TEIXEIRA, M. L. 1983. Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da Baía do Trapandé, Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, São Paulo. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 254 p.

Apêndice IV. Inventário de espécies do estuário Cananéia-Iguape (sudeste do Brasil), localização do registro (eixo sul (S) e/ou norte (N)) e classificação das espécies segundo: a *IUCN Red List* (v. 2 12.2 - 2012); decreto estadual nº 56.031 (Lei Est.); Instrução Normativa MMA nº 5/2004 (IN). IUCN: DD – dados deficientes; LC – exibem tamanhos populacionais seguros, VU - Vulnearável; NT - quase ameaçadas; END - em perigo; Lei Est. AE - Ameaçada de sobreexploração; SE - sobreexplorada; CO - estoque colapsado; RE - regionalmente extinta; IN: AE - Ameaçada de extinção; ASE - Ameaçada de sobreexploração. # Pesca proibida segundo portaria IBAMA nº42/2007

Taxa	N	S	IUCN	IN	Lei Est.
ELASMOBRANCHII					
<u>Torpediniformes</u>					
Narcinidae					
<i>Narcine brasiliensis</i> (Olfers 1831)		1	DD		
<u>Rajiformes</u>					
Rhinobatidae					
<i>Rhinobatos horkelii</i> (Müller & Henle, 1841)		1	CR		CO
<i>Rhinobatos percellens</i> (Walbaum, 1792)		1	NT		SE
Dasyatidae					
<i>Dasyatis guttata</i> (Bloch & Schneider, 1801)		1	DD		
<i>Dasyatis americana</i> (Hildebrand & Schroeder, 1928)		1	DD		
<i>Dasyatis centroura</i> (Mitchill, 1815)		1	LC		
<i>Dasyatis say</i> (Lesueur, 1817)		1	LC		
Myliobatidae					
<i>Myliobatis freminvillii</i> (Lesueur, 1824)		1	DD		AS
<i>Aetobatus narinari</i> (Euphrasen, 1790)		1	NT		AS
<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)		1	NT		SE
<i>Rhinoptera brasiliensis</i> (Müller, 1836)		1	END		SE
Gymnuridae					
<i>Gymnura altavela</i> (Linnaeus, 1758)		1	VU		
Mobulidae					
<i>Mobula hypostoma</i> (Bancroft, 1831)		1	DD		AS
<u>Carchariniformes</u>					
Carcharhinidae					
<i>Carcharias taurus</i> (Rafinesque, 1810)		1	VU	ASE	CO
<i>Carcharhinus limbatus</i> (Müller & Henle, 1839)		1	NT		SE
<i>Carcharhinus plumbeus</i> (Nardo, 1827)		1	VU		SE
<i>Carcharhinus porosus</i> (Ranzani, 1839)		1	DD	AE	SE
<i>Galeocerdo cuvieri</i> (Péron & Lesueur, 1822)		1	NT		SE
<i>Negaprion brevirostris</i> (Poey, 1868)		1	NT	AE	RE
<i>Carcharhinus leucas</i> (Müller & Henle, 1839)		1	NT		SE
<i>Carcharhinus brevipinna</i> (Müller & Henle, 1839)		1	NT		
Sphyrnidae					

<i>Sphyrna tudes</i> (Valenciennes, 1822)	1	VU	ASE	
<i>Sphyrna tiburo</i> (Linnaeus, 1758)	1	LC	ASE	CO
<i>Sphyrna lewini</i> (Griffith & Smith, 1834)	1	END	ASE	AS
ACTINOPTERYGII				
<u>Elopiformes</u>				
Elopidae				
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	1	LC		
<i>Albula vulpes</i>	1			
<u>Anguilliformes</u>				
Muraenidae				
<i>Gymnothorax ocellatus</i> (Agassiz, 1831)	1			
<i>Gymnothorax conspersus</i> (Poey, 1867)	1			
<i>Gymnothorax funebris</i> (Ranzani, 184)	1			
Ophichthidae				
<i>Myrophis punctatus</i> (Lütken, 1852)	1			
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	1	1		
<i>Ahlia egmontis</i> (Jordan, 1884)	1	1		
Muraenesocidae				
<i>Cynoponticus savanna</i> (Bancroft, 1831)	1			
<u>Clupeiformes</u>				
Clupeidae				
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	1	1		
<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	1	1		
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	1	1	ASE	SE
<i>Platanichthys platana</i> (Regan, 1917)	1	1		
<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	1			
<i>Brevoortia aurea</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1			
Engraulidae				
<i>Anchoa filifera</i> (Fowler, 1915)	1	1		
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	1	1		
<i>Anchoa marinii</i> (Hildebrand, 1943)	1	1		
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	1	1		
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix & Agassiz, 1829)	1	1		
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann & Marsh 19)	1	1		
<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	1			
<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson 1839)	1	1		
<i>Anchoviella brevirostris</i> (Günther, 1868)	1	1		
<i>Anchoviella lepidontostole</i> (Fowler, 1911)	1	1		
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	1	1		
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	1	1		
Pristigasteridae				
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> (Poey, 1867)	1	1	LC	
<i>Pellona harroweri</i> (Fowler, 1917)	1	1		
<u>Siluriformes</u>				
Ariidae				
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	1	1		
<i>Genidens barbatus</i> (Lacepède, 183)	1	1	ASE	SE

<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	1	1	
<i>Bagre bagre</i> (Lineaus, 1766)	1	1	
<i>Bagre marinus</i> (Mitchill, 1815)		1	SE
<i>Notarius luniscutis</i> (Valenciennes, 184)	1	1	
<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 184)		1	
Loricariidae			
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Steindachner, 1881)	1		
Auchenipteridae			
<i>Glanidium melanopterus</i> (Miranda Ribeiro, 1918)	1		
Callichthyidae			
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	1		
Heptapteridae			
<i>Pimelodella transitoria</i> (Miranda-Ribeiro, 1907)	1		
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1		
Pimelodidae			
<i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède, 1803)	1		
<u>Characiforme</u>			
Characidae			
<i>Astyanax altiparanae</i> (Garutti & Britski, 2000)	1		
<i>Astyanax fasciatus</i> (Cuvier, 1819)	1	1	
<i>Oligosarcus hepsetus</i> (Cuvier, 1829)	1		
<i>Oligosarcus paranaensis</i> (Cuvier, 1829)	1		
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	1		
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	1		NT
Prochilodontidae			
<i>Prochiladus scrofa</i>	1		
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1837)	1		
Anostomidae			
<i>Leporinus steindachneri</i> (Eigenmann, 1907)	1		
Curimatidae			
<i>Cyphocharax santacatarinae</i> (Fernández-Yépez, 1948)	1		
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	1	1	
<u>Gymnotiformes</u>			
Gymnotidae			
<i>Gymnotus carapo</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	
<u>Aulopiformes</u>			
Synodontidae			
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)		1	
<u>Batrachoidiformes</u>			
Batrachoididae			
<i>Thalassophryne nattereri</i> (Steindachner, 1876)		1	
<i>Astroscopus y-graecum</i> (Cuvier, 1829)		1	
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	1	1	
<u>Gobiesociformes</u>			
Gobiesocidae			
<i>Gobiesox strumosus</i> (Cope, 1870)		1	
<u>Lophiformes</u>			

Ogcocephalidae					
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	1	1			
<u>Mugiliformes</u>					
Mugilidae					
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	1	1			
<i>Mugil curvidens</i> (Valenciennes, 1836)	1	1			
<i>Mugil incilis</i> (Hancock, 183)	1	1	LC		
<i>Mugil hospes</i> (Jordan & Culver, 1895)	1	1	LC		SE
<i>Mugil trichodon</i> (Poey, 1875)	1	1			
<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	1	1		ASE	SE
<u>Atheriniformes</u>					
Atherinopsidae					
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	1	1			
<i>Membras dissimilis</i> (Carvalho, 1956)	1	1			AS
<i>Odontesthes argentinensis</i> (Valenciennes, 1835)		1			
<u>Cyprinodontiformes</u>					
Poeciliidae					
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	1			
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	1	1			
<u>Beloniformes</u>					
Belonidae					
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	1	1	LC		
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	1	1			
<i>Tylosurus acus</i> (Lacepède, 1803)		1			
Hemiramphidae					
<i>Hemiramphus brasiliensis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1			
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)		1			
<i>Hyporhamphus roberti roberti</i> (Valenciennes, 1847)		1	LC		
<u>Syngnathiformes</u>					
Syngnathidae					
<i>Hippocampus erectus</i> (Perry, 1810)		1	VU		AS
<i>Hippocampus reidi</i> (Ginsburg, 1933)		1	DD		
<i>Syngnathus folletti</i> (Herald, 1942)	1	1			
<i>Syngnathus rousseau</i> (Linnaeus, 1758)	1	1			
<i>Syngnathus pelagicus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1			
<u>Scorpaeniformes</u>					
Dactylopteridae					
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)		1			
Scorpaenidae					
<i>Scorpaena brasiliensis</i> (Cuvier, 1829)		1			
<i>Scorpaena plumieri</i> (Bloch, 1789)		1			
Triglidae					
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	1	1			
<u>Perciformes</u>					
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	1	1			AS
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	1	1			AS
Serranidae					

<i>Hyporthodus niveatus</i> (Valenciennes, 1828)	1	VU	ASE	
<i>Hyporthodus nigrilus</i> (Holbrook, 1855)	1			
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1		
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	1			
<i>Rypticus randalli</i> (Courtenay, 1967)	1	1		
<i>Dules auriga</i> (Cuvier, 1829)	1			
Epinephelidae				
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822) #	1	CR		
<i>Epinephelus marginatus</i> (Jordan & Evermann, 1896)	1	END	ASE	
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1828)	1	LC		
<i>Mycteroperca rubra</i> (Bloch, 1793)	1	LC		
<i>Mycteroperca microlepis</i> (Goode & Bean, 1879)	1	LC		
<i>Mycteroperca tigris</i> (Valenciennes, 1833)	1	LC		
<i>Mycteroperca bonaci</i> (Poey, 1860)	1	NT	ASE	
Pomatomidae				
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	1	1	ASE	AS
Rachycentridae				
<i>Rachycentron canadum</i> (Linnaeus, 1766)	1			
Carangidae				
<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	1			
<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	1	LC		
<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	1	1		
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	1	1		
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	1	1		
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	1	1		
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	1	1		
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	1	1		
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1	1		
<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)	1	1		
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	1	1		
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		
<i>Trachinotus goodei</i> (Jordan & Evermann, 1896)	1	1	LC	
<i>Uraspis secunda</i> (Poey, 1860)	1			
<i>Seriola dumerili</i> (Risso, 1810)	1			
Pomacanthidae				
<i>Pomacanthus paru</i> (Bloch, 1787)	1	LC		AS
Pomacentridae				
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		
Lutjanidae				
<i>Lutjanus analis</i> (Cuvier, 1828)	1	VU	ASE	CO
<i>Lutjanus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	1			
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	1			
<i>Lutjanus cyanopterus</i> (Cuvier, 1828)	1	VU		CO
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	1			
Lobotidae				
<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	1			
Gerreidae				

<i>Diapterus auratus</i> (Ranzani, 1842)	1	1	LC	
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	1	1		
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	1	1		
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)		1		
<i>Eucinostomus lefroyi</i> (Goode, 1874)		1		
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	1	1		
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier, 1830)	1	1		
Haemulidae				
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	1	1		
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		
<i>Boridia grossidens</i> (Cuvier, 1830)		1		
<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus 1758)	1	1		
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	1	1		
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)		1		
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	1	1		
<i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1830)		1		
Sparidae				
<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)		1		
<i>Archosargus rhomboidalis</i> (Linnaeus, 1758)		1		
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)		1		
Kyphosidae				
<i>Kyphosus incisor</i> (Cuvier, 1831)	1			
Sciaenidae				
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	1	1		
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i> (Metzelaar, 1919)	1	1		
<i>Cynoscion virescens</i> (Cuvier, 1830)	1	1		
<i>Cynoscion guatucupa</i> (Cuvier, 1830)	1	1		
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	1	1	LC	SE
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	1	1		AS
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	1	1		AS
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	1	1		AS
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	1	1		AS
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)		1		
<i>Macrodon atricauda</i> (Günther, 1880)	1	1	ASE	SE
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1		
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	1	1		
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	1	1	ASE	SE
<i>Nebris microps</i> (Cuvier, 1830)		1		
<i>Ophioscion punctatissimus</i> (Meek & Hildebrand, 1925)		1		
<i>Paralonchurus brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)		1		
<i>Pogonias cromis</i> (Linnaeus, 1766)		1		CO
<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)		1		
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	1	1		
<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	1	1		
<i>Umbrina coroides</i> (Cuvier, 1830)		1		
<i>Umbrina canosai</i> (Berg, 1895)	1		ASE	SE
Polynemidae				
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	1			

<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	1		
Cichlidae			
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1	
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus, 1758)	1		
<i>Tilapia rendalli</i> (Boulenger, 1897)	1		LC
Blenniidae			
<i>Hypleurochilus fissicornis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1	
<i>Lupinoblennius paivai</i> (Pinto, 1958)		1	
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)		1	
<i>Parablennius pilicornis</i> (Cuvier, 1829)		1	
Gobiidae			
<i>Bathygobius soporator</i> (Valenciennes, 1837)	1	1	
<i>Gobioides broussonnetii</i> (Lacepède, 1800)	1	1	
<i>Ctenogobius boleosoma</i> (Jordan & Gilbert, 1882)		1	
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Eigenmann, 1887)	1	1	
<i>Ctenogobius stigmaticus</i> (Poey, 186)		1	
<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	1	1	
<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	1	1	
<i>Gobionellus stomatus</i> (Starks, 1913)		1	
<i>Microgobius meeki</i> (Evermann & Marsh, 1899)		1	
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein, 1822)	1	1	
Eleotridae			
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin, 1789)		1	
<i>Dormitator maculatus</i> (Bloch, 1792)	1	1	
<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)		1	
Ephippidae			
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	1	1	
Sphyraenidae			
<i>Sphyraena guachancho</i> (Cuvier, 1829)		1	
<i>Sphyraena tome</i> (Fowler, 1903)		1	
Trichiuridae			
<i>Trichiurus lepturus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	
Scombridae			
<i>Scomberomorus brasiliensis</i> (Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978)		1	LC
Stromateidae			
<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)		1	LC
Paralichthyidae			
<i>Citharichthys arenaceus</i> (Evermann & Marsh, 1900)		1	
<i>Citharichthys spilopterus</i> (Günther, 1862)	1	1	
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	1	1	
<i>Etropus longimanus</i> (Norman, 1933)		1	
<i>Paralichthys patagonicus</i> (Jordan, 1889)		1	
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	1	1	AS
<i>Paralichthys orbignyana</i> (Valenciennes, 1839)	1	1	AS
<i>Syacium papillosum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	
<i>Syacium micrurum</i> (Ranzini, 1834)		1	
Achiridae			

<i>Catathyridium garmani</i> (Jordan & Goss, 1889)	1	
<i>Achirus declivis</i> (Chabanaud, 1940)	1	
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
<i>Trinectes microphthalmus</i> (Chabanaud, 1928)	1	1
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	1	1
Cynoglossidae		
<i>Symphurus plagusia</i> (Linnaeus, 1766)	1	
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	1	1
<i>Symphurus trewavasae</i> (Chabanaud, 1948)	1	
Monacanthidae		
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	1	
<i>Stephanolepis setifer</i> (Bennett, 1831)	1	
<u>Tetraodontiformes</u>		
Tetraodontidae		
<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	1	1
<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	1	1
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1
<i>Sphoeroides tyleri</i> (Shipp, 1972)	1	1
Diodontidae		
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	1	1