

UFRRJ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DISSERTAÇÃO

**COMPARAÇÕES DA ICTIOFAUNA ENTRE DIFERENTES
SISTEMAS COSTEIROS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO:
RELAÇÕES COM INVERTEBRADOS BENTÔNICOS,
DIVERSIDADE BETA E DISTINÇÃO TAXONÔMICA**

Rafaela de Sousa Gomes

2016



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**COMPARAÇÕES DA ICTIOFAUNA ENTRE DIFERENTES
SISTEMAS COSTEIROS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO:
RELAÇÕES COM INVERTEBRADOS BENTÔNICOS,
DIVERSIDADE BETA E DISTINÇÃO TAXONÔMICA**

RAFAELA DE SOUSA GOMES

Sob a Orientação do Professor
Francisco Gerson Araújo

Dissertação submetida à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**.

Seropédica, RJ
Novembro, 2016

597
G633c
T

Gomes, Rafaela de Sousa, 1990-
Comparações da ictiofauna entre diferentes sistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro : relações com invertebrados bentônicos, diversidade beta e distinção taxonômica / Rafaela de Sousa Gomes. - 2016.
65 f.: il.

Orientador: Francisco Gerson Araújo.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal.
Inclui bibliografias.

1. Peixe - Teses. 2. Peixe - Rio de Janeiro (Estado) - Teses. 3. Biodiversidade marinha - Rio de Janeiro (Estado) - Teses. 4. Comunidade de peixes - Rio de Janeiro (Estado) - Teses. 5. Invertebrados marinhos - Teses. I. Araújo, Francisco Gerson, 1954- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

RAFAELA DE SOUSA GOMES

DISSERTAÇÃO APROVADA EM: 23/11/2016

PRESIDENTE:



(Prof. Dr. Francisco Gerson Araújo - UFRRJ)

MEMBRO TITULAR:



(Prof. Dr. Jayme Magalhães Santangelo - UFRRJ)

MEMBRO TITULAR:



(Dr.ª Luisa Resende Manna – Bolsista PDJ (FAPERJ)-UERJ)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Francisco Gerson Araújo, pela oportunidade de estágio há 7 anos atrás, pela orientação, incentivo e confiança. Obrigada por me permitir participar de grandes projetos e por confiar que eu conseguiria dar conta de tudo.

Ao Joaquim, quem me apresentou ao LEP e à Debora, por ter me co-orientado nos primeiros anos de estágio. Obrigada pelo pontapé inicial e pelo incentivo!

À querida Paulinha, sempre disposta a ajudar, que me incentivou não apenas a prosseguir na minha linha de pesquisa, mas me apontou novos rumos no mestrado e na vida!

Aos queridos Wagner, Gustavo, Vinícius e Fernanda, por terem me ajudado tanto no decorrer do projeto. Ao Wagner, pela ajuda na coleta dos sedimentos. Ao Gustavo e Vinícius, pela identificação biológica e à Fernanda pela grande ajuda no processamento das amostras. Muito obrigada por tudo, vocês foram incríveis!

A todos os meus companheiros de coleta que já tive no decorrer destes quase 8 anos e a todos os amigos do LEP, que de alguma forma, tornaram esse sonho possível. É um prazer trabalhar com vocês!

Um agradecimento especial aos meus pais, fonte inesgotável de incentivo, pessoas maravilhosas que tenho o prazer de tê-los como pais. Obrigada por tudo o que fizeram e fazem por mim. Eu amo vocês incondicionalmente!

Ao meu esposo Filipe, pelo companheirismo ao longo de quase 10 anos, por sempre me incentivar nos estudos e pelos auxílios nos cálculos. Obrigada por tudo!

A todos os meus familiares, em especial aos meus irmãos Samantha e Israel. Vocês são presentes de Deus em minha vida!

A minhas queridas chatonildas, Geysa, Jéssica, Jennifer, Nicole e Elayne, amigas que a rural me deu. A amizade de vocês é um presente de Deus!

A todos que contribuíram de alguma forma para a elaboração deste trabalho, vocês são maravilhosos!

À CAPES pela bolsa de estudos que me foi concedida durante o primeiro ano, e à FAPERJ pela bolsa concedida através do programa “Bolsa Nota 10” durante o segundo ano.

A Deus, por renovar as minhas forças ao longo desses anos e pelas oportunidades que tem me concedido. Obrigada Senhor, por ter me capacitado a ter chegado até aqui!

Pois dele, por ele e para ele são todas as coisas. A ele seja a glória para sempre!

Amém.

(Rm 11:36)

“Seja você quem for, seja qual for a posição social que você tenha na vida, a mais alta ou a mais baixa, tenha sempre como meta muita força, muita determinação e sempre faça tudo com muito amor e com muita fé em Deus, que um dia você chega lá. De alguma maneira você chega lá”.

Ayrton Senna

RESUMO

GOMES, Rafaela de Sousa. **Comparações da ictiofauna entre diferentes sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro: relações com invertebrados bentônicos, diversidade beta e distinção taxonômica**. 2016. 65p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

Ambientes marinhos costeiros rasos são altamente produtivos e amplamente reconhecidos como importantes habitats para muitas espécies de peixes e invertebrados associados ao substrato ou à coluna da água. Diversos mecanismos podem influenciar a distribuição de peixes entre os sistemas costeiros marinhos, como interações biológicas (e.g., predação, competição) e abióticas (e.g., tipo de sedimento, turbidez). O presente trabalho foi realizado em sistemas costeiros na região sul do estado do Rio de Janeiro, que incluem praias arenosas oceânicas desprotegidas e praias arenosas dentro de dois grandes sistemas de baías (Sepetiba e Ilha Grande). Amostras de peixes, sedimento e tomada de variáveis ambientais foram realizadas trimestralmente em três praias arenosas de cada sistema durante os anos de 2014 e 2015. Os objetivos foram: 1) determinar e comparar a relação entre peixes e invertebrados bentônicos entre os três sistemas costeiros, e detectar eventuais influências das variáveis ambientais na estrutura destas duas comunidades bióticas; e 2) comparar a ictiofauna em relação à diversidade beta, distinção taxonômica e heterogeneidade ambiental, visando testar a hipótese de que ambientes com maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade beta. A composição granulométrica e as variáveis ambientais variaram significativamente entre os sistemas costeiros, com maior turbidez na Baía de Sepetiba, maior salinidade nas praias oceânicas e menores concentrações de nutrientes na Baía da Ilha Grande. A maior abundância de invertebrados bentônicos foi observada nas baías, com a Baía de Ilha Grande destacando-se pelo maior número de indivíduos, enquanto as praias oceânicas apresentaram as menores ocorrências, o que pode estar associado a fatores físicos, principalmente a ação de ondas, que pode remover invertebrados do sedimento, acarretando numa maior exposição à predação. As composições de peixes e invertebrados bentônicos foram influenciadas pelas variáveis ambientais e a comunidade de invertebrados bentônicos não apresentou correlação significativa com a ictiofauna, entretanto algumas correlações pontuais consistentes foram observadas entre peixes e invertebrados. Por exemplo, o linguado *Citharichthys spilopterus*, foi positivamente correlacionado com representantes de Crustacea das ordens Amphipoda e Tanaidacea e Polychaeta das ordens Opheliida e Polygordiida, o que sugere uma relação de dependência destes peixes por estes invertebrados que podem estar sendo utilizados como recursos alimentares. Os sistemas costeiros não diferiram quanto à heterogeneidade ambiental, enquanto a diversidade beta foi maior na Baía da Ilha Grande, o que pode estar associado ao estado de melhor preservação dos locais amostrados. Não foi encontrada relação significativa entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, o que pode ser atribuído à escolha das variáveis ambientais que não influenciam na distribuição da ictiofauna. A distinção taxonômica apresentou correlação positiva com a riqueza de espécies. Assim, quanto maior o número de espécies, maior a distinção taxonômica e esse fato pode estar relacionado a interações interespecíficas, já que espécies proximamente relacionadas geralmente competem pelos mesmos recursos, assim a adição de novas espécies distanciadamente filogeneticamente ocuparia diferentes nichos. Sugerimos que a rotatividade da ictiofauna (diversidade beta) deve ser considerada em planos de gerenciamento ambiental, já que esta ferramenta pode fornecer bases para seleção e delineamento de

tamanhos de áreas prioritizadas para a conservação, visando proteger o máximo da diversidade biológica.

Palavras-chave: biodiversidade, comunidade de peixes, áreas costeiras, conservação ambiental.

ABSTRACT

GOMES, Rafaela de Sousa. **Comparisons of the ichthyofauna among different coastal systems of the Rio de Janeiro State: relationship with benthic invertebrates, beta diversity and taxonomic distinctiveness**. 2016. 65p. Dissertation (Master Science in Animal Biology). Institute of Biological and Health Sciences, Department of Animal Biology, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

Shallow coastal marine systems are highly productive and widely recognized by their roles as important habitats for several bottom dwelling or water column fish and invertebrate species. Several mechanisms can influence fish distribution among the coastal marine systems, such as biotic interaction (e.g. predation, competition) and abiotic influences (e.g. type of sediment, turbidity). This study was carried out in sandy beaches of coastal systems that included unsheltered oceanic beaches and sandy beaches in two large embayment (Sepetiba and Ilha Grande). Quarterly samplings were performed to collect fishes, sediment and to measure environmental variables in three sandy beaches of each system during 2014 and 2015. The aim were: 1) to determine and compare the relationship fish and benthic invertebrate among the three systems, and to detect eventual influences of environmental variables on the structure of these two biotic communities and, 2) to compare the ichthyofauna in relation to beta diversity, taxonomic distinctiveness and environmental heterogeneity, to test the hypothesis that systems with high environmental heterogeneity have higher beta diversity. Granulometric composition and environmental variables differed among the systems, with comparatively higher turbidity in the Sepetiba Bay, lower nutrient concentrations in the Ilha Grande Bay and higher salinity in the Oceanic Beaches. The highest abundance of benthic invertebrate was found in the bays, whereas the Oceanic Beaches have the lowest numbers, which can be associated to physical dynamic of wave action in the this latter system that can the potentiality to remove invertebrate from the sediments, resulting in their exposure to predation. Fish and benthic invertebrate were influenced by environmental variables but no significant correlation was found between fish and invertebrate communities. However, some specific strong relationship was found between particular species of fish and invertebrate. For example, the flatfish *Citharichthys spilopterus* was positively related to representant of the Crustacean from Amphipoda and Tanaidacea orders, and from Polychaeta of Opheliida and Polygordiida orders, suggesting a dependence relationship between fish and invertebrates that can be used as fish feeding prey. The coastal systems did not differ in environmental heterogeneity, whereas the beta diversity was highest in the Ilha Grande Bay, which is probably associated to better preservation of their beaches. We did not detect significant relationship between beta diversity and environmental heterogeneity, which can be attributed to the examined environmental variables that did not influence markedly fish distribution. Taxonomic distinctiveness had positive correlation with species richness, thus the higher the richness the higher the taxonomic distinctiveness that can be associated to interspecific relationship, since species closely related tend to compete for similar resources. Thus, the addition of new phylogenetically distant species will occupy different niches. We suggest that fish turnover (beta diversity) should be included in environmental management plans, as a tool to supply the basis to selection size of areas to be prioritized for conservation, aiming to protect the maximum of biological diversity.

Key words: biodiversity, fish community, environmental heterogeneity, coastal areas, environmental conservation.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Locais de coletas: **Praias Oceânicas:** 1, Praia do Recreio; 2, Grumari; 3, Barra de Guaratiba; **Baía de Sepetiba:** 4, Itacuruçá; 5, Muriqui; 6, Praia Grande; 7, Praia de Saco; **Baía da Ilha Grande:** 8, Praia Vermelha; 9, Tarituba; 10, São Gonçalinho; 11, São Gonçalo.

Figura 2. Vista parcial de praias arenosas dos sistemas costeiros amostrados. Praias Oceânicas: Grumari (Ponto 2, lado esquerdo, superior); Baía de Sepetiba: Itacuruçá (Ponto 4, lado direito, superior); Baía da Ilha Grande: São Gonçalo (Ponto 11, centro, abaixo).

Figura 3. Detalhe das amostragens de sedimento, tomada das variáveis ambientais e coleta de peixes.

CAPÍTULO 1

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Classificação das praias quanto à sua granulometria e grau de exposição, de acordo com o somatório dos escores proposto por MCLACHLAN (1980). Código: DM= Diâmetro Médio.

Tabela 2. Média e desvio padrão das variáveis ambientais e resultados de PERMANOVA para comparações entre sistemas costeiros. Fator fixo: sistemas (3 níveis); Fator aleatório: locais (9 níveis) (aninhado nos sistemas).

Tabela 3. Classificação taxonômica, abundância relativa (AR%) e frequência de ocorrência (FO%) de cada espécie de peixes encontrados em sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Tabela 4. Espécies discriminantes de cada sistema costeiro, conforme a análise de SIMPER. Espécies com contribuição acima de 10% em negrito.

Tabela 5. Classificação taxonômica e abundância relativa dos invertebrados bentônicos de praias arenosas do estado do Rio de Janeiro. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Tabela 6. Resultado das comparações dos grupos taxonômicos entre os sistemas costeiros que apresentaram diferenças significativas de acordo com PERMANOVA. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Tabela 7. Resultado da Análise de Regressão da ictiofauna em função das variáveis ambientais em cada sistema costeiro. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação; valores acima de 0,30 em negrito. Códigos: * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.005.

Tabela 8. Resultado da Análise de Regressão dos representantes invertebrados bentônicos em função das variáveis ambientais em cada sistema costeiro. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação; valores acima de 0,30 em negrito. Códigos: * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.005.

Tabela 9. Resultado da Análise de Regressão Múltipla de espécies de peixes que apresentaram correlação significativa com invertebrados bentônicos entre os sistemas costeiros. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação. Códigos: * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.005.

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de ordenação dos peixes em relação às variáveis ambientais produzidas pela Análise de Correspondência Canônica em Praias Oceânicas, Baía de Sepetiba e Baía de Ilha Grande. Códigos: consultar tabela 3.

Figura 2. Diagrama de ordenação dos invertebrados bentônicos em relação às variáveis ambientais produzidas pela Análise de Correspondência Canônica em Praias Oceânicas, Baía de Sepetiba e Baía de Ilha Grande. Códigos: consultar tabela 5.

Figura 3. Diagrama de ordenação dos invertebrados bentônicos em função da ictiofauna produzidas pela Análise de Correspondência Canônica. Código dos peixes: consultar tabela 3. Códigos dos invertebrados bentônicos: consultar tabela 5.

CAPÍTULO 2

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Resultado da análise PERMANOVA (Pseudo-F) e média e comparações par a par em relação a cada variável. Códigos: ns = não significante; *P< 0.05; **P < 0.01; ***P < 0.001.

Tabela 2. Média da distância para o centroide do grupo para os dados da assembleia de peixes de acordo com resultados PERMDISP baseadas em dados de presença/ausência (Sørensen) e abundância (Bray Curtis).

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais dos três sistemas costeiros estudados. Código: PO, Praias Oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande

Figura 2. Número de espécies esperadas de acordo com as curvas de rarefação (Coleman) baseadas no número de peixes de três sistemas costeiros.

Figura 3. Relações taxonômicas entre as espécies de peixes em cada sistema costeiro estudado.

Figura 4. Gráfico em funil ilustrando valores de delta+ de acordo com o número de espécies em cada sistema costeiro. A, Praias Oceânicas; B, Baía de Sepetiba; C, Baía de Ilha Grande.

Figura 5. Diagrama de ordenação produzido pela análise MDS de acordo com a matriz de similaridade Sørensen com os centroides plotados (círculos). Códigos: verde: Praias Oceânicas; vermelho: Baía de Sepetiba e Azul: Baía da Ilha Grande.

Figura 6. Relação da heterogeneidade ambiental e riqueza de espécies, diversidade beta e delta +.

Figura 7. Relação da riqueza de espécies com a diversidade beta e distinção taxonômica.

SUMÁRIO

I. INTRODUÇÃO GERAL	1
ÁREA DE ESTUDO	3
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5

II. CAPÍTULO I. Os peixes de praias arenosas dependem dos invertebrados bentônicos? O caso de baías e praias oceânicas na costa do Rio de Janeiro

RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO	11
2. MATERIAIS E MÉTODOS	12
2.1. Amostragem	12
2.2. Caracterização ambiental	12
2.3. Ictiofauna	13
2.4. Invertebrados bentônicos	13
2.5. Análise dos dados	13
3. RESULTADOS	14
3.1. Caracterização ambiental	14
3.1.1. Composição granulométrica	14
3.1.2. Variáveis físico-química e nutrientes	15
3.2. Caracterização da ictiofauna	17
3.3. Caracterização da comunidade de invertebrados bentônicos.....	21
3.4. Correlação entre fatores ambientais e a fauna	23
3.4.1. Peixes.....	23
3.4.2. Invertebrados bentônicos	26
3.5. Correlação entre a invertebrados bentônicos e ictiofauna	29
4. DISCUSSÃO	31
5. CONCLUSÕES	34
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35

III. CAPÍTULO II. Relação entre a diversidade beta, distinção taxonômica e heterogeneidade ambiental na ictiofauna de praias arenosas oceânicas e de baías do estado do Rio de Janeiro

RESUMO	42
ABSTRACT	43
1. INTRODUÇÃO	44
2. MATERIAIS E MÉTODOS	45
2.1. Programa de Amostragem e Processamento das amostras.....	45
2.3. Análises dos dados	45
3. RESULTADOS	47
3.1. Variáveis ambientais	47
3.2. Composição da ictiofauna	48
3.3. Diversidade beta.....	51
3.4. Relações entre descritores de comunidades	52
4. DISCUSSÃO	54
5. CONCLUSÕES	57
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS	63
---------------------------------------	----

I. INTRODUÇÃO GERAL

Praias arenosas são importantes habitats para muitos organismos marinhos, tais como peixes juvenis e invertebrados bentônicos (MCLACHLAN & DORVLO, 2005; MCLACHLAN & BROWN, 2006; NAKANE *et al.*, 2013), fornecendo sítios de refúgio e desova, além de disponibilidade de recursos alimentares que promovem o crescimento destes grupos biológicos (GIBSON & YOSHIYAMA, 1999). A ictiofauna de praias arenosas oceânicas e de baías depende de uma série de fatores ambientais, tais como temperatura, salinidade, turbidez, dentre outros (SELLESLAGH & AMARA, 2008; VASCONCELOS *et al.*, 2010). Diferenças ambientais entre estes sistemas costeiros podem alterar a estrutura da ictiofauna, além de influenciar no padrão de distribuição de invertebrados, importantes itens alimentares para muitos peixes (DEFEO & MCLACHLAN, 2011).

Além da influência das variáveis ambientais, interações biológicas também interferem na composição específica das comunidades de peixes e de invertebrados bentônicos. Alguns invertebrados podem ter sua abundância limitada devido à predação direta por peixes ou ainda apresentar maior abundância devido à redução da predação (JACKSON & HARVEY, 1993). Em ambientes onde a produtividade é aumentada na base da cadeia alimentar, é esperado ocorrer o aumento da abundância de invertebrados bentônicos, enquanto que a presença de predadores pode reduzir (GILLIAM *et al.*, 1989). Dessa forma, interações de grupos biológicos, e destes com fatores ambientais ditam a composição específica de cada sistema costeiro, de forma que alterações na comunidade de invertebrados bentônicos podem afetar positiva ou negativamente a ictiofauna, não apenas por ser um componente da dieta de muitas espécies de peixes, mas também pelas funções da comunidade de invertebrados bentônicos para o funcionamento do ecossistema. Invertebrados bentônicos desempenham importante papel nos sistemas marinhos costeiros, sendo fundamentais na disponibilização dos nutrientes estocados no sedimento para a coluna d'água através da bioturbação (WARD, 1992; JOSEFSON & RASMUSSEN, 2000). A regeneração dos nutrientes representa fonte para a produção primária na coluna d'água (HUMAN *et al.*, 2015), favorecendo também níveis tróficos superiores.

Apesar de diversos autores buscarem compreender padrões e mudanças na diversidade de espécies, há uma dificuldade em estabelecer quais fatores influenciam nesses padrões (JOHNSON & HERING, 2010). Uma das questões-chave na ecologia é medir os processos e padrões que atuam na biodiversidade (ANDERSON, *et al.*, 2011; LEPRIEUR *et al.*, 2011). MAGURRAN (1988) afirma que a diversidade é um tema central na ecologia e destaca que medidas de diversidade são frequentemente vistos como indicadores do bem-estar dos sistemas ecológicos. Dentre estas medidas, a diversidade beta assume notável destaque por descrever a variação na composição de espécies entre locais dentro de uma região (WHITTAKER, 1972) e através da diversidade beta, podemos avaliar o grau de semelhança entre as comunidades (OLDEN & ROONEY, 2006). De acordo com HARPER & HAWESWORTH (1994), a diversidade biológica de um local é mais que o número de espécies, de forma que assembleias com mesma riqueza podem compreender espécies taxonomicamente semelhantes ou serem distintas. Assim, além da riqueza de espécies, a diversidade beta e a distinção taxonômica apresentam potencial utilidade na definição de áreas de conservação.

A heterogeneidade ambiental é frequentemente usada para explicar padrões de diversidade e diversos autores defendem que a variação da diversidade em resposta a heterogeneidade ambiental é decorrente do fato de que condições ambientais

heterogêneas poderiam proporcionar maior disponibilidade de recursos e fornecer mais possibilidades de nichos (BAZZAZ, 1975; VEECH & CRIST, 2007). Assim, a heterogeneidade ambiental é muitas vezes colocada como sendo de importância primordial na diversidade beta (ANDERSON *et al.*, 2006). Além disso, a capacidade de dispersão das espécies também pode influenciar a diversidade beta, já que de acordo com GERING & CRIST (2002), a dispersão pode aumentar a ampla distribuição das espécies, ocasionando a diminuição da diversidade beta. Assim, o aumento da distância entre os locais dificultaria a dispersão das espécies, favorecendo o aumento da diversidade beta (HARRISON *et al.*, 1992).

A costa do Rio de Janeiro é de interesse para a investigação de padrões de diversidade e suas relações com variáveis ambientais, por apresentar praias oceânicas (presentes na faixa litorânea de áreas costeiras desprotegidas) e praias estuarinas (presentes no interior de baías). Esses sistemas costeiros apresentam características ambientais que podem conferir limitações para o estabelecimento de espécies. Praias de baías geralmente são consideradas sistemas estuarinos que podem apresentar grande oscilação em seus fatores ambientais (SELLESLAGH & AMARA, 2008). Em contrapartida, praias oceânicas geralmente são áreas expostas, onde a ação das ondas pode desalojar organismos bentônicos do sedimento, acarretando no maior risco de predação (GABEL *et al.*, 2011). No entanto, outras características ambientais como as variáveis físico-químicas da água são relativamente estáveis (MARTINO & ABLE, 2003). O presente trabalho visou determinar as relações da ictiofauna com invertebrados bentônicos e também com variáveis ambientais em uma área de grande importância econômica e ecológica, que são as zonas costeiras rasas do sul do estado do Rio de Janeiro e foi dividido em dois capítulos:

1. Os peixes de praias arenosas dependem dos invertebrados bentônicos? O caso de baías e praias oceânicas na costa do Rio de Janeiro.

Neste capítulo, objetivamos determinar a relação entre peixes e invertebrados bentônicos em dois tipos de praias arenosas, i.e. em praias de baías e em praias de áreas desprotegidas (oceânicas). Também objetivou-se detectar se a estrutura das comunidades exibe relações com variáveis ambientais de modo semelhante em diferentes sistemas costeiros. A hipótese a ser testada é que as características destes tipos de ambientes influenciam na relação peixes vs. invertebrados bentônicos, bem como as variáveis ambientais influenciam na estrutura de ambas as comunidades (íctica e bentônica).

2. Relação entre a diversidade beta, distinção taxonômica e heterogeneidade ambiental na ictiofauna de praias arenosas oceânicas e de baías do estado do Rio de Janeiro

O objetivo deste capítulo foi comparar três sistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro em relação à diversidade beta e variação ambiental, visando testar a hipótese que ambientes com maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade beta. Também buscou-se avaliar eventuais relações entre a diversidade beta, heterogeneidade ambiental e distinção taxonômica.

II. AREA DE ESTUDO

O presente trabalho foi realizado em sistemas costeiros na região sul do estado do Rio de Janeiro, que inclui praias oceânicas e dois grandes sistemas de baías (Sepetiba e Ilha Grande) (Figuras 1 e 2). Foram realizadas 8 saídas de campo trimestrais entre 2014 e 2015 em 9 praias (3 nas Praias oceânicas; 3 na Baía da Ilha Grande e 3 na Baía de Sepetiba) com 4 repetições. No segundo ano de coletas uma praia da Baía de Sepetiba (praia 7 substituiu praia 6) e uma da Baía da Ilha Grande (praia 9 substituiu praia 8) foram substituídas por outras duas praias, visando aumentar a variabilidade ambiental. As praias oceânicas amostradas (Figura 3) são adjacentes à Baía de Sepetiba, em uma área costeira desprotegida. Das três praias amostradas neste sistema costeiro, duas apresentam elevado grau de urbanização e ocupação humana, são elas Barra de Guaratiba e Recreio, enquanto que Grumari é uma área de preservação ambiental, apresentando pouca urbanização. A Baía de Sepetiba é uma zona caracterizada por pouca ação de ondas, devido principalmente à proteção da restinga, localizada ao sul, iniciando na parte leste e terminando na Ilha da Marambaia, a oeste. É um sistema rico em nutrientes orgânicos de drenagem continental, onde na última década, tem sofrido aumento da degradação devido ao aumento de efluentes industriais e municipais trazidos para a baía por rios e canais de drenagem a partir da periferia da cidade do Rio de Janeiro (ARAÚJO *et al.*, 2002; PESSANHA & ARAÚJO, 2003; ARAÚJO *et al.*, 2016). Por outro lado, a Baía da Ilha Grande é um sistema oligotrófico e livremente ligado ao Oceano Atlântico e não há significativas entradas de água doce provenientes de rios (CREED *et al.*, 2007). A Baía de Ilha Grande apresenta uma série de atividades econômicas, tais como turismo, geração de energia através de usinas de energia nuclear, estaleiros, pesca, entre outros. Apesar da presença destas potenciais fontes poluidoras, baixos níveis de metais (tais como Ni, Cu, Cr, Mn, Zn e Hg) têm sido encontrados em sedimentos (LACERDA *et al.*, 1981; CARDOSO *et al.*, 2001) e peixe (KEHRIG *et al.*, 1998), nas últimas décadas.

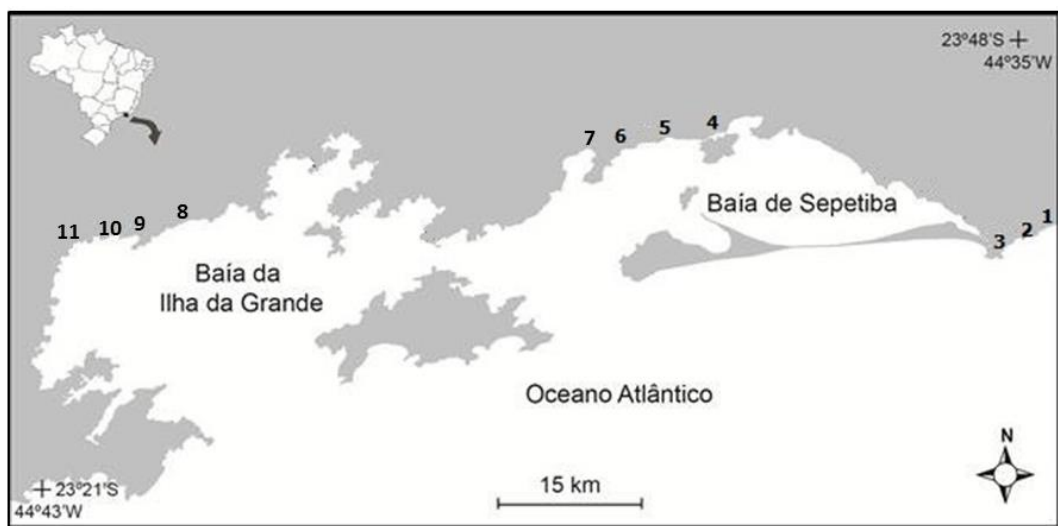


Figura 1. Locais de coletas: **Praias Oceânicas:** 1, Praia do Recreio; 2, Grumari; 3, Barra de Guaratiba; **Baía de Sepetiba:** 4, Itacuruçá; 5, Muriqui; 6, Praia Grande; 7, Praia de Saco; **Baía da Ilha Grande:** 8, Praia Vermelha; 9, Tarituba; 10, São Gonçalinho; 11, São Gonçalo.



Figura 2. Vista parcial de praias arenosas dos sistemas costeiros amostrados. Praias Oceânicas: Grumari (Ponto 2, lado esquerdo, superior); Baía de Sepetiba: Itacuruçá (Ponto 4, lado direito, superior); Baía da Ilha Grande: São Gonçalo (Ponto 11, centro, abaixo).



Figura 3. Detalhe das amostragens de sedimento, tomada das variáveis ambientais e coleta de peixes.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M.J.; CRIST, T.O.; CHASE, J.M.; VELLEND, M.; INOUE, B.D.; FREESTONE, A.L.; SANDERS, N.J.; CORNELL, H.V.; COMITA, L.S.; DAVIES, K.F.; HARRISON, S.P.; KRAFT, N.J.; STEGEN, J.C.; SWENSON, N.G. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v.14, p. 19 – 28. 2011.
- ANDERSON, M.J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, p. 683 – 693. 2006.
- ARAUJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D., CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25, 441 – 450. 2002.
- ARAUJO, F.G.; PINTO, S.M.; NEVES, L.M.; AZEVEDO, M.C.C. Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? **Marine Pollution Bulletin**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.063>. 2016.
- BAZZAZ, F.A. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. **Ecology**, v. 56, p. 485 – 488. 1975.
- CARDOSO, A.G.A., BOAVENTURA, G.R., SILVA FILHO, E.V., BROAD, J. Metal distribution in sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 6, n. 12, p. 767 – 774. 2001.
- CREED, J. C.; CASARES, F. A.; OLIVEIRA, A. E. S. Características Ambientais: Água. In: CREED, J. C.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. (Orgs): **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília, DF: MMA/SBF, p. 109 – 133. 2007.
- DEFEO, O., MCLACHLAN, A. 2011. Coupling between macrofauna community structure and beach type: a deconstructive meta-analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 433, p. 29 – 41. 2011.
- GABEL, F.; STOLL, S.; FISCHER, P.H.; PUSCH, M.T.; GARCIA, X.F. Waves affect predator–prey interactions between fish and benthic invertebrates. **Oecologia**, v. 165, p. 101 – 109. 2011.
- GERING, J. C. AND CRIST, T. O. The alpha–beta–regional relationship: providing new insights into local – regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. **Ecology Letters**, 5: 433–444. doi:10.1046/j.1461-0248.2002.00335.x. 2002.
- GIBSON; R.; YOSHIYAMA, R. **Intertidal fish communities. Intertidal fishes: life in two worlds**, p. 264 – 296. 1999.
- GILLIAM, J. F.; FRASER, D.F.; SABAT A.M. Strong effects of foraging minnows on a stream benthic invertebrate community. **Ecology**, v.70, 445 – 452. 1989.

- HARPER, J.L.; HAWKSWORTH, D.L. Biodiversity: measurement and estimation. **Philosophical transactions of the Royal Society of London**, v. 345, n. 1311, p. 5 – 12. 1994.
- HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, v. 61, p. 141 – 148. 1992.
- HUMAN, L. R.D.; SNOW, G.C.; ADAMS, J.B.; BATE, G.C.; YANG, S. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 154, p. 169 – 178. 2015.
- JACKSON, D.A.; HARVEY, H.H. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationship. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 50, p. 2641 – 2651. 1993.
- JOHNSON, R.K.; HERING, D. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 978 – 992. 2010.
- JOSEFSON, A.B.; RASMUSSEN, B. Nutrient Retention by Benthic Macrofaunal Biomass of Danish Estuaries: Importance of Nutrient Load and Residence Time. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 50, n. 2, p. 205 – 216. 2000.
- KEHRIG, H.A.; MALM, O.; MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 213, p. 263 – 271. 1998.
- LACERDA, L.D.; PFEIFFER, W.C.; FISZMAN, M. Níveis naturais de metais pesados em sedimentos marinhos da Baía da Ribeira, Angra dos Reis. **Cienc Cult**, v. 34, n. 7, p. 921 – 924. 1981.
- LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P.A.; HUGUENY, B.; BEAUCHARD, O.; DÜRR, H.H.; BROSSE, S.; OBERDORFF, T. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 325 – 334. 2011.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, Princeton, NJ. 1988.
- MARTINO, E.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 969 – 987. 2003.
- MCLACHLAN, A.; BROWN, A.C. **The Ecology of Sandy Shores**. Academic Press, Burlington, MA, USA, p. 373. 2006.
- MCLACHLAN, A.; DORVLO, A. Global patterns in sandy macrobenthic communities. **Journal of Coastal Research**, v. 21, p. 674 – 687. 2005.

- NAKANE, Y.; SUDA, Y.; SANO, M. Responses of fish assemblage structures to sandy beach types in Kyushu Island, southern Japan. **Marine Biology**, v. 160, p. 1563 – 1581. 2013.
- OLDEN, J.D.; ROONEY, T.P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, p. 113 – 120. 2006.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAUJO, F.G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 817 – 828. 2003.
- SELLESLAGH, J.; AMARA, R. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, p. 507 – 517. 2008.
- VASCONCELLOS, R.M.; ARAÚJO, F.G.; SANTOS, J.N.S.; SILVA, M.A. Short-term dynamics in fish assemblage structure on a sheltered sandy beach in Guanabara Bay, Southeastern Brazil. **Marine Ecology**, v. 31, n. 3, p. 506 – 519. 2010.
- VEECH J.A., CRIST T.O. Habitat and climate heterogeneity maintain betadiversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 650 – 656. 2007.
- WARD, J.V. **Aquatic Insect Ecology: biology and habitat**. Toronto: John Wiley & Sons, Inc., 438 p. 1992.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213 – 251. 1972.

CAPÍTULO I

OS PEIXES DE PRAIAS ARENOSAS DEPENDEM DOS INVERTEBRADOS BENTÔNICOS? O CASO DE BAÍAS E PRAIAS OCEÂNICAS NA COSTA DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

Ambientes marinhos costeiros rasos são altamente produtivos e amplamente reconhecidos como importantes habitats para muitas espécies de peixes e invertebrados bentônicos. Diversos mecanismos podem influenciar a distribuição de peixes dentro de sistemas marinhos, como interações biológicas (e.g., predação, competição) e abióticas (e.g., tipo de sedimento, turbidez). O objetivo do presente trabalho foi determinar e comparar a relação peixes vs. invertebrados bentônicos entre praias arenosas de três sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro (Praias Oceânicas, Baía de Sepetiba e Baía da Ilha Grande), e determinar eventuais influências de variáveis ambientais na estrutura destas duas comunidades bióticas. A hipótese a ser testada é que características destes tipos de ambientes influenciam na relação peixes vs. invertebrados bentônicos. Arrastos de praia, coleta do sedimento e medição das variáveis ambientais foram realizadas em coletas trimestrais em 2014 e 2015. A composição granulométrica variou significativamente entre os sistemas costeiros, com Praias Oceânicas apresentando sedimentos classificados como areia média, enquanto que os sedimentos da Baía de Sepetiba variaram entre areia fina e grossa e Baía da Ilha Grande apresentou composição granulométrica variando de areia média a grossa. Praias Oceânicas apresentaram maiores valores de salinidade e oxigênio dissolvido, enquanto que Baía da Ilha Grande apresentou menor turbidez e concentração de fósforo. Já a Baía de Sepetiba foi caracterizada por apresentar maiores concentrações de nutrientes nos sedimentos. A maior abundância de invertebrados bentônicos foi observada em praias de baías, com a Baía de Ilha Grande destacando-se pelo maior número de indivíduos, enquanto a menor ocorrência foi registrada em praias oceânicas, podendo estar diretamente associado a fatores físicos, devido principalmente à ação de ondas, que possivelmente podem desalojar invertebrados do sedimento, acarretando no maior risco de predação. Em relação à ictiofauna, a maior riqueza de espécies foi registrada na Baía de Sepetiba e a menor na Baía da Ilha Grande, enquanto o número de indivíduos foi maior nas praias oceânicas, principalmente devido à grande contribuição de larvas de *Anchoa*, que também foram comuns na Baía de Sepetiba, e juvenis de *Harengula clupeola*, e a menor abundância de peixes ocorreu na Baía da Ilha Grande. A comunidade de invertebrados bentônicos não apresentou correlação significativa com a ictiofauna, entretanto algumas correlações pontuais consistentes foram observadas entre peixes e invertebrados; Por exemplo, o linguado *Citharichthys spilopterus* foi positivamente correlacionado com crustáceos das ordens Tanaidacea e Amphipoda, além de Poliqueta das ordens Ophellida e Polygordiida. Esta concordância entre algumas espécies de peixes e invertebrados bentônicos parece ser resultante da comum relação com variáveis ambientais. Futuros trabalhos visando investigar relações tróficas entre estes grupos poderiam melhor descrever estas relações.

Palavras-chave: Relações interespecíficas, comunidade de peixes, macroinvertebrados, variação ambiental, composição granulométrica.

DO FISH DEPEND ON BENTHIC INVERTEBRATE IN SANDY BEACHES? THE CASE OF BAYS AND OCEANIC BEACHES IN THE COAST OF THE RIO DE JANEIRO STATE

ABSTRACT

Shallow marine coastal systems are highly productive and widely recognized as important habitat for fish and benthic invertebrate. Several mechanisms can influence fish distribution in the coastal systems, such as biotic interactions (e.g., predation, competition) and abiotic influences (e.g. type of substrate, turbidity). The aim of this study was to determine and compare the relationship fish versus benthic invertebrate among sandy beaches of three coastal systems in the Rio de Janeiro State (Oceanic Beaches, Sepetiba Bay and Ilha Grande Bay), and to determine eventual influences of environmental variables on the structure of these two biotic communities. The tested hypothesis is that the type of system influence on the relationship fish vs. benthic invertebrate. We performed quarterly sampling to collect fish, sediment and measure environmental variables between 2014 and 2015. Granulometric composition change significantly among the coastal systems, with the Oceanic Beaches having sediment classified as medium sand, while the sediment in Sepetiba Bay varied between fine and gross sand, and in the Ilha Grande Bay the sediment ranged between medium and gross sand. The Oceanic Beaches had the highest salinity and dissolved oxygen whereas Ilha Grande Bay had the lowest turbidity and phosphorus. The Sepetiba Bay was characterized by the highest concentrations of nutrients in the sediment. The highest abundance of benthic invertebrate was recorded in the bays, with the Ilha Grande Bay having the highest numbers whereas the lowest abundance was recorded in the Oceanic Beaches, which may be associated with the high dynamism of the wave action that remove the invertebrates from the sediment, resulting in high predation risk. The highest fish species richness was recorded in the Sepetiba Bay and the lowest in the Ilha Grande Bay, whereas the highest fish abundance was recorded in the Oceanic Beaches, mainly due to the high contribution of larvae of *Anchoa*, that was also high in the Sepetiba Bay, and juveniles of *Harengula clupei*, whereas the lowest abundance was recorded in the Ilha Grande Bay. The invertebrate benthic community did not correlate significantly with the ichthyofauna, however some specific significant fish-invertebrate correlation was found. For example, the flatfish *Citharichthys spilopterus* was positively related to Crustaceans of the Tanaidacea and Amphipoda order, and to Polichaeta of Ophellida and Polygordiida orders. Such concordance between some specific cases seems to reveal common response to environmental variables. Further studies on trophic relationship could reveal some insights on these relationship.

Key words: Interspecific relationship, fish community, macroinvertebrate, environmental changes, granulometric composition.

1. INTRODUÇÃO

Ambientes marinhos costeiros rasos são altamente produtivos devido suas naturezas transitórias de receberem material marinho e de origem continental (MCLACHLAN *et al.*, 1996; BEYST *et al.*, 2001), sendo amplamente reconhecidos como importante habitat para muitas espécies de peixes, especialmente na fase inicial de vida (WILBER *et al.* 2003), e invertebrados associados ao substrato ou à coluna da água (MCLACHLAN & DORVLO, 2005; RODIL *et al.*, 2006, PINOTTI *et al.*, 2014). Além disso, praias arenosas podem fornecer abundantes recursos alimentares e sítios de refúgios contra predação, favorecendo a sobrevivência e crescimento das espécies de peixes jovens e outros organismos (GIBSON & YOSHIYAMA, 1999).

Fatores ambientais e interações biológicas podem influenciar na distribuição de peixes dentro de sistemas marinhos costeiros, e diversos autores destacam a salinidade e a temperatura como fatores ambientais mais importantes na distribuição de peixes em ecossistemas costeiros (THIEL *et al.*, 1995; MARTINO & ABLE, 2003). Além disso, a turbidez também é fator essencial, proporcionando proteção a peixes juvenis contra predadores (BLABER & BLABER, 1980) e geralmente está associado a abundância de recursos alimentares (WHITFIELD, 1999), como os invertebrados bentônicos, que além de serem itens alimentares para muitas espécies de peixes, desempenham também uma série de funções essenciais para o funcionamento do ecossistema (WARD, 1992).

Os principais representantes dos invertebrados bentônicos são anelídeos poliquetas, bivalves e crustáceos, principalmente decápodos e isópoda (DEXTER, 1969; MCLACHLAN & BROWN, 2006). A comunidade bentônica de praias arenosas é fundamental na disponibilização dos nutrientes estocados no sedimento para a coluna d'água através da bioturbação (WARD, 1992; JOSEFSON & RASMUSSEN, 2000). Neste processo, organismos bentônicos disponibilizam os nutrientes através da mistura do material sedimentar e decomposição da matéria orgânica (NIELSON *et al.*, 1996) e a regeneração desses nutrientes representa fonte para a produção primária na coluna d'água (HUMAN *et al.*, 2015), favorecendo também níveis tróficos superiores, como peixes.

Relações entre as comunidades biológicas e seu ambiente fornecem fortes evidências da importância que vários fatores ambientais têm na determinação de distribuição e abundância de espécies (MOORE *et al.*, 2010). Apesar de diversos autores buscarem compreender padrões e mudanças na diversidade de espécies (e.g. WOLTERS *et al.*, 2006), há uma dificuldade de estabelecer quais fatores influenciam nesses padrões (JOHNSON & HERING, 2010).

Perturbações na comunidade bentônica de praia arenosas podem ter efeitos sobre os níveis tróficos superiores, reduzindo a disponibilidade de presas para peixes juvenis, aves marinhas entre outros organismos (MCLACHLAN & BROWN, 2006). Assim, a possibilidade de predadores determinar a estrutura e abundância de invertebrados bentônicos tem sido investigado por diversos autores em ambientes de água doce (FLECKER & TOWNSEND, 1994) e marinho (NAKANE *et al.*, 2013). Estes estudos consideram o controle da densidade e o comportamento da presa por peixes, entretanto essa relação ainda não é devidamente compreendida.

A região costeira do Rio de Janeiro é de interesse para a investigação da relação de invertebrados e peixes e estes aos fatores ambientais por apresentar praias arenosas presentes na faixa litorânea de áreas costeiras desprotegidas e no interior de baías. Esses sistemas costeiros apresentam características ambientais que podem influenciar o estabelecimento de espécies. De acordo com BARROS (2000), o estudo da biota, principalmente invertebrados, que vive em praias arenosas expostas apresentam

dificuldades na amostragem, por serem ambientes com intensa ação de ondas e correntes, que conferem certa limitação na replicação das amostras. Assim, a fauna destas zonas tem recebido menor atenção em comparação com outros sistemas costeiros, acarretando num conhecimento limitado sobre a ecologia destes ambientes.

O objetivo deste trabalho foi determinar a relação entre peixes e invertebrados bentônicos em dois tipos de praias arenosas de diferente dinamismo, i.e., em baías e em áreas desprotegidas, visando detectar se a estrutura das comunidades exibe relações com variáveis ambientais de modo semelhante nos diferentes sistemas costeiros. A hipótese a ser testada é que características destes dois tipos de sistemas costeiros influenciam a relação peixes e invertebrados bentônicos. Especificamente, foram determinados para os dois ambientes: 1) a relações dos peixes e os invertebrados bentônicos com os preditores ambientais; e 2) as relações entre peixes e invertebrados bentônicos. Para isto foram formuladas as seguintes perguntas: 1) Quais as relações entre estes fatores ambientais e a comunidade de invertebrados bentônicos? 2) Quais as relações entre os preditores ambientais e a comunidade de peixes? 3) Existem relações consistentes entre estes peixes e invertebrados nestes dois ambientes? A resposta a estas perguntas poderá ser uma importante contribuição para os responsáveis de gestão ambiental destes importantes recursos na formulação de políticas de conservação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Amostragem

Foram realizadas 8 saídas de campo trimestrais entre 2014 e 2015 em 11 praias (3 nas Praias oceânicas; 4 na Baía de Ilha Grande e 4 na Baía de Sepetiba) com 4 repetições. Em cada ponto foi feito um arrasto para coleta de peixes, a tomada de sedimento para análise dos nutrientes e da composição dos invertebrados bentônicos e tomada as variáveis ambientais. O desenho amostral consistiu de 3 praias em cada sistema, com a mudança da praia 6 pela praia 7 (Baía de Sepetiba) e da praia 8 pela praia 9 (Baía da Ilha Grande) no segundo ano de amostragens, totalizando 288 amostras (3 sistemas × 3 praias × 4 estações × 2 anos × 4 replicas)

2.2 Caracterização ambiental

Para análise granulométrica e dos nutrientes, em cada ponto foram realizadas amostras de sedimentos com auxílio de um “corer” de PVC (10 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento) a 1.5 metros de profundidade, com 4 repetições. Em laboratório, as amostras foram pesadas em uma balança de precisão (0.01g) e retirados 150g para análise dos nutrientes e 300g para análises granulométricas através de técnicas de padrões de peneiramento (SUGUIO, 1973) com auxílio do aparelho tamisador durante 15 minutos para cada amostra. A determinação das frações granulométricas do sedimento foi realizada pelo método de peneiramento a seco proposto por SUGUIO (1973), agrupando-se as frações silte e argila. Os parâmetros granulométricos foram calculados segundo FOLK & WARD (1957) e classificados de acordo com SHEPARD (1954). A análise dos dados foi feita com auxílio do programa SysGran 3.0 (CAMARGO, 2006). As análises da química dos sedimentos para investigação do teor de matéria orgânica (g/dm³), carbono (%), nitrogênio total (%) e fósforo (mg/dm³) foram realizadas no Centro de Análises Químicas na UFRRJ (Campus Campos dos Goytacazes). Em cada amostragem foram medidos os parâmetros ambientais de temperatura da água (°C), salinidade (ppt), turbidez (NTU), oxigênio dissolvido (mg/L) e pH, com auxílio de um multisensor Horiba W-23. A exposição às ondas foi estimada

com base em observações realizadas durante as saídas de campo. Para definição do grau de exposição de cada praia foi considerada a metodologia de MCLACHLAN (1980).

2.3 Ictiofauna

Para a amostragem da ictiofauna, foi utilizada uma rede de arrasto, com duas pessoas conduzindo a rede para uma profundidade máxima de 1.5 metros enquanto que outras duas puxaram a rede, perpendicularmente à linha de costa, com o auxílio de um cabo de 30 m em cada extremidade da rede. A unidade amostral foi definida como número total de peixes capturados em cada 300 m² de área varrida pelo arrasto (30 m extensão x 10 m de abertura a boca da rede). As amostragens foram feitas durante o dia (entre as 6 e 17 horas) e marés de quadratura a fim de reduzir a forte influência da amplitude de marés. Os peixes capturados em cada amostra foram fixados em formol a 10%. No laboratório, os peixes foram identificados de acordo com as chaves de identificação e diagnoses propostas por FIGUEIREDO & MENEZES (1978; 1980; 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980) e conservados em álcool a 70%.

2.4 Invertebrados bentônicos

As amostras dos sedimentos foram realizadas utilizando um “corer” de PVC (10 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento) a 1 metro de profundidade da água e 15 cm do sedimento, pois a maior abundância dos organismos bentônicos é encontrada nos primeiros 15-20 cm no substrato (BALLY, 1983). Em cada praia, foram feitas 4 réplicas. Para posterior triagem da comunidade de invertebrados bentônicos, ainda em campo, os sedimentos foram fixados com formalina a 10%. No laboratório, amostras dos sedimentos foram inicialmente triadas dentro de bandejas de plástico contendo água para retiradas de espécimes de maior tamanho, em seguida, o material foi peneirado e verificado sob microscópio estereoscópico para retirada dos organismos menores. Os espécimes foram conservados em álcool 70%, e identificados ao menor nível taxonômico possível.

2.5 Análises dos dados

Previamente às análises multivariadas, os dados ambientais foram normalizados (centrados e reduzidos) visando eliminar possíveis efeitos das diferentes escalas de medição, tornando-os assim adimensionais. As variáveis ambientais foram comparadas entre os sistemas costeiros (3 fatores fixos, praias oceânicas, praias de Baía de Sepetiba e praias da Baía da Ilha Grande) com os pontos (11 locais) tomados como fatores aleatórios aninhados (*nested*) nos sistemas costeiros. As comparações foram feitas utilizando a Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) sobre a matriz de distância Euclidiana (ANDERSON, 2001; MCARDLE & ANDERSON, 2001).

A estrutura das comunidades de peixes e dos invertebrados bentônicos também foram comparadas entre os sistemas (3 fatores fixos). As comparações foram feitas utilizando a Análise Permutacional de Variância (PERMANOVA) sobre a matriz de similaridade de Bray Curtis dos dados transformados pela raiz quadrada. Além disso, os grupos taxonômicos de invertebrados bentônicos e peixes que apareceram em pelo menos 5 amostras foram comparados pelo mesmo desenho com PERMANOVA sobre a matriz de Distância de Bray Curtis com os dados transformados pela raiz quadrada. A transformação dos dados biológicos pela raiz quadrada busca diminuir o efeito das espécies mais abundantes (NEVES, 2013). A análise de similaridade das percentagens (SIMPER) foi utilizada para identificar quais espécies foram as principais responsáveis pelas similaridades dentro dos sistemas.

Foram feitas regressões múltiplas passo a passo (Stepwise Multiple Regression) das variáveis bióticas (peixes e invertebrados) como variáveis respostas contra as variáveis ambientais (variáveis preditoras) e as regressões significantes foram analisadas. Também foi feita a regressão dos peixes (variáveis resposta) contra os invertebrados (variáveis preditoras), para avaliar a relação peixes – invertebrados. Apenas os modelos que explicaram mais de 30% da variação dos dados foram considerados. Para detectar padrões entre variáveis ambientais, comunidades biológicas e locais amostrados, foi feita previamente uma análise de Correspondência Destendenciada (DCA, Detrended Correspondence Analysis) para determinar o comprimento do gradiente do primeiro eixo de ordenação dos dados biológicos, para seleccionar o método adequado de ordenação direta (Análise de Redundância ou Correspondência Canônica). Se o comprimento do gradiente do primeiro eixo for maior que 4, deve-se proceder a Análise de Correspondência Canônica (ACC), entretanto, caso o comprimento do gradiente seja menor que 3, deve-se proceder a Análise de Redundância (RDA). Caso o comprimento apresente valores intermediários entre 3 e 4, ambas análises podem ser processadas. Neste estudo, a Análise de Correspondência Canônica foi utilizada após a verificação de que a maioria dos comprimentos gerados pela análise DCA foram maiores que 4.

A Análise de Correspondência Canônica foi utilizada visando identificar para cada sistema as relações entre táxons (Invertebrados ou peixes) e as variáveis ambientais. De acordo com TER BRAAK (1986), táxons raros podem causar distorções de padrões na análise, sendo assim, táxons encontrados em menos de 5 amostras de um determinado conjunto de dados foram removidos previamente destas análises. As variáveis ambientais utilizadas em cada análise foram seleccionadas através do teste Monte Carlo, sendo considerados para análise de Correspondência Canônica apenas as variáveis significativas ($P < 0.05$).

A existência de correlação consistente entre invertebrados bentônicos e ictiofauna foi verificada através do teste Mantel. Para esta análise, cada sistema costeiro foi analisado separadamente. Além disso, regressões múltiplas foram feitas visando verificar correlação entre espécies de peixes e invertebrados. As análises PERMANOVA E SIMPER foram realizadas utilizando os pacotes estatísticos PRIMER 6 + PERMANOVA, enquanto a Análise de Correspondência Canônica foi realizada através do programa estatístico CANOCO FOR WINDOWS 4.5.

3. RESULTADOS

3.1 Caracterização ambiental

3.1.1 Composição granulométrica

As três praias oceânicas foram classificadas como expostas, apresentando ondas de moderadas a fortes e sedimentos classificados como areia média (Tabela 1). De forma geral, praias localizadas na Baía de Sepetiba foram classificadas como abrigadas, com pouca ou nenhuma ação das ondas e sedimentos classificados como areia fina e grossa, com exceção do ponto 6, que foi classificado como praia exposta, apresentando moderada ação das ondas e classificado como areia grossa (Tabela 1). Na Baía da Ilha Grande, as praias foram classificadas como abrigadas, apresentando pouca ação das ondas e sedimentos variando de areia média a grossa, com exceção do ponto 8, que foi classificado como praia exposta, apresentando moderada ação de ondas e composição granulométrica classificada como areia grossa (Tabela 1).

A composição granulométrica variou significativamente entre os sistemas costeiros, onde frações grosseiras de sedimentos foram comparativamente maiores na

Baía da Ilha Grande (Pseudo-F= 7.01; P= 0.001) em relação a praias oceânicas e a Baía de Sepetiba. As praias oceânicas apresentaram maiores valores de areia média (Pseudo-F= 31.3; P= 0.001) em comparação com as áreas de baías; a Baía de Sepetiba apresentou menores valores para esta variável. Em relação a frações de areia fina, áreas de baías apresentaram concentração significativamente maior em comparação com praias oceânicas (Pseudo-F= 6.14; P= 0.004).

Tabela 1: Classificação das praias quanto à sua granulometria e grau de exposição, de acordo com o somatório dos escores proposto por MCLACHLAN (1980). Código: DM= Diâmetro Médio.

Sistemas costeiros	DM	Classificação	Escore	Classificação
<i>Praias oceânicas</i>				
1	1.64 ± 1.45	Areia média	11.1	Exposta
2	1.68 ± 1.09	Areia média	12.8	Exposta
3	1.50 ± 1.09	Areia média	11.7	Exposta
<i>Baía de Sepetiba</i>				
4	0.46 ± 1.18	Areia grossa	9.4	Abrigada
5	2.76 ± 1.4	Areia fina	6.4	Abrigada
6	0.17 ± 0.54	Areia grossa	11.5	Exposta
7	2.99 ± 1.35	Areia Fina	5.8	Abrigada
<i>Baía de Ilha Grande</i>				
8	0.57 ± 0.79	Areia grossa	12.0	Exposta
9	1.54 ± 0.78	Areia média	8.5	Abrigada
10	0.08 ± 0.64	Areia grossa	9.9	Abrigada
11	1.04 ± 1.11	Areia média	8.8	Abrigada

3.1.2 Variáveis físico-química e nutrientes

A Baía de Sepetiba apresentou, em geral, maiores concentrações dos nutrientes examinados (P, C, N total e Matéria Orgânica) em relação aos dois outros sistemas. O fósforo foi maior na Baía de Sepetiba ($60.25 \pm 35.39 \text{ mg/dm}^3$), com maiores valores encontrados no ponto 4 (Tabela 2). A matéria orgânica foi maior nas praias das baías comparadas com as praias oceânica, e esse mesmo padrão foi encontrado para carbono e nitrogênio total. Além disso, foi possível identificar um padrão onde praias expostas apresentaram menores valores de carbono e matéria orgânica (Tabela 2).

Não foi detectada variação significativa de pH entre os sistemas costeiros estudados, enquanto que a temperatura foi maior em praias abrigadas de Baía de Ilha Grande, onde foi possível também detectar os menores valores de turbidez. Por outro lado, a turbidez foi maior em Baía de Sepetiba, com o ponto 7 apresentando a maior média desta variável ambiental (Tabela 2). O oxigênio dissolvido apresentou maiores concentrações em praias oceânicas e apesar de não ter sido observado diferenças significativas nas concentrações desta variável dentro dos sistemas costeiros, foi possível observar que as praias expostas a ação de ondas apresentaram maiores valores de oxigênio dissolvido. Maior variação da matéria orgânica foi observada na Baía de Sepetiba, com os pontos 5 e 7 destacando-se pelo elevado valor desta variável ambiental. Seguindo este mesmo padrão, fósforo, carbono e nitrogênio total também apresentaram maior variação neste sistema costeiro, com elevadas concentrações nos pontos 4 e 5.

Tabela 2. Média e desvio padrão das variáveis ambientais e resultados de PERMANOVA para comparações entre sistemas costeiros. Fator fixo: sistema (3 níveis); Fator aleatório: local (11 níveis) (aninhado em sistemas).

Sistemas costeiros	pH	Salinidade (ppt)	Temperatura (°C)	Oxigênio (mg/L)	Turbidez (NTU)	P (mg/dm ³)	C (%)	MO (g/dm ³)	N total (%)
<i>Praias Oceânicas</i>									
1	8.47 ± 0.4	35.63 ± 2.9	22.89 ± 2.6	8.12 ± 1.3	13.90 ± 7.5	21.42 ± 6.12	0.17 ± 0.07	2.87 ± 1.24	0.1 ± 0.04
2	8.49 ± 0.3	36.66 ± 2.4	22.68 ± 2.2	8.16 ± 1.1	17.03 ± 11.3	9.17 ± 2.73	0.2 ± 0.09	3.39 ± 1.63	0.11 ± 0.06
3	8.57 ± 0.3	36.44 ± 1.1	22.82 ± 2.1	8.37 ± 1.4	6.05 ± 4.4	14.29 ± 3.33	0.13 ± 0.05	2.3 ± 0.82	0.07 ± 0.03
<i>Baía de Sepetiba</i>									
4	8.37 ± 0.4	34.66 ± 0.6	23.92 ± 1.9	7.22 ± 1	22.10 ± 19.4	60.25 ± 35.39	0.21 ± 0.08	3.56 ± 1.31	0.12 ± 0.05
5	8.52 ± 0.32	33.66 ± 2	24.32 ± 2.2	7.81 ± 1.2	22.74 ± 24.5	23.17 ± 4.8	0.27 ± 0.08	4.68 ± 1.33	0.15 ± 0.06
6	8.42 ± 0.04	34.00 ± 1.2	24.99 ± 2.3	7.59 ± 1	9.26 ± 2.3	8.75 ± 2.52	0.13 ± 0.05	2.3 ± 0.85	0.07 ± 0.03
7	8.63 ± 0.4	30.56 ± 5.8	23.93 ± 1.1	8.49 ± 0.7	38.85 ± 46.9	3 ± 3.92	0.32 ± 0.15	5.52 ± 2.51	0.2 ± 0.11
<i>Baía de Ilha Grande</i>									
8	8.51 ± 0.09	34.50 ± 1.5	25.36 ± 1.1	8.06 ± 1.2	1.71 ± 2.1	13 ± 7.9	0.15 ± 0.08	2.59 ± 1.41	0.09 ± 0.06
9	8.53 ± 0.7	29.84 ± 4.4	26.08 ± 1.7	7.57 ± 1	3.75 ± 2.8	8.13 ± 3.05	0.19 ± 0.08	3.23 ± 1.37	0.11 ± 0.05
10	8.61 ± 0.4	32.31 ± 5.8	26.77 ± 1.7	7.77 ± 1.5	15.52 ± 8.9	9.71 ± 3.89	0.19 ± 0.07	3.33 ± 1.18	0.11 ± 0.04
11	8.73 ± 0.4	28.44 ± 4.5	26.38 ± 1.4	7.95 ± 1.8	8.52 ± 3.4	9.58 ± 4.25	0.17 ± 0.06	2.93 ± 1.11	0.1 ± 0.03
<i>Comparações (Pseudo-F; P)</i>									
Entre sistemas	2.19; 0.11	30.58; 0.001	70.11; 0.001	4.86; 0.008	18.41; 0.001	30.77; 0.001	16.9; 0.001	16.98; 0.001	13.6; 0.001
Comparações	-	PO>BS,BIG	BIG>BS>PO	PO>BIG,BS	BS>PO>BIG	BS>PO>BIG	BS>BIG,PO	BS>BIG,PO	BS>BIG,PO
Local (sistemas)	1.01; 0.47	2.99; 0.015	1.52; 0.21	1.77; 0.15	1.59; 0.09	19.3; 0.001	3.71; 0.009	3.69; 0.011	3.2; 0.01

3.3. Caracterização da ictiofauna

Foi amostrado um total de 41.401 indivíduos distribuídos em 69 espécies (Tabela 3). Diferenças significativas foram encontradas entre os sistemas costeiros de acordo com o número de espécies (Pseudo-F= 14.1; P= 0.001) e comparações par a par apontaram diferenças significativas entre Baía de Ilha Grande (36 espécies) com Baía de Sepetiba (47) e Praias Oceânicas (43). Dos sistemas costeiros estudados, as Praias Oceânicas apresentaram maior número de indivíduos (27.755), seguida por Baía de Sepetiba (10.828) e Baía de Ilha Grande (2.818). Em termos de indivíduos, larvas de *Anchoa* (15.686 indivíduos), *Harengula clupeiola* (6.901) e *Atherinella brasiliensis* (3.831) foram mais dominantes, correspondendo a 63.81% do número total de indivíduos coletados.

Foram encontradas diferenças significativas na ictiofauna entre os sistemas costeiros (Pseudo-F= 2.62; P= 0.006). As espécies *Harengula clupeiola*, *Atherinella brasiliensis*, *Menticirrhus littoralis* e *Trachinotus carolinus*, foram mais frequentes nas Praias Oceânicas, ocorrendo em mais de 40% das amostras. Na Baía de Sepetiba, as espécies encontradas em mais de 30% das amostras foram *Atherinella brasiliensis*, *Anchoa tricolor* e *Trachinotus carolinus*. Já na Baía da Ilha Grande, apenas *Atherinella brasiliensis* e *Eucinostomus argenteus* apresentaram frequência de ocorrência acima de 30% das amostras (Tabela 3).

Baseado no número de indivíduos, *Atherinella brasiliensis* teve grande representatividade em todos os sistemas costeiros de acordo com a análise SIMPER (Tabela 4). Outras espécies com considerável representatividade (>10%) foram *Trachinotus carolinus*, *Harengula clupeiola* e *Diplodus argenteus* nas Praias Oceânicas, enquanto que *Anchoa tricolor* e *Trachinotus carolinus* foram comuns na Baía de Sepetiba. Na Baía de Ilha Grande, *Eucinostomus argenteus* foi a espécie que mais contribuiu para a similaridade dentro do grupo.

Tabela 3. Classificação taxonômica, abundância relativa (AR%) e frequência de ocorrência (FO%) de cada espécie de peixes encontrados em sistemas costeiros do estado do Rio de Janeiro. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Espécie	Código	PO		BS		BIG	
		AR	FO	AR	FO	AR	FO
Ordem Elopiformes							
Família Elopidae							
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	Elosau	0.01	4.49	0	0	0	0
Ordem Albuliformes							
Família Albulidae							
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Albvul	0	0	0	0	0.43	4.35
Ordem Clupeiformes							
Família Engraulidae							
<i>Anchoa januaria</i> (Steindachner, 1879)	Ancjan	1.12	6.74	14.17	16.67	12.92	13.04
<i>Anchoa tricolor</i> (Spix e Agassiz, 1829)	Anctri	2.77	5.62	16.66	48.96	2.84	8.69
<i>Anchoa lyolepis</i> (Evermann e Marsh, 1900)	Anclyo	3.25	15.73	0.07	1.04	0	0
Larva de <i>Anchoa</i>	Ancsp	39.55	10.11	39.86	16.3	13.95	16.30
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Cetede	0	0	0	0	0.11	1.09
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Lycgro	0	0	0	0	0.04	1.09
Família Clupeidae							
<i>Harengula clupeola</i> (Curvier, 1829)	Harclu	24.62	41.57	0	0	2.38	8.69
<i>Brevoortia aurea</i> (Spix e Agassiz, 1829)	Breaur	0.09	1.12	0.01	1.04	0	0
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1879)	Sarbra	8.85	10.11	0	0	0	0
Larva de Clupeidae	Clupe	1.23	5.61	0	0	0	0
Ordem Siluriformes							
Família Ariidae							
<i>Genidens genidens</i> (Curvier, 1829)	Gengen	0.004	1.12	0.72	5.21	0	0
Ordem Aulopiformes							
Família Synodontidae							
<i>Synodus foetens</i> (Linnaeus, 1766)	Synfoe	0.004	1.12	0.05	4.17	0.18	5.43
<i>Trachinocephalus myops</i> (Forster, 1801)	Trachm	0	0	0	0	0.03	1.09
Ordem Mugiliformes							
Família Mugilidae							
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Mugcur	0.05	7.86	0.01	1.04	0.35	3.26
<i>Mugil liza</i> (Valenciennes, 1836)	Mugliz	0	0	0	0	0.07	1.09
Larva de Mugil	Mugsp	1.09	20.22	0.10	5.21	0.07	1.09
Ordem Atheriniformes							
Família Atherinopsidae							
<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy e Gaimard, 1825)	Athbra	2.06	51.68	21.84	73.96	31.72	66.3
Ordem Beloniformes							
Família Hemiramphidae							
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> (Ranzani, 1841)	Hyuni	0.02	3.37	0.11	3.12	0.28	3.26
Família Belonidae							
<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	Strtim	0.01	2.25	0.04	4.17	0.32	9.78
Ordem Cyprinodontiformes							

Família Poeciliidae							
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch e Schneider, 1801	Poeviv	0	0	0.06	2.08	0	0
Ordem Scorpaeniformes							
Família Dactylopteridae							
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	Dacvol	0	0	0.04	2.08	0	0
Família Triglidae							
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	Pripum	0	0	0.02	2.08	0	0
Ordem Perciformes							
Família Polynemidae							
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Polvir	0	0	0.03	2.08	0	0
Família Pomatomidae							
<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)	Pomsal	0.21	14.6	0	0	0	0
Família Carangidae							
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Trafal	0.06	8.99	0.12	8.33	1.56	14.13
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	Tracar	6.73	65.17	1.24	39.58	3.37	20.65
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Carlat	0.08	8.99	0	0	0.07	2.17
<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Olisau	0.01	2.25	0.53	15.62	0.67	14.13
<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	Olisali	0	0	0.02	1.04	0	0
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Selvom	0	0	0.01	1.04	0	0
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Chlchr	0	0	0.01	6.25	0	0
Família Serranidae							
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Diprad	0.01	2.25	0.02	2.08	0	0
Família Blenniidae							
<i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)	Scacris	0.004	1.12	0	0	0	0
Família Gerreidae							
<i>Diapterus rhombeus</i> (Curvier, 1829)	Diarho	0.01	3.37	0.03	3.13	0.32	1.09
<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird e Girard, 1855	Eucarg	0.01	2.25	0.42	19.79	14.8	31.52
<i>Eucinostomus gula</i> (Baird e Girard, 1824)	Eucgul	0.01	2.25	0.02	1.04	0	0
<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	Eumel	0.004	1.12	0.02	2.08	0.99	6.52
Larva de Eucinostomus	Eucsp	0	0	0.04	2.08	9.76	11.96
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Curvier, 1830)	Eugbra	0	0	0.03	2.08	0	0
Família Haemulidae							
<i>Orthopristis ruber</i> (Curvier, 1830)	Ortrub	0	0	0.04	2.08	0	0
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	Pomcor	0.01	1.12	0	0	0.21	4.35
<i>Pomadasys crocro</i> (Cuvier, 1830)	Pomcro	0.12	1.12	0	0	0	0
Família Scianidae							
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Mename	0.34	15.73	0.44	15.62	0.43	5.43
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	Menlit	0.64	41.57	0.69	21.87	0.18	4.35
Larva de Menticirrhus	Mensp	0	0	0	0	0.04	1.09
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Micfur	0.07	7.86	0.66	11.46	0.11	2.17
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	Larbre	0	0	0.01	1.04	0	0
<i>Umbrina coroides</i> Cuvier, 1830	Umbcor	0.96	20.22	1.15	14.58	0.14	4.35
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	Ctegra	0.05	2.25	0	0	0	0
Família Dactyloscopidae							
<i>Dactyloscopus crossotus</i> Starks, 1913	Draccr	0.02	5.62	0	0	1.28	11.96
<i>Dactyloscopus foraminosus</i> Dawson, 1982	Dactfor	0	0	0.04	1.04	0	0

Família Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Chafab	0.004	1.12	0.05	5.21	0	0
Família Sparidae							
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	Diparg	5.85	37.08	0	0	0	0
Família Gobiidae							
<i>Gobionelus boleossoma</i>	Gobol	0.004	1.12	0.02	2.08	0	0
<i>Microgobius meeki</i> Evermann e Marsh, 1899	Micmee	0	0	0.23	8.33	0.07	1.09
Ordem pleuronectiformes							
Família Achiridae							
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Achlin	0	0	0.01	1.04	0.04	1.09
Família Paralichthyidae							
<i>Citharichthys spilopterus</i> Gunther, 1862	Citspi	0.01	3.37	0.14	8.33	0	0
<i>Citharichthys macrops</i> Dresel, 1885	Cithmac	0	0	0	0	0.03	1.09
<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	Parbra	0.004	1.12	0	0	0	0
Ordem Tetraodontiformes							
Família Tetraodontidae							
<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	Sphgre	0	0	0.05	5.21	0.07	2.17
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Sphtes	0	0	0.01	1.04	0	0
Família Monacanthidae							
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	Stephis	0.004	1.12	0.04	4.17	0	0
Família Diodontidae							
<i>Cylichthys spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	Cycspi	0.004	1.12	0	0	0	0
Ordem Anguilliformes							
Família Ophichthidae							
<i>Ophichthus gomesii</i> (Castelnau, 1855)	Ophigom	0	0	0.01	1.04	0	0
Larva de Leptocephalus	Lept	0.02	5.62	0.01	1.04	0.14	2.17
Ordem Syngnathiformes							
Família Syngnathidae							
<i>Syngnathus elucens</i> Poey, 1868	Synelu	0	0	0.01	1.04	0	0

Tabela 4. Espécies discriminantes de cada sistema costeiro, conforme a análise de SIMPER. Espécies com contribuição acima de 10% em negrito.

Espécies	PO (%)	BS (%)	BIG (%)
Similaridade	20.95	26.18	19.97
<i>A. brasiliensis</i>	17.36	48.69	65.21
<i>E. argenteus</i>	0.03	1.33	12.73
<i>A. tricolor</i>	0.31	18.48	0.61
<i>T. carolinus</i>	35.62	10.21	4.69
<i>H. clupeola</i>	13.62	-	0.65
<i>D. argenteus</i>	10.83	-	-

3.2 Caracterização da comunidade de invertebrados bentônicos

Um total de 24.470 indivíduos pertencentes a 21 grupos taxonômicos distintos foram encontrados (Tabela 5). Polychaeta foi o componente bentônico dominante em todos os sistemas costeiros, correspondendo a 80% do total de indivíduos. Na Baía da Ilha Grande, poliqueta da ordem Phillodocida representou 40.61% da abundância total, enquanto que a família Saccocirridae foi mais abundante na Baía de Sepetiba (48.83%) e nas Praias Oceânicas (50.45%) (Tabela 5).

Foram encontradas diferenças significativas na estrutura na comunidade de invertebrados (Pseudo-F= 9.28; P= 0.001) e comparações entre os sistemas costeiros de acordo com grupos de invertebrados apontaram diferenças significativas principalmente na abundância de Phillodocida, onde o maior número foi encontrado em Baía da Ilha Grande, significativamente maior que Baía de Sepetiba e Praias Oceânicas. Poliquetas das ordens Spionida e Capitellida seguiram este mesmo padrão, sendo significativamente maior na Baía da Ilha Grande (Tabela 6). Representantes de Crustacea, Isopoda e Tanaidacea, também diferiram entre os sistemas costeiros, com Isopoda sendo significativamente maior na Baía da Ilha Grande, enquanto que Baía de Sepetiba apresentou elevada abundância de Tanaidacea, em comparação com os demais sistemas costeiros em estudo. Além disso, os filos Nematoda e Nemertea também diferiram entre os sistemas costeiros, com a Baía de Ilha Grande apresentando elevada abundância de representantes destes dois filos, comparado aos demais sistemas costeiros (Tabela 6).

Nas Praias Oceânicas, as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro do grupo, com base no número de indivíduos, foram Phillodocida (37.42%), Nemertea (26.04%) e Saccocirridae (16.09%). Além disso, em Baía de Sepetiba, as espécies que mais contribuíram para a similaridade foram Phillodocida (23.64%), Saccocirridae (19.96%) e Nematoda (18.61%), enquanto na Baía da Ilha Grande, Phillodocida contribuiu para 55.98% para a similaridade dentro do grupo, seguido por Saccocirridae (15.09%), de acordo com análise de Porcentagem de Similaridade SIMPER.

Tabela 5. Classificação taxonômica e abundância relativa dos invertebrados bentônicos de praias arenosas do estado do Rio de Janeiro. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Táxon	Código	PO		BS		BIG	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%
Filo Platyhelminthes	Plat	91	1.43	46	0.59	41	0.4
Filo Nemertea	Nem	418	6.58	158	2.02	493	4.8
Filo Nematoda	Nema	122	1.92	370	4.72	620	6.03
Filo Annelida							
Classe Clitellata							
Subclasse Oligochaeta	Olig	5	0.08	82	1.05	75	0.73
Classe Polychaeta							
Ordem Capitellida	Cap	190	2.99	414	5.28	1244	12.1
Ordem Opheliida	Ophe	4	0.06	82	1.05	30	0.29
Ordem Spionida	Spio	367	5.78	178	2.27	186	1.81
Ordem Orbiniida	Orbi	89	1.4	0	0	2	0.02
Ordem Phillodocida	Phil	1791	28.19	1370	17.47	4127	40.61
Ordem Sabellida	Sab	0	0	2	0.03	0	0
<i>Incertae sedis</i>							
Família Polygordiidae	Poly	9	0.14	94	1.2	239	2.33
Família Saccocirridae	Sac	3205	50.45	3828	48.83	2127	20.7
Filo Arthropoda							
Subfilo Crustacea							
Classe Malacostraca							
Superordem Eucarida							
Ordem Decapoda	Dec	14	0.22	0	0	4	0.04
Superordem Peracarida							
Ordem Mysida	Mys	0	0	3	0.04	0	0
Ordem Cumacea	Cuma	1	0.02	3	0.04	0	0
Ordem Tanaidácea	Tan	0	0	1037	13.23	4	0.04
Ordem Isopoda	Isso	18	0.28	23	0.29	430	4.18
Ordem Amphipoda	Amp	9	0.14	12	0.15	22	0.21
Classe Maxillopoda							
Subclasse Copepoda							
Ordem Harpacticoida	Harp	19	0.3	130	1.66	580	5.64
Filo Mollusca							
Classe Bivalvia	Biv	0	0	8	0.1	6	0.06
Filo Echinodermata							
Classe Ophiuroidea							
Ordem Ophiurida	Ophi	1	0.02	0	0	0	0

Tabela 6. Resultado das comparações dos grupos taxonômicos entre os sistemas costeiros que apresentaram diferenças significativas de acordo com PERMANOVA. PO, praias oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

Taxons	Pseudo-F	P	Diferenças significativas
Phyllodocida	30.28	0.001	BIG>PO, BS
Spionida	5.70	0.004	BIG>BS, PO
Capitellida	4.83	0.01	BIG>BS, PO
Isopoda	21.09	0.001	BIG>BS, PO
Tanaidacea	5.73	0.001	BS>BIG, PO
Nematoda	12.79	0.001	BIG>BS>PO
Nemertea	3.64	0.001	BIG>PO>BS

3.4 Correlação entre fatores ambientais e a fauna

3.4.1 Peixes

Para explicar a relação de peixes às variáveis ambientais, poucos modelos de regressão múltipla foram significativos. Nas praias oceânicas, *Anchoa januaria* e *A. lyoleps* apresentaram relação direta com temperatura. Além disso, *Anchoa Januaria* teve relação direta com grânulos e *Anchoa lyoleps* apresentou relação direta com pH. De forma semelhante, *Harengula clupeola* apresentou relação direta com pH neste sistema costeiro e *Menticirrhus americanus* apresentou relação inversa com porcentagens de areia grossa. Já na Baía de Sepetiba, *Genidens genidens* apresentou relação direta com turbidez e areia muito fina, além de ter apresentado relação inversa com fósforo. Na Baía da Ilha Grande, entretanto, nenhum modelo foi significativo para distribuição da ictiofauna neste sistema costeiro (Tabela 7).

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para as amostras de Praias Oceânicas e Baías de Sepetiba e Ilha Grande explicaram, respectivamente, 64.1%, 63.5% e 54.9% da relação espécie-ambiente. Resultados da análise de correspondência canônica foram compatíveis com resultados da Análise de Regressão, exceto para *Genidens genidens* que nesta análise apresentou relação inversa com areia muito fina (Figura 1).

Tabela 7. Resultado da Análise de Regressão da ictiofauna em função das variáveis ambientais em cada sistema costeiro. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação; valores acima de 0,30 em negrito. Códigos: * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.005.

Ictiofauna	Variáveis ambientais	R²
<i>Praias Oceânicas</i>		
<i>A. januaria</i>	%G (0.77***); Temperatura (0.14*)	0.65
<i>A. lyoleps</i>	Temperatura (0.23*); pH (0.24*)	0.52
<i>Larvas Anchoa</i>	Temperatura (-0.27*); pH (-0.23*)	0.17
<i>A. tricolor</i>	%AM (-0.21*); %AG (0.48***)	0.21
<i>A. brasiliensis</i>	%G (0.46***); pH(0.2*)	0.19
<i>D. argenteus</i>	Temperatura (-0.39***); pH (0.57***)	0.46
<i>H. clupeola</i>	pH (0.26*)	0.43
<i>M. americanos</i>	%AG (-0.25*)	0.03
<i>M. curema</i>	Temperatura (0.22*); %AG (0.27*)	0.07
<i>T. carolinus</i>	pH (0.41***)	0.16
<i>T. falcatus</i>	pH (0.21*); %AG (-0.21*)	0.07
<i>Baía de Sepetiba</i>		
<i>A. januaria</i>	%G (0.32*)	0.04
<i>A. tricolor</i>	P (0.6***); Temperatura (-0.33***)	0.19
<i>A. brasiliensis</i>	Turbidez (-0.26*)	0.06
<i>C. spilopterus</i>	Turbidez (0.45***); P (0.26*); MO (0.23*)	0.22
<i>E. argenteus</i>	%G (.49***)	0.23
<i>G. genidens</i>	Turbidez (0.62***); %AMF (0.38***); P (-0.25*)	0.56
<i>M. littoralis</i>	Temperatura (-0.24*)	0.17
<i>M. meeki</i>	Turbidez (0.21*); %G (0.44**); % pH (0.23*)	0.25
<i>O. saurus</i>	MO (0.34**); pH (-0.33**)	0.12
<i>T. carolinus</i>	P (-0.46***); %G (0.47***); MO (0.21*); Temperatura (0.37 ***)	0.27
<i>T. falcatus</i>	pH (0.28*)	0.12
<i>Baía de Ilha Grande</i>		
<i>A. tricolor</i>	OD (-0.24*); %AM (0.34***)	0.13
<i>A. brasiliensis</i>	P (-0.26*)	0.13
<i>Larva Eucinostomus</i>	Temperatura (-0.23*); Salinidade (-0.29*)	0.09
<i>E. argenteus</i>	Salinidade (-0.4***); OD (-0.3*); pH (0.23*)	0.15
<i>E. melanopterus</i>	Salinidade (-0.33**)	0.05
<i>H. clupeola</i>	P (0.28*)	0.06
<i>O. saurus</i>	Salinidade (-0.21*); OD (0.24*)	0.16
<i>T. carolinus</i>	P (0.31**)	0.07
<i>T. falcatus</i>	P (0.41***); &AM (-0.27**)	0.2
<i>D. crossotus</i>	Salinidade (0.34**); OD (0.31*)	0.09

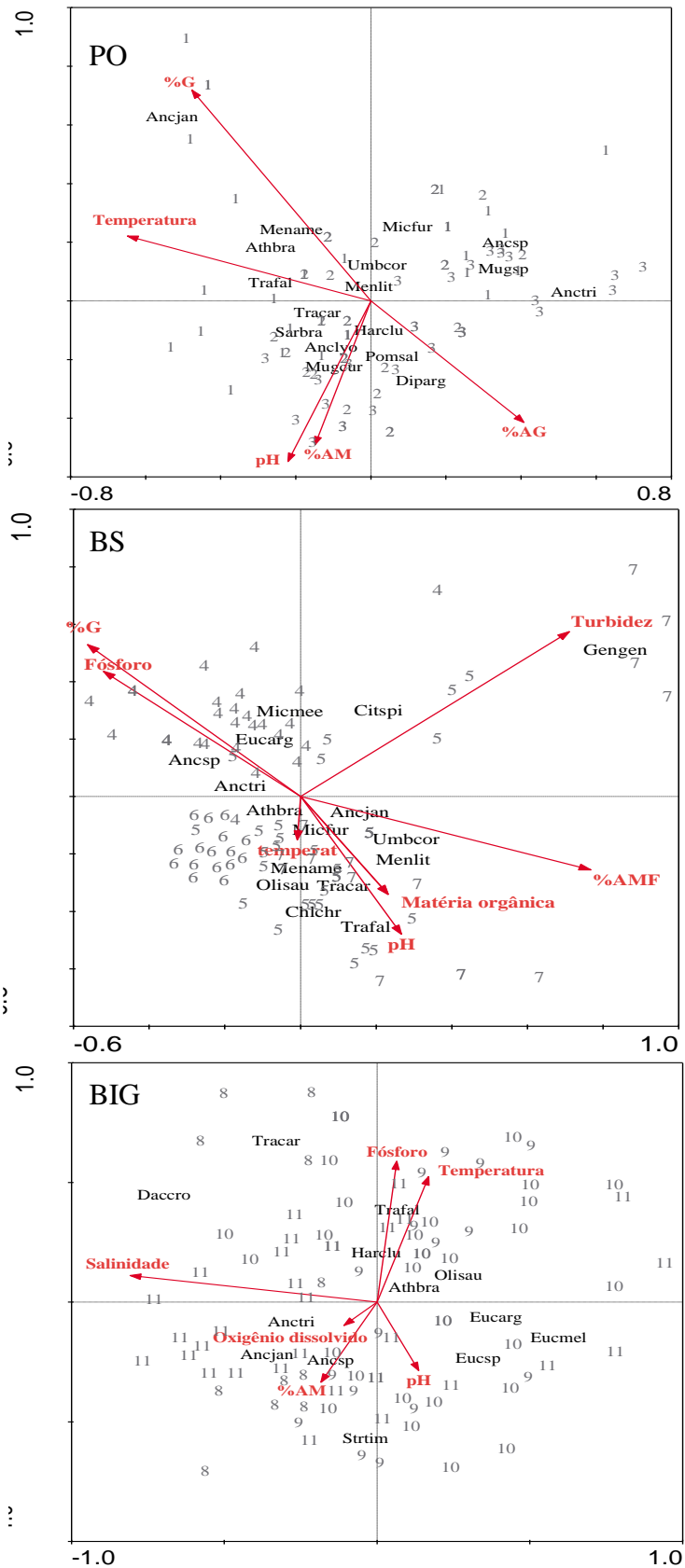


Figura 1. Diagrama de ordenação dos peixes em relação às variáveis ambientais produzidas pela Análise de Correspondência Canônica em Praias Oceânicas, Baía de Setúbal e Baía de Ilha Grande. Códigos: consultar tabela 3.

3.4.2 Invertebrados bentônicos

Os modelos de regressão múltipla (Tabela 8) que melhor explicaram os invertebrados em relação às variáveis ambientais foram encontrados para poliquetas Saccocirridae, Orbiniida, Capitellida, Opheliida e crustáceos Harpacticoida, Amphipoda e Isopoda. Saccocirridae apresentou dependência direta da temperatura e inversa com areia fina e silte + argila nas praias oceânicas e na Baía da Ilha Grande, onde também apresentou inversa relação com a turbidez, mas apenas relação direta com grânulos na Baía de Sepetiba. Orbiniida apresentou direta relação com areia fina e fósforo, e inversa com areia média e silte + argila apenas nas praias oceânicas. Capitellida apresentou relação direta com frações de areia grossa nas praias oceânicas e na Baía de Sepetiba, e relação direta com pH nas praias oceânicas e na Baía da Ilha Grande, onde também teve relação direta com turbidez e inversa com salinidade. Opheliida apresentou relação consistente com algumas variáveis ambientais em ambas baías, com relação direta com turbidez na Baía de Sepetiba e relação inversa com temperatura na Baía da Ilha Grande. De forma geral, Harpacticoida e Amphipoda tiveram relação direta com sedimentos grosseiros na Baías da Ilha Grande, enquanto que neste último sistema costeiro, Isopoda apresentou relação inversa com temperatura.

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica para as amostras de Praias Oceânicas, Baías de Sepetiba e Ilha Grande explicaram, respectivamente, 75.4%, 60.5% e 60.4% da relação espécie-ambiente. Os padrões detectados na Análise de Correspondência Canônica foram consistentes com resultados da análise de regressão múltipla, exceto para Saccocirridae que nesta análise apresentou relação negativa para temperatura nas Praias Oceânicas e na Baía da Ilha Grande (Figura 2).

Tabela 8. Resultado da Análise de Regressão dos representantes invertebrados bentônicos em função das variáveis ambientais em cada sistema costeiro. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação; valores acima de 0,30 em negrito. Códigos: * P<0.05; **P<0.01; *** P<0.005.

Invertebrados	Variáveis ambientais	R²
<i>Praias Oceânicas</i>		
Saccocirridae	Temperatura (0.27**); % AF (-0.33***); %S+A (-0.52***); %G (-0.29**)	0.33
Phyllodocida	Fósforo (-0.33**)	0.18
Capitellida	pH (0.3**); %G (0.38**)	0.18
Spionida	%AM (0.22*); P(0.26*); %AF (0.37***)	0.19
Orbiinida	%AM(-0.22*); %S+A(-0.21*); P(0.3**); %AF(0.4***)	0.34
Harpacticoida	Temperatura (0.27*); %AM (0.29*)	0.65
Isopoda	Temperatura (-0.31*)	0.07
Nemertea	pH (0.2*); %S+A(0.22*); P(0.24*); %AF (-0.3**)	0.25
Nematoda	Temperatura (0.24*); pH (0.22*)	0.03
Decapoda	%AF (0.35***)	0.21
<i>Baía de Sepetiba</i>		
Saccocirridae	%G (0.77***);	0.49
Polygordiidae	Turbidez (0.27*)	0.05
Phyllodocida	%AG (0.36**); %AF (-0.28*)	0.24
Capitellida	%AG (0.67***)	0.52
Spionida	Temperatura (0.26*); P (0.32*)	0.19
Opheliida	Turbidez (0.34**)	0.11
Harpacticoida	Temperatura (0.27*); %AG (0.34*)	0.15
Isopoda	%AG (0.29*)	0.05
Amphipoda	Turbidez (0.27**); %AF (0.32*)	0.13
Nemertea	%AG (0.33*)	0.12
Tanaidacea	Turbidez (0.38***); P (0.31*)	0.16
Nematoda	Temperatura (-0.26***); %AG (0.4***)	0.28
<i>Baía de Ilha Grande</i>		
Saccocirridae	%S+A (-0.23*); %AF (-0.26*); Turbidez (-0.49***); Temperatura (0.4***)	0.33
Polygordiidae	%AMG (0.32*); Oxigênio dissolvido (-0.26*)	0.11
Capitellida	Salinidade (-0.44***); Turbidez (0.22*); pH (0.39***)	0.5
Spionida	%AMG (0.26*); %S+A (0.22*); Temperatura (-0.52***)	0.28
Opheliida	%S+A (0.48***); Temperatura (-0.28*)	0.35
Harpacticoida	%AMG (0.35*); %G (0.25*)	0.18
Oligochaeta	Salinidade (-0.44***); pH (0.31**)	0.4
Isopoda	%AMG (0.57***); pH (-0.18*); Temperatura (-0.29**)	0.47
Amphipoda	%G (0.86 ***); MO (-0.18*)	0.61
Nematoda	%AMG (0.26*); %G (-0.23*); Turbidez (0.33**)	0.26

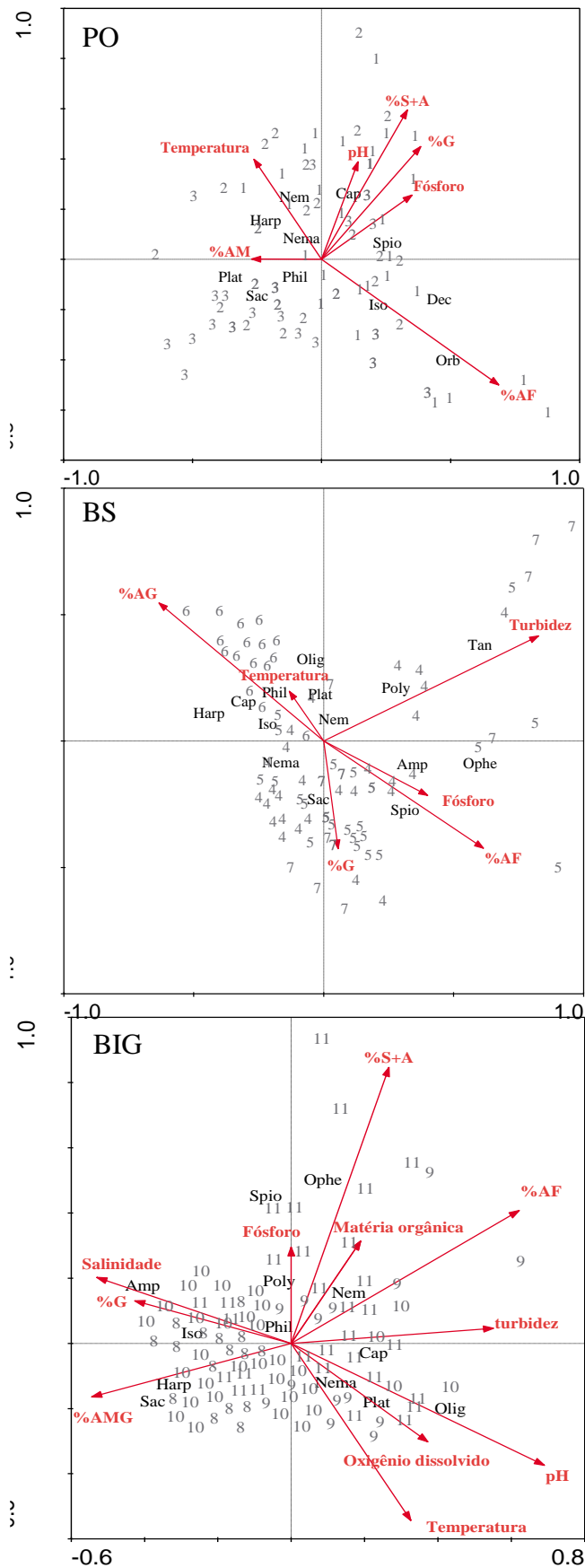


Figura 2. Diagrama de ordenação dos invertebrados bentônicos em relação às variáveis ambientais produzidas pela Análise de Correspondência Canônica em Praias Oceânicas, Baía de Sepetiba e Baía de Ilha Grande. Códigos: consultar tabela 5.

3.5 Correlação entre a invertebrados bentônicos e ictiofauna

De acordo com o teste de Mantel, não houve correlações significativas entre peixes e comunidade de invertebrados bentônicos nas praias oceânicas ($r= 0.099$; $P= 0.026$) e nas Baías de Sepetiba ($r= 0.032$; $P= 0.19$) e da Ilha Grande ($r= 0.077$; $P= 0.061$). Entretanto, algumas relações significativas entre a ictiofauna e invertebrados foram encontradas através da análise de regressão múltipla (Tabela 9) e pela Análise de Correspondência Canônica (Figura 4). Apenas dois modelos da regressão múltipla foram consistentes, sendo eles a relação direta de *Citharichthys spilopterus* com crustáceos Amphipoda e Tanaidacea, além do poliqueta Opheliida. Além de *Microgobius meeki*, que apresentou relação direta com Tanaidacea e Saccocirridae. Entretanto a relação entre *M. meeki* e Saccocirridae não foi confirmada na Análise de Correspondência Canônica. (Tabela 9; Figura 4).

Tabela 9. Resultado da Análise de Regressão Múltipla de espécies de peixes que apresentaram correlação significativa com invertebrados bentônicos entre os sistemas costeiros. Coeficientes de regressão e sua significância informados entre parênteses. R², coeficiente de determinação. Códigos: * $P<0.05$; ** $P<0.01$; *** $P<0.005$.

Itiofauna	Invertebrados bentônicos	R ²
<i>E. argenteus</i>	Capitellida (0.19*); Harpacticoida (-0.13*); Nemertea (-0.14*)	0.1
<i>E. melanopterus</i>	Capitellida (0.18*); Isopoda (0.15*)	0.01
<i>C. spilopterus</i>	Tanaidacea (0.8***); Amphipoda (0.1*); Opheliida (0.13**)	0.61
<i>A. tricolor</i>	Platelminto (-0.13*); Nematoda (0.16*)	0.03
<i>A. brasiliensis</i>	Spionida (0.15*); Nematoda (0.2*)	0.06
<i>D. argenteus</i>	Nemertea (0.17*)	0.02
<i>H. clupeola</i>	Orbiinida (0.15*)	0.018
<i>M. americanus</i>	Saccocirridae (-0.14*); Capitellida (-0.17*); Harpacticoida (0.22*)	0.08
<i>M. littoralis</i>	Phyllodocida (-0.18*)	0.06
<i>M. meeki</i>	Saccocirridae (0.11*); Tanaidacea (0.66)	0.43
<i>P. saltatrix</i>	Spionida (-0.14*); Nemertea (0.14*)	0.004
<i>T. carolinus</i>	Opheliida (-0.15*); Oligochaeta (-0.15*); Nematoda (-0.19)	0.09
<i>T. falcatus</i>	Harpacticoida (0.14*)	0.03
<i>U. coroide</i>	Saccocirridae (-0.16*); Phyllodocida (-0.14*)	0.06

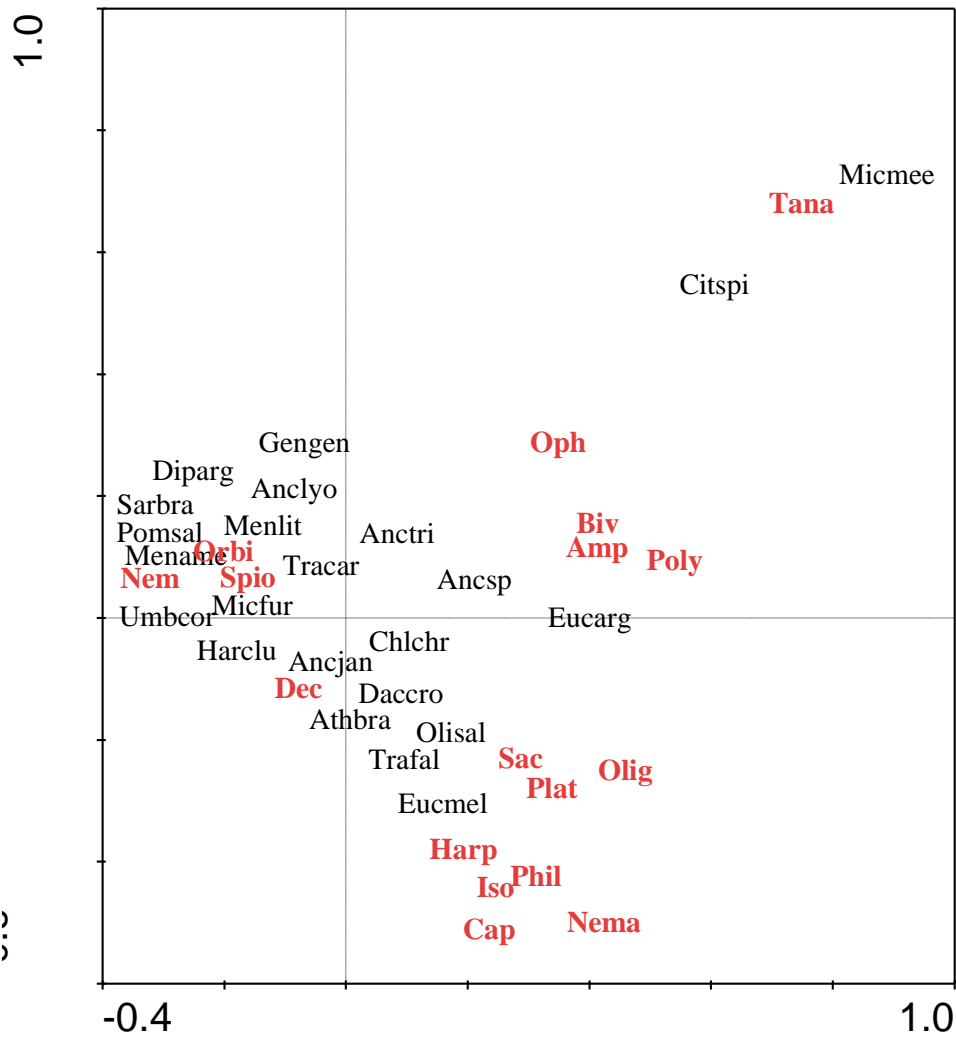


Figura 3. Diagrama de ordenação dos invertebrados bentônicos em função da ictiofauna produzidas pela Análise de Correspondência Canônica. Código dos peixes: consultar tabela 3. Códigos dos invertebrados bentônicos: consultar tabela 5.

4. DISCUSSÃO

As praias oceânicas foram caracterizadas pela elevada salinidade e baixa temperatura, sendo o sistema com menor variação das condições ambientais entre os pontos amostrados. Nestas praias expostas foi possível identificar que houve baixo teor de matéria orgânica, em comparação com praias abrigadas em baías, enquanto que praias de classificação expostas encontradas em ambas baías, apresentaram semelhanças ambientais com as praias oceânicas. De acordo com MCLACHLAN (1980) o grau de exposição exerce importância no controle das características químicas e físicas das praias e tais influências têm implicações nas comunidades bióticas. Essa informação corrobora com nossos resultados, onde foi possível estabelecer semelhanças ambientais entre as praias expostas nos diferentes sistemas costeiros estudados. Essas praias apresentaram baixo teor de matéria orgânica, em comparação com praias consideradas abrigadas.

CLARK *et al.* (1996) destacaram que o aumento do grau de exposição a ondas é geralmente acompanhado pela diminuição na abundância e riqueza de indivíduos, entretanto, esta afirmação não pode ser generalizada, já que outros fatores, como por exemplo interações bióticas e variáveis ambientais, interferem na distribuição da fauna, fazendo com que abundância e diversidade nem sempre sejam maiores em locais mais abrigados e de menor turbulência (PIHL & VAN DER VEER, 1992). Nas Praias Oceânicas, encontramos a maior abundância de peixes, apesar do estresse decorrente de ação das ondas. Esse resultado pode ser explicado pelo fato de que espécies que conseguem ocupar estes ambientes apresentam adaptações que minimizam os custos energéticos necessários para contrapor o efeito das ondas (PALMEIRA & MONTEIRO-NETO, 2010). Além disso, a ação contínua das ondas neste ambiente disponibiliza e permite a captura de presas por espécies que conseguem se adaptar a estas condições (VASCONCELLOS *et al.*, 2007). Assim, essas espécies tornam-se aptas para ocorrer em abundância, como *Trachinotus carolinus*, que se destacou pela sua forte representatividade em Praias Oceânicas e apresentam uma série de características que facilitam a sua ocorrência neste sistema costeiro. De acordo com PALMEIRA & MONTEIRO-NETO (2010), esta espécie apresenta maior crescimento em altura, resultando em um corpo comprimido que possibilita maior capacidade de manobras, além do pedúnculo caudal estreito e nadadeira caudal bifurcada, que são ferramentas necessárias para natação rápida na zona de arrebentação. Além disso, esse sistema costeiro foi caracterizado pela maior abundância relativa de larvas de *Anchoa* e *Harengula clupei*, correspondendo a 64.17% da abundância relativa total deste sistema costeiro, onde o número reduzido de espécies dominantes é característico de ambientes com elevado dinamismo (VASCONCELLOS *et al.*, 2007).

Os sistemas costeiros representados por baías apresentaram menor número de peixes em comparação com o sistema oceânico, que pode ser explicado de acordo com as especificidades de cada ambiente. De forma geral, praias localizadas neste sistema costeiro apresentam forte urbanização em seu entorno e ações antrópicas podem ser responsáveis por disponibilizar fósforo e nitrogênio para ecossistemas aquáticos e de acordo com VEIGA *et al.* (2010), o risco crescente de poluição orgânica ocorre principalmente pelo não tratamento do esgoto doméstico. A Baía de Sepetiba destacou-se por apresentar maiores concentrações de nutrientes nos sedimentos. Neste sistema costeiro, a alta turbidez parece ser favorável para as espécies de peixes, proporcionando proteção a peixes juvenis contra predadores (BLABER & BLABER, 1980) e também está geralmente associada à abundância de alimentos (WHITFIELD, 1999). Em contrapartida, baía da Ilha Grande é um sistema oligotrófico de alta transparência de

suas águas e menor abundância de peixes. Segundo WHITFIELD (1999), a turbidez é um dos principais fatores que favorecem a sobrevivência de peixes. As baías costeiras se caracterizaram pela alta abundância das espécies *Atherinella brasiliensis* e espécies da família Engraulidae. De acordo com BAMBER & HENDERSON (1988) representantes Atheriniformes apresentam uma alta plasticidade, de forma que ambientes semi-isolados e fisicamente variados atuam selecionando genótipos que se ajustam à diversas condições.

Baías destacaram-se pelo elevado número de invertebrados bentônicos. A distribuição e caracterização da fauna nestas áreas podem mudar em resposta a variação ambiental, de forma que, apesar de nutrientes serem estimuladores de crescimento da comunidade bentônica, de acordo com NIELSON *et al.* (1996) também pode conferir limitações, já que o aumento da matéria orgânica depositada no sedimento limita a oxigenação deste, podendo chegar a níveis letais para alguns representantes da comunidade bentônica e, secundariamente, causando alterações em níveis tróficos superiores. Além disso, o aumento da população humana nas praias interfere na distribuição natural dos invertebrados bentônicos e podem prejudicar diretamente o sistema intersticial, já que com a ocupação urbana desordenada aos arredores das praias, há o risco crescente de poluição orgânica e principalmente pelo não tratamento do esgoto doméstico (VEIGA *et al.*, 2010). Assim, em sistemas antropizados, como a Baía de Sepetiba, o enriquecimento de nutrientes proveniente de fontes antrópicas e também a utilização destas áreas para o lazer, podem influenciar a distribuição dos invertebrados nestes locais.

Polychaeta foi o grupo mais abundante em todos os locais amostrados e diversos estudos apontam que este é um dos principais grupos marinhos de invertebrados (FAUCHALD & JUMARS, 1979; ÇINAR *et al.*, 2006; MUSCO, 2012). Nossos resultados apontam que o tipo de sedimento parece ser fator determinante na distribuição de invertebrados bentônicos, conforme também foi observado por DORGHAM *et al.* (2014). Nestes sistemas costeiros, foi identificado uma maior preferência dos invertebrados a frações mais grosseiras de sedimentos. Os dois poliquetas mais abundantes em todos os sistemas costeiros estudados, Phyllodocida e Saccocirridae, foram associados positivamente a frações de sedimentos mais grosseiros. De acordo com CARDELL & MÉNDEZ (1996), Phyllodocida é uma ordem bastante abundante nos sistemas marinhos e podem ser encontrados principalmente em sedimentos que vão desde areia média a grossa e DOMENICO *et al.* (2008) afirmaram que poliquetas da família Saccocirridae são comuns em praias expostas, onde sedimentos grosseiros e a elevada dinâmica da água fornecem condições ideais para sua ocorrência. Representantes do subfilo Crustacea, com exceção de Isopoda, também apresentaram correlação positiva com frações mais grosseiras de sedimentos, este mesmo padrão foi encontrado por SILVA-CAMACHO *et al.* (2016) e de acordo com COULL (1988), sedimentos com frações mais grosseiras apresentam maior espaço entre os grãos, promovendo uma maior variedade de nichos, além de apresentar maior nível de oxigênio dissolvido, em comparação com ambientes compostos por sedimentos mais finos (GIERRE *et al.*, 1988).

De forma geral, peixes e invertebrados apresentaram correlações semelhantes com fatores ambientais nos diferentes sistemas costeiros, com algumas exceções como no caso de Amphipoda, que embora tenha apresentado correlação positiva com frações de areia fina na Baía de Sepetiba, o mesmo não ocorreu na Baía da Ilha Grande, ao qual apresentou correlação com frações de sedimentos mais grosseiras. De acordo com HALL (1994), a relação entre a distribuição granulométrica e invertebrados bentônicos pode não ser sempre idêntico, podendo ocorrer variação na preferência granulométrica

de acordo com o ambiente. É possível que o comportamento de predadores contribua para esta variação na distribuição de alguns invertebrados bentônicos em ambientes de diferentes frações granulométricas.

As composições de peixes e invertebrados bentônicos são influenciadas pelas variáveis ambientais, porém não foram detectadas correlações significativas entre invertebrados e peixes, indicando que não há associações consistentes entre estes grupos da fauna nas praias oceânicas e de baías. Apesar disto, foram encontradas correlações pontuais entre algumas espécies de peixes e grupos de invertebrados bentônicos e também identificamos que a distribuição de alguns peixes e invertebrados foram correlacionados com conjuntos semelhantes de variáveis ambientais. Por exemplo, o linguado *Citharichthys spilopterus* apresentou correlação positiva com diversos invertebrados bentônicos, como crustáceos das ordens Amphipoda e Tanaidácea, além de poliqueta da ordem Opheliida. Estes invertebrados apresentaram correlações com variáveis ambientais semelhantes às encontradas para esta espécie de peixes, com correlações positivas para altos valores de turbidez e fósforo. Estas preferências ambientais podem estar ligadas a relações tróficas entre os grupos, ou seja, o peixe possui preferências ambientais semelhantes à de sua presa. GUEDES *et al.* (2004) estudou a estratégia trófica de *Citharichthys spilopterus* na baía de Sepetiba e encontrou crustáceos como Amphipoda sendo um dos itens preferenciais na dieta desta espécie, o que corrobora esta relação de dependência. Espécies de gerreídeos possuem boca protátil e durante o forrageamento, eles revolvem o sedimento a procura de alimento, e em geral possuem preferências por presas bentônicas, principalmente copepodas, bivalvia e poliquetas (RAMOS *et al.*, 2014). Nossos resultados apontam que as espécies *Eucinostomus argenteus* e *E. melanopterus* apresentam correlação principalmente com frações de sedimentos grosseiros, podendo estar ligado ao fato de que esse tipo de sedimento é preferencial para a maioria dos invertebrados bentônicos e também por facilitar o forrageamento destes peixes. Além disso, através da análise de correspondência canônica, identificamos que algumas espécies da ictiofauna apresentaram correlação com Nemertea. MCDERMOTT (2001) estudou a utilização de Nemertea como presas em ecossistemas marinhos e observou que diversas espécies de peixes são capazes de utilizá-lo como item alimentar.

Ainda que não se tenha detectado correlação significativa entre ictiofauna e invertebrados bentônicos, algumas correlações significativas pontuais foram encontradas. Assim como discutido anteriormente, a concordância entre algumas espécies de peixes e invertebrados bentônicos podem ser explicadas pela comum relação com variáveis ambientais e ainda por interações tróficas, que embora não tenhamos testado no presente trabalho, estudos anteriores nos informam sobre essas relações. O conhecimento da preferência alimentar dos peixes e suas relações com invertebrados bentônicos e fatores ambientais são de grande importância para elucidar a dinâmica dos sistemas marinhos. Para a compreensão mais aprofundada das inter-relações entre os grupos biológicos estudados, análises de preferência alimentar dos peixes encontrados no ambiente de coleta dos invertebrados bentônicos podem representar viável caminho para futuras investigações.

5. CONCLUSÕES

As composições de peixes e invertebrados bentônicos são influenciadas pelas variáveis ambientais e não foram detectadas correlações significativas entre matrizes de invertebrados e peixes, indicando que não há associações consistentes entre estes dois grupos da fauna nesses sistemas costeiros, salvo algumas correlações pontuais encontradas entre algumas espécies de peixes e grupos de invertebrados.

A maior abundância de invertebrados bentônicos foi observada em áreas de baías, com a Baía da Ilha Grande destacando-se pelo maior número de indivíduos comparado com os outros dois sistemas, enquanto que a menor ocorrência de invertebrados bentônicos em praias oceânicas pode estar diretamente ligada a fatores físicos, devido principalmente a ação de ondas, que pode desalojar invertebrados do sedimento, acarretando no maior risco de predação.

Praias Oceânicas apresentaram a maior abundância de peixes, apesar do estresse decorrente de ação das ondas que influenciam a ocorrência e estabelecimento da ictiofauna, podendo ser explicado pelo fato de que espécies que conseguem ocupar estes ambientes apresentam adaptações que minimizam os custos energéticos necessários para contrapor o efeito das ondas.

A concordância entre algumas espécies de peixes e invertebrados bentônicos parece ser resultante da comum relação com variáveis ambientais ou ainda por interações tróficas e estudos mais aprofundados visando elucidar as relações existentes entre estes grupos, faz-se necessário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32 – 46. 2001.
- ARAUJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D., CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, 25, 441 – 450. 2002.
- ARAUJO, F.G.; PINTO, S.M.; NEVES, L.M.; AZEVEDO, M.C.C. Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? **Marine Pollution Bulletin**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.063>. 2016.
- BALLY, R. Intertidal zonation on sandy beaches of the west coast of South Africa. **Cahiers de Biologie Marine**, v. 24, p. 85 – 103. 1983.
- BAMBER, R. N.; HENDERSON, P.A. Pré-adaptative plasticity in atherinids and the estuarine seat of teleost evolution. **Journal Fish Biology**, v. 33, p. 17 – 23. 1988.
- BARBOZA, F.R.; DEFEO, O. Global diversity patterns in sandy beach macrofauna: a biogeographic analysis. **Scientific Reports**, v. 5, p. 2045 – 2322. 2015.
- BARROS, F. Ghost crabs as a tool for rapid assessment of human impacts on exposed sandy beaches. **Biological Conservation**, v. 97, p. 399 – 404. 2000.
- BEYST, B.; BUYSSE, D.; DEWICKE, A.; MEES, J. Surf zone hyperbenthos of Belgian sandy beaches: seasonal patterns. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 53, p. 877 – 895. 2001.
- BLABER, S. J. M.; BLABER, T. G. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. **Journal Fish Biology**, v. 17, p. 143 – 162. 1980
- CAMARGO, M.G. SYSGRAN: Um sistema de código aberto para análises granulométricas. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, p. 371 – 378. 2006.
- CARDELL, M.J. & MÉNDEZ, N. First record of *Hesionura serrata* (Hartmann- Schröder, 1960) (Polychaeta: Phillodocidae) in the Mediterranean Sea (Littoral zone of Barcelona, NE Spain). **Scientia Marina**, v. 60, n. 2 – 3, p. 423 – 426. 1996.
- CARDOSO, A.G.A., BOAVENTURA, G.R., SILVA FILHO, E.V., BROAD, J. Metal distribution in sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 6, n. 12, p. 767 – 774. 2001.
- ÇINAR, M.E. Alien polychaete species (Annelida: Polychaeta) on the southern coast of Turkey (Levantine Sea, eastern Mediterranean), with 13 new records for the Mediterranean Sea. **Journal of Natural History**, v. 43, n. 37 – 38, p. 2283 – 2328. 2009.

- CLARK, B. M.; BENNETT, B. A.; LAMBERTH, S. J. Factors affecting spatial variability in seine net catches of fish in the surf zone of False Bay, South Africa. **Marine Ecology Progress y Series**, v. 131, p. 17 – 34. 1996.
- COULL, B. C. The ecology of the marine meiofauna. *In*: HIGGINS, R. P. & THIEL, H. eds. **Introduction to the Study of Meiofauna**. Washington, Smithsonian Institute, p.18 – 38. 1988.
- CREED, J. C.; CASARES, F. A.; OLIVEIRA, A. E. S. Características Ambientais: Água. *In*: CREED, J. C.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. (Orgs): **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília, DF: MMA/SBF, p. 109 – 133. 2007.
- DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Patterns, processes and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. **Marine Ecology y Progress Series**, v. 295, p. 1 – 20. 2005.
- DEXTER, D.M. Structure of an intertidal sandy beaches community in North Carolina. **Chesapeak Science**, v. 10, n. 2, p. 93 – 98. 1969.
- DOMENICO, M. D.; LANA, P. C. & GARRAFFONI, A. R. S. Distribution patterns of interstitial polychaetes in sandy beaches of southern Brazil. **Marine Ecology**, doi:10.1111/j.1439-0485.2008.00255.x. 2008
- DORGHAM, M.M.; HAMDY, R.; EL-RASHIDY, H.H.; ATTA, M.M. E MUSCO, L. Distribution patterns of shallow water polychaetes (Annelida) along the coast of Alexandria, Egypt (eastern Mediterranean). **Mediterranean Marine Science**, v.15, n. 3, p. 635 – 649. 2014.
- FAUCHALD, K. AND JUMARS, P.A. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 17, p. 193 – 284. 1979.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES N. A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II**. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1978.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES N. A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III**. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1980.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES N. A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI**. Teleostei (5). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.
- FLECKER, AS. & TOWNSEND, CR. Community wide consequences of trout introduction in New Zealand streams. **Ecological Applications**, vol. 4, no. 4, p. 798 – 807. 1994
- FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos river bar: a study of significant of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Petrology**, v. 27, p. 3 – 26. 1957.
- GABEL, F.; STOLL, S; FISCHER, F.; PUSCH, M.T.; GARCIA, X. F. Waves affect predator–prey interactions between fish and benthic invertebrates. **Oecologia**, v. 165, p. 101. 2011.

- GIBSON, R.N.; YOSHIYAMA, R.M. Intertidal Fish Communities; p. 264-296. In HORN, M.H.; MARTIN, K.L.; CHOTKOWSKI, M.A. (Ed.) **Intertidal Fishes: Life in Two Worlds**. San Diego: Academic Press. 1999.
- GUEDES, A.P.P.; ARAUO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C. Estrategia trofica dos linguados *Citharichthys spilopterus Ghunter* e *Symphurus tessellatus* (Quoy & Gaimard) (Actinopterygii, Pleuronectiformes) na baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.21, n. 4, p. 857 – 864. 2004.
- HALL S.J. Physical disturbance and marine benthic communities: Life in unconsolidated sediments. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**, v. 32, p. 179 – 239. 1994.
- HUMAN, L. R.D.; SNOW, G.C.; ADAMS, J.B.; BATE, G.C.; YANG, S. The role of submerged macrophytes and macroalgae in nutrient cycling: A budget approach. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v.154, p. 169 – 178. 2015
- JACKSON, D.A.; HARVEY, H.H. Fish and benthic invertebrates: community concordance and community-environment relationship. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 50, p. 2641 – 2651. 1993.
- JOHNSON, R.K.; HERING, D. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**, p. 20, v. 4, p. 978 – 992. 2010.
- JOSEFSON, A.B. & RASMUSSEN, B. Nutrient Retention by Benthic Macrofaunal Biomass of Danish Estuaries: Importance of Nutrient Load and Residence Time. **Estuarine, and Shelf Science**, v. 50, n. 2, p. 205 – 216. 2000
- KEHRIG, H.A.; MALM, O.; MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 213, p. 263 – 271. 1998.
- MARTINO, E.; ABLE, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 969 – 987. 2003.
- MCARDLE B.H.; ANDERSON M.J. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. **Ecology**, v. 82, p. 290 – 297. 2001.
- MCDERMOTT, J.J. Status of the Nemertea as prey in marine ecosystem. **Hydrobiologia**, v. 456, p. 7 – 20. 2001.
- MCLACHLAN, A. The definition of sandy beaches in relation to exposure: a simple system. **South African Journal of Science**, v. 76, p. 137 – 138. 1980.
- MCLACHLAN A., BROWN A.C. **The ecology of sandy shores**, 2nd ed., Acad. Press, New York, 373p. 2006.

- MCLACHLAN A, DE RUYCK A, HACKING N. Community structure on sandy beaches: patterns of richness and zonation in relation to tide range and latitude. **Revista Chilena de Historia Natural**, v. 69, p. 451 – 467. 1996.
- MCLACHLAN, A., DORVLO, A. Global patterns in sandy macrobenthic communities. **Journal of Coastal Research**, v. 21, p. 674 – 687. 2005
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1985.
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1980.
- MOORE C.H., HARVEY E.S., VAN NIEL K. The application of predicted habitat models to investigate the spatial ecology of demersal fish assemblages. **Marine Biology** v. 157, p. 2717 – 2729. 2010.
- MUSCO, L. Ecology and diversity of Mediterranean hardbottom Syllidae (Annelida): a community-level approach. **Marine Ecology Progress Series**, v. 461, p. 107 –119. 2012.
- NAKANE, Y.; SUDA, Y.; SANO, M. Responses of fish assemblage structures to sandy beach types in Kyushu Island, southern Japan. **Marine Biology**, v. 160, p. 1563 – 1581. 2013.
- NEVES, L.M. **Estrutura e diversidade das assembléias de peixes recifais na Baía da Ilha Grande: importância de variáveis físicas, da estrutura do habitat e variações temporais de curto prazo**. 117 f. Tese (Doutorado em Biologia Animal) – Instituto de Biologia, UFRRJ, RJ. 2013.
- NIELSON, J. AND P. JERNAKOFF, P. A review of the interaction of sediment and water quality with benthic communities. Port Phillip Bay Environmental Study. **Technical Report**, v. 25, p. 1-130. 1996.
- PALMEIRA, L. P., MONTEIRO-NETO C. Ecomorphology and food habits of Teleost fishes *Trachinotus carolinus* (Teleostei: Carangidae) and *Menticirrhus littoralis* (Teleostei: Sciaenidae), inhabiting the surf zone of Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 1 – 9. 2010.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAUJO, F.G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 817 – 828. 2003.
- PIHL, L.; VAN DER VEER, H.W. Importance of exposure and habitat structure for the population density of 0-group plaice, *Pleuronectes platessa* L, in coastal nursery areas. **Netherlands Journal of Sea Research**, v. 29, p. 145 – 152. 1992.

- PINOTTI, R.M.; MINASI, D.M.; COLLING, L.A.; BEMVENUTI, C.E. A review on macrobenthic trophic relationships along subtropical sandy shores in southernmost Brazil. **Biota Neotropical**. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-06032014006914>. 2014.
- RAMOS, J.A.A.; BARLETTA, M.; DANTAS, D.V.; LIMA, A.R.A.; COSTA, M.F. Tropic niche and habitat shifts of sympatric Gerreidae. **Journal of Fish Biology**, v. 85, n. 5, p. 1446 – 1469. 2014.
- RODIL, I.F., LASTRA, M., SANCHEZ-MATA, A.G. Community structure and intertidal zonation of the macroinfauna in intermediate Sandy beaches in temperate latitudes: North coast of Spain. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, p. 267 – 279. 2006.
- SELLESLAGH, J.; AMARA, R. Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 79, p. 507 – 517. 2008.
- SHEPARD, F. P. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. **J. sedim. Petrology**, v. 24, n. 3, p. 151 – 158. 1954.
- SILVA-CAMACHO, D.S.; GOMES, R.S., SANTOS, J.N.S.; ARAUJO, F.G. Distribution of benthic fauna in sediment grains and prop roots of a mangrove channel in south-eastern Brazil. **Marine Biological Association of the United Kingdom**, doi:10.1017/S0025315416000485. 2016.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo, Edgard Blucher, 317p. 1973.
- TER BRAAK, C. J. F. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, v. 67, p. 1167 – 1179. 1989.
- THIEL, R., SEPÚLVEDA, A., KAFEMANN, R. & NELLEN, W. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe Estuary. **Journal of fishbiology**, v. 46, p. 47 – 69. 1995.
- VASCONCELLOS, R. M.; SANTOS, J.N.S.; SILVA, M.A.; ARAÚJO, F.G. Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do Município do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, p. 171 – 178. 2007.
- VEIGA, P.; RUBAL, M.; BESTEIRO, C. Shallow sublittoral meiofauna communities and sediment polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) content on the Galician coast (NW Spain), six months after the Prestige oil spill. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, p. 581 – 588. 2010.
- WARD, J.V. **Aquatic Insect Ecology: biology and habitat**. Toronto: John Wiley & Sons, Inc. 1992. 438 p.
- WHITFIELD, A. K. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 9: 151 – 186. 1999.

WILBER D.H., CLARKE D.G., BURLAS M.H., RUBEN H., WILL R.J. Spatial and temporal variability in surf zone fish assemblages on the coast of northern New Jersey. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 56, 291–304. 2003.

WOLTERS, V., J. BENGTTSSON, AND A. S. ZAITSEV. Relationships among the species richness of different taxa. **Ecology**, v. 87, p. 1886 – 1895. 2006.

CAPÍTULO II

RELAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE BETA, DISTINÇÃO TAXONÔMICA E HETEROGENEIDADE AMBIENTAL NA ICTIOFAUNA DE PRAIAS ARENOSAS OCEANICAS E DE BAIAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

Três parâmetros são de grande importância na ecologia das comunidades de peixes: a heterogeneidade ambiental, a diversidade beta e a distinção taxonômica. A diversidade beta é definida como variabilidade na composição específica de uma comunidade biológica entre locais ou habitats dentro de uma área, enquanto que a heterogeneidade ambiental é a variação nas condições abióticas dentro de uma dada área. Já a distinção taxonômica mede o grau de relação filogenética dentre os táxons e tem sido utilizada para corrigir a deficiência dos tradicionais índices de diversidade que não distinguem os táxons. Estes índices fornecem informações para muitas questões ecológicas que são essenciais para políticas de conservação. O objetivo deste estudo foi comparar três sistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro (Praias Oceânicas, Baía de Sepetiba e Baía da Ilha Grande) em relação à diversidade beta e heterogeneidade ambiental, visando testar a hipótese que ambientes com maior heterogeneidade ambiental apresentam maior diversidade beta. Também foram feitas associações entre a distinção taxonômica e estes dois descritores. Foram realizadas amostragens trimestrais em 9 praias arenosas distribuídas em três sistemas costeiros no Estado do Rio de Janeiro. Diferenças significativas na estrutura da comunidade foram encontradas entre os sistemas (Pseudo-F = 2.02; P=0,04), com Baía de Sepetiba diferindo significativamente da Baía da Ilha Grande. Os sistemas costeiros, embora com características diferentes, não diferiram quanto à heterogeneidade ambiental, enquanto a diversidade beta foi maior na Baía da Ilha Grande. A riqueza esperada de espécies foi maior na Baía da Ilha Grande e menor nas Praias Arenosas, porém a distinção taxonômica não diferiu entre os três sistemas. Além disto, foi encontrada correlação positiva entre a riqueza e a distinção taxonômica, o que pode estar relacionado a interações interespecíficas, já que espécies proximamente relacionadas geralmente competem pelos mesmos recursos, assim a adição de novas espécies distanciadas filogeneticamente ocuparia diferentes nichos. Não foi encontrada relação significativa entre a diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, o que pode ser atribuído à escolha das variáveis ambientais que não influenciam na distribuição da ictiofauna. Sugerimos que a rotatividade da ictiofauna entre locais (diversidade beta) deve ser considerada em planos de gerenciamento ambiental, já que esta ferramenta pode fornecer bases para seleção e delineamento de tamanhos de áreas que devem ser priorizadas para a conservação, visando proteger o máximo da diversidade biológica.

Palavras chaves: Variação ambiental, estrutura de assembleias, PERMDISP.

**RELATIONSHIP BETWEEN BETA DIVERSITY, TAXONOMIC
DISTINCTIVENESS AND ENVIRONMENTAL HETEROGENEITY IN THE
ICHTHYOFAUNA OF OCEANIC AND BAYS SANDY BEACHES IN THE RIO
DE JANEIRO STATE**

ABSTRACT

Three parameters are of great importance in fish community ecology: beta diversity, environmental heterogeneity and taxonomic distinctiveness. The beta diversity is defined as the variability in the specific composition of a given biologic community between locales or habitat within a given area, whereas the environmental heterogeneity is the variation in abiotic conditions within an area. Yet, the taxonomic distinctiveness measure the degree of phylogenetic relationship with a given taxa and have been used to improve the deficiency of the traditional diversity indices that do not distinguish the taxa. Such parameters supply information that help several ecological issues in conversation policies. The main aim of this study is to compare sandy beaches in three coastal systems or Rio de Janeiro State (Oceanic Beaches, Sepetiba Bay and Ilha Grande Bay) in relation to beta diversity and environmental heterogeneity to test the hypothesis that systems with higher environmental heterogeneity have higher beta diversity. We also tried to assess eventual association between taxonomic distinctiveness and these two parameters. Quarterly sampling were performed in 9 sandy beaches in the three systems. Significant differences in the fish community structure was found among the systems (Pseudo-F = 2.02; P=0.04), with the community structure of the Sepetiba Bay differing significantly form the Ilha Grande Bay. The three coastal systems although having different environmental characteristics did not differ in environmental heterogeneity, whereas the beta diversity was comparatively higher in Ilha Grande Bay. The expected species richness was higher in the Ilha Grande Bay and lower in the Oceanic Beaches, but the taxonomic distinctiveness did not change among the three systems. Moreover, a positive correlation was found between species richness and taxonomic distinctiveness, which may be related to interspecific interactions, since species closely related generally compete for similar resources, thus the addition of new distantly phylogenetic species tend to occupy different niches. No significant correlation was found between beta diversity and environmental heterogeneity, which may be attributed to the examined environmental variables that seem not to influence markedly fish distribution. We suggest that the species turnover among sites (beta diversity) should be considered in environmental management plans, since this tool can supply the basis to select and delineate size of conservation reserves to be prioritized in policies to protect the maximum biological diversity.

Palavras chaves: Environmental changes, fish community, PERMDISP.

1. INTRODUÇÃO

Uma das questões-chave em ecologia é medir os padrões da biodiversidade e conhecer quais processos atuam nestes padrões (ANDERSON *et al.*, 2011; LEPRIEUR *et al.*, 2011). A diversidade beta é definida como variabilidade na composição específica de uma comunidade biológica entre os locais ou habitats dentro de uma área (WHITTAKER *et al.*, 1972; MAGURRAN, 2004; JANKOWSKI *et al.*, 2009), sendo uma ferramenta de grande importância no delineamento de regiões com maior interesse para conservação. De acordo com WIERSMA & URBAN (2005), padrões espaciais de distribuição de espécies são suscetíveis a afetar a forma como reservas ecológicas são definidas e onde devem estar localizadas, uma vez que as áreas protegidas devem ser projetadas visando maximizar a representação de sistemas naturais, e a diversidade beta representa uma ferramenta eficaz nestas políticas de conservação.

A avaliação da diversidade beta fornece uma visão geral do grau de semelhança entre as comunidades (OLDEN & ROONEY, 2006) e a distinção taxonômica pode ser uma medida complementar para a compreensão do quão diferente taxonomicamente são as espécies que compõem uma comunidade. A diversidade biológica de um local é mais que o número de espécies (HARPER & HAWESWORTH, 1994) e na escolha de locais prioritários para conservação, a representação do maior número de espécies nos locais selecionados é um objetivo comum e todas as espécies têm igual valor de conservação. Entretanto, um objetivo alternativo é representar a maior diversidade genética em locais selecionados, dando maior peso para espécies geneticamente mais distintas, já que a perda de espécies sem parentes próximos representa a perda da informação genética e de eventuais funções no ecossistema (POLASKY *et al.*, 2001).

Um dos principais desafios em ecologia de comunidades é descrever mecanismos responsáveis pela diversidade beta (TUOMISTO, 2010; ANDERSON *et al.*, 2011; LEIBOLD *et al.*, 2004; PODANI & SCHMERA, 2016) e a heterogeneidade ambiental é considerada como fator importante nestes padrões (ANDERSON *et al.*, 2006; VEECH & CRIST, 2007). Diversos autores sugerem que condições ambientais mais heterogêneas fornecem mais formas de exploração de recursos através da maior disponibilidade de habitats, sendo positivamente relacionada com a riqueza de espécies (MACARTHUR & MACARTHUR, 1961; RICKLEFS, 1977; TEWS *et al.*, 2004). WHITFIELD & ELLIOTT (2002) reportaram que assembleias de peixes são fortemente influenciadas por fatores ambientais como salinidade, temperatura, turbidez entre outros. Assim, a variação nas condições ambientais pode resultar na variação da composição de espécies entre localidades dentro de uma região, já que diferentes condições ambientais proporcionam o estabelecimento de diferentes espécies adaptadas para aquelas condições (LEIBOLD *et al.*, 2004).

Além da heterogeneidade ambiental, a variação na diversidade beta entre áreas pode ocorrer também devido a variação na distância espacial entre as unidades amostrais de cada área (HEINO & GRÖNROOS, 2013), já que o aumento da distância espacial entre amostras de uma área pode ser responsável pela limitação da dispersão de determinada espécie, favorecendo assim o aumento também da diversidade beta (HARRISON *et al.*, 1992). De forma oposta, quando não há limite espacial na dispersão de determinada espécie, a sua ampla distribuição ocasionaria a diminuição da diversidade beta. Portanto, as diferenças na diversidade beta entre áreas podem ocorrer tanto devido a variações na heterogeneidade do habitat quanto às distâncias espaciais entre as unidades amostrais de cada área (HEINO & GRÖNROOS, 2013).

A costa do Rio de Janeiro possui grande importância ecológica e econômica para o Estado, com sistemas compostos de praias oceânicas e de baías que apresentam

uma série de características ambientais que influenciam a ocorrência e estabelecimento de espécies de peixes. Assim, o objetivo deste estudo foi comparar três sistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro em relação à diversidade beta e heterogeneidade ambiental, visando testar a hipótese de que ambientes mais heterogêneos apresentam maior diversidade beta. Adicionalmente, buscamos analisar a distinção taxonômica de cada sistema costeiro. Assim, esperamos identificar regiões com maiores valores de diversidade beta e taxonômica, fornecendo informações sobre a biodiversidade e suas relações com o ambiente, de forma que os resultados obtidos possam fornecer embasamento para tomada de decisões de quais habitats devem ser priorizados na conservação da ictiofauna, visando a prevenção ou minimização de efeitos deletérios sobre a diversidade de ecossistemas costeiros.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Programa de Amostragem e Processamento das Amostras

Foram realizadas 4 saídas de campo trimestrais em 2014 em 9 praias arenosas (3 em Praias Oceânicas; 3 na Baía de Ilha Grande e 3 na Baía de Sepetiba) com 4 repetições em cada praia. Em cada localidade foi feito um arrasto para coleta de peixes, a tomada de sedimentos para análise dos nutrientes e medida as variáveis ambientais da água. O desenho amostral consistiu de 144 amostras (3 sistemas \times 3 praias \times 4 estações do ano \times 4 replicas).

Para a amostragem da ictiofauna, foi utilizada uma rede de arrasto, na qual duas pessoas transportavam a rede para uma profundidade máxima de 1.5 metros enquanto que outras duas puxaram a rede, perpendicularmente à linha de costa, a partir de um cabo de 30 m em cada extremidade da rede. A unidade amostral foi definida como número total de peixes capturados em 300 m² de área varrida pelo arrasto (30 m extensão \times 10 m de abertura da boca da rede). As amostragens foram feitas durante o dia (entre as 6 e 17 horas), em períodos de marés de quadratura a fim de reduzir a influência das marés. Os peixes capturados foram fixados em formol a 10%, e após 48 horas, transferidos para etanol 70%. No laboratório, os peixes foram identificados de acordo com as chaves de identificação e diagnoses de FIGUEIREDO & MENEZES (1978; 1980; 2000), MENEZES & FIGUEIREDO (1980).

Em cada amostragem foram medidos os parâmetros ambientais de temperatura da água (°C), salinidade (ppt), turbidez (NTU) e oxigênio dissolvido (mg/L), com auxílio de um multisensor Horiba. As amostras dos sedimentos para análise química foram obtidas utilizando um “corer” de PVC (10 cm de diâmetro e 50 cm de comprimento). Em cada praia foram retiradas 4 amostras a 1 metro de profundidade da água, que foram acondicionadas em sacos plásticos. As análises da química do sedimento foram as seguintes: teor de matéria orgânica (g/dm³), carbono (%), nitrogênio total (%) e fósforo (mg/dm³), as quais foram realizadas no Centro de Análises Químicas na UFRRJ (Campus Campos dos Goytacazes).

2.2. Análise de dados

Previamente às análises multivariadas, os dados ambientais foram normalizados (centrados pela média e reduzidos à unidade do desvio padrão) visando eliminar possíveis efeitos das diferentes escalas de medição, tornando-os assim adimensionais. Em nosso estudo, a heterogeneidade ambiental foi definida como variação nas condições abióticas (variáveis físico-químicas e sedimento) entre o mesmo conjunto de amostras onde a diversidade beta foi estimada dentro de cada região. Foi empregado o teste de Homogeneidade das Dispersões Multivariadas (PERMDISP, ANDERSON *et*

al., 2006), que fornece a média da distância para o centróide dos dados ambientais (heterogeneidade ambiental) a partir da matriz de distância Euclideana. Estas análises foram feitas utilizando o programa PRIMER 6 + PERMANOVA (CLARKE & GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

O índice de rarefação de Coleman foi utilizado para a construção de curvas de rarefação em função do número de indivíduos por sistema costeiro. Esse método permite a comparação da riqueza em locais com diferentes abundâncias (GOTELLI & COLWELL, 2001). Estas análises foram feitas no programa EstimateS versão 9.0.

As estruturas das comunidades foram comparadas a partir da matriz das densidades (n° Indivíduos / 300m²) entre os 3 sistemas costeiros. Este procedimento foi feito com os dados de densidade transformados pela raiz quadrada, para minimizar tendências causadas por espécies muito abundantes. Este modelo foi testado com PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance) para comparar diferenças na estrutura das assembleias entre os sistemas costeiros (ANDERSON, 2001). A diversidade beta foi estimada através da Análise Permutacional de Dispersões Multivariado (PERMDISP). De acordo com ANDERSON *et al.* (2006), a variação na composição de espécies para um grupo de unidades amostradas em uma determinada área pode ser medida como a distância média das unidades individuais para o centroide do grupo em um espaço multivariado. Assim, os resultados de PERMDISP pode ser interpretado como diversidade beta, já que visa determinar a variabilidade na composição de espécies em determinada escala espacial (ANDERSON *et al.*, 2006). A análise PERMDISP produz uma média da diversidade beta total (dados de presença e ausência) e variação na estrutura da comunidade (dados de abundância) em locais dentro de uma região. Nesta análise, a dispersão é calculada como média da distância de cada amostra ao centróide do grupo. As avaliações foram feitas a partir de matrizes de similaridade com coeficientes de Sørensen (qualitativo, presença e ausência de espécies) e Bray-Curtis (quantitativo, dados de abundância) a partir de dados das assembleias de peixes de cada sistema costeiro. Além disso, a técnica de ordenação MDS (Non-metric Multidimensional Scaling) foi utilizada visando visualizar variações espaciais nas assembleias de peixes entre sistemas costeiros num plano bidimensional, agrupando segundo o nível de similaridade com coeficientes de Sørensen.

A distinção taxonômica foi calculada separadamente para cada sistema costeiro. A partir de todas as espécies coletadas no presente trabalho, foi elaborada uma lista hierárquica visando calcular os valores de $\Delta+$ (média da Distinção Taxonômica). Usamos espécie, gênero, família, ordem e classe para cálculo a partir de dados de presença/ausência. Para esta análise, cada nível hierárquico corresponde a um peso específico na avaliação (espécie = 20; Gênero = 40; Família = 60; Ordem = 80; Classe = 100). A distinção taxonômica média (Delta +) corresponde ao comprimento médio do caminho taxonômico entre quaisquer duas espécies selecionadas ao acaso (Clarke & Warwick, 1998). Um gráfico de funil de 95% de confiança do índice foi calculado a partir da combinação de dados de amostras de cada sistema costeiro. Estas análises foram realizadas utilizando o pacote estatístico PRIMER versão 6 com PERMANOVA (CLARKE & GORLEY, 2006; ANDERSON *et al.*, 2008).

3. RESULTADOS

3.1. Variáveis ambientais

Praias oceânicas apresentaram maiores valores para salinidade e oxigênio dissolvido (Tabela 1; Figura 2), enquanto que maiores valores de temperatura foram encontrados nas baías estudadas. A turbidez variou significativamente entre as baías, com maiores valores na Baía de Sepetiba, entretanto este sistema costeiro não diferiu significativamente em relação à Praias Oceânicas (Tabela 1, Figura 2). Os nutrientes (Carbono e Nitrogênio Total) e Matéria Orgânica presentes nos sedimentos não variaram significativamente entre os sistemas costeiros, enquanto que mais elevadas concentrações de fósforo foram encontradas na Baía de Sepetiba (Tabela 1, Figura 2). Os sistemas costeiros, embora com características diferentes, não diferiram quanto a heterogeneidade ambiental ($F= 2.72$; $P= 0.096$).

Tabela 1. Resultado da análise PERMANOVA (Pseudo-F) e média e comparações par a par em relação a cada variável. Códigos: ns = não significante; * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

Variável ambiental	Pseudo-F	Comparações par a par
Salinidade	50.54 ***	PO > BIG, BS
Temperatura	22.13 ***	BIG, BS > PO
Oxigênio dissolvido	3.7 *	PO > BIG, BS
Turbidez	5.12**	BS, PO > BIG
Fósforo	17.88 ***	BS > PO > BIG
Carbono	2.25 ns	–
Matéria Orgânica	2.35 ns	–
Nitrogênio total	0.93 ns	–

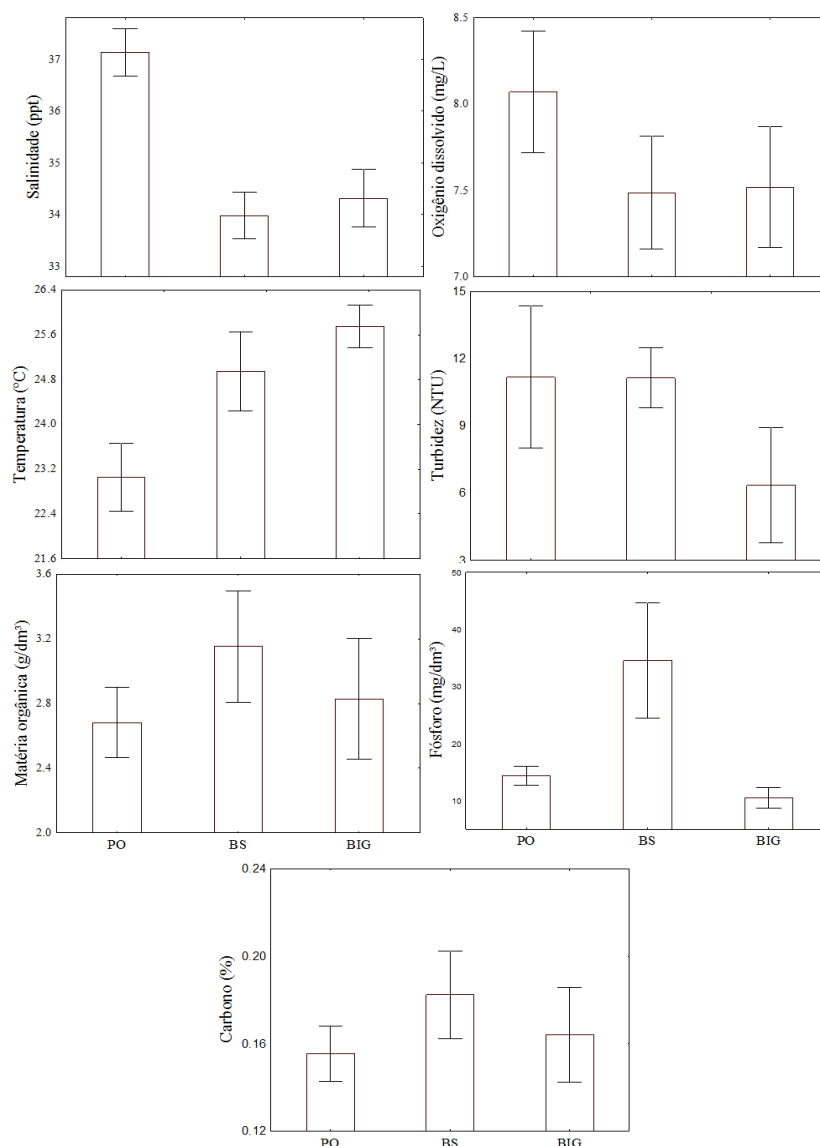


Figura 1. Média e desvio padrão das variáveis ambientais dos três sistemas costeiros estudados. Código: PO, Praias Oceânicas; BS, Baía de Sepetiba; BIG, Baía da Ilha Grande.

3.2. Composição da ictiofauna

Um total de 6.873 indivíduos foi coletado nas Praias Oceânicas, distribuídos em 29 espécies, enquanto que na Baía de Sepetiba foi registrado um total de 4.365 indivíduos distribuídos em 26 espécies. Baía da Ilha Grande apresentou o menor número de indivíduos (906) em 29 espécies a partir do mesmo esforço amostral em todos os sistemas costeiros. A Baía da Ilha Grande apresentou maior riqueza de espécies esperada de acordo com as curvas de rarefação (Coleman), baseadas no número de indivíduos para assembleias de peixes dos três sistemas costeiros para uma amostragem com aproximadamente 900 indivíduos, apresentando 29 espécies, seguido de Baía de Sepetiba (18) e Praias Oceânicas (17) (Figura 3).

Diferenças significativas na estrutura da comunidade foram encontradas entre os sistemas (Pseudo-F= 2.02; P= 0,4). Nas comparações pareadas diferenças significativas foram encontradas entre a Baía Sepetiba e a Baía da Ilha Grande ($t = 1,3$; $P=0.016$).

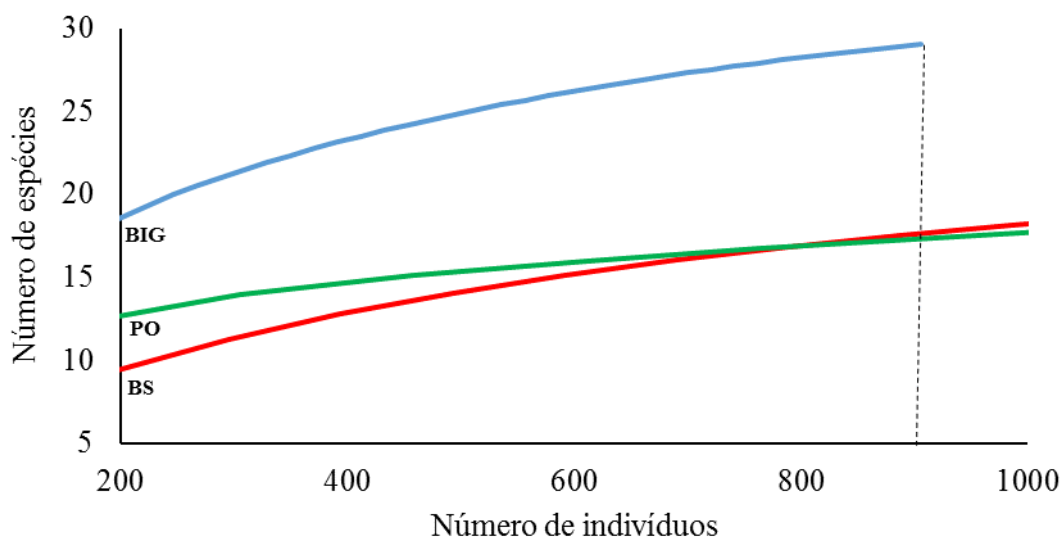


Figura 2. Número de espécies esperadas de acordo com as curvas de rarefação (Coleman) baseadas no número de peixes de três sistemas costeiros.

Não foram detectadas diferenças significativas na distinção taxonômica entre os sistemas costeiros (Pseudo-F= 3.16; P= 0.046), com a média da distinção variando de 53.5 ± 33.81 na Baía da Ilha Grande, 60.34 ± 28.99 nas Praias Oceânicas e 68.47 ± 21.76 na Baía de Sepetiba. A ictiofauna na Baía de Sepetiba foi distribuída em 9 ordens, com destaque para a ordem Perciformes, que foi representada por 6 famílias, sendo Carangidae a mais representativa, com cinco espécies (Figura 4). Similarmente, as espécies de Praias Oceânicas foram representadas também por 9 ordens, destacando-se a ordem Perciformes, com 7 famílias, da qual a família Sciaenidae foi mais representativa, apresentando quatro espécies (Figura 4). A Baía da Ilha Grande foi apresentada ictiofauna com 8 ordens, onde a ordem Perciformes também foi mais representativa, com 5 famílias, nas quais a família Sciaenidae e Carangidae foram mais representativas, com quatro espécies em cada (Figura 4). Através do gráfico em funil (Figura 5), observamos que a maioria dos valores de $\Delta +$ foram distribuídos em torno da média teórica de cada sistema costeiro, dentro do limite de confiança de 95%. Nas praias oceânicas, 8 amostras ficaram abaixo do limite de confiança, apresentando apenas 1 espécie ($\Delta + = 0$), enquanto que na Baía de Sepetiba, 5 amostras ficaram abaixo do menor limite de confiança, com 1 espécie em cada amostra ($\Delta + = 0$). Na Baía de Ilha Grande, 18 amostras ficaram abaixo do limite, com 11 amostras apresentando 1 espécie ($\Delta + = 0$) e 2 amostras com 2 espécies ($\Delta + = 20$). Não foram observadas amostras acima do limite do funil em nenhum dos sistemas costeiros estudados (Figura 5).

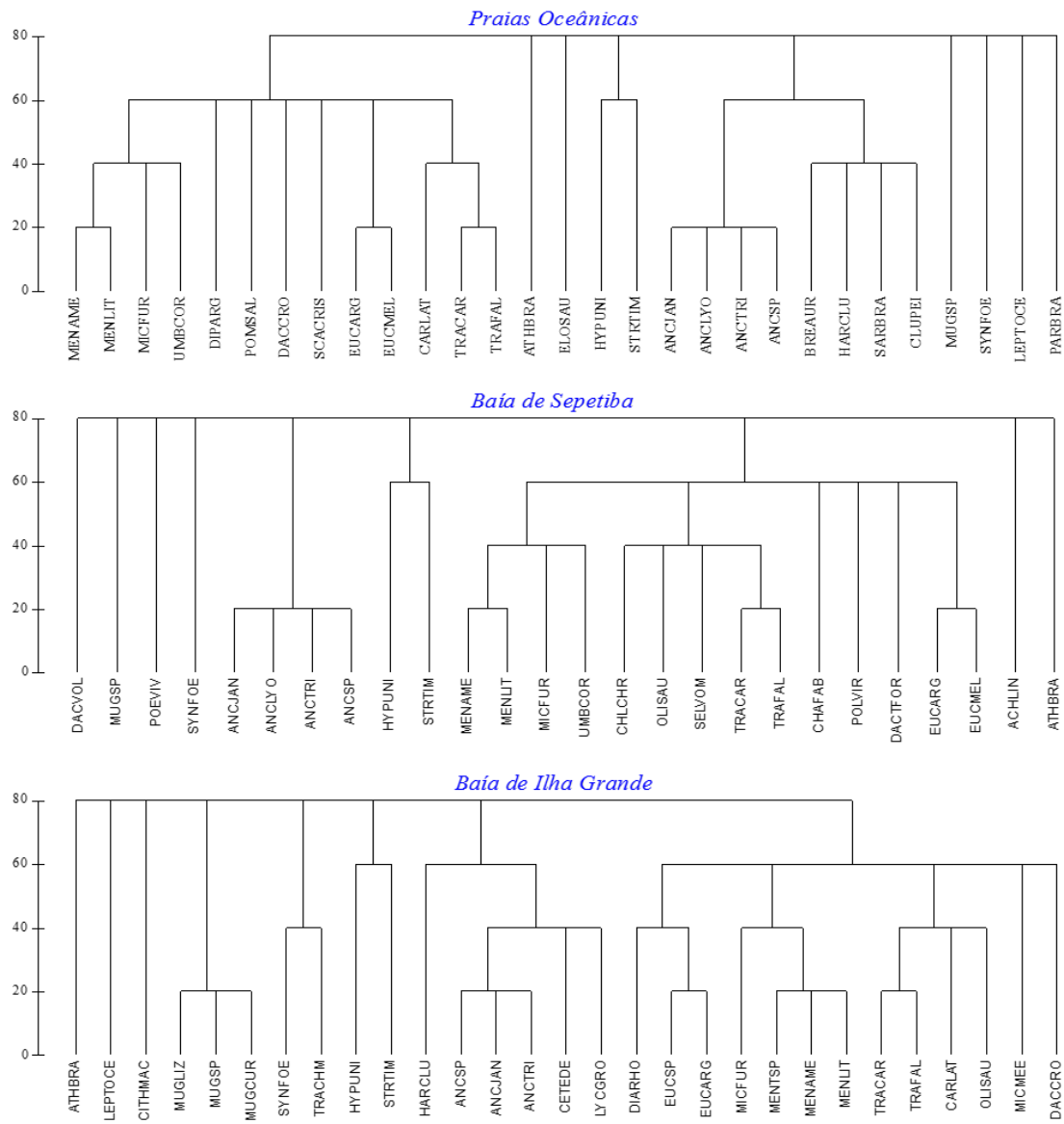


Figura 3. Relações taxonômicas entre as espécies de peixes em cada sistema costeiro estudado.

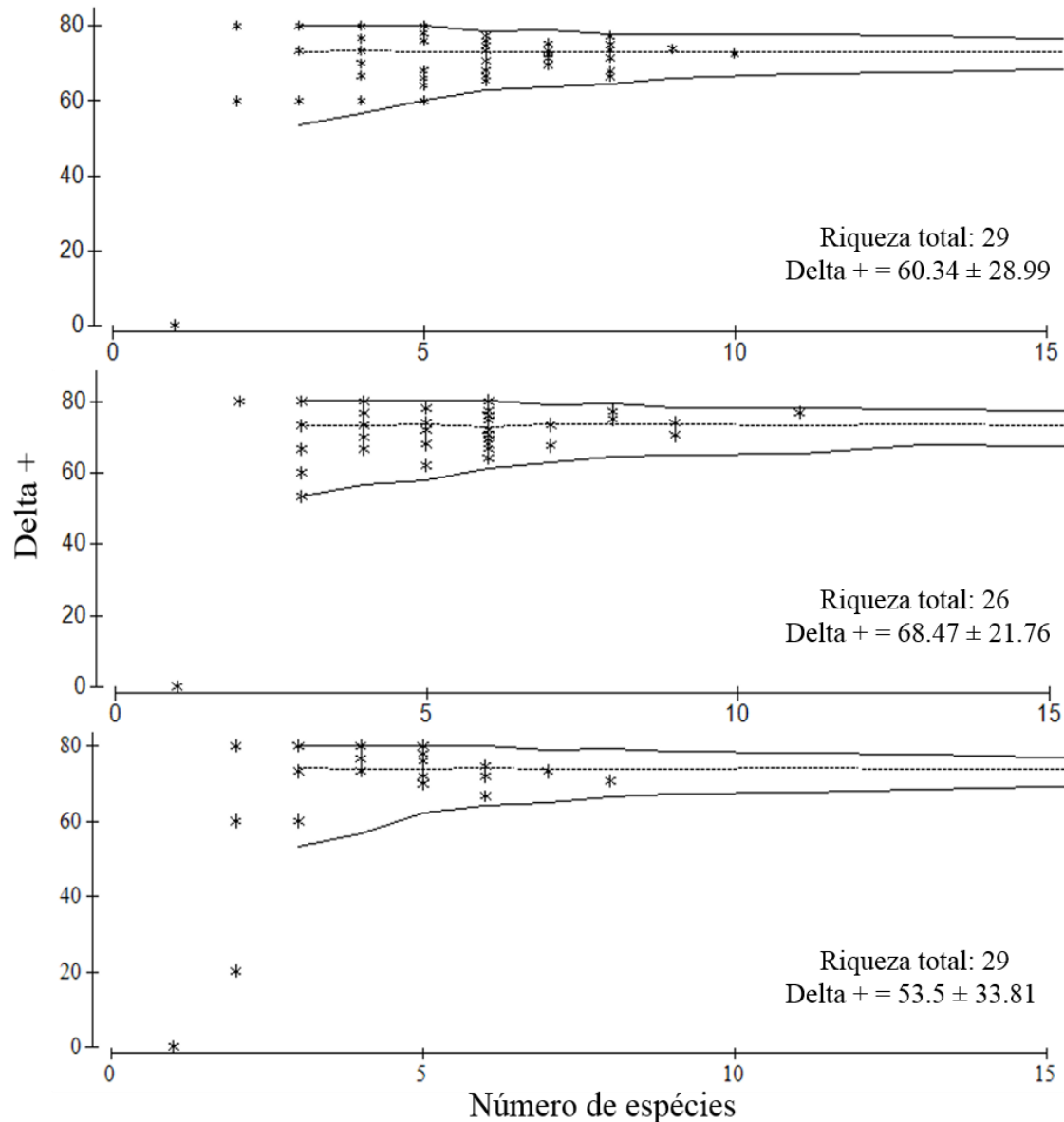


Figura 4. Gráfico em funil ilustrando valores de delta+ de acordo com o número de espécies em cada sistema costeiro. A, Praias Oceânicas; B, Baía de Sepetiba; C, Baía de Ilha Grande.

3.3 Diversidade beta

Diferenças significativas na dispersão da ictiofauna foram encontrados entre os três sistemas costeiros (Sørensen: $F= 4.53$; $P= 0.027$; Bray curtis: $F= 4.19$; $P= 0.031$) de acordo com PERMDISP. A Baía da Ilha Grande apresentou a maior diversidade beta (Tabela 2) e comparações par a par apontaram diferenças significativas apenas entre Baía de Sepetiba e Baía da Ilha Grande ($P= 0.02$), enquanto que diferenças significativas na estrutura das assembleias (Bray-Curtis) foram encontradas apenas entre Baía de Sepetiba e Praias Oceânicas ($P= 0.02$). Através do diagrama de ordenação produzida pela análise MDS a partir de dados dos coeficientes de Sørensen (qualitativo, presença e ausência de espécies), é possível observar que amostras da Baía de Ilha Grande apresentaram maior dispersão enquanto que a dispersão da Baía de Sepetiba foi comparativamente menor (Figura 6).

Tabela 2. Média da distância para o centroide do grupo para os dados da assembleia de peixes de acordo com resultados PERMDISP baseadas em dados de presença/ausência (Sørensen) e abundância (Bray Curtis).

Sistemas	Sørensen	Bray Curtis
Praias Oceânicas	52.02 ± 2.01	59.6 ± 1.3
Baía de Sepetiba	46.31 ± 2.46	53.86 ± 1.77
Baía da Ilha Grande	55.44 ± 1.98	59.19 ± 1.6

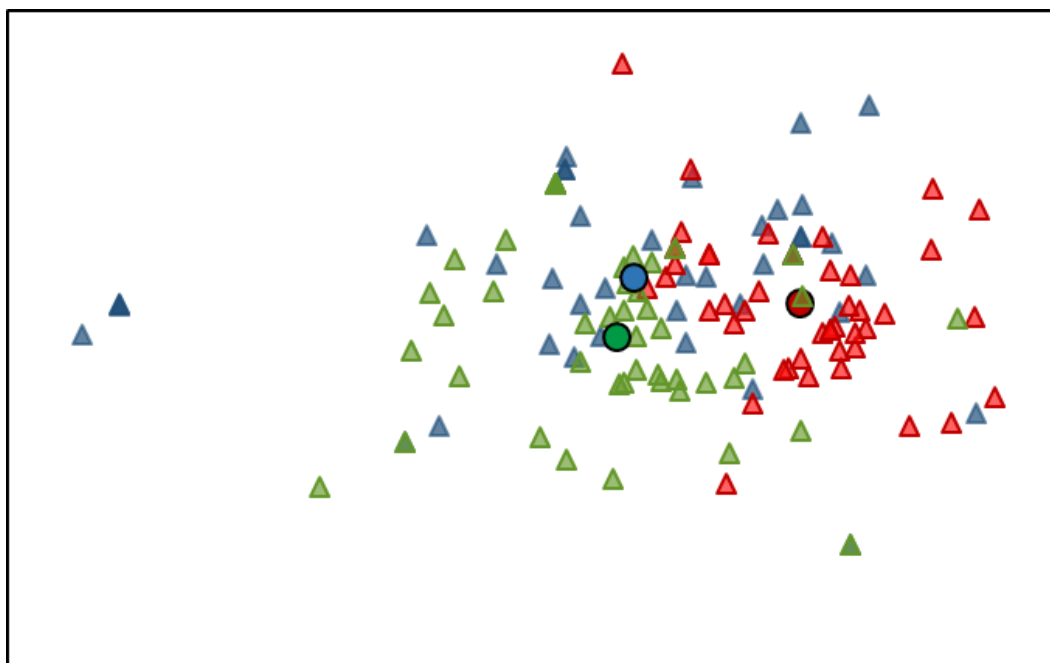


Figura 5. Diagrama de ordenação produzido pela análise MDS de acordo com a matriz de similaridade Sørensen com os centroides plotados (círculos). Códigos: verde: Praias Oceânicas; vermelho: Baía de Sepetiba e Azul: Baía da Ilha Grande.

3.4. Relações entre descritores de comunidades

Não foram encontradas relações significativas entre a diversidade beta ($P = 0.11$; $r^2 = 0.02$), a distinção taxonômica ($P = 0.87$; $r^2 = 0.0002$) e a riqueza de espécies ($P = 0.24$; $r^2 = 0.01$) com a heterogeneidade ambiental (Figura 7). Por outro lado, a riqueza de espécies foi diretamente associada com a distinção taxonômica ($P > 0.001$; $r^2 = 0.32$), mas não com a diversidade beta ($P = 0.26$; $r^2 = 0.01$) (Figura 8).

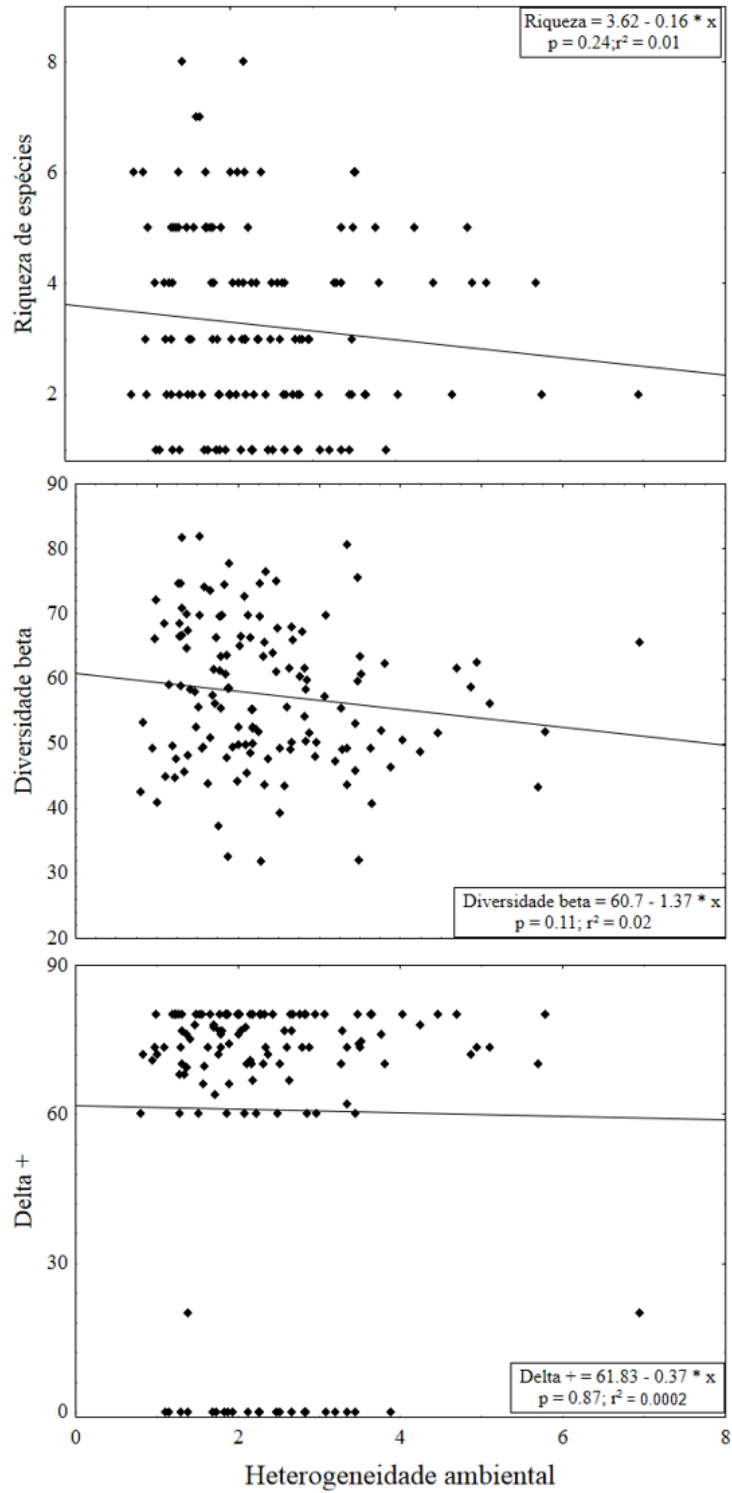


Figura 6. Relação da heterogeneidade ambiental e riqueza de espécies, diversidade beta e delta +.

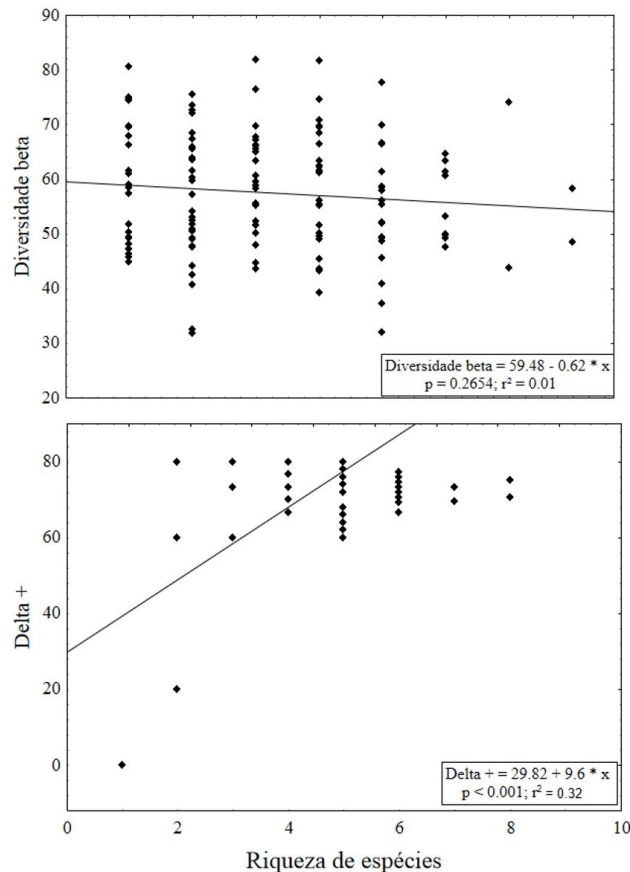


Figura 7. Relação da riqueza de espécies com a diversidade beta e distinção taxonômica.

DISCUSSÃO

A diversidade beta não apresentou correlação significativa com a heterogeneidade ambiental, assim, a hipótese de que existe uma relação positiva entre ambas variáveis não pôde ser confirmada neste estudo. Foi estabelecido neste trabalho, a heterogeneidade ambiental como um conjunto de variáveis físico-químicas da água e concentração de nutrientes presentes no sedimento, não considerando as características físicas do habitat. Assim, a ausência de uma relação consistente entre estes dois descritores pode estar associada ao fato de que as variáveis ambientais utilizadas não interferem diretamente na distribuição da ictiofauna, não sendo, portanto, ideais para descrição da heterogeneidade ambiental nestes sistemas costeiros. Nossos resultados são compatíveis com os de BINI *et al.* (2014) e HEINO *et al.* (2015), onde a relação entre a diversidade beta e heterogeneidade ambiental não pôde ser confirmada. HEINO *et al.* (2015) sugerem que uma série de fatores podem explicar a ausência de uma relação direta entre diversidade beta e a heterogeneidade ambiental, sendo uma delas a escolha das variáveis ambientais usadas para medir a heterogeneidade ambiental, de forma que estas podem não ser percebidas pelo grupo biológico em estudo.

A diversidade beta foi maior na Baía da Ilha Grande, podendo estar associado ao estado de melhor preservação dos locais amostrados. Em contrapartida, a Baía de Sepetiba apresentou a menor diversidade beta, podendo estar relacionada ao fato de que este sistema costeiro sofre maior influência antrópica, onde a falta de tratamento adequada de efluentes domésticos e industriais representa fonte de nutrientes, que foi detectado nas análises de nutrientes deste estudo, onde registraram-se os maiores valores nesta baía. Estas perturbações podem estar afetando a diversidade beta, já que

de forma geral, a riqueza de espécies diminui com a degradação ambiental (WHITFIELD & ELLIOTT, 2002) e de acordo com MORENO & HALFFTER (2001) ambientes alterados dificultam a dispersão das espécies, favorecendo o isolamento das populações, que num primeiro momento pode apresentar uma diversidade beta elevada, mas que a longo prazo algumas espécies podem desaparecer, restando apenas as generalistas, resultando numa baixa diversidade beta. Assim, devido a distúrbios ambientais desencadeados por atividades antrópicas na Baía de Sepetiba, um grande número de espécies pode tornar-se incapaz de sobreviver nestes ambientes, sem serem substituídas por outras espécies, podendo ser uma das explicações para a menor diversidade beta neste sistema costeiro.

Ambas baías estudadas abrigam uma série de empreendimentos industriais e imobiliários e apresentam crescente utilização para turismo e lazer, sendo atividades que representam graves perigos ao sistema costeiro (COSTA, 1998; ALHO *et al.*, 2002). Entretanto, apesar das potenciais fontes de poluição, de acordo com CARDOSO *et al.* (2001), a Baía da Ilha Grande ainda é caracterizada como área não contaminada por fontes antrópicas de metais pesados, além de ser caracterizada como sistema oligotrófico e de alta transparência de suas águas. Em contraste, a Baía de Sepetiba apresenta maior turbidez, que é um dos principais fatores que favorecem a sobrevivência de peixes (WHITFIELD, 1999). Assim, apesar da alta diversidade beta, a menor abundância de peixes na Baía da Ilha Grande pode estar relacionada a menores valores de turbidez, e, conseqüentemente, com maior transparência. Esta última variável é inversamente proporcional à concentração de nutrientes (MORAES, 2003), fator essencial para a proliferação de produtores primários, que são fontes de alimento para diversas espécies de peixes principalmente durante sua fase inicial de vida.

Apesar das limitações conferidas pela ação das ondas na ocorrência de peixes, Praias Oceânicas apresentou alta diversidade beta, não sendo significativamente diferente da Baía da Ilha Grande. Espécies que ocorrem nesse ambiente com exposição a ondas, desenvolveram ao longo de sua história evolutiva adaptações (WOOTTON 1992; PALMEIRA & MONTEIRO-NETO, 2010; HARVEY, 1998), visando minimizar os custos energéticos necessários para contrapor o efeito das ondas. Apesar dos desafios, nestes ambientes a ação contínua das ondas disponibiliza e permite a captura de presas por espécies de peixes (VASCONCELLOS *et al.*, 2007). Assim, espécies que conseguem se estabelecer nestes sistemas costeiros de elevado dinamismo, podem ocorrer em abundância. Além disso, este sistema costeiro está localizado próximo ao manguezal de Guaratiba, fonte de peixes juvenis para Praias Oceânicas adjacentes, de forma que a diversidade beta e a elevada abundância neste sistema costeiro pode estar influenciada à movimentação de peixes juvenis vindos do manguezal de Guaratiba.

A distinção taxonômica apresentou relação direta com a riqueza de espécies, apontando que quanto maior o número de espécies por amostra, maior a diferença taxonômica entre elas. De forma geral, espécies com maior proximidade filogenética tendem a possuir história de vida similar, refletindo em nichos mais similares, resultando numa maior competição e maior probabilidade de exclusão competitiva (WOTTOM, 1990; VIOLLE *et al.*, 2011). De acordo com WEBB (2002), a distinção taxonômica pode ser resultante da exclusão competitiva de táxons próximos ou ainda ocorrer quando táxons distantes convergem para uso de recursos semelhantes. Assim, o número de espécies diretamente correlacionada com a distinção taxonômica pode estar associado a interações bióticas e disponibilidade de recursos. Por exemplo, em Praias Oceânicas, com elevados valores de riqueza e diversidade beta, a distinção taxonômica alta entre espécies numa amostra pode estar associada ao fato que a elevada abundância neste sistema costeiro pode estar limitando a ocorrência de peixes proximamente

relacionados, visando minimizar a competição por recursos, porém estudos mais detalhados devem ser desenvolvidos no sentido de clarificar este problema.

Em nossa área de estudo, a correlação positiva entre a riqueza de espécies e a distinção taxonômica aponta que quanto maior o número de espécies, maior a distinção taxonômica. CALDERÓN-PATRÓN *et al.* (2016) também encontraram semelhantes resultados e concluíram que o número de espécies que podem ser consideradas nos esforços de conservação está relacionado com o número de táxons mais altos. Assim, nos sistemas costeiros estudados, baseados na riqueza de espécies para a conservação, estaremos protegendo não apenas a riqueza biológica, mas também a diversidade taxonômica. De fato, o conhecimento da riqueza de espécies é importante para definição de locais prioritários para conservação, entretanto outras informações são necessárias para o conhecimento da diversidade biológica em um nível mais abrangente, já que duas áreas com a mesma riqueza podem ter a mesma composição de espécies e a conservação de ambas as áreas não contribuirá para uma proteção biológica maior. Assim, além da riqueza, a composição específica deve ser levada em conta.

Nosso estudo foi o primeiro a descrever e comparar a diversidade beta em três sistemas costeiros do Estado do Rio de Janeiro. Para conservar a biodiversidade é necessário conhecê-la, entretanto, eventuais extinções de espécies associadas à perda de habitat decorrente principalmente por ações antrópicas, tem colocado em risco a biodiversidade. Por isso, MARGULES *et al.* (2002) destacam que para atingir o objetivo de identificar e mapear áreas de prioridades, é necessário haver métodos aceitáveis para determinar o nível de representação da diversidade, e de acordo com FAIRBANKS *et al.* (2001), métodos oportunistas têm sido utilizados para designar áreas de conservação, de forma a evitar áreas de alto potencial de conflito econômico ou político, resultando em meios ineficientes para seleção de áreas de conservação. Apesar da riqueza de espécies ser importante ferramenta no estudo da biodiversidade, essas informações não são completas já que a taxonomia, filogenia e variabilidade ambiental muitas vezes não são consideradas quando a comunidade é avaliada (ROQUE *et al.*, 2013). De acordo com WITTAKER *et al.* (2005), a integração entre dados ambientais e o conhecimento de espécies parece ser a melhor forma de gerar informações fundamentais para conservação.

A diversidade beta deve ser considerada na seleção de áreas de conservação, já que é necessário considerar que a diversidade de espécies muda ao longo do tempo, sendo assim, é fundamental o conhecimento da variação biológica e ambiental dentro do habitat (FAIRBANKS *et al.*, 2001). Áreas com alta diversidade beta devem ser prioritárias e essa informação também pode ser útil no delineamento do tamanho da área a ser protegida, de forma que em áreas próximas com alta diversidade beta, é preferível criar grandes áreas de conservação, enquanto que áreas distantes entre si com alta diversidade beta, pode ser preferível a criação de várias reservas menores, visando capturar o máximo da diversidade biológica (WIERSMA & URBAN, 2005).

Os sistemas marinhos costeiros vêm sofrendo considerável processo de degradação ambiental ocasionada principalmente devido a ações antrópicas, como ocupação desordenada na região costeira marinha, provocando a introdução de nutrientes, poluição industrial, alterações na sedimentação, entre outros (GEO BRASIL, 2002). Estes aspectos tornam evidente a necessidade do conhecimento da biodiversidade marinha, e para tanto, a diversidade beta se configura como importante ferramenta não apenas para a escolha de áreas prioritárias, mas pode ser utilizada também para delinear o tamanho ideal desta área, visando manter a representação máxima da biodiversidade.

4. CONCLUSÕES

A diversidade beta não apresentou correlação significativa com a heterogeneidade ambiental, o que pode estar associada ao fato de que fatores ambientais escolhidos para avaliação da heterogeneidade não influenciarem diretamente a distribuição da ictiofauna, não sendo ideais para descrição da heterogeneidade ambiental nestes sistemas costeiros.

A diversidade beta foi maior na Baía da Ilha Grande e pode estar associada ao estado de melhor preservação dos locais amostrados. Por outro lado, a Baía de Sepetiba apresentou a menor diversidade beta pode estar ligada a distúrbios ambientais por atividades antrópicas na Baía de Sepetiba, onde um grande número de espécies pode tornar-se incapaz de sobreviver nestes ambientes, sem serem substituídas por outras espécies.

A correlação direta entre distinção taxonômica e a riqueza de espécies pode estar associada ao fato que espécies proximamente relacionadas geralmente competem pelos mesmos recursos, assim, a maior distinção taxonômica em ambientes com alta riqueza de espécies pode estar associada a interações interespecíficas e disponibilidade de recursos.

Além da riqueza de espécies, indicamos que a rotatividade destas entre locais em uma área (diversidade beta) deve ser utilizada em estudos com foco na conservação, já que esta ferramenta pode fornecer bases para seleção e delineamento de tamanhos de áreas que devem ser priorizadas para a conservação visando proteger o máximo da diversidade biológica.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C.J.R.; SCHNEIDER, M.; VASCONCELLOS, L.A. Degree of threat to the biological diversity in the Ilha Grande State Park (RJ) and guidelines for conservation. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 375 – 385. 2002.
- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32 – 46. 2001
- ANDERSON, M.J.; CRIST, T.O.; CHASE, J.M.; VELLEND, M.; INOUE, B.D.; FREESTONE, A.L.; SANDERS, N.J.; CORNELL, H.V.; COMITA, L.S.; DAVIES, K.F.; HARRISON, S.P.; KRAFT, N.J.; STEGEN, J.C.; SWENSON, N.G. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19 – 28. 2011.
- ANDERSON, M.J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v.9, p. 683 – 693. 2006.
- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to Software and Statistical Methods**. Primer-E, Plymouth, UK. 214 p. 2008.
- ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; SILVA, M.A.; PESSANHA, A.L.M.; GOMES, I.D., CRUZ-FILHO, A.G. Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. **Estuaries**, v. 25, p.441 – 450. 2002.
- ARAÚJO, F.G.; PINTO, S.M.; NEVES, L.M.; AZEVEDO, M.C.C. Inter-annual changes in fish communities of a tropical bay in southeastern Brazil: What can be inferred from anthropogenic activities? **Marine Pollution Bulletin**. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.08.063>. 2016.
- BINI L.M., LANDEIRO V.L., PADIAL A.A., SIQUEIRA T. & HEINO J. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. **Ecology**, v. 95, p. 1569-1578. 2014.
- CALDERÓN-PATRÓN, JM.; GOYENECHEA, I.; ORTIZ-PULIDO, R.; CASTILLO-CERÓN, J.; MANRIQUEZ, N.; RAMÍREZ-BAUTISTA, A.; ROJAS-MARTÍNEZ, A.E.; SÁNCHEZ-ROJAS, G; ZURIA, I; MORENO, C.E. Beta Diversity in a Highly Heterogeneous Area: Disentangling Species and Taxonomic Dissimilarity for Terrestrial Vertebrates. **PLoS ONE** v. 11, n. 8: e0160438. doi:10.1371/journal.pone.0160438. 2016.
- CARDOSO, A.G.A.; BOAVENTURA, G.R.; SILVA FILHO, E.V.; BROAD, J. Metal distribution in sediments from the Ribeira Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.6, n. 12, p. 767 – 774. 2001.
- CLARKE, R.T.; GORLEY, R.N. **Primer v6. PrimerE**, Plymouth. 2006.
- CLARKE, K.R.; WARWICK, R.M. **Changes in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth. NERC. 187p. 1994.

- CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. **Journal of Applied Ecology**, v. 35, n. 4, p.523 – 531. 1998.
- COSTA, H. **Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: GTZ/SEMADS. 1998.
- CREED, J.C.; OLIVEIRA, A.E.S.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO, M.A.O.; FERREIRA, C.E.L. et al. RAP Ilha Grande – um levantamento da biodiversidade: histórico e conhecimento da biota; p. 43-63; In J.C. CREED, D.O. PIRES & M.A.O. FIGUEIREDO (ed.). **Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande**. Brasília, DF. MMA/SBF. 2007.
- FAIRBANKS, D.H.K.; REYERS, B.; VAN JAARSVELD, A.S. Species and environment representation: selecting reserves for the retention of avian diversity in KwaZulu-Natal, South Africa. **Biological Conservation**, v. 98, n. 3, p. 365 – 379. 2001.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES, N.A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II**. Teleostei (1). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1978.
- FIGUEIREDO, J.L.; MENEZES N.A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III**. Teleostei (2). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1980.
- FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES N. A. **Manual dos peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI**. Teleostei (5). Universidade de São Paulo, São Paulo. 2000.
- GEO BRASIL. **Perspectivas do meio ambiente no Brasil**. Brasília. IBAMA, 447 p. 2002.
- GOTELLI, N.J., COLWELL, R.K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** 4, 379 – 391. 2001.
- HARPER, J.L.; HAWKSWORTH, D.L. Biodiversity: measurement and estimation. **Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.**, v. 345, n. 1311, p. 5 – 12. 1994.
- HARRISON, S.; ROSS, S.J.; LAWTON, J.H. Beta diversity on geographic gradients in Britain. **Journal of Animal Ecology**, 61, 141 – 148. 1992.
- HARVEY, C.J. Use of sandy beach habitat by *Fundulus majalis*, a surf-zone fish. **Marine Ecology Progress Series**, 164: 307 – 310. 1998.
- HEINO, J.; MELO, A.S., BINI, LM. Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. **Freshwater Biology**, v. 60, p. 223 – 235. 2015
- HEINO J. & GRÖNROOS M. (2013) Does environmental heterogeneity affect species co-occurrence in ecological guilds across stream macroinvertebrate metacommunities? **Ecography**, 36, 926–936

- JANKOWSKI, J.E., CIECKA, A.L., MEYER N.Y., RABENOLD, K.N. Beta diversity along environmental gradients: Implications of habitat specialization in tropical montane landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 315 – 327. 2009.
- KEHRIG, H.A.; MALM, O.; MOREIRA, I. Mercury in a widely consumed fish *Micropogonias furnieri* (Demarest, 1823) from four main Brazilian estuaries. **Science of the Total Environment**, v. 213, p. 263 – 271. 1998.
- LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPEES, M.F.; HOLT, R.D.; SHURIN, J.B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONÇALEZ, A. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601–613. 2004.
- LEPRIEUR, F.; TEDESCO, P.A.; HUGUENY, B.; BEAUCHARD, O.; DÜRR, H.H.; BROSSE, S.; OBERDORFF, T. Partitioning global patterns of freshwater fish beta diversity reveals contrasting signatures of past climate changes. **Ecology Letters**, v. 14, p. 325 – 334. 2011.
- MACARTHUR R, MACARTHUR J. On bird species diversity. **Ecology**, v. 42, n. 3, p. 594–598. 1961.
- MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 2004.
- MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L.; WILLIAMS, P.H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying areas for conservation. **Journal of Biosciences**, v. 27, p. 309-326. 2002.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. IV. Teleostei (3). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1980.
- MENEZES, N.A.; FIGUEIREDO, J.L. **Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil**. V. Teleostei (4). Universidade de São Paulo, São Paulo. 1985.
- MORAES, L.E. **Composição e variação sazonal da ictiofauna do infralitoral da Praia de Berlinque (Ilha de Itaparica – Bahia)**. Monografia (Trabalho de conclusão de bacharelado em Ecologia): Bahia, Universidade Estadual de Feira de Santana. 2003.
- MORENO, C.E.; HALFFTER. G. Spatial and temporal analysis of the alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 10, p. 367 – 382. 2001.
- OLDEN, J.D.; ROONEY, T.P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, p. 113–120. 2006.
- PALMEIRA, L. P.; MONTEIRO-NETO, C. Ecomorphology and food habits of Teleost fishes *Trachinotus carolinus* (Teleostei: Carangidae) and *Menticirrhus littoralis*

- (Teleostei: Sciaenidae), inhabiting the surf zone of Niterói, Rio de Janeiro, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 1 – 9. 2010.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAUJO, F.G. Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 57, p. 817 – 828. 2003.
- PESSANHA, A.L.M.; ARAÚJO, F.G.; AZEVEDO, M.C.C.; GOMES, I.D. Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, p. 251 – 261. 2000.
- PODANI, J; SCHMERA, D. Once again on the components of pairwise beta diversity. **Ecological Informatics**, v. 32, p. 63 – 68. 2016.
- POLASKY, S., B. CSUTI, C. VOSSLER AND S.M. MEYERS. A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. **Biological Conservation**, v. 97, n. 1, p. 99 – 105. 2001.
- RICKLEFS R. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist**, v. 111, p. 376–381. 1977.
- ROQUE, F.O.; Guimarães, E.A.; Ribeiro, M.C.; Escarpinati, S.C.; Suriano, M.T.; Siqueira, T. The taxonomic distinctness of macroinvertebrate communities of Atlantic Forest streams cannot be predicted by landscape and climate variables, but traditional biodiversity indices can. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 991-999. 2014.
- TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBORGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v.31, p. 79 – 92. 2004.
- TUOMISTO, H. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone away. Part 2. Quantifying beta diversity and related phenomena. **Ecography**, v. 33, p. 23 – 45. 2010.
- VASCONCELLOS, R. M.; SANTOS, J. N. S.; SILVA M. A.; ARAÚJO, F.G. Efeito do grau de exposição às ondas sobre a comunidade de peixes juvenis em praias arenosas do Município do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica** v. 7, p. 171 – 178. 2007.
- VEECH J.A., CRIST T.O. Habitat and climate heterogeneity maintain betadiversity of birds among landscapes within ecoregions. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 650 – 656. 2007.
- VIOLLE, C., NEMERGUT, D.R., PU, Z.C. & JIANG, L. Phylogenetic limiting similarity and competitive exclusion. **Ecology Letter**, v. 14, p. 782–787. 2011.

- WHITFIELD, K.A. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v.9, p. 151 – 186. 1999.
- WIERSMA, Y.F., URBAN, D.L. Beta-diversity and nature reserve system design: a case study from the Yukon, Canada. **Conservation Biology**, v.19, p. 1262 – 1272. 2005.
- WHITFIELD, A. K.; ELLIOTT, M. Fishes as indicators of environment and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 229 – 250. 2002.
- WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v.21, p. 213 – 251. 1972.
- WHITTAKER, R.J., ARAÚJO, M.B., PAUL, J., LADLE, R.J., WATSON, J.E.M. & WILLIS, K.J. Conservation Biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, v. 11, p. 3 – 23. 2005.
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A.; DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 33, p. 475 – 505. 2002.
- WOOTTON, R.J. **Fish ecology**. Blackie and Son Limited, London. 1992.

IV. CONSIDERAÇÕES FINAIS

É amplamente reconhecido que relações entre as comunidades biológicas e o ambiente fornecem fortes evidências da importância que vários fatores ambientais têm na determinação de distribuições de espécies, entretanto ainda há uma dificuldade em estabelecer quais fatores influenciam nesses padrões (JOHNSON & HERING, 2010). A interpretação das tendências da fauna em ecossistemas aquáticos demanda uma compreensão de como as assembleias são influenciadas pelas condições ambientais (MILLER *et al.*, 2012) e de forma geral, estes estudos não buscam detectar padrões similares entre a fauna e fatores abióticos em ambientes variados. No presente estudo, entretanto, buscamos identificar a influência das variáveis ambientais na ocorrência não apenas da ictiofauna, mas também dos invertebrados bentônicos, a fim de comparar suas relações biológicas e ambientais. Estudos com este enfoque são fundamentais para entender e comparar como condições ambientais afetam diferentes comunidades.

De acordo com MARGULES & PRESSEY (2000), não é possível enumerar todas as espécies existentes em uma área, sendo assim, é necessário aceitar esse conhecimento incompleto e adotar métodos cada vez mais eficientes a fim de englobar o máximo da diversidade biológica no planejamento da conservação. A concordância entre as diferentes assembleias nos ajuda a avaliar e produzir novos conhecimentos a respeito de semelhanças e diferenças na forma como diferentes assembleias respondem ao ambiente (ALLEN *et al.*, 1999). Diversos estudos têm sugerido invertebrados bentônicos como importante ferramenta de estudos de monitoramento da qualidade ambiental e KILGOUR & BARTON (1999) afirmam que invertebrados são mais consistentes para caracterização ambiental principalmente devido à sua baixa mobilidade em comparação aos peixes, refletindo melhor condições ambientais locais (SUDERMAN & THISTLE, 2003).

Apesar de não termos detectado correlações significativas entre matrizes de invertebrados e peixes, indicando que não há associações consistentes entre estes dois grupos, encontramos correlações pontuais entre algumas espécies de peixes e grupos de invertebrados, que podem ser explicadas por interações tróficas ou também resultante da comum relação com variáveis ambientais. Assim, estudos mais aprofundados visando elucidar as relações existentes entre estes grupos, faz-se necessário. Um caminho viável para melhor compreensão destas relações pode estar na ecologia trófica de peixes, visando detectar variação espacial na dieta, além de poder investigar se o item consumido pelos peixes corresponde ao encontrado no ambiente onde foram capturados.

Nossos resultados apresentam uma limitação na descrição da relação entre invertebrados bentônicos e fatores ambientais. É necessário considerar neste estudo que provavelmente pelo fato da identificação dos organismos ter sido, no máximo, a nível de ordem, as relações ambientais com os invertebrados podem estar subestimadas. A fim de diagnosticar as relações dos grupos com fatores ambientais com maior clareza, há a necessidade de melhorar o nível de identificação, já que há a possibilidade de diferentes espécies de um mesmo grupo taxonômico ter preferências ambientais distintas. Objetivamos refinar a identificação destes grupos taxonômicos, visando reforçar e complementar os resultados aqui expostos. Apesar disto, nossos resultados nos fornecem preciosos subsídios para comparações e esclarece a relação destes grupos entre fatores ambientais característicos de cada sistema costeiro em estudo.

O conhecimento da comunidade de invertebrados bentônicos de nossas praias ainda é insatisfatório. Devido a isto, é importante que haja o incentivo para novos trabalhos que visem a caracterização desta fauna, objetivando gerar conhecimento não apenas para a área científica, mas é necessário que essas informações cheguem a

população como forma de conscientização da importância destes invertebrados não apenas como recurso alimentar para peixes, mas para o funcionamento geral do ecossistema.

Em relação à diversidade beta da ictiofauna nos três sistemas costeiros, apesar de diversos estudos informarem que há uma consistente relação positiva entre a heterogeneidade ambiental e a diversidade beta, nosso estudo não pôde confirmar esta hipótese. Além da escolha por fatores da heterogeneidade ambientais não significativos para a ictiofauna, a distância não padronizada entre áreas amostradas dentro de cada sistema costeiro pode ter afetado nossos resultados. Assim, apesar do desafio de estabelecer unidades amostrais de distância padronizada, já que áreas costeiras não são homogêneas e muitas vezes o acesso a elas não é permitido e as alterações de urbanização estão cada vez mais presentes nestas áreas, sugerimos que em trabalhos futuros, seja levado em consideração a distância entre unidades amostrais. Além da heterogeneidade ambiental, a dispersão também pode influenciar a diversidade beta, já que a probabilidade de dispersão de uma espécie a partir de um determinado ponto para outro deve diminuir com o aumento do tamanho da região (SHURIN *et al.*, 2009). A diversidade beta consiste em medir a variação das espécies dentro de uma área, então se uma espécie possui grande capacidade de dispersão, podendo ocorrer em todas as unidades amostrais, a diversidade beta será menor pela similaridade entre as áreas dentro da região.

De acordo com MARGULES & PRESSEY (2000), o planejamento é essencialmente uma questão de comparação, por isso é preferível que para comparar duas ou mais zonas, seja utilizado o mesmo tipo de informação no mesmo nível de detalhamento. No nosso estudo, as coletas biológicas e também as medidas ambientais foram padronizadas, fornecendo a possibilidade de comparação da área de estudo. Nosso trabalho foi o primeiro a descrever e comparar a diversidade beta em três sistemas costeiros no Estado do Rio de Janeiro. De forma geral, nossos resultados indicam que nestes sistemas, a escolha de áreas prioritárias para conservação através da riqueza de espécie, estaremos protegendo não apenas a riqueza biológica, mas também a diversidade taxonômica. Apesar disso, nossos resultados não indicaram relações consistentes entre a diversidade beta e riqueza de espécies. Assim, é indicado que, além do conhecimento do número de espécies, a rotatividade destas entre locais em uma área pode fornecer bases para o conhecimento de áreas que devem ser priorizadas para conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLEN, A.P.; WHITTIER, T.R.; LARSEN, D.P.; KAUFMANN, P.R.; O'CONNOR, R.J.; HUGHES, R.M.; STEMBERGER, R.S.; DIXIT, S.S.; BRINKHURST, R.O.; HERLIHY, A.T.; PAULSEN, S.G. Concordance of taxonomic composition patterns across multiple lake assemblages: effects of scale, body size, and land use. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 56, n. 11, p. 2029 – 2040. 1999.
- JOHNSON, R.K.; HERING, D. Spatial congruency of benthic diatom, invertebrate, macrophyte, and fish assemblages in European streams. **Ecological Applications**, v.20, n. 4, p. 978–992. 2010.
- KILGOUR, B.W.; BARTON, D.R. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. **Freshwater Biology**, v. 41, p. 553-566. 1999.
- MARGULES, C.R.; PRESSEY, R.L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243 – 253. 2000.
- MILLER, M. P.; KENNEN, J. G.; MABE, J. A.; MIZE, S.V. Temporal trends in algae, benthic invertebrate, and fish assemblages in streams and rivers draining basins of varying land use in the south-central United States, 1993–2007. **Hydrobiologia**, v. 684, p. 15 – 33. 2012.
- SUDERMAN, K.; THISTLE, D. Spills of fuel oil and orimulsion can have indistinguishable effects on the benthic meiofauna. **Marine Pollution Bulletin**, v. 46, p. 49 – 55. 2003.