



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL)**

Maria Clara Nunes Ramos Chaves

**Variações na composição e estrutura da ictiofauna associada a
substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de
Guanabara, RJ**

Rio de Janeiro, RJ

2013

Variações na composição e estrutura da ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara, RJ

Maria Clara Nunes Ramos Chaves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção de Título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos

**Rio de Janeiro
2013**

Chaves, Maria Clara Nunes Ramos.
C512 Variações na composição e estrutura da ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara, RJ / Maria Clara Nunes Ramos Chaves, 2013.
xiv, 49 f. ; 30 cm

Orientador: Luciano Neves dos Santos.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.

1. Ictiologia - Guanabara, Baía de (RJ). 2. Pesquisa - Peixe.
3. Variáveis ambientais. 4. Distribuição geográfica. I. Santos, Luciano Neves dos. II. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro. Centro de Ciências Biológicas sede Saúde. Curso de Mestrado em Ciências Biológicas. III. Título.
CDD – 597

Variações na composição e estrutura da ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara, RJ

Maria Clara Nunes Nunes Ramos Chaves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Biodiversidade Neotropical) da Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro como requisito parcial para obtenção de Título de Mestre.

Aprovada em 25 de março de 2013

Banca Examinadora:

**Prof. Dr. Luciano Neves dos Santos - Departamento de Ecologia e Recursos Marinhos - UNIRIO
(Presidente da Banca)**

Prof. Dr. Cassiano Monteiro-Neto – Departamento de Biologia Marinha - UFF

Prof. Dra. Márcia Cristina Costa de Azevedo - Departamento de Biologia Animal - UFRRJ

Dedico esta conquista
aos meus pais e irmãos
que sempre acreditaram
em mim.

AGRADECIMENTOS

É com imensa satisfação que escrevo essa parte da minha dissertação. Estava ansiosa para chegar este momento, no qual você percebe que todo esforço despendido e toda força que precisou só foi possível por termos tido a ajuda daqueles que merecem ser citados aqui. Em primeiro lugar agradeço a um “Deus” que esteve presente em mim, com tamanha força que me permitiu superar momentos difíceis nos quais quase desisti de tudo. Agradeço a minha mãe que com seu imensurável amor me deu conforto e calma para continuar, compreendendo minhas fases difíceis e acalmando meu coração, como só uma mãe consegue fazer. Ao meu pai que com seu jeito racional, me lembra sempre que é com perseverança, tranquilidade e foco que se atinge seus objetivos, e que não existe nada que não podemos realizar, desde que seja o que realmente queremos. Aos meus irmãos (Antoninho, Adelaide, Eduardo, Guiomar e Isabel) que de uma forma um tanto quanto peculiar conseguem te irritar e dar apoio ao mesmo tempo. Ao meus sobrinhos (Luis Antonio e Bernardo) que foram minha válvula de escape em muitos momentos e que renovou minha alma com a pureza que toda criança consegue ter. Eu amo vocês!

Agradeço ao meu orientador Luciano, que me deu a direção certa, sempre de um jeito gentil, até mesmo na hora de fazer cobranças, que conhece cada aluna em particular e atende aos nossos desesperos, conseguindo dar atenção a todos. Agradeço a ele principalmente por ter depositado grande confiança em mim ao aceitar que eu fosse sua primeira aluna de mestrado. Aos meus colegas de laboratório pelo trabalho em equipe, principalmente Luana e Lívia na ajuda em campo, e a Nathalia e Juliana que se tornaram minhas grandes amigas, e a todos eles pela cervejinha descontraída nas horas vagas e papos sempre engraçados, tornando nosso ambiente de trabalho bastante agradável. À UNIRIO que se tornou minha segunda casa, em especial ao professor Carlos Figueiredo, quem me ofereceu a oportunidade de entrar nesta faculdade e a todos os professores que fizeram parte da minha formação acadêmica. À equipe de PPGBio, Christina Castelo-Branco pela paciência e compreensão em resolver problemas e a Gisele pela boa vontade e competência. Agradeço também aos meus colegas de turma, que fizeram parte da primeira turma de pós-graduação, que junto a mim entrarão para a história da UNIRIO como a primeira turma de mestrado em Ciências Biológicas – Biodiversidade Neotropical a se formarem, e Tatiana, Ludmila, James e Laurinha por terem compartilhado muitos momentos prazerosos. Agradeço ainda a FAPERJ pela bolsa concedida

E agradeço as minha grandes amigas, em especial a Gisana e Mônica que se propuseram a me ajudar nos momentos de desespero, a Maitê e Marian pelo companheirismo nos momentos difíceis e a todos os amigos que fizeram parte desta jornada me incentivando, torcendo e comemorando. Agradeço

ainda a todos aos meus mestres biólogos, que mesmo sem saberem contribuíram para eu me tornasse a bióloga que sou, e aos mestres não-biólogos que contribuíram pra eu ser o ser humano que sou.

RESUMO

As baías costeiras são caracterizadas por constituírem ecossistemas de transição entre a terra e o mar, apresentando, em geral, uma zona estuarina de circulação mais restrita em sua porção mais interna, enquanto suas regiões mais externas sofrem influência direta de águas oceânicas adjacentes. A Baía de Guanabara se apresenta em um contexto ainda mais particular, uma vez que está inserida em uma área de intensa interferência antrópica. O objetivo do estudo foi investigar por meio de capturas padronizadas com redes de espera, se a composição e estrutura da ictiofauna, associada a substratos rochosos localizados em quatro diferentes pontos da Baía de Guanabara (Urca, Ponte Rio-Niterói, Paquetá e Ramos) variaram ao longo do gradiente ambiental. Os peixes foram coletados em seis amostragens trimestrais entre setembro/2010 e dezembro/2011, por meio de baterias de redes de espera (60 m×1,5m; 3 repetições por local), de malhas variadas (15, 30 e 45mm entre nós adjacentes) e instaladas perpendicularmente nos substratos rochosos. As variáveis de temperatura, oxigênio, transparência, pH, salinidade da água foram tomadas entre março/2011 e dezembro/2011, concomitantemente às amostragens de peixes. Um total de 1178 indivíduos, distribuídos entre 71 espécies foi capturado, sendo *Genidens genidens*, *Sardinella brasiliensis*, *Orthopristis ruber*, *Dactylopterus volitans*, *Micropogonias furnieri*, *Eucinostomus argenteus*, *Haemulon steindachneri* e *Diplectrum radiale* as espécies mais abundantes. O primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (PCA) confirmou o gradiente ambiental hipotetizado para a baía, com tendência de aumento da temperatura e diminuição da transparência e salinidade em direção às zonas mais internas da baía, em oposição ao aumento do oxigênio dissolvido e do pH no sentido estuário-oceano. As curvas de rarefação validaram o método de captura e esforço amostral empregados. A riqueza e a biomassa foram os atributos de comunidade que melhor representaram o gradiente ambiental hipotetizado para a Baía, diminuindo gradualmente das zonas mais externas para as mais internas (Urca>Ponte>Paquetá>Ramos). O índice de diversidade de Shannon foi mais elevado na região da Urca e atingiu os menores valores em Ramos, enquanto padrões inversos foram observados para o índice de dominância de Simpson, indicando que a zona mais externa da baía foi composta por um número maior de espécies, porém pouco abundantes, ao contrário da zona mais interna, constituída por poucas espécies dominantes. A Análise de Correspondência Canônica Destendenciada (DCA) revelou 14 espécies como as mais representativas da variação espacial da ictiofauna, com *O.*

ruber, *P. arenatus* e *C. chrysurus* mais associadas à zona externa (Urca), *D. radially*, *C. gracilicirrhus*, *P. punctatus*, *G. barbatus* e *P. porosissimus* mais relacionada com o parcel submerso situado na zona intermediária (Ponte), e *M. furnieri* e *C. parallelus* com a zona mais interna (Ramos). Tais tendências, em geral, foram confirmadas tanto pelas Análises de Variância Permutacional (PERMANOVA) quanto pelos Modelos Aditivos Generalizados (GAMs), com destaque para *O. ruber*, que em função de sua ampla distribuição e ocorrência, bem como devido ao elevado grau de associação com o substrato consolidado, apresenta excelente potencial para ser usado como espécie indicadora do gradiente ambiental na Baía de Guanabara. As variações espaciais na distribuição das espécies refletiram, em sua maioria, as diferenças nas estratégias de vida de cada espécie, com o predomínio de espécies tipicamente marinhas nas zonas mais externas, de espécies tipicamente estuarino-dependentes nas zonas mais internas, e de espécies com níveis de dependência variados às condições estuarinas nas zonas intermediárias. Os resultados do presente trabalho também revelam que, apesar dos níveis elevados de interferência antrópica e degradação ambiental, os substratos rochosos localizados na Baía de Guanabara desempenham ainda uma importante função de mantenedores da diversidade da ictiofauna, requerendo, portanto, medidas urgentes para sua conservação.

Palavras-chave: 1. Ictiofauna; 2. Distribuição espacial; 3. Variáveis ambientais; 4. Baía de Guanabara.

ABSTRACT

Coastal bays are characterized as transitional systems between land and sea, showing, in general, an estuarine zone of restricted circulation in its inner portion, while its outer regions are directly influenced by adjacent oceanic waters. The Guanabara Bay assumes in a special context, since it is inserted in an area of intense anthropogenic interference. The purpose of this study was to investigate by means of standardized catch with gill nets, the composition and structure of ichthyofauna associated with rocky substrates located at four different points of Guanabara Bay (Urca, Ponte Rio-Niterói, Paquetá e Ramos) ranged along the environmental gradient. Fish were collected in six quarterly samplings between September/2010 and December/2011 through batteries gillnets (60 m×1,5m; 3 replicates per site), gill nets of varying mesh (15, 30 e 45mm between adjacent nodes) and installed perpendicularly on rocky substrates. The environmental variables of temperature, oxygen, transparency, pH, salinity of water were taken between March/2011 and December/2011, simultaneously to fish. A total of 1178 individuals distributed among 71 species were captured, *Genidens genidens*, *Sardinella brasiliensis*, *Orthopristis ruber*, *Dactylopterus volitans*, *Micropogonias furnieri*, *Eucinostomus argenteus*, *Haemulon steindachneri* and *Diplectrum radiale* were the most abundant off all. The first axis of the Principal Component Analysis (PCA) confirmed the hypothesized environmental gradient across the bay, with a trend of increased temperature and decreased salinity and transparency towards the innermost areas of the bay, as opposed to increased dissolved oxygen and pH towards estuary-ocean. Rarefaction curves validated the method of capturing and sampling effort employed. The richness and biomass were the attributes of the community that best represented the environmental gradient hypothesized Bay, gradually decreasing of the most external to the most internal (Urca>Ponte>Paquetá>Ramos). The Shannon diversity index was higher in the region of Urca and reached the lowest values in Ramos, while an inverse pattern was observed for the Simpson dominance index, indicating that the outermost zone of the bay was composed of a greater number of species however, little abundant, unlike the innermost zone, constituted by a few dominant species. The Detrended Canonical Correspondence Analysis (DCA) revealed 14 species as the most representative of the spatial variation of fish species, with *O. ruber*, *P. arenatus* and *C. chrysurus* more associated with the outer zone (Urca), *D. radiale*, *C. gracilicirrhus*, *P. punctatus*, *G. barbatus* and *P. porosissimus* more related to the

submerged parcel located in the intermediate zone (Ponte), and *M. furnieri* and *C. parallelus* with the innermost zone (Ramos). Such trends generally were confirmed both by permutation analyzes of variance (PERMANOVA) as Generalized Additive Models by (MAG), especially *O. ruber*, which due to its wide distribution and occurrence, as well as due to the high degree of association with consolidated substrate, has excellent potential to be used as an indicator species of environmental gradient in Guanabara Bay. Spatial variations in species distribution reflected, in most cases, the differences in life strategies of each species, with a predominance of marine species typically more external zones of estuarine-dependent species typically more internal zones, and species with dependency levels varying conditions in estuarine intermediate zones. The results of this study also reveal that despite the high levels of environmental degradation and human interference, the rocky substrates located in Guanabara Bay still play an important role in maintaining the diversity of fish assemblages, requiring, therefore, urgent measures for their conservation.

Key-words: 1. Fish assemblages; 2. Spatial distribution; 3. Environmental variables; 4. Guanabara Bay.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização geográfica da Baía de Guanabara com indicação dos locais onde foram realizadas as coletas de peixes associados aos substratos rochosos. 1 = Urca; 2 = Ponte Rio Niterói; 3 = Paquetá e 4 = Ramos.....6
- Figura 2.** Diferentes etapas durante a obtenção dos dados sobre a ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara; (a) tomadas de medidas de transparência através do disco de Secchi; (b) tomada de variáveis ambientais através de sonda multiparâmetro; (c) instalação das redes de espera nos substratos rochosos próximos à Ilha de Paquetá; (d) aspectos da etapa de triagem, identificação, e medição dos peixes capturados.....7
- Figura 3.** Diagrama de ordenação construído a partir dos dois primeiros eixos da PCA aplicada sobre a matriz de dados ambientais e com as amostras codificadas pelas zonas da Baía de Guanabara. O sentido das setas indica quais variáveis apresentaram maiores contribuições para a distribuição das amostras ao longo de cada eixo.....11
- Figura 4.** Relação dos dois primeiros escores da PCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.....12
- Figura 5.** Número acumulado de espécies registrados ao longo das 18 amostragens realizadas nas quatro regiões da Baía de Guanabara.....16
- Figura 6.** Valores médios da riqueza de espécies, abundância e biomassa total dos peixes e dos índices de diversidade (Shannon-Wiener, equitatividade e dominância) obtidos para as quatro zonas amostradas (Urca, Ponte, Paquetá e Ramos). Linhas verticais indicam o erro padrão.....17

Figura 7. Relação da riqueza de espécies, abundância e biomassa totais com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.....18

Figura 8. Diagrama de ordenação construído a partir dos dois primeiros eixos da DCA aplicada sobre a matriz de dados biológicos (abundância das espécies de peixes) e com as amostras codificadas pelas zonas da Baía de Guanabara. O sentido das setas indica quais espécies de peixes apresentaram maiores contribuições para a distribuição das amostras ao longo de cada eixo.....20

Figura 9. Relação dos dois primeiros escores da DCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.....21

Figura 10. Valores médios das abundâncias das 14 espécies apontadas como as mais significativas para a separação espacial evidenciada na DCA. Linhas verticais indicam o erro padrão..... 22

Figura 11. Relação das abundâncias das principais espécies de peixes selecionada pela DCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.....24

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média e amplitude de variação (entre parêntesis) das variáveis de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (mg/L), pH e transparência (m), medidas nos substratos rochosos de cada local de amostragem. São apresentados valores para o conjunto de dados e para cada local de amostragem em particular.....10

Tabela 2. Lista das espécies de peixes capturadas com redes de espera instaladas nos substratos rochosos localizados nos quatro locais de coleta (Urca, Ponte, Paquetá e Ramos) e representativos do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. A abundância total registrada em cada costão para cada espécie também são apresentadas; espécies consideradas altamente associadas a substratos consolidados estão realçadas em negrito..... 13

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	x
LISTA DE FIGURAS	xii
LISTA DE TABELAS	xiv
I. INTRODUÇÃO	1
II. MATERIAL E MÉTODOS	3
1. Área de Estudo	3
2. Desenho Amostral e Análises de Dados	4
III. RESULTADOS.....	9
1. Variáveis ambientais	9
2. Atributos de comunidade	12
3. Variação espacial da composição e estrutura da ictiofauna.....	19
III. DISCUSSÃO	25
1. Composição e estrutura da ictiofauna	25
2. Variações ao longo do gradiente ambiental	29
3. Implicações para a conservação e manejo da ictiofauna	36
V. CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
VI. CONCLUSÃO	40
VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41

I. INTRODUÇÃO

Baías costeiras são corpos de água de grandes dimensões, distribuídas em todos os continentes, que desempenham importante papel na sobrevivência de diversos organismos marinhos, atuando como área crítica de reprodução e berçário para muitas espécies de peixes (Monteleone, 1992; Araújo *et al.*, 2002). Apresentam como característica principal, uma marcada flutuação das variáveis físicas e químicas da água, em razão de mudanças sazonais e espaciais nas condições ambientais, sendo estas últimas resultantes ora da influência de águas estuarinas, predominantes nas zonas mais internas da baía, e ora de águas salinas e mais oxigenadas, oriundas do oceano adjacente (Kjerfve *et al.*, 1997; Castro *et al.*, 2005). Neste sentido, a composição e estrutura da ictiofauna de baías costeiras respondem significativamente às eventuais alterações nas variáveis abióticas que possam ocorrer ao longo do gradiente continente-oceano (Araújo *et al.*, 2002; Castro *et al.*, 2005).

A Baía de Guanabara está inserida na região metropolitana do município do Rio de Janeiro, sofrendo influência direta dos aproximadamente 11 milhões de habitantes que vivem em seu entorno, os quais compreendem aproximadamente 80% da população do estado (Kjerfve *et al.*, 1997). Esta elevada densidade demográfica acarreta graves problemas ambientais, como, por exemplo, a descarga massiva de efluentes domésticos que na década de 1990 alcançava 350m³/s e que tem sido apontada como a principal fonte de poluição da Baía (Amador, 1997). Além do esgoto doméstico, os efluentes industriais também desempenham um papel importante para a degradação ambiental da Baía de Guanabara, com registros de aproximadamente 11 kg de metais pesados variados, tais como chumbo, cromo, zinco e mercúrio, e 100 toneladas de resíduos sólidos lançados diariamente (Bizerril & Primo, 2001). As alterações ambientais são ainda mais evidentes quando se leva em consideração as diferenças hidrodinâmicas entre as zonas da Baía (Villac *et al.*, 1991), com águas mais eutrofizadas e poluídas nas áreas mais internas, mais rasas, de circulação restrita e mais influenciadas pela drenagem continental, em contraste com águas mais salinas, oxigenadas e profundas, ao longo do canal central e em zonas mais externas (Boltovskoy, 1999; Baptista-Neto *et al.*, 2005; Castro *et al.*, 2005). Apesar das alterações nas características físicas e químicas das águas, em decorrência de ações antrópicas desordenadas, e dos conseqüentes prejuízos à integridade dos organismos e habitats (Valentin *et al.*, 1999, Khering *et al.*, 2002,

Silva *et al.*, 2003), a Baía de Guanabara ainda apresenta elevada importância ecológica, devido ao importante papel que desempenha como área de desova e crescimento para várias espécies de peixes, além de incontestável relevância econômica, pela intensa atividade pesqueira que sustenta (Jablonski *et al.*, 2006).

Além de variações sazonais e verticais nas condições físicas e químicas da água, a Baía de Guanabara também apresenta um marcado gradiente espacial das condições ambientais. Mayr (1989) propôs cinco seções para caracterização do gradiente ambiental da Baía, baseadas tanto no nível de interferência de águas oceânicas, oriundas do canal principal que se estende até a região de Paquetá e adjacências, quanto no grau de influência de águas estuarinas e mais afetadas pela drenagem continental, assim como pelo nível de interferência antrópica. Gradientes ambientais também foram reportados para outros ecossistemas costeiros neotropicais, como as baías de Sepetiba (RJ; Araújo *et al.* 2002), Guaratuba (PR; Barletta *et al.*, 2008) e Paranaguá (PR; Passos *et al.* 2012), e o estuário do rio da Prata (Jaureziguar *et al.*, 2006), os quais foram relacionados a variações espaciais na composição e estrutura de suas **ictiofaunas**. Embora o gradiente ambiental proposto por Mayr (1989) tenha sido corroborado para condicionantes físicas e químicas da água (Valentin *et al.* 1999), microorganismos planctônicos (Gregoracci *et al.* 2012), e para comunidades de invertebrados bentônicos (Lavrado *et al.* 2000; Neves *et al.* 2012; Omena *et al.* 2012), trabalhos sobre variações espaciais da ictiofauna da Baía de Guanabara se restringem um único estudo baseado em coletas esparsas com arrastos de fundo (Rodrigues *et al.* 2007).

Entre os diferentes biótopos existentes, substratos rochosos são encontrados em todas as zonas da Baía de Guanabara, constituindo ambientes estruturalmente complexos, que por abrigarem elevada diversidade e produtividade de peixes (Ferreira *et al.*, 2001; Floeter, 2007, Coutinho & Zalmon, 2009), são potenciais candidatos para serem usados como sensores biológicos das condições ambientais e da integridade biótica na Baía (Murray *et al.*, 2006). Em geral, as maiores riquezas de espécies foram encontradas em substratos rochosos próximos à entrada da Baía de Guanabara, onde a influência oceânica é maior e a qualidade da água se encontra dentro dos padrões mínimos, enquanto uma redução significativa da riqueza ocorre nas áreas mais internas, mais impactadas pela poluição e de circulação de água mais restrita (Paranhos *et al.*, 1993; Rodrigues *et al.*, 2007). Neste sentido, por constituírem um excelente sensor biológico das condições ambientais (Murray *et al.*, 2006), as

comunidades associadas a substratos rochosos podem contribuir significativamente para uma melhor avaliação dos impactos a que Baía está submetida.

O objetivo do presente trabalho foi investigar se a composição e estrutura da ictiofauna, associada aos substratos rochosos da Baía de Guanabara variou ao longo do gradiente ambiental hipotetizado originalmente por Mayr (1989). Mais especificamente, o presente trabalho visou: 1) testar se algumas variáveis físicas e químicas da água validam o gradiente ambiental proposto para a baía por Mayr (1989); 2) analisar como a composição e estrutura da ictiofauna associada a substratos rochosos variam ao longo deste gradiente; 3) testar se alguns atributos de comunidade e diversidade da ictiofauna e se as abundâncias das principais espécies de peixes podem ser usadas como preditores do gradiente ambiental; 4) Discutir as implicações dos resultados obtidos para a conservação e manejo da ictiofauna da Baía de Guanabara.

II. MATERIAL E MÉTODOS

1. Área de Estudo

Com uma extensão de 28 km no eixo norte-sul, e 20 km de largura máxima, a Baía de Guanabara (22° 24'–22° 57'S; 42° 33'–43° 19'W) apresenta um volume estimado de 2×10^9 m³, em uma superfície de cerca de 400 km². Sua profundidade varia de 50 m na entrada do canal de ligação com a plataforma interna (1,8 km de largura), até menos de 1 m nas áreas internas, próximas às margens (Mayr *et. al.*, 1989). A circulação da água da Baía de Guanabara é essencialmente influenciada pelas correntes de maré, do tipo semi-diurna, com amplitude máxima de 1,4 m. A velocidade das correntes é máxima na boca da baía (80-150 cm.s⁻¹), diminui na parte central (30-50 cm.s⁻¹), chegando até menos de 30 cm.s⁻¹ na área interna. A contribuição em água doce, oriunda dos 35 rios de pequeno porte e, sobretudo, dos efluentes urbanos e industriais, aliada às intrusões de águas oceânicas causadas pela maré, repercute em suas características hidrológicas (Ponciano, 1985; Mayr *et al.*, 1989; JICA, 1994).

As características hidrológicas obedecem a um fator temporal, regido pelo período de chuvas, a passagem de frentes e o regime de maré e a um fator espacial ligado a dois gradientes: (a) gradiente longitudinal, entre a entrada da baía e as áreas internas, (b) gradiente vertical (Mayr *et al.*, 1989). A alternância destes dois fatores imprime uma forte variabilidade

às condições ambientais. A salinidade é baixa nas áreas internas onde se refletem os efeitos dos rios e efluentes continentais, sobretudo em período de chuva, e atinge os mais altos valores nas regiões de maior profundidade devido à intrusão de água de plataforma durante as marés de enchentes. Este fato proporciona uma forte estratificação vertical da coluna d'água. A temperatura da água segue um padrão inverso ao da salinidade, além de obedecer às flutuações sazonais da temperatura atmosférica (Kjerfve *et al.*, 1997).

Os teores em oxigênio dissolvido são elevados na superfície e nas áreas internas onde há forte desenvolvimento fitoplanctônico, mas apresentam valores próximos à zero na camada mais profunda destas mesmas áreas, devido a intensos processos de oxidação da matéria orgânica. De maneira geral, os nutrientes alcançam os seus maiores teores nas áreas internas, mais poluídas, e mantêm suas características costeiras nas águas do canal central de acordo com o fluxo da maré. Além disso, a elevada carga em fosfato proporciona uma razão N/P extremamente baixa, reveladora de uma acentuada distrofia do ecossistema. Em razão do seu caráter eutrófico e da grande quantidade de detritos, a transparência das águas da Baía de Guanabara é reduzida, principalmente nas áreas internas e durante os períodos chuvosos (Mayr *et al.*, 1989). Na sua parte central, a influência da maré, aliada a uma provável redução do caráter eutrófico, proporciona melhores condições para a penetração da energia luminosa.

2. Desenho Amostral e Análises de Dados

Para a realização do presente estudo foi adotado um programa amostral de coletas sistematizadas trimestrais que contemplasse tanto variações sazonais (não avaliadas no presente trabalho) quanto longitudinais (sentido oceano-fundo da baía) das condições físicas e químicas da Baía de Guanabara. Ao todo, foram realizadas seis amostragens de peixes, a saber: setembro (inverno) e dezembro (primavera) de 2010, março (verão), junho (outono), setembro (inverno) e dezembro (primavera) de 2011, em quatro locais distribuídos ao longo da Baía de Guanabara, com o intuito de abranger o gradiente físico e químico longitudinal da Baía, segundo Mayr *et al.*, (1989).

Nos seguintes locais, foram então selecionados substratos rochosos para a instalação das baterias de redes de espera (**Figura 1**): 1) Praia de Fora (Fortaleza de São João - Urca) – zona mais externa da Baía, apresentando costões rochosos formados por matacões de rochas de dimensão e complexidade variados em sua composição. Segundo Mayr *et al* (1989) os substratos rochosos desta região situam-se em uma zona de transição entre a área de

influência direta do canal principal de circulação, onde são encontradas as melhores condições ambientais devido à maior contribuição da água do mar, e uma área sujeita a intensa poluição orgânica, oriunda das cidades do Rio de Janeiro (oeste da Baía) e Niterói (leste da Baía); 2) Enseada de Botafogo (próximo à Ponte Rio Niterói) – parcel submerso, formado por rochas sobrepostas, localizadas em profundidades entre 8-10m e sobre o canal principal de circulação da Baía. Segundo Mayr *et al* (1989), o parcel submerso dessa região sofre influência do canal principal, mas também os efeitos do elevado grau de deterioração ambiental, em decorrência do lançamento de esgotos domésticos, despejos industriais e poluição difusa por óleo e derivados; 3) Ilha de Paquetá – zona interna, porém sob influência periódica de águas oceânicas, devido à sua localização sobre o canal principal da Baía (limite mais interno de sua distribuição). Apresenta um complexo de rochas de variados tamanhos e formas, por vezes formando pequenas ilhas (i.e. Itacolomis e Currais). Também sofre influência da desembocadura de rios menos poluídos (Guapimirim e Caceribu) e da proximidade com a Área de Proteção Ambiental (APA) de Guapimirim, onde ainda se registra remanescentes de manguezais (Mayr, 1989); e 4) Ramos – zona interna, porém de circulação ainda mais restrita. Apresenta costões rochosos de baixa energia hidrodinâmica e alguns remanescentes esparsos de vegetação de mangue. Encontra-se bastante deteriorada devido ao aporte de numerosas e diversificadas fontes de poluição e do elevado tempo de retenção da água, aumentado pelos sucessivos aterramentos ocorridos na região.

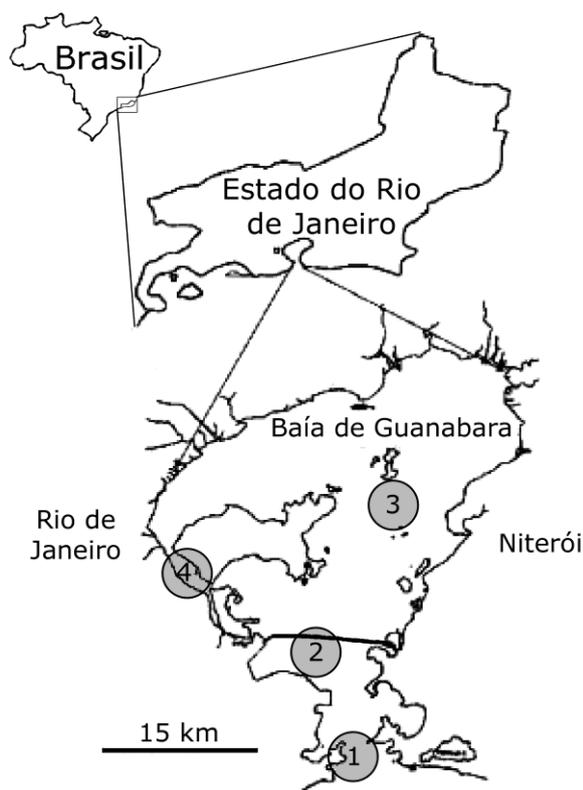


Figura 1. Localização geográfica da Baía de Guanabara com indicação dos locais onde foram realizadas as coletas de peixes associados aos substratos rochosos. 1 = Urca; 2 = Ponte Rio Niterói; 3 = Paquetá e 4 = Ramos.

Os peixes foram coletados com baterias de redes de espera (60 m×1,5m), com malhas variadas (20m de malhas 15, 30 e 45mm entre nós adjacentes), e instaladas nos substratos rochosos dos quatro pontos de amostragem previamente selecionados (três repetições por local). As baterias de redes foram instaladas perpendicularmente aos substratos rochosos e paralelas entre si (mínimo de 20m de distância entre cada bateria), com tempo de permanência 20h. Algumas variáveis físicas e químicas da água, como temperatura, oxigênio, transparência, pH, salinidade também foram medidas na ocasião das amostragens de peixes (somente a partir de março de 2011), por meio de sonda multiparâmetros, modelo Hanna HI 9828 e disco de Secchi.

Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, etiquetados e refrigerados em gelo no campo, sendo, em seguida, transferidos ao Laboratório de Ictiologia Teórica e Aplicada (LICTA) da UNIRIO. Em Laboratório, os peixes foram identificados ao

menor nível taxonômico possível utilizando-se Figueiredo & Menezes (1978, 1980, 2000) Menezes & Figueiredo (1980, 1985). Em seguida todos os exemplares foram medidos (comprimento total em milímetros) e pesados (peso total em gramas).

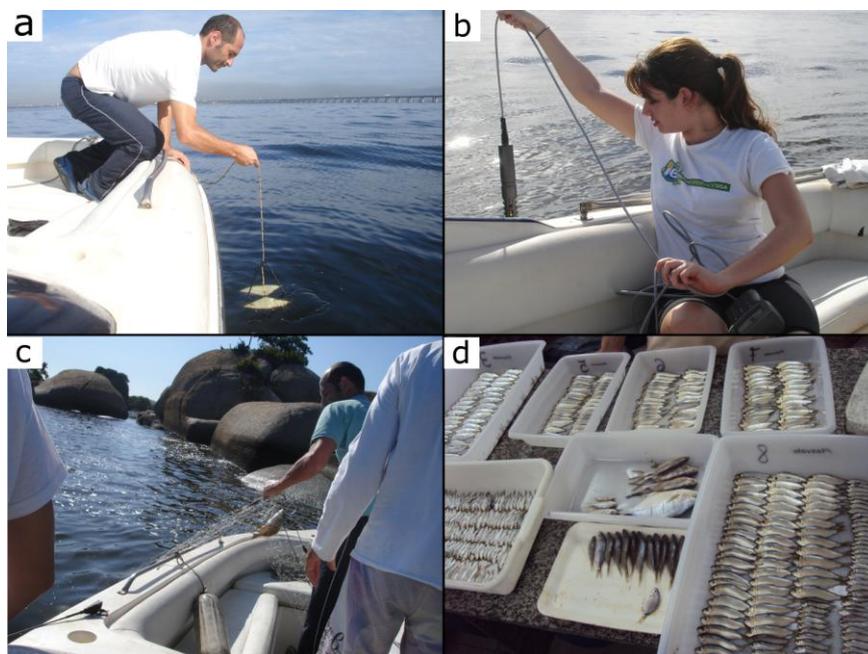


Figura 2. Diferentes etapas durante a obtenção dos dados sobre a ictiofauna associada a substratos rochosos ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara; (a) tomadas de medidas de transparência através do disco de Secci; (b) tomada de variáveis ambientais através de sonda multiparâmetro; (c) instalação das redes de espera nos substratos rochosos próximos à Ilha de Paquetá; (d) aspectos da etapa de triagem, identificação, e medição dos peixes capturados.

Foram aplicadas análises uni e multivariadas para testar as mudanças nas variáveis físicas e química da água e nos descritores da ictiofauna ao longo do gradiente ambiental. Curvas de rarefação de espécies, com intervalos de confiança de 95% de probabilidade, foram calculadas para cada local (Urca, Ponte, Paquetá e Ramos), segundo Gotelli & Colwell (2001), utilizando o programa EstimateS 8.2.0 (Colwell, 2005), para verificar se o esforço de amostragem realizado ao longo dos 18 meses foi adequado para a execução do estudo e também para comparar a riqueza entre os locais de coleta. A Análise de Componentes Principais (PCA) e a Análise de Correspondência Destendenciada (DCA) foram aplicadas, respectivamente, sobre a matriz de dados ambientais e biológicos (i.e. matriz da abundância

logaritimizada das espécies de peixes; com diminuição do peso para espécies raras) para identificação de quais variáveis físicas e químicas da água e espécies de peixes foram as mais importantes na separação dos quatro locais de amostragem. A PCA é uma análise multivariada usualmente aplicada sobre dados ambientais, uma vez que se baseia na correlação e covariância entre as variáveis de interesse, e a partir do cálculo de autovalores e autovetores, pode-se realizar a redução dimensional dos dados e analisar os padrões principais de variabilidade presentes (Tabachnick & Fidell, 2001). A DCA é uma análise multivariada muito utilizada, que permite, a partir de uma matriz de dados de abundância, avaliar a distribuição espacial das espécies coletadas na área de estudo e inferir quais espécies interferem de maneira mais significativa na comunidade característica de cada ponto estudado (McCune, 1997). Testes de correlação de Pearson foram aplicados para determinar se os escores dos dois primeiros eixos das PCA e DCA foram relacionados.

Análises de Variância Permutacionais Uni e Multivariadas (PERMANOVA) foram aplicadas para testar se as diferenças espaciais nas variáveis físicas e químicas da água e nos descritores ecológicos da ictiofauna foram significativas ($p < 0,01$). A PERMANOVA possui robustez similar ao da ANOVA tradicional, mas, ao contrário desta última, não requer que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade sejam atendidos (Anderson, 2001; McArdle & Anderson, 2001). A distância de Bray-Curtis foi utilizada em todos os testes PERMANOVA, sendo os dados permutados 4999 vezes por análise, segundo recomendação de Manly (1997) para testes com $p < 0,01$. Assim, a PERMANOVA foi aplicada tanto sobre a matriz original de dados abióticos e biológicos quanto sobre os escores dos dois primeiros eixos de cada análise para comprovação, respectivamente, dos resultados obtidos na PCA e DCA. A PERMANOVA também foi aplicada para testar a variação espacial da riqueza de espécies e da abundância e biomassa total dos peixes, assim como sobre os valores obtidos para os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), de equitatividade de Pielou (E) e de dominância de Simpson (D), os quais foram calculados segundo Magurran (1988). A PERMANOVA também foi aplicada para testar se as abundâncias das principais espécies selecionadas pela DCA variaram significativamente entre os locais de amostragem. Testes post-hoc PERMANOVA também foram aplicados, usando a distância de Bray-Curtis e 4999 permutações, sempre que diferenças significativas ($p < 0,05$) foram detectadas, a fim de identificar quais médias diferiram significativamente entre si.

Modelos aditivos generalizados (GAM), disponíveis no programa CANOCO 4.5 também foram aplicados sobre os descritores abióticos e biológicos para identificar as relações destes ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. A complexidade do modelo GAM foi escolhida por meio do procedimento passo-a-passo usando o critério de informação Akaike (AIC), também disponível no programa CANOCO 4.5. O AIC não considera somente a qualidade de ajuste dos pontos, mas também a parcimônia dos dados, penalizando modelos mais complexos quando estes aportam pouca contribuição na explicação dos dados (Burnham & Anderson, 1998).

III. RESULTADOS

1. Variáveis ambientais

Os valores obtidos para as cinco variáveis físicas e químicas da água monitoradas no presente estudo estão apresentados na **Tabela 1**. Em geral, observou-se uma maior variabilidade para a salinidade, oxigênio e transparência em relação às demais variáveis. Os valores obtidos para salinidade confirmam a influência do aporte de água doce na Baía de Guanabara, conferindo características mixohalinas especialmente para as regiões de Ramos e de Paquetá, as quais também apresentaram as menores transparências. Para a região de Ramos, além das maiores temperaturas, também foram observados os valores mais baixos de oxigênio dissolvido e de pH, indicando a predominância de características tipicamente estuarinas nesta região. Na Urca, por outro lado, observou-se os maiores valores de salinidade, transparência e oxigênio dissolvido, que junto com valores elevados de pH, indicaram o predomínio da influência de águas oceânicas que adentram à Baía pelo seu canal principal. As regiões próximas à Ponte e Paquetá apresentaram, em geral, características intermediárias em relação às demais zonas, destacando-se uma maior similaridade da primeira com a região da Urca, em particular com relação à salinidade e pH, e da segunda com a região de Ramos, em especial com respeito à temperatura, salinidade e transparência.

Os dois primeiros eixos da PCA foram altamente significativos ($F=6.0$; $P<0.01$ para ambos), explicando, em conjunto, 86,8% da variância dos dados, com o eixo 1 (eigenvalue = 3,11) explicando 62.1% e o eixo 2 (eigenvalue = 1,23), 24.6% da variabilidade total (**Figura 3**). Com relação ao eixo 1, as amostras referentes à Ramos distribuíram-se predominantemente no lado direito do eixo, apresentando-se correlacionadas com os valores de temperatura ($r=0,86$). As amostras referentes aos costões da Urca e Ponte, por outro lado,

localizaram-se majoritariamente no lado esquerdo do diagrama, apresentando-se associadas com os valores de pH ($r=-0,68$), salinidade ($r=-0,93$) transparência ($r=-0,78$) e oxigênio dissolvido ($r=-0,66$). As amostras codificadas pelas regiões da Ponte e Paquetá distribuíram-se na região central do diagrama apresentando valores similares de temperatura, pH, salinidade e transparência com as demais zonas. A PERMANOVA confirmou as tendências observadas para os escores do eixo 1 da PCA ($F=22,4$; $P=0<001$), revelando diferenças significativas entre Ramos e as demais zonas (Ramos > Paquetá \geq Ponte \geq Urca; teste post-hoc PERMANOVA $p<0,01$).

Tabela 1. Média e amplitude de variação (entre parêntesis) das variáveis de temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido (mg/L), pH e transparência (m), medidas nos substratos rochosos de cada local de amostragem. São apresentados valores para o conjunto de dados e para cada local de amostragem em particular.

Variáveis Ambientais	Conjunto de dados	Local de amostragem			
		Urca	Ponte	Paquetá	Ramos
Temperatura (°C)	23,76 (20,61-26,92)	22,62 (20,61-25,28)	23,17 (22,08 - 24,19)	24,21 (22,50-25,43)	25,03 (23,21-26,92)
Salinidade	27,82 (20,83-34,91)	32,15 (28,23-34,91)	31,34 (27,69-33,96)	28,58 (20,83-33,30)	25,36 (21,00-30,67)
Oxigênio dissolvido (mg/L)	5,69 (0,09-11,30)	8,21 (6,52-11,30)	6,70 (5,01-8,38)	8,01 (5,97-10,06)	2,71 (0,09-5,36)
pH	7,98 (7,30-8,67)	8,35 (8,24-8,48)	8,4 (8,17-8,62)	8,41 (7,67-8,67)	7,94 (7,30-8,30)
Transparência (m)	1,52 (0,15-2,90)	1,65 (0,70-2,90)	1,28 (0,70-2,58)	0,82 (0,60-1,05)	0,6 (0,15-1,25)

Com relação ao eixo 2, as amostras referentes à Urca e Ramos localizaram-se predominantemente na porção superior do digrama, apresentando-se positivamente correlacionadas com os valores de transparência ($r=0,46$). Por outro lado, as amostras referentes ao costão de Paquetá se distribuíram, em sua maioria, na porção inferior do diagrama, apresentando-se associadas com os valores de oxigênio dissolvido ($r=-0,65$) e pH ($r=-0,64$). As amostras da região da Ponte distribuíram-se na região central do diagrama compartilhando valores similares de oxigênio dissolvido e pH com as demais zonas. A PERMANOVA confirmou as tendências observadas na PCA, separando Paquetá das demais

regiões, para as diferenças não foram tão marcadas entre estas últimas (Paquetá > Ponte ≥ Urca; Ramos; teste post-hoc PERMANOVA; $p < 0,05$).

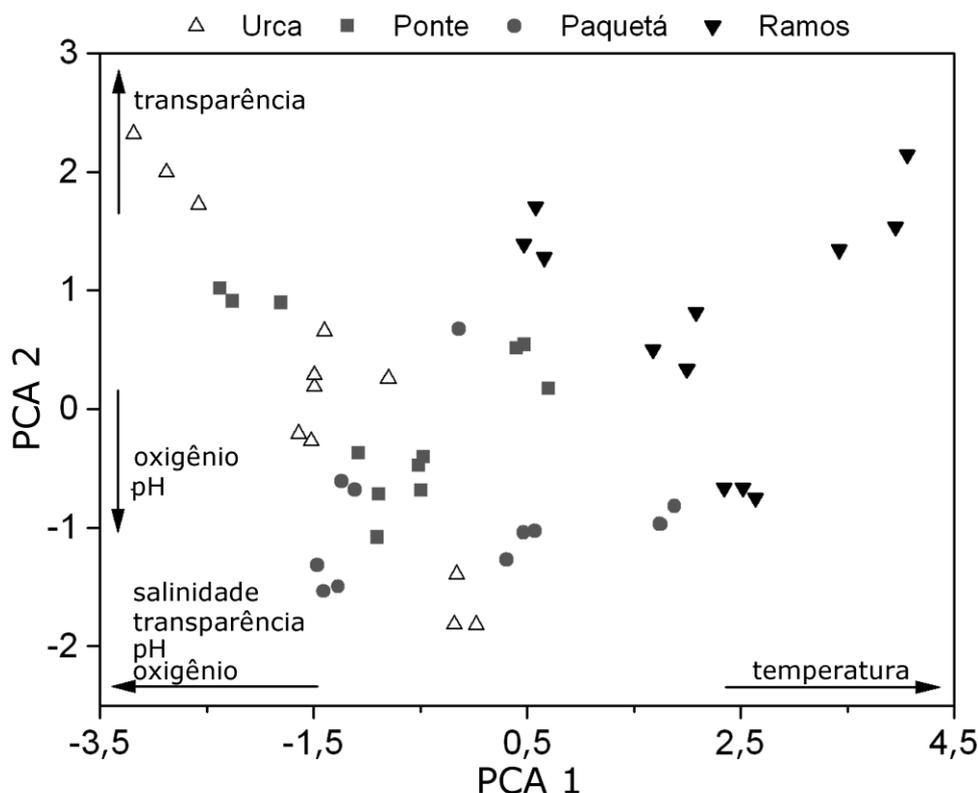


Figura 3. Diagrama de ordenação construído a partir dos dois primeiros eixos da PCA aplicada sobre a matriz de dados ambientais e com as amostras codificadas pelas zonas da Baía de Guanabara. O sentido das setas indica quais variáveis apresentaram maiores contribuições para a distribuição das amostras ao longo de cada eixo.

O AIC selecionou modelos não-lineares para explicar a variação dos dois escores da PCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara (**Figura 4**). Os escores do eixo 1 da PCA ($F=4,1$; $p=0,05$) exibiram uma tendência de aumento crescente e quase linear da zona mais externa (Urca) em direção à zona mais interna da Baía, com incrementos ligeiramente mais abruptos da região de Paquetá para Ramos, do que da Urca para Paquetá. O eixo 2 ($F= 11,68$; $p < 0,01$) apresentou uma tendência parabólica de distribuição dos dados, com valores mais elevados nos extremos da distribuição das zonas, e valores mínimos nas zonas intermediárias, em especial na região da Ponte. Além da maior variabilidade dos valores dos escores, quando comparados aos do eixo 1, as variações

observadas no eixo 2 foram menos evidentes, refletindo provavelmente mais o efeito de variações temporais do que espaciais na separação das zonas.

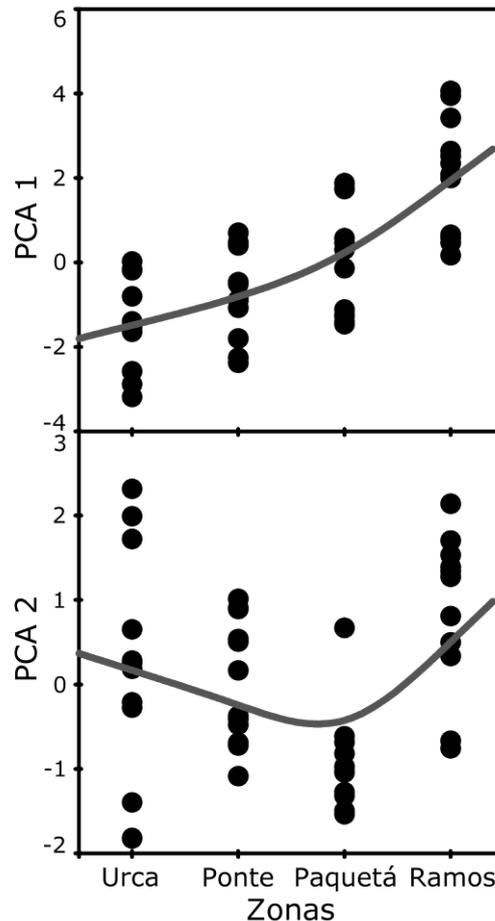


Figura 4. Relação dos dois primeiros escores da PCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.

2. Atributos de comunidade

Foi coletado um total de 1.175 indivíduos nos substratos rochosos amostrados, distribuídos em 71 espécies (**Tabela 2**). Na região de Ramos observaram-se as maiores abundâncias ($N=438$), seguido pela Urca ($N=389$), Ponte ($N=195$) e Paquetá ($N=151$). *Genidens genidens*, *Sardinella brasiliensis*, *Orthopristis ruber*, *Dactylopterus volitans*, *Micropogonias furnieri*, *Eucinostomus argenteus*, *Haemulon steindachneri* e *Diplectrum radiale* foram as espécies dominantes, representando, em valores individuais, entre 5% e 15% e, em conjunto, 65,3% da abundância total. As famílias mais abundantes foram Haemulidae

($N=189$); Ariidae ($N=179$); Scianidae ($N=153$) e Clupeidae ($N=140$), representando, em conjunto, 56,1% do total.

Tabela 2. Lista das espécies de peixes capturadas com redes de espera instaladas nos substratos rochosos localizados nos quatro locais de coleta (Urca, Ponte, Paquetá e Ramos) e representativos do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. A abundância total registrada em cada costão para cada espécie também são apresentadas; espécies consideradas altamente associadas a substratos consolidados estão realçadas em negrito.

Espécies de Peixes	Abundância total (CT min–max)	Abundância por locais de coleta			
		Urca	Ponte	Paquetá	Ramos
Elopidae					
<i>Elops saurus</i> (Linnaeus, 1766)	30 (157 – 327)		1		29
Albulidae					
<i>Albula vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	3 (301 – 316)	2	1		
Clupeidae					
<i>Brevoortia pectinata</i> (Jenyns, 1842)	2 (305 – 315)		2		
<i>Harengula clupeola</i> (Cuvier, 1829)	1 (150)			1	
<i>Sardinella brasiliensis</i> (Steindachner, 1789)	137 (123 – 161)				137
Engraulidae					
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1828)	8 (131 – 153)		2	4	2
Ariidae					
<i>Genidens barbatus</i> (Lacépède, 1803)	10 (349 – 750)		10		
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier, 1829)	169 (114 – 368)	42	8	15	104
Batrachoididae					
<i>Porichthys porosissimus</i> (Cuvier, 1829)	32 (203 – 261)		32		
Ogcocephalidae					
<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	1 (184)		1		
Holocentridae					
<i>Holocentrus adscensionis</i> (Osbeck, 1765)	3 (149 – 161)	3			
Scorpaenidae					
<i>Scorpaena isthmensis</i> (Meek & Hildebrand, 1928)	3 (78 – 99)	3			
Triglidae					
<i>Prionotus punctatus</i> (Bloch, 1793)	16 (100 – 224)	3	10	3	
Dactylopteridae					
<i>Dactylopterus volitans</i> (Linnaeus, 1758)	85 (93 – 312)	53	4	28	
Centropomidae					
<i>Centropomus parallelus</i> (Poey, 1860)	15 (148 – 226)	3			12
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	2 (270 – 322)	1			1
Serranidae					
<i>Diplectrum formosum</i> (Linnaeus, 1766)	11 (94 – 153)	9	2		
<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	59 (114 – 226)	11	30	17	1

<i>Serranus auriga</i> (Cuvier, 1829)	3 (100 – 109)	1	2		
<i>Serranus flaviventris</i> (Cuvier, 1829)	1 (100)	1			
<i>Mycteroperca acutirostris</i> (Valenciennes, 1829)	1 (105)		1		
Grammistidae					
<i>Rypticus randalli</i> (Courtenay, 1967)	2 (205 – 220)	2			
Priacanthidae					
<i>Priacanthus arenatus</i> (Cuvier, 1829)	4 (181 – 259)	3	1		
Carangidae					
<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	1 (169)	1			
<i>Caranx latus</i> (Agassiz, 1831)	1 (88)				1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	6 (151 – 220)	4	1		1
Lutjanidae					
<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	1 (315)	1			
Gerreidae					
<i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855)	76 (80 – 230)	14		8	54
<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	8 (99 – 169)	2	2	3	1
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	5 (83 – 331)	5			2
Haemulidae					
<i>Anisotremus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	1 (337)	1			
<i>Anisotremus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	3 (171 – 189)	3			
<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	66 (86 – 262)	37	13	16	
<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	93 (87 – 252)	52	10	14	17
<i>Haemulon aurolineatum</i> (Cuvier, 1830)	28 (90 – 155)	23	5		
Sparidae					
<i>Calamus penna</i> (Valenciennes, 1830)	7 (85 – 227)	5	2		
<i>Diplodus argenteus</i> (Valenciennes, 1830)	15 (86 – 165)	14	1		
Scianidae					
<i>Larimus breviceps</i> (Cuvier, 1830)	2 (188 – 190)	2			
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	11 (160 – 335)	2	3	6	
<i>Menticirrhus littoralis</i> (Holbrook, 1847)	2 (164 – 276)	1	1		
<i>Micropogonias furnieri</i> (Dermarest, 1823)	84 (99 – 342)	3	4	7	70
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> (Metzelaar, 1919)	19 (95 – 135)		12	2	
<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	1 (200)	1			
<i>Cynoscion striatus</i> (Cuvier, 1829)	1 (373)			1	
<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	1 (312)			1	
<i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830)	1 (138)		1		
<i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	29 (91 – 208)	23	6		
<i>Umbrina canosai</i> (Berg, 1895)	1 (125)		1		
<i>Umbrina coroides</i> (Cuvier, 1830)	1 (204)		1		
Mullidae					
<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)	3 (115 – 177)	3			
Pomacentridae					
<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758)	1 (210)	1			
<i>Stegastes fuscus</i> (Cuvier, 1830)	2 (140 – 142)	2			

Mugilidae					
<i>Mugil platanus</i> (Günther, 1880)	1 (296)	1			
Sphyranidae					
<i>Sphyraena tome</i> (Fowler, 1903)	2 (488)	2			
Polynemidae					
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	9 (170 – 270)	5	1	1	2
Labridae					
<i>Halichoeres poeyi</i> (Steindachener, 1867)	4 (131 – 161)	4			
Labrisomidae					
<i>Labrisomus kalisherae</i> (Jordan, 1904)	3 (103 – 155)	3			
<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	5 (100 – 172)	4	1		
Paralichthyidae					
<i>Citharichthys arenaceus</i> (Evermann & Marsh, 1900)	4 (70 – 162)		3	1	
<i>Etropus crossotus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	4 (91 – 130)	1	3	1	
<i>Etropus longimanus</i> (Norman, 1933)	1 (192)	1			
Achiridae					
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	8 (94 – 110)			7	1
Cynoglossidae					
<i>Symphurus jenynsi</i> (Evermann & Kendall, 1906)	5 (112 – 154)		3	2	
<i>Symphurus tessellatus</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	6 (100 – 153)	1	2		3
<i>Symphurus trewavasae</i> (Chabanaud, 1948)	1 (118)			1	
Monacanthidae					
<i>Aluterus monoceros</i> (Linnaeus, 1758)	2 (333 – 450)		2		
<i>Stephanolepis hispidus</i> (Linnaeus, 1766)	14 (134 – 290)	9	1	4	
Tetraodontidae					
<i>Sphoeroides greeleyi</i> (Gilbert, 1900)	31 (84 – 130)	19	7	5	
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	6 (100 – 223)	5		1	
Diodontidae					
<i>Chilomycterus reticulatus</i> (Linnaeus, 1758)	1 (182)		1		
<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	3 (136 – 197)		1	2	

Embora, as curvas de rarefação, em geral, não tenham atingido a assíntota para nenhuma das quatro zonas amostradas (**Figura 5**), um padrão mais próximo da estabilização foi observado para a região de Ramos, com menor chance de registro de novas espécies após a décima segunda amostragem. As demais zonas apresentaram, comparativamente, maiores probabilidades de se registrar novas espécies com o aumento do esforço, especialmente na região da Urca. Após as dezoito amostragens, observou-se maiores riquezas ($N > 45$ espécies) nos costões rochosos da Urca, seguidos de valores intermediários e similares ($N = 20-30$) para as regiões da Ponte e Paquetá, e inferiores a 15 espécies para Ramos.

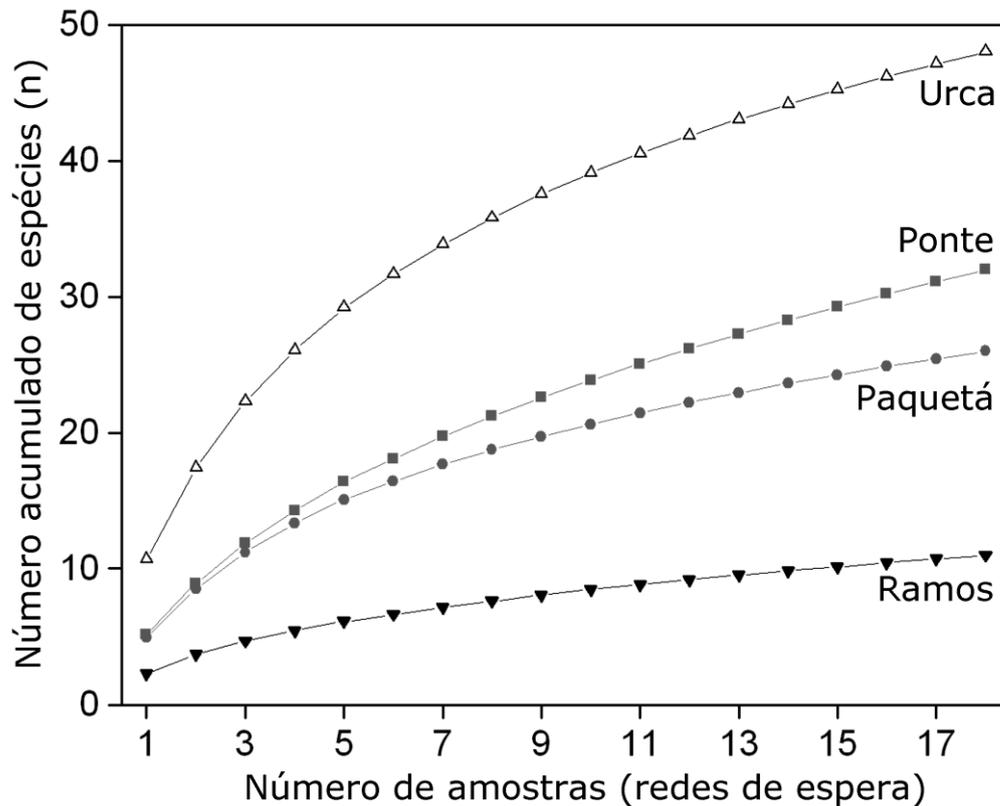


Figura 5. Número acumulado de espécies registrados ao longo das 18 amostragens realizadas nas quatro regiões da Baía de Guanabara.

Diferenças altamente significativas foram detectadas para a riqueza, abundância e biomassa da ictiofauna associada aos substratos rochosos das quatro zonas amostradas ($F > 7,7$; $P < 0,001$ para todos). Maiores valores de riqueza, abundância e biomassa foram registrados nos substratos rochosos da Urca (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$ para todos), porém as diferenças entre as demais zonas não foram idênticas para todos os atributos (**Figura 6**). Tendências similares foram observadas para a riqueza de espécies e a biomassa, com maiores valores destes atributos nos substratos rochosos da Ponte e Paquetá do que aqueles na região de Ramos (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$ para todos). A abundância, por outro lado, apresentou um padrão inverso, sendo mais elevada nos costões rochosos de Ramos do que aqueles das regiões da Ponte e Paquetá (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$ para todos).

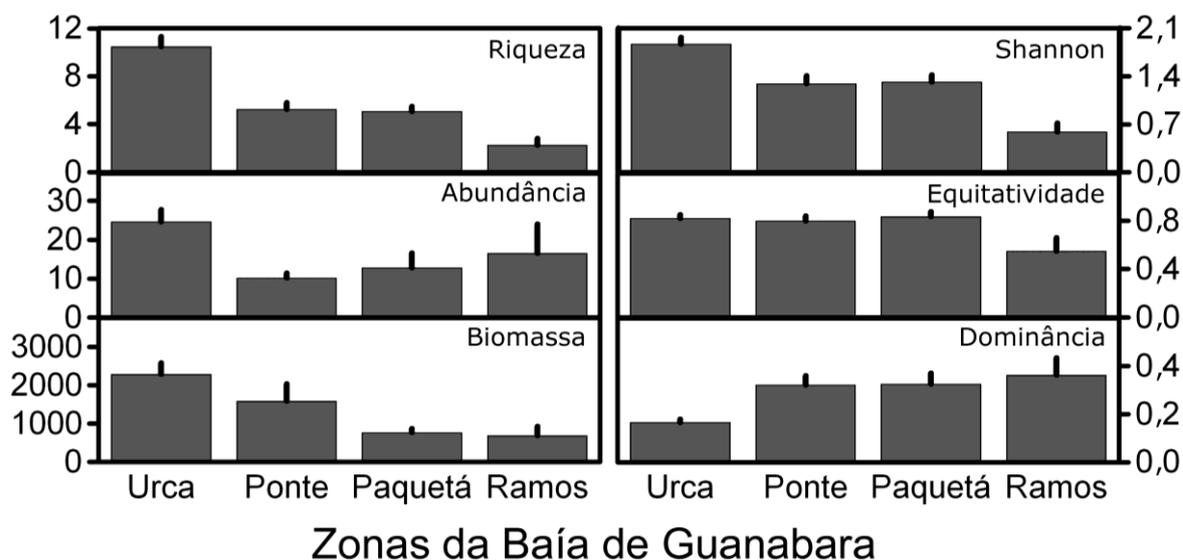


Figura 6. Valores médios da riqueza de espécies, abundância e biomassa total dos peixes e dos índices de diversidade (Shannon-Wiener, equitatividade e dominância) obtidos para as quatro zonas amostradas (Urca, Ponte, Paquetá e Ramos). Linhas verticais indicam o erro padrão.

Todos os três índices de diversidade diferiram entre as zonas da Baía (**Figura 6**), com diferenças altamente significativas para o índice de Shannon ($F=22.7$; $P<0,001$) e significativas para a equitatividade e dominância ($F>3.0$; $P<0,03$). Maiores valores de diversidade de Shannon foram registrados para a Urca, menores para Ramos, e resultados intermediários para Ponte e Paquetá, os quais não diferiram entre si (teste post-hoc PERMANOVA). Nos costões rochosos de Ramos foram registrados os menores valores de equitatividade de espécies, porém os valores mais elevados de dominância, em contraste com a Urca, onde foram observados resultados opostos para ambos os índices. Nos costões rochosos das regiões da Ponte e Paquetá, os valores de equitatividade foram similares aos registrados na Urca, porém, a dominância foi surpreendentemente elevada, como em Ramos (teste post-hoc PERMANOVA).

O AIC selecionou modelos não-lineares para a relação da riqueza, abundância e biomassa com as regiões distribuídas ao longo do gradiente espacial da Baía de Guanabara (**Figura 7**). A riqueza ($F=6,84$; $p=0,01$) decresceu da zona mais externa (Urca) para a mais interna (Ramos) obedecendo uma relação próxima à linear, porém ligeiramente mais abrupta da Urca para a Ponte do que desta última para as demais zonas. A abundância ($F=3,88$; $P=0,05$), por outro lado, apresentou uma relação parabólica, com tendência de aumento em direção aos extremos da distribuição das zonas da Baía, e mínimo nas zonas localizadas em

zonas mais intermediárias. A biomassa ($F=16,97$; $p<0,001$) exibiu uma tendência similar à da riqueza, porém com variações mais sutis da região de Paquetá para Ramos. Também foi observada uma ampla variabilidade dos dados para a abundância nas regiões de Ramos e Paquetá, e para a biomassa nas regiões da Ponte e Ramos.

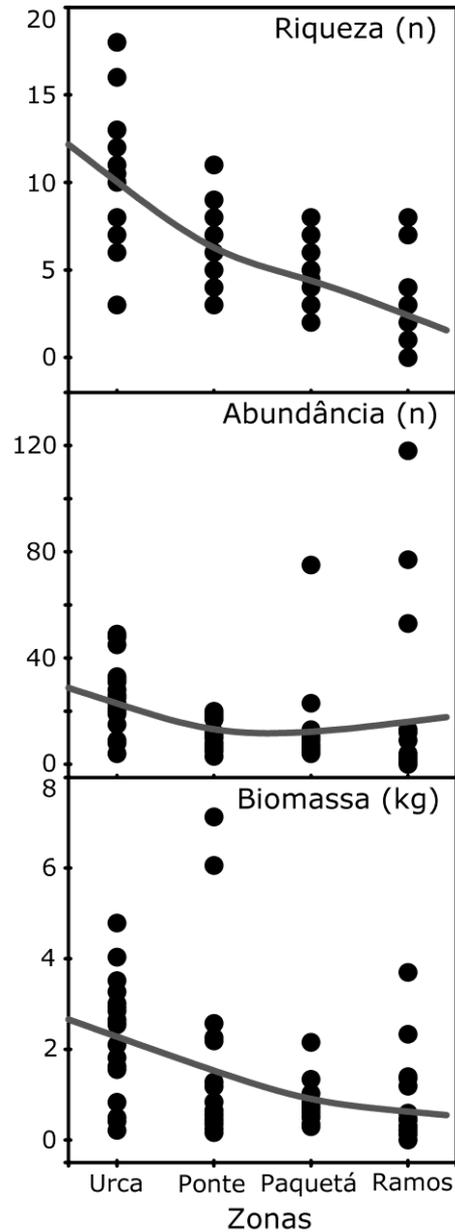


Figura 7. Relação da riqueza de espécies, abundância e biomassa totais com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.

3. Variação espacial da composição e estrutura da ictiofauna

A PERMANOVA revelou diferenças espaciais altamente significativas ($F=5,6$; $P<0,001$) para a ictiofauna como um todo, indicando que todas as zonas diferiram entre si em relação às abundâncias das 71 espécies de peixes (teste post-hoc PERMANOVA; $P\leq 0.01$ para todos). Por outro lado, a DCA identificou apenas 14 espécies como as principais responsáveis pela separação das comunidades entre os costões. Os dois primeiros eixos da DCA explicaram em conjunto (30.8%) da variância dos dados, com o eixo 1 (eigenvalue = 0,76) explicando 20.3% e o eixo 2 (eigenvalue = 0.39), 10.5% da variância (**Figura 8**).

Com relação ao eixo 1, as amostras referentes aos costões rochosos de Ramos se distribuíram no extremo direito do diagrama, apresentando-se altamente correlacionadas com as abundâncias de *Micropogonias furnieri* ($r=0,52$), *Centropomus paralelus* ($r=0,51$) e *Sardinella brasiliensis* ($r=0,32$). Por outro lado, as amostras codificadas pelos costões rochosos da região da Ponte se distribuíram à extrema esquerda do diagrama, apresentando-se altamente correlacionadas com as abundâncias de *Diplectrum radiale* ($r=-0,47$), *C. gracillicirrhus* ($r=-0,40$), *P. porosissimus* ($r=-0,36$) e *Prionotus punctatus* ($r=-0,29$). As amostras codificadas pelos costões rochosos da Urca e Paquetá ocuparam a porção mais central do diagrama, compartilhando ictiofaunas de composição e estrutura mais similares. A PERMANOVA confirmou as tendências observadas na DCA, revelando diferenças significativas entre os escores do eixo 1 das amostras codificadas pelos costões rochosos (Ramos>Urca; Paquetá>Ponte; teste post-hoc PERMANOVA; $P\leq 0.01$ para todos)

Com relação ao eixo 2 da DCA, as amostras referentes aos costões rochosos da Ponte distribuíram-se na parte superior do diagrama, apresentando-se altamente correlacionadas com as abundâncias de *Genidens barbatus* ($r=0,51$), *Cetengraulis edentulus* ($r=0,39$) e *Prionotus punctatus* ($r=0,38$). Por outro lado, situando-se na parte inferior do diagrama, as amostras codificadas pelas regiões da Urca e Paquetá estiveram correlacionadas com as abundâncias de *P. arenatus* ($r=-0,37$), *O. ruber* ($r=-0,35$), *B. pectinata* ($r=-0,35$), *C. chrysurus* ($r=-0,32$) e *U. coroides* ($r=-0,32$). As amostras referentes a Ramos ocuparam a porção mais central do diagrama, não apresentando-se correlacionadas com as espécies que mais influenciaram na separação no eixo 2 da DCA. A PERMANOVA confirmou as tendências observadas na DCA, revelando diferenças significativas entre os escores do eixo 2 das amostras codificadas pelos costões rochosos (Ponte>Ramos>Urca; Paquetá; teste post-hoc PERMANOVA; $P\leq 0.01$ para todos).

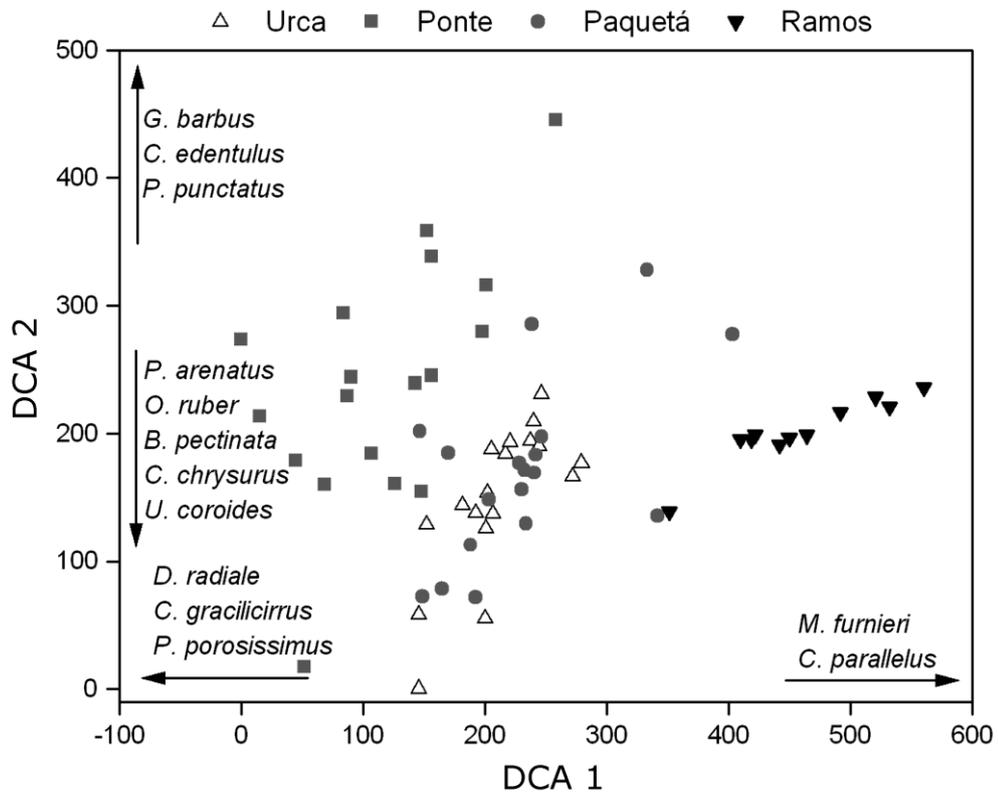


Figura 8. Diagrama de ordenação construído a partir dos dois primeiros eixos da DCA aplicada sobre a matriz de dados biológicos (abundância das espécies de peixes) e com as amostras codificadas pelas zonas da Baía de Guanabara. O sentido das setas indica quais espécies de peixes apresentaram maiores contribuições para a distribuição das amostras ao longo de cada eixo.

O AIC selecionou modelos não-lineares para explicar a variação dos dois escores da DCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara (**Figura 9**). Os escores do eixo 1 da DCA ($F=106,23$; $p<0,001$) exibiram uma tendência de aumento exponencial a partir da Ponte em direção à Ramos, indicando que a composição e estrutura da ictiofauna se altera bastante ao longo dessas regiões. O eixo 2 ($F= 9,06$; $p<0,01$) apresentou uma tendência de aumento linear dos escores da região da Urca para a Ponte, porém com pouca variação desta última para as zonas mais internas da Baía, revelando que alterações mais sutis ocorreram na composição e estrutura da ictiofauna entre estas regiões.

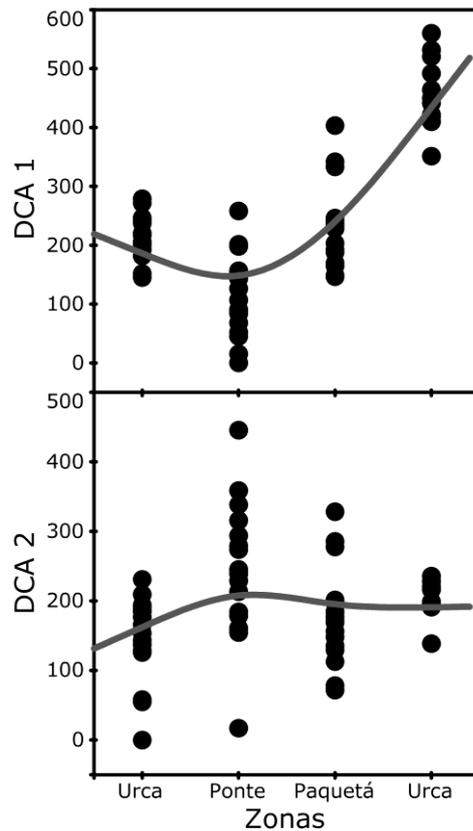


Figura 9. Relação dos dois primeiros escores da DCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.

As abundâncias das 14 espécies que mais contribuíram para a separação das amostras na DCA diferiram entre zonas da Baía de Guanabara, porém os padrões variaram consideravelmente entre cada espécie (**Figura 10**). *Orthopristis ruber* e *Priacanthus arenatus* diferiram entre zonas (PERMANOVA; $F > 4,5$; $P \leq 0,01$ para ambos), com abundâncias significativamente mais elevadas nos costões rochosos da região da Urca (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$). Diferentemente de *P. arenatus*, espécie exclusiva das regiões da Urca e da Ponte, *O. ruber* apresentou abundâncias intermediárias nos costões rochosos das regiões da Ponte e Paquetá, e significativamente menores do que as de Ramos (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$). Tendências similares também foram observadas para *Chloroscombrus chrysurus* e *Umbrina coroides*, e, em menor nível, para *Brevoortia pectinata*, porém suas abundâncias não diferiram significativamente entre zonas, provavelmente devido a uma alta variância dos dados em torno da média. Os escores dos dois

primeiros eixos da DCA estiveram positiva e altamente correlacionados com o primeiro eixo da PCA ($r=0,70$ e $0,40$ para os eixos 1 e 2 da DCA, respectivamente), mas não com o segundo eixo da PCA ($r \leq 0,28$ para ambos).

Cinco espécies ocorreram predominantemente nos substratos rochosos da região da Ponte, porém diferenças significativas foram observadas apenas para as abundâncias de *Diplectrum radiale* e *Ctenosciaena gracilicirrhus* (PERMANOVA; $F \geq 8,0$; $P \leq 0,01$ para ambos), que foram mais elevadas nesta zona (teste post-hoc PERMANOVA; $P \leq 0,01$; **Figura 10**). Abundâncias intermediárias foram registradas na Urca e em Paquetá para a primeira espécie, com menores valores nos substratos rochosos da região de Ramos, enquanto que a segunda espécie ocorreu apenas em Paquetá, além da Ponte. Diferenças marginalmente significativas foram detectadas para *Porichthys porosissimus* (PERMANOVA; $F=3,4$; $P=0,06$), *G. barbuis* e *Prionotus punctatus* ($F \geq 2,8$; $P=0,06$ para ambos).

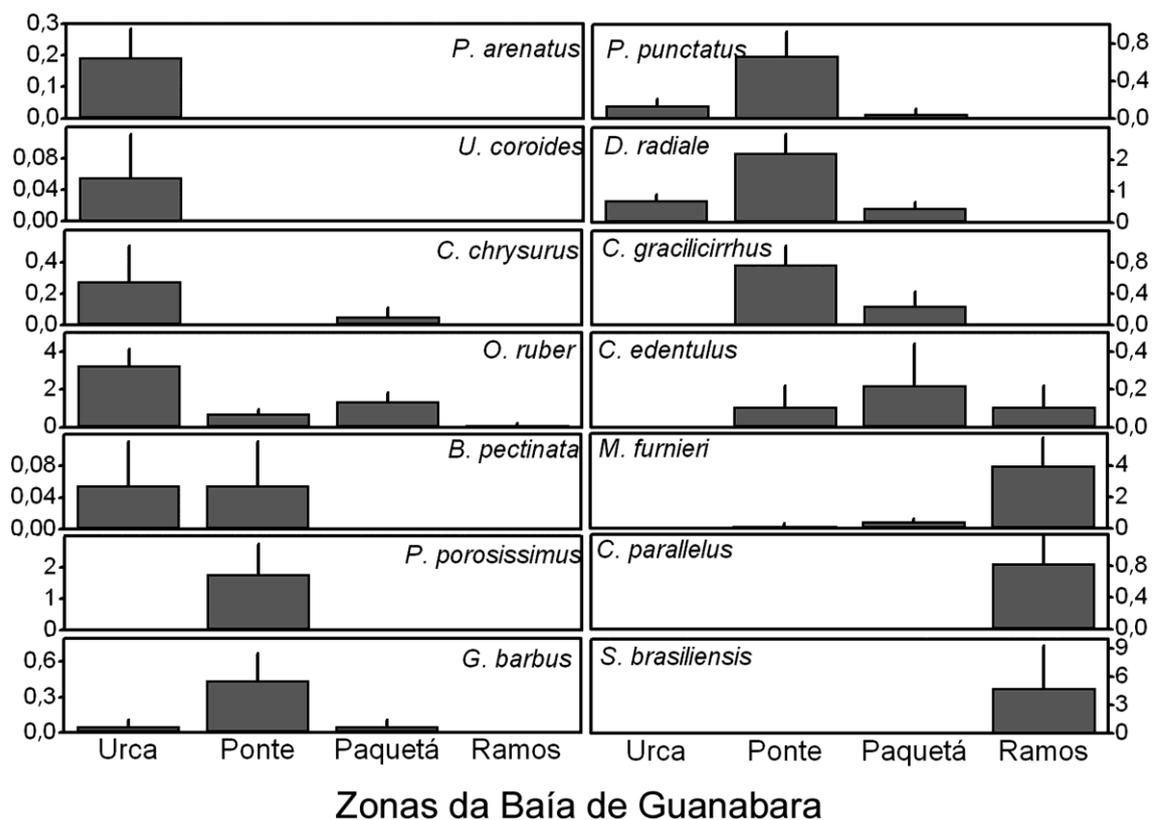


Figura 10. Valores médios das abundâncias das 14 espécies apontadas como as mais significativas para a separação espacial evidenciada na DCA. Linhas verticais indicam o erro padrão.

As abundâncias de *Micropogonias furnieri* diferiram significativamente entre zonas (PERMANOVA; $F= 9,2$; $P<0,001$), com valores mais elevados em Ramos e menores na região da Urca, enquanto abundâncias intermediárias foram registradas nas regiões da Ponte e Paquetá, as quais não diferiram entre si (teste post-hoc PERMANOVA; $P\leq 0,01$; **Figura 11**). *Centropomus paralellus*, *Sardinella brasiliensis* e *C. edentulus* não diferiram entre zonas, com as duas primeiras espécies ocorrendo exclusivamente em Ramos e a última apenas nas demais zonas (PERMANOVA; $P>0,05$).

O AIC selecionou modelos não-lineares para as respostas da maioria das 14 espécies que mais contribuíram para a separação das amostras na DCA entre as zonas da Baía de Guanabara, porém as relações diferiram entre as espécies (Figura 12). As abundâncias de *O. ruber* ($F=3,41$; $p=0,07$), *Cloroschombrus crhyssurus* ($F=2,25$; $p=0,14$) e *P. arenatus* ($F=4,62$; $p=0,04$) decresceram da região da Urca para as zonas mais internas da Baía, porém de maneira mais abrupta para a primeira espécie em relação às demais, e, em especial, da Urca para a Ponte, para todas as três espécies, em relação às mudanças da Ponte para as demais zonas. As abundâncias de *Ctenosciaena gracilicirrhus* ($F= 13,06$; $p<0,001$), *Diplectrum radiale* ($F=12,47$; $p<0,001$), *Prionotus punctatus* ($F=7,33$; $p<0,01$), *Porichthys porosissimus* ($F=5,62$; $p=0,02$) e *Genidens barbatus* ($F=4,82$; $p=0,03$) apresentaram um tendência unimodal, com tendência de decréscimo destas espécies em direção aos extremos do gradiente espacial, com destaque para as variações mais marcadas para as duas primeiras espécies. As abundâncias de *Micropogonias furnieri* ($F=3,65$; $p=0,06$), *Centropomus parallelus* ($F=5,65$; $p=0,02$) e *Sardinella brasiliensis* ($F=2,1$; $p=0,15$) obedeceram a uma tendência de aumento exponencial da zona mais externa em direção à Ramos, com incrementos mais abruptos a partir de Paquetá. O AIC não selecionou nenhum modelo que explicasse a relação das abundâncias de *Cetengraulis edentulus*, *Umbrina coroides*, *Brevoortia pectinata* com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía.

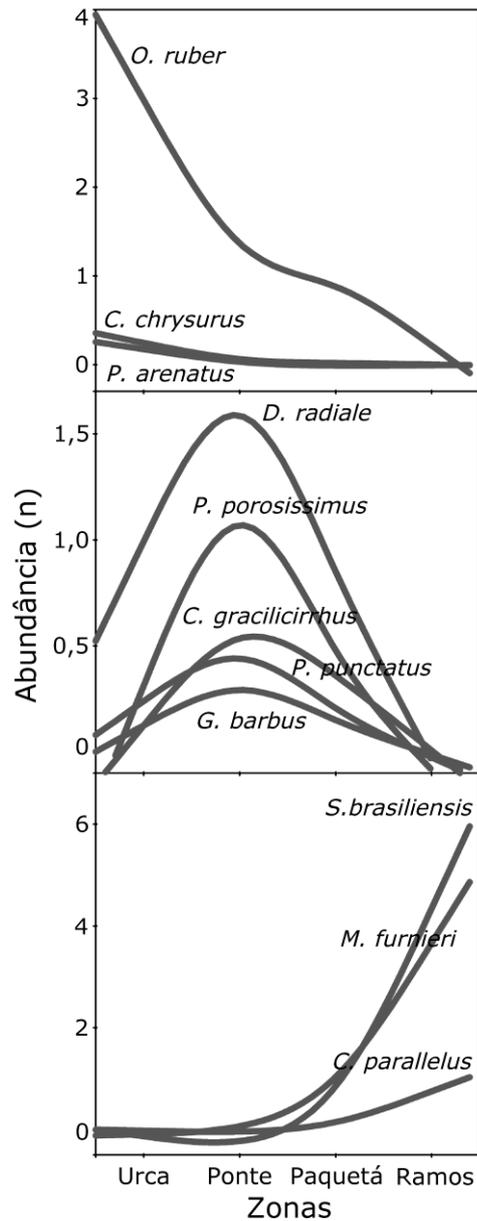


Figura 11. Relação das abundâncias das principais espécies de peixes selecionada pela DCA com as zonas distribuídas ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara. As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação de Akaike.

III. DISCUSSÃO

1. Composição e estrutura da ictiofauna

Entre as 71 espécies capturadas com redes de espera nos substratos rochosos das quatro zonas distribuídas na Baía de Guanabara, 28 podem ser consideradas espécies associadas a substratos consolidados (**Tabela 2**). Em geral, os valores registrados para a riqueza total de espécies no presente estudo foram ligeiramente inferiores àqueles obtidos para outras baías costeiras do Sudeste-Sul brasileiro. Considerando informações integradas dos trabalhos de Araújo *et al.* (1998), Pessanha *et al.* (2000), Araújo & Azevedo (2001) e Azevedo *et al.* (2006), foram registradas um total de 116 espécies de peixes para a Baía de Sepetiba-RJ. Chaves & Vendel (2001) registraram 87 espécies de peixes para a Baía de Guaratuba-PR, enquanto os trabalhos de Spach *et al.* (2003) e Oliveira-Neto (2008) produziram, em conjunto, um total de 91 espécies para a Baía de Paranaguá-PR. O método de amostragem, o tempo de duração do estudo e a composição dos habitats amostrados são geralmente levados em consideração na comparação da riqueza total de espécies entre diferentes ambientes. Tal afirmação pode ser corroborada pela análise de outros trabalhos realizados na própria Baía de Guanabara. Monteiro-Neto *et al.* (2008), utilizando estratégias amostrais diversificadas (i.e. censos visuais por mergulho, arrastos de praia, redes de espera, tarrafas, armadilhas, puçás e informações de desembarques pesqueiros) provenientes de coletas mensais ao longo de quase 3 anos de estudo, registraram 183 espécies de peixes para o conjunto de habitats (i.e. praia arenosa, costões rochosos e lagoas) na região costeira de Itaipú, em Niterói, situada na zona mais externa da Baía, cujas condições hidrodinâmicas podem ser consideradas bastante similares às da região da Urca no presente estudo. Porém, quando se considera apenas as informações obtidas por censos visuais da ictiofauna associada a costões rochosos, as espécies registradas reduzem-se a apenas 61. Passos, *et al.* (2012), ao compilar informações de diferentes trabalhos realizados ao longo de 30 anos, em um conjunto de habitats estuarinos (manguezais, lagoas, recifes rochosos) para o Complexo Estuarino de Paranaguá, obtiveram um total de 213 espécies de peixes, ou seja, um valor bem superior aos trabalhos de Spach *et al.* (2003) e Oliveira-Neto (2008), com escala temporal menor.

Na Baía de Guanabara, Rodrigues *et al.* (2007) registraram 57 espécies de peixes em quatro capturas com arrastos de fundo realizadas ao longo de 4 anos (1997-2000), dentre as quais 11 não foram registradas no presente estudo. Por outro lado, Barreto (2011) registrou apenas 29 espécies de peixes, das quais 28 delas apresentam íntima associação com substratos consolidados, por meio de censos visuais (mergulhos livres) realizados ao longo de um ano (2010-2011) nos costões rochosos da Praia Vermelha, Urca. De todas as espécies registradas por Barreto (2011), outra vez 11 não foram registradas no presente estudo. Considerando conjunto dos dados obtidos no presente trabalho e em Rodrigues *et al.* (2007) e Barreto (2011), o número total de espécies registradas para a Baía de Guanabara se eleva para 93, aproximando-se mais dos valores obtidos para outras baías do Sul-Sudeste do Brasil. Neste sentido, apesar dos prováveis efeitos das técnicas e do esforço de amostragem empregados em cada estudo, as diferenças nos valores de riqueza total entre a Baía de Guanabara e as demais baías poderiam estar relacionadas com o maior impacto antropogênico a que a Baía de Guanabara está submetida, como também sugerido por Rodrigues *et al.* (2007). Independentemente dos fatores que determinam essa riqueza de peixes aparente inferior para a Baía de Guanabara, o total de espécies capturadas e as curvas de rarefação indicam que as redes de espera e o esforço amostral utilizado foram adequados para a realização do presente estudo, em particular para o levantamento da ictiofauna associada aos substratos rochosos situados nas áreas mais internas da Baía.

A similaridade ictiofaunística entre a Baía de Guanabara e as demais baías do Sul-Sudeste brasileiro pode, entretanto, ser melhor observada quando se considera a riqueza e a abundância das principais famílias. Os Scianidae são de longe a família mais rica em espécies nas baías de Guanabara (12 espécies no presente estudo), Sepetiba (16 espécies; Araujo *et al.*, 1998; Pessanha *et al.*, 2000; Araujo & Azevedo, 2001; Azevedo *et al.*, 2006) e da Ribeira, na Ilha Grande, RJ (14 espécies; Andreatta *et al.*, 2002), assim como nas baías de Santos (13 espécies; Lopes, 1998), Paranaguá (12 espécies; Passos *et al.*, 2011) e Guaratuba (9 espécies; Chaves & Vendel, 2001). Os Scianidae também foram a família mais representativa na Baía de Guanabara segundo Rodrigues *et al.* (2007). Os Haemulidae e Serranidae, os quais foram particularmente ricos em espécies no presente estudo ($N=5$ para ambas as famílias), também apresentaram riquezas importantes nas baías de Sepetiba, da Ribeira e Paranaguá, porém com menores participações que os Paralichthyidae na Baía de Sepetiba e que os Gobiidae na Baía de Paranaguá. Santos *et al.* (2010) observaram que os Haemulidae e os Scianidae foram as

famílias que mais utilizaram recifes artificiais na costa Norte Fluminense, porém apenas os primeiros, juntamente com os Serranidae e Lutjanidae, foram considerados intimamente associados a substratos consolidados. Muitas espécies de Scianidae, por outro lado, utilizam ambientes estuarinos quando juvenis, porém preferem áreas marinhas, com características mais oceânicas, quando adultas (Chao & Musick, 1977; Chao *et al.*, 2003).

As famílias Haemulidae, Ariidae, Scianidae e Clupeidae foram as mais abundantes na Baía de Guanabara. À exceção dos Haemulidae, os quais foram substituídos por Carangidae e Sparidae, Azevedo *et al.* (2007) e Araújo *et al.* (1998) encontraram um padrão similar para a Baía de Sepetiba. Para o Complexo Estuarino de Paranaguá, as famílias Scianidae e Haemulidae também foram mais abundantes, seguidas pelos Engraulidae, Gobiidae, Paralichthyidae e Carangidae (Passos *et al.*, 2012). Andrade - Tubino *et al.* (2008) ao comparar 11 baías costeiras distribuídas ao longo da costa do Brasil, registrou, para a maioria destas, a família Scianidae como a mais rica em número de espécies. Além desta, as famílias Haemulidae, Serranidae e Gerreidae apresentaram um número maior de espécies nas três baías costeiras do Rio de Janeiro (Guanabara, Sepetiba e Ribeira) do que nas demais baías analisadas. Apesar das baías da região Sudeste apresentarem um maior número de famílias com maiores riquezas específicas, as baías e outros sistemas estuarinos da região Nordeste apresentaram maiores riquezas totais em comparação às demais regiões brasileiras. Além de variações nas técnicas e no esforço amostral inerentes de cada estudo, a composição e estrutura da ictiofauna das baías costeiras brasileiras também respondem às características ambientais peculiares de cada sistema (Azevedo & Araújo, 2006), especialmente no que se refere às condições físicas e químicas da água e na qualidade e disponibilidade de habitats submersos, sendo, portanto, difícil de estabelecer padrões mais gerais.

As espécies de peixes dominantes nos substratos rochosos amostrados no presente trabalho (*Genidens genidens*, *Sardinella brasiliensis*, *Orthopristis ruber*, *Dactylopterus volitans*, *Eucinostomus argenteus*, *Haemulon steindachneri*, *Diplectrum radiale* e *Haemulon aurolineatum*. Dentre estas espécies mais abundantes, *O. ruber*, *H. steindachneri*, *H. aurolineatum*, *D. volitans* e *D. radiale* são bastante conhecidas na literatura como intimamente associadas a substratos consolidados. Menezes & Figueiredo (1980), relataram a elevada frequência de *O. ruber* em arrastos de praia e de fundo, em decorrência da sua elevada abundância em costões rochosos próximos aos locais de amostragem (Ferreira *et al.*, 2000). *O. ruber* é frequentemente encontrado em zonas costeiras, em particular nas águas rasas de

baías, sobre fundos de areia, cascalhos e rochas (Ventura, 2004). Monteiro-Neto *et al.* (2008) comparando a ictiofauna associada a diferentes tipos de habitats na região costeira de Itaipu, RJ, observaram que as espécies dominantes nos costões rochosos em geral também habitam fundos de areia, como *D. radially* e *Dactylopterus volitans*, ou possuem grande plasticidade no uso de habitats, como *Diplodus argenteus* e *O. ruber*, deslocando-se frequentemente entre os recifes rochosos e outros habitats adjacentes (Nagelkerken *et al.*, 2000; Gratwicke *et al.*, 2006).

Genidens genidens foi uma das espécies mais abundantes não somente no presente estudo, mas também na Baía de Sepetiba (Azevedo *et al.*, 2007), na Baía de Paranaguá (Corrêa, 2001; Barletta *et al.*, 2008, Passos *et al.*, 2012). De acordo com Gomes *et al.* (2001), dentre as três espécies de Ariidae frequentemente abundantes em estuários, *G. genidens* merece maior destaque. Algumas características da história de vida desta espécie, como por exemplo, a produção de grandes ovócitos vitelogênicos, a presença de cuidado parental, a elevada plasticidade no uso de habitats submersos e o hábito alimentar generalista parecem justificar o seu sucesso em ambientes estuarinos (Gomes & Araújo, 2004). Na lagoa dos Patos (RS), por exemplo, *G. genidens* se alimenta de grande quantidade de material detrítico depositado junto ao fundo (Araújo, 1998). Tal comportamento, em conjunto com ampla capacidade da espécie em tolerar águas pouco salinas e relativamente pobres em oxigênio, poderia explicar a alta abundância desta espécie na Baía de Guanabara, visto que muitas de suas regiões apresentam uma elevada concentração de detritos orgânicos no sedimento e águas turvas e com baixos teores de oxigênio dissolvido (Mayr, 1989; JICA, 1994).

A surpreendente abundância de *Sardinella brasiliensis* está provavelmente relacionada com a metodologia de coleta escolhida. Neste sentido, foi observado que, imediatamente após a instalação das redes de espera durante o verão na região de Ramos, a captura acidental de clupeiformes (*S. brasiliensis* e *Cetengraulis edentulus*), quando exemplares mortos foram observados na coluna d'água e presos nas redes de espera minutos após sua instalação (MCNR Chaves; observação pessoal). Não foi possível, entretanto, definir se os peixes mortos foram oriundos de descartes maciços pela frota comercial de cerco atuante no local (Jablonski *et al.*, 2006) ou se em decorrência de episódios de mortandade causados pelas condições frequentemente anóxicas das águas de Ramos. As redes de espera são consideradas um método menos seletivo que os censos visuais, o que justifica a elevada captura de espécies tipicamente migratórias, como *Sardinella brasiliensis*, como também daquelas que possuem

alta plasticidade no uso de hábitat submersos em regiões estuarinos (i.e. *Genidens genidens*). No entanto, censos visuais não poderiam ser aplicados aos costões da Baía de Guanabara, em função do predomínio durante grande parte do ano de águas com elevada turbidez, especialmente em regiões de maior impacto antrópico, como em Ramos.

2. Variações ao longo do gradiente ambiental

Os resultados da PCA confirmaram a hipótese sobre a existência de um gradiente ambiental das zonas mais externas para as áreas mais internas da Baía de Guanabara, conforme proposto originalmente por Mayr (1989). Portanto, segundo o primeiro eixo da PCA, os valores de salinidade, transparência, pH e oxigênio diminuem progressivamente à medida que se avança da Urca para as zonas mais internas da Baía, até atingirem valores mínimos, com a presença inclusive de águas anóxicas, na região Ramos, que além da sua localização mais interna também apresenta circulação de água mais restrita em relação às demais zonas amostradas. Por outro lado, a temperatura da água apresentou uma tendência oposta, com aumento progressivo em direção às regiões mais internas da Baía, atingindo seu máximo na região de Ramos e seu mínimo na região da Urca. Tal padrão também foi observado por Rodrigues *et al.* (2007) para a Baía de Guanabara, e por Azevedo *et al.* (2007) para a Baía de Sepetiba, os quais associaram o aumento da temperatura e o decréscimo das transparências e salinidade nas áreas mais internas das baías às menores profundidades, que favorecem o aquecimento das águas superficiais, e ao aporte de água-doce oriundo de rios, os quais contribuem, em geral, para a diminuição da qualidade da água. Por outro lado, a proximidade das zonas mais externas com áreas adjacentes tipicamente marinhas contribui para a diminuição das temperaturas e aumento da transparência e concentração de oxigênio, devido à influência periódica de águas oceânicas (Pessanha & Araujo, 2003).

Os valores de riqueza de espécies e biomassa foram maiores nos costões da Urca (zona mais externa), em comparação com as demais zonas da Baía de Guanabara. No entanto, maiores abundâncias foram registradas tanto na Urca quanto em Ramos (zona mais interna). Embora alguns dos resultados obtidos, especialmente no que se refere aos padrões espaciais de abundância e biomassa, contrastem, em parte, com os de trabalhos similares realizados em baías costeiras do Sudeste do Brasil, nestes últimos foram, em geral, registrados maiores valores de riqueza específica nas áreas mais externas, como observado por Rodrigues *et al.*

(2007) para peixes demersais (arrastos de fundo) na própria Baía de Guanabara e por Araújo *et al.* (1998; 2002) para a ictiofauna da Baía de Sepetiba-RJ. Por outro lado, Barletta *et al.* (2008) não observaram um gradiente espacial muito definido para a riqueza total de espécies na Baía de Paranaguá-PR, provavelmente devido a maior extensão ocupada por áreas estuarinas naquela baía quando comparada às baías de Guanabara e Sepetiba, que resultaram em um maior compartilhamento das espécies entre as zonas amostradas. A tendência geral de maiores riquezas nas zonas mais externas e de menores nas zonas mais internas de baías pode estar relacionada ao predomínio de um número comparativamente menor, porém particularmente abundante, de espécies estuarino-residentes nas zonas mais internas, as quais em geral apresentam águas com características mais estuarinas, em oposição a um número maior, porém com baixas abundâncias individuais, de espécies tipicamente marinhas (Barletta *et al.* 2010). No presente estudo, esta hipótese pode ser corroborada tanto pelos maiores valores obtidos para o índice de diversidade de Shannon-Wiener em conjunto com os menores valores de dominância registrados para a região da Urca, quanto pelos padrões opostos observados para estes índices na região de Ramos. Os valores obtidos para a salinidade (maior na Urca; menor em Ramos) também confirmam o predomínio de águas estuarinas na zona mais interna da Baía de Guanabara, provavelmente em decorrência dos numerosos rios que drenam para essa região. Outra hipótese para explicar o gradiente espacial de riqueza na Baía de Guanabara é o fato de que suas áreas mais internas possuem circulação mais restrita de águas, alto teor de matéria orgânica no sedimento e baixas concentrações de oxigênio dissolvido, em decorrência de sucessivos e constantes impactos ambientais, os quais, segundo Rodrigues *et al.* (2007) podem estar repercutindo na riqueza e produtividade da região. Além dos valores de anoxia encontrados exclusivamente em Ramos e das menores transparências observadas nessa região, a curva resposta (GAM) indicando uma transição abrupta da riqueza da região da Urca para as demais zonas, mais sujeitas à influência de águas de menor qualidade oriundas do interior da baía, reforçam esta teoria. Os valores contrastantes de equitabilidade, elevados como na Urca, e de dominância, elevados como em Ramos, observados para as zonas intermediárias da Ponte e Paquetá, confirmam estas regiões como transicionais entre aquelas situadas nos extremos do gradiente, ou seja, ora sendo influenciadas por águas mais oceânicas oriundas do canal principal, ora pelas águas mais estuarinas oriundas do interior da Baía, como também identificado por (Kjerfve *et al.*, 1999).

Os maiores valores de biomassa nas zonas mais externas da Baía de Guanabara, registrados tanto no presente trabalho quanto por Rodrigues *et al.* (2007), divergiram fortemente do padrão encontrado por Araújo *et al.* (1998; 2002) e Barletta *et al.* (2008), os quais registraram biomassas mais elevadas nas zonas mais internas e intermediária, respectivamente. Araújo *et al.* (2002) identificou as menores profundidades na zona interna como o principal fator responsável pelas diferenças espaciais da ictiofauna na Baía de Sepetiba, principalmente por sua correlação, em geral, elevada, com o tipo de sedimento (i.e. menor profundidade = sedimentos mais finos). Menores profundidades, associadas a sedimentos mais finos (lamosos) e com alto teor de matéria orgânica também predominaram em Ramos, enquanto maiores profundidades, relacionadas a sedimentos mais grosseiros (arenosos) e com baixo teor de matéria orgânica ocorreram na Urca (Rodrigues *et al.*, 2007). Apesar da similaridade observada para os padrões espaciais de profundidade e composição do sedimento entre as baías de Sepetiba e Guanabara, estes fatores não explicam as menores biomassas na zona mais interna da última. Embora a curva resposta (GAM) tenha revelado uma grande variabilidade nos valores de biomassa na Ponte, onde maiores profundidades possam ter refletido na captura esporádica de peixes maiores e, portanto, mais pesados (ex. *G. barbuis* > 400 mm TL; > 4,0 kg TW), e em Ramos, as menores biomassas médias registradas nesta última zona parecem novamente estar refletindo mais o impacto a que a Baía de Guanabara está submetida, interferindo no efeito positivo sobre a produtividade, o que é esperado para regiões de menor profundidade. A abundância total da ictiofauna foi o atributo que apresentou o comportamento mais intrigante entre aqueles medidos no presente estudo, onde maiores valores foram registrados tanto na Urca quanto em Ramos. Tais resultados discordam parcialmente de Rodrigues *et al.* (2007), que registraram maiores abundâncias nas zonas mais externas da Baía de Guanabara, e de Araújo *et al.* (1998; 2002) e Barletta *et al.* (2008), os quais registraram biomassas mais elevadas nas zonas mais internas das Baía de Sepetiba e Paranaguá, respectivamente. Enquanto abundâncias elevadas na região da Urca podem ser explicadas pela contribuição numérica moderada, porém de um grande número de espécies tipicamente marinhas, em Ramos, os três picos de abundâncias identificados no GAM, podem ser explicados pela captura acidental atípica de clupeiformes de pequeno porte (*S. brasiliensis* e *Cetengraulis edentulus*), como já explicado anteriormente. Em resumo, os atributos de comunidades testados, em geral, foram satisfatórios para a análise do gradiente

ambiental da ictiofauna associada aos costões rochosos da Baía de Guanabara, à exceção da abundância, que foi um descritor pouco eficiente quando comparado aos demais.

A distribuição das espécies também variou entre as zonas da baía, porém obedecendo a padrões distintos de acordo com a estratégia de vida de cada espécie. Entre as espécies mais correlacionadas com a Urca, destacam-se não somente *Orthopristis ruber* e *Priacanthus arenatus*, apontadas tanto pela DCA quanto pelo PERMANOVA e GAM, mas também *Chloroscombrus chrysurus* (GAM), e, em menor, escala *Dactylopterus volitans*, *Haemulon steindachneri* e *Haemulon aurolineatum*, com maiores abundâncias totais nesta zona (Tabela 2). Rodrigues *et al.* (2007) também reportaram *O. ruber* e *D. volitans* como as espécies mais abundantes na área externa da Baía de Guanabara, ambas apresentando correlação positiva com a transparência e salinidade. As maiores associações de *O. ruber*, assim como provavelmente dos demais Haemulidae, com áreas mais externas da Baía de Guanabara parecem estar relacionadas com a preferência destes peixes por águas mais salinas e transparentes e com menores teores de matéria orgânica (Araújo *et al.*, 1998; 2002; Rodrigues *et al.*, 2007). Santos *et al.* (2007) sugeriram que condicionantes ambientais poderiam estar limitando a penetração de *O. ruber* nas zonas mais internas da Baía de Sepetiba, padrão este que não foi evidente para a Baía de Guanabara. Tais divergências poderiam estar relacionadas com o grau diferenciado de influência da ACAS (Água Central do Atlântico Sul) entre os dois sistemas, que aparentemente é mais incisivo na Baía de Guanabara, dado que a influência desta massa d'água pode ser percebida até o limite interno da distribuição do canal central, predito como sendo a área de Paquetá e imediações (Bérgamo, 2010). Ao contrário dos Haemulidae, de hábitos predominantemente bentônicos e sedentários, *P. arenatus* e *Chloroscombrus chrysurus* são espécies de hábitos mais pelágicos, se alimentando especialmente de crustáceos. Uma vez que as zonas mais externas da Baía de Guanabara possuem uma carcinofauna mais rica que as das áreas mais internas (Lavrado *et al.*, 2000; Rodrigues *et al.*, 2007), estas duas espécies de peixes podem, portanto, ter apresentado maiores abundâncias na região da Urca em decorrência da maior disponibilidade de alimento.

Diplectrum radiale, *Ctenosciaena gracillicirrhus*, *Prionotus punctatus*, *P. porosissimus* e *G. barbatus* foram as espécies mais representativas dos substratos rochosos da Ponte. As características ambientais desta zona, em geral, se assemelharam mais às da Urca, porém o parcel submerso da Ponte está localizado na maior faixa de profundidade (~9 m) entre todas as zonas amostradas (2-5m). Barletta *et al.* (2008) observaram que *D. radiale* e *P. punctatus*

também foram registrados com altas abundâncias e biomassas na zona de maior influência oceânica da Baía de Paranaguá, cujas condições ambientais se assemelham mais às aquelas observadas para as zonas da Urca e Ponte no presente trabalho. Rodrigues *et al.* (2007) registrou maiores abundâncias de *P. porosissimus* nas zonas intermediárias da Baía de Guanabara, associadas positivamente com a transparência e salinidade. *P. porosissimus* é uma espécie típica de regiões subtropicais, relacionada com massas de águas mais frias (Natali-Neto, 1994), com tendência a predominar em zonas intermediárias e mais externas de estuários (Whitfield, 1999; Oliveira, 2011).

Ctenosciaena gracilicirrhus, *P. porosissimus* e *P. punctatus* são consideradas marinhas esturiano-oportunistas segundo Fisher *et al.* (2011) para Lagoa dos Patos, por desovarem em mar aberto e utilizarem facultativamente ou oportunamente o ambiente estuarino como berçário para desenvolvimento de larvas, juvenis e sub-adultos, onde estes podem permanecer, sob condições favoráveis, ao longo do ano todo. Conforme Whitfield (1999), estas mesmas espécies são classificadas como marinhas estuarino-dependentes, por reproduzirem-se preferencialmente em mar aberto, mas dependerem de estuários em algum momento do seu ciclo de vida. A predominância destas três espécies de peixes na região da Ponte pode estar associada à preferência por locais mais profundos e de águas mais frias (Haimovici *et al.*, 1996; Vianna *et. al.*, 2000; Rodrigues *et. al.*, 2007). Araújo *et. al.* (2006) reportam que as características morfológicas de *C.gracilicirrhus* poderiam lhe conferir vantagens na busca e obtenção de alimento junto ao substrato de locais mais profundos por meio de vasculhamento. Tais condições podem ter sido oferecidas pelo parcel submerso na região da Ponte, uma vez que o mesmo está localizado sobre o canal principal da Baía de Guanabara que, segundo Bérghamo (2006), pode sofrer influência periódica da ACAS (Águas Centrais do Atlântico Sul).

De acordo com o eixo 2 da DCA, *Genidens barbatus* esteve positivamente correlacionado com a Ponte, um efeito provável das maiores profundidades do parcel submerso que favoreceu a presença de adultos da espécie (peixes maiores que 400mm CT predominaram nas capturas), os quais passam a maior parte do seu ciclo de vida em mar aberto (Marceniuk, 2005). Segundo Absolon, & Andreatta (2009), maiores abundâncias desta espécie podem ocorrer em regiões estuarinas e pouco salinas durante o período reprodutivo. Portanto a associação de *G. barbatus* com o parcel submerso da Ponte pode estar relacionado com o uso deste habitat para fins reprodutivos ou mesmo alimentares, já que a maior parte dos

indivíduos capturados foram adultos em estágios avançados de maturidade gonadal, com parte destes apresentando peixes inteiros em seus estômagos (LN Santos; dados não-publicados). Neste sentido, a localização do parcel submerso na região da Ponte, sob influência do canal principal da Baía de Guanabara pode ter importante papel na dispersão de espécies mais dependentes de condições tipicamente marinhas para águas mais estuarinas, localizadas no interior da Baía, assim como para a migração de espécies com estratégias de vida mais dependentes de regiões estuarinas para áreas mais externas da Baía, com características mais oceânicas. Os resultados obtidos para os substratos rochosos situados na região de Paquetá, também localizado sobre o canal principal da Baía de Guanabara, porém no extremo da sua distribuição mais interior, reforça esta hipótese. Neste sentido, as condições ambientais híbridas observadas para a região de Paquetá, caracterizadas por menores transparências e salinidades associadas às maiores temperaturas, típicas de águas estuarinas provenientes do interior da Baía, em oposição a maiores valores de pH e oxigênio dissolvido como resultado da influência do canal principal, resultou em uma ictiofauna pouco diferenciada entre as zonas mais internas (Ramos) e externas (Urca) da Baía de Guanabara, com um maior número de espécies compartilhadas.

Foram observadas associações significativas entre as abundâncias de *Micropogonias furnieri*, *Centropomus paralellus* e *S. brasiliensis* (esta última em decorrência das capturas acidentais já explicadas anteriormente), e, em menor escala, de *Genidensgenidens* e *Eucinostomus argenteus* com a região de Ramos. Considerada uma espécie marinha, estuarino-dependente, *Eucinostomus argenteus* está relacionado com as zonas intermediárias da Baía de Sepetiba, porém com as zonas mais internas da Baía de Guaratuba (Chaves & Bouchereau, 1999), sugerindo uma ampla capacidade da espécie em colonizar habitats diferentes e em tolerar variações nas condições ambientais. À exceção de *S. brasiliensis* e de *E. argenteus*, as demais espécies utilizam bastante as áreas mais internas de baías e estuários durante seus estágios iniciais de vida, apresentando atributos fisiológicos importantes para se adaptarem às águas mixohalinas, turbidas e cálidas, que integram parte do seu ciclo reprodutivo, desova, alimentação e refugio. Estas espécies também foram altamente correlacionadas com a área interna da Baía de Paranaguá (Barletta, *et al.*, 2008). *G. genidens* é frequentemente registrado como espécie dominante das zonas mais internas e com características mais estuarinas de baías costeiras, tal como nos trabalhos de Chaves & Bouchereau (1999) e Corrêa (2001) para a Baía de Paranaguá, de Rodrigues *et al.* (2007) para

a Baía de Guanabara, e de Araújo (1998) para a Baía de Sepetiba, por vezes diretamente associado com o aporte de água doce. *Centropomus paralellus* é uma espécie intimamente dependente de áreas mais internas de baías e estuários, pelo fato de apresentarem melhores desenvolvimentos em temperaturas mais elevadas (25°-30°C) pela desova freqüente no interior de rios, sendo seus ovos e larvas transportados posteriormente às regiões do baixo estuário onde se desenvolvem (Cerqueira & Tsuzuki, 2009). *Micropogonias furnieri* está fortemente associada com as zonas mais internas e menos salinas da Baía de Sepetiba durante parte do seu período reprodutivo, sendo encontrados predominantemente indivíduos juvenis (Araújo *et al.*, 1998). Tal padrão também foi encontrado no presente trabalho, onde grande parte dos indivíduos capturados na região de Ramos foram jovens imaturos (LN Santos; dados não-publicados) Por outro lado, Rodrigues *et al.* (2007) registraram um padrão inverso nas capturas com arrastos de fundo na Baía de Guanabara, relacionando *M. furnieri* com áreas mais externas e salinas da Baía. Estes mesmos autores associaram este resultado ao comportamento generalista-oportunista da espécie, com elevada plasticidade frente às diferentes condições ambientais da Baía, e também pela maior disponibilidade de invertebrados nas zonas mais externas. Considerando os resultados obtidos no presente, é possível inferir que o uso das diferentes zonas da Baía de Guanabara por *M. furnieri* também parece depender do estágio de vida dos indivíduos (jovens em zonas mais internas; adultos nas zonas mais externas) e no uso diferenciado dos habitats submersos (bancos de areia e lama no trabalho de Rodrigues *et al.* (2007) versus substratos rochosos no presente trabalho). Neste sentido, apesar da considerável semelhança entre as áreas amostradas, as diferenças entre os resultados do presente trabalho e aqueles obtidos por Rodrigues *et al.* (2007), em especial para as espécies predominantes nas zonas mais internas da Baía de Guanabara, poderiam estar relacionadas às diferenças no tipo de equipamento de captura (redes de espera versus arrastos de fundo), de habitat amostrado (substratos rochosos versus sedimento inconsolidado), e no esforço amostral, cujo desenho foi muito espalhado em uma escala temporal longa, porém sem obedecer a um regime de coletas em estações do ano bem definidas.

3. Implicações para a conservação e manejo da ictiofauna

Embora não tenha sido planejado originalmente para tratar deste tema, os resultados do presente trabalho contribuem com informações interessantes sobre o manejo e conservação da ictiofauna da Baía de Guanabara. Apesar da ictiofauna associada aos substratos rochosos na região da Urca, foi registrada uma riqueza de espécies considerável ($N=54$), incluindo muitas espécies observadas exclusivamente nesta zona mais externa da baía ($N=18$), bem como numerosos representantes de interesse comercial, alguns dos quais vêm sofrendo um crescente nível de ameaça pela sobre-exploração. Neste contexto, destacam-se *Abudefduf saxatilis*, *Stegastes fuscus* e *Halichoeres poeyi*, espécies de pequeno porte e de coloração viva que apresentam importância progressiva para o comércio ornamental. Além destas, merece também destaque o registro de *Mycteroperca acutirostris*, *Lutjanus synagris*, e *Anisotremus surinamensis*, *Anisotremus surinamensis* e *Calamus penna*, que são espécies visadas nas pescarias comerciais e esportivas, sendo estas últimas praticadas intensivamente em toda a Baía de Guanabara, mas especialmente sobre os substratos rochosos situados nas zonas mais externas, onde estas espécies ainda persistem. Neste sentido, embora estas espécies de interesse ornamental e/ou pesqueiro também possam ocorrer associadas a substratos rochosos de outras áreas na zona mais externa da baía, medidas de controle para sua exploração sustentável são importantes a fim de se minimizar os riscos de declínio ou extinções das populações locais.

Os substratos rochosos situados nas zonas intermediárias da Baía de Guanabara, em geral, não abrigaram espécies exclusivas que apresentassem íntimas associações com substratos rochosos, no caso do parcel submerso situado próximo à Ponte Rio-Niterói, ou compartilharam um grande número de espécies com os habitats rochosos situados nas zonas mais internas e externas da baía, no caso dos costões próximos à Ilha de Paquetá. Além disso, poucas espécies, mais associadas a estas regiões, tais como *Diplectrum radiale*, *Genidens barbatus* e *Porichthys porosissimus*, apresentam algum interesse pesqueiro. Por outro lado, os substratos rochosos localizados nesta zona da baía, sob influência do seu canal principal, podem estar desempenhando um papel crucial de “corredores ecológicos”, ou seja, atuando como facilitadores do processo de intercâmbio de espécies que utilizam tanto áreas oceânicas quanto estuarinas em algum momento do seu ciclo de vida. Neste sentido, os substratos rochosos nas regiões da Ponte e Paquetá podem estar contribuindo para a dispersão de ovos e

larvas de espécies que desovam em áreas mais oceânicas (i.e. *M. furnieri* e pleuronectiformes) nas águas mais estuarinas típicas das zonas mais internas da baía, para a migração reprodutiva no sentido oceano-estuário de espécies que desovam em águas mixohalinas (i.e. *G. genidens* e *C. parallelus*), assim como para a migração de adultos e sub-adultos de algumas espécies para fins reprodutivos e/ou tróficos no sentido estuário-oceano. Estudos complementares, no entanto, são necessários para esclarecer melhor o papel dos substratos rochosos localizados próximos ao canal principal da Baía de Guanabara como mecanismos de dispersão da ictiofauna marinha e estuarina.

Outro ponto relevante evidenciado neste trabalho é a importância dos substratos rochosos situados em Ramos como habitats essenciais para reprodução, berçário e crescimento de espécies com dependência estuarina. Além disso, as espécies mais associadas aos substratos rochosos desta região, tais como *Micropogonias furnieri*, *Centropomus parallelus* e *Genidens genidens*, são consideradas como de elevado interesse pesqueiro, atingindo, no caso das duas primeiras, preços significativos nos mercados local e regional (Jablonski *et al.*, 2006). Apesar dos crescentes e já elevados níveis de degradação ambiental que a região de Ramos assim como as demais zonas localizadas no interior da Baía de Guanabara vem sendo submetidas, que são ainda acentuadas pelas condições locais de circulação marinha restrita, medidas de conservação e recuperação destas áreas precisam ser urgentemente implementadas a fim de garantir a manutenção destes habitats indispensáveis à sobrevivência de espécies com dependência estuarina. Neste sentido, além dos programas que vem sendo desenvolvidos para a despoluição da Baía de Guanabara, técnicas de manipulação de habitats por meio da instalação e manejo de recifes artificiais podem se constituir iniciativas potencialmente interessantes, tanto para ampliar a disponibilidade de substratos consolidados nas áreas mais internas da baía, mais sujeitas ao processo de sedimentação e homogeneização de habitats, quanto para incrementar a quantidade de substratos rochosos nas zonas intermediárias, a fim de se aumentar a eficiência na dispersão de espécies, sobretudo aquelas de menos mobilidade, no sentido oceano-estuário e vice-versa. No entanto, antes de qualquer implementação de programas desta natureza em larga escala, faz-se necessário a realização de experimentos preliminares em pequena escala, a fim de se maximizar os benefícios da instalação dos recifes artificiais e de se reduzir os seus riscos para a ictiofauna e o ecossistema como um todo (Santos *et al.*, 2010).

V. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora o desenho amostral, incluindo os equipamentos utilizados na captura da ictiofauna, o esforço amostral, os substratos rochosos previamente selecionados e a distribuição espacial dos locais de amostragem, tenham sido adequados para a investigação e comprovação da existência de um gradiente ambiental na Baía de Guanabara, o assunto ainda está longe de ser esgotado com a realização do presente trabalho. Primeiramente, embora as capturas de peixes tenham sido realizadas em seis estações do ano, as quais perfizeram um período de 18 meses de amostragens, as variações temporais na composição e estrutura da ictiofauna não foram diretamente avaliadas neste trabalho. Embora possam ser significativas, tais variações, entretanto, foram menos importantes que o componente espacial na estruturação da ictiofauna demersal da Baía de Sepetiba (Azevedo *et al.*, 2007). Neste sentido, trabalhos futuros que avaliem os efeitos diretos do fator temporal na distribuição espacial dos peixes, ou que ainda utilizem técnicas de partição da variância, como os utilizados por Azevedo *et al.* (2007), podem ampliar consideravelmente o entendimento sobre se as variações na composição e estrutura da ictiofauna ao longo do gradiente ambiental da Baía de Guanabara são mais governadas por componentes espaciais, temporais, a interação entre ambos, ou ainda por outros fatores não-contemplados no estudo. Sobre estes últimos, virtualmente nada ainda se conhece, por exemplo, sobre os efeitos das correntes de maré na distribuição espacial e temporal de espécies tipicamente pelágicas, como os Clupeidae e Engraulidae, ou sobre os efeitos em micro-escala da granulometria do sedimento sobre as espécies de peixes tipicamente bentônicas.

Além de variáveis abióticas, as interações ecológicas, com destaque para a competição e predação, podem afetar a distribuição das espécies em baías costeiras, como demonstrado por Azevedo *et al.* (2006) para a Baía de Sepetiba. Interações do tipo predador-presa aparentemente ocorreram entre *G. barbatus* e *P. punctatus* – duas das espécies mais representativas do parcel submerso localizado na região da Ponte – a partir de observações preliminares de indivíduos da segunda espécie em estômagos da primeira. Interações competitivas também poderiam explicar o sucesso da colonização dos Haemulidae em substratos rochosos localizados nas zonas mais externas da baía, os quais são substituídos pelos Ariidae e alguns Scianidae, em particular *M. furnieri*, que, assim como os Haemulidae, possuem hábitos demersais e alimentam-se junto ao substrato (Aguiar & Filomeno, 1995),

porém ao contrário destes últimos, apresentam maior tolerância às variações de salinidade, transparência e oxigênio dissolvido. Padrões similares de substituição de Haemulidae, mais abundantes nas zonas mais externas, por Ariidae e Scianidae, mais representativos nas zonas mais internas, também foram relatados para outros sistemas estuarinos do Sudeste brasileiro, tais como para a Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ), Baía de Sepetiba (RJ), sistema lagunar de Maricá (RJ) e Baía de Santos (SP) (Brum *et al.* 1994, Andreatta *et al.* 1997, Araújo *et al.* 1998). Neste sentido, abordagens que testem as co-ocorrências das espécies por meio de modelos nulos, como a utilizada por Azevedo *et al.* (2006), para a Baía de Sepetiba, podem acrescentar informações cruciais para elucidação dos padrões de colonização e uso dos diferentes habitats da Baía de Guanabara pela ictiofauna. Aplicando-se esta metodologia, seria possível inferir, por exemplo, se as diferenças observadas na composição e estrutura da ictiofauna entre as quatro zonas amostradas da Baía de Guanabara estão relacionadas a uma baixa co-ocorrência entre as espécies, como reflexo de uma segregação significativa no uso de habitats (Gotelli *et al.*, 1997; Araújo *et al.* 2002). Por fim, embora não seja considerada uma interação ecológica clássica, a pesca possui efeitos equiparáveis aos da predação e, portanto, podem representar importantes componentes na estruturação da ictiofauna de baías costeiras (Monteiro-Neto *et al.*, 2008). No caso da Baía de Guanabara, onde se praticam intensas pescarias comerciais, com produções de 19.000 toneladas por ano (Jablonski *et al.*, 2006), é esperado que os impactos da pesca sobre a ictiofauna seja significativo, sobretudo quando a estes se acrescentam os níveis elevados de degradação ambiental que a Baía de Guanabara está submetida.

VI. CONCLUSÃO

Em conclusão, os resultados encontrados tanto para as variáveis físicas da água quanto para os atributos da ictiofauna confirmaram a hipótese da existência de um gradiente ambiental na Baía de Guanabara, sobre o qual as espécies de peixes respondem diferencialmente de acordo com suas histórias de vida e as condições físicas e químicas peculiares de cada local. Entre os atributos de comunidade testados, a riqueza de espécies e a biomassa foram aqueles que melhor representaram o gradiente esperado para a Baía, com maiores valores observados na Urca, situado na zona mais externa, e apresentando uma diminuição gradual em direção às zonas mais internas, até atingir os menores valores na região de Ramos, situada na zona mais interna e com circulação mais restrita. Entre as principais espécies de peixes associadas aos substratos rochosos amostrados, *Orthopristis ruber*, devido às suas elevadas ocorrências e abundâncias em todas as quatro zonas estudadas, o seu comportamento mais sedentário, territorial, e mais intimamente associado a substratos consolidados, assim como pela tendência de decréscimo gradativo de suas abundâncias da zona externa em direção às zonas mais internas da baía, apresentou um potencial interessante para ser utilizada como indicador do gradiente ambiental da Baía de Guanabara, e possivelmente para outras baías costeiras brasileiras. As demais espécies aparentemente utilizaram a Baía mais em função do melhor ajuste de suas estratégias reprodutivas, alimentares ou ambas com as características físicas e químicas peculiares de cada zona, do que propriamente em resposta a possíveis alterações antrópicas na qualidade da água e/ou de habitats submersos. Neste sentido, ressalta-se a importância dos substratos rochosos localizados nas zonas mais externas da baía, tais como na Urca, como mantenedores da diversidade de espécies tipicamente marinhas, daqueles localizados nas zonas intermediárias, próximas às regiões da Ponte e da Ilha de Paquetá, que estão sob influência tanto de águas estuarinas oriundas do interior da baía quanto de águas com características mais oceânicas advindas pelo canal principal, como corredores para a dispersão de espécies marinhas e estuarinas entre os extremos do gradiente, e bem como os costões de baixa energia situados em zonas no interior da baía, os quais, apesar do nível elevado de degradação ambiental, ainda desempenham papéis cruciais para a reprodução, berçário e crescimento de muitas espécies estuarinas de interesse comercial.

VII. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Absolon BA, Andreatta JV (2009) Variação espacial dos bagres (Siluriformes, Ariidae) coletados na Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro e prováveis influências da temperatura e da salinidade. *Revta CESUMAR* 2(2): 155-165
- Aguiar JBS, Filomeno MJB (1995) Hábitos alimentares de *Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830), (Osteichthyes – Haemulidae) na Lagoa da Conceição, SC, Brasil. *Biotemas*, 8(2): 41-49
- Andrade-Tubino MFA, Ribeiro AL, Vianna M (2008) Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecol. Bras.*, 12 (4): 640-661
- Andreatta JV, Marca AG, Soares CL, Santos RS (1997) Distribuição mensal dos peixes mais representativos da Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Revta. Brás. de Zool.* 14(1):121-134
- Andreatta JV, Meurer BC, Baptista MGS, Manzano FV, Teixeira DE, Longo MM, Freret NV (2002) Composição da Assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revta bras. Zool.* 19(4): 1139-1146
- Anderson MJ (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Araujo, FG (1998) Maturação e desova do bagre marinho *Genidens genidens* Valenciennes, 1833 (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, RJ. *Acta Biol. Leopoldensia*, 20(1): 109-122
- Araújo FG, Azevedo, MCC (2001) Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. *Estuar Coast Shelf S* 52: 729-738
- Araújo FG, Azevedo MCC, Silva MA, Pessanha, ALM, Gomes ID, Cruz-Filho AG (2002) Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries* 25(3): 441-450

- Araujo FG, Guimarães FJ, Costa MR (2006) Environmental influences on distribution of four Sciaenidae species (Actinopterygii, Perciformes) in a tropical bay at Southeastern Brasil. *Rev Bras Zool* 23: 497-508
- Azevedo MCC, Araújo FG, Pessanha ALM, Silva MA (2006) Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: A null model analysis. *Estuar Coast Shelf S* 66: 315-322
- Azevedo MCC, Araújo FG, Cruz-Filho AG, Pessanha ALM, Silva MA, Guedes APP (2007) Demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: Partitioning the spatial, temporal and environmental components of ecological variation. *Estuar Coast Shelf S* 1e13
- Baptista-Neto JA, Gingele FX, Leipe T, Brehme I (2005) Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. *Environ Geol* 49: 1051–1063
- Barletta M, Amaral CS, Corrêa FM, Guebert F, Dantas DV, Lorenzi L, Saint-Paul U (2008) Factors affecting seasonal variations in demersal assemblages at an ecocline in a tropical – subtropical. *J Fish Biol* 73: 1314-1336
- Barletta M, Jaureguizar RAJ, Baigun C, Fontoura NF, Agostinho AA, Almeida – Val VMF, Val AL, Torres RA, Jimenes-Segura LF, Giarrizzo T, Fabré NN, Batista VS, Lasso C, Taphorn DC, Costa MF, Chaves PT, Vieira JP, Corrêa MFM (2010) Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems: *J Fish Biol*, 76(9): 2118-2176
- Barreto NR (2011) A ictiofauna associada aos costões rochosos da praia Vermelha, urca, Rio de Janeiro, Brasil. Monografia apresentada ao curso de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
- Bérgamo AL (2006) Características hidrográficas, da circulação e dos transportes de volume e sal na Baía de Guanabara (RJ): variações sazonais e moduladas pela maré. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo
- Boltovskoy D (1999) South Atlantic Zooplankton. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. 281-282 pp

- Brum MJI, Muratori CFML, Lopes PRD, Vianna PRFG (1994) Ictiofauna do sistema lagunar de Maricá, RJ. *Acta Biol Leopoldensia*, 16(2):45-55
- Burnham KP, Anderson DR (1998) *Model selection and inference*. Springer-Verlag, New York, New York, USA
- Castro MS, Bonecker ACT, Valentin, JL (2005) Seasonal variation in fish larvae at the entrance of Guanabara Bay, Brazil. *Braz Arch Biol Tech* 48: 121-128
- Cerqueira VR, Tsuzuki MY (2009) A review of spawning induction, larviculture, and juvenile rearing of the fat snook, *Centropomus parallelus*. *Fish Physiol Biochem*, 35: 17-28
- Chao NL . Sciaenidae. In: Kent Carpenter, Chief Editor. (Org.). *The Living Resources of the Western Central Atlantic*. Roma: FAO (2003) 3: 1583-1653
- Chao, LN, Musick, JA (1977) Life history, feeding habitats, and functional morphology of juvenile Scianid fishes in the York River, Virginia. *Fish Bull.* 75(4): 657-702
- Chaves P, Bouchereau JL (1999) Biodiversité et dynamique des peuplements ichthyiques de la mangrove de Guaratuba, Brésil. *Oceanologica Acta* 22(3): 353-364
- Chaves PTC, Vendel AL (2001) Nota complementar sobre a composição ictiofaunística da Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. *Revta Bras. Zool.* 18: 349-452
- Colwell RK, Mao CX, Chang J (2004) Interpolatin, extrapolatin, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-27
- Colwell RK (2005) *EstiMateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples (Software and User's Guide), Version 7.5*. Available: <http://viceroy.eed.unconn.edu/estimates>
- Corrêa MFM (2001) Ictiofauna demersal da Baía de Guaraqueçaba (Paraná-Brasil). Composição, estrutura, distribuição espacial, variabilidade temporal e importância como recurso. (Tese de Doutorado), Universidade Federal do Paraná, Departamento de Zoologia, Curitiba, 160f

- Coutinho R, Zalmon I R (2009) O bentos de costões rochosos. In: Pereira RC, Soares-Gomes A. *Biologia Marinha*. Pp. 281-298. Interciência: Rio de Janeiro
- Ferreira CEL, Gonçalves JEA, Coutinho R (2001) Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ Biol Fish* 61: 353–369
- Figueiredo LL, Menezes NA (1978) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1) 1ª Ed. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo
- Figueiredo LL, Menezes NA (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2) 1ª Ed. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo
- Figueiredo LL, Menezes NA (2000) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei (5) 1ª Ed. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo
- Fisher LG, Pereira AD, Vieira JP (2011) Peixes estuarinos e costeiros. 2º Ed – Rio Grande. 131p
- Floeter SR, Krohling W, Gasparini JL, Ferreira CEL, Zalmon I (2007). Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environ Biol Fish* 78: 147–160
- Gomes ID, Araújo FG, Azevedo MCC, Pessanha ALM (2001) Escala de maturidade e época de reprodução de três bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Sepetiba, RJ. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS* 14: 3-21
- Gomes ID, Araújo FG (2004) Influences of the reproductive cycle on condition of marine catfishes (Siluriformes, Ariidae) in a coastal area at southeastern Brazil. *Environ Biol Fish* 71: 341-351
- Gotelli NJ, Buckley NJ, Wiens JA (1997) Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. *Oikos* 80: 311-324
- Gotelli NJ, Colwell RK (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol Lett*, 4: 379-391

- Gratwicke B, Petrovic C, Speight MR (2006). Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environ Biol fish* 76:191–210.
- Gregoracci, GB ; Paranhos, R. ; Nascimento, JR. ; Cabral, AS. ; Valentin, JL.; Thompson, CC; Thompson, FL (2012) Structuring of Bacterioplankton Diversity in a Large Tropical Bay. *Plos One*, 7(2): e31408 - /journal.pone.0031408.
- Haimovici M, Martins AS, Vieira PC (1996) Distribuição e abundância de peixes teleósteos demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Rev Bras Biol*, 56(1): 27-50
- Jablonski S, Azevedo AF, Moreira LHA (2006) Fisheries and conflicts in Guanabara bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Braz Arch Biol Tech*, 49(1): 79-91
- JICA (1994) The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem, 8 volumes. Japan International Cooperation Agency Kikusai Kogyo Co., Ltd., Tokyo
- Kehrig HA, Costa M, Moreira I, Malm O (2002) Total and methylmercury in a Brazilian estuary, Rio de Janeiro. *Mar Pollut Bull*, 44: 1018–1023
- Kjerfve B, Ribeiro CHA, Dias GTM, Filippo AM, Quaresma VS (1997) Oceanographic characteristics of an impacted coastal Bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil. *Cont Shelf Res* 17: 1-13
- Lavrado HP, Falcão APC, Carvalho-Cunha P, Silva SHG (2000) Composition and distribution of Decapoda from Guanabara Bay, RJ. *Nautilus*, 8(1):15-23.
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurements*. London, Croom Helm, 179p.
- Manly BFJ (1997) *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology* (2nd edn). Chapman & Hall: London, UK
- Marceniuk AP (2005) Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. *Bol Inst Pesca*, São Paulo, 31(2): 89-101

- Mayr LM, Tenenbaum DR, Villac MC, Paranhos R, Nogueira CR, Bonecker SLC, Bonecker ACT (1989) Hydrobiological Characterization of Guanabara Bay, In: Magoon O., Neves C (eds) Coastlines of Brazil.. American Society of Civil Engineers, New York. p 124-138.
- McArdle BH, Anderson MJ (2001) Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290–297.
- McCune B (1997) Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. *Ecology* 78, 2617-2623
- Menezes NA, Figueiredo LL (1980) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3) 1ª Ed. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo
- Menezes NA, Figueiredo LL (1985) Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei (4) 1ª Ed. Museu de Zoologia de São Paulo, São Paulo
- Monteiro-Neto C, Tubino RA, Moraes LES, Mendonça Neto JP, Esteves GV, Fortes WL (2008) Associações de peixes na região costeira de Itaipu, Niterói, RJ *Iheringia* 98:50-59
- Monteleone DM (1992), Seasonality and abundance of ichthyoplankton in great South Bay, New York. *Estuaries* 15(2): 230-238
- Murray SN, Ambrose RF, Dethier MN (2006) Monitoring rocky shores. Ed. U C Press, Califórnia, CA
- Nagelkerken I.; Dorenbosch M.; Verberk WCEP, Cocheret de la Morinière E, Van Der Velde G (2000) Importance of shallow-water biotopes of a Caribbean bay for juvenile coral reef fishes: patterns in biotope association, community structure and spatial distribution. *Mar Ecol Progr Ser* 202:175–192.
- Natali-Neto JF, (1994) Ictiofauna do ecossistema tropical marinho de Ubatuba (23°36' - 24°22' S;44°33' - 45°08' W). SP - Brasil, entre 50 e 100 metros de profundidade: composição, distribuição, abundância e diversidade. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

- Neves RAF ; Echeverria CA ; Pessoa, LA ; Paiva, P C ; Paranhos, R. ; Valentin, J L (2013). Factors influencing spatial patterns of molluscs in a eutrophic tropical bay. *J Mar Biol Assoc UK* 93: 577-589.
- Oliveira E (2011) A influência de fatores ambientais na estrutura da ictiofauna demersal em um estuário subtropical do Brasil: Efeitos em Micro e em Macro-Escala. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba
- Oliveira – Neto JF, Spach HL, Schwartz Junior R, Pichler HA (2008) Diel variation in fish assemblages in tidal creeks in southern Brazil, *Braz. J. Biol.* 68(1): 37-43
- Omena EP ; Lavrado HP, Paranhos R, Silva TA (2012). Spatial distribution of intertidal sandy beach polychaeta along an estuarine and morphodynamic gradient in an eutrophic tropical bay. *Mar Pollut Bull.*, 64:1861-1873
- Paranhos R, Mayr LM (1993) Seasonal Patterns of Temperature and Salinity in Guanabara Bay, Brazil. *Fresen Environ Bull*, 2: 647-652
- Passos AC, Contente RF, Araujo CCV, Daros FALM, Spach HL, Abilhôa V, Fávares LF (2012) Fishes of Paranaguá Estuarine Complex, South West Atlantic. *Biota Neotrop.* 12(3): 227-238
- Pessanha ALM, Araújo FG, Azevedo, MCC, Gomes ID (2000) Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Revta Brasil Zool.* 17 :251-261
- Pessanha ALM, Araújo, FG (2003) Spatial, temporal and diel variations of fish assemblages at two Sandy beaches in the Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Estuar Coast Shelf S*, 57:917-828
- Ponciano CR (1985) Avaliação da produtividade primária e da disponibilidade de nutrientes na Baía de Guanabara. Tese de Mestrado, Pontfícia Universidade Católica, Rio de Janeiro, RJ.
- Rodrigues C, Lavrado HP, Falcão APC, Silva SHG (2007) Distribuição da ictiofauna capturada em arrasto de fundo na Baía de Guanabara – Rio de Janeiro, Brasil. *Arquivos do Museu Nacional*:65 (2):199-210

- Santos ALB, Pessanha ALM, Araújo FG, Costa MR (2007) Condicionantes ambientais na distribuição e no período reprodutivo do *Orthopristis ruber* (Cuvier) (Teleostei, Haemulidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev Bras Zool*, 24(4): 1017–1024
- Santos ABI, Terra AF, Araújo FG (2010) Influence of the river flow on the structure of fish assemblage along the longitudinal gradient from river to reservoir. *Zoologia* 27(5): 732-740
- Santos LN, Brotto DS, Zalmon IR (2010) Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the southeastern Brazilian Coast. *J Exp Mar Biol Ecol*, 386: 54-60
- Silva AMF, Lemes VRR, Barreto HHC, Oliveira ES, Alleluia IB, Paumgarten FJR (2003) Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in edible fish species and dolphins from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *B Environ Contam Tox*, 70: 1151–1157
- Spach HL, Santos C, Godefroid, RS, Nardi M, Cunha F (2003) A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz J Biol*, 64(2): 337-351
- Tabachnick BG, Fidell LS (2001) Using multivariate statistics. Allyn and Bacon, Boston, 256p.
- Valentin JL, Tenenbaum DR, Bonecker A, Bonecker SLC, Nogueira CR, Paranhos R, Villac MC (1999) Características hidrologicas de la Baie de Guanabara (Rio de Janeiro, Brésil). *J. Rech. Océanogr*, 24: 33–41
- Ventura EC (2004) Biomarcadores bioquímicos em *Orthopristis ruber* (Cuvier, 1830) (Perciformes – Haemulidae) e *Micropogonias furnieri* (Desmarest, 1823) (Perciformes-Scianidae), coletados na costa sudeste brasileira. Dissertação de mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina. 115f.
- Vianna M, Tomás ARG, Verani JR (2000) Aspects of the biology of the Atlantic Midshipman *Porichthys porosissimus* (Teleostei, Batrachoididae): an important by-catch species of shrimp trawling off southern Brazil. *Revista Brasileira de Oceanografia* 48: 133-142
- Villac MC, Mayr LM, Tenenbaum DR, Paranhos R (1991) Sampling strategies proposed to monitor Guanabara Bay, RJ, Brazil. In: Magoon OT, Converse HV, Tippie V, Tobin LT, Clark D. (eds) *Coastal Zone*, New York, American Society of Civil Engineers, p 1168 - 1182

Whitfield AK (1999) Ichthyofaunal assemblages in estuaries: A South African case study. *Rev Fish Biol Fisher*, 9: 151-186