

UFRRJ

**INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL**

DISSERTAÇÃO

**Avaliação do impacto do sistema de resfriamento da
Usina Nuclear de Angra dos Reis, através de censo visual, na
comunidade de peixes de costões rochosos**

Tatiana Pires Teixeira

2009



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
ANIMAL**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO SISTEMA DE
RESFRIAMENTO DA USINA NUCLEAR DE ANGRA DOS REIS,
ATRAVÉS DE CENSO VISUAL, NA COMUNIDADE DE PEIXES
DE COSTÕES ROCHOSOS**

TATIANA PIRES TEIXEIRA

Sob a Orientação do Professor Ph. D.
Francisco Gerson Araújo

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

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2009

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

TATIANA PIRES TEIXEIRA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM / / 2009.

Prof. Francisco Gerson Araújo Ph. D. UFRRJ
(Orientador)

Ilana Rosental Zalmon Ph. D. UENF

Ricardo Coutinho Ph.D. IEAPM

Dedico

A meu marido, amor eterno, amante do mar como eu...

*Deus quer, o homem sonha, a obra nasce.
Deus quis que a terra fosse toda uma,
Que o mar unisse, já não separasse.
Sagrou-te, e foste desvendando a espuma,
E a orla branca foi de ilha em continente,
Clareou, correndo, até ao fim do mundo,
E viu-se a terra inteira, de repente,
Surgir, redonda, do azul profundo...*

Fernando Pessoa

AGRADECIMENTOS

A Deus e a nossos anjos da guarda por nos protegeram durante estes anos nos momentos difíceis de tempestades e “mar em fúria”, sempre o respeitamos, mas as vezes a as coisas não davam muito certo...

Ao professor Francisco Gerson Araújo por me apoiar e orientar na realização deste trabalho tão sonhado para mim. Por tudo que aprendi e continuo aprendendo com ele.

Agradeço a minha família, meu pai Ronald, minha mãe Áurea e minha irmã Alessandra que sempre me apoiaram em minha decisão de ser bióloga, talvez só eles saibam o quanto esta profissão é importante para mim. Especialmente a minha mãe por ter nos dados todo o apoio do mundo nas saídas de campo e durante o processo de realização deste trabalho.

Ao meu marido Leonardo, que se tornou meu marido ao longo da realização deste trabalho, que sempre esteve a meu lado seja no transect seja no computador e no trabalho duro de campo me incentivando cada vez mais a “tentar entender a natureza”.

A Pedro, Rosa e Patrícia que sempre torceram muito por nós. Se não fosse o computador da Rosa não sei o que seria de mim... e ao Erick pelo simples fato de existir nos alegrando a cada dia.

A família do Laboratório de Ecologia de Peixes - LEP onde todos sempre de alguma forma contribuem e contribuíram para minha formação acadêmica, André Pessanha, Alejandra, Carla, Francisco, Igor, Iracema, Joaquim, Luciano, Márcia, Marcus, Márcio, Rodrigo Neves, Pablo, Paulinha (também pela força nestes últimos dias de dissertação), Paulão, Ruan...todos ... um especial obrigada a André Santos, Hamilton e Rafael pela ajuda nas saídas de campo. Aos que estão começando no LEP Alex, Luciana e Taynara.

A equipe aonde tudo começou... Benjamim, Eduardo, Magna, Rodrigo Grizendi e Bianca minha grande amiga de horas difíceis e fáceis, trilhamos juntas um história no LEP começando com um grande trabalho no rio Paraíba do Sul e hoje estamos aqui cada uma com seus sonhos (quase) sendo realizados.

A ajuda de Vitor Rodrigues na elaboração dos mapas e Luciana Granthon que apesar de não ter conhecido pessoalmente (apenas via email), me ajudou com o programa para análise da cobertura bêntica.

Aos amigos que não fizeram parte de minha vida acadêmica, mas que sempre torceram por mim...

RESUMO

TEIXEIRA, Tatiana Pires. **Avaliação do impacto do sistema de resfriamento da Usina Nuclear de Angra dos Reis, através de censo visual, na comunidade de peixes de costões rochosos.** 2009. 85 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

A influência da poluição termal da Usina Nuclear de Angra dos Reis sobre a comunidade de peixes de costões rochosos e a estrutura do habitat foi avaliada através de censo visual subaquático. Para isto, foram amostrados seis locais impactados pela descarga da água de resfriamento da usina (I1 a I6) e dois locais controles (C1 e C2), entre 2006 e 2008. Diferenças significativas na riqueza e na diversidade da ictiofauna foram encontradas entre os locais, as quais foram associadas à percentagem de cobertura bêntica e à complexidade estrutural do habitat. Os locais mais próximos à saída da descarga termal (I1 e I2) foram os mais afetados, apresentando baixa riqueza e diversidade de espécies de peixes e menor cobertura bêntica. Os locais I3, I5 e C2 foram os mais estruturados com maior riqueza de espécies e cobertura bêntica, indicando a importância da estrutura do habitat. A média de temperatura de superfície nos locais mais afetados (I1 e I2) variou de 31 a 30,5 °C, e nos controles entre 25,5 a 28,5 °C. Maiores abundâncias de *Eucinostomus argenteus*, *Mugil curema* e *Sphoeroides greeleyi* foram associadas às elevadas temperaturas típicas do local I1 e I2, denotando o oportunismo e tolerância termal destas espécies. Os outros locais estudados foram caracterizados por elevadas ocorrências de espécies típicas de costões rochosos como *Abudefduf saxatilis*, *Haemulon steindachneri*, *Haemulon aurolineatum*, *Diplodus argenteus* e *Stegastes fuscus*. A complexidade estrutural, quando associada à presença e diversidade de cobertura bêntica, proporciona uma rica e diversa comunidade de peixes. Não foi observado um evidente gradiente de alteração termal a partir do foco de descarga, com a hipótese de que o impacto da descarga termal não altera a estrutura do habitat tendo sido pelo menos parcialmente corroborada, uma vez que a maior profundidade dos locais mais estruturados minimizou o efeito do impacto, que foi mais evidente nas camadas superficiais.

Palavra chave: Poluição termal, complexidade estrutural, habitat, variáveis ambientais

ABSTRACT

TEIXEIRA, TATIANA PIRES TEIXEIRA. **Evaluation of the impact of the cooling water of Angra dos Reis Nuclear Power Plant on rocky shore fish community using visual census.** 2009. 85 p. Dissertation (Master of Science in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2009.

The influence of thermal pollution of the Angra dos Reis nuclear power station on the rocky shore fish community and structure of the habitat was assessed by sub-aquatic visual census. Six impacted sites from water cooling form power station (I1 to I6) and two controls (C1 and C2) were sampled between 2006 and 2008. Significant differences in ichthyofauna richness and diversity were found among the sites, which were associated to benthic cover and habitat structural complexity. Sites next to the thermal discharge (I1 and I2) were the most affected by thermal pollution, showing low fish species richness and diversity and low benthic cover. Other sites (I3, I5 and C2) were more structured with higher species richness and benthic cover, suggesting the importance of both structure of habitat and benthic cover, and decreased influence of thermal pollution at the more depth sites. Average surface temperature at the more affected sites (I1 e I2) ranged from 31 to 30.5 °C, while in the controls, ranged from 25.5 to 28.5 °C. Higher abundances of *Eucinostomus argenteus*, *Mugil curema* and *Sphoeroides greeleyi* were associated to high temperatures typical of the most impacted sites I1 and I2, indicating that these species are tolerant and opportunistic. The remain sites were characterized by high occurrences of typical rocky shore coastal species, such as *Abudefduf saxatilis*, *Haemulon steindachneri*, *Haemulon aurolineatum*, *Diplodus argenteus* and *Stegastes fuscus*. Structural physical habitat complexity when associated to benthic cover enable the presence of a rich fish and diverse fish community. No evident gradient of thermal alteration from the source of the discharge, was found, with the hypothesis that the thermal discharge did not alter habitat structure have being, at least partially, corroborate in the present study, since higher depth from more structured sites minimizes the effects of the impact, which was more evident at superficial layers.

Key words: Thermal pollution, structural complexity, habitat, environmental variables

ÍNDICES DAS TABELAS

Tabela 1. Características dos locais amostrados.....	8
Tabela 2. Média \pm erro padrão da densidade dos descritores e resultado da Análise de Variância (F) e do Teste de Tukey, para comparações dos descritores da complexidade estrutural entre os locais amostrados. $p < 0,05(*)$, $p < 0,01(**)$. Locais definidos conforme Tabela 1.....	18
Tabela 3. Média \pm erro padrão da percentagem de cobertura bêntica e resultado da Análise de Variância (F) e do Teste de Tukey, para comparações entre os locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). $p < 0,05(*)$, $p < 0,01(**)$. Locais definidos conforme Tabela 1.....	21
Tabela 4. Composição total das espécies observadas nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2): Total das espécies observadas, média \pm erro padrão da densidade por 90 m ² (Dens) e a percentagem do total de peixes observados (% n). (*) Exemplares coletados. Locais definidos conforme Tabela 1.....	27
Tabela 5. Espécies e códigos das espécies (composta por três letras do gênero e três da espécie), número de indivíduos (N), percentagem da abundância relativa (%N) e percentagem da frequência de ocorrência (FO%) nos locais da área de influência termal (I1 a I6) e controles (C1 e C2).....	32
Tabela 6. Valores de F e significância do teste de ANOVA para comparações dos índices de diversidade entre todos os locais: $p < 0,05(*)$, $p < 0,01(**)$. Locais definidos conforme Tabela 1.....	37
Tabela 7. Resultados do teste ANOSIM (valor de r e nível de significância P) entre as assembleias de peixes nos locais amostrados. Locais definidos conforme Tabela 1: Impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). Valores $\geq 0,5$ em negrito.....	39
Tabela 8. Contribuição percentual das 20 espécies mais abundantes para a	

similaridade dos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2), de acordo com SIMPER.....	41
Tabela 9. Valores significativos da análise de espécies indicadoras (Teste de Monte-Carlo) das assembléias de peixes para os locais amostrados. Os valores indicadores variam de 0 a 100, sendo 100=indicação perfeita. Código das espécies, conforme Tabela 5 e código dos locais, conforme Tabela 1.....	42
Tabela 10. Valores de F e significância de ANOVA bi-fatorial para comparações das variáveis ambientais de superfície e fundo entre os locais e estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca). Locais codificados conforme Tabela 1. $p<0,05(*)$, $p<0,01(**)$	45
Tabela 11. Pesos dos componentes principais das variáveis ambientais de superfície e fundo nos locais amostrados nos dois primeiros componentes. Valores altamente significativos em negrito.....	50
Tabela 12. Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais de fundo que apresentaram diferenças significativas entre os locais e as 20 espécies mais abundantes, nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). Correlações altamente significativas, indicadas em vermelho ($p<0,01$).....	54
Tabela 13. Sumário de teste de Monte Carlo para seleção das variáveis ambientais dos locais amostrados impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). F = valor do teste estatístico de Monte Carlo; p = níveis de probabilidade.....	55
Tabela 14. Sumário da análise de correspondência canônica para os dados das 20 espécies mais abundantes e das variáveis ambientais nos locais amostrados: Impactos (I1 e I6) e controles (C1 e C2).....	56

ÍNDICES DAS FIGURAS

Figura 1. Mapa da área de estudo – baía da Ilha Grande, com indicações dos locais amostrados: I1=Impacto 1, I2=Impacto 2, I3=Impacto 3, I4=Impacto 4, I5=Impacto 5, I6=Impacto 6, C1=Controle 1 e C2=Controle 2.....	9
Figura 2. Ilustração do método de contagem da cobertura bêntica através do programa CPCe 3.4.....	13
Figura 3. Média e erro padrão da profundidade (linha escura) e da declividade (linha pontilhada) nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2).....	19
Figura 4. Média e erro padrão da percentagem de cobertura dos grupos determinados para caracterização geral dos locais: ascídeas (ASC), algas (ALG), poríferos (POR), moluscos (MOL), Anthozoa (ANT), equinodermos (ECH), vermetídeo (VER), ausência de cobertura (SED) e branqueamento em <i>Palythoa</i> (BPA). Locais definidos conforme Tabela 1.....	24
Figura 5. Dendograma de análise de agrupamento (modo Q) da estrutura do habitat (complexidade estrutural e cobertura bêntica) por locais. Locais definidos conforme Tabela 1.....	26
Figura 6. Principais grupos de espécies e sua respectiva abundância relativa (Log_{10}) e porcentagem da frequência de ocorrência. Os dados representam as 59 espécies registradas nos locais amostrados na baía da Ilha Grande. A ictiofauna foi ranqueada de acordo com sua abundância relativa e frequência de ocorrência.....	35
Figura 7. Média e erro padrão de indivíduos (colunas) e espécies (linha) registradas nos locais: definidos conforme Tabela 1.....	36
Figura 8. Média e erro padrão dos índices de diversidade nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2): Margalef, Equitabilidade (J), Shannon (H') e Simpson. Locais definidos conforme Tabela 1.....	38

Figura 9. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de correspondência destendenciada (ACD), sobre a abundância das 20 mais numerosas espécies. Amostras codificadas conforme tabela 5 e locais codificados conforme tabela 1.....	44
Figura 10. Média e erro padrão da temperatura (°C) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.....	46
Figura 11. Média e erro padrão da salinidade de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.....	47
Figura 12. Média e erro padrão da condutividade (mS/cm^{-1}) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.....	48
Figura 13. Média e erro padrão do oxigênio dissolvido (%) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.....	49
Figura 14. Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para as amostras das variáveis ambientais de superfície codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca) e por (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2).....	51
Figura 15. Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para as amostras das variáveis ambientais de fundo codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca) e por (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2).....	52
Figura 16. Média e erro padrão do índice de diversidade de Shannon (H') (linha pontilhada) e da temperatura de fundo (linha sólida) nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2).....	53

Figura 17. Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica (biplots) das amostras codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca); (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2); (C) código das 20 espécies mais abundantes conforme tabela 1..... 56

ANEXO

Anexo 1. Número (N), frequência de ocorrência (%FO) e Comprimento total mínimo e máximo (cm) das espécies registradas nos locais impactados (I1 e I6) e controles (C1 e C2) na baía da Ilha Grande.....	83
---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	5
3 ÁREA DE ESTUDO	6
3.1 Descrição dos locais amostrados	7
4 MATERIAIS E MÉTODOS	9
4.1 Amostragem	9
4.2 Estrutura do habitat.....	11
4.2.1 Complexidade estrutural	11
4.2.2 Cobertura bêntica.....	12
4.3 Análise dos dados	13
4.3.1 Estrutura do habitat	13
4.3.2 Comunidade de peixes.....	14
4.3.3 Variáveis ambientais	16
5 RESULTADOS	16
5.1 Estrutura do habitat	16
5.1.1 Complexidade estrutural	16
5.1.2 Cobertura bêntica	19
5.2 Caracterização da estrutura dos habitats	25
5.3 Comunidade de peixes	26
5.3.1 Composição e estrutura.....	26
5.3.2 Comparações espaciais.....	39
5.4 Variáveis ambientais.....	45
5.5 Influência das variáveis ambientais na ictiofauna.....	53
6 DISCUSSÃO	59
7 CONCLUSÕES	68
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
9 ANEXO	82

1. INTRODUÇÃO

A assembléia de peixes tem sido usada freqüentemente para detectar o impacto humano no ambiente marinho. Medidas de variações em assembleias de peixes podem permitir uma rápida detecção e o monitoramento destes impactos em ecossistemas naturais (WARWICK & CLARKE, 1993; CONTADOR, 2005).

A temperatura é um dos fatores ambientais mais importantes influenciando organismos marinhos e ecossistemas, podendo alterar a distribuição das populações tanto em pequena quanto em grande escala geográfica (WILSON, 1981), bem como determina a estrutura das comunidades e ecossistemas (GLYNN, 1988) afetando processos fisiológicos e comportamentais de espécies (DEMBSKI et al., 2006). Recifes e ecossistemas marinhos ao redor do mundo estão expostos a fenômenos termais como o aquecimento global, El Niño e poluentes termais localizados (FORCHHAMMER et al., 2000). Efluentes aquecidos introduzidos no ambiente marinho induzem a dramáticos e imprevisíveis efeitos dependendo da quantidade e temperatura do material descarregado, assim como o clima, a hidrologia e fatores biológicos (LARDICCI et al., 1999). Peixes são móveis, podendo migrar para regiões mais adequadas a seus requerimentos fisiológicos caso a poluição termal no local atinja a níveis críticos. No entanto, muitos dos recursos alimentares destas espécies (corais, esponjas, macroalgas, etc) são organismos sésseis, e podem ser fatalmente afetados. Peixes recifais são indiretamente afetados através da redução da qualidade de recursos alimentares. Portanto, é de grande importância o entendimento da magnitude da poluição térmica na composição, estrutura e distribuição dos organismos de áreas de costões rochosos. Existem numerosos estudos realizados sobre o impacto da poluição termal em recifes de corais (ROBERTS & ORMOND 1987; CHABANET et al., 1997; ÖHMAN & RAJASURIYA, 1998), mas pouco se sabe sobre o impacto e as modificações termais causadas em costões rochosos tropicais.

Mudanças na temperatura da água causadas pela descarga de Usinas Nucleares afetam a assembleia de peixes diminuindo a riqueza de espécies (RONG-QUEN et al., 2001). No entanto, costões rochosos apresentam uma variedade de microhabitats que propiciam o aumento da diversidade de peixes (LUCKHURST & LUCKHURST, 1978 apud NGUYEN & PHAN, 2008). As conseqüências da poluição termal no substrato

rochoso tornam inviável o desenvolvimento de invertebrados sésseis e macroalgas, gerando um impacto negativo para as espécies de peixes que utilizam estas áreas seja como abrigo, alimentação, crescimento e reprodução. Sendo assim, a diminuição da complexidade de habitats pode diminuir a riqueza de espécies.

O sudeste do Brasil não apresenta corais verdadeiros logo, os costões rochosos são o principal habitat para a os peixes recifais e a biota associada (FLOETER et al., 2007). A baía da Ilha Grande, uma relativa área preservada, é exposta a descarga termal da Usina Nuclear de Angra dos Reis, promovendo uma oportunidade única de avaliar os efeitos da poluição termal na comunidade de peixes. O presente estudo poderá contribuir para uma avaliação dos efeitos causados pelas mudanças climáticas e suas conseqüências como mudanças na estrutura do habitat.

Neste trabalho costões rochosos abrigados foram amostrados em uma baía exposta a descarga termal e locais controles com condições termais naturais para avaliar o efeito da poluição termal na estrutura do habitat e na assembléia de peixes. Dois pontos principais foram analisados: como a alteração de temperatura influência a estrutura do habitat e as mudanças na riqueza e abundância da assembléia de peixes e quais as diferenças entre os locais impactados (dentro da área de influência) e os locais controles (fora desta área) suas diferenças na estrutura do habitat e conseqüentemente na composição da assembléia de peixes.

Costões rochosos como microhabitat para a ictiofauna

Dentre os ecossistemas presentes na região entremarés e habitats da zona costeira, os costões rochosos são considerados um dos mais importantes, por abrigarem um grande número de espécies de grande importância ecológica e econômica, tais como mexilhões, ostras, crustáceos e peixes. Como conseqüência, os costões rochosos são locais de proteção devido ao grau de complexidade destes ambientes e uma área de alimentação, crescimento e reprodução devido à cobertura vegetal que proporciona a existência de uma base de cadeia trófica, sobre a qual se estrutura a comunidade de peixes e de outros organismos (PEREIRA & SOARES-GOMES, 2002). Desta forma alterações ambientais podem modificar as interações do habitat com a ictiofauna prejudicando as relações deste ecossistema. O conhecimento das relações dos peixes entre si e com o meio é fundamental para o manejo dos recursos costeiros, e segundo

BERWICK & FAETH (1988), esta tem sido a meta fundamental para a manutenção da integridade funcional do ecossistema que inclui não só a costa, mas também águas continentais litorâneas influenciadas pela área de drenagem. Os costões rochosos são relativamente pouco estudados devido às dificuldades de amostragens de um sistema de grande complexidade estrutural, onde o emprego de equipamentos de pesca é dificultado.

A complexidade estrutural determinada principalmente pela estrutura física do habitat é um fator importante para explicar a diversidade de espécies, atuando em escala individual, promovendo abrigo contra predadores (HIXON & BEETS, 1993) e modificando as interações competitivas e a sobrevivência (SYMS & JONES, 2000; GUST, 2002). A disponibilidade de uma riqueza estrutural, representada por habitats de diferentes dimensões, é mensurado através de descritores como número de tocas, fendas, pedras em diferentes tamanhos, etc., que proporciona o assentamento e o refúgio de diversos organismos em vários estágios de desenvolvimento, contribuindo assim para maximizar a complexidade estrutural das comunidades (CADDY & SHARP, 1986). Alguns estudos indicam que a complexidade estrutural apresenta influência significativa na diversidade e na distribuição espacial da comunidade de peixes (JENNINGS et al., 1996; CHABANET et al., 1997; CADORET et al., 1999). Observações nas variações espaciais e temporais na abundância de peixes recifais têm sido atribuídas a fatores físicos incluindo variações na profundidade (MCGEHEE, 1994; GARCÍA-CHARTON & PÉREZ-RUZAFÁ, 1998) que tendo sido relacionada à riqueza de espécies sendo esta maior em habitats de áreas rasas que apresentam maior complexidade estrutural (CHARTON & RUZAFÁ, 1998). Adicionalmente, a declividade também é um importante fator que atua na estruturação da comunidade de peixes estando diretamente relacionada aos padrões de distribuição vertical e intensidade luminosa (MENDONÇA-NETO, 2003).

Além da complexidade estrutural física do ambiente, a cobertura bêntica também é outro fator importante na estruturação do habitat, com as comunidades incrustantes associadas aos costões rochosos, servindo como recurso para uma diversidade de peixes e fauna associada, constituindo importantes componentes nas cadeias tróficas de ambientes marinhos (CONNELL & ANDERSON, 1999). A cobertura bêntica que inclui uma diversidade de organismos sésseis e de macroalgas formam um complexo estrutural que contribui para o suporte de uma variedade de microinvertebrados, também aumentando o potencial da diversidade de peixes. Áreas com vegetação são um

atrativo para peixes fornecendo refúgios contra predadores, alimento e diferentes habitats. Contrariamente áreas sem vegetação normalmente possuem baixa abundância e diversidade de peixes (BELL et al., 1987).

Censo visual

As metodologias utilizadas de censo visual subaquático (CVS) têm sido empregadas extensivamente no sentido de se estudar populações de recifes de corais, sua dinâmica e ecologia (BARANS & BORTONE, 1983). Esta técnica é de grande importância no estudo dos costões rochosos devido às dificuldades de amostragens de um sistema de grande complexidade estrutural, onde o emprego de equipamentos de pesca é dificultado. O CVS consiste em uma rápida estimativa da abundância relativa e a frequência da distribuição dos peixes. Observações sobre CVS foram empregadas pela primeira vez por BROCK (1954) servindo como base para muitos estudos sobre comunidades de peixes de recifes de corais. A não destruição do ambiente utilizando esta técnica permite repetidas observações sem interferência no mesmo ou alteração nas comunidades. Para o estudo de peixes de recifes de corais, não obstante eventuais tendências associadas ao CVS, os resultados têm fornecido consistentes informações sobre a ecologia dos peixes (JENNINGS & POLUNIN, 1995; KULBICKI, 1998; WILLIS et al., 2000) bem como têm sido obtidos detalhes de observações comportamentais importantes para o conhecimento da biologia e interação das espécies (LINCOLN SMITH, 1988; SALE, 1997). O CVS também tem sido utilizado intensivamente para o estudo da dinâmica das populações e ecologia de peixes de recifes (THRESHER & GUNN 1986). As águas claras rasas e mornas dos ambientes tropicais formam aquários naturais, apresentando condições ideais para observações diretas sobre o comportamento dos peixes (LOWE-MCCONNELL, 1999). Pesquisas pioneiras estão na sua maior parte voltadas para áreas coralinas além de existir uma extensiva literatura, algumas sendo realizadas em ambientes entremarés onde o acesso é fácil e muito pouco em costões rochosos. A metodologia de censo visual consiste basicamente da observação realizada por mergulhadores visando amostrar uma determinada área (transecto) com a contagem dos peixes avistados dentro dos limites estipulados. O tipo de censo, por sua vez, irá depender de características locais. THRESHER & GUNN (1986) descrevem detalhadamente as particularidades de cada um dos tipos, que reporta que em costões rochosos, onde geralmente se encontram

zonações verticais, os peixes também seguem uma distribuição vertical que é regida diretamente pelos requerimentos de espaço e alimento. Para que as amostragens sejam adaptadas a estas peculiaridades, transectos retilíneos verticais aleatórios abrangendo todas as faixas são os mais indicados. Outros tipos de amostragens, usando CVS, variam de observações estacionárias, com o mergulhador permanece parado em um determinado local, tomando as observações e por transectos paralelos ao costão rochoso sendo mais indicados para áreas rasas e com baixa declividade. Portanto, a escolha do método, é um aspecto fundamental na qualidade da observação a ser realizada necessitando de testes preliminares antes da escolha do modelo adequado. Adicionalmente, é importante ressaltar a importância de que os métodos baseados em CVS sejam validados por métodos mais tradicionais, coletas confirmatórias, bem como obter informações físicas (habitats) e químicas (qualidade da água) que possam ser associadas aos resultados das observações obtidas.

2. OBJETIVOS

Geral

Avaliar o impacto da descarga termal da Usina Nuclear de Angra dos Reis na assembléia de peixes de costões rochosos e na estrutura do habitat.

Específicos

- Avaliar se existe um gradiente termal ao longo da área amostrada;
- Verificar o grau de influência da elevação da temperatura na cobertura bêntica e na comunidade de peixes;
- Verificar se a estrutura da comunidade de peixes é influenciada pela complexidade estrutural e/ou pela estrutura bêntica;
- Avaliar as relações entre as variáveis ambientais e a comunidade de peixes.

HIPÓTESE:

O presente estudo pretende testar a hipótese nula de que não há diferenças entre os locais da área de influência da descarga termal e os locais controles quanto à riqueza e a diversidade da ictiofauna e da cobertura bêntica, e de que não existe um gradiente termal ditado pela distância do foco de poluição termal.

Caso existam diferenças entre os locais, esta diferença deve estar relacionada ao impacto causado pela descarga termal alterando a cobertura bêntica e a disponibilidade de recursos, conseqüentemente alterando a diversidade e riqueza de espécies de peixes.

3. ÁREA DE ESTUDO

A baía da Ilha Grande (Figura 1) possui 1124,4km² e localiza-se entre o extremo oeste da restinga da Marambaia (23°04'36S; 44°01'18W) e a ponta da Joatinga (23°17'36S; 44°30'06W). Apresenta um complexo de 365 ilhas e consiste de dois corpos d'água separados por uma constrição formada entre o continente e a Ilha Grande (SIGNORINI, 1980), sendo a maior do Estado do Rio de Janeiro, compreendendo ecossistemas estuarinos, oceânico e de costão rochoso (ANJOS, 1993). Sua bacia hidrográfica com 1740 Km² é marcada pela biodiversidade natural devido à proximidade da Serra do Mar, onde a Mata Atlântica encontra-se bastante preservada. Localizam-se na região 10 Unidades de Conservação Federal e Estadual, 106 praias, muitos rios e duas lagunas na Ilha Grande, do Leste e do Sul.

A baía caracteriza-se por apresentar uma planície costeira pouco desenvolvida, uma linha de costa de traçado irregular onde alterna-se pontas rochosas e pequenas enseadas, baías e ilhas. Devido à grande proximidade da topografia acidentada da Serra do Mar com a linha da costa, a mesma intercepta as massas úmidas de ar provenientes do oceano, forçando a sua ascensão, favorecendo assim as precipitações orográficas. Esta característica torna o clima super úmido, ocasionando um intenso escoamento superficial, um regime torrencial dos rios, caracterizado por um aumento repentino das descargas fluviais.

Sob o aspecto da ocupação do solo, a região caracteriza-se por abrigar a maior área remanescente de Mata Atlântica do Estado do Rio de Janeiro. Porém os principais centros urbanos estão localizados nas cidades de Angra dos Reis e Paraty, observando-

se elevada expansão ao longo das rodovias e em quase todo o litoral. No processo de especulação imobiliária e implantação de grandes obras, cerca de 50% dos manguezais já foram removidos. Os esgotos domiciliares são conduzidos direta ou indiretamente ao mar sem tratamento prévio além destas fontes de poluição há outras potenciais como o Porto de Angra dos Reis, o Estaleiro BrasFELS, a Usina Nuclear e o terminal da baía da Ilha Grande (TEBIG), que pertence a PETROBRAS (COSTA, 1998).

A cerca de 100 km a oeste da cidade do Rio de Janeiro, existem atualmente duas usinas nucleares em funcionamento: Angra I (600MW) e Angra II (1300MW) as usinas captam água em uma enseada semifechada para utilizá-la como fluido refrigerador de seus reatores. Em condições normais, a água aquecida proveniente do resfriamento dos reatores (com fluxo de 40 e 80 metros cúbicos por segundo, respectivamente) é escoada através de um túnel (400m de comprimento) na baía de Piraquara de Fora, situada em lado oposto à área de captação, separada por uma península (Figura 1). A descarga termal constitui-se numa anomalia local, a qual pode alcançar alguns quilômetros quadrados (LUCCA et al., 2005). Sua porção mais quente chega a atingir 8°C acima da temperatura da água do ambiente marinho adjacente (BANDEIRA et al., 2003).

3.1 Descrição dos locais amostrados

Oito locais foram selecionados para as amostragens, sendo seis em uma área que requer maior atenção de monitoramento por se encontrar em uma baía (saco da Piraquara de Fora) onde são introduzidas as descargas das águas de resfriamento da Usina Nuclear (área de impacto) e que segundo LUCCA et. al (2005) apresenta indicação de pluma termal em toda esta área. Os outros dois locais (controle) situam-se fora desta área. Os locais amostrados foram selecionados de acordo com a distância da saída da descarga termal da Usina Nuclear de Angra dos Reis (UNAG). A numeração dos códigos dos locais segue um padrão de distância da saída da descarga, ou seja, o local 1 (I1) é o mais próximo, seguido do local 2 (I2), e assim sucessivamente. Os locais controles (C1 e C2) encontram fora desta enseada, e portando sem o efeito da poluição termal. Os locais foram caracterizados, a princípio de forma qualitativa de acordo com a complexidade estrutural (estrutura física) levando em consideração a quantidade de pedras sobrepostas e o tipo de fundo na área amostrada (Tabela 1).

Tabela 1. Características dos locais amostrados.

Locais	Códigos	Distância da descarga (metros)	Descrição	Numero de amostras (transectos)
Impactos	I1	100	Costão rochoso estreito, pouco estruturado com metade da área amostrada com fundo arenoso.	36
	I2	130	Dois terços de toda área amostrada composta por uma estrutura artificial de pedras (molhes).	30
	I3	600	Costão muito estruturado com pequena área de fundo arenoso	30
	I4	1000	Costão pouco estruturado sem pedras sobrepostas e estreito	18
	I5	1300	Costão estruturado com toda área amostrada formada por costão	24
	I6	1700	Costão pouco estruturado pedras esparsas com fundo arenoso	30
Controles	C1	3800	Costão com pedras esparsas com fundo arenoso	30
	C2	9000	Costão rochoso muito estruturado pequena área com fundo arenoso	30

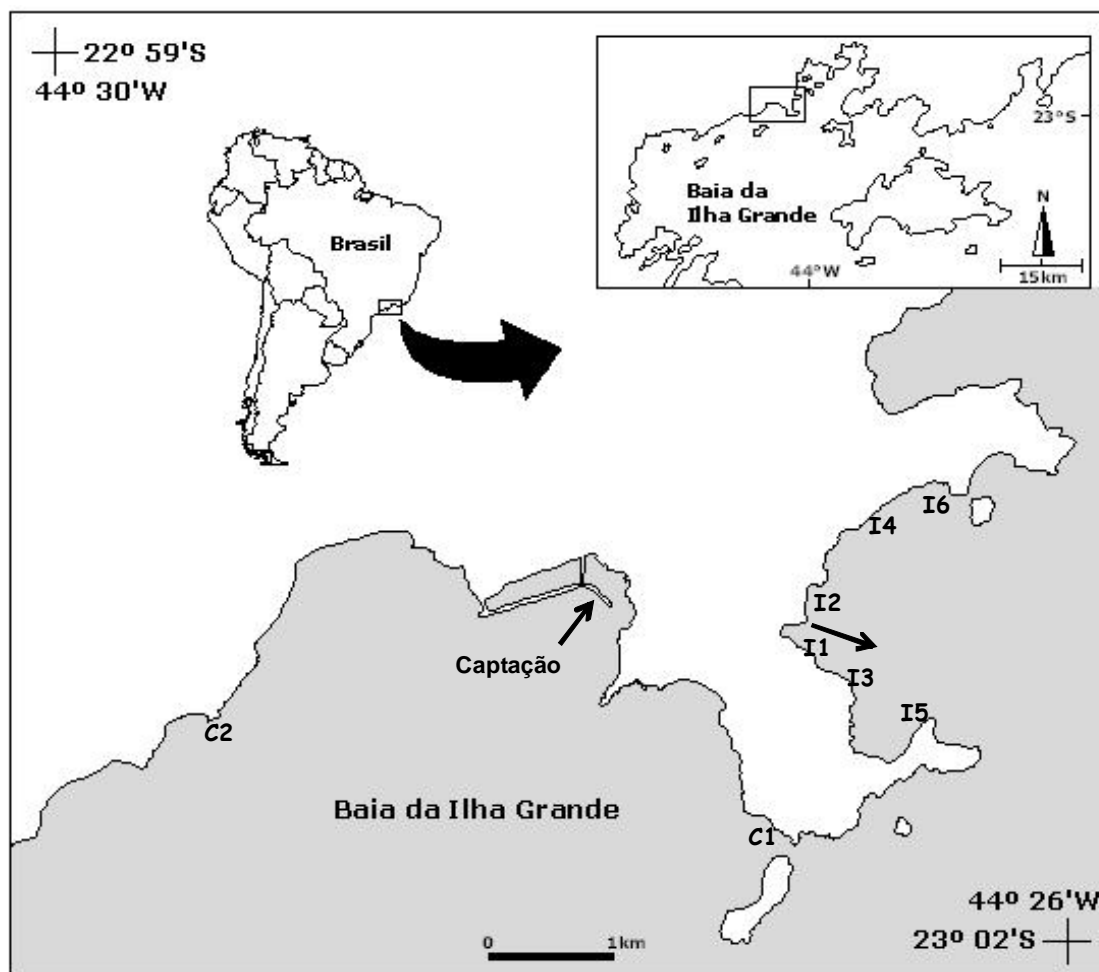


Figura 1. Mapa da área de estudo – baía da Ilha Grande, com indicações dos locais amostrados: I1=Impacto 1, I2=Impacto 2, I3=Impacto 3, I4=Impacto 4, I5=Impacto 5, I6=Impacto 6, C1 = Controle 1 e C2=Controle 2.

4. MATERIAS E MÉTODOS

4.1 Amostragem

Os dados de abundância e registros das espécies de peixes foram obtidos através da técnica de censo visual proposta por FOWLER (1987), denominada “strip transect” com algumas modificações propostas por KULBICKI & SERRAMÉGNA (1999) e RIBEIRO et al., (2005).

Foram traçados 3 transects perpendiculares e consecutivos ao costão com a dimensão de 30 x 3m. Este percurso foi vistoriado por dois observadores, que nadavam

sem parar, cada um cobrindo uma área 270m² na área considerada rasa (a 3 metros do costão) e o outro na área funda (a 6 metros). Como análises exploratórias não apresentaram diferenças significativas na abundância nem na riqueza de espécies entre as áreas rasas e fundas, optou-se por analisar em conjunto o total de peixes das duas áreas. A média da velocidade foi de 0,5 m/min em cada transecto sendo estes percorridos em uma média de 10 minutos.

Foi empregado o mergulho livre utilizando apenas a máscara de mergulho, snorkel e nadadeiras em áreas mais rasas e mergulho com equipamento Scuba nas áreas mais fundas. Desta forma foram registradas as espécies observadas na área em pranchetas de PVC. Os censos foram realizados Grande sempre nos horários 9:00 e 14:00 horas para que a variação no ritmo circadiano das espécies não influenciasse o resultado

A caracterização do uso vertical do habitat pelas espécies foi realizado considerando os hábitos de coluna ou críptico. Ao fim do primeiro censo, foram registradas as espécies de coluna d'água, e os observadores afastavam-se do transecto por 5 minutos, e só a partir de então, foi realizado o segundo levantamento que consistiu das espécies relacionadas diretamente ao substrato (crípticas) (ABURTO-OPEREZA & BALART, 2001) tendo as amostras de coluna sido agrupadas as amostras de crípticos.

Foram realizadas seis réplicas em cada local totalizando 228 transectos entre 2006 e 2008. A influência da sazonalidade foi avaliada através do agrupamento das amostras em dois períodos: uma estação quente/chuvosa compreendendo os meses de setembro a fevereiro (126 transectos), e outra fria/seca compreendendo os meses de março a agosto (128 transectos). Procurou-se amostrar nos dias em que as condições oceanográficas foram mais estáveis, evitando-se variações causadas por forte batimento de ondas e alta turbidez que pudessem prejudicar as observações.

A abundância das espécies foi determinada através da contagem direta e estimativa de tamanho bem como a densidade das espécies em cada local (total do número de indivíduos por espécie observados em cada transecto). Foram incluídas no trabalho espécies com características diagnósticas bem evidentes e identificadas com o auxílio de fotografia subaquáticas com a chave de identificação de HOSTIM-SILVA et al. (2006). Alguns grupos muito inconspícuos, como Blennidae e grandes cardumes de peixes juvenis foram registrados, porém não foram incluídos nas análises. Para ter sua identificação confirmada alguns exemplares testemunhos foram coletados utilizando-se covos ou anzóis após a triagem os exemplares foram depositados na coleção do

Laboratório de Ecologia de Peixes da UFRRJ. A identificação destes grupos foi realizada de acordo com FIGUEIREDO E MENEZES (1978), FIGUEIREDO E MENEZES (1980), MENEZES E FIGUEIREDO (1980) e FIGUEIREDO E MENEZES (2000), bem como foi feitas consultas ao portal Fishbase (FROESE & PAULY, 2006).

Foram medidas, em cada local, as variáveis ambientais de temperatura (°C), salinidade, condutividade (uS/cm) e oxigênio dissolvido (% saturação) sendo três amostras na superfície (30 cm) e três no fundo (até 2 metros). As medições foram feitas com o multissensor YSI mod. 556, e para a tomada da profundidade foi utilizada a sonda portátil Speedtech SM-5.

4.2 Estrutura do habitat

4.2.1 Complexidade estrutural

Para quantificar as variáveis que descrevem a estrutura física do substrato de cada local (complexidade topográfica ou rugosidade) foi utilizado o método proposto por ABURTO-OPEREZA e BALART (2001) adaptado para as condições locais. Para cada local foram utilizadas 30 fotografias de quadratos de 1m² e analisadas de acordo com estruturas e características (descritores) como: quantidade de tocas, rochas, fendas e substrato liso (número/m²). As tocas, rochas e fendas foram classificadas em três classes de tamanho: < 30 cm, entre 30 cm e 1 m e > 1 m.

A declividade do substrato foi calculada posteriormente a partir da relação trigonométrica: $\text{sen}\alpha = \frac{\text{cateto oposto (a)}}{\text{hipotenusa (b)}}$, onde: α é o ângulo de declividade do costão, **a** a profundidade e **b** o comprimento do transecto.

Os locais foram subjetivamente classificados em duas classes: pouco estruturado e muito estruturado. Como muito estruturados foram incluídos locais com um ou mais tipos de tamanho de tocas e de um tipo de fendas e pouco estruturados caracterizados pela presença de parede lisa, ausência de tocas e fendas.

4.2.2 Cobertura bêmica

A percentagem da cobertura da comunidade incrustante foi realizada a cada saída de campo através de fotografia subaquática utilizando o método de fotoquadrato (CHAPMAN et al., 1995). Foram feitas 30 fotografias de forma aleatória cobrindo a área rasa e 30 na área funda compreendendo um total de 60 fotografias por local, sendo realizadas no mesmo local da amostragem da ictiofauna. Para a obtenção das fotos foi utilizada a câmara digital *PowerShot G9* (Cannon) com caixa estanque WP-DC21 presa a um frame de PVC no qual permitia amostrar uma área de 1m² do costão rochoso.

Para estimar a percentagem de cobertura e a composição específica foi utilizado o programa *Count Point Coral with Excel Extensions* – CPCe 3.4 (KOHLENER & GILL, 2006). A contagem foi realizada utilizando um quadrado com 20 pontos aleatórios sobrepostos a fotografia (Figura 2), os organismos selecionados foram identificados em grupos morfo-estruturais, classes e alguns organismos a espécies. Além da comunidade incrustante a ausência de cobertura bêmica também foi registrada através de quatro tipos: areia, rocha nua, sedimento e pedaços de conchas e areia. Com base nos grupos de organismos e nas características de cobertura bêmica mais representativas (mais abundantes) foi realizada uma divisão em nove grupos (ascídeas, algas, poríferos, moluscos, Anthozoa, equinodermos, vermetídeo, ausência de cobertura e branqueamento em *Palythoa*) para caracterização geral dos locais. A identificação destes grupos foi realizada de acordo com AMANCIO et. al.2006 e especialistas.

Os habitats pouco estruturados foram caracterizados por maiores percentagens de ausência de cobertura bêmica, baixa diversidade de grupos morfo-estruturais, e algas pouco estruturadas como as do tipo filamentosa e incrustantes, enquanto os habitats estruturados apresentaram baixa percentagem de cobertura, maior diversidade de cobertura bêmica e algas mais estruturadas como as do tipo foliáceas.

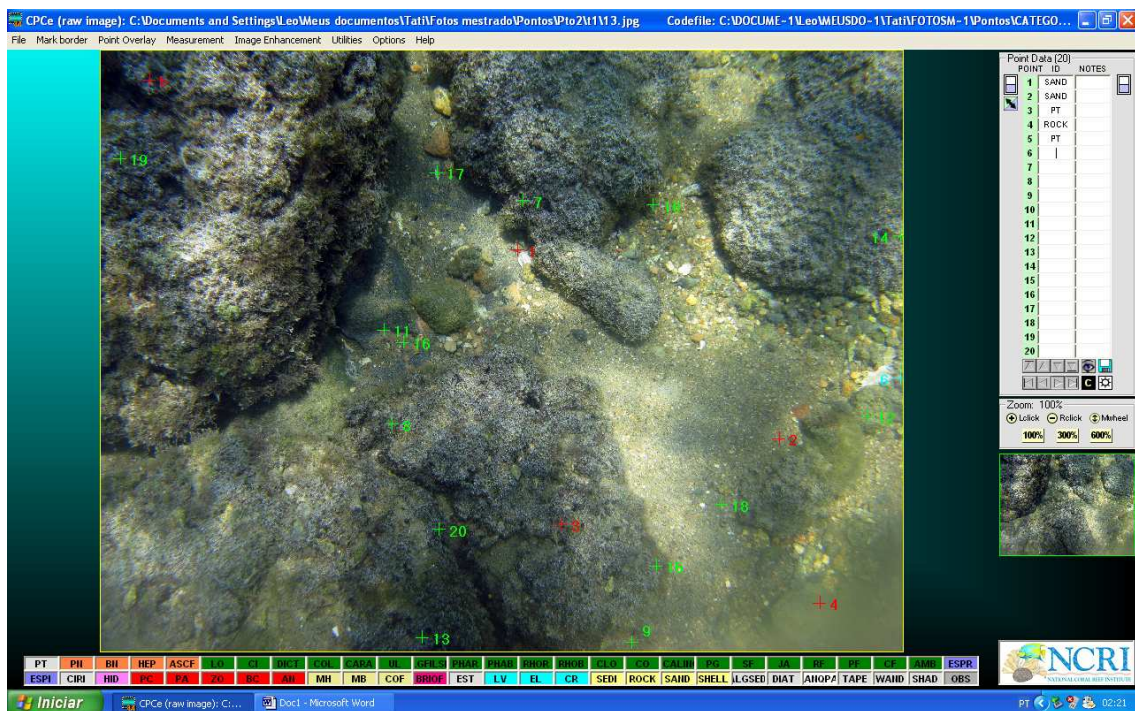


Figura 2. Ilustração do método de contagem da percentagem da cobertura bêntica através do programa CPCe 3.4.

4.3 Análise dos dados

4.3.1 Estrutura do habitat

A média e os erros padrões das variáveis das estruturas dos habitats foram calculados para cada local. Para as comparações entre os locais os dados de percentagem de cobertura bêntica sofreram transformação arco-seno, que é aconselhada para percentagens e proporções (SOKAL & ROHLF, 1998). Os descritores da complexidade estrutural (número/m²) e a cobertura bêntica foram comparadas entre os locais através da análise de variância ANOVA, seguida pelo teste Tukey HSD “a posteriori” ao nível de significância de 95%. Utilizou-se análise de agrupamento para a definição de grupos dos locais amostrados com base nos descritores da complexidade estrutural e nas percentagens de cobertura bêntica, definindo assim, a estrutura do habitat. A distância utilizada foi o complemento do coeficiente de correlação de Pearson (1-r) e o método de agrupamento das variâncias mínimas (Método de Ward), que tem

como característica a formação de grupos homogêneos com máximas inter-grupos e mínima variância intra-grupo (MILLIGAN & COOPER, 1987).

4.3.2 Comunidade de peixes

As espécies foram ranqueadas em ordem decrescente e classificadas em quatro grupos de acordo com a abundância numérica relativa (Dominante - maior que 20%; Comum - entre 1% e 7%; Ocasional - entre 1% e 0,1%; Rara - abaixo de 0,01%) adaptado de ABURTO-OROPEZA & BALLART (2001).

A percentagem da abundância relativa e a frequência de ocorrência de cada espécie nos locais amostrados foram utilizadas para descrever a estrutura da comunidade, bem como os índices de diversidade de Shannon (H'), a riqueza de Margalef, a Equitabilidade de Pielou e a dominância de Simpson (MAGURRAN, 1988) sendo calculados de acordo com as seguintes fórmulas: a riqueza de Margalef (D) é um índice que incorpora o número de espécies e o número total de indivíduos de todas as espécies: $D = (S-1) / \ln N$, onde: S = número de espécies, e N = número de indivíduos e \ln = é a base de logaritmo neperiano. A Dominância de Simpson (SI) considera o número de espécies e o número total de indivíduos, relacionando-os através da proporção do total que ocorre em cada espécie, tornando este índice particularmente sensível a mudanças nas espécies mais abundantes: $SI = \sum ni(ni-1) / n(n-1)$; onde: ni = número de indivíduos da espécie i , n = é o número de indivíduos. O índice de Shannon (H') assume que se tenham amostras ao acaso de uma comunidade infinita, atribuindo o peso maior as espécies raras, sendo um dos mais utilizados em trabalhos de ecologia de comunidades. $H' = - \sum pi * \ln * pi$; onde: pi = é a proporção do número de indivíduos de uma dada espécie em relação ao número total de indivíduos; \ln = é a base de logaritmo neperiano. A Equitabilidade (J) mede a uniformidade das espécies dentro de uma comunidade: $J = H' / Hmáx$; onde: H' = índice de Shannon, $Hmáx = \ln S$ (S = número de espécies).

A média e erro padrão da densidade de indivíduos (por 90 m²) por local foi calculado. Os dados de número de espécies, de indivíduos, dos índices de diversidade foram logaritmizados ($\log_{10}(x+1)$) visando atender os requisitos de normalidade e homocedasticidade anteriormente às comparações entre os locais, utilizando Análise de Variância (ANOVA). Para as variáveis ambientais as comparações entre os locais de coleta e entre as estações (quente/chuvosa vs. fria/seca) foi feita utilizando ANOVA

Bifatorial. As análises de variância foram seguidas pelo teste Tukey HSD “a posteriori” ao nível de significância de 95%, sempre que rejeitada a hipótese nula.

Comparações das assembléias de peixes entre os locais foram realizadas utilizando a Análise de Similaridade - ANOSIM proposta por CLARKE (1993). Foi utilizada nesta análise a matriz de similaridade de Bray-Curtis dos dados de abundância com transformação de raiz quarta para testar as diferenças entre os grupos. ANOSIM é um teste de similaridade monofatorial baseado em permutações, que fornece um R estatístico que reflete a quantidade de dissimilaridade associada a cada fator. A análise de similaridade pormenorizada (SIMPER) foi empregada para identificar a contribuição de cada espécie para a similaridade em cada local. Essa análise decompõe as similaridades entre os grupos e calcula a contribuição de cada espécie através da sua ocorrência relativa em cada grupo (CLARKE & WARWICK, 1994). Foram apresentadas como características dos grupos as espécies que contribuíram com mais de 3% de similaridade para o grupo. Estas análises foram realizadas com o *software* PRIMER 5 (PRIMER-E 2000).

Para a observação de padrões da distribuição das espécies em função das amostras foi utilizada a técnica de ordenação de gradiente indireto a Análise de Correspondência Destendenciada (ACD) baseado na ocorrência e na abundância das espécies (HILL & GAUCH, 1980). Esta análise foi feita com a utilização do *software* CANOCO for Windows, versão 4.5.

Para determinar quais espécies são capazes de melhor categorizar os diferentes locais amostrados, o Valor Indicador Individual (*IndVal*) foi utilizado. Este método desenvolvido por DUFRÊNE & LEGENDRE (1997) e foi aplicado utilizando-se o *software* PCOrd versão 3.12(MCCUNE & MEFFORD, 1997). Esta análise emite um valor de 0 a 100%, onde zero equivale a não-indicação da espécie como indicador para determinado ambiente e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente.

4.3.3 Variáveis ambientais

Foram aplicadas as técnicas multivariadas de ordenação de Análise dos Componentes Principais (ACP) sobre as variáveis ambientais por local amostrado e por estação. As variáveis ambientais utilizadas nesta técnica de ordenação indireta foram temperatura, salinidade e condutividade de superfície e de fundo, além da profundidade. Os valores brutos sofreram transformação logarítmica $\text{Log}_{10}(x+1)$.

A relação da assembléia de peixes com as variáveis ambientais foi investigada através do coeficiente não paramétrico de Spearman e da Análise de Correspondência Canônica (ACC), com a utilização do software CANOCO for Windows, versão 4,5. Foi aplicada aos dados ambientais o teste de Permutação de Monte Carlo, tendo sido utilizadas (filtradas) as variáveis ambientais de fundo que apresentassem significância ao nível de 95% (temperatura, condutividade, profundidade e salinidade) correlacionadas com as 20 espécies mais abundantes. As análises ACD, ACP e ACC foram feitas sobre os dados transformados [$\text{Log}_{10}(x+1)$] visando diminuir a interferência de valores muito elevados em contraste com valores muito baixos nos dados bióticos, bem como para minimizar as diferentes unidades de medição das variáveis ambientais.

5. RESULTADOS

5.1 Estrutura do habitat

5.1.1 Complexidade estrutural

Os valores dos descritores para caracterização da estrutura física do substrato (complexidade estrutural) foram significativamente diferentes entre os locais. Os descritores “toca < 30cm” e “toca entre 30cm e 1m”, foram mais numerosos nos locais I3, I5 e C2 comparados com os outros locais. O descritor “fenda < 30 cm” também foi mais numeroso em I5, indicando que estes três locais são mais estruturados.

O descritor “rocha”, foi mais numeroso em I5 em todas as classes de tamanho comparado com os outros locais, enquanto o descritor “parede lisa” foi significativamente maior em I4 indicando ser um local pouco estruturado (Tabela 2). A

profundidade e a declividade apresentaram o mesmo padrão, com as maiores médias para I3, I5 e as menores médias para os locais I1 e I2 (Tabela 2 e Figura 3).

Tabela 2. Média \pm erro padrão da densidade dos descritores e resultado da Análise de Variância (F) e do Teste de Tukey, para comparações dos descritores da complexidade estrutural entre os locais amostrados. $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**). Locais definidos conforme Tabela 1.

Descritores	I1	I2	I3	I4	I5	I6	C1	C2	F	Tukey
Tocas <30cm	0,37 \pm 0,13	0,17 \pm 0,11	0,80 \pm 0,30	0,43 \pm 0,23	5,80 \pm 0,81	0,43 \pm 0,19	-	2,53 \pm 0,58	31,06**	I5>I1,I2,I3,I4,I5,I6,C1,C2
Tocas 30-1m	0,03 \pm 0,03	-	0,47 \pm 0,20	0,03 \pm 0,03	0,07 \pm 0,05	-	-	0,57 \pm 0,23	4,58**	I3,C2>I2,I6,C1
Tocas >1m	0,03 \pm 0,03	-	-	-	-	-	-	-	1,00	ns
Rocha <30	6,63 \pm 3,59	31,83 \pm 8,84	1,60 \pm 0,70	-	14,77 \pm 1,96	8,70 \pm 3,53	0,10 \pm 0,07	1,17 \pm 0,50	23,54**	I2,I5>I3,I4,I6,C1,C2
Rocha 30 e 1m	0,40 \pm 0,18	0,63 \pm 0,19	1,33 \pm 0,43	0,03 \pm 0,03	1,63 \pm 0,41	1,70 \pm 0,51	0,10 \pm 0,10	2,10 \pm 0,45	6,56**	I5,I6,C2>I4,C1
Rocha >1	0,73 \pm 0,17	0,67 \pm 0,17	1,33 \pm 0,21	0,53 \pm 0,18	1,97 \pm 0,40	0,87 \pm 0,20	1,13 \pm 0,15	1,03 \pm 0,23	3,30**	I5>I2,I4
Fenda <30cm	0,40 \pm 0,15	0,30 \pm 0,12	0,53 \pm 0,32	0,10 \pm 0,10	1,30 \pm 0,36	0,13 \pm 0,08	-	0,70 \pm 0,23	4,50**	I5>I2,I4,I6,C1
Fenda 30-1m	0,37 \pm 0,17	0,53 \pm 0,14	0,63 \pm 0,17	0,20 \pm 0,15	0,77 \pm 0,21	0,50 \pm 0,20	0,03 \pm 0,03	0,67 \pm 0,27	2,56	ns
Fenda >1m	0,03 \pm 0,03	0,07 \pm 0,05	0,17 \pm 0,08	0,07 \pm 0,05	-	0,10 \pm 0,06	0,03 \pm 0,03	0,07 \pm 0,05	1,00	ns
Parede lisa	-	0,07 \pm 0,05	0,20 \pm 0,07	0,57 \pm 0,09	0,07 \pm 0,05	0,30 \pm 0,09	0,10 \pm 0,06	0,17 \pm 0,07	7,83	I4>I1,I2,I3,I4,I5,C1,C2
Profundidade (m)	1,8 \pm 0,02	1,7 \pm 0,02	3,1 \pm 0,19	2,1 \pm 0,05	3,0 \pm 0,14	2,6 \pm 0,21	2,0 \pm 0,08	2,4 \pm 0,16	15,80**	I3,I5,I6>I1,I2,I4,C1
Declividade (graus)	17,8 $^{\circ}$ \pm 0,29	17,1 $^{\circ}$ \pm 0,32	31,4 $^{\circ}$ \pm 2,21	19,8 $^{\circ}$ \pm 0,76	31,2 $^{\circ}$ \pm 1,60	26,3 $^{\circ}$ \pm 2,28	20 $^{\circ}$ \pm 0,81	25,1 $^{\circ}$ \pm 1,76	16,57**	I3,I5,C2>I1,I2

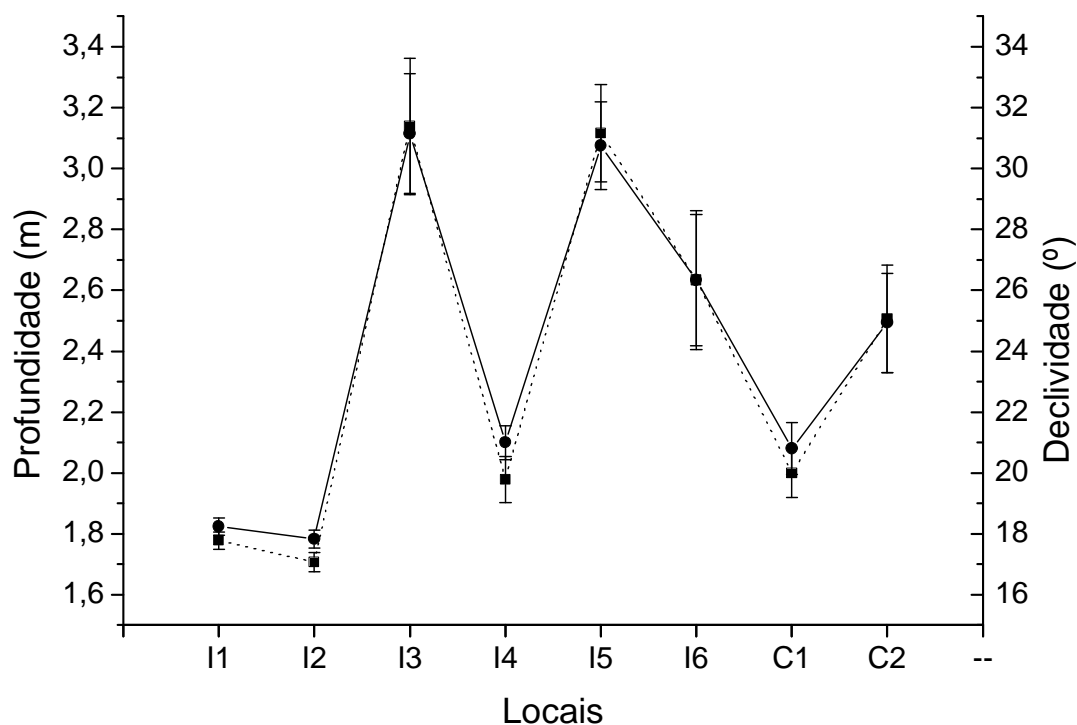


Figura 3. Média e erro padrão da profundidade (linha escura) e da declividade (linha pontilhada) nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2).

5.1.2 Cobertura bêntica

A comunidade incrustante, incluindo a fauna e flora, foi composta por um total de 31 táxons compreendendo as três Divisões de algas (Chlorophyta, Phaeophyta e Rhodophyta), e os grupos de invertebrados sésseis sendo estes representados pelos Filos Porifera, Mollusca, Equinodermata a Classe Anthozoa e pelo Urochordata da Classe Ascidiacea (BRUSCA & BRUSCA, 2007) (Tabela 3).

Os grupos de algas e invertebrados registrados foram subdivididos em 16 grupos morfo-estruturais visando discriminar mais detalhadamente os grupos de acordo com a forma e a estrutura: Chlorophytas incrustantes, Chlorophytas filamentosas, Phaeophytas incrustantes, Phaeophytas filamentosas, Phaeophytas foliáceas, Rhodophytas

incrustantes, Rhodophytas filamentosas, Rhodophytas foliáceas, algas calcárias incrustantes e calcárias articuladas; Poríferas incrustantes, Poríferas ramificadas, anêmonas, Crinoidea, Bivalvia, Gastropoda. Além destes grupos morfo-estruturais, também foi considerada a ausência de cobertura bêntica em quatro tipos: areia, rocha nua, sedimento, pedaços de concha misturados com areia, e branqueamento no *Palythoa* (Tabela 3).

Diferenças significativas foram encontradas para os grupos morfo-estruturais entre os locais. Algas calcárias do gênero *Amphiroa*, e uma única espécie de gastrópoda ocorreram exclusivamente nos locais I1 e I2, respectivamente, que são os de maior influência da descarga termal. Algas filamentosas, sedimento, pedaços de conchas e areia apresentaram maiores porcentagem de cobertura em I1. Chlorophyta incrustante, o vermetídeo do gênero *Petalconchus* e rocha nua apresentaram maiores valores no local I2. Algumas espécies apresentaram maiores valores de cobertura bêntica em apenas um local; I3 foi caracterizado pelas maiores médias da alga *C. racemosa*; I5 pelas algas *P. gymnospora* e alga calcária articulada, e I6 por Chlorophyta filamentosas, Phaeophyta incrustante e a ascídea *H. pallida*. O local controle C1 apresentou maior porcentagem de cobertura de Phaeophyta filamentosas, *Sargassum* sp e areia, enquanto C2 apresentou maiores valores para a alga do gênero *Asparagopsis*, a espécie de Anthozoa *P. caribaeorum*, crinoidea, Porifera ramificada e branqueamento no *Palythoa*. A principal diferença no tipo de cobertura bêntica entre os locais controles foram as maiores porcentagens de *Sargassum* para C1 e de *Palythoa* para C2. (Tabela 3).

Tabela 3. Média \pm erro padrão da porcentagem de cobertura bêntica e resultado da Análise de Variância (F) e do Teste de Tukey, para comparações entre os locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**). Locais definidos conforme Tabela 1.

Locais	I1	I2	I3	I4	I5	I6	C1	C2	F	Tukey
Grupos morfo-estruturais										
ALGAS										
alga filamentosa e sedimento	2,33±0,72	0,58±0,27	0,5±0,35	1,08±0,79	-	-	-	-	7,40**	I1>I2,I3,I4,I5,I6,C1,C2
CHLOROPHYTA										
Incrustante	4,75±1,18	18±2,58	3,08±1,27	0,33±0,20	4,83±1,28	-	0,50±0,26	2,92±0,91	32,00**	I2> I1,I3,I5,I6,C2
Filamentosa	-	-	0,33±0,26	1,33±0,54	-	3,25±0,75	0,25±0,14	0,17±0,12	11,88**	I6> I1,I2,I3,I4,I5,IC1,C2
<i>Caulerpa racemosa</i>	-	-	3,33±1,19	0,25±0,19	-	-	-	-	10,56**	I3> I1,I2,I4,I5,I6,IC1,C2
PHAEOPHYTA										
Incrustante	12,81±2,77	6,08±1,27	12,92±2,57	16,67±2,98	4,42±0,84	20,00±3,21	1,67±0,53	9,42±2,50	6,71**	I6>I2,I5,C1
Filamentosa	-	-	0,08±0,08	0,42±0,27	-	0,67±0,48	1,33±0,57	0,17±0,17	3,47**	C1>I1,I2,I3,I5,C2
Racemosa	0,56±0,24	0,25±0,25	0,08±0,08	1,25±0,82	0,25±0,14	-	-	-	20,69	ns
<i>Dyctiota</i> sp	0,83±0,46	0,25±0,19	1,58±0,65	4,50±1,07	7,42±1,57	5,83±1,71	1,17±0,34	1,92±0,61	8,27**	I4,I5 e I6 >I1,I2
<i>Padina gymnospora</i>	0,28±0,18	0,25±0,19	1,92±0,71	1,58±0,37	4,33±0,85	0,33±0,16	-	-	14,28**	I5> I1,I2,I3,I6
<i>Sargassum</i> sp	0,28±0,14	0,25±0,19	8±1,88	1,83±0,63	3,08±0,74	0,17±0,12	36,17±3,16	19,75±3,79	51,12**	C1> I1,I2,I4,I6
RHODOPHYTA										
Incrustante	14,34±2,87	0,17±0,17	11,25±2,06	23,33±3,08	17,5±2,01	-	0,75±0,31	5,25±1,25	33,99**	I4,I5>I1,I2,I3
Filamentosa	-	-	-	0,58±0,29	-	29,67±3,45	5,67±1,20	2,33±0,89	81,68**	I6,C1> I1,I2,I3,I4,I5,C2
Racemosa	0,17±0,12	0,42±0,42	0,92±0,60	-	0,17±0,12	-	-	0,17±0,12	1,77	ns
Calcária articulada	-	-	25,08±3,40	20,08±2,78	35,33±2,55	5,50±1,65	2,17±0,93	6,50±1,30	59,99**	I5> I1,I2,I3,I4,I6,C1,C2
Calcária incrustante	0,17±0,17	-	1,33±0,57	1,50±0,79	7,25±1,19	3,75±1,51	0,33±0,16	3,75±0,88	15,58**	I5,C2> I1,I2,I3,I4,I6,C1
<i>Amphiroa</i> sp	13,58±2,77	1,83±0,92	-	-	-	-	-	-	28,63**	I1> I2,I3,I4,I5,I6,C1,C2
<i>Asparagopsis</i> sp	-	-	-	1,25±0,47	-	0,42±0,25	0,75±0,31	4,08±1,28	8,42**	C2> I2,I3,I4,I5,I6,C1
<i>Dichotomaria marginata</i>	-	-	6,67±1,79	1,67±0,86	-	0,08±0,08	3,17±0,86	0,83±0,34	12,02**	I3,C1>I1,I2,I5,I6
ANTHOZOA										
<i>Palythoa caribaeorum</i>	-	-	17,25±3,30	-	11,5±2,68	-	-	31,07±4,36	38,43**	C2> I3,I5
<i>Zoanthus sociatus</i>	-	-	0,67±0,67	-	0,17±0,12	-	-	1±0,60	1,69	ns

Anêmona	-	-	-	0,08±0,08	-	-	-	0,08±0,08	0,85	ns
ASCIDIACEA										
<i>Botrylloides nigrum</i>	-	-	-	-	0,5±0,31	0,58±0,29	-	-	3,47**	I5,I6>I1,I2,I3,I4,C1,C2
<i>Herdmania pallida</i>	-	-	-	0,42±0,22	0,5±0,20	2,67±0,87	0,08±0,08	0,17±0,17	8,06**	I6>I1,I2,I3,I4,I5,C1,C2
<i>Phallusia nigra</i>	-	-	-	0,08±0,08	-	-	0,17±0,17	0,08±0,08	0,72	ns
ECHINODERMATA										
Crinoidea	-	-	-	-	-	-	-	0,58±0,24	6,39**	C2> I1,I2,I3,I4,I5,I6,C1
<i>Echinometra lucunter</i>	-	-	0,25±0,19	1,5±0,75	-	-	-	0,66±0,35	1,92	ns
MOLLUSCA										
Bivalvia	-	-	-	-	-	-	0,42±0,30	-	2,01	ns
Gastropoda	-	2,67±1,37	-	-	-	-	-	-	6,44**	I2> I1,I3,I4,I5,I6,C1,C2
<i>Petalconchus</i> sp	8,26±1,72	42,42±3,70	-	1,17±0,83	0,58±0,45	-	-	-	126,00**	I2> I1,I3,I4,I5,I6,C1,C2
PORIFERA										
Esponja incrustante	-	-	0,92±0,33	2,58±0,74	0,83±0,30	0,92±0,51	1,58±0,55	1,5±0,42	4,48**	I4,C2>I1,I2
Esponja ramificada	-	-	0,33±0,26	-	0,83±0,67	0,08±0,08	1±0,37	2±0,84	4,88**	C2>I1,I2,I3,I4,I6
Ausência de cobertura										
Areia	22,30±2,96	9,5±1,70	1,33±0,54	16±3,44	0,08±0,08	19,08±3,66	40,08±3,63	3±1,65	35,20**	C1> I1,I2,I4,I6
Rocha nua	3,57±0,76	15,17±2,57	0,17±0,12	0,17±0,17	-	3,17±1,15	0,33±0,26	-	39,15**	I2> I1,I3,I4,I5,I6,C1,C2
Sedimento	1,51±0,46	0,58±0,29	0,42±0,22	0,33±0,20	-	0,42±0,25	0,25±0,19	-	4,56**	I1>I2,I3,I4,I5,I6,C1,C2
Pedaços de concha e areia	14,17±2,84	1,58±0,86	0,17±0,17	-	0,17±0,17	3,42±1,27	2,17±0,88	-	19,20**	I1> I2,I3,I4,I5,I6,C1,C2
Branqueamento em <i>Palythoa</i>										
Branqueamento em <i>Palythoa</i>	-	-	1,42±0,74	-	0,25±0,19	-	-	2,59±0,73	9,76**	C2> I1,I2,I3,I4,I5,I6,C1

Nove grupos gerais foram definidos com base nos organismos e nas características da cobertura bântica mais representativas: ascídeas, algas, poríferos, moluscos, Anthozoa, equinodermos, vermetídeo, ausência de cobertura e branqueamento em *Palythoa*. O grupo que apresentou as maiores médias de percentagem de cobertura em todos os locais foi o das algas, tanto da área de influência como nos controles. Para os locais da área de influência, os grupos com maiores médias de cobertura, depois das algas, foram os vermetídeos do gênero *Petalconchus* em I1 e I2, Anthozoa em I3 e I5, e sedimento em I4 e I6. Para os locais controles, C1 e C2, apresentaram as maiores médias de cobertura de sedimento e Anthozoa, respectivamente (Figura 4).

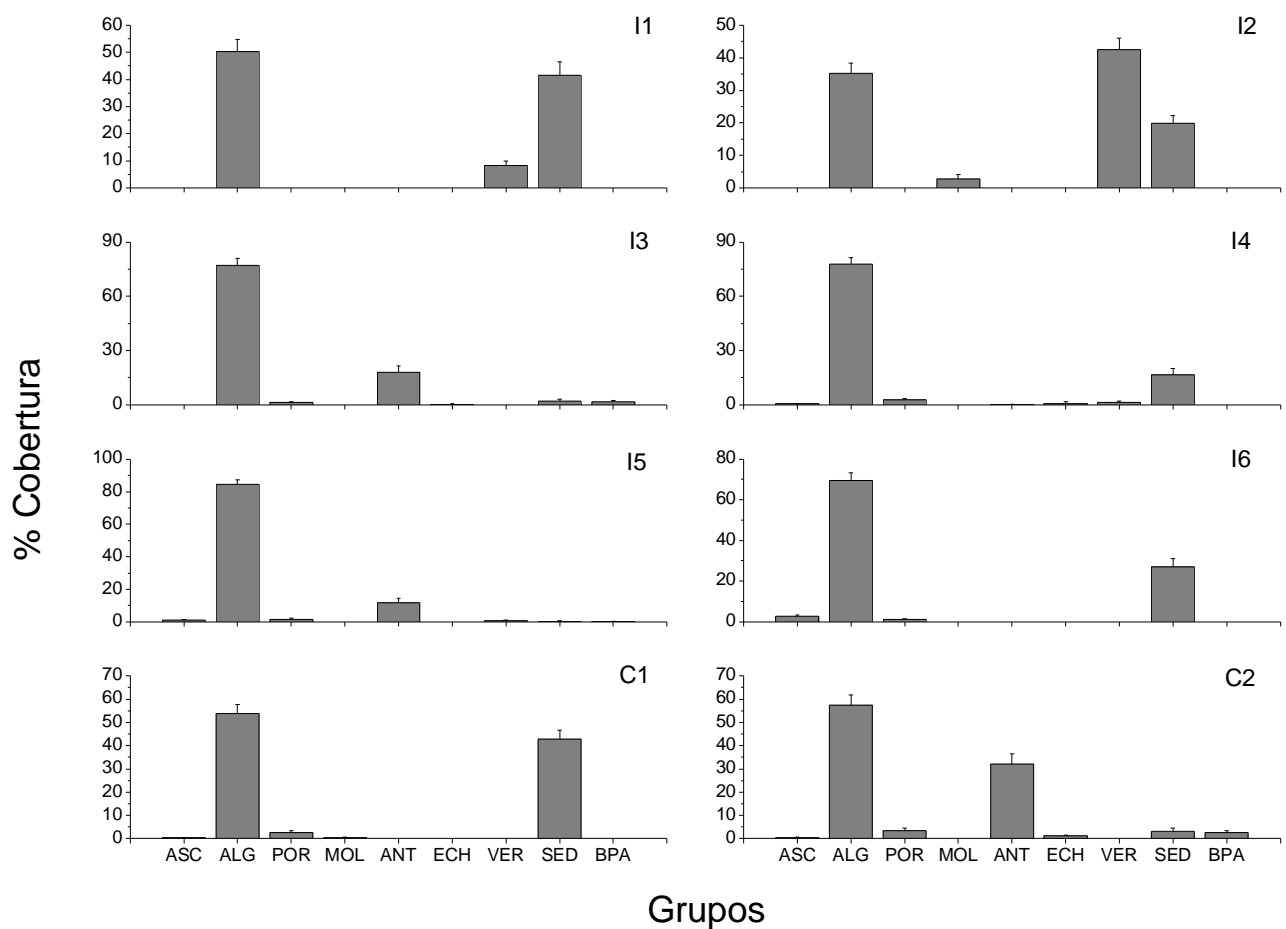


Figura 4. Média e erro padrão da porcentagem de cobertura dos grupos determinados para caracterização geral dos locais: ascídeas (ASC), algas (ALG), poríferos (POR), moluscos (MOL), Anthozoa (ANT), equinodermos (ECH), vermetídeo (VER), ausência de cobertura (SED) e branqueamento em *Palythoa* (BPA). Locais definidos conforme Tabela 1.

5.2 Caracterização da estrutura dos habitats

Os locais definidos através da complexidade estrutural e da percentagem de cobertura bêntica podem ser caracterizados em habitats pouco estruturados e habitats muito estruturados. Os locais I1, I2, I6 e C1 foram considerados habitats pouco estruturados por apresentarem diferenças significativas quanto aos descritores da complexidade estrutural sendo caracterizados principalmente pela ausência ou baixo número de tocas, paredes lisas, profundidade e declividade baixas. Quanto à percentagem de cobertura estes locais apresentaram maiores valores para a ausência de cobertura bêntica, sendo predominado por areia e rocha nua. Os locais I3, I4, I5 e C2 foram caracterizados como muito estruturados, pois apresentaram quanto à complexidade estrutural os maiores números de tocas, fendas, rochas, com profundidade e declividade maiores. Com relação à percentagem de cobertura, estes locais tiveram menores valores ausência de cobertura bêntica e alguns locais como I5 tendo apresentado até 6 diferentes tipos de grupo morfo-estruturais.

A matriz de modo Q (média das amostras por local) separou as amostras em dois grandes grupos: o primeiro caracterizado pelos locais mais estruturados e com maiores percentagens de cobertura bêntica, com exceção do local I4 que apresentou complexidade estrutural baixa, porém a cobertura bêntica foi relativamente diversa, com 4 tipos de grupos morfo-estruturais. O segundo grupo foi composto pelos locais mais impactados (I1 e I2) e conseqüentemente com menor percentagem de cobertura bêntica, e também por baixa complexidade estrutural. Também foram incluídos neste grupo os locais I6 e C1, caracterizados por elevadas percentagens de ausência de cobertura bêntica (Figura 5).

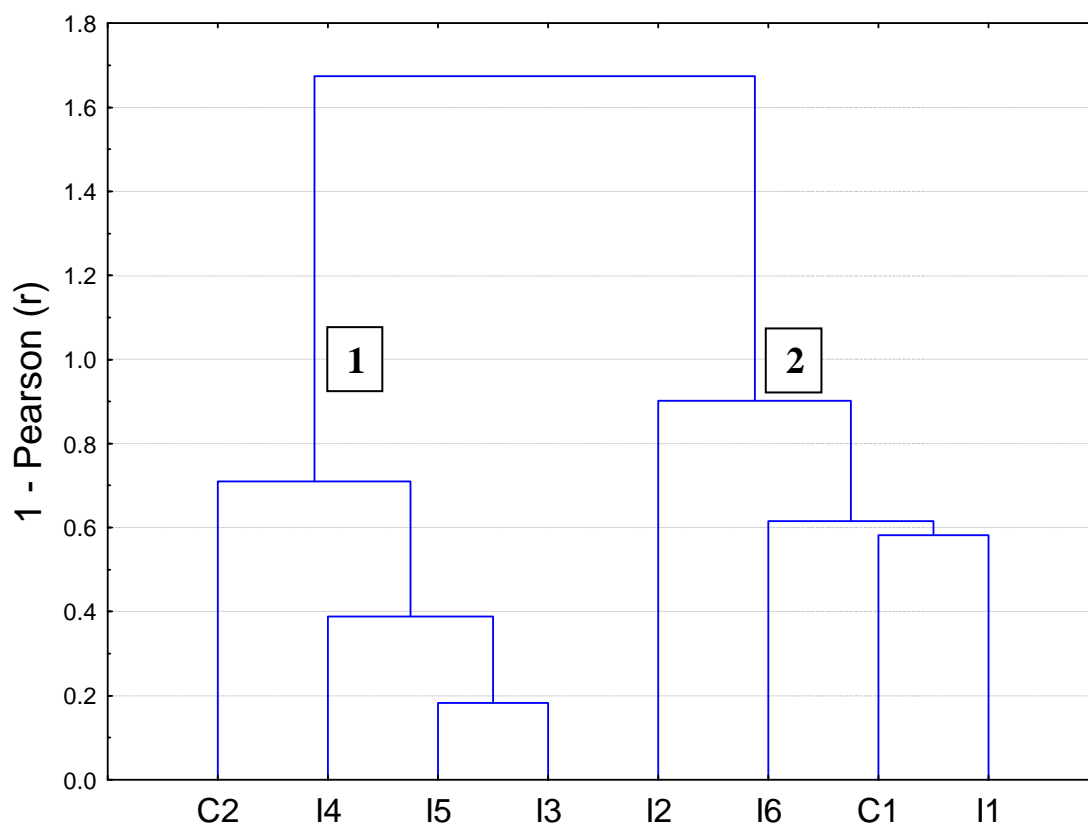


Figura 5. Dendrograma de análise de agrupamento (modo Q) da estrutura do habitat (complexidade estrutural e cobertura bêntica) por locais. Locais definidos conforme Tabela 1.

5.3 Comunidade de peixes

5.3.1. Composição e estrutura

Um total de 18.352 indivíduos foram observados pertencentes a 11 ordens, 33 famílias e 59 espécies (Tabelas 4 e 5). Algumas espécies apresentaram distribuição diferenciada em relação aos locais amostrados. *Haemulon steindachneri* foi a espécie mais amplamente distribuída, sendo abundante (> 9 indivíduos $\times 90 \text{ m}^2$) em todos os locais amostrados. *Eucinostomus argenteus* e *Mugil curema* foram mais abundantes nos locais de maior influência do impacto termal (I1 e I2), enquanto *Abudefduf saxatilis* apresentou um padrão inverso, sendo mais abundante nos outros locais (Tabela 4). As vinte espécies mais abundantes corresponderam a 97% do total das espécies observadas com frequência de ocorrência superior a 1% em todos os locais amostrados, sendo estas

em ordem decrescente: *Eucinostomus argenteus*, *A. saxatilis*, *H. steindachneri*, *Haemulon aurolineatum*, *Diplodus argenteus*, *M. curema*, *Stegastes fuscus*, *Sardinella janeiro*, *Sphoeroides greeleyi*, *Malacocteus delalandi*, *Pempheris schomburgkii*, *Mycteroperca acutirostris*, *Chaetodon striatus*, *Caranx latus*, *Orthopristis ruber*, *Anisotremus virginicus*, *Diapterus rhombeus*, *Serranus flaviventris*, *Anisotremus surinamensis* e *Halicoeres poeyi* (Tabela 5).

As cinco espécies mais abundantes na área de influência da descarga termal (seis locais impactados) e que contribuiriam com 89% do número total de todas as espécies observadas e acima de 4% da frequência de ocorrência foram, em ordem decrescente: *Eucinostomus argenteus*, *H. steindachneri*, *A. saxatilis*, *H. aurolineatum* e *M. curema*. Nos locais controles as cinco mais abundantes espécies contribuiriam com 81% do total de peixes observados, com cada uma contribuindo acima de 4% da frequência de ocorrência: *Abudefduf saxatilis*, *H. steindachneri*, *H. aurolineatum*, *D. argenteus* e *S. fuscus*. No total 16 espécies foram exclusivas dos locais impactados e 10 dos locais controles (Tabelas 5).

Tabela 4. Composição total das espécies observadas nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2): Total das espécies observadas, média \pm erro padrão da densidade por 90 m² (Dens) e a percentagem do total de peixes observados (% n). (*) Exemplares coletados. Locais definidos conforme Tabela 1.

	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2	
Total espécies	(21)		(14)		(38)		(24)		(34)		(26)		(29)		(32)	
	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n
Acanthuridae																
<i>Acanthurus</i> sp					0,03±0,03	0,06			0,04±0,04	0,04						
<i>Acanthurus bahianus</i>					0,03±0,03	0,06									0,17±0,11	0,14
<i>Acanthurus chirurgus</i>															0,77±0,34	0,64
Atherinopsidae																
<i>Atherinella brasiliensis</i>							0,39±0,39	0,64								
Belontiidae																
<i>Strongylura</i> sp	0,19±0,14	0,21			0,50±0,50	0,94	0,06±0,06	0,09	0,04±0,04	0,04			0,03±0,03	0,06		
Blenniidae																
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	0,25±0,20	0,27			0,07±0,05	0,13										
<i>Parablennius pilicornis</i>															0,03±0,03	0,03
<i>Parablennius</i> sp															0,23±0,10	0,20
Carangidae																
<i>Caranx latus</i>	0,78±0,72	0,85			1,33±1,17	2,52			0,33±0,33	0,30	0,13±0,10	0,31	0,17±0,17	0,30		
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>							0,06±0,06	0,09			0,07±0,05	0,16				
<i>Oligoplites</i> sp					0,03±0,03	0,06	0,06±0,06	0,09								
<i>Trachinotus goodei</i>	0,89±0,70	0,97			0,17±0,12	0,31	0,06±0,06	0,09								
Chaetodontidae																
<i>Chaetodon striatus*</i>					0,23±0,11	0,44			0,79±0,21	0,71	0,07±0,05	0,16	0,67±0,21	1,20	1,73±0,29	1,45
Clupeidae																
<i>Sardinella janeiro*</i>					0,27±0,19	0,50	3,89±2,70	6,45			1,03±0,56	2,43			6,00±3,09	5,03
Dactylopteridae																
<i>Dactylopterus volitans</i>	0,42±0,42	0,46	0,07±0,05	0,06	0,03±0,03	0,06										
Diodontidae																
<i>Chilomycterus spinosus spinosus</i>					0,13±0,06	0,25			0,08±0,06	0,07					0,10±0,06	0,08
Elopidae																

Continuação Tabela 4	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2	
Total espécies	(21)		(14)		(38)		(24)		(34)		(26)		(29)		(32)	
	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n
<i>Elops saurus</i>									0,33±0,19	0,30						
Fistulariidae																
<i>Fistularia tabacaria</i>									0,04±0,04	0,04	0,03±0,03	0,08				
Gerreidae																
<i>Diapterus rhombeus</i>	0,11±0,09	0,12	1,70±1,13	1,60	0,03±0,03	0,06			0,04±0,04	0,04			0,53±0,44	0,96		
<i>Eucinostomus argenteus*</i>	57,72±19,58	63,27	76,47±21,46	71,93	1,37±0,41	2,58	2,28±0,43	3,78	2,25±0,83	2,01	2,40±0,59	5,64	2,00±1,56	3,60	0,03±0,03	0,03
<i>Eucinostomus gula</i>			0,10±0,10	0,09												
<i>Eugerres brasiliensis</i>													0,20±0,20	0,36		
Haemulidae																
<i>Anisotremus surinamensis*</i>			0,03±0,03	0,03	0,07±0,05	0,13	0,06±0,06	0,09	0,71±0,15	0,63	0,17±0,08	0,39	0,43±0,18	0,78	0,67±0,21	0,56
<i>Anisotremus virginicus*</i>	0,11±0,05	0,12			0,30±0,12	0,57	0,06±0,06	0,09	0,79±0,43	0,71	0,13±0,13	0,31	0,77±0,21	1,38	0,57±0,24	0,48
<i>Haemulon aurolineatum*</i>	1,00±0,42	1,09	0,13±0,09	0,13	1,33±0,77	2,52	34,17±16,64	56,63	4,75±1,04	4,25	3,27±1,27	7,68	13,47±4,63	24,26	3,87±1,69	3,24
<i>Haemulon steindachneri*</i>	18,00±7,02	19,68	12,00±4,43	11,29	26,57±4,94	50,13	9,50±3,69	15,75	35,79±8,32	32,02	14,87±2,66	34,95	9,23±2,88	16,64	18,37±6,34	15,41
<i>Orthopristis ruber</i>													0,10±0,10	0,18	2,50±1,41	2,10
Holocentridae																
<i>Holocentrus adscensionis</i>	0,06±0,06	0,06	0,03±0,03	0,03	0,10±0,06	0,19	0,06±0,06	0,09	0,38±0,15	0,34			0,17±0,07	0,30	0,23±0,08	0,20
Kyphosidae																
<i>Kyphosus incisor</i>									0,08±0,06	0,07			0,03±0,03	0,06		
Labridae																
<i>Halichoeres poeyi</i>					0,10±0,06	0,19			0,08±0,06	0,07	0,07±0,05	0,16	0,63±0,19	1,14	0,47±0,14	0,39
Labrisomidae																
<i>Labrisomus nuchipinnis*</i>					0,10±0,06	0,19			0,17±0,08	0,15	0,07±0,05	0,16	0,27±0,11	0,48	0,73±0,25	0,62
<i>Malacoctenus delalandii</i>			0,13±0,06	0,13	0,03±0,03	0,06	0,33±0,20	0,55	0,29±0,11	0,26	0,30±0,15	0,71	0,20±0,11	0,36	4,03±0,65	3,38
Lutjanidae																
<i>Ocyurus chrysurus</i>									0,04±0,04	0,04						
Monacantidae																

Continuação Tabela 4	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2	
Total espécies	(21)		(14)		(38)		(24)		(34)		(26)		(29)		(32)	
	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n
<i>Monacanthus ciliatus</i> *					0,43±0,11	0,82	0,28±0,16	0,46	0,29±0,21	0,26	0,10±0,06	0,24			0,07±0,05	0,06
<i>Stephanolepis hispidus</i> *									0,04±0,04	0,04						
Mugilidae																
<i>Mugil curema</i> *	4,11±1,88	4,50	12,00±3,38	11,29	0,30±0,21	0,57	0,72±0,72	1,20	0,17±0,13	0,15					0,63±0,43	0,53
Mullidae																
<i>Pseudupeneus maculatus</i> *					0,03±0,03	0,06			0,13±0,07	0,11	0,07±0,05	0,16	0,20±0,09	0,36	0,50±0,18	0,42
Muraenidae																
<i>Gymnothorax funebris</i>															0,03±0,03	0,03
Ostraciidae																
<i>Acanthostracion polygonius</i>											0,03±0,03	0,06				
Pempheridae																
<i>Pempheris schomburgkii</i>															4,63±2,86	3,89
Pomacanthidae																
<i>Pomacanthus arcuatus</i>					0,03±0,03	0,06										
<i>Pomacanthus paru</i>											0,03±0,03	0,08				
Pomacentridae																
<i>Abudefduf saxatilis</i> *	4,06±1,45	4,43	1,90±0,54	1,79	12,83±1,98	24,21	4,83±1,48	8,01	52,54±6,81	47,00	14,23±2,70	33,46	21,60±5,12	38,92	52,10±8,76	43,71
<i>Chromis multilineata</i>															0,20±0,09	0,17
<i>Stegastes fuscus</i>	0,08±0,06	0,09			1,17±0,24	2,20			5,83±0,81	5,22	0,10±0,06	0,24	0,13±0,08	0,24	9,33±1,04	7,83
Scaridae																
<i>Sparisoma</i> sp	0,14±0,14	0,15			0,03±0,03	0,06			0,33±0,12	0,30	0,03±0,03	0,08	0,13±0,09	0,24	0,50±0,20	0,42
Sciaenidae																
<i>Pareques acuminatus</i>					0,10±0,07	0,19	0,11±0,08	0,18	0,04±0,04	0,04					0,27±0,13	0,22
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>													0,03±0,03	0,06		
Scorpaenidae																
<i>Scorpaena plumieri</i> *					0,03±0,03	0,06	0,11±0,08	0,18	0,04±0,04	0,04			0,03±0,03	0,06		

Continuação Tabela 4	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2	
Total espécies	(21)		(14)		(38)		(24)		(34)		(26)		(29)		(32)	
	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n	Dens	%n
Serranidae																
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,06±0,04	0,06			0,23±0,08	0,44	0,33±0,18	0,55	0,17±0,08	0,15	0,20±0,07	0,47	0,13±0,06	0,24		
<i>Mycteroperca acutirostris</i>	0,47±0,18	0,52			0,63±0,16	1,19	0,22±0,13	0,37	0,25±0,09	0,22	2,13±1,83	5,02	0,37±0,16	0,66	0,17±0,07	0,14
<i>Mycteroperca bonaci</i>					0,67±0,67	1,26										
<i>Serranus flaviventris</i>	0,17±0,07	0,18	0,07±0,05	0,06	0,93±0,20	1,76	0,28±0,46		0,04±0,04	0,04	0,50±0,15	1,18			0,17±0,08	0,14
Sparidae																
<i>Calamus penna</i>							0,06±0,06	0,09					0,03±0,03	0,06		
<i>Diplodus argenteus argenteus*</i>	0,25±0,15	0,27			1,33±0,32	2,52	1,11±0,40	1,84	4,04±2,07	3,62	1,57±0,61	3,68	3,77±0,78	6,79	9,60±3,70	8,05
Syngnathidae																
<i>Micrognathus crinitus</i>													0,03±0,03	0,06		
Tetraodontidae																
<i>Sphoeroides greeleyi*</i>	2,39±0,43	2,61	1,50±0,24	1,41	1,33±0,24	2,52	1,33±0,45	2,21	0,67±0,22	0,60	0,57±0,16	1,33	0,10±0,06	0,18	0,47±0,16	0,39
<i>Sphoeroides spengleri</i>					0,03±0,03	0,06			0,17±0,17	0,15						
<i>Sphoeroides testudineus*</i>	0,06±0,04	0,06	0,17±0,10	0,16	0,03±0,03	0,06					0,07±0,05	0,16	0,03±0,03	0,06	0,03±0,03	0,03

Tabela 5. Espécies e códigos das espécies (composta por três letras do gênero e três da espécie), número de indivíduos (N), percentagem da abundância relativa (%N) e percentagem da frequência de ocorrência (FO%) nos locais da área de influência termal (I1 a I6) e controles (C1 e C2).

Espécies	Códigos	Impactos			Controles		
		N	%N	%FO	N	%N	%FO
<i>A. saxatilis</i>	Abusax	2363	18,02	70,83	2211	42,19	86,67
<i>A. bahianus</i>	Acabah	1	0,01	0,60	5	0,10	5
<i>A. chirurgus</i>	Acachi	-	-	-	23	0,44	11,67
<i>Acanthurus</i> sp	Acansp	2	0,02	1,19	-	-	-
<i>A. polygonius</i>	Acapol	1	0,01	0,60	-	-	-
<i>A. surinamensis</i>	Anisur	27	0,21	13,69	33	0,63	31,67
<i>A. virginicus</i>	Anivir	37	0,28	10,12	40	0,76	35
<i>A. brasiliensis</i>	Athbra	7	0,05	0,60	-	-	-
<i>C. penna</i>	Calpen	1	0,01	0,60	1	0,02	1,67
<i>C. latus</i>	Carlat	80	0,61	5,95	5	0,10	1,67
<i>C. striatus</i>	Chastri	28	0,21	10,12	72	1,37	53,33
<i>C. chrysurus</i>	Chlcry	3	0,02	1,79	-	-	-
<i>C. multilineata</i>	Chmul	-	-	-	6	0,11	8,33
<i>C. glaucofraenum</i>	Corgla	11	0,08	2,38	-	-	-
<i>C. spinosus spinosus</i>	Cycspi	6	0,05	3,57	3	0,06	5
<i>D. volitans</i>	Dacvol	18	0,14	2,38	-	-	-
<i>D. rhombeus</i>	Diarho	57	0,43	4,76	16	0,31	5
<i>D. argenteus argenteus</i>	Diparg	213	1,62	32,14	401	7,65	63,33
<i>E. saurus</i>	Elosau	8	0,06	2,38	-	-	-
<i>E. marginatus</i>	Epimar	25	0,19	13,10	4	0,08	6,67
<i>E. argenteus</i>	Eucarg	4580	34,92	75,60	61	1,16	21,67
<i>E. gula</i>	Eucgul	3	0,02	0,60	-	-	-
<i>E. brasilianus</i>	Eugbra	-	-	-	6	0,11	1,67
<i>F. tabacaria</i>	Fistab	2	0,02	1,19	-	-	-
<i>G. funebris</i>	Gymfun	-	-	-	1	0,02	1,67
<i>H. aurolineatum</i>	Haeaur	907	6,92	35,71	520	9,92	53,33
<i>H. steindachneri</i>	Haeste	3281	25,02	73,81	828	15,80	76,67
<i>H. poeyi</i>	Halpoe	7	0,05	4,17	33	0,63	38,33
<i>H. adscensionis</i>	Holads	16	0,12	7,14	12	0,23	20
<i>K. incisor</i>	Kyphsp	2	0,02	1,19	1	0,02	1,67

<i>L. nuchipinnis</i>	Labnuc	10	0,08	5,95	30	0,57	31,67
<i>M. delalandii</i>	Maldel	28	0,21	11,90	127	2,42	41,67
<i>M. crinitus</i>	Miccri	-	-	-	1	0,02	1,67
<i>M. ciliatus</i>	Moncil	29	0,22	12,50	2	0,04	3,33
<i>M. curema</i>	Mugcur	534	4,07	17,86	19	0,36	5
<i>M. acutirostris</i>	Mycacu	110	0,84	22,02	16	0,31	18,33
<i>M. bonaci</i>	Mycbon	20	0,15	0,60	-	-	-
<i>O. chrysurus</i>	Ocychr	1	0,01	0,60	-	-	-
<i>Oligoplites</i> sp	Oligsp	3	0,02	1,79	-	-	-
<i>O. ruber</i>	Ortrub	-	-	-	78	1,49	8,33
<i>P. acuminatus</i>	Paracu	6	0,05	2,98	8	0,15	8,33
<i>Parablennius</i> sp	Parasp	-	-	-	7	0,13	8,33
<i>P. brasiliensis</i>	Parbra	-	-	-	1	0,02	1,67
<i>P. pilicornis</i>	Parpil	-	-	-	1	0,02	1,67
<i>P. schomburgkii</i>	Pensch	-	-	-	139	2,65	13,33
<i>P. arcuatus</i>	Pomarc	1	0,01	0,60	-	-	-
<i>P. paru</i>	Pompar	1	0,01	0,60	-	-	-
<i>P. maculatus</i>	Psemac	6	0,05	3,57	21	0,40	21,67
<i>S. janeiro</i>	Sarjan	109	0,83	4,76	180	3,43	8,33
<i>S. plumieri</i>	Scoplu	4	0,03	2,38	1	0,02	1,67
<i>S. flaviventris</i>	Serfla	57	0,43	23,21	5	0,10	6,67
<i>Sparisoma</i> sp	Sparsp	15	0,11	5,95	19	0,36	13,33
<i>S. greeleyi</i>	Sphgre	228	1,74	61,90	17	0,32	18,33
<i>S. spengleri</i>	Sphspe	5	0,04	1,19	-	-	-
<i>S. testudineus</i>	Sptes	10	0,08	4,76	2	0,04	3,33
<i>S. fuscus</i>	Stefus	181	1,38	26,79	284	5,42	55
<i>S. hispidus</i>	Stehis	1	0,01	0,60	-	-	-
<i>Strongylura</i> sp	Strosp	24	0,18	3,57	1	0,02	1,67
<i>T. goodei</i>	Tragoo	38	0,29	3,57	-	-	-
TOTAL		13111			5241		

A média do número de espécies por transecto foi de 6,50 ($\pm 0,22$) espécies por 90 m². Na área de influência, esta média foi de 5,96 ($\pm 0,22$), enquanto nas áreas controles foram de 8,03 ($\pm 0,49$). A média do número de indivíduos por amostra foi de 80,51 ($\pm 5,61$) indivíduos por 90 m², com a área de influência tendo apresentado 78,07 ($\pm 6,73$) e os locais de controle apresentando 87,35 ($\pm 10,00$).

As espécies foram classificadas em ordem de importância de acordo com sua abundância relativa e frequência de ocorrência (Figura 6):

Espécies dominantes (Grupo A). Este grupo inclui apenas três espécies sendo estas frequentes e abundantes contando com mais de 22% do total da abundância sendo composto por indivíduos com mais de 72% do total observado. Mais de 77% para a área de influência e mais de 59% para os controles. Estas espécies apresentaram frequência de ocorrência acima de 60% sendo estas *A. saxatilis*, *E. argenteus* e *H. steindachneri*.

Espécies comuns (Grupo B). Espécies frequentes com moderada abundância, tal grupo foi caracterizado por 4 espécies com contribuições de 1% a 7% do total do número de indivíduos e de 30% a 50% da frequência de ocorrência sendo estas *H. aurolineatum*, *D. argentus*, *S. fuscus* e *S. greeleyi*.

Espécies ocasionais (Grupo C). Com moderada abundância e frequência de ocorrência baixa este grupo incluiu as espécies com abundância relativa entre 0,1% e 3% e frequência de ocorrência entre 2% e 21%.

Espécies raras (Grupo D). Com baixa frequência de ocorrência e abundância estas espécies contribuíram com apenas 0,5% do total de peixes observados com frequência de ocorrência abaixo de 5% e abundância relativa abaixo de 0,1%.

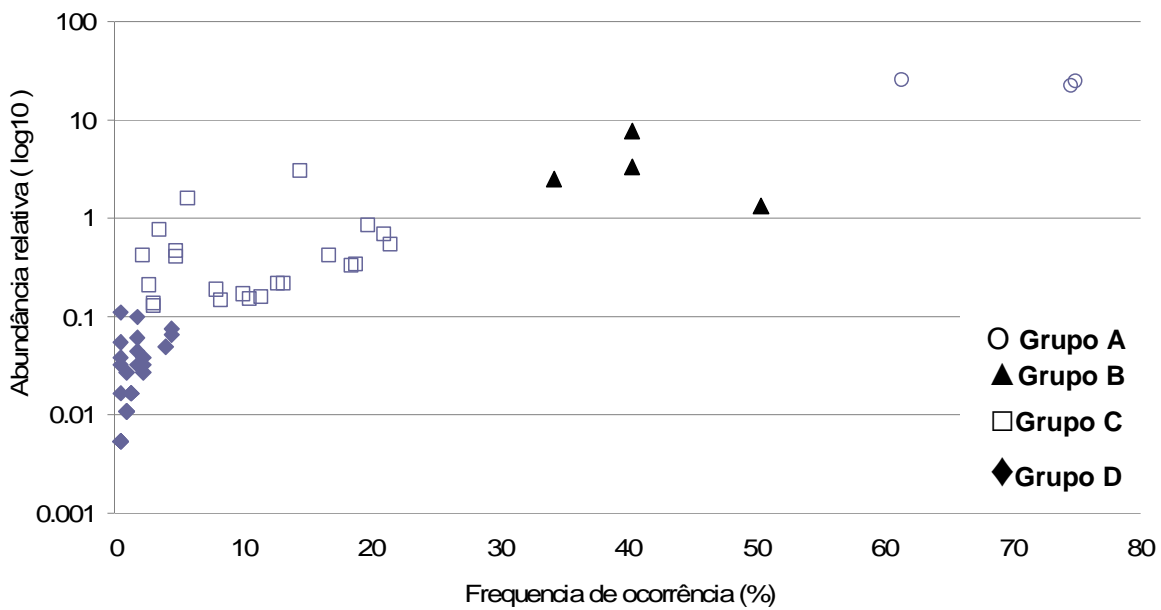


Figura 6. Principais grupos de espécies e sua respectiva abundância relativa (Log₁₀) e porcentagem da frequência de ocorrência. Os dados representam as 59 espécies registradas nos locais amostrados na baía da Ilha Grande. A ictiofauna foi ranqueada de acordo com sua abundância relativa e frequência de ocorrência.

Não foi encontrada nenhuma diferença significativa, tanto para o número indivíduos, número de espécies e índices de diversidade entre as estações fria/seca e quente/chuvosa, portanto as análises se restringiram apenas às comparações entre os locais.

Três padrões foram encontrados com referência ao número de indivíduos e número de espécies de cada local (Figura 7): (1) Locais com elevado número de espécies e de indivíduos, como os costões I5 e C2; (2) Locais com elevado número de espécies, porém com reduzido número de indivíduos, como I3, I4, I6 e C1; e (3) locais com poucas espécies com muitos indivíduos locais I1 e I2.

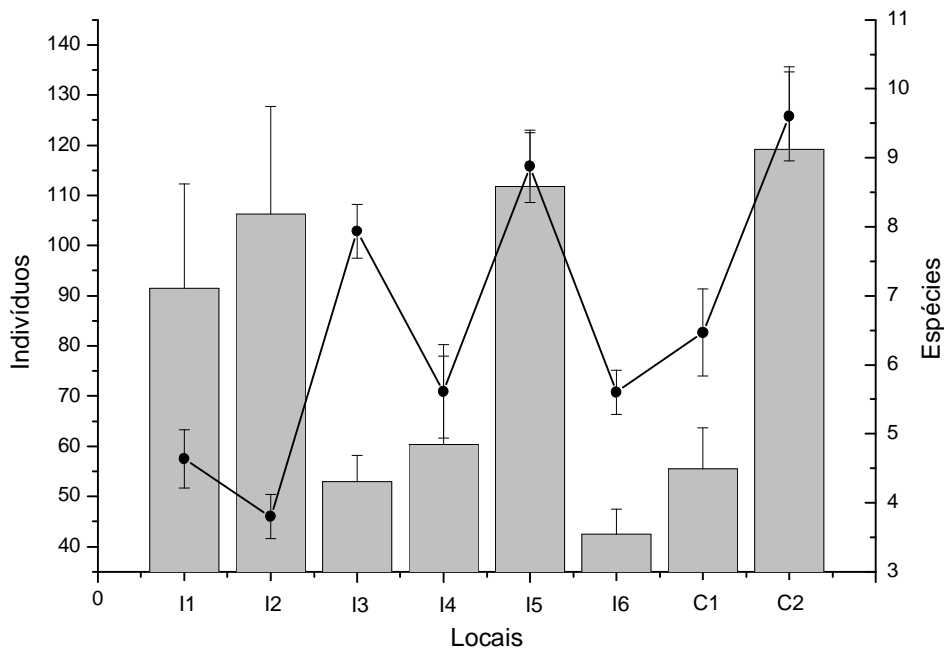


Figura 7. Média e erro padrão de indivíduos (colunas) e espécies (linha) registradas nos locais: definidos conforme Tabela 1.

Diferenças altamente significativas foram detectadas para a o número de espécies e abundância de peixes entre os locais. O número de indivíduos foi significativamente maior em I5 e C2 e menor em I1, I6 e C1. Os números de espécies, a diversidade de Shanon e riqueza de Margalef foram maiores em 13, 15 e C2, locais mais estruturados, e menores em I1 e I2 (Tabela 6). O local C1 apresentou maiores valores para riqueza de Margalef, e I6 para a Diversidade de Shannon (Tabela 6 e Figura 8).

Tabela 6. Valores de F e significância do teste de ANOVA para comparações dos índices de diversidade entre todos os locais: $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**). Locais definidos conforme Tabela 1.

Variáveis	F	Tukey
Número de Indivíduos	4,69 **	I5,C2>I1,I6,C1
Número de Espécies	16,00 **	I3,I5,C2 > I1,I2,I4,I6,C1
Riqueza de Margalef (D)	15,80**	I3,I5,C1,C2>I1,I2,I4,I6
Diversidade de Shannon (H')	9,53**	I3,I5,I6,C2>I1,I2
Dominância de Simpson - SI	0,94	ns
Equitatividade de Pielou - J	1,66	ns

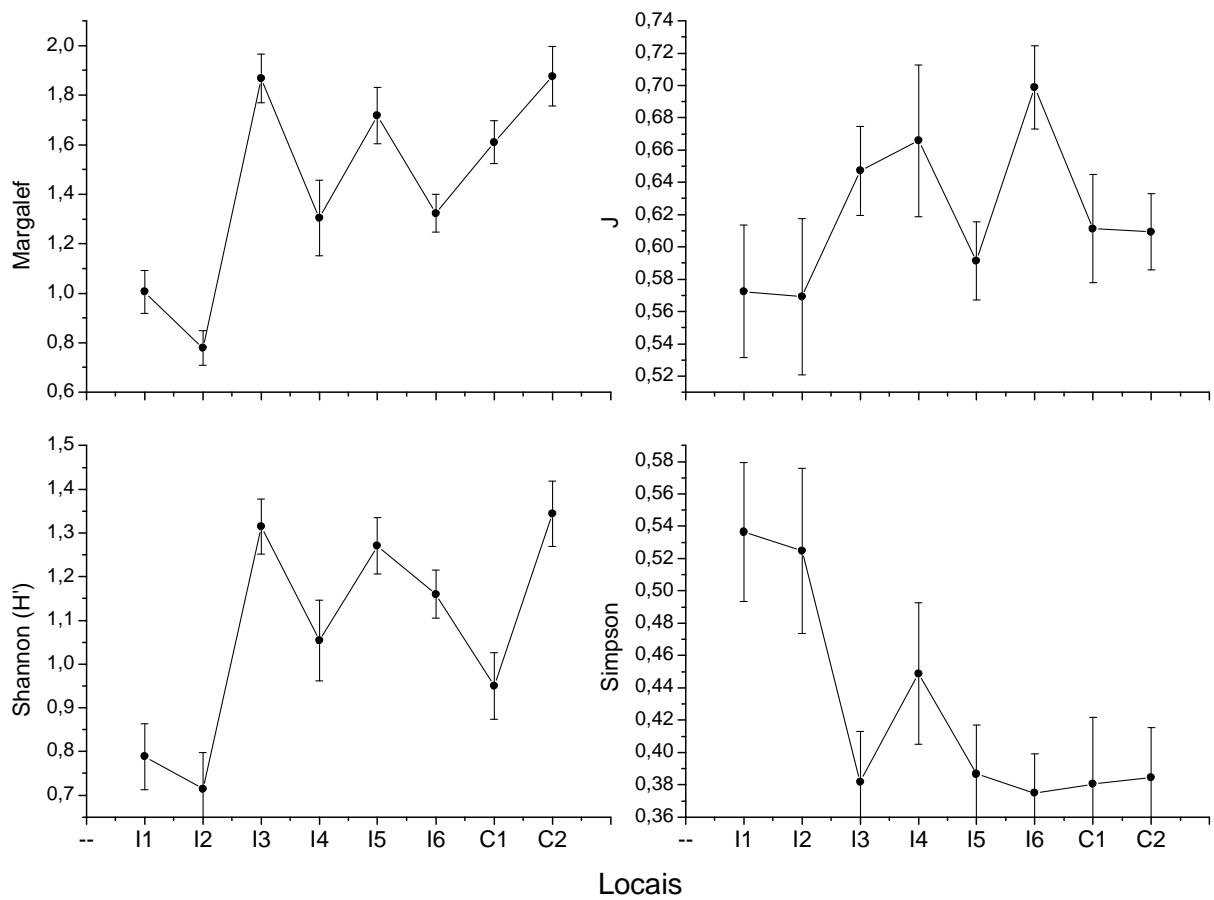


Figura 8. Média e erro padrão dos índices de diversidade nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2): Margalef, Equitabilidade (J), Shannon (H') e Simpson. Locais definidos conforme Tabela 1

5.3.2 Comparações espaciais

O teste de Similaridade ANOSIM realizado para comparações entre os locais, apresentou diferenças significativas (R global = 0,412; significância = 0,1%) indicando que os locais diferem quanto à composição da assembléia de peixes. (Tabela 7).

Das diferenças examinadas entre os locais, os maiores R-Estatísticos ($>0,5$) que indicam diferenças mais consistentes, foram encontrados entre as áreas mais impactadas (I1 e I2) quando comparadas com os outros locais. Tais áreas foram consistentemente diferenciadas dos controles. Também diferenças significativas foram encontradas dentre as áreas impactadas, como entre I1 e I5, e entre I2 com I3 e com I5 (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados do teste ANOSIM (valor de r e nível de significância P) entre as assembléias de peixes nos locais amostrados. Locais definidos conforme Tabela 1: Impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). Valores $\geq 0,5$ em negrito.

Grupos	R-estatístico	P
I1, I2	0,062	0.012
I1, I3	0,401	0,001
I1, I4	0,221	0,001
I1, I5	0,597	0,001
I1, I6	0,320	0,001
I1, C1	0,525	0,001
I1, C2	0,841	0,001
I2, I3	0,526	0,001
I2, I4	0,350	0,001
I2, I5	0,681	0,001
I2, I6	0,417	0,001
I2, C1	0,563	0,001
I2, C2	0,831	0,001
I3, I4	0,305	0,001
I3, I5	0,309	0,001
I3, I4	0,305	0,001
I3, I5	0,309	0,001
I3, I6	0,109	0,001
I3, C1	0,309	0,001
I3, C2	0,537	0,001
I4, I5	0,546	0,001
I4, I6	0,120	0.019
I4, C1	0,190	0,002
I4, C2	0,768	0,001
I5, I6	0,304	0,001
I5, C1	0,206	0,001
I5, C2	0,250	0,001
I6, C1	0,173	0,001
I6, C2	0,623	0,001
C1, C2	0,376	0,001

A análise da porcentagem da similaridade (SIMPER) aplicada sobre as 20 espécies mais abundantes (abundância relativa > 0,1% do total de peixes; frequência de ocorrência > 8%) indicou algumas espécies como características de determinados locais. Os locais impactados e os controles apresentaram diferenças principalmente devido à ocorrência de espécies como *E. argenteus*, *S. greeleyi*, *M. curema* e *S. fuscus*. Espécies como *A. saxatilis* e *H. steindachneri* apresentaram elevada contribuição à similaridade em todos os locais, porém com maiores contribuições para o local I6 (Tabela 8). As espécies mais representativas dos locais I1 e I2 foram *E. argenteus* e *S. greeleyi* tendo a espécie *M. curema* sido típica apenas do local I2. Observou-se uma tendência de que à medida que os locais se distanciaram do foco da descarga termal, a porcentagem de contribuição de novas espécies aumentou, com I1 e I2 sendo caracterizadas apenas por 5 espécies, enquanto no outro oposto, I3 e C1 foram caracterizadas por 9 espécies, I5 por 10, e C2 por 15 (Tabela 8).

Tabela 8. Contribuição percentual das 20 espécies mais abundantes para a similaridade dos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2), de acordo com SIMPER.

Código das espécies	I1	I2	I3	I4	I5	I6	C1	C2
Média da similaridade	52,70	63,98	62,74	45,92	63,69	58,48	50,23	63,92
Eucarg	34,22	30,71	8,37	22,98	2,40	14,67	5,64	
Sphgre	22,06	18,04	10,49	7,05	2,99	3,21		1,89
Abusax	17,15	10,78	17,80	9,77	22,05	23,13	17,76	18,18
Haeste	15,84	15,54	21,13	24,04	19,50	26,93	20,39	8,76
Haeaur	4,36			16,94	11,22	5,02	9,70	6,20
Mugcur		21,29						
Diparg			9,97	6,80	7,23	7,37	11,22	4,90
Stefus			8,46		12,36			11,86
Serfla			6,99			7,42		
Mycacu			5,39	3,79		2,61		
Moncil			2,51					
Anisur					7,59		3,25	2,58
Chastri					4,39		4,20	7,90
Sparsp					2,65			1,87
Halpoe							11,05	2,66
Anivir							9,70	2,80
Maldel								9,12
Labnuc								5,90
Pensch								3,17
Psemac								3,01

Através da Análise de Espécies Indicadoras, das 20 espécies mais abundantes 18 foram selecionados ao nível de significância de 99% ($p < 0,01$) e uma espécie (*Sparisoma* sp) ao nível de significância de 95% ($p < 0,05$); apenas uma espécie não apresentou significância (*M. acutirostris*). O local I6 não apresentou nenhuma espécie como indicadora, os locais I1 (*S. greeleyi*) e I4 (*H. aurolineatum*) apenas uma, e o local C2 apresentou 8 espécies indicadoras (Tabela 9).

Tabela 9. Valores significativos da análise de espécies indicadoras (Teste de Monte-Carlo) das assembleias de peixes para os locais amostrados. Os valores indicadores variam de 0 a 100, sendo 100=indicação perfeita. Código das espécies, conforme Tabela 5 e código dos locais, conforme Tabela 1.

Código das espécies	Valor da Indicação	p	Local
Eucarg	46	0,000	I2
Sphgre	24	0,000	I1
Abusax	32	0,000	I5
Haeste	25	0,000	I5
Haeaur	37	0,000	I4
Mugcur	38	0,000	I2
Diparg	25	0,010	C2
Stefus	56	0,000	C2
Serfla	26	0,000	I3
Mycacu	12	0,463	ns
Moncil	13	0,000	I3
Anisur	19	0,000	I5
Chastri	36	0,000	C2
Sparsp	9	0,030	C2
Halpoe	20	0,000	C1
Anivir	12	0,010	C1
Maldel	55	0,000	C2
Labnuc	23	0,000	C2
Pensch	27	0,000	C2
Psemac	14	0,000	C2

Foram investigados os padrões de variações na abundância relativa das 20 espécies mais abundantes através da técnica de ordenação ACD (Análise de correspondência destendenciada), com o diagrama dos dois primeiros eixos da ordenação das amostras codificadas pelos locais e pelas espécies (Figura 9).

As amostras correspondentes aos locais I1 e I2, foram separadas ao longo do eixo 1 localizando-se no lado esquerdo do diagrama, em oposição às amostras dos locais C1 e C2 que se situaram do lado direito. As amostras dos locais I3, I4, I5 e I6 estão localizadas no centro do diagrama, indicando posição intermediária entre os controles e os locais mais impactados.

As espécies associadas aos locais mais impactados foram *E. argenteus*, *M. curema* e *D. rhombeus* localizadas no lado esquerdo do diagrama, enquanto as espécies *A. surinamensis*, *S. fuscus*, *C. striatus*, *D. argenteus*, *H. poeyi*, *O. ruber*, *M. delalandii* e *P. schomburgkii* foram associadas aos controles, estando localizada no lado direito do diagrama. As espécies *H. steindachneri*, *S. greeleyi*, *A. saxatilis* e *S. flaviventris* localizadas no centro do diagrama indicam ampla distribuição ao longo dos locais amostrados (Figura 9).

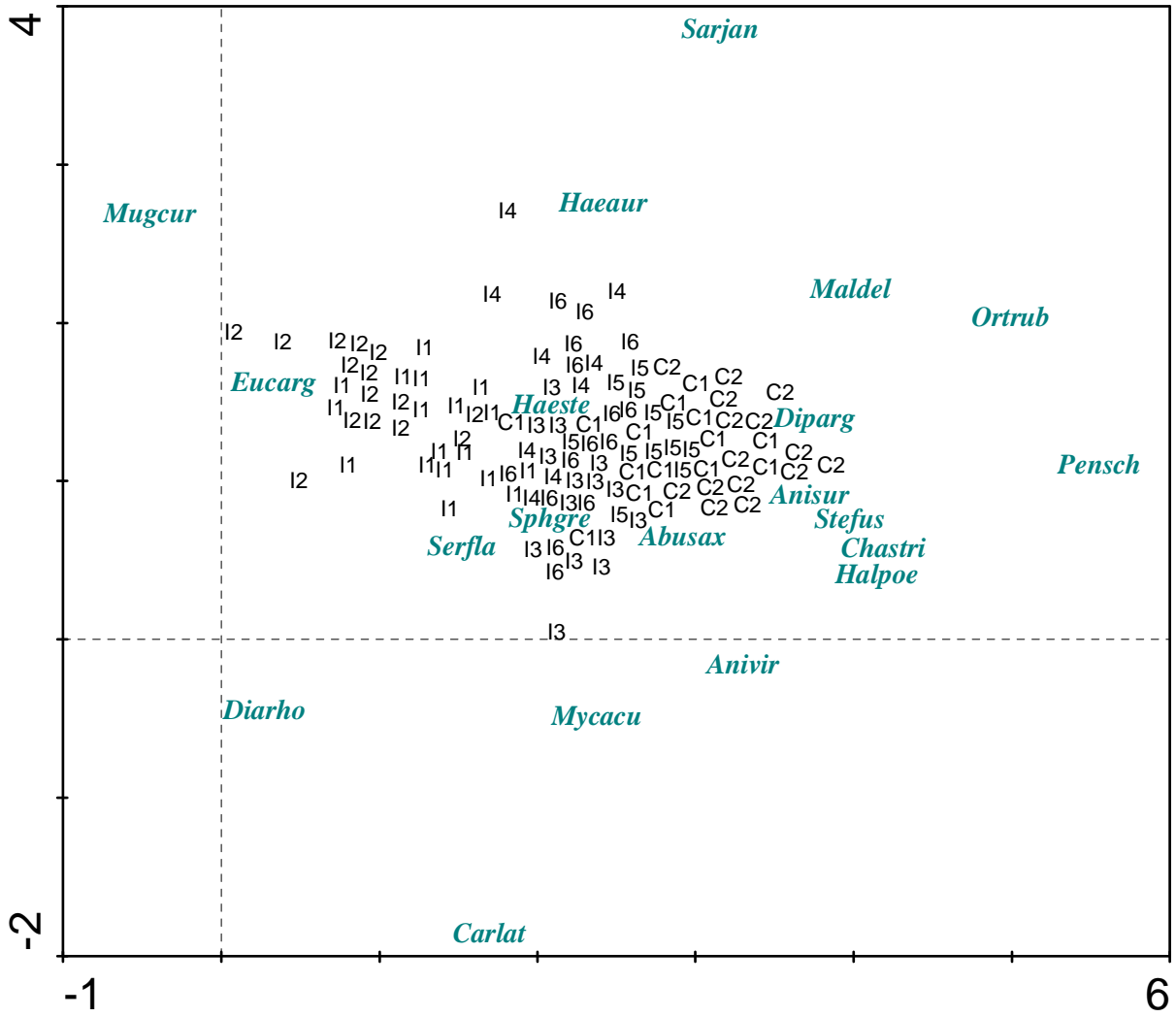


Figura 9. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da análise de correspondência destendenciada (ACD), sobre a abundância das 20 mais numerosas espécies. Amostras codificadas conforme tabela 5 e locais codificados conforme tabela 1.

5.4 Variáveis ambientais

Todas as variáveis ambientais examinadas, com exceção do oxigênio dissolvido, tomadas na superfície e no fundo, apresentaram diferenças significativas de acordo com Anova bifatorial tendo como fatores fixos os locais e as estações (quente/chuvosa *versus* fria/seca) (Tabela 10). As interações locais *versus* estação foram em sua maioria não significantes ou apresentaram significância com baixos valores de F. A temperatura foi maior na estação quente/chuvosa e a salinidade, na estação fria/seca. Apenas a condutividade do fundo apresentou maiores valores na estação quente/chuvosa.

Considerando-se as variáveis amostradas na superfície, a temperatura foi maior para os locais I1 e I2 comparadas a I4, I5, C1 e C2; a menor salinidade foi registrada em C1; e a maior condutividade ocorreu em I1. Para os dados das mesmas variáveis de fundo, a temperatura apresentou maiores valores para os locais I1, I2, I6 e C1 em relação aos demais locais, enquanto a salinidade foi maior em C2, comparada com I6 e C1, e a condutividade foi maior em I1 e I2, comparada com I5, C1 e C2 (Tabela10).

Tabela 10. Valores de F e significância de ANOVA bi-fatorial para comparações das variáveis ambientais de superfície e fundo entre os locais e estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca). Locais codificados conforme Tabela 1. $p < 0,05$ (*), $p < 0,01$ (**).

Variáveis	Local	Estação	Interação	Local	Estação	Interação
	Superfície			Fundo		
Temperatura	23,34**	35,48**	3,28**	15,14**	41,38**	2,7*
	I1,I2 > I4, I5,C1,C2	Q>F		I1,I2,I6,C1>I3,I4,I5,C2	Q>F	
Salinidade	10,68**	16,68**	ns	5,92**	20,25**	ns
	I1,I3,I4,I6,I5,I6,C2>C1	F>Q		C2>I6,C1	F>Q	
Condutividade	15,83**	ns	ns	9,03**	9,11**	ns
	I1>I4,C1,C2			I1,I2>I5,C1,C2	Q>F	
Oxigênio	ns	ns	ns	ns	ns	

A temperatura de superfície foi sempre maior que a de fundo, com estas diferenças sendo mais acentuadas na área de impacto I1 a I5. No local I6 e nos controles C1 e C2 tais diferenças entre a temperatura de superfície e fundo foram pouco acentuadas. A menor média por local foi de 25,4° em C2 no fundo e a maior de 31,2° na superfície de I1. O local I6 e o controle C1 apresentaram médias de temperaturas relativamente elevadas, quando comparadas com I3, I4 e 15, locais bem mais próximos do foco de descarga termal (Figura 10). Para os locais I1 e I2 na estação quente/chuvosa, a temperatura variou entre 27° e 36,2° para superfície e 26,3° e 36,1° para o fundo; na estação fria/seca, foram registrados valores entre 29,5° a 31,5° na superfície, e entre 24,2° e 30,4° no fundo.

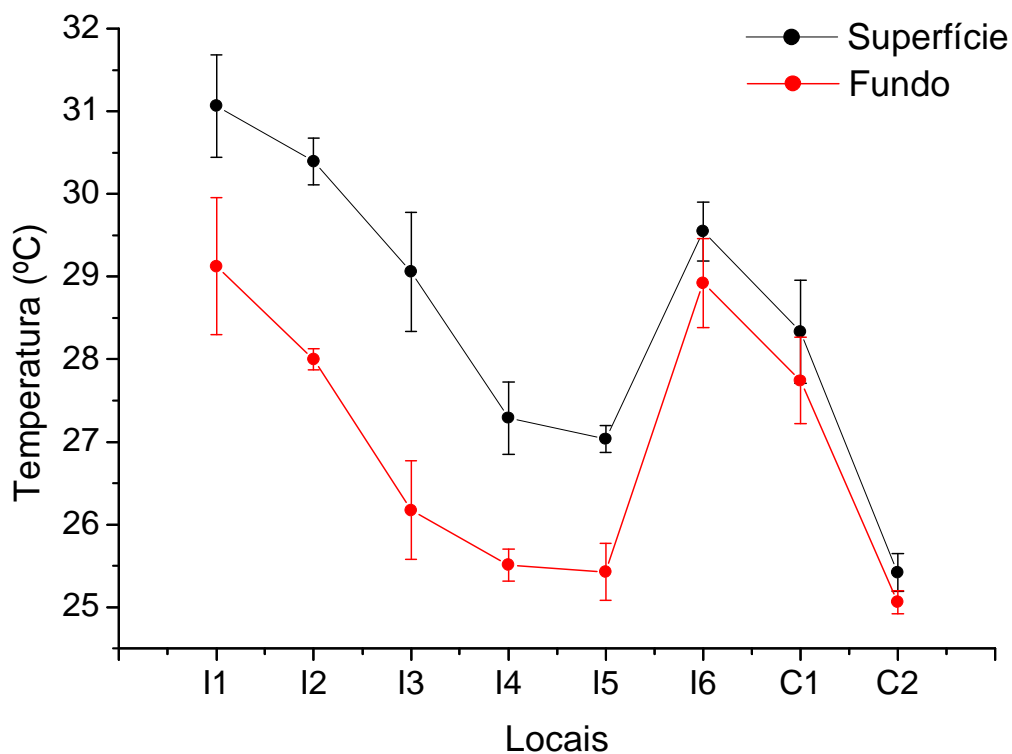


Figura 10. Média e erro padrão da temperatura (°C) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.

A salinidade de superfície e fundo não apresentou diferenças significativas na maioria dos locais estudados; exceção foi registrada para o local C1, onde as médias de superfície (31) foram inferiores as de fundo (32.5). A média da salinidade variou entre 30,9 a 34,4 para a superfície e 32,4 a 34,2 para o fundo, considerando as duas estações (Figura 11).

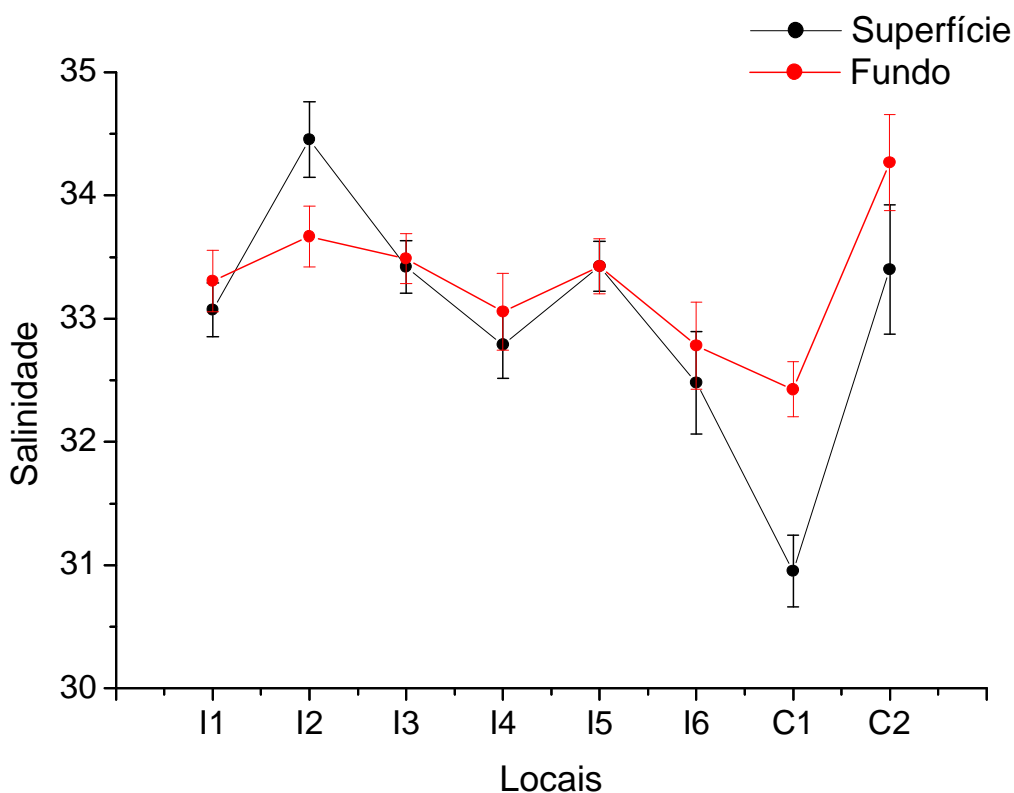


Figura 11. Média e erro padrão da salinidade de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.

A condutividade apresentou um decréscimo do foco da descarga termal para as áreas de controle. As médias nos locais de maior impacto (I1 e I2) variaram entre 53,5 mS/cm^{-1} e 56,6 mS/cm^{-1} considerando a superfície e o fundo. Já nos locais controles (C1 e C2), onde os menores valores foram registrados, a média de condutividade variou de 49,5 mS/cm^{-1} a 51,5 mS/cm^{-1} , também considerando superfície e fundo (Figura 12).

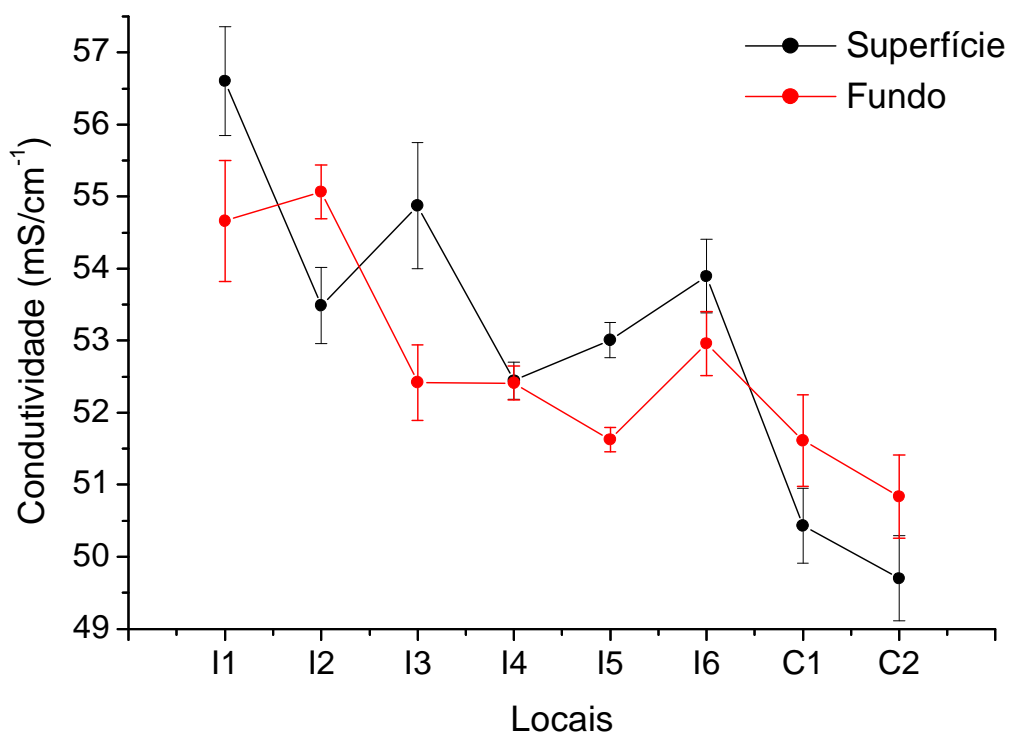


Figura 12. Média e erro padrão da condutividade (mS/cm^{-1}) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.

O oxigênio dissolvido esteve sempre próximo da saturação e não apresentou um padrão de diferenciação entre os locais nem entre as estações, com exceção dos locais de controle, onde o fundo parece apresentar maiores valores que a superfície; nos locais mais impactados foram registrados valores relativamente elevados e grandes variações do oxigênio dissolvido. A média do oxigênio dissolvido variou entre 91,2% a 98,9% na superfície, e de 91,9% a 98,8% no fundo (Figura 13). Para os valores absolutos o oxigênio dissolvido variou entre 83,3% a 112,7% em ambas as estações e profundidades.

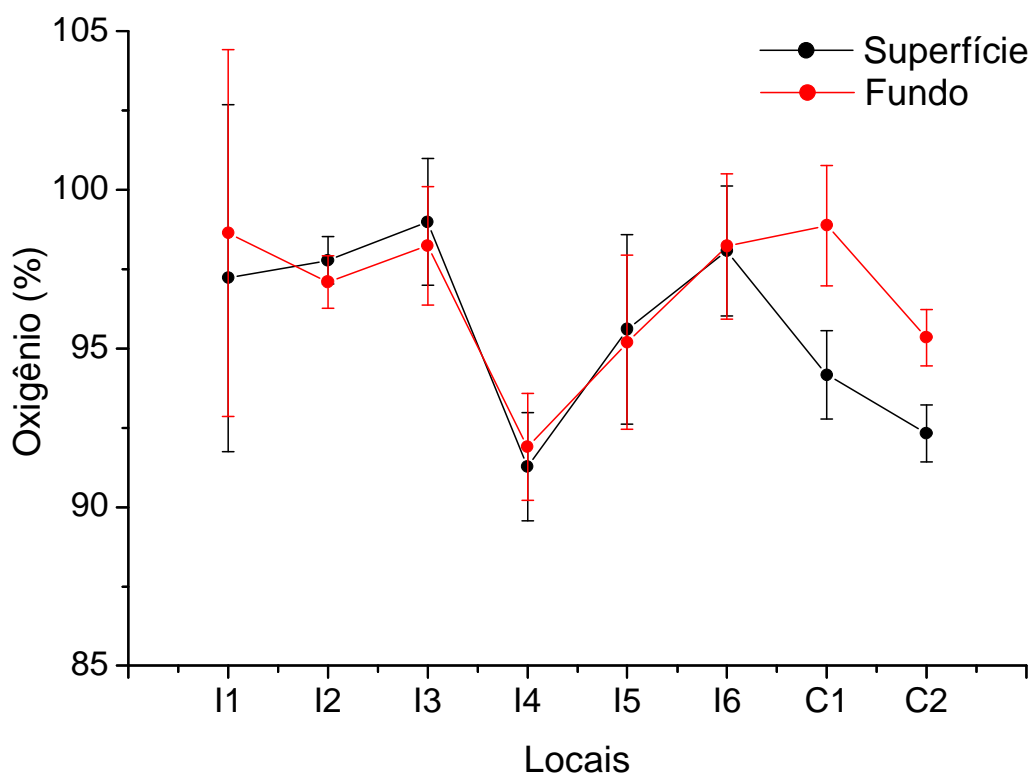


Figura 13. Média e erro padrão do oxigênio dissolvido (%) de superfície e fundo nos locais amostrados. Código dos locais conforme tabela 1.

A Análise de Componentes Principais sobre as variáveis ambientais foi feita separadamente para os dados de superfície e de fundo, visando extrair maiores detalhes destes padrões. Para os dados de superfície os dois primeiros componentes explicaram 75,8 % da variância total (Tabela 11) com o componente 1 apresentando significativa correlação positiva com a temperatura e a condutividade, e o componente 2 com negativa correlação com a salinidade e profundidade.

Em relação às variáveis ambientais de fundo, os dois primeiros componentes apresentaram explicação de 76,7% da variância total (Tabela 11), com o componente 1 apresentou significativa correlação negativa com a temperatura e o componente 2 com a salinidade.

Tabela 11. Pesos dos componentes principais das variáveis ambientais de superfície e fundo nos locais amostrados nos dois primeiros componentes. Valores altamente significativos em negrito.

Componentes	Superfície		Fundo	
	1	2	1	2
Temperatura	0,884	0,300	-0,645	0,136
Salinidade	0,295	-0,792	0,264	-0,863
Condutividade	0,918	-0,259	-0,547	-0,470
Profundidade	-0,312	-0,661	0,464	0,125
Autovalores	1,80	1,22	1,96	1,11
Variância explicada	45,2	30,5	49,0	27,7

Os diagramas dos componentes 1 e 2 das amostras codificadas por estação (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca) para as variáveis de superfície, não apresentaram separação clara (Figura 14a). Por outro lado, estas mesmas variáveis tomadas no fundo (Figura 15a) separaram temporalmente as duas estações, com a maioria das amostras da estação quente/chuvosa localizadas no quadrante esquerdo superior do diagrama, sendo associadas as mais elevadas temperaturas e menores salinidades, enquanto as amostras das estações fria/seca estando localizadas no quadrante direito inferior do diagrama, associadas às mais elevadas salinidades e menores temperaturas.

Os diagramas das amostras codificadas por locais de amostragem para as variáveis de superfície (Figura 14b) apresentaram uma separação espacial para as amostras, com os locais impactados situados no lado direito do diagrama, associados aos maiores valores de temperatura e condutividade, enquanto as amostras dos locais controles localizadas no lado esquerdo do diagrama, sendo associadas às menores temperaturas e condutividade. No componente 2, observou-se uma separação das amostras dos locais I3 e I5 predominando na parte inferior do diagrama e associadas às maiores profundidades e salinidade, enquanto as amostras de C1 localizadas na parte superior do diagrama foram associadas ao padrão inverso para estas variáveis. As variáveis de fundo, por outro lado, não apresentaram uma clara separação de acordo com o diagrama de ordenação (Figura 15b).

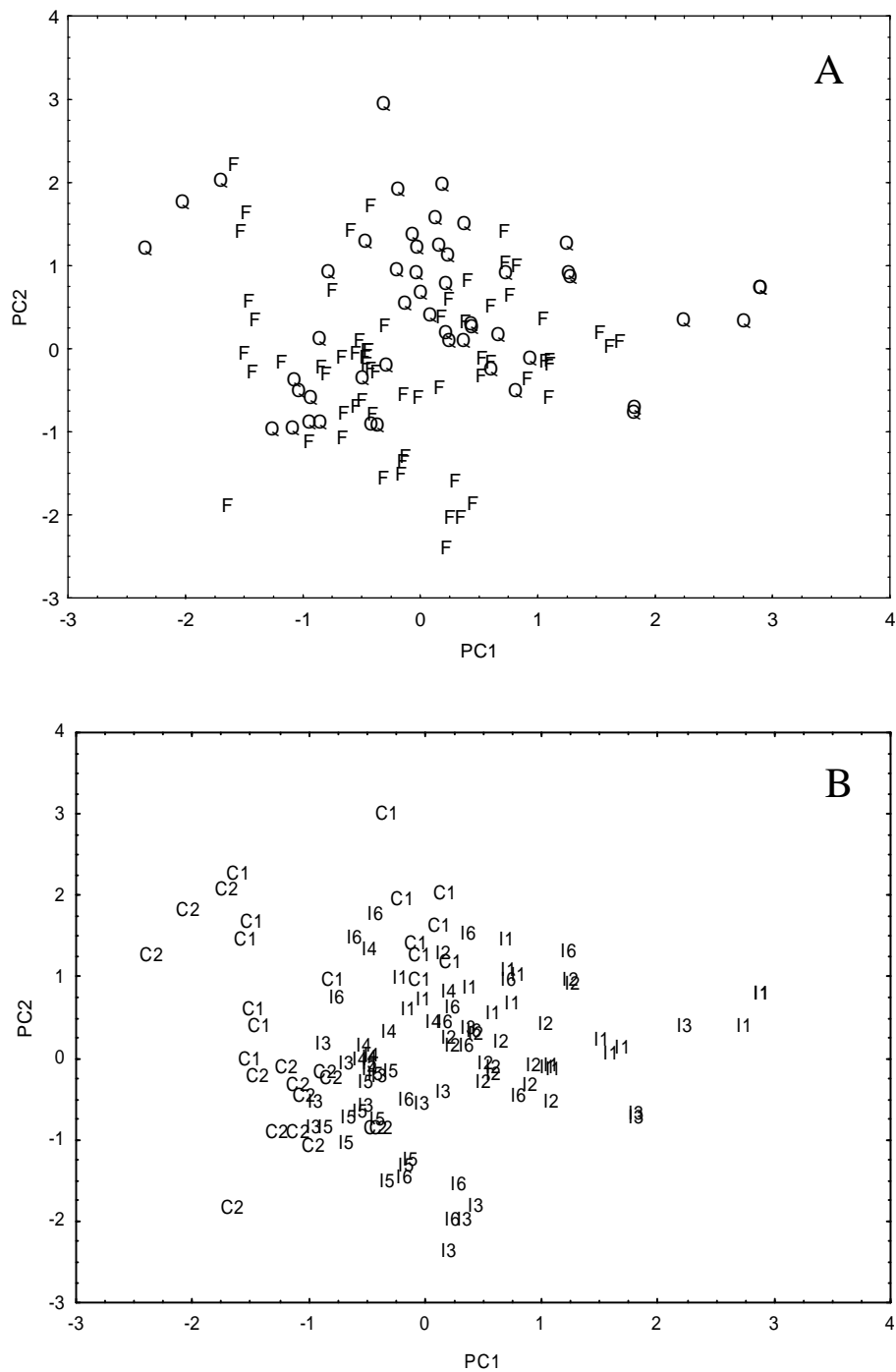


Figura 14. Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para as amostras das variáveis ambientais de superfície codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca) e por (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2).

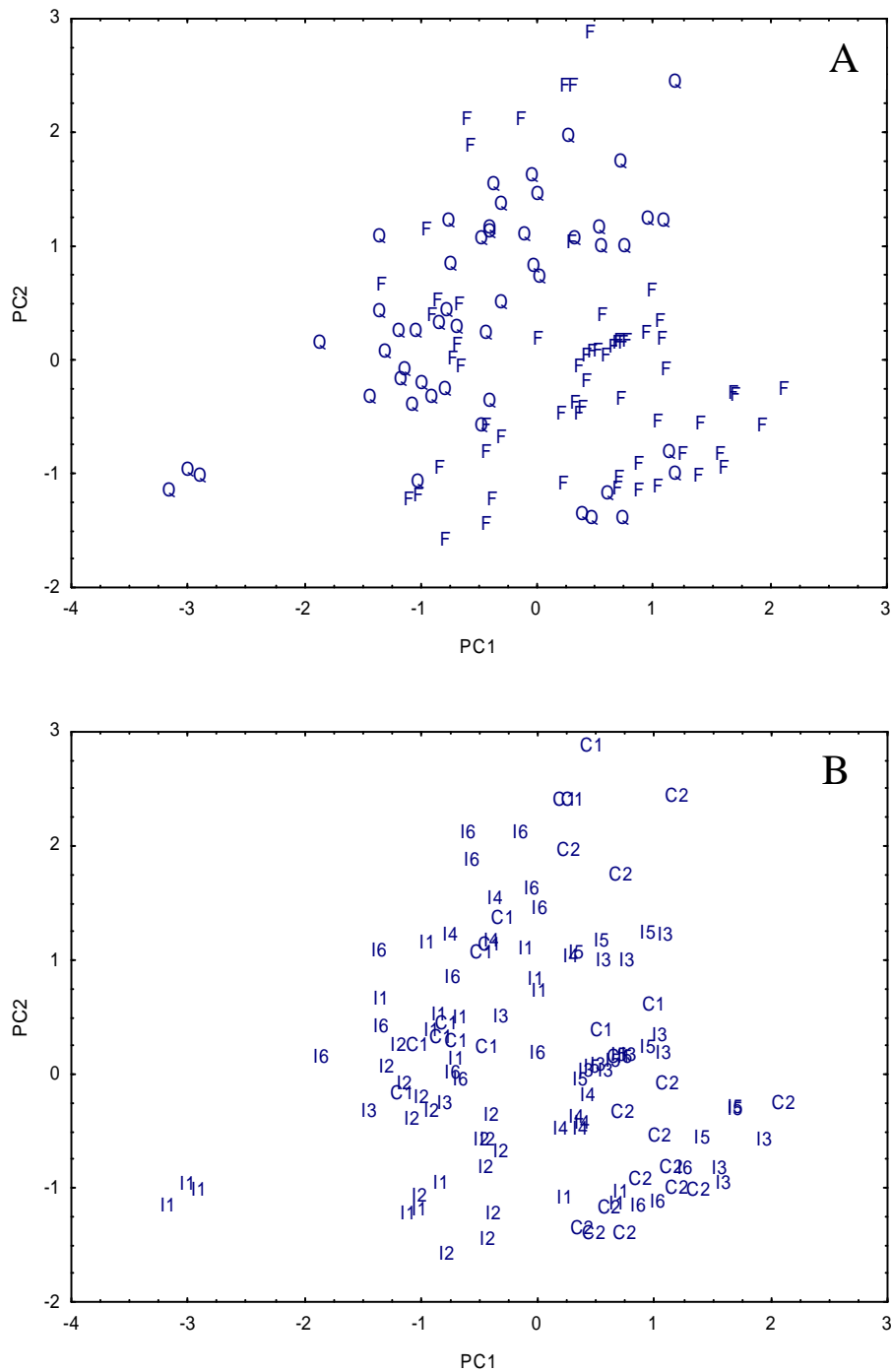


Figura 15. Diagrama de ordenação dos dois primeiros componentes principais para as amostras das variáveis ambientais de fundo codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca) e por (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2).

5.5. Influência das variáveis ambientais na ictiofauna

O índice de diversidade de Shannon (H') esteve associado inversamente com a temperatura de fundo, com os locais de maiores temperaturas (I1, I2, I6 e C1) apresentando os menores valores para o índice de diversidade (Figura16).

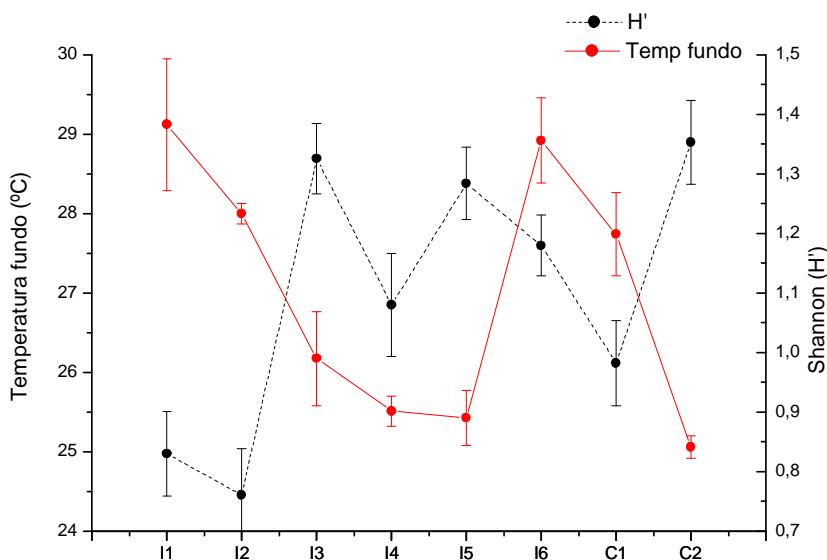


Figura16. Média e erro padrão do índice de diversidade de Shannon (H') (linha pontilhada) e da temperatura de fundo (linha sólida) nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2).

De acordo com o coeficiente não paramétrico de Spearman, utilizado para avaliar eventuais correlações entre as abundâncias das espécies e as variáveis ambientais, foram encontradas várias correlações significativas. A temperatura apresentou significativa correlação negativa com várias espécies (*A.saxatilis*, *A. surinamensis*, *A. virginicus*, *C. striatus*, *D. argenteus*, *H. steindachneri*, *M. acutirostris*, *P. schomburgkii* e *S.fuscus*), com exceção de *E. argenteus* que apresentou correlação positiva. Também a condutividade apresentou significativa correlação negativa com várias espécies, como *A.saxatilis*, *A. surinamensis*, *A. virginicus*, *C. striatus*, *D. argenteus*, *H.aurolineatum*, *H. steindachneri*, *H. poeyi*, *M.delalandii*, *M.acutirostris*, *P. schomburgkii*, *S. fuscus*. Por outro lado, a profundidade apresentou correlação positiva com a maioria das espécies (*A.saxatilis*, *A. surinamensis*, *A. virginicus*, *C. striatus*, *D.*

argenteus, *H. aurolineatum*, *H. steindachneri*, *M. delalandii*, *M. acutirostris*, *S. janeiro*, *S. flaviventris*, *S. fuscus*), com excesso de *M. curema* e *E. argenteus* que apresentaram correlação negativa. Apenas três espécies apresentaram correlação positiva com a salinidade (*M. curema*, *P. schomburgkii* e *S. fuscus*), indicando que este fator tem menor influência na distribuição das espécies (Tabela 12).

Tabela 12. Coeficiente de Correlação de Spearman entre as variáveis ambientais de fundo que apresentaram diferenças significativas entre os locais e as 20 espécies mais abundantes, nos locais impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). Correlações altamente significativas, indicadas em vermelho ($p < 0,01$).

Código das espécies	Temperatura	Salinidade	Condutividade	Profundidade
Abusax	-0,33	0,03	-0,31	0,47
Anisur	-0,22	0,04	-0,26	0,33
Anivir	-0,21	-0,01	-0,33	0,20
Carlat	0,02	-0,04	-0,09	0,18
Chastri	-0,25	0,07	-0,30	0,25
Diarho	0,09	-0,06	0,02	-0,11
Diparg	-0,32	0,00	-0,45	0,31
Eucarg	0,32	-0,14	0,38	-0,34
Haeaur	-0,14	-0,18	-0,32	0,26
Haeste	-0,32	0,01	-0,28	0,35
Halpoe	-0,04	-0,14	-0,26	0,07
Maldel	-0,16	0,05	-0,20	0,21
Mugcur	-0,03	0,24	0,26	-0,29
Mycacu	-0,27	0,01	-0,24	0,25
Ortrub	-0,10	0,16	-0,04	0,00
Pensch	-0,31	0,37	-0,26	0,11
Sarjan	-0,01	-0,05	-0,08	0,19
Serfla	0,04	-0,08	0,07	0,22
Sphgre	0,12	0,02	0,25	-0,20
Stefus	-0,48	0,19	-0,41	0,50

A matriz das variáveis ambientais foi submetida à Análise de Correspondência Canônica (ACC), tendo-se utilizado o teste de Monte Carlo para seleção das variáveis ambientais de fundo (Tabela 13). A temperatura, condutividade e profundidade foram selecionadas ao nível de significância de 99% ($p < 0,01$), e a salinidade ao nível de significância de 95% ($p < 0,05$). O oxigênio dissolvido não apresentou significância e não foi incluído nesta análise.

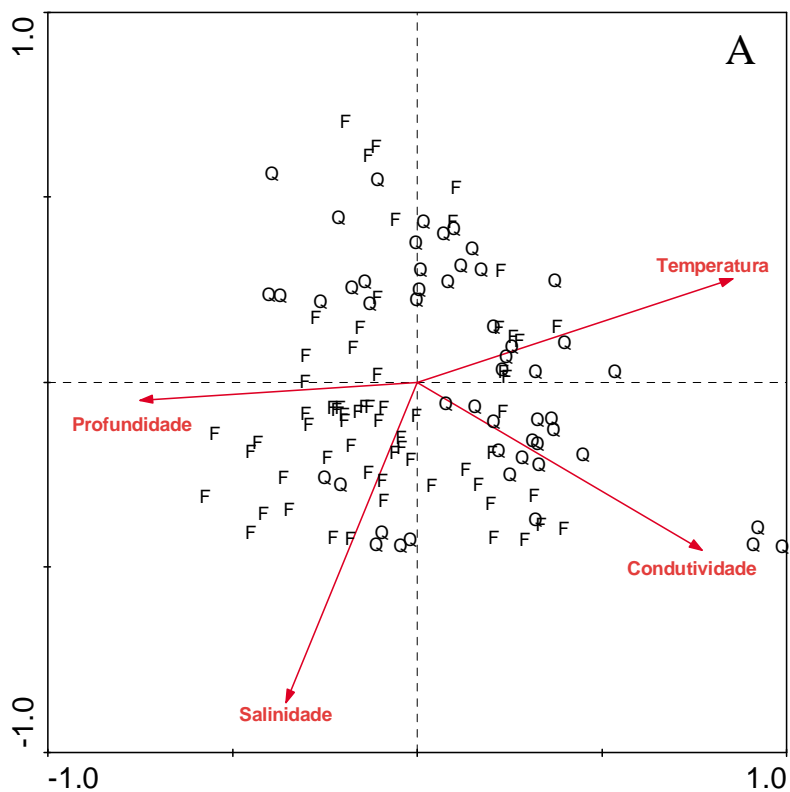
Tabela 13. Sumário de teste de Monte Carlo para seleção das variáveis ambientais dos locais amostrados impactados (I1 a I6) e controles (C1 e C2). F = valor do teste estatístico de Monte Carlo; p = níveis de probabilidade.

Variáveis	F	p
Temperatura	12,04	0,002
Condutividade	4,93	0,002
Profundidade	3,97	0,002
Salinidade	2,16	0,026
Oxigênio Dissolvido	1,86	0,078

Observou-se que a fonte principal de variação do modelo foi uma mudança na estrutura da assembléia de peixes ao longo do eixo1 que explicou 69,6% da relação espécie-ambiente (Tabela 14), coincidindo com o gradiente espacial da temperatura e condutividade inversamente relacionado com a profundidade (Figura 17). As amostras codificadas pelas estações foram separadas ao longo do eixo 1, com aquelas de maior temperatura e condutividade correspondendo à estação quente/chuvosa, correspondendo aos locais I1, I2 e I6 e associados a *E. argenteus*, *D. rhombeus*, *S. greeleyi* e *M. curema*. Por outro lado, as amostras associadas às maiores profundidades e menores temperaturas corresponderam aos locais I3, I5, e C2, associados a *H. steindachneri*, *M. delalandii*, *S. fuscus*, *P. schomburgkii*, *D. argenteus*. O eixo 2 foi associado às maiores salinidades dos locais C2 e I3, sendo associados às ocorrências de *O. ruber*.

Tabela 14. Sumário da análise de correspondência canônica para os dados das 20 espécies mais abundantes e das variáveis ambientais nos locais amostrados: Impactos (I1 e I6) e controles (C1 e C2).

	Eixos			
	1	2	3	4
Correlação das variáveis ambientais				
Temperatura	0,631	0,153	0,132	0,052
Salinidade	-0,262	-0,476	-0,095	0,046
Condutividade	0,570	-0,249	0,146	-0,047
Profundidade	-0,554	-0,026	0,268	0,017
Sumário estatístico para ordenação dos eixos				
Autovalores	0,409	0,128	0,044	0,006
Correlações espécie-ambiente	0,739	0,551	0,413	0,174
Porcentagem cumulativa de variância				
Das espécies	12,7	16,6	18,0	18,2
De relações espécie-ambiente	69,6	91,4	99,0	100,0
Soma dos autovalores não condicionados				3,227
Soma dos autovalores canônicos				0,587



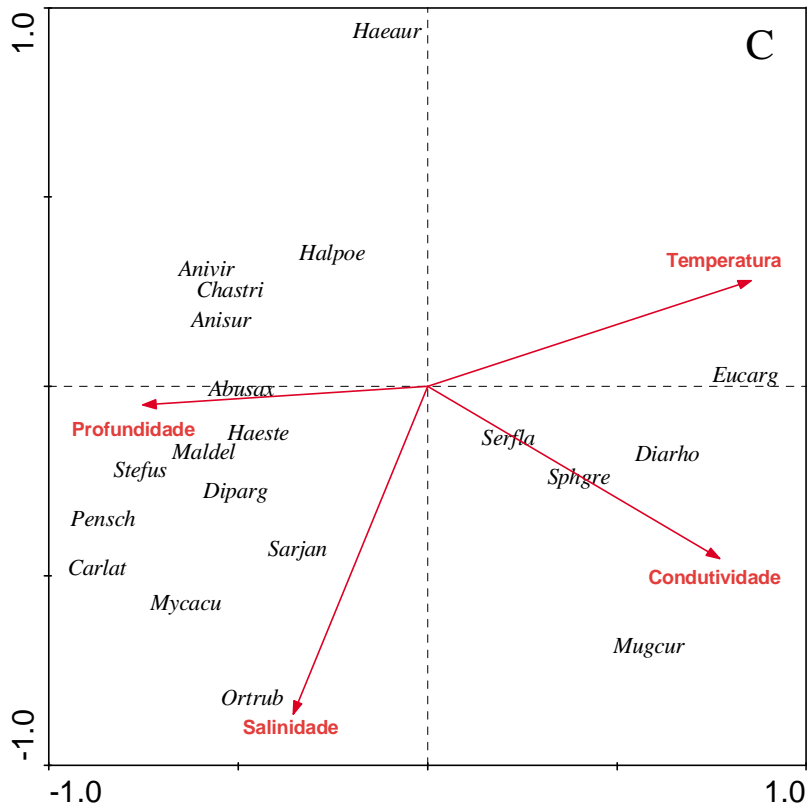
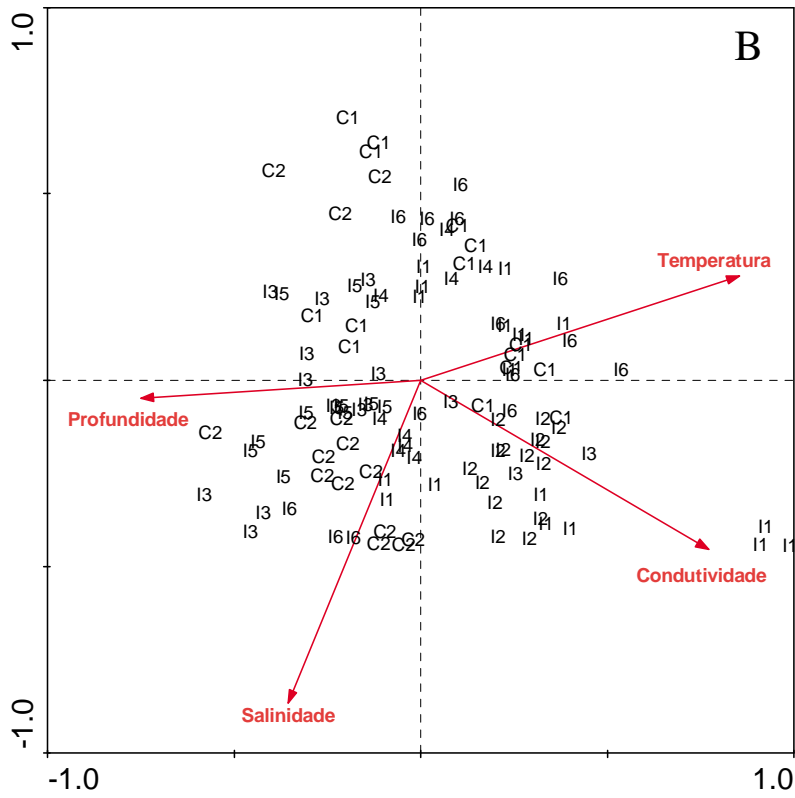


Figura 17. Diagrama de ordenação da Análise de Correspondência Canônica (biplots) das amostras codificadas por (A) estações (Q=quente/chuvosa e F=fria/seca); (B) locais: impactos (I1 a I6) e controles (C1 e C2); (C) código das 20 espécies mais abundantes conforme tabela 1.

6. DISCUSSÃO

Estrutura do habitat

A avaliação da complexidade estrutural do ambiente físico realizada neste estudo apresentou maior destaque para os locais I3, I5 e C2, que se mostraram mais estruturados do que os outros locais, bem como apresentando maiores profundidades e declividades. Os maiores valores de riqueza e diversidade de espécies também foram determinados principalmente por estruturas mais complexas como rochas de tamanhos variados e maior densidade de tocas encontradas nestes locais. A estrutura física tem sido correlacionada diretamente com a riqueza de espécies (LETOURNEUR, 1996; FRIEDLANDER & PARRISH, 1998; GROBER-DUNSMORE et. al., 2008.), uma vez que características do meio físico como a existência de tocas, fendas e rochas de tipos e tamanhos variados fornecem aos organismos abrigos e habitats para a reprodução de peixes, favorecendo assim à riqueza local. Muitos estudos (ÖHMAN & RAJASURIYA, 1998; ABURTO-OPEREZA & BALART, 2001; GARCÍA-CHARTON et al., 2004; TITTENSOR et. al., 2007) têm examinado o efeito da estrutura do habitat (estrutura física e cobertura bêntica) na comunidade de peixes, porém sem discriminar a influência de cada uma destes fatores separadamente.

Estruturas físicas como a rugosidade (complexidade estrutural) têm sido amplamente utilizadas em recifes de corais como um bom preditor da diversidade de peixes e, em alguns locais, a abundância (CHABANET et al., 1997). FERREIRA et al. (2001) estudando os costões rochosos da região de Cabo Frio encontrou que a rugosidade pode ser um pobre descritor do número de peixes em habitats de costões rochosos, o que não foi confirmado para o local C2 que apresentou características de um local estruturado com elevadas abundâncias e riqueza de espécies. Já os locais I1, I2, I4 e I6 que foram menos estruturados fisicamente, apresentaram comparativamente menores abundâncias e riqueza, provavelmente por não proporcionarem áreas com limitados recursos estruturais para sustentar uma assembléia mais rica e abundante. Os locais I6 e C1, que também apresentaram menor estruturação física, não apresentaram os mesmos padrões de baixa diversidade, conforme indicado pelos elevados valores dos índices de Shannon e Margalef, respectivamente. Tais resultados podem estar relacionados a outro fator que talvez seja mais importante que a complexidade estrutural, como a cobertura bêntica. Estes locais apresentaram até seis tipos de grupos

morfo-estruturais, o que pode caracterizar uma cobertura bêntica mais diversa. Segundo LAEGDSGAARD & JOHNSON (2001), a complexidade estrutural por si só pode não ser um bom atrativo para peixes jovens, independentemente dos benefícios que a estrutura possa fornecer, tais como abrigo ou aumento na área de superfície para a acumulação de alimento. CABAITAN et al.(2008) encontrou que a introdução de corais facilita e incrementa a colonização de área rochosas por peixes jovens, atuando como verdadeiros recifes artificiais na aglomeração de organismos. Tais técnicas de manejo têm sido reportadas por HARRIOT & FISK (1988) como semelhante ao reflorestamento de áreas terrestres visando o aumento da biodiversidade e produtividade. Segundo FRIEDLANDER & PARRISH (1998) a estrutura do habitat e a abundância das espécies possuem baixa correlação. No entanto, tem sido sugerido que a abundância das espécies de peixes em diferentes recifes de corais aumenta com a complexidade estrutural (GLADFELTER et al., 1980)

A hipótese nula de que o impacto da descarga termal não altera a estrutura do habitat foi pelo menos parcialmente corroborada no presente trabalho. Uma evidência disto é de que locais mesmo próximos do foco de poluição termal podem apresentar elevada estrutura do habitat (complexidade estrutural e cobertura bêntica) caso o mesmos apresentem elevada profundidade, uma vez que o impacto se faz mais presentes nas camadas superficiais, como foi o caso dos locais I3 e I5. A descarga termal afetou a estrutura do habitat, porém de forma pontual, nos locais impactados mais próximos (I1 e I2) que apresentaram baixa complexidade estrutural e cobertura bêntica, caracterizada por poucos organismos praticamente exclusivos destes locais como o molusco vermetídeo do gênero *Petalocochnus* e a alga calcária do gênero *Amphiroa*. Descargas termais têm sido observadas como redutoras da riqueza de espécies tanto de algas quanto da comunidade zoobêntica, aumentando a abundância de espécies oportunistas ou efêmeras e alterando a dinâmica populacional das espécies mais abundantes (DEVINNY, 1980; MAHADEVAN, 1980; VERLAQUE et al., 1981; BAMBER & SPENCER, 1984; SURESH et al., 1993; QIAN et al., 1993). Portanto, as baixas riquezas de espécies nos locais mais impactados podem estar relacionadas as menores percentagens de cobertura bêntica, resultando na limitação de recursos alimentares disponíveis.

Os locais I5, I6, C1 e C2 apresentaram vários grupos morfo-estruturais e maior cobertura bêntica apesar de alguns deles estarem dentro da área de influência da poluição termal. Algumas semelhanças na estrutura do habitat entre estes locais, mesmo

com alguns deles sem a influência termal (caso dos controles) indicam que a poluição térmica quando em menor intensidade pode não ser o fator determinante na composição e estrutura das comunidades de peixes, com a estrutura do habitat desempenhando um papel mais importante.

As diferenças na riqueza das espécies e a abundância entre os controles foram determinadas principalmente pelas diferenças quanto à estrutura do habitat. LARDICCI et al. (1999) estudando a influência da descarga termal na variabilidade espacial e na abundância da comunidade da fauna meiobêntica e macrobêntica no Golfo da Follonica (Oeste do Mediterrâneo) encontrou que o efluente quente não apresentou influência na estrutura da comunidade e em sua distribuição espacial. No entanto, VILANOVA et al. (2004) estudando o efeito da descarga termal na comunidade de esponjas na mesma área de influência em questão da UNAG encontrou que a riqueza das espécies, diversidade e a densidade da comunidade foram baixas quando comparadas a locais controles. De forma geral, organismos bentônicos sésseis têm sido registrados como suscetíveis a efluentes quentes e um aumento de poucos graus na temperatura podem ameaçar a sua sobrevivência (LAWS, 1993; LOGUE et al., 1995). De acordo com MATE (1997), a temperatura letal para organismos de recifes de corais está dentro de 30-35° C. Esta faixa de temperatura coincide com a da área de influência nos dois locais mais próximos a descarga da UNAG, sugerindo que a poluição termal é o principal fator limitador e redutor da composição e da abundância de comunidades bentônicas.

As algas apresentaram as maiores médias de percentagem de cobertura para todos os locais, sendo um grupo de grande importância, pois além de serem responsáveis pela produção primária, formam uma complexa estrutura e suportam uma variedade de microhabitats, aumentando o potencial da diversidade de peixes. No entanto, as espécies de algas e os tipos morfo-estruturais de algas registradas nos locais amostrados foram principalmente do tipo incrustantes e filamentosas, não formando grandes aglomerados e bancos. Mesmo as espécies caracterizadas como foliáceas apresentaram pequeno tamanho (média de altura =15 cm, observação pessoal) podendo desta forma não ter sido um bom estruturador dos habitats. LAEGDSGAARD & JOHNSON (2001) utilizando estruturas de manguezal artificial encontraram um aumento no número de peixes que foi relativamente baixo quando comparado a áreas estruturadas. No entanto, a introdução de estruturas artificiais com acumulação e fixação de algas atraiu aproximadamente um número quatro vezes maior de peixes jovens. Estes mesmos autores também indicaram que o aumento da heterogeneidade

estrutural sozinha é insuficiente para explicar a forte associação do grande número de peixes jovens em florestas de mangue. Muitas formas de vegetação acumulam uma diversidade de invertebrados sendo importantes como recursos alimentares para muitos jovens de peixes (ROBERTSON, 1984; LUBBERS et al., 1990; SCHNEIDER & MANN, 1991; ORNELLAS & COUTINHO, 1998). ZALMON et al. (2002) realizando experimentos com recifes artificiais na costa norte do Rio de Janeiro detectou um aumento na riqueza da comunidade de peixes recifais relacionado ao desenvolvimento gradual da comunidade incrustante nas estruturas.

A cobertura bêntica somada à estrutura física foi determinada como um fator importante de correlação com a riqueza e a diversidade de espécies de peixes nos locais mais estruturados. Os padrões de abundância de peixes, porém não foram diretamente associados apenas com os locais I5 e C2, caracterizados como muito estruturados, mas também aos locais mais influenciados pela poluição termal (I1 e I2). Por outro lado, a riqueza de espécies, esteve associada a locais bem estruturados e com baixa ou nenhuma influência da poluição termal. No entanto, para que o ambiente suporte grandes riquezas e abundâncias, são necessárias a existência de áreas maiores de cobertura bêntica, como foi o caso de I5 e C2, já que estes locais apresentam menores áreas caracterizadas por ausência de cobertura.

Além da descarga termal, outros fatores potencialmente poluidores são introduzidos pela UNAG, como a poluição por cloro e o fluxo gerado pela introdução da descarga, que também podem influenciar na densidade da comunidade. O cloro é adicionado à água para evitar incrustação de organismos, e produtos a base de cloro agem como antibiótico para os organismos que possam vir a se fixar no substrato. A reatividade química e as propriedades biocidas destes oxidantes são bem conhecidas, e em princípio as comunidades bióticas podem ser prejudicadas (JENNER et al., 1997).

Adicionalmente, muitos organismos bentônicos vegetais e animais possuem propágulos sendo este o único mecanismo de dispersão. Apesar dos propágulos terem o potencial para explorar e selecionar áreas adequadas para fixação, o regime de fluxo intenso no local da descarga impossibilita a exploração de substratos (ABELSON & DENNY, 1997). PAWLIK & BUTMAN (1993) observaram uma “erosão” de larvas devido a altas velocidades de fluxo, quando a magnitude a velocidade do fluxo próxima ao substrato são superiores a $1,03 \text{ cm s}^{-1}$. Estas condições de fluxo tornam inteiramente ineficiente a dispersão de propágulos.

Comunidade de peixes

A comunidade de peixes de costões rochosos foi composta de poucas espécies dominantes e comuns e um maior número de espécies ocasionais e raras. Este padrão é comum em comunidades de peixes de costões rochosos, bem como de outros sistemas costeiros e estuários (VALESINI et al.,1997). Embora existam poucas informações disponíveis sobre a riqueza de peixes de costões rochosos, algumas comparações podem ser feitas para a costa do Rio de Janeiro. ANDREATA et al. (2002) realizando amostragens utilizando o método de censo visual na baía da Ribeira (Ilha Grande) registrou um total de 47 espécies, enquanto MEURER (2006) estudando esta mesma área observou um total de 54 espécies. O presente trabalho apresentou maior riqueza de espécies (59 espécies) quando comparado a estes dois trabalhos até então realizados nesta área da Baía da Ilha Grande. Diferenças quanto ao número de espécies registradas podem ser reflexo das diferenças inerentes aos locais amostrados e/ou aos métodos e intensidade de esforço aplicados. FERREIRA, et al. 2007 realizou um amplo levantamento na baía da Ilha Grande registrando um total de 174 espécies de Angra dos Reis a Parati incluindo a Ilha Grande.

A descarga termal influenciou a estrutura da comunidade e sua distribuição espacial. As marcadas diferenças na diversidade e riqueza da comunidade de peixes entre os locais mais impactados pela descarga termal (I1 e I2) e os controles indicam a forte influência da poluição termal na comunidade de peixes constatada no presente trabalho. Diferenças altamente significativas na comunidade de peixes, principalmente dos locais impactados (I1 e I2) em relação aos outros locais foram consistentemente detectadas por ANOSIM e outras técnicas estatísticas empregadas neste trabalho. No entanto, a influência da poluição termal em relação à distância do ponto da descarga termal, nem sempre apresenta relação inversa, como foi confirmado neste trabalho. Além da poluição térmica, a estruturação física e a presença de cobertura bêntica são fatores de grande importância na composição e diversidade da comunidade de peixes. Influências de variáveis como a profundidade parecem diminuir o efeito da poluição térmica, atuando como fator de interferência e minimizando o efeito da distância do foco de poluição como fator determinante da estruturação da comunidade de peixes.

Estudos realizados examinando impactos ambientais na comunidade de peixes apresentaram conflitos quanto aos resultados. RONG-QUEN et al. (2001) monitorando um período de 21 anos (1979-1999) a comunidade de peixes recifais, no entorno de uma Usina Nuclear no sul de Taiwan, encontrou algumas inconsistências na variação

temporal, tendo concluído que mudanças artificiais na temperatura da água foram menores que as variações sazonais naturais, entre elas, tornados, furacões e outras perturbações naturais de grande pulso.

A distribuição das espécies parece ser determinada a nível local, tendo uma grande associação com o habitat. Para os locais mais próximos a descarga termal (I1 e I2), a análise de espécies indicadoras e a contribuição para a similaridade das amostras no local encontradas na análise de similaridade (SIMPER) destacaram três espécies associadas a estes locais com elevadas temperaturas: *E. argenteus*, *M. curema* e *S. greeleyi*. Destas espécies, apenas *S. greeleyi* é típica de costões rochosos, (FERREIRA et al., 2001; FLOETER et al., 2007), enquanto as outras duas são registradas principalmente em bancos arenosos ou áreas de fundo lamoso em baías ou outras áreas semi-fechadas da costa (BENETTI & NETO, 1991; ALVAREZ-LAJONCHERE et al., 1992; CHAVES & OTTO, 1999; GAELZER & ZALMON, 2003). Estas espécies são provavelmente especializadas a explorar recursos disponíveis em áreas de altas temperaturas onde outras espécies não são capazes de se desenvolver. Nos outros locais estudados estas análises apresentaram um maior número de espécies associadas e indicadoras, com algumas variações na composição, dependendo do local. Este padrão de um menor número de espécies que são abundantes em locais com poluição termal foi também encontrado pro RONG-QUEN et al., (2001). As espécies com maiores contribuições para a similaridade de I3, 15, 16 e C1, foram *H. steindachneri* e *A. saxatilis*, espécies típicas de costões rochosos com ampla distribuição nestes sistemas. Já o local I4 as maiores contribuições foram de *H. steindachneri* e *E. argenteus* provavelmente associados ao substrato composto principalmente de areia e com menor estrutura do habitat. Por outro lado, o local C2 foi bem diferenciado de todos os outros locais, por apresenta um maior número de espécies indicadoras e com contribuição para a similaridade, tais como *M. delalandii*, *L. nuchipinnis*, *P. schomburgkii*, *C. striatus*, *D. argenteus* e *S. fuscus*, algumas delas sendo espécies crípticas e territorialistas, sendo associadas a locais bem estruturados (FERREIRA et al., 2001).

Eucinostomus argenteus foi a espécie mais tolerante ao estresse termal observado no presente trabalho. MORA & OSPINA (2001) estudando máximo crítico termal (MCT) de algumas espécies recifais em condições experimentais puderam constatar que existem espécies com habilidades para colonização de habitats quentes, como *Haemulon steindachneri* (36°), *Mugil curema* (40.8°) e *Eucinostomus gracilis* (38°C) apresentando tolerância a temperaturas superiores a 35°C. Neste trabalho, este

padrão de tolerância foi encontrado para as duas primeiras espécies, bem como para uma espécie do mesmo gênero desta última. De acordo com URBAN (1994), peixes recifais são mais tolerantes a aumentos na temperatura do que invertebrados como bivalves e corais. Porém, as espécies registradas nos locais mais impactados foram muito abundantes apenas nestes locais demonstrando a preferência e tolerância a altas temperaturas.

Influências ambientais na comunidade de peixes

Variações entre os locais e estações foram encontradas para a temperatura, salinidade e a condutividade com diferenças entre os valores de superfície e fundo sendo mais acentuados dos locais mais impactados até I5, chegando a diferir até 7° entre a superfície e o fundo (por exemplo, superfície 31,4° e fundo 24,2° em I1). Enquanto locais mais próximos do impacto termal como I1 e I2 apresentaram valores relativamente elevados de temperatura, tanto de superfície como no fundo, outros locais com maiores profundidade não tiveram a as camadas mais inferiores e próximas do substrato afetadas pela descarga termal. Excepcionalmente o local I6 apresentou pequena diferença entre as temperaturas do fundo e de superfície, quando comparado com os outros locais da área de impacto, e também apresentou temperatura relativamente elevada, comparável a I1 e I2. A estruturação do habitat provavelmente permitiu o uso por espécies típicas de costões rochosos, que foram pouco abundantes, mas que não permitiram a colonização pelas espécies oportunistas. Diferentemente de I1 e I2, que apresentaram marcada velocidade de fluxo, este local com menor dinâmica da água, também apresentou melhores condições de colonização por espécies de peixes.

A temperatura foi a variável de fundo de maior relevância na distribuição das espécies mais abundantes, de acordo com as análises utilizadas. As maiores temperaturas dos locais mais impactados (I1 e I2) coincidiram com as maiores abundâncias de *E. argenteus*. Por outro lado, nos locais onde a temperatura foi relativamente menor (I3, I5 e C2) e profundidade maior, as maiores abundâncias foram de *H. steindachneri*, *S. fuscus*, *D. argenteus*, *P. schomburgkii*, *M. acutirostris*, *A. saxatilis*, uma indicação de correlação da influência térmica na distribuição destas espécies. A maioria das espécies correlacionadas negativamente com a temperatura também foi correlacionada negativamente com a condutividade, provavelmente pelas amostragens com maiores valores de condutividade terem sido representadas pelos locais mais impactados (I1 e I2). Adicionalmente, o aumento da condutividade nestes

locais pode ser resultado da introdução de compostos de cloro na água de descarga do sistema de resfriamento para evitar incrustação de organismos nas tubulações. A ação biocida do cloro (JENNER et al., 1997) poderia ser outro fator adicional para diminuição da cobertura bêntica nestes locais.

As maiores profundidades decorrentes da maior declividade dos locais I3, I5 e C2 contribuíram para amenizar as diferenças entre a temperatura de superfície e a temperaturas de fundo, tornando estes habitats menos estressados e mais favoráveis ao desenvolvimento de organismos. As variáveis ambientais na superfície apresentaram um padrão espacial bem definido na superfície e um padrão sazonal pouco evidente, com o reverso desta situação ocorrendo para o fundo, com um padrão espacial pouco definido e um padrão sazonal evidenciado. Isto se explica pelo fato da superfície ter maior influencia do gradiente térmico estruturando espacialmente a área, enquanto no fundo a dinâmica ambiental no fundo é mais homogênea espacialmente, com maior influencia sazonal.

Outros fatores, como alterações nos processos biológicos das espécies influenciados pela temperatura, podem estar relacionados à baixa riqueza e elevada abundância de poucas espécies. Segundo PANKHURST & PORTER (2003), a reprodução de peixes recifais parece ser altamente sensível a variações na temperatura. Aumentos na temperatura podem apresentar efeitos positivos ou negativos na potencialidade reprodutiva, dependendo se estão próximas de seus ótimos termais (MUNDAY et al., 2008). RUTTENBERG et al., (2005) encontrou que a produção de ovos de *Stegastes beebei* declinou rapidamente da performance ótima a 25°C para uma produção muito baixa em temperaturas de 20° ou 27°. Isto indica que um aumento de temperatura de apenas poucos graus Celsius pode significativamente diminuir o sucesso reprodutivo da população, a não ser que elas mudem o *timing* da reprodução.

Efeitos da descarga termal em peixes de água doce são mais estudados em áreas temperadas. LUKSIENE & SANDSTRÖM (1994) encontraram falhas no recrutamento na população da espécie *Rutilus rutilus* exposta a poluição termal de uma Usina Nuclear de na Suécia. MADENJIAN et al. (1986), estudando a abundância de *Alosa pseudoharengus* e *Perca flavescens* em uma Usina Nuclear no sudeste do lago Michigan encontrou um decréscimo significativo na abundância das espécies próximo à descarga termal comparado com uma condição de referência. O impacto do efluente termal na população de *Micropterus dolomieu* na baía de Doré, lago Huron foi também

detectado por SHUTTER et al. (1985), que observaram efeitos negativos no crescimento e no tempo de desova.

Muito pouco ainda é conhecido sobre os efeitos da anormalidade causada pelas altas temperaturas na reprodução, crescimento e sobrevivência dos peixes, o que representa uma grande lacuna nesta área de conhecimento. O presente trabalho confirmou que a poluição termal induz mudanças nas variáveis ambientais e conseqüentemente na biota. Estes resultados podem fornecer informações relevantes para a mitigação dos impactos potenciais causados por poluição termal. Adicionalmente, também pode servir como uma avaliação crítica do potencial impacto causado pelo aquecimento global em águas rasas costeiras, que já tem sido associado com mudanças negativas em varias populações marinhas.

7. CONCLUSÕES

1. Não foi observado um evidente gradiente de alteração termal a partir do foco de descarga da água de resfriamento da Usina Nuclear de Angra dos Reis. Os locais mais próximos (< 150 m) da descarga (I1 e I2) apresentaram fortes impactos da poluição termal refletida nas baixa coberturas bêntica e, conseqüentemente, na estruturação da ictiofauna, onde espécies oportunistas e tolerantes dominaram, enquanto as áreas menos impactadas ou os controles foram colonizados por espécies típicas de costões rochosos.
2. As maiores profundidades, que foram associadas aos locais mais estruturados, evitaram/minimizaram a influencia da poluição termal, que foi mais evidente nas camadas superficiais, portanto alguns locais, mesmo próximos do foco de descarga de efluentes podem apresentar satisfatória cobertura bêntica e comunidade de peixes de costões bem estruturadas.
3. Ambientes com maior estrutura do habitat (complexidade estrutural e percentagem de cobertura), desde que não sejam influenciados pela poluição termal, possuem maior diversidade de espécies; por outro lado, os locais mais impactos apresentaram menor diversidade e riqueza, porém algumas espécies tolerantes, como *E. argenteus*, apresentaram elevadas abundâncias.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELSON, A., & DENNY, M. 1997. Settlement of marine organisms in flow. *Annual Review of Ecological Systems* 28: 317–339.
- ABURTO-OPEREZA, O.; BALART, E.F. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of Califórnia. *Marine Ecology*, 22(4): 283-305.
- ALVAREZ-LAJONCHERE, L., TREWAVAS, E., & HOWES, G.J. 1992. *Mugil curema* and *Mugil liza* Valenciennes in Cuvier & Valenciennes, 1836 (Osteichthyes, Perciformes): proposed conservation of the specific names. *Bulletin of Zoological Nomenclature* 49: 271–275.
- AMANCIO, C. E., BARUFI, J. B., FILHO, G. H. P., OLIVEIRA, E. C. & PLASTINO, E. M.. 2006. Macroalgas Marinhas do Sudeste do Brasil. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2p.
- ANDREATA, J.V., MEURER, B.C., BAPTISTA, M.G.S., MANZANO, F.V., TEIXEIRA, D.E., LONGO, M.M. & FRERET, N.V. 2002. Composição da assembléia de peixes da Baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(4): 1139-1146.
- ANJOS, S. C. Composição, distribuição e abundância da ictiofauna da baía da Ilha Grande (Rio de Janeiro, Brasil). 1993. 80f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- BAMBER, R.N. & SPENCER, J.F. 1984. The benthos of a coastal power station thermal discharge canal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 64: 603–623.
- BANDEIRA, J.V., BARRETO, A.A., BOMTEMPO V.L., MOREIRA R.M., & SALIM, L.H. 2003. The performance of a surface jet on a closed bay: The reality

compared with the theory .6th International Conference on Coastal and Port Engineering in Developing Countries. Proceedings...Colombo, Sri Lanka: COPEDEC, 1 CD-ROM.

BARANS, C.A. & BORTONE. S.A. 1983. The visual assessment of fish populations in the southeastern United States, 1982 Workshop. South Carolina Sea Grant Consortium, Tech. Rep. 1. 52 pp.

BELL, J. D., WESTOBY, M. & STEFFE, A. S. 1987. Fish larvae settling in seagrass. Do they discriminate between bed of different leaf density? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 111: 133–134.

BENETTI, D.D. & NETO, E.B.F. 1991. Preliminary results on growth of mullets (*Mugil liza* and *Mugil curema*) fed artificial diets. *World-Aquaculture* 22: 55–57.

BERWICK, N. L. & FAET, P. E. 1988, Simulating the impacts of sewage disposal on coral reefs. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium, Australia*, 2: 353-361.

BROCK, V. E. 1954. A preliminary report on a method of estimating reef fish populations. *Journal of Wildlife Management* 18, 297–308.

BRUSCA, R.C & BRUSCA, G.I. 2007. Invertebrados. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara Koogan.

CABAITAN, P. C., GOMEZ, E. D. & ALIÑO P. M. 2008. Effects of coral transplantation and giant clam restocking on the structure of fish communities on degraded patch reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 357: 85–98.

CADDY, J.F. & SHARP,G.D. 1986. An ecological framework for marine fisheries investigation. FAO Fisheries Technical Paper 283.

- CADORET, L., ADJEROUD, M. & TSUCHIYA M. 1999. Spatial distribution of chaetodontid fish in coral reefs of the Ryukyu Islands, southern Japan. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 79:725–735
- CHABANET, P., RALAMBONDRAINY, H., AMANIEU, M., FAURE, G. & GALZIN, R. 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. *Coral Reefs* 16: 93–102.
- CHAPMAN, M. G., UNDERWOOD, A. J. & SKILLETER, G. A. 1995. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 189: 103-122.
- CHARTON, J.A.G. & RUZAFKA, A.P. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in the southwest Mediterranean. *Marine Ecology* 19(2):111-128.
- CHAVES, P.T.C. & OTTO, G. 1999. The mangrove as a temporary habitat for fish: The *Eucinostomus* species at Guaratuba Bay, Brazil (25°52'S; 48°39'W). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 42: 61–68.
- CLARKE, K.J. 1993. Non parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. 1994. Change in Marine Communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Plymouth: Natural Environment Research Council.
- CONNELL, S.D. & ANDERSON, M.J. 1999. Predation by fish on assemblages of intertidal epibiota: effects of predation size and patch size. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 241: 15-29.

- CONTADOR, J.F.L., 2005. Adaptive management, monitoring, and the ecological sustainability of a thermal-polluted water ecosystem: a case in SW Spain. *Environmental Monitoring and Assessment* 104: 19–35.
- COSTA, H. 1998. Uma avaliação da qualidade das águas costeiras do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: GTZ/SEMADS, 261p.
- DEMBSKI, S., MASSON, G., MONNIER, D., WAGNER, P. & PIHAN, J.C. 2006. Consequences of elevated temperatures of life-history traits of an introduced fish, pumpkinseed *Lepomis gibbosus*. *Journal of Fish Biology* 69: 331–346.
- DEVINNY, J.S. 1980. Effects of thermal effluents on communities of benthic marine macro-algae. *Journal of Environmental Management* 11: 225–242.
- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. .1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecology Monograph* 67: 345-366.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil II. Teleostei (1). São Paulo: MZUSP, 110 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil III. Teleostei (2). São Paulo: MZUSP.90 p.
- FIGUEIREDO, J. L. & MENEZES, N. A. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil VI. Teleostei (5). São Paulo: MZUSP.116 p.
- FERREIRA C.E.L., GONÇALVES, J.E.A. & COUTINHO R. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environmental Biology of Fishes* 61: 353–369.
- FERREIRA, C.E.L., FERREIRA, C.G.W., RANGEL, C.A., MENDONÇA, J.P., GERHARDINGER, L.C., FILHO, A.C., GODOY, E.A., JUNIOR, O.L. & GASPARINI, J.L. 2007. Peixes recifais; p. 293-322 In Creed, J. C., Pires, D. O. &

Figueiredo, M. A. O. (ed.). Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Brasília, DF. MMA/SBF.

FLOETER, S.R., KROHLING, W., GASPARINE, J., FERREIRA, C.E.L. & ZALMON I. 2007. Reef fish community structure on coastal islands of the southeastern Brazil: the influence of exposure and benthic cover. *Environmental Biology of Fishes* 78: 147–160.

FORCHHAMMER, M.C., POTS, E., KOZLOV, M.V. & HUGHES, L. 2000. Climatic signatures in ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 286-287.

FOWLER, A.J. 1987. The development of sampling strategies for population studies of coral reef fishes. A case study. *Coral Reefs* 6: 49–58.

FRIEDLANDER, A.M. & PARRISH, J.D. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 26: 65–84.

FROESE, R. & PAULY, D. 2006. Fish Base. Available from www.fishbase.org (accessado Junho/ 2008).

GAEZLER, L.R. & ZALMON, I.R. 2003. The influence of wave gradient on the ichthyofauna of southeastern Brazil: Focusing the community structure in surf-zone. *Journal of Coastal Research* 35: 456–462.

GARCÍA-CHARTON J.A. & PÉREZ-RUZAFÁ, A. 1998. Correlation between habitat structure and a rocky reef fish assemblage in SW Mediterranean. PSZN I, *Marine Ecology* 19:111–128.

GARCÍA-CHARTON J.A., PÉREZ-RUZAFÁ, A., SÁNCHEZ-JEREZ, P. BAYLE-SEMPERE, J. T., REÑONES, O. & MORENO, D. 2004. Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161–182.

- GLADFELTER, W.B., OGDEN, J.C., GLADFELTER, E.H. 1980. Similarity and diversity among coral reef communities: A comparison between tropical western Atlantic (Virgin Islands) and tropical central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology* 61: 1156–1168.
- GLYNN, P.W. 1988. El Niño-Southern Oscillation 1982-1983: near-shore population, community, and ecosystem responses. *Annual Review of Ecological Systems* 19: 309–345.
- GUST, N. 2002. Scarid biomass on the northern Great Barrier Reef: the influence of exposure, depth and substrata. *Environmental Biology of Fishes* 64: 353-366.
- GROBER-DUNSMORE, R., FRAZER, T. K., BEETS, J. P. LINDBERG, W. J., ZWICK, P. & FUNICELLI, N. A. 2008. Influence of landscape structure on reef fish assemblages. *Landscape Ecology* 23: 37–53.
- HARRIOT, V.J. & FISK, D.A. 1998. Coral transplantation as a reef management option. *Proc. 6th Int. Coral Reef Symp.* 2: 375–379.
- HILL, M. O. & GAUCH, H. G., Jr. 1980. Detrended Correspondence Analysis: an improved ordination technique. *Vegetation* 42: 47–58.
- HIXON, M.A. & BEETS, J.P. 1993. Predation, prey refuges and the structure of coral reef fish assemblages. *Ecological Monographs* 63: 77-101.
- HOSTIN-SILVA, M.; ANDRADE, A.B.; MACHADO, L.F.; GERHARDINGER, L.C.; DAROS, F.A.; BARREIROS, J.P.; & GODOY, E. 2006. Peixes de Costão rochoso de Santa Catarina: I Arvoredo. 1 ed. Itajaí: UNIVALI, 135p.
- JENNER, H.A., TAYLOR, C.J.L., DONK, M. VAN, & KHALANSKI, M. 1997. Chlorination by products in chlorinated cooling water of some European coastal power station. *Marine Environmental Research* 43: 279–293.

- JENNINGS, S. & POLUNIN, N. V. C. 1995. Biased underwater visual census biomass estimates for target-species in tropical reef fisheries. *Journal of Fish Biology* 47: 733–736.
- JENNINGS S, BOULLE D.P. & POLUNIN N.V.C. 1996. Habitats correlates of the distribution and biomass of Seychelles reef fishes. *Environmental Biology of Fishes* 46:15–25.
- KOHLER, K. E & GILL, S. M. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers & Geosciences* 32: 1259–1269.
- KULBICKI, M. 1998. How the acquired behaviour of commercial reef fishes may influence the results obtained from visual census. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 222: 11–30.
- KULBICKI, M. & SERRAMÉGNA, S. 1999. Comparison of density estimates derived from strip transect and distance sampling for underwater visual censuses: a case study of Chaetodontidae and Pomacanthidae. *Aquatic Living Resources* 12(5): 315-325.
- LAEGDSGAARD, P. & JOHNSON, C. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257: 229–253.
- LARDICCI, C., ROSSI, F., & MALTAGLIATI, F. 1999. Detection of thermal pollution: Variability of benthic communities at two different spatial scales in an area influenced by a coastal power station. *Marine Pollution Bulletin* 38: 296–303.
- LAWS, E.A. 1993. Aquatic Pollution - An Introductory Text. John Wiley and Sons Inc., New York, 611pp..

- LETOURNEUR, Y. 1996. Dynamics of fish communities on Reunion fringing reefs, Indian Ocean: 1. Patterns of spatial distribution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 195: 1 – 30.
- LINCOLN SMITH M.P. 1988. Effects of observer swimming speed on sample counts of temperate rocky reef fish assemblages. *Marine Ecology Progress Series* 43: 223–231.
- LOGUE, J., TIKU, P., & COSSINS, A.R. 1995. Heat injury and resistance adaptation in fish. *Journal of Thermal Biology* 20: 191–197.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. 1999. Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais. EDUSP, São Paulo.
- LUBBERS, L., BOYNTON, W.R., & KEMP, W.M., 1990. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. *Marine Ecology Progressive Series* 65: 1–14.
- LUCCA, E. V. D., BANDEIRA, J. V., LORENZZETTI, J. A., MOREIRA, R. C., CASTRO, R. M., SALIM, L. H., JÚNIOR, O. D. Z. & ESPOSITO, E. S. C. 2005. Uso de sensor hiperespectral aerotransportado no monitoramento da pluma termal oceânica decorrente da descarga de refrigeração da central nuclear de Angra dos Reis. *Revista Brasileira de Cartografia* N°57/01: 48-55.
- LUKSIENE, D. & SANDSTRÖM, O. 1994. Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. *Journal of Fish Biology* 45: 13–625.
- MADENJIAN, C.P., JUDE, D.J. & TESAR, F.J. 1986. Intervention analysis of power-plant impact on fish populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 819–829.
- MAGURRAN, A.E. 1988. Ecological Diversity and Its Measurement. London: Croom Helm. 178p.

- MAHADEVAN, S. 1980. A study on the effects of power plant thermal discharges on benthic infaunal communities at Big Bend, Tampa Bay (Florida). *Florida Science* 43: 7.
- MATE, J.L.T. 1997. Experimental responses of Panamanian reef corals to high temperatures and nutrients. In: Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium, Smithsonian Tropical Research Institute, Panama, pp. 515–520.
- MCGEHEE M.A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth, and substrate size off Puerto Rico. *Marine Ecology Progressive Series* 105:243–255
- MCCUNE, B & MEFFORD, M. J. 1997. Multivariate analysis of ecological data. MjM Software, Gleneden, Beach, Oregon, USA.
- MENDONÇA-NETO, J.P. Estrutura da comunidade de peixes recifais das ilha do Pai, da Mãe e da Menina na região de Itaipu, Niterói.2003. 52f.Dissertação (Mestrado em Biologia Marinha) - Universidade Federal Fluminense,Rio de Janeiro.
- MENEZES, N. A. & FIGUEIREDO, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil IV. Teleostei (3). São Paulo: MZUSP. 90 p.
- MEURER, B. C. Variação espacial e sazonal da composição da comunidade de peixes recifais em áreas rasas na Ilha Grande e na baía da Ribeira, Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brasil. 2006.85f.Tese (Doutorado)-Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- MILLIGAN, G.W. & COOPER, M. 1987. Methodology review: clustering methods. *Applied Psychological Measurement*, v.11, n.4, p.329-354.
- MORA, C. & OSPÍNA, A.F. 2001. Tolerance to high temperatures and potential impact of sea warming on reef fishes of Gorgona Island (tropical eastern Pacific). *Marine Biology* 139: 765–769.

- MUNDAY, P. L., JONES, G. P., PRATCHETT, M.S. & WILLIAMS, A. J. 2008. Climate change and the future for coral reef fishes. *Fish and Fisheries* 9: 261–285.
- NGUYEN, L.V. & PHAN, H. K. 2008. Distribution and factors influencing on structure of reef fish communities in Nha Trang Bay Marine Protected Area, South-Central Vietnam Long Van Nguyen & Hoang Kim Phan. *Environmental Biology of Fish* 82:309–324.
- ÖHMAN, M.C. & RAJASURIYA, A. 1998. Relationships between habitat structure and fish communities on coral and sandstone reefs. *Environmental Biology of Fishes* 49: 45–61.
- QIAN, S., CHEN, H., ZHAO, X. & ZHANG, Q. 1993. A study of the effect of thermal pollution on seaweeds. *Journal Ocean University of Qingdao* 23: 22–34.
- ORNELLAS, A.B. & COUTINHO, R. 1998. Spatial and temporal patterns of distribution and abundance of a tropical fish assemblage in a seasonal Sargassum bed, Cabo Frio Island, Brazil. *Journal of Fish Biology* 53 (Supplement A): 198–208.
- PANKHURST, N.W. & PORTER, M.J.R. 2003. Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry* 28: 385–389.
- PAWLIK J.R. & BUTMAN C.A. 1993. Settlement of marine tube worm as a function of current velocity: interacting effects of hydrodynamics and behavior. *Limnology and Oceanography* 38: 1730–1740.
- PEREIRA, C. P. & SOARES-GOMES, A. 2002. *Biologia Marinha*. Interciência, Rio de Janeiro, 382p.

- PRIMER-E. 2000. PRIMER 5. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 87 p.
- RIBEIRO, C., ALMEIDA, A. J., ARAÚJO, R., BISCOITO, M. & FREITAS, M. 2005. Fish assemblages of Cais do Carvão Bay (Madeira Island) determined by the visual census technique. *Journal of Fish Biology* 67: 1568-1584.
- ROBERTS, C.M., ORMOND, R.F.G. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Marine Ecology Progressive Series* 41: 1–8.
- ROBERTSON, A.I., 1984. Trophic interactions between the fish fauna and macrobenthos of an eelgrass community in Western Port, Victoria. *Aquatic Botany* 18: 135–153.
- RONG-QUEN, J., JENG-PING, C., CHUN-YU, L. & KWANG-TSAO, S. 2001. Long-term monitoring of the coral reef fish communities around a nuclear power plant. *Aquatic Ecology* 35: 233–243.
- RUTTENBERG, B.I., HAUPT, A.J., CHIRIBOGA, A.I. & WARNER, R.R. 2005. Patterns, causes and consequences of regional variation in the ecology and life history of a reef fish. *Oecologia* 145: 394–403.
- SALE, P.F., 1997. Visual census of fishes: how well do we see what is there? In: Proceedings of the Eighth International Coral Reef Symposium. pp. 1435–1440.
- SCHNEIDER, F.I. & MANN, K.H., 1991. Species specific relationships of invertebrates to vegetation in a seagrass bed. I. Correlational studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 145: 101–117.
- SHUTER, B.J., D.A. WISMER, H.A. REGIER, & J.E. MATUSZEK. 1985. An application of ecological modeling: Impact of thermal effluent on a smallmouth bass population. *Transactions of the American Fisheries Society* 114: 631-651.

- SIGNORINI, S.R. 1980. A study of the circulation in Bay of ilha Grande and bay of Sepetiba. Parte I. A survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do instituto oceanográfico, São Paulo*, 29(1): 41:55.
- SOKAL R.R.& ROHLF J. 1998. Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research. Freeman W.H., New York.
- SURESH, K., AHAMED, M.S., DURAIRAJ, G., & NAIR, K.V.K. 1993. Impact of power plant heated effluent on the abundance of sedentary organism, off Kalpakkam, east coast of India. *Hydrobiologia* 268: 109–114.
- SYMS, C. & JONES, G.P. 2000. Disturbance, habitat structure and dynamics of a coral reef fish community. *Ecology* 81(10): 2714-2729.
- TITTENSOR, D. P., MICHELI F., NYSTRÖM, M. & WORM, B. 2007. Human impacts on the species–area relationship in reef fish assemblages. *Ecology Letters* 10: 760–772.
- THRESHER, R. E. & GUNN, J. S. 1986. Comparative analysis of visual census techniques for highly mobile, reef-associated piscivores (Carangidae). *Environmental Biology of Fishes* 17: 93–116.
- URBAN, J. 1994. Upper temperature tolerance of ten bivalve species off Peru and Chile related to El Niño. *Marine Ecology Progressive Series* 107: 139–145.
- VALESINI, J.F., POTTER, I.C., PLATELL, M.E. & HYNDES, G.A. 1997. Ichthyofaunas of a temperate estuary and adjacent marine embayment. Implications regarding choice of nursery area and influence of environmental changes. *Marine Biology*, 128: 317-328.
- VERLAQUE, M., GIRAUD, G., & BOUDOURESQUE, C.F. 1981. Effects of a thermal power plant on the Mediterranean marine phythobenthos: the area of high frequency temperature changes. *Botanica Marina* 24: 69–87.

- VILANOVA, E., PINTO, M.M., CURBELO-FERNANDEZ, M.P. & SILVA, S.H.G. 2004. The impact of a nuclear power plant discharge on the sponge community of a tropical bay (SE Brazil). *Boll.Mus.Ist.Biol.Univ.Genova* 68: 647–654.
- WARWICK, R.C. & CLARKE, K.R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 172: 215–226.
- WILSON, J.G. 1981. Temperature tolerance of circatidal bivalves in relation to their distribution. *Journal of Thermal Biology* 6: 279–286.
- WILLIS, T.J., MILLAR, R.B. & BABCOCK, R.C. 2000. Detection of spatial variability in relative density of fishes: comparison of visual census, angling, and baited underwater video. *Marine Ecology Progressive Series* 198: 249– 260.
- ZALMON, I. R., NOVELLI, R., GOMES, M. P. & FARIA, V.V. 2002. Experimental results of an artificial reef programme on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES Journal of Marine Science* 59: 83–87.

9. ANEXOS

Anexo 1. Número (N), frequência de ocorrência (%FO) e Comprimento total mínimo e máximo (cm) das espécies registradas nos locais impactados (I1 e I6) e controles (C1 e C2) na baía da Ilha Grande.

Locais	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2		Ct (cm)
Espécies	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	min e máx
<i>A.saxatilis</i>	146	52,8	57	43,3	385	90,0	87	61,1	1261	100,0	427	83,3	648	76,7	1563	96,7	2 - 20
<i>A. bahianus</i>	-	-	-	-	1	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	5	10,0	15 - 20
<i>A. chirurgus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	23,3	15 - 20
<i>Acanthurus</i> sp	-	-	-	-	1	3,3	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-	12
<i>A.polygonius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	-	-	-	-	15
<i>A. surinamensis</i>	-	-	1	3,3	2	6,7	1	5,6	17	58,3	5	13,3	13	30,0	20	33,3	15 - 35
<i>A. virginicus</i>	4	2,7	-	-	9	20,0	1	5,6	19	20,8	4	3,3	23	43,3	17	26,7	5 - 25
<i>A. brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	7	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	15
<i>C. penna</i>	-	-	-	-	-	-	1	5,6	-	-	-	-	1	3,3	-	-	5 - 15
<i>C. latus</i>	28	2,0	-	-	40	13,3	-	-	8	4,2	4	6,7	5	3,3	-	-	15
<i>C. striatus</i>	-	-	-	-	7	16,7	-	-	19	41,7	2	6,7	20	33,3	52	73,3	5 - 15
<i>C.chrysurus</i>	-	-	-	-	-	-	1	5,6	-	-	2	6,7	-	-	-	-	15
<i>C. multilineata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	16,7	10 - 25
<i>C.glaucofraenum</i>	9	1,3	-	-	2	6,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8
<i>C. spinosus spinosus</i>	-	-	-	-	4	13,3	-	-	2	8,3	-	-	-	-	3	10,0	5 - 20
<i>D. volitans</i>	15	0,7	2	6,7	1	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10 - 25
<i>D. rhombeus</i>	4	1,3	51	13,3	1	3,3	-	-	1	4,2	-	-	16	10,0	-	-	15 - 25
<i>D. argenteus argenteus</i>	9	2,7	-	-	40	56,7	20	44,4	97	58,3	47	36,7	113	70,0	288	56,7	5 - 20
<i>E. saurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	8	16,7	-	-	-	-	-	-	30
<i>E.marginatus</i>	2	1,3	-	-	7	23,3	6	16,7	4	16,7	6	20,0	4	13,3	-	-	12 - 20
<i>E.argenteus</i>	2078	22,0	2294	86,7	41	56,7	41	88,9	54	50,0	72	76,7	60	40,0	1	3,3	2 - 20
<i>E. gula</i>	-	-	3	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15
<i>E. brasilianus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	3,3	-	-	25
<i>F. tabacaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4,2	1	3,3	-	-	-	-	100
<i>G.funnebris</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	110

Continuação Anexo 1	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2		Ct (cm)
Espécies	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	min e máx
<i>H.aurolineatum</i>	36	7,3	4	6,7	40	20,0	615	66,7	114	79,2	98	33,3	404	60,0	116	46,7	5 - 25
<i>H.steindachneri</i>	648	12,0	360	53,3	797	90,0	171	66,7	859	100,0	455	90,0	277	83,3	551	70,0	5 - 25
<i>H. poeyi</i>	-	-	-	-	3	10,0	-	-	2	8,3	2	6,7	19	43,3	14	33,3	10 - 30
<i>H.adscensionis</i>	2	0,7	1	3,3	3	10,0	1	5,6	9	25,0	-	-	5	16,7	7	23,3	10- 25
<i>K. incisor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	8,3	-	-	1	3,3	-	-	30
<i>L. nuchipinnis</i>	-	-	-	-	3	10,0	-	-	4	16,7	2	6,7	8	20,0	22	43,3	10 - 20
<i>M.delalandii</i>	-	-	4	13,3	1	3,3	6	16,7	7	25,0	9	16,7	6	10,0	121	73,3	5 - 10
<i>M. crinitus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	-	-	15
<i>M. ciliatus</i>	-	-	-	-	13	36,7	5	16,7	7	12,5	3	10,0	-	-	2	6,7	10 - 20
<i>M. curema</i>	148	5,3	360	56,7	9	6,7	13	5,6	4	8,3	-	-	-	-	19	10,0	25 - 35
<i>M.acutirostris</i>	17	5,3	-	-	19	43,3	4	16,7	6	25,0	64	23,3	11	20,0	5	16,7	15 - 25
<i>M. bonaci</i>	-	-	-	-	20	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20
<i>O. chrysurus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-	20
<i>Oligoplites</i> sp	-	-	-	-	1	3,3	1	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	18
<i>O. ruber</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3,3	75	13,3	5 - 25
<i>P. acuminatus</i>	-	-	-	-	3	6,7	2	11,1	1	4,2	-	-	-	-	8	16,7	5 - 15
<i>Parablennius</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	16,7	2 - 7
<i>P.brasiliensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	-	-	15
<i>P.pilicornis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	4
<i>P. schomburgkii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	139	26,7	10 - 15
<i>P.arcuatus</i>	-	-	-	-	1	3,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20
<i>P. paru</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3,3	-	-	-	-	8
<i>P.maculatus</i>	-	-	-	-	1	3,3	-	-	3	12,5	2	6,7	6	16,7	15	26,7	15 - 20
<i>S. janeiro</i>	-	-	-	-	8	6,7	70	11,1	-	-	31	13,3	-	-	180	16,7	15
<i>S. plumieri</i>	-	-	-	-	1	3,3	2	11,1	1	4,2	-	-	1	3,3	-	-	12 - 20

Continuação Anexo 1	I1		I2		I3		I4		I5		I6		C1		C2		Ct (cm)
Espécies	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	N	%FO	mín e máx
<i>S. flaviventris</i>	6	3,3	2	6,7	28	60,0	5	16,7	1	4,2	15	33,3	-	-	5	13,3	8 - 12
<i>Sparisoma sp</i>	5	0,7	-	-	1	3,3	-	-	8	29,2	1	3,3	4	6,7	15	20,0	10 - 35
<i>S. greeleyi</i>	86	20,0	45	73,3	40	73,3	24	61,1	16	33,3	17	36,7	3	10,0	14	26,7	10 - 20
<i>S. spengleri</i>	-	-	-	-	1	3,3	-	-	4	4,2	-	-	-	-	-	-	15
<i>S. testudineus</i>	2	1,3	5	10,0	1	3,3	-	-	-	-	2	6,7	1	3,3	1	3,3	10 - 20
<i>S. fuscus</i>	3	1,3	-	-	35	63,3	-	-	140	87,5	3	10,0	4	10,0	280	100,0	2 - 15
<i>S. hispidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	4,2	-	-	-	-	-	-	10 - 20
<i>Strongylura sp</i>	7	2,0	-	-	15	3,3	1	5,6	1	4,2	-	-	1	3,3	-	-	30 - 40
<i>T. goodei</i>	32	2,0	-	-	5	6,7	1	5,6	-	-	-	-	-	-	-	-	15
TOTAL	3287		3189		1590		1086		2683		1276		1665		3576		

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.