

**AVALIAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM RECIFES ARTIFICIAIS
NA COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO,
BRASIL**

EDUARDO BARROS FAGUNDES NETTO

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

SETEMBRO/2010

AVALIAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM RECIFES ARTIFICIAIS NA COSTA
NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.

EDUARDO BARROS FAGUNDES NETTO

Tese apresentada ao Centro de Biociências e
Biotecnologia da Universidade Estadual do
Norte Fluminense, como parte das exigências
para obtenção do Título de Doutor em
Ecologia e Recursos Naturais (Área de
concentração em Ecologia de Organismos).

Orientador: Prof^a Dra Ilana Rosental Zalmon

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

SETEMBRO/2010

AVALIAÇÃO DA ICTIOFAUNA EM RECIFES ARTIFICIAIS NA COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

EDUARDO BARROS FAGUNDES NETTO

Tese apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ecologia e Recursos Naturais (Área de concentração em Ecologia de Organismos).

Aprovada em 14 de setembro de 2010.

COMISSÃO EXAMINADORA:

Dr. Flavio da Costa Fernandes - IEAPM
Doutor em Oceanografia Biológica - USP

Dr. Daniel Shimada Brotto - UVA
Doutor em Biociências e Biotecnologia - UENF

Dr. Marcos Sarmet Salomão - UENF
Doutor em Ciências - USP

Dr^a. Ilana Rosental Zalmon - UENF
Doutora em Ciências - Zoologia
(Orientadora)

Dr^a. Maria Cristina Gaglianone- UENF
Doutora em Entomologia - USP
(Revisora)

*Agradeço a Deus pela sua Proteção, sua Luz
e sua Força para a realização de mais um trabalho
e a minha mãe Eny pelos seus preciosos ensinamentos.*

*Dedico todo o meu esforço a meus filhos;
Leticia e Carlos Eduardo e à minha esposa Claudia.*

*Que o nosso amor perdure por muitos anos
e por todas as nossas vidas.*

*“Os homens agem sobre o mundo,
modificam-no e são modificados pelas
conseqüências de sua ação”.*

Frederic B. Skinner

AGRADECIMENTOS

Ao Exmo. Sr Contra-Almirante Marcos Nunes de Miranda atual Diretor do Instituto de Estudos do Mar Alte. Paulo Moreira e a todos os seus antecessores, pelo apoio durante o desenvolvimento deste estudo.

A Profa. Dr^a. Ilana Rosental Zalmon, orientadora e amiga, pela confiança em mim depositada e pelo profissionalismo na transmissão de seus conhecimentos, indispensáveis para a realização deste trabalho.

A Profa. Dr^a. Maria Cristina Gaglianone pela revisão, críticas e sugestões.

À Dr^a Eliane Gonzalez Rodriguez, Chefe do Departamento de Oceanografia do IEAPM, que com todo o seu espírito de luta nunca deixou de me apoiar e incentivar na realização deste projeto.

Ao CMG (RRm) Frederico C. Montenegro Bentes, pelo seu empenho para a capacitação dos pesquisadores do IEAPM.

Ao meu amigo, “irmão” e colega de muitos anos Dr. Luiz Ricardo Gaelzer que participou ativamente do desenvolvimento deste trabalho.

Aos comandantes, técnicos e toda a tripulação do Av.Pq.Oc. Diadorim, em especial ao amigo Manoel Viana, que participaram das diferentes campanhas de monitoramento, o meu agradecimento sincero.

Ao Jorge Cesar Nunes “pescador” pela ajuda imprescindível a bordo.

Aos queridos colegas; Flávio da Costa Fernandes, Wanda M. Monteiro-Ribas, Jurema T. Quintanilha, Maria Helena C. Baeta Neves, Elizabeth S. Martins, Ricardo Coutinho, Karen Larsen, Olga Danelon, Rogério Candella, Tânia Ocimoto Oda, Frenanda N. Siviero, Wanderson Carvalho, José Eduardo A. Gonçalves, Sávio Calazans, Julieta S. Viana da Silva, Márcio F. de Abreu, Luciano A. Corrêa e Louise S. Oldrini que fortalecem a pesquisa no IEAPM.

A todos os amigos civis e militares dos grupos de Química e Geologia do IEAPM meu agradecimento.

Em memória do meu amigo Robison P. Pinto que tenho certeza, onde estiver, torce pelo meu sucesso.

A todos os professores e funcionários do PPG-ERN da UENF, em especial à Dr^a. Ana Paula Di Benedetto, Dr. Carlos Eduardo Rezende, Dr. Carlos Eduardo Veiga de Carvalho, Dr. Marcos Sarmet Salomão, Dr. Ronaldo Novelli, Dr. Carlos Eduardo Novo Gatts, Dr. Marcelo Trindade Nascimento, Dr^a. Maria Cristina Gaglianone, Dr^a. Marina Satika Suzuki e Dr. Paulo Pedrosa, pelo conhecimento e incentivo transmitidos e aos colegas Luciana Lage e Bruno Masi.

Este trabalho foi desenvolvido com o apoio financeiro da Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS).

À minha adorada mãe Eny Barros Fagundes Netto, por ter dedicado toda a sua vida à minha formação moral e profissional, agradeço e dedico todo o meu carinho e o meu amor.

Aos meus queridos padrinhos Joaquim Elpidio (Dinho) e Amy (Dinha), mais uma vez agradeço por todos os ensinamentos recebidos.

Aos meus filhos Letícia Pereira Fagundes Netto e Carlos Eduardo Pereira Fagundes Netto pelo amor que demonstram por mim, um beijo muito especial.

À minha esposa e companheira Claudia Pereira Fagundes Netto que sempre está a meu lado o meu muito obrigado e um beijo muito especial.

Em memória de meu pai Euler Murillo Fagundes Netto que tão cedo nos deixou, mas sempre se faz presente, pela força transmitida.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	v
RESUMO	x
ABSTRACT	xii
INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Introdução)	6
CAPÍTULO 1 - O PAPEL ECOLÓGICO DE NAUFRÁGIO PROPOSITAL NA ICTIOFAUNA ASSOCIADA - COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	9
RESUMO	9
ABSTRACT	10
1. INTRODUÇÃO	11
1.1. Objetivo	14
1.2. Hipótese	14
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1. Área de estudo	14
2.2. Estratégia de monitoramento ambiental e pesqueiro	16
2.2.1. Correntometria	16
2.2.2. Hidrologia	16
2.2.3. Geologia	17
2.2.4. Desenho amostral	17
2.2.5. Tratamento e análise dos dados	18
2.2.5.1. Variação espacial e temporal da comunidade íctica	18
2.2.5.2. Análise comparativa temporal e espacial	19
3. RESULTADOS	21
3.1. Correntometria	21
3.2. Parâmetros físico-químicos e nutrientes	22
3.3. Geologia	31
3.4. Caracterização da ictiofauna	32
3.4.1. Composição taxonômica	32
3.4.2. Abundância relativa	35
3.4.3. Variação temporal na abundância das espécies mais representativas	40
3.4.4. Biometria	42

3.4.5. Relação comprimento vs. peso	47
3.4.6. Capturas por unidade de esforço (CPUE) por apetrecho de pesca	52
3.4.7. Indicadores de estrutura de comunidade	56
3.4.7.1. Riqueza	56
3.4.7.2. Diversidade	56
3.4.7.3. Dominância	57
3.5. Análise multivariada	58
3.5.1. Análise de agrupamento e ordenação	58
3.5.2. Análise de correspondência canônica	61
3.5.2.1. Correlação da abundância em número de indivíduos com as variáveis ambientais	61
3.5.2.2. Correlação da biomassa de indivíduos com as variáveis ambientais	62
4. DISCUSSÃO	64
5. CONCLUSÕES	71
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Capítulo 1)	71
CAPÍTULO 2 - A ICTIOFAUNA ASSOCIADA A ESTRUTURAS ARTIFICIAIS DE GRANDE PORTE NA COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO BRASIL	79
RESUMO	79
ABSTRACT	80
1. INTRODUÇÃO	81
1.1. Objetivo	84
1.2. Hipótese	84
2. MATERIAL E MÉTODOS	84
2.1. Área de estudo	84
2.2. Estratégia de monitoramento ambiental e pesqueiro	87
2.2.1. Parâmetros ambientais	87
2.2.2. Monitoramento pesqueiro	87
2.3. Tratamento e análise dos dados	88
2.3.1. Variação espacial e temporal da comunidade íctica	88
2.3.2. Análise comparativa	89
3. RESULTADOS	90
3.1. Parâmetros ambientais	90

3.2. Caracterização da ictiofauna	100
3.3. Abundância relativa	103
3.4. Relação comprimento vs. peso	105
3.5. Capturas por unidade de esforço (CPUE) por apetrecho de pesca	110
3.6. Indicadores de estrutura de comunidade	112
3.7. Análise comparativa	114
4. DISCUSSÃO	117
5. CONCLUSÕES	121
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Capítulo 2)	122
DISCUSSÃO GERAL	128
CONCLUSÕES	130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Discussão geral)	131
ANEXO I - INFLUENCE OF A SHIPWRECK ON THE NEAR-REEF FISH ASSEMBLAGES OFF THE COAST OF RIO DE JANEIRO, BRAZIL (no prelo. Latin American Journal of Aquatic Research, Valparaíso, Chile)	133

RESUMO

As comunidades de pescadores artesanais na região nordeste do estado do Rio de Janeiro sofrem com os problemas de diminuição das capturas principalmente devido à sobrepesca e à degradação do meio ambiente, além dos conflitos com a frota pesqueira industrial e a falta de novas oportunidades para a pesca nas áreas costeiras. Com o intuito de minimizar este problema, dois projetos-piloto para a instalação de recifes artificiais ao largo da costa dos municípios de Quissamã (Projeto Orion) e de Rio das Ostras (Projeto RARO) foram desenvolvidos. O estudo consistiu em uma campanha de pré-monitoramento e oito de monitoramento em ambas as áreas. Foram utilizadas seis diferentes artes de pesca (redes de espera, espinhéis de meia água, armadilhas retangulares, armadilhas circulares, espinhéis verticais e arrastos de fundo) nas áreas dos recifes Orion e Raro e em duas áreas controle de cada projeto. Os dados foram analisados a partir de análises de variância (ANOVA) *one way*, seguidas pelo teste de Tukey (HSD) (STATISTICA–Version 6), análise de agrupamento (UPGMA) utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, teste de permutação ANOSIM (*one way*) (PRIMER 6) e análise de correspondência canônica (ACC) (MVSP-versão 5.1). O primeiro capítulo descreve o efeito do assentamento do casco do ex-Navio Hidrográfico Orion na distribuição da ictiofauna associada na região costeira de Quissamã (22°20,3'S-041°25,1'W), nordeste do estado do Rio de Janeiro, após um período de 36 meses de avaliação. No total, foram capturadas 56 espécies na área do recife Orion (A), 49 na área controle B e 59 na área controle C. Os valores dos parâmetros de crescimento (b e r^2) nas relações comprimento-peso para as quatro espécies mais abundantes (*Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Trichiurus lepturus*) foram calculados para cada área. A análise de agrupamento e ordenação (MDS) reuniu as campanhas de pré-monitoramento e a primeira de monitoramento das três áreas, devido ao pequeno número de indivíduos coletados e à dominância de *T. lepturus* e *L. laevigatus*. As demais campanhas das três áreas formaram um outro grupo, devido à codominância de *C. gracilicirrhus* e *S. hispidus*. Tal similaridade demonstrou a baixa influência do recife Orion na área. O aumento da biomassa de peixes na área do recife Orion ao longo do período de estudos ainda não foi suficiente para que ocorra uma pesca sustentável na área. O segundo capítulo, relacionado ao estudo da ictiofauna associada a estruturas artificiais de grande porte na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro foi avaliado

no entorno de uma área de 20.000m² na região costeira de Rio das Ostras (22°32,048'S-041°50,922'W), durante 57 meses. Foram capturadas 55 espécies na área do recife RARO correspondendo a 3.813 indivíduos e 319 kg em peso. Na área controle B foram capturadas 59 espécies correspondendo a 2.929 indivíduos e 287 kg em peso e no controle C foram capturados 51 espécies correspondendo a 2.439 indivíduos e 245 kg em peso. As capturas no entorno do recife RARO foram superiores cerca de 1,5 vezes em número de exemplares e 1,2 vezes em peso total em relação as áreas controle B e C. As análises multivariadas revelaram a formação de dois grupos principais devido à dominância de *Trichiurus lepturus* e à codominância de *Stephanolepis hispidus* e *Porichthys porosissimus*. Os resultados demonstraram uma baixa influência dos recifes até o momento. O aumento inicial da biomassa de peixes no recife RARO seguido de uma redução provavelmente ocorreu devido a um aumento da pesca artesanal e industrial na região após a instalação das estruturas artificiais. De acordo com os nossos, o tempo de monitoramento nos dois estudos foi considerado curto para os mesmos atingirem os objetivos de contribuir para o desenvolvimento da ictiofauna associada.

Palavras-chave: recife artificial, naufrágio, plataforma de petróleo, descomissionamento, ictiofauna, monitoramento, Rio de Janeiro.

ABSTRACT

In the northeastern region of state of Rio de Janeiro, artisanal fishing communities suffer problems of declining fish catches, primarily from overfishing and marine environmental degradation, besides conflicts with industrial fishing fleet and the lack of new opportunities in these coastal areas. In order to minimize this problem, two pilot projects for the installation of artificial reefs off the coast of Quissamã (RJ) and Rio das Ostras (RJ), were developed. In both areas, the study consisted of a pre-monitoring survey and eight monitoring ones. Six different fishing gears were used (gillnet, mid-water longline, circular traps, rectangular traps, vertical longline and bottom trawl) in the main areas and in two control ones in each project. Data analysis consist of variance analysis(ANOVA) *one way* and Tukey test (HSD) (STATISTICA–Version 6), cluster analysis (UPGMA), Bray-Curtis similarity coefficient and permutation test ANOSIM (*one way*) (PRIMER 6) and canonical correspondence analysis (CCA) (MVSP-versão 5.1). The first part describes the effect of the Orion shipwreck on the associated ichthyofauna distribution near the coastal region of Quissamã (22°20.3'S-041°25.1'W), northeast of Rio de Janeiro, after a 36 months evaluation period. A total of 56 species were caught in the Orion reef (A), 49 in control area B and 59 in control area C. The absolute values of CPUE by weight for the different fishing gears and the length-weight relationships for the most abundant species (*Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Trichiurus lepturus*) were calculated for each area. The faunal similarity in time and space corresponded to the pre and the first monitoring surveys of the three areas due to low capture of individuals and the dominance of *T. lepturus* and *Lagocephalus laevigatus*, and all the other surveys of the three areas due to co-dominance of *C. gracilicirrhus* and *S. hispidus*. Such similarity demonstrates the low influence of the Orion reef in the area. The increase in fish biomass in the Orion reef area along the study period is still not enough to propose sustainable fishing activity in the region. The second part, related to the study of the ichthyofauna associated to large artificial structures on the northeast coast of Rio de Janeiro was evaluated in an area of 20,000m² on the coastal region of Rio das Ostras (22°32.048 'S-041°50.922'W) during 57 months. Surrounding the reef RARO 55 species were caught, corresponding to 3,813 fishes and 319 kg of total weight. In the control B 59 species corresponding to 2,929 fishes and 287 kg in weight were caught and in control C 51 species correspond to 2,439 fishes and 245 kg in weight. The number of fish varied

from 112 at first to 1,665 at third survey on RARO reef, from 89 at first to 886 at second survey on control B and from 27 at first to 781 at second on control C. The total catch values in the RARO reef were higher, about 1.5 times in number and 1.2 times in weight in relation to the control areas B and C. Multivariate analysis revealed the formation of two main groups due to the dominance of *Trichiurus lepturus* and the co-dominance of *Stephanolepis hispidus* and *Porichthys porosissimus*. The results show the low influence of the reef until now. The increase in fish biomass in the RARO reef, followed by a reduction, probably occurred due to the increase in artisanal and industrial fisheries in the region after the disposal of the artificial structures. According to our results, the monitoring period in both studies were considered low to attempt the main goal aiming the fish assemblages' development.

Key words: artificial reef, shipwreck, oil platform, decommissioning, fish community, monitoring, Rio de Janeiro.

INTRODUÇÃO GERAL

Habitats artificiais são instalados no mundo todo, em lagos, rios, estuários e nos oceanos segundo uma grande variedade de disposições e interesses técnicos, com objetivos que vão desde o aumento da biodiversidade e da produção pesqueira à criação de sistemas para pesquisas ecológicas (Seaman, 1995). As primeiras experiências nesse campo foram baseadas em simples observações da atração de peixes em direção a objetos naturais e persistiram durante décadas. O emprego de recifes artificiais é muito utilizado como uma ferramenta no manejo e conservação de recursos pesqueiros marinhos no Japão, na Europa e nos EUA (Reggio, 1987; Grove *et al.*, 1991; Seaman e Jensen, 2000; Caselle *et al.*, 2002; Bortone, 2006).

A “European Artificial Reef Research Network / EARRN” define um recife artificial como uma estrutura submersa colocada deliberadamente sobre o fundo do mar, com o propósito de imitar algumas das características de um recife natural. Sua utilização como ferramenta no gerenciamento costeiro tem muitas finalidades incluindo o aumento da produção pesqueira, o mergulho recreativo e a prevenção e proteção de áreas estuarinas e marinhas contra a pesca predatória como o arrasto de fundo (Baine, 2001). Para os pesquisadores do EARRN, os recifes artificiais têm muito a oferecer em termos de manejo de habitats, gerenciamento pesqueiro e proteção à zona costeira (Seaman e Jensen, 2000).

Whitmarsh *et al.* (2008) examinaram a utilização e o potencial dos recifes artificiais em relação ao seu papel no sustento das pescarias costeiras. Um grande número de benefícios econômicos foi atribuído aos recifes e a evidência empírica relatando a performance dos sistemas de recifes artificiais em Algarve, ao sul de Portugal, foi utilizada para demonstrar o seu potencial no aumento dos rendimentos pesqueiros. A obtenção desses benefícios requer uma clara estratégia de exploração para controlar as pressões sobre a pesca.

Chou (1997) avaliando o programa de recifes artificiais do sudeste da Ásia questionou se existe uma contribuição e/ou uma degradação de tais estruturas ao meio ambiente marinho, ressaltando que os recifes artificiais são vistos como uma ferramenta efetiva no aumento da produtividade, particularmente na biomassa e na abundância dos peixes. Entretanto, para tal, precisam ser efetivamente manejados. O manejo inclui o planejamento apropriado no uso e na configuração dos materiais, a seleção do local e um controle regular das pescarias. Sem planejamento e um

manejo em longo prazo, os recifes artificiais podem se tornar estruturas poluidoras que contribuem para uma degradação mais acelerada do meio ambiente.

A implantação de um recife artificial constitui um amplo campo para manipulação/experimentação, podendo ser utilizado para esclarecer processos ecológicos, como o assentamento e a sucessão. Entretanto, uma grande quantidade dos trabalhos existentes é apenas observacional. A produção de peixes continua sendo a principal motivação para a construção de um recife artificial. Mais recentemente, os interesses ambientais e em conservação têm sido instrumentos para a formulação de novos objetivos das pesquisas (Miller, 1999).

Segundo Castilla (2000), os resultados de uma revisão do papel da ecologia marinha experimental (EME) no gerenciamento costeiro e na conservação, bem como o desenvolvimento de estratégias para o gerenciamento de pescarias mono e multi-específicas indicaram uma sobrexplotação e a depleção de mais de 60% dos estoques de peixes.

Seaman e Jensen (2000) ressaltam que os recifes têm sido utilizados para aumentar as capturas de pescado de duas maneiras. Primeiro quase imediatamente após a sua instalação, quando as espécies vageis são atraídas para a estrutura, antecipando as pescarias devido a interesses que visam ao aumento das capturas ou de sua eficiência. Em segundo lugar, existe a expectativa de que ecologicamente o recife em longo prazo se assimilará ou excederá aos ambientes naturais com organismos associados a sua superfície, estrutura e coluna d'água que podem aumentar a biomassa local.

Uma das questões a serem resolvidas é a função biológica da "produção vs. atração" como consequência da utilização dos recifes artificiais, uma vez que os dados existentes ainda não são suficientes para caracterizar essa função (Seaman, 1997). Uma outra questão é determinar se os recifes artificiais são mais atrativos para os peixes do que os recifes naturais, o que está diretamente relacionado ao desafio que originou a questão da "produção vs. atração". Segundo Lindberg (1997) poucos experimentos foram desenvolvidos para testar se ocorre um aumento na produção de peixes em recifes artificiais a partir da sobrevivência larval, no que diz respeito à reprodução das populações.

Segundo Grossman *et al.* (1997), um efeito indesejável seria a criação de uma área restrita para a pesca de espécies associadas a substratos complexos em uma grande área caracterizada por um ambiente de fundo de areia e/ou lama. Se as

espécies estiverem sendo atraídas de outros locais, ao invés de produzidas no novo recife, isso aumenta a probabilidade de sobrexplotação.

Estudos no entorno dos recifes artificiais japoneses demonstraram que as estruturas atraem algumas espécies e afastam outras, e que a efetividade dos recifes pode ser negativa, dependendo das espécies atraídas e/ou repelidas (Brickhill *et al.*, 2005).

Na hipótese da “atração”, os recifes artificiais apenas redistribuem os peixes, sem aumentar a sua produção e a densidade de peixes está associada à atração oriunda de recifes naturais vizinhos. Esses peixes sobrevivem e crescem como nos recifes naturais. Logo, se o tamanho do recife artificial aumenta, sua “produção” associada também irá aumentar, uma vez que mais peixes serão atraídos de áreas próximas. Por outro lado, a produção associada ao recife natural diminui uma vez que os peixes abandonam o mesmo. Embora haja uma mudança na distribuição espacial das espécies, a produção total associada com o recife natural e o artificial permanece constante.

Na hipótese da “produção” os recifes artificiais aumentam a produção de peixes, propiciando um novo habitat em relação a um ambiente demersal saturado. A partir daí, as larvas que antes não encontravam um ambiente favorável para o recrutamento podem assentar e sobreviver nos recifes artificiais. Logo, se os recifes artificiais produzem uma “nova” biomassa de peixes ao invés de redistribuí-los, a produção associada aos recifes artificiais aumentará com o incremento do tamanho dos recifes. No entanto, a produção associada aos recifes naturais permanecerá constante, havendo, portanto um aumento líquido na produção total do sistema recifal (Wilson *et al.*, 2001; Osenberg *et al.*, 2002; Brickhill *et al.*, 2005).

Tanto as plataformas de petróleo quanto os recifes naturais abrigam peixes adultos em idade de reprodução que produzem ovos e larvas de peixes que são carregados pelas correntes para outras áreas, agindo como elemento de “produção” de peixes. Quando as larvas atingem uma área de recife, elas se instalam iniciando o processo de “recrutamento”. Segundo Love *et al.* (2003), os recrutamentos ocorrem tanto nas plataformas quanto nos recifes naturais e, nesse caso ambos agem como “atratores” de peixes.

Estudos realizados em plataformas de petróleo e gás (Emery *et al.* 2006; Love *et al.*, 2003; 2009; Love e Yoklavich, 2006) concluíram que tais estruturas atraem e produzem peixes, da mesma forma que os recifes naturais em áreas próximas.

Trabalhos realizados por Yoklavich *et al.* (2000) e Love *et al.* (2005) demonstraram a importância das plataformas de petróleo para a produção de larvas de duas espécies de peixes em relação a afloramentos rochosos e habitats artificiais. Como a pressão por pesca nas áreas das plataformas é reduzida, quando comparada com áreas de recifes naturais, tais estruturas de grande porte podem fornecer quase todo o estoque adulto de alguma espécie-alvo das capturas contribuindo grandemente para a produção larval dessa espécie (Love *et al.*, 2003).

Segundo Pitcher e Seaman (2000), a incerteza quanto à questão da “atração vs. produção” pode ser resolvida se os recifes artificiais forem manejados como áreas marinhas protegidas. A disseminação dos conceitos de que áreas marinhas protegidas (AMPs) são essenciais para conservar a biodiversidade dos oceanos é crescente, aliando-se desde a década de 90 à idéia de que são indispensáveis à manutenção da produtividade pesqueira. Diversos autores (Mittermeier *et al.*, 2005; Mangi e Austen, 2008; Sethi e Hilborn, 2008) e especialistas apontam que o estabelecimento dessas áreas protegidas é um excelente instrumento para recuperação de estoques colapsados ou considerados ameaçados, servindo como berçários e fonte de exportação de indivíduos maduros para áreas adjacentes (Capobiano, 2007).

De acordo com Rowley (1994), é comum as reservas marinhas suportarem densidades mais elevadas e indivíduos maiores de espécies muito pescadas do que áreas fora das reservas. O excesso de indivíduos na borda das AMPs propicia um aumento nas capturas locais. Existem boas razões para esperar tal excesso, e existe evidência de um limite direto para isso. A exportação de larvas a partir das reservas tem o potencial de aumentar o recrutamento em regiões maiores, mas o seu sucesso dependerá de fatores de origem antrópica e de escala global, difíceis de serem previstos.

As AMPs juntas com outras ferramentas de manejo e conservação podem ajudar a atingir amplos objetivos pesqueiros e de incremento da biodiversidade, mas o seu uso requer planejamento e avaliação cuidadosos.

No litoral nordeste do estado do Rio de Janeiro, as comunidades de pescadores artesanais sofrem com problemas de queda na produtividade pesqueira, oriundos principalmente da sobrepesca e da degradação ambiental marinha, além dos conflitos com a frota da pesca industrial e com a falta de novas oportunidades no âmbito da pesca em áreas costeiras (Projeto Orion, 2003).

Com intuito de minimizar este problema, a Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS) desenvolveu dois projetos-piloto de instalação de recifes artificiais, ao largo da costa dos municípios de Quissamã (RJ) e de Rio das Ostras (RJ).

O primeiro, em parceria com a Marinha do Brasil (MB), representada pela Diretoria de Portos e Costas (DPC convênio N^o. 055.4.023.02.8) e com a participação da Empresa Gerencial de Projetos Navais (EMGEPRON), a partir da utilização de um casco de embarcação descomissionada como recife artificial, visando contribuir para o aumento e preservação da fauna marinha e beneficiar os pescadores da região.

O segundo, através de sistemas submarinos de bioprodução (Recifes Artificiais de Rio das Ostras / RARO), foi desenvolvido pela PETROBRAS e COPPE-LTS (Laboratório de Tecnologia Submarina/UFRJ) e conta com as participações do IEAPM (MB), do IBAMA/CEPSUL e da FEPERJ (Federação dos Pescadores do Estado do Rio de Janeiro) (COPPE, 2002). Este projeto visou propiciar melhores condições para o desenvolvimento da pesca artesanal na região de Rio das Ostras, e avaliar o emprego de estruturas de plataformas de produção de óleo e gás descomissionadas como recifes artificiais marinhos de grande porte.

Durante o desenvolvimento dos dois projetos-piloto, coube ao Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM) a elaboração e a execução das campanhas de monitoramento ambiental, biológico e pesqueiro.

Os resultados do monitoramento pesqueiro foram o objeto deste estudo e são apresentados nos capítulos 1: “O papel ecológico de naufrágio proposital na ictiofauna associada - costa nordeste do estado do Rio de Janeiro” e 2: “A ictiofauna associada a estruturas artificiais de grande porte na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Introdução)

- Baine, M. (2001). Artificial reefs, a review of their design, application, management and performance. *Ocean and Coastal Management*, 44: 241-259.
- Bortone, S.A., (2006). A perspective of artificial reef research: the past, present, and future. . *Bulletin of Marine Science*, 78 (1): 1-8.
- Brickhill, J.M., Lee, S.Y., Connolly, R.M. (2005). Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches. *Journal of Fish Biology*, 67(B): 53-71.
- Capobiano, J.P.R. (2007). Apresentação do Ministério do Meio Ambiente. *In: Áreas protegidas do Brasil 4: Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira*. MMA, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Núcleo da Zona Costeira e Marinha, Brasília, p.9-11.
- Caselle, E.J., Love, M.S., Fusaro, C., Schroeder, D. (2002). Trash or habitat? Fish assemblages on offshore oilfield seafloor debris in the Santa Barbara Channel, California. *ICES Journal of Marine Science*, (59): 258-265.
- Castilla, J.C. (2000). Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250 (1-2): 3-21.
- Chou, L.M. (1997). Artificial reefs of southeast Ásia – do they enhance or degrade the marine environment? *Environmental Monitoring and Assessment*, 44: 45-52.
- COPPE (2002). Proposta para o licenciamento ambiental das instalações de sistemas submarinos de bioprodução. COPPE / Laboratório de Tecnologia Submarina, Petrobras e Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira.
- Emery, B.M., Washburn, L., Love, M. S., Nishimoto, M.M., Ohlmann, J.C. (2006). Do oil and gas platforms of California reduce recruitment of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) to natural habitat? An analysis based on trajectories derived from high-frequency radar. *Fishery Bulletin*, 104: 391-400.
- Grossman, G.D., Jones, G.P., Seaman, W.Jr. (1997). Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. Special issue on artificial reef management. *Fisheries*, 22(4): 17-23.
- Grove, R.S., Sonu, C.J., Nakamura, M. (1991). Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. *In* Seaman W., Sprague L. M. (eds.) *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. p.109-152.

- Lindberg, W.J. (1997). Can science resolve the attraction-production issue? Special issue on artificial reef management. *Fisheries*, 22(4): 10-33.
- Love, M.S., Schroeder, D.M., Nishimoto, M.M. (2003). The ecological role of oil and gas production platforms and natural outcrops on fishes in southern and central California: a synthesis of information. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Seattle, Washington, 98104, OCS Study.
- Love, M.S., Schroeder, D.M., Lenarz, W. (2005). Distribution of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) and cowcod (*Sebastes levis*) around oil platforms and natural outcrops off California with implications for larval production. *Bulletin of Marine Science*, 77(3): 397-408.
- Love, M.S., Yoklavich, M.M. (2006). Deep Rock Habitats. In: Allen, L.G., Pondella, D.J., Horn, M.H. (eds) *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Berkeley: University of California Press, p. 253-266.
- Love, M.S., Yoklavich, M., Schroeder, D.M. (2009). Demersal fish assemblages in the southern California Bight based on visual surveys in deep water. *Environmental Biology of Fish*, 84: 55-68.
- Mangi, S.C., Austen, M.C. (2008). Perceptions of stakeholders towards objectives and zoning of marine-protected areas in southern Europe. *Journal of Nature Conservation*, 16: 271-280.
- Miller, M.W. (1999). Using "Natural" reef ecology in artificial reef research: advancing artificial reef goals through better understanding of ecological processes. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs*. San Remo, Italy: p. 37-44.
- Mittermeier, R.A., Da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, 1(1): 14-21.
- Osenberg, C.W., Mary, C.M.St., Wilson, J.A., Lindberg, W.J. (2002). A quantitative framework to evaluate the attraction-production controversy. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 214-221.
- Pitcher, J.J., Seaman, W.Jr. (2000). Petrarch's Principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. *Fish and Fisheries*, 1: 73-81.

- Projeto Orion (2003). *Aplicação do ex-navio Hidrográfico Orion como Recife Artificial. Marinha do Brasil*. ENGEPRON e PETROBAS, 92p.
- Reggio, V.C.Jr. (1987). Rigs-to-Reefs. *Fisheries*, 12 (4): 2-7.
- Rowley, R. J. (1994). Marine reserves in fisheries management. *Aquatic Conservancy Marine Freshwater Ecosystem*, 4: 233-254.
- Seaman, W. (1995). Artificial Habitats for Fish. *Enciclopedia of Environmental Biology*. Academic Press. Inc. 1: 93-104.
- Seaman, W. (1997). What if everyone thought about reefs? Special issue on artificial reef management. *Fisheries*, 22(4): 5.
- Seaman, W., Jensen, A.C. (2000). Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: Seaman W. (ed.) *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Florida, USA: CRC Press. p.1-20.
- Sethi, S.A., Hilborn, R. (2008). Interactions between poaching and management policy affect marine reserves as conservation tools. *Biological Conservation*, 141: 506-516.
- Whitmarsh, D., Santos, M.N., Ramos, J., Monteiro, C.C. (2008). Marine habitat modification through artificial reefs off the Algarve (southern Portugal): An economic analysis of the fisheries and the prospects for management. *Ocean and Coastal Management*, 51: 463-468.
- Wilson, J., Osenberg, C.W., Mary, C.M.ST., Watson, C.A., Lindberg, W.J. (2001). Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium Sciences and Conservation*, 3: 95-105.
- Yoklavich, M.M., Greene, H.G., Cailliet, G.M., Sullivan, D.E., Lea, R.N., LOVE, M.S. (2000). Habitat associations of deep-water rockfishes in a submarine canyon: an example of a natural refuge. *Fishery Bulletin*, 98: 625-641.

CAPÍTULO 1 - O PAPEL ECOLÓGICO DE NAUFRÁGIO PROPOSITAL NA ICTIOFAUNA ASSOCIADA - COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

O efeito do assentamento do casco do ex-Navio Hidrográfico Orion na distribuição da ictiofauna associada foi estudado a partir de um programa de monitoramento iniciado em 2003, anterior ao seu afundamento na região costeira de Quissamã (22°20,3'S-041°25,1'W), nordeste do Rio de Janeiro. O estudo foi constituído por uma campanha de pré-monitoramento pesqueiro na área do recife Orion (A) e em duas áreas-controle (B e C), distantes da área A em 4,6 km e 4,7 km, respectivamente, realizado quatro meses antes do assentamento do casco. Seguiram-se oito campanhas de monitoramento, decorridos de 2 a 32 meses após o naufrágio programado. Seis diferentes tipos de apetrechos de pesca foram utilizados: rede de espera, espinhel de meia-água, armadilhas circulares, armadilhas retangulares, espinhel vertical e rede de arrasto de fundo. No total, foram capturadas 56 espécies na área do recife Orion (A), 49 na área controle B e 59 na área controle C. Os valores absolutos das capturas totais por unidade de esforço (CPUE) em peso para as diferentes artes de pesca e as relações comprimento-peso para as quatro espécies mais abundantes (*Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Trichiurus lepturus*), que corresponderam a 65% da captura total, foram calculadas para cada área. A similaridade faunística temporal e espacial, evidenciada por análise de agrupamento e MDS, reuniu as campanhas pré-monitoramento e a primeira de monitoramento das três áreas, devido à baixa captura de indivíduos e à dominância de *T. lepturus* e *Lagocephalus laevigatus*, e agrupou todas as demais campanhas das três áreas, devido à abundância de *C. gracilicirrhus* e *S. hispidus*. Tal similaridade evidencia a baixa influência do recife Orion na área. O incremento na biomassa de peixes na área do recife Orion ao longo do período de estudo ainda não é suficiente para sugerir uma atividade de pesca sustentável na região.

Palavras-chave: naufrágio, recife artificial, comunidade íctica, Rio de Janeiro.

ABSTRACT

The effect of the Orion shipwreck on the associated ichthyofauna distribution was studied in the coastal region of Quissamã (22°20.3' S-041°25.1'W), northeast of Rio de Janeiro. The study consisted of a pre-monitoring survey of fish four months before the hull sinking in the Orion reef area (A) and in two control ones (B and C) both 4.7 kilometers away from A, and eight monitoring surveys followed from 2 to 32 months. Six different fishing gears were used: gillnet, mid-water longline, circular traps, rectangular traps, vertical longline and bottom trawling. A total of 56 species were caught in the Orion reef (A), 49 in control area B and 59 in control area C. The absolute values of CPUE by weight for the different fishing gears and the weight-length relationships for the most abundant species *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Trichiurus lepturus*, which corresponds to 65% of the total catch were calculated for each area. The faunal similarity in time and space corresponded to the pre and the first monitoring surveys of the three areas due to low capture of individuals and the dominance of *T. lepturus* and *Lagocephalus laevigatus*, and all the other surveys of the three areas due to co-dominance of *C. gracilicirrhus* and *S. hispidus*. Such similarity demonstrates the low influence of the Orion reef in the area. The increase in fish biomass in the Orion reef area along the study period is still not enough to propose sustainable fishing activity in the region.

Key words: shipwreck, artificial reef, fish community, Rio de Janeiro.

1. INTRODUÇÃO

A utilização preferencial de locais de pesca em fundos consolidados naturais é amplamente conhecida em países costeiros (Buckley, 1985). Segundo Witman e Dayton (2001), a ocorrência de algumas espécies de organismos marinhos está intimamente associada à presença de fundos consolidados utilizados como habitats em diferentes fases de seus ciclos de vida. Estruturas artificiais projetadas têm como objetivo imitar os ambientes naturais e/ou modificar processos ecológicos com finalidades sócio-econômicas (Seaman e Jensen, 2000). A aplicação de estruturas marítimas descomissionadas como recifes artificiais para fins pesqueiros ou de conservação biológica já é prática comum em muitos países costeiros (Jensen, 1997; Seaman, 1996; Jensen *et al.*, 2000; Love, 2006).

O incremento pesqueiro a partir do uso de recifes artificiais pode ser obtido quase que imediatamente após a instalação das estruturas (Seaman e Jensen, 2000). Há uma expectativa de que ecologicamente os recifes artificiais irão se assemelhar ou incrementar, em longo prazo, o ambiente natural com associações incluindo organismos sésseis fixados à superfície, internamente à estrutura e inclusive na coluna d'água, aumentando eventualmente a biomassa local. Esse último aspecto tem levado na última década ao refinamento da visão histórica de recifes como simples atratores (Seaman e Jensen, 2000).

Santos e Monteiro (1998) compararam as capturas e a produção pesqueira de um sistema de recifes artificiais com áreas vizinhas em Algarve, ao sul de Portugal, e concluíram que o sistema de recifes artificiais aumenta a captura por unidade de esforço das espécies de peixes de hábitos bentônicos e evidenciaram que o assentamento das estruturas não afetou o equilíbrio da comunidade natural.

Segundo Rilov e Benayahu (2000), deve-se levar em consideração, contudo, que complexas estruturas artificiais verticais não precisam necessariamente imitar o ambiente natural, mas podem estabelecer sua própria comunidade, que é influenciada pela orientação espacial e complexidade da estrutura.

Embarcações abandonadas têm sido assentadas propositadamente para aumentar o sucesso das pescarias desde 1935 (Stone, 1985) e o suporte para a sua utilização vem da indústria pesqueira, turística, recreacional e comercial, da comunidade de mergulhadores e de gerentes ambientais. A popularidade dos assentamentos de embarcações e de sua utilização como recifes artificiais, tem levado a legitimar as perguntas quanto à sua efetividade como ferramenta de

aumento das pescarias (Seaman e Jensen, 2000). Embarcações descomissionadas são comumente assentadas como recifes artificiais, principalmente com a finalidade de atender à pesca esportiva e a mergulhadores. Apesar da sua ampla utilização, poucos estudos têm examinado rigorosamente as associações de peixes nessas estruturas comparando-as com recifes naturais (Arena *et al.*, 2007).

Walker *et al.* (2007) ressaltam que recifes artificiais, incluindo embarcações afundadas propositalmente, são importantes por suas propriedades ecológicas e que as comunidades epibênticas fornecem recursos alimentares para os consumidores, servem de habitat secundário para outros invertebrados bênticos e aumentam a complexidade do habitat incluindo o abrigo para os peixes.

Bortone *et al.* (2000) ressaltam a importância de considerar os organismos baseando-se na sua posição física em relação ao recife. Nakamura (1985) utilizou três categorias para classificar os organismos, com relação às suas relativas dependências em estruturas de recifes artificiais. A primeira compreende espécies de peixes bentônicos que tendem a ter um contato direto com o próprio recife e que freqüentemente ocupam fendas, cavidades, tocas e até mesmo os espaços vazios no interior das estruturas, como por exemplo, o mamangá-liso (Batrachoididae) e o mangangá (Scorpaenidae). A segunda inclui organismos encontrados em torno das estruturas, mas que não entram em contato direto com as mesmas como, por exemplo, garoupas, badejos, chernes (Serranidae), roncadores (Haemulidae) e linguados (Bothidae). A terceira categoria de espécies inclui organismos que vivem acima do recife, à meia-água e de hábitos pelágicos. Alguns exemplos são as seriolas (Carangidae), sardinhas (Clupeidae), manjubas (Atherinidae), cavalas e atuns (Scombridae).

Os vórtices de correntes e as agregações de peixes associados no entorno do naufrágio proposital de um rebocador e a análise comparativa das assembléias de peixes associados a estruturas de naufrágios antigos e recentes e de atratores para peixes de meia-água (*fish aggregating devices - FADs*) foram estudados na Carolina do Norte (Lindquist e Pietrafesa, 1989; Stephan e Lindquist, 1989).

No Brasil, as primeiras propostas para instalação de recifes artificiais surgiram na década de 80 no estado do Rio de Janeiro como alternativa para evitar a pesca de arrasto na Baía de Guanabara, Baía de Sepetiba, Angra dos Reis e na região do Cabo Frio (Hargreaves, 1994). Outras iniciativas ocorreram na década de 90 a partir

de alguns projetos pontuais relacionados a prefeituras, visando comunidades específicas de pescadores, mas sem continuidade.

No estado do Ceará, Conceição e Franklin-Júnior (2001) realizaram um diagnóstico da situação dos recifes artificiais instalados na plataforma continental do estado, no sentido de descrever os principais materiais empregados na sua construção, estimar as áreas ocupadas pelas estruturas nos locais de instalação e fornecer dados biológicos sobre as principais espécies encontradas em sua área de influência (Conceição e Pereira, 2006; Conceição *et al.*, 2007).

Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, um projeto pioneiro empregando recifes artificiais como ferramenta para estudos biológicos e ecológicos vem sendo realizado desde 1996 por Zalmon e colaboradores (Faria *et al.*, 2001; Gomes *et al.*, 2001; Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002; Zalmon e Gomes, 2003; Brotto *et al.*, 2007; Gomes *et al.*, 2004; Brotto *et al.*, 2006a,b; Krohling, *et al.*, 2006a,b) apresentando uma grande contribuição para o estudo da ecologia de recifes artificiais no Brasil.

A experiência com a utilização de diferentes tipos de embarcações afundadas propositalmente como recifes artificiais também tem sido alvo de projetos em outras regiões ao longo da costa brasileira. Entretanto, os resultados alcançados ainda são preliminares sendo divulgados a partir de relatórios internos e/ou em resumos de congressos. Vale ressaltar o acompanhamento da colonização, a análise do macrobentos e do zoobentos sésil em naufrágios programados a partir do projeto Parque dos Naufrágios Artificiais de Pernambuco (Tolotti *et al.*, 2007) e no litoral do Espírito Santo, através do naufrágio programado do navio Victory 8B utilizado como recife artificial com o propósito de incentivar o turismo subaquático na região (Santos e Passavante, 2007).

A biodiversidade e a grande biomassa de peixes e invertebrados nesses naufrágios propositais, aliada à substituição de práticas de pesca pouco seletivas pelo uso de técnicas mais conservativas como o censo-visual e a fotografia nestes habitats, evidenciam o grande potencial de projetos desta natureza desenvolvidos sob a ótica do uso ordenado do solo submarino (Silva *et al.*, 1997; Silva, 2001; Brandini, 2003). Em muitos desses projetos, o interesse pela pesca esportiva, pelo mergulho e o turismo subaquático corroboram com o sucesso dos projetos desenvolvidos em outros países (Seaman e Jensen, 2000).

A plataforma rasa na região nordeste do Rio de Janeiro é predominada por fundos arenosos, lodosos e calcários com escassez de substratos consolidados. Esta parte do litoral é utilizada principalmente para a pesca de arrasto de fundo e de espinhel pelas frotas dos estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina (Paiva, 1997).

O presente estudo foi desenvolvido com o apoio da Petrobras e da Marinha do Brasil com o intuito de minimizar a sobrepesca e aumentar os recursos pesqueiros em áreas próximas da costa. Sendo assim, foi originado o projeto piloto para a implantação de um recife artificial, a partir do preparo, da descontaminação e do assentamento do casco do ex-Navio Hidrográfico Orion, de modo que sua estrutura viesse a constituir potenciais habitats de diferentes espécies de peixes e outros organismos marinhos (Projeto Orion, 2003).

1.1. Objetivo

O presente estudo visa avaliar o papel ecológico de um naufrágio proposital programado como recife artificial na composição, distribuição e estrutura da ictiofauna associada na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro.

1.2. Hipótese

O naufrágio proposital na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro promove diferenças temporais (escala de 37 meses) e espaciais (escala de 4,7 km) na composição e na estrutura da comunidade íctica associada, aliadas ao incremento na densidade e biomassa das espécies de peixes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O ex-Navio Hidrográfico Orion com 45 m de comprimento, 6,5 m de boca e 9 m de altura foi construído no Arsenal de Marinha do Rio de Janeiro e lançado ao mar em 1958. Após ter sido descomissionado passou por um diagnóstico completo para subsidiar as etapas de limpeza e preparação do casco de aço, antes do seu assentamento realizado em novembro de 2003 (Fig. 1).

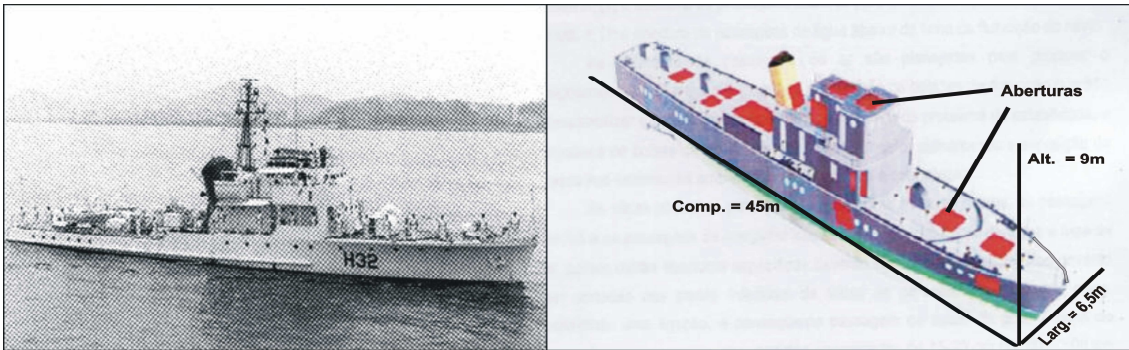


Figura 1. O ex Navio Hidrográfico Orion (ex-NHi Orion) e sua planta digitalizada, evidenciando as aberturas realizadas no casco para penetração de luz e circulação de água.

O local de assentamento do casco do navio denominado Recife Orion compreendeu a região ao largo do município de Quissamã (22°20,3'S-041°25,1'W), litoral nordeste do estado do Rio de Janeiro, a uma profundidade de 30 m e 8,4 milhas náuticas (15,5 km) da costa (Fig. 2).

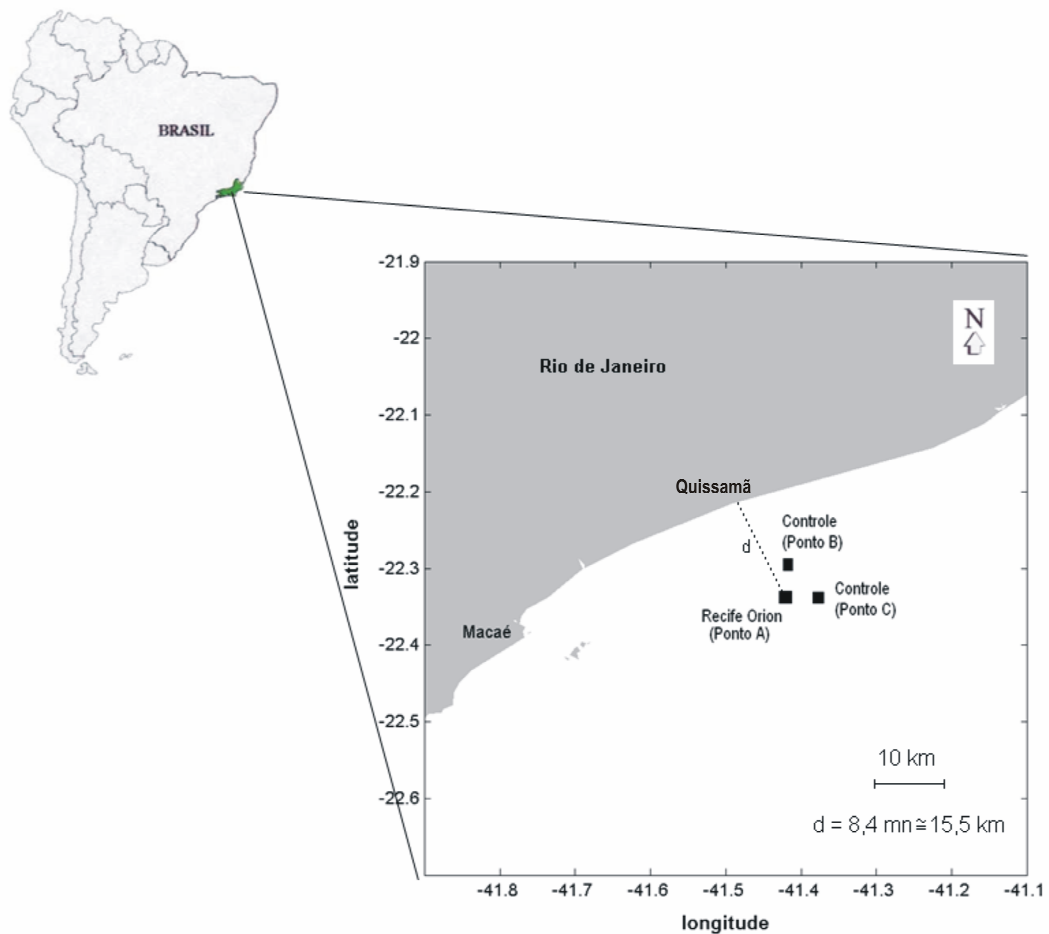


Figura 2. Mapa da região de estudo com a localização do Recife Orion (A), onde d = distância da costa, Controle B e Controle C.

Além do recife Orion (área A), duas áreas-controle foram avaliadas: área B (22°17,8'S-041°25,1'W) e área C (22°20,3'S-041°22,6 'W) distando 2,5 milhas náuticas (4,6 km) e 2,6 milhas náuticas (4,7 km) do recife Orion e a 20 e 30 m de profundidade, respectivamente. A distância entre os controles B e C é de 3,5 milhas náuticas (6,6km).

Devido à escassez de substrato consolidado ou de costões rochosos na região, as distâncias do casco do navio aos controles e entre estes foram pré-definidas em função das profundidades e da composição do tipo de sedimento e do relevo, plano sem elevações, semelhantes nas três áreas de estudo.

2.2. Estratégia de monitoramento ambiental e pesqueiro

2.2.1. Correntometria

Para medição da magnitude (velocidade) das correntes, utilizou-se um correntógrafo marca Aanderaa modelo RCM-7 montado em uma linha de fundeio. O conjunto era fundeado e retirado diariamente, ficando o equipamento a uma distância de 5 metros do fundo. As medidas de corrente foram tomadas nas três áreas de estudo a partir da segunda campanha, de modo a caracterizar a correntometria na região durante o período de monitoramento.

2.2.2. Hidrologia

As amostras para a determinação dos parâmetros físico-químicos da água foram coletadas em triplicatas a 0, 5, 10, 15, 20 e 25 m de profundidade, durante as campanhas de monitoramento nas três áreas de estudo.

As amostras para análises de oxigênio dissolvido (O.D.) e salinidade foram coletadas com garrafa de Nansen de 1,5 L com termômetro de inversão acoplado para obtenção da temperatura. As amostras para O.D. foram fixadas no momento da coleta e as concentrações determinadas por titulação, utilizando o método de Winkler descrito por Strickland e Parsons (1972). A salinidade foi determinada utilizando-se um equipamento Autosal Guideline, modelo 8400B.

As amostras para análises de nutrientes (nitrito - NO₂, nitrato - NO₃, íon amônio - NH₄ e ortofosfato - PO₄) foram coletadas com garrafa de Van Dorn com capacidade para 10 L. As concentrações de nutrientes expressas em µmol/L⁻¹ foram determinadas pelos métodos descritos por Strickland e Parsons (1972).

2.2.3. Geologia

Amostras de sedimento para a determinação granulométrica foram coletadas em triplicadas em cada um das três áreas de estudo com busca-fundo tipo Van-Veen com capacidade de 0,1 m², analisadas e classificadas segundo o diâmetro médio dos grãos. O sedimento foi categorizado segundo normas internacionais que o separam em classes de tamanho, sendo chamado de cascalho todo grão > 2,0 mm; de areia os grãos entre 0,062 e 2,0 mm e de lama os grãos < 0,062 mm, segundo a escala granulométrica de Wentworth (1922).

2.2.4. Desenho amostral

O programa de monitoramento pesqueiro nas três áreas (A, B e C) foi constituído por uma campanha de pré-monitoramento realizada em julho de 2003, quatro meses antes do assentamento do casco e denominada AP, BP e CP. Seguiram-se oito campanhas de monitoramento, denominadas AI, BI e CI até AVIII, BVIII e CVIII, decorridos 2 (Jan 04), 4 (Mar 04), 7 (Jun 04), 10 (Set 04), 13 (Dez 04), 16 (Mar 05), 28 (Mar 06) e 32 meses (Jul 06) após o naufrágio programado.

Cada campanha de pesca, incluindo o pré-monitoramento, foi realizada na área do recife Orion e nas duas áreas controle em três dias de pesca por campanha, utilizando-se seis diferentes tipos de apetrechos de pesca. O tempo de imersão para cada uma das artes de pesca utilizadas foi variável (Tab. I), em função do efeito da predação sobre as espécies de peixes capturadas pelos diferentes apetrechos de pesca, assim como as distâncias de cada apetrecho em relação ao recife Orion e às áreas controle.

Tabela I. Características das artes de pesca utilizadas, tempo de imersão dos apetrechos, tipo de isca (bonito = *Auxis thazard*, lula = *Loligo plei*) e unidades utilizadas para os cálculos do esforço de pesca absoluto para cada apetrecho de pesca nas três áreas de estudo.

Arte de pesca	Número de apetrechos	Características dos apetrechos	Tempo de imersão	Isca	Unidade de CPUE absoluta
Rede de espera	01	Comp. 200 m Alt. 05 m	4 horas	Sem isca	g/m ² /h
Espinhel de meia-água	01	150 anzóis Nº 11/0	3 horas	Bonito	g/anzol/h
Armadilha circular	06	Base 1,0 m Boca 0,3 m	7 horas	Bonito	g/ac/h
Armadilha retangular	04	1,6 m X 0,8 m	7 horas	Bonito	g/ar/h
Espinhel vertical ou Boinha	02	30 anzóis Nº 11/0	3 horas	Lula	g/anzol/h
Arrasto de fundo	01	Boca 10 m Comp. 10 m	30 minutos	Sem isca	g/0,008km ² /30min

*g = grama, h = hora, ac = armadilha circular, ar = armadilha retangular.

As operações de pesca foram realizadas entre 08:30h e 18:00h. Todo o material coletado foi encaminhado para identificação e análises no Laboratório de Recursos Vivos do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM) e parte dele fixado em formol neutro a 10% para constituir uma coleção de referência.

2.2.5. Tratamento e análise dos dados

2.2.5.1. Variação espacial e temporal da comunidade íctica

A comunidade íctica em cada uma das três áreas (recife Orion e controles B e C) foi caracterizada quanto à composição taxonômica, abundância relativa (em número e peso), frequência de ocorrência, biometria (comprimento = mm e peso = g), relação comprimento vs. peso, captura por unidade de esforço em peso úmido (p.u.) e índices de riqueza de Margalef (R), diversidade de Shannon-Wiener (H') e dominância de Simpson (D) (Zar, 1984), a partir do material coletado durante as nove campanhas com as seis artes de pesca empregadas.

O Índice Riqueza de Margalef (R), é baseado na relação entre o número de espécies (S) e o número total de indivíduos observados (n):

$$R = (S-1) / \log_{10} (n)$$

onde: S = número de espécies na amostra e n = número total de indivíduos na amostra.

O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), é função do número de espécies em uma comunidade e da uniformidade dos indivíduos entre as espécies.

$$H' = \sum p_i \ln_e p_i$$

onde: p_i = proporção de indivíduos da espécie i.

O Índice de Dominância de Simpson (D), é dado pelo número de indivíduos de uma espécie em relação ao número de indivíduos de todas as espécies obtidas numa amostragem.

$$D = \sum (n_i / N)^2$$

onde: n_i = número de indivíduos da espécie i e N = número total de indivíduos.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi calculada em peso total, a partir de cada arte de pesca, separadamente, em cada área de estudo (Tab. I).

Os peixes capturados foram identificados segundo Cervigón (1993), Figueiredo e Menezes (1978, 1980, 2000), Fischer (1978) e Menezes e Figueiredo (1980, 1985), medidos (comprimento total), pesados (peso úmido = p.u.) e caracterizados de acordo com a posição na coluna d'água (Fishbase, 2007).

As distribuições de freqüência de comprimento total, em número de indivíduos para as espécies mais abundantes em cada área foram plotadas em gráficos e as relações comprimento vs. peso foram obtidas e expressas pela equação $Pt = aCt^b$ (Pauly, 1980; Vazzoler, 1981).

2.2.5.2. Análise comparativa temporal e espacial

A significância das diferenças quanto aos descritores de estrutura da comunidade (riqueza, diversidade e dominância das espécies), entre os períodos de estudo (campanhas), em cada área e entre as CPUEs entre as áreas, foi avaliada através da análise de variância (ANOVA) *one way*, seguida pelo teste de Tukey para comparação múltipla das médias. Os dados foram testados quanto à normalidade a partir do teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1984).

A análise comparativa entre os agrupamentos ícticos do recife Orion e das áreas controle B e C nas campanhas de pré e pós-assentamento ou monitoramento incluíram uma análise de agrupamento (UPGMA) e o método de ordenamento MDS, utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Para tal, foram incluídas

as espécies mais abundantes em número de indivíduos coletados em cada área durante as nove campanhas realizadas. A confiabilidade do dendrograma foi avaliada pelo coeficiente de correlação cofenético, que segundo Valentin (2000) é aceitável acima do valor 0,8. A adequação da configuração das amostras no ordenamento MDS foi obtida a partir do valor de estresse, que abaixo de 0,05 proporciona uma excelente representação espacial (Clarke e Warwick, 2001).

O teste de permutação ANOSIM (*one way*) foi empregado a fim de avaliar a significância das diferenças entre os grupos pré-definidos a partir da análise de agrupamento representada no método de ordenamento MDS para cada área, separadamente. As matrizes de similaridade incluíram o número de indivíduos das espécies mais abundantes em cada uma das três áreas nas nove campanhas realizadas. O teste ANOSIM produz uma estatística R que varia em uma amplitude de -1 a +1.

O procedimento de porcentagem de similaridades (SIMPER) definiu o percentual de contribuição das espécies dentro e entre os grupos evidenciados pela análise de agrupamento e representados pelo método de ordenação MDS (Clarke e Warwick, 2001).

A análise de dados foi realizada com o programa PRIMER 6 (Clarke e Warwick, 2001) e o coeficiente cofenético calculado com o software NTSYS pc 2.1.

O grau de correlação dos parâmetros abióticos monitorados com os padrões de abundância das espécies nas diferentes campanhas, em cada área de estudo foi investigado a partir de uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) (ter Braak, 1986; Jongman *et al.*, 1995), utilizando-se o programa estatístico MVSP (*"Multi-Variate Statistical Package"*) versão 5.1.

Duas matrizes de dados bióticos foram obtidas. A primeira a partir da utilização das espécies abundantes numericamente, capturadas com os seis apetrechos de pesca e que ocorreram em pelo menos seis (65%) das nove campanhas realizadas em cada uma das três áreas (recife Orion (área A), área controle B e área controle C) e aquelas que ocorreram em número igual ou superior a dez indivíduos em pelo menos uma campanha. E a segunda a partir das biomassas (em peso úmido) dessas mesmas espécies. Uma matriz auxiliar com os dados abióticos foi construída com os valores médios das variáveis; temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, íon amônio e fosfato, obtidos em cada área, durante as nove campanhas.

3. RESULTADOS

3.1. Correntometria

A magnitude média das correntes variou menos, embora não significativamente ($p > 0,05$), no recife Orion, de $4,8 \text{ cm.s}^{-1}$ na campanha III a $13,2 \text{ cm.s}^{-1}$ na campanha II em relação às áreas controle. No controle B variou de $6,1 \text{ cm.s}^{-1}$ a $20,4 \text{ cm.s}^{-1}$ nas campanhas VIII e II, respectivamente e no controle C de $6,4 \text{ cm.s}^{-1}$ nas campanhas IV e VIII a $15,1 \text{ cm.s}^{-1}$ na campanha III (Fig. 3).

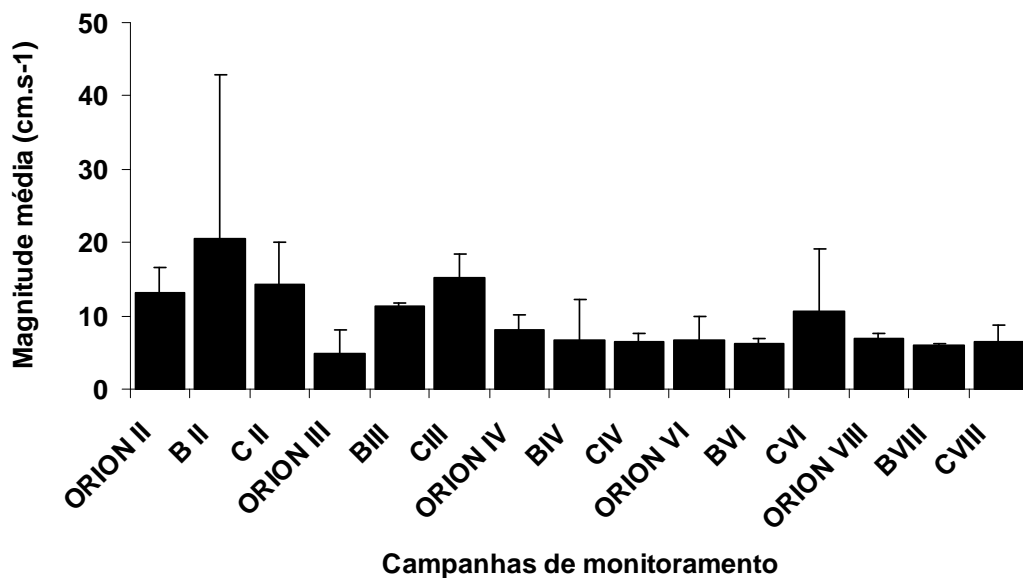


Figura 3. Variação da magnitude média das correntes (cm.s^{-1}) nas três áreas durante as campanhas II (Mar/04), III (Jun/04), IV (Set/04), VI (Mar/05) e VIII (Jul/06) de monitoramento. Não houve medição durante as campanhas V (Dez/04) e VII (Mar/06).

3.2. Parâmetros físico-químicos e nutrientes

A temperatura média da coluna d'água variou de 20°C a 23°C nas três áreas de estudo. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valores médios mais elevados no pré-monitoramento e na 3ª campanha, diferindo significativamente das 4ª, 5ª e 6ª campanhas (Fig. 4). Não foram observadas diferenças entre as áreas ($p > 0,05$).

A salinidade média variou de 35 a 36 UPS (unidade padrão de salinidade) nas três áreas de estudo. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valor médio mais elevado na 4ª campanha, diferindo significativamente do pré-monitoramento e da 2ª campanha (Fig. 5). Não foram observadas diferenças entre as áreas ($p > 0,05$).

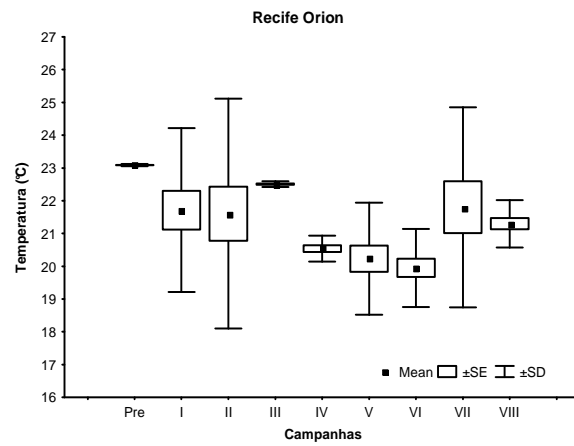
Os teores de oxigênio dissolvido na água variaram de 4,0 mL/L⁻¹ a 6,0 mL/L⁻¹ nas três áreas de estudo. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valores médios mais elevados na 4ª e 5ª campanhas, diferindo significativamente das 1ª, 2ª, 3ª, 7ª e 8ª campanhas (Fig. 6). Foram observadas diferenças significativas entre a área do recife Orion e o controle B ($p < 0,05$).

Os teores de nitrito na água variaram de 0,1 µmol/L⁻¹ (I) a 0,5 µmol/L⁻¹ (V) no recife Orion, de 0,01 µmol/L⁻¹ (I) a 0,6 µmol/L⁻¹ (V) na área controle B e de 0,04 µmol/L⁻¹ (I) a 0,4 µmol/L⁻¹ (V) na área controle C. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valores médios mais elevados na 4ª e 5ª campanhas, diferindo significativamente do pré-monitoramento e da 1ª e 3ª campanhas (Fig. 7). Não foram observadas diferenças entre as áreas ($p > 0,05$).

Os teores de nitrato na água variaram de 0,2 µmol/L⁻¹ (I) a 2,7 µmol/L⁻¹ nas três áreas de estudo. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valor médio mais elevado na 4ª campanha, diferindo significativamente do pré-monitoramento e das 1ª, 2ª, 3ª, 6ª, 7ª e 8ª campanhas (Fig. 8). Não foram observadas diferenças entre as áreas ($p > 0,05$).

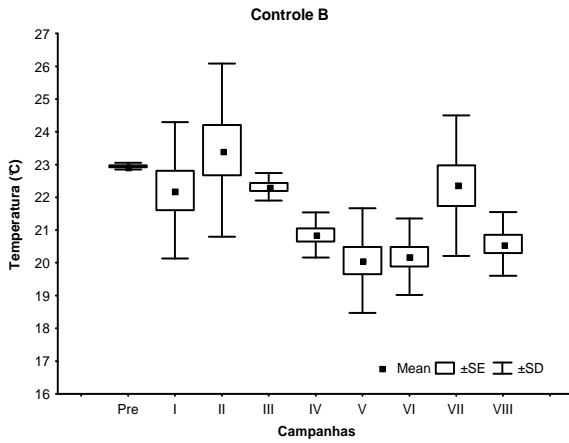
Os teores do íon amônio na água variaram de 0,5 µmol/L⁻¹ (III) a 2,4 µmol/L⁻¹ (I) no recife Orion, de 0,9 µmol/L⁻¹ (III) a 1,5 µmol/L⁻¹ (I) na área controle B e de 0,8 µmol/L⁻¹ (Pré) a 2,1 µmol/L⁻¹ (VI) na área controle C. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion, com valor médio mais elevado na 1ª campanha, diferindo significativamente do pré-monitoramento e das 2ª, 3ª, 4ª, 5ª e 6ª campanhas ($p < 0,05$) (Fig. 9). Foram observadas diferenças significativas entre a área do recife Orion e o controle B e entre os controles B e C ($p < 0,05$).

Os teores de fosfato na água variaram de $0,2 \mu\text{mol/L}^{-1}$ (I) a $0,6 \mu\text{mol/L}^{-1}$ nas três áreas de estudo. Variações temporais significativas ocorreram na área do recife Orion com valor médio mais elevado na 4ª campanha, diferindo significativamente das 3ª e 5ª campanhas (Fig. 10). Foram observadas diferenças significativas entre a área do recife Orion e o controle C ($p < 0,05$).



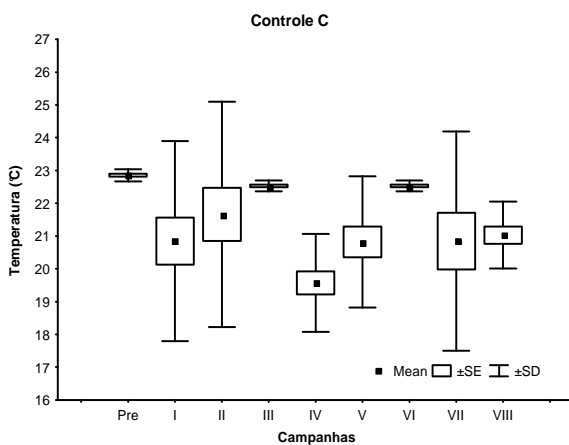
Tukey HSD Temp. (°C) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I	ns.								
II	ns.	ns.							
III	ns.	ns.	ns.						
IV	*	ns.	ns.	ns.					
V	**	ns.	ns.	*	ns.				
VI	**	ns.	ns.	*	ns.	ns.			
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD Temp. (°C) (CONTROLE B)

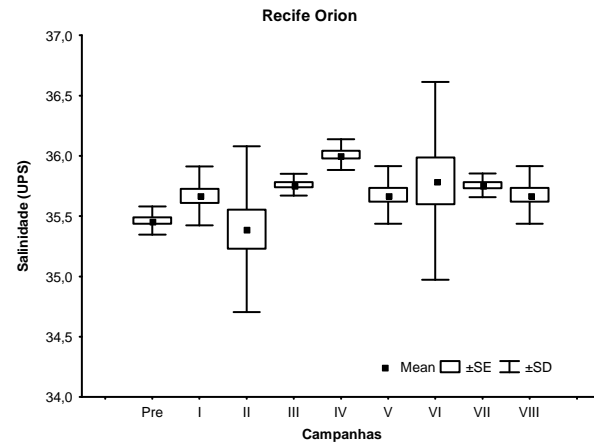
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I	ns.								
II	ns.	ns.							
III	ns.	ns.	ns.						
IV	*	ns.	*	ns.					
V	**	*	**	*	ns.				
VI	**	*	**	*	ns.	ns.			
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	*		
VIII	*	ns.	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD Temp. (°C) (CONTROLE C)

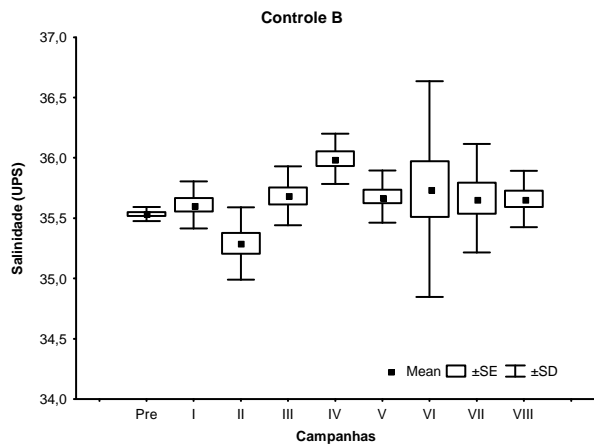
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
I	ns.								
II	ns.	ns.							
III	ns.	ns.	ns.						
IV	**	ns.	ns.	**					
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.				
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.			
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 4. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) da temperatura ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de Tukey HSD, as diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



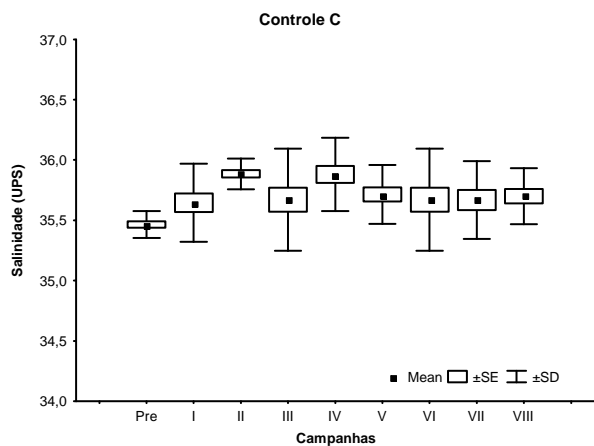
Tukey HSD Sal.(UPS) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	*	ns.	**	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD Sal. (UPS) (CONTROLE B)

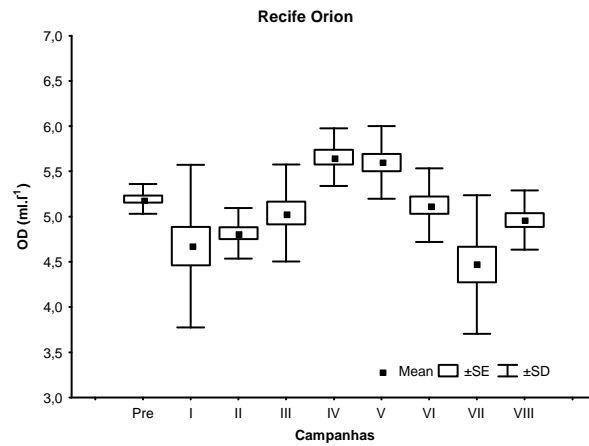
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	*	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD Sal. (UPS) (CONTROLE C)

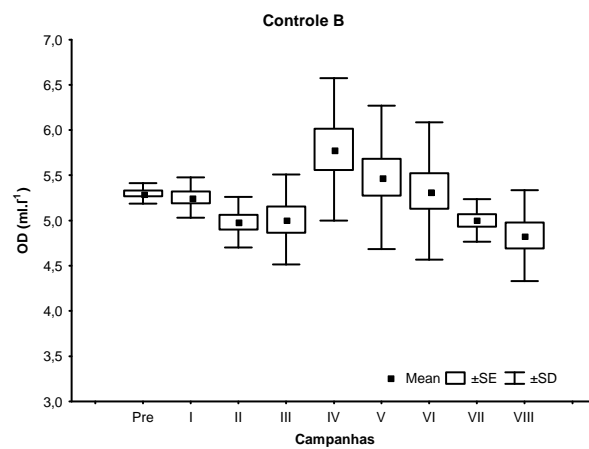
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	**	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	*	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 5. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) da salinidade ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, as diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



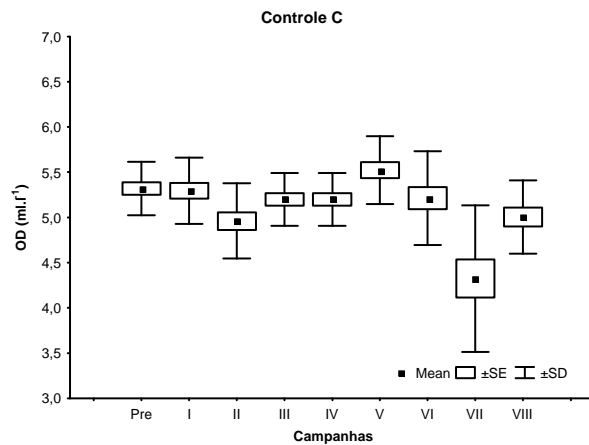
Tukey HSD O₂ (mL/L-1) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	**	**	*				
V	ns.	**	**	*	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	*	ns.	ns.	*	**	**	*	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	*	ns.	ns.



Tukey HSD O₂ (mL/L-1) (CONTROLE B)

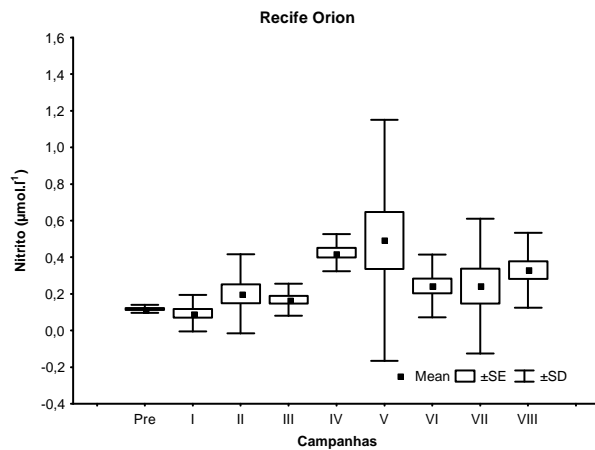
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	*	*				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD O₂ (mL/L-1) (CONTROLE C)

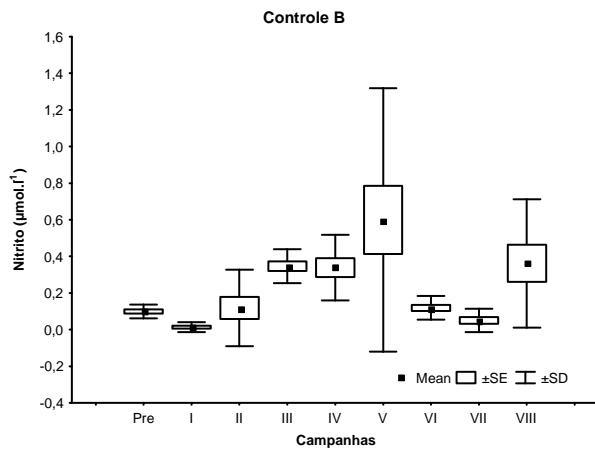
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	*	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	**	**	*	**	**	**	**	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	**

Figura 6. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



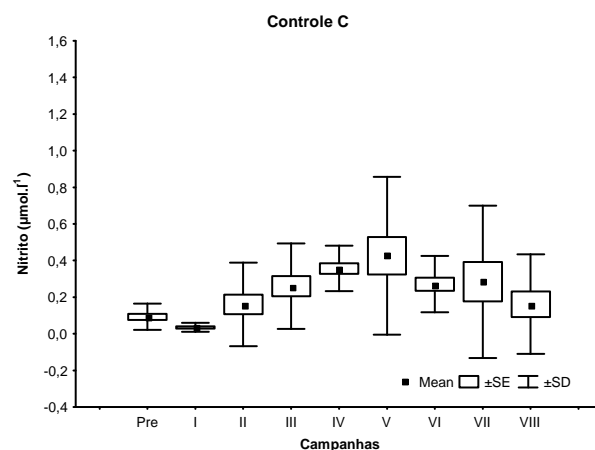
Tukey HSD NO₂ (µmol/L-1) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	*	*	ns.	ns.				
V	*	**	ns.	*	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NO₂ (µmol/L-1) (CONTROLE B)

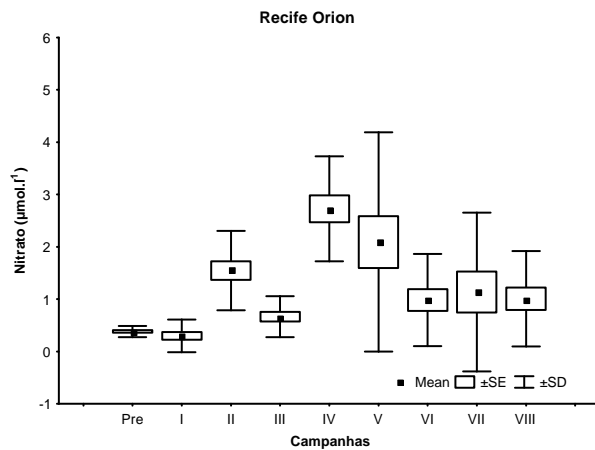
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	*	**	*	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NO₂ (µmol/L-1) (CONTROLE C)

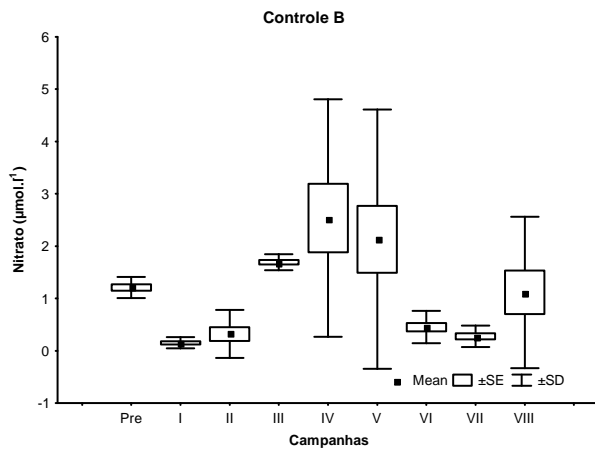
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	*	*	ns.	ns.				
V	*	**	*	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 7. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de nitrito ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



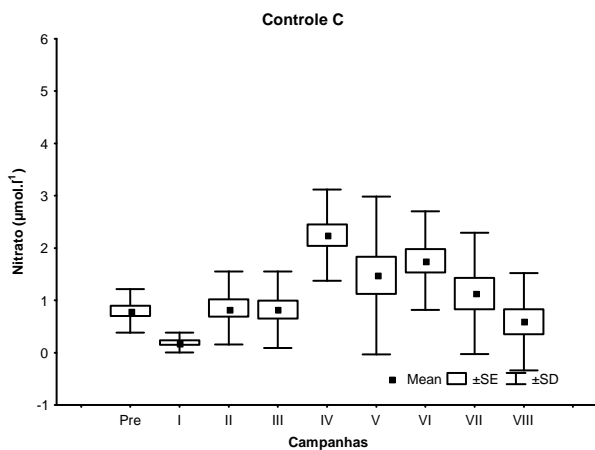
Tukey HSD NO₃ (µmol/L-1) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	*	*						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	**	**	*	**				
V	**	**	ns.	*	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	**	*		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NO₃ (µmol/L-1) (CONTROLE B)

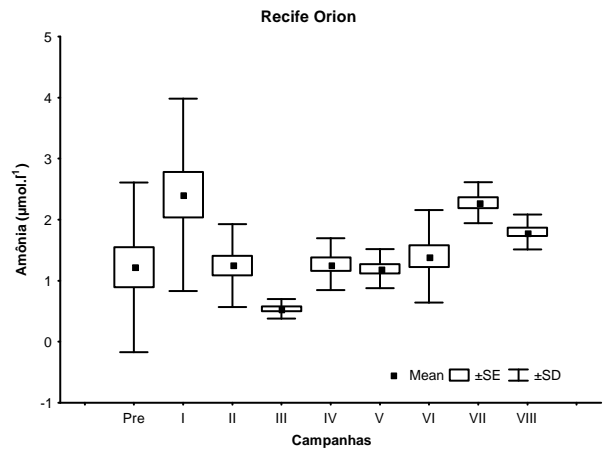
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	**	*	ns.				
V	ns.	*	*	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	*	*		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	*	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NO₃ (µmol/L-1) (CONTROLE C)

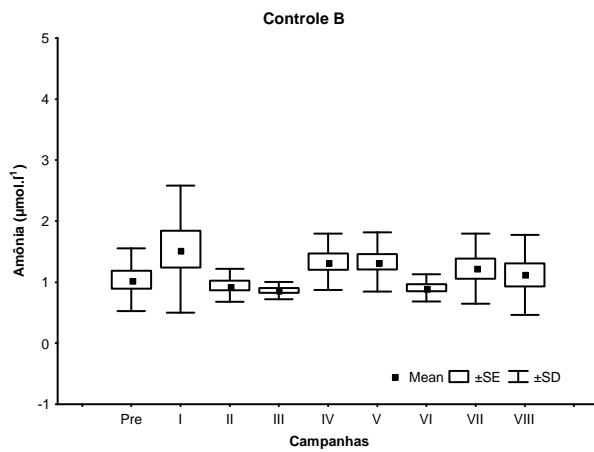
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	**	**	**	**				
V	ns.	**	ns.	ns.	ns.			
VI	*	**	ns.	*	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.	*	ns.

Figura 8. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de nitrato ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



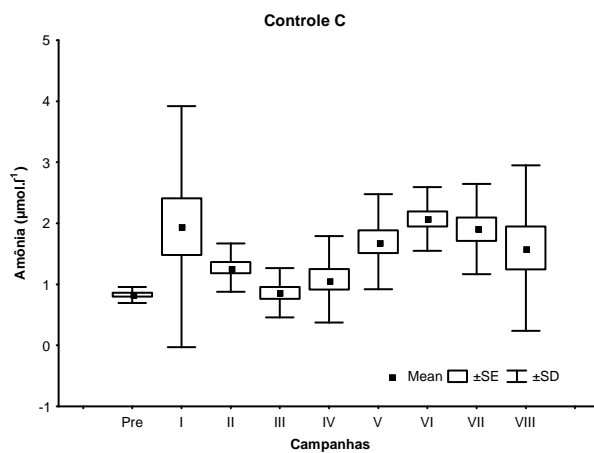
Tukey HSD NH₄ ($\mu\text{mol/L-1}$) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	*							
II	ns.	**						
III	ns.	**	ns.					
IV	ns.	*	ns.	ns.				
V	ns.	**	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	*	ns.	*	ns.	ns.		
VII	*	ns.	*	**	*	*	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NH₄ ($\mu\text{mol/L-1}$) (CONTROLE B)

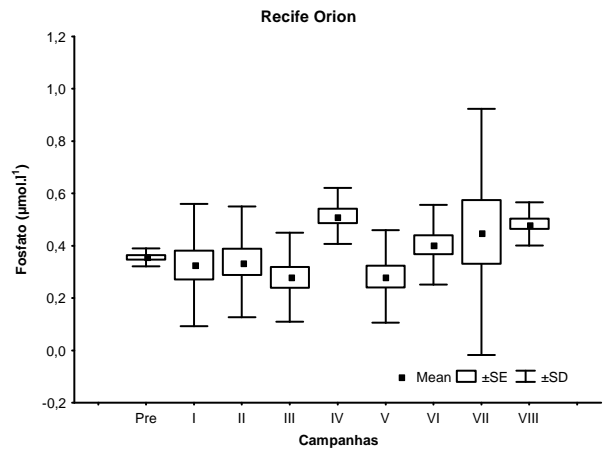
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD NH₄ ($\mu\text{mol/L-1}$) (CONTROLE C)

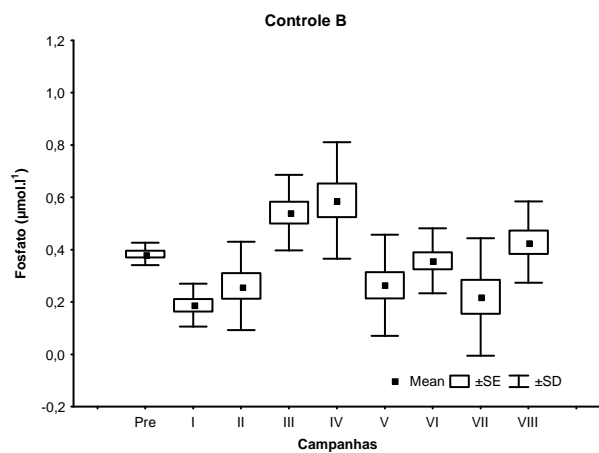
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	*							
II	ns.	ns.						
III	ns.	*	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	*	ns.	ns.	*	*	ns.		
VII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 9. Valores médios erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores do íon amônio ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



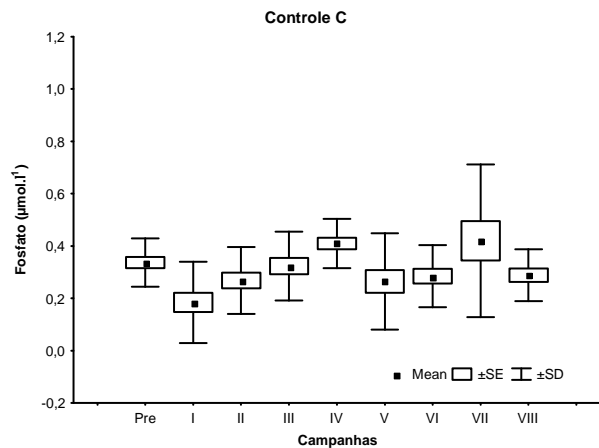
Tukey HSD PO4 ($\mu\text{mol/L-1}$) (ORION)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	*				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	*			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.



Tukey HSD PO4 ($\mu\text{mol/L-1}$) (CONTROLE B)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	**	*					
IV	ns.	**	**	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	**	**			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	**	**	ns.	ns.	
VIII	ns.	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*



Tukey HSD PO4 ($\mu\text{mol/L-1}$) (CONTROLE C)

	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	**	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 10. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de fosfato ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $0,001$).

3.3. Geologia

Na área do recife Orion, a classificação pelo diâmetro médio dos grãos revelou a predominância de areia muito grossa a grossa com teores de cascalho variando de 1 a 34% e teores de lama (silte + argila) variando de 0 a 4%. O teor de carbonato de cálcio variou de 13 a 26% e constituiu a maior parte da fração de cascalho, representada predominantemente por fragmentos de conchas.

Na área controle B predominou areia muito grossa a grossa com teores de lama (silte + argila) variando de 0 a 4%. O teor de carbonato de cálcio variou de 4 a 14%.

Na área controle C os sedimentos mais finos predominaram, variando de areia média a areia muito fina com teores de cascalho variando de 1 a 10% e teores de lama (silte + argila) variando de 1 a 66%. O teor de carbonato de cálcio variou de 14 a 27%.

A figura 11 apresenta a distribuição dos tipos de sedimentos superficiais de acordo com o diâmetro médio dos grãos em nove pontos de cada área, a partir das médias das 71 amostras coletadas durante as nove campanhas realizadas.

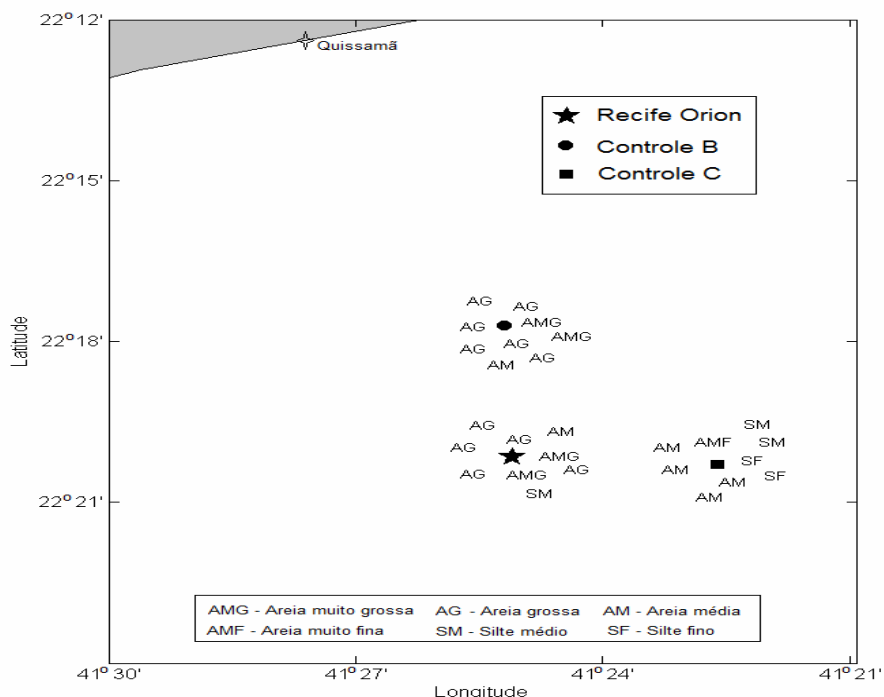


Figura 11. Distribuição dos tipos de sedimentos superficiais de acordo com o diâmetro médio dos grãos nas áreas do recife Orion e áreas controles B e C a partir das médias das 71 amostras coletadas durante o pré-monitoramento e as oito campanhas de monitoramento.

3.4. Caracterização da ictiofauna

3.4.1. Composição taxonômica

Na área do recife Orion, foram capturados 1.789 exemplares totalizando 311 kg de peixes ao longo do período de estudo. A ictiofauna foi composta por 56 espécies pertencentes a 48 gêneros e 30 famílias, sendo 11 espécies (14%) exclusivas dessa área. Dentre as espécies capturadas, 11 (20%) foram de elasmobrânquios, constituídas por duas espécies de cação e nove de raias. No recife Orion, 31 espécies apresentaram hábitos demersais (55%), seguidas por 12 bento-pelágicas (21%), 6 pelágicas (11%) e 7 bentônicas (12%). As espécies *Trichiurus lepturus* e *Dules auriga* (89%), *Dactylopterus volitans*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Stephanolepis hispidus* e *Porichthys porosissimus* (78%), *Orthopristis ruber* (67%), *Paralichthys patagonicus*, *Peprilus paru*, *Pagrus pagrus* e *Zapteryx brevirostris* (56%) foram as mais freqüentes na área do recife Orion (F.O. > 50%) (Tab. II).

Na área controle B, foram capturados 1.820 exemplares totalizando 279 kg de peixes ao longo do período de estudo. A ictiofauna foi composta por 49 espécies pertencentes a 45 gêneros e 28 famílias, sendo sete espécies (14%) exclusivas dessa área. Dentre as espécies capturadas, 09 (18%) foram de elasmobrânquios, constituídas por uma espécie de cação e 08 de raias. Na área controle B, 27 espécies apresentaram hábitos demersais (55%), seguidas por 10 bento-pelágicas (20%), 8 pelágicas (16%) e 4 bentônicas (8%). As espécies *Trichiurus lepturus* (100%), *Dules auriga*, *Lagocephalus laevigatus*, *Zapteryx brevirostris* e *Paralonchurus brasiliensis* (67%), *Stephanolepis hispidus*, *Rhizoprionodon porosus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Micropogonias furnieri*, todas com 56% foram as mais freqüentes na área controle B (F.O. > 50%) (Tab. II).

Na área controle C, foram capturados 1.796 exemplares totalizando 267 kg de peixes, ao longo do período de estudo. A ictiofauna foi composta por 59 espécies pertencentes a 54 gêneros e 36 famílias, sendo 10 espécies (17%) exclusivas dessa área. Dentre as espécies capturadas, 14 (24%) foram de elasmobrânquios, constituídas por 03 espécies de cação e 11 de raias. Na área controle C, 31 espécies apresentaram hábitos demersais (53%), seguidas por 13 bento-pelágicas (22%), 09 pelágicas (15%) e 06 bentônicas (10%). As espécies *Dules auriga* (100%), *Pagrus pagrus* (89%), *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Stephanolepis hispidus* (78%), *Rhizoprionodon porosus*, *Prionotus punctatus* e

Trichiurus lepturus (67%), *Dactylopterus volitans*, *Orthopristis ruber* e *Ophichthus gomesii* (56%) foram as mais freqüentes na área controle C (F.O. > 50%) (Tab. II).

Tabela II. Lista de espécies capturadas de acordo com as classes (Chondrichthyes e Osteichthyes), famílias e os respectivos nomes vulgares, posição na coluna d'água (PCD) (D = demersal, BP = bento-pelágico, P = pelágico, B = bentônico) e frequência de ocorrência (FO %) por área (recife Orion, B e C = controles) e total. Famílias em ordem evolutiva e espécies em ordem alfabética.

Chondrichthyes Família	Espécie	Nome vulgar	PCD	FO% ORION	FO% B	FO% C	FO% Total
Lamnidae	<i>Isurus oxyrinchus</i>	anequim	P	0	0	11	4
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	cação-frango	D	33	56	67	52
Squatinae	<i>Squatina argentina</i>	cação-anjo	D	11	0	33	15
Rhinobatidae	<i>Rhinobatus horkelli</i>	cação-viola	D	22	22	22	22
Rhinobatidae	<i>Rhinobatus percellens</i>	raia-viola	D	0	11	11	7
Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	viola-cara-curta	D	56	67	44	56
Rajidae	<i>Atlantoraja castelnaui</i>	raia	D	11	11	22	15
Rajidae	<i>Psammobatis extenta</i>	raia	D	11	0	22	11
Rajidae	<i>Raja platana</i>	raia	D	0	0	11	4
Rajidae	<i>Rioraja agassizi</i>	raia-santa	D	44	33	44	41
Narcinidae	<i>Discopyge tschudii</i>	raia	D	0	0	11	4
Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis</i>	treme-treme	D	11	11	22	15
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	raia	D	11	0	0	4
Dasyatidae	<i>Dasyatis say</i>	raia	D	33	0	44	26
Myliobatidae	<i>Myliobatis freminvillei</i>	raia-sapo	BP	11	11	11	11
Rhinopterae	<i>Rhinoptera bonasus</i>	ticonha	BP	0	11	0	4
Osteichthyes							
Família							
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	ubarana	BP	0	0	11	4
Congridae	<i>Ariosoma opisthophthalma</i>	congro	D	0	11	0	4
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	cobra-do-mar	D	44	0	56	33
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	sardinha	P	33	11	11	19
Clupeidae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>	sardinha-dentuça	P	0	11	33	15
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	sardinha-cascuda	P	11	11	11	11
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>	sardinha	P	11	0	22	11
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	bagre-urutu	D	0	33	22	19
Phycidae	<i>Urophycis brasiliensis</i>	abrótea	D	22	0	11	11
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>	mamangá-liso	D	78	44	44	56
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	cabrinha	D	33	11	67	37
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	coió	B	78	33	56	56
Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i>	michole-de-areia	BP	11	0	0	4
Serranidae	<i>Dules auriga</i>	mariquita	BP	89	67	100	85
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i>	rêmora	P	44	22	22	30

continua...

Tab. II - continuação

Carangidae	<i>Caranx latus</i>	xarelete	P	11	0	0	4
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	palombeta	P	0	11	0	4
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	guaivira	BP	11	0	0	4
Carangidae	<i>Parona signata</i>	viuva	D	0	11	0	4
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i>	peixe-galo	BP	11	0	0	4
Carangidae	<i>Trachinotus carolinus</i>	pampo	P	0	11	22	11
Carangidae	<i>Trachurus lathami</i>	xixarro	P	11	0	0	4
Gerreidae	<i>Diapterus olisthostomus</i>	carapeba	BP	0	0	11	4
Haemulidae	<i>Boridia grossidens</i>	corcoroca-sargo	BP	0	11	0	4
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	roncador	BP	22	22	22	22
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i>	corcoroca	D	67	44	56	56
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	pargo-rosa	BP	56	22	89	56
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	castanhota	D	78	56	78	70
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	goete	D	11	22	11	15
Sciaenidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	pescada	D	33	33	22	30
Sciaenidae	<i>Cynoscion striatus</i>	maria-mole	D	33	22	33	30
Sciaenidae	<i>Cynoscion virescens</i>	pescada-cambucu	D	11	0	0	4
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	pescadinha	D	11	22	33	22
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	oveva	D	0	11	0	4
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	betara	D	11	11	22	15
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	betara	D	11	0	0	4
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	D	33	56	44	44
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	maria-luísia	D	44	67	78	63
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	cangoá	D	11	22	0	11
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	cangoá	D	11	22	11	15
Sciaenidae	<i>Umbrina canosai</i>	castanha	D	11	22	33	22
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	enxada	BP	0	0	11	4
Percophidae	<i>Percophis brasiliensis</i>	tira-vira	D	11	0	11	7
Mugiloididae	<i>Pinguipes brasilianus</i>	michole-quati	BP	0	0	11	4
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	espada	BP	89	100	67	85
Scombridae	<i>Auxis thazard</i>	bonito-cachorro	P	0	11	0	4
Scombridae	<i>Euthynnus alleteratus</i>	bonito-pintado	P	0	11	11	7
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	serra	P	0	0	22	7
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	gordinho	BP	56	22	44	41
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	linguado	B	11	0	0	4
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	linguado	B	0	0	11	4
Paralichthyidae	<i>Etropus longimanus</i>	linguado	B	22	22	44	30
Paralichthyidae	<i>Paralichthys patagonicus</i>	linguado	B	56	33	33	41
Cynoglossidae	<i>Symphurus jenynsi</i>	língua de mulata	B	11	0	0	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus kyaropterygium</i>	língua-de-mulata	B	0	0	11	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus sp.</i>	língua-de-mulata	B	11	0	0	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	língua-de-mulata	B	11	11	33	19
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	peixe-porco	BP	11	11	22	15
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	peixe-porco	D	78	56	78	70
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	baiacu-arara	BP	44	67	44	52
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	baiacu	BP	11	0	11	7
Diodontidae	<i>Cylichthys spinosus</i>	baiacu-de-espinho	D	22	22	22	22
Nº. Total de espécies				56	49	59	78

3.4.2. Abundância relativa

Na área do recife Orion, o número de indivíduos capturados foi mais elevado na terceira e na sexta campanhas pós-assentamento (N = 429 e 573, respectivamente), correspondendo a 46 e 71 kg em peso, respectivamente. Nas demais campanhas, as capturas foram iguais ou inferiores a 202 exemplares e 42 kg em peso (Fig. 12). As espécies que contribuíram com mais de 70% dos indivíduos capturados foram *Dactylopterus volitans* (N = 571), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (N = 326), *Stephanolepis hispidus* (N = 197), *Trichiurus lepturus* (N = 137) e *Dules auriga* (N = 75), correspondendo a 48% da biomassa total na área (Tab. III). As espécies que mais contribuíram em peso foram *T. lepturus* (37,8%), *Lagocephalus laevigatus* (14,3%), *Pagrus pagrus* (4,7%), *D. volitans* (3,8%) e *C. gracilicirrhus* (3,7%) (Fig. 12).

Na área controle B, o número de exemplares capturados foi mais elevado na terceira e na sexta campanhas pós-assentamento (N = 304 e 839, respectivamente), correspondendo a 38 e 26 kg, respectivamente. Nas demais campanhas, as capturas foram inferiores a 282 exemplares, mas com até 60 kg em peso na quinta campanha (Fig. 12). As espécies que contribuíram com mais de 70% das capturas em número foram *Dactylopterus volitans* (N = 799), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (N = 174), *Stephanolepis hispidus* (N = 136), *Trichiurus lepturus* (N = 127) e *Paralonchurus brasiliensis* (N = 76), correspondendo a 38% da biomassa total na área (Tab. IV). As espécies que mais contribuíram em peso foram *T. lepturus* (30,8%), *Lagocephalus laevigatus* (21,0%), *Porichthys porosissimus* (5,8%) e *Zapteryx brevirostris* (4,8%) (Fig. 12).

Na área controle C, o número de exemplares capturados foi mais elevado na terceira e na quinta campanhas pós-assentamento (N = 714 e 284, respectivamente), correspondendo a 62 e 31 kg, respectivamente. Nas demais campanhas, as capturas foram inferiores a 251 exemplares, mas com até 40 kg na primeira campanha (Fig. 12). As espécies que contribuíram com mais de 70% das capturas em número foram *Stephanolepis hispidus* (N = 396), *Ctenosciaena gracilicirrhus* (N = 298), *Dactylopterus volitans* (N = 236), *Dules auriga* (N = 102), *Pagrus pagrus* (N = 102), *Trichiurus lepturus* (N = 79) e *Conodon nobilis* (N = 62), correspondendo a 37% da biomassa total na área (Tab. V). As espécies que mais contribuíram em peso foram *Rhizoprionodon porosus* (14,2%), *T. lepturus* (13,7%), *P. pagrus* (9,2%) e *L. laevigatus* (9,1%) (Fig. 12).

Não se observou uma tendência crescente nem um padrão temporal na abundância dos peixes capturados nas três áreas estudadas.

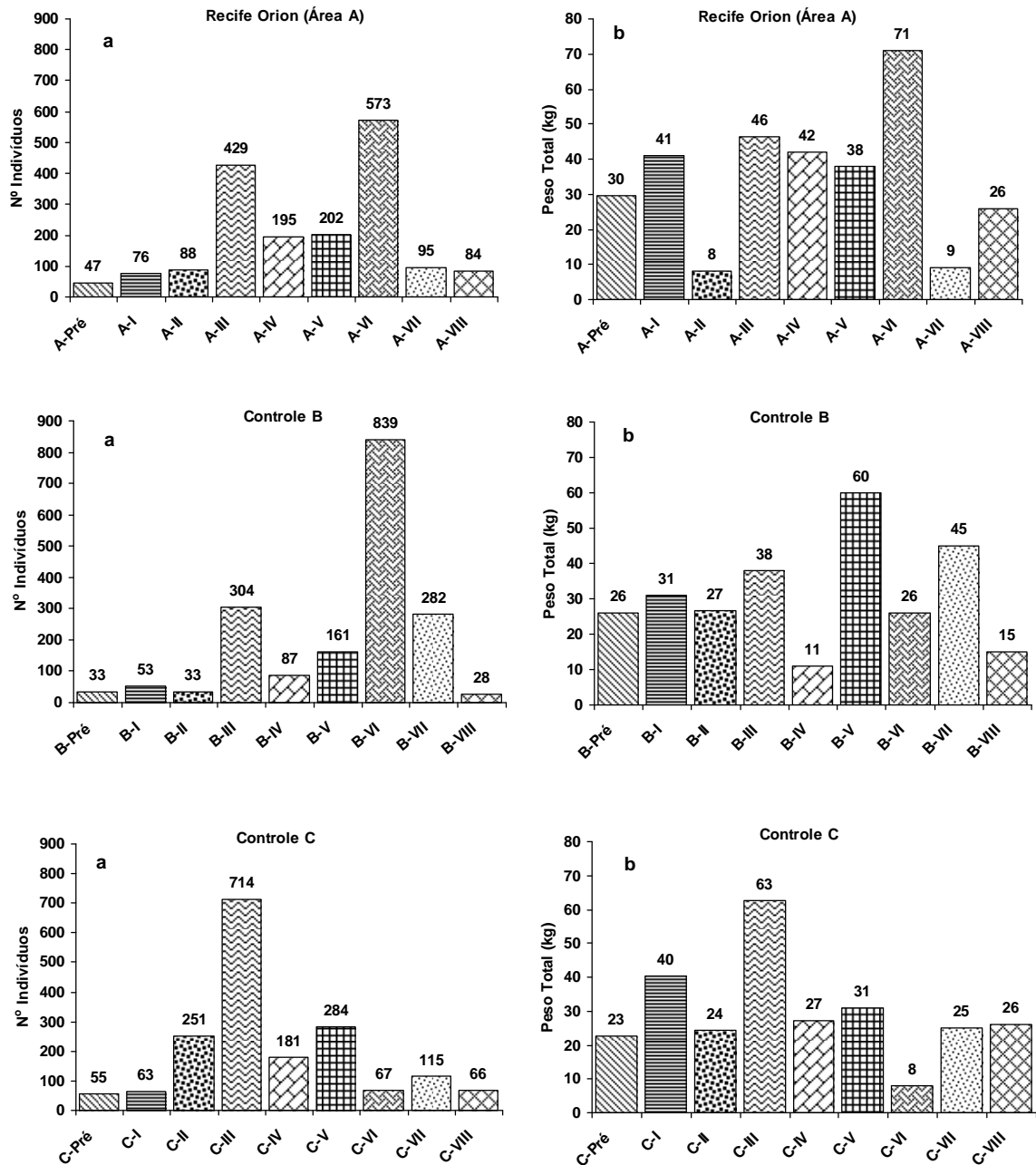


Figura. 12. Distribuição das capturas em número de indivíduos (a) e em peso total (b) no recife Orion (Área A), área Controle B e área Controle C ao longo das nove campanhas de monitoramento.

Tabela III. Distribuição das capturas em número de indivíduos (N), biomassa correspondente em gramas (B (g)), total geral capturado e porcentagem relativa (% Rel.) na campanha de pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento pós-assentamento na área do recife Orion.

Espécie	ORION Pré		ORION I		ORION II		ORION III		ORION IV		ORION V		ORION VI		ORION VII		ORION VIII		Total geral		% Rel.	% Rel.
	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)
<i>Dactylopterus volitans</i>					2	13,6	69	3466,6	1	311,7	2	44,6	477	7310,8	19	521	1	264,8	571	11933,1	31,9	3,8
<i>Stephanolepis hispidus</i>					44	369,4	222	2463,5	23	432,3	5	124,1	8	294,4	10	846,2	14	1112,1	326	5642	18,2	1,8
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	5	445,7			25	1561	46	2723,6	73	4367,4	6	648,8	23	746,2	19	1153,7	197	11646,4	11,0	3,7		
<i>Trichiurus lepturus</i>			34	26521,4	1	1036,2	10	3236,2	9	3146,3	12	10868,4	57	58255	1	168,7	13	14521,3	137	117753,5	7,7	37,8
<i>Dules auriga</i>			4	279,5	18	542,6	10	206	9	510,8	12	523,6	3	646,5	14	549,3	5	188,6	75	3446,9	4,2	1,1
<i>Cynoscion microlepidotus</i>					11	701,6	49	2630,2	3	328,2									63	3660	3,5	1,2
<i>Orthopristis ruber</i>	2	111,5			11	227,9			35	2326,8	3	35,6	8	785,5	2	657,4			61	4144,7	3,4	1,3
<i>Pagrus pagrus</i>	4	877,7			20	5247,4			9	1776	9	3282,4	14	3544,5					56	14728	3,1	4,7
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	21	24192,3					2	1201,7	19	13829,6	5	5252,9							47	44476,5	2,6	14,3
<i>Paralichthys brasiliensis</i>					17	680,3	10	824,2	12	480,8							7	484,5	46	2469,8	2,6	0,8
<i>Stellifer brasiliensis</i>			26	1450,4															26	1450,4	1,5	0,5
<i>Porichthys porosissimus</i>			1	53,6			3	169,4	1	31,5	7	632,7	2	150,6	1	21	4	263,7	19	1322,5	1,1	0,4
<i>Micropogonias furnieri</i>			1	160,3			9	351,6	8	578,5									18	1090,4	1,0	0,4
<i>Micropogonias furnieri</i>					10	5804,6	1	653,5	4	2007,9	1	69,6	1	581,8					17	9117,4	1,0	2,9
<i>Zapaterus punctatus</i>					1	27,5			2	1564,7	4	1227,6			1	3,8	3	704,1	13	3035,2	0,7	1,0
<i>Peprius paru</i>	4	1072,2							1	868,5	1	868,5					5	4220,5	9	7577,5	0,5	2,4
<i>Echeneis naucrates</i>			1	923,8					3	42,6	4	161,1							8	225,7	0,4	0,1
<i>Pellona harroweri</i>					1	22													6	1555,1	0,3	0,5
<i>Cynoscion striatus</i>	2	444,1					2	217,4	2	139,7	1	78,3			2	883,8	2	227,2	6	509,8	0,3	0,2
<i>Prionotus punctatus</i>			1	74,4							4	194,2	1	16					5	210,2	0,3	0,1
<i>Etropus longimanus</i>							5	799,7											5	799,7	0,3	0,3
<i>Menticirrus americanus</i>					2	689,1	1	136,1			1	184,6					1	194,6	5	1204,4	0,3	0,4
<i>Ophichthus gomesii</i>									1	75,1	1	21,3	1	96,2	1	194,1	1	32,2	5	418,9	0,3	0,1
<i>Paralichthys patagonicus</i>											1	3505,4							5	5735,5	0,3	1,8
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	1	183,3	3	2046,8							1	96,6	1	42,9					5	2119,6	0,3	0,7
<i>Rioraja agassizi</i>					2	1619,4	1	360,7											5	289,7	0,3	0,1
<i>Symphurus jenynsi</i>																			4	418,8	0,2	0,1
<i>Symphurus jenynsi</i>	3	321,7					1	97,1											4	418,8	0,2	0,1
<i>Conodon nobilis</i>							1	150	2	1866,6									4	3495	0,2	1,1
<i>Dasyatis say</i>																	1	1478,4	3	426,8	0,2	0,1
<i>Cynoscion jamaicensis</i>			3	426,8															3	426,8	0,2	0,1
<i>Cyclichthys spinosus</i>					2	39,5							1	495					3	534,5	0,2	0,2
<i>Rhinobatus horkelli</i>					2	5447,6	1	1164,7											3	6612,3	0,2	2,1
<i>Symphurus sp.</i>					3	159,2			3	207,5									3	159,2	0,2	0,1
<i>Symphurus tessellatus</i>																			3	207,5	0,2	0,1
<i>Bothus ocellatus</i>					2	78,7													2	78,7	0,1	0,0
<i>Odontognathus mucronatus</i>					2	7,8													2	7,8	0,1	0,0
<i>Oligoplites saliens</i>	2	1608,3																	2	1608,3	0,1	0,5
<i>Psammobatis extenta</i>							2	117,7											2	117,7	0,1	0,0
<i>Sphoeroides spengleri</i>							2	6,4											2	6,4	0,1	0,0
<i>Trachurus lathami</i>													2	4,6					2	4,6	0,1	0,0
<i>Urophycis brasiliensis</i>			1	149,4							1	165,5							2	314,9	0,1	0,1
<i>Balistes capricus</i>									1	217,2									1	217,2	0,1	0,1
<i>Caranx latus</i>	1	162,5																	1	162,5	0,1	0,1
<i>Cynoscion virescens</i>											1	2381,3							1	2381,3	0,1	0,8
<i>Dasyatis guttata</i>							1	17500											1	17500	0,1	5,6
<i>Diplectrum formosum</i>	1	180,7																	1	180,7	0,1	0,1
<i>Harengula clupeola</i>	1	42,8																	1	42,8	0,1	0,0
<i>Isopisthus parvipinnis</i>											1	10,5							1	10,5	0,1	0,0
<i>Menticirrus littoralis</i>									1	214,6									1	214,6	0,1	0,1
<i>Myliobatis freminvillei</i>			1	8855,5															1	8855,5	0,1	2,8
<i>Narcine brasiliensis</i>											1	14,8							1	14,8	0,1	0,0
<i>Percophis brasiliensis</i>													1	27,5					1	27,5	0,1	0,0
<i>Atlantoraja castelnaui</i>									1	9661,4									1	9661,4	0,1	3,1
<i>Selene setapinnis</i>																			1	26,8	0,1	0,0
<i>Squatina argentina</i>									1	875,4									1	875,4	0,1	0,3
<i>Stellifer rastrifer</i>					1	104,8													1	104,8	0,1	0,0
<i>Umbrina canosai</i>											1	407,8							1	407,8	0,1	0,1
Total	47	29642,8	76	40941,9	88	8003,1	429	46496,5	195	42062,4	202	38050,9	573	71375,9	95	8845,9	84	25819,6	1.789	311.239	100,0	100,0

Tabela IV. Distribuição das capturas em número de indivíduos (N), biomassa correspondente em gramas (B (g)), total geral capturado e porcentagem relativa (% Rel.) na campanha de pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento na área controle B.

Espécie	B Pré		B I		B II		B III		B IV		B V		B VI		B VII		B VIII		Total geral		% Rel.	% Rel.		
	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)		
<i>Dactylopterus volitans</i>							2	84,5					778	6645,6	19	279,4			799	7009,5	43,9	2,5		
<i>Ctenosciaena gracilicirrus</i>	1	83,3							2	57,6	56	2022,6					114	3653,6	1	97,4	174	5914,5	9,6	2,1
<i>Stephanolepis hispidus</i>							130	1470,8	1	8,9			1	32,8	3	194	1	121,7	136	1828,2	7,5	0,7		
<i>Trichiurus lepturus</i>	7	2961,8	11	6469,6	2	1849,6	13	2504,4	17	6696,2	55	46663,3	15	15544,5	4	1787,6	3	1265,2	127	85742,2	7,0	30,8		
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	5	375,7	4	236,3			34	2251,5	4	145,3	1	27,6					28	1857,6			76	4894	4,2	1,8
<i>Porichthys porosissimus</i>			4	155,1							7	467,2	3	464,9	55	15087,5			69	16174,7	3,8	5,8		
<i>Cynoscion microlepidotus</i>							11	993	32	270,4	1	16,7							44	1280,1	2,4	0,5		
<i>Conodon nobilis</i>	2	216,6					40	2674,6											42	2891,2	2,3	1,0		
<i>Stellifer brasiliensis</i>			14	638,2			25	653											39	1291,2	2,1	0,5		
<i>Orthopristis ruber</i>			3	677,2									18	435,6	10	971,4	5	118	36	2202,2	2,0	0,8		
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	8	15350,6	7	11531,4	4	7820,3	4	11902	2	2149,9							8	9925	33	58679,2	1,8	21,0		
<i>Cynoscion striatus</i>	5	2423,1													23	4346			28	6769,1	1,5	2,4		
<i>Isopisthus parvipinnis</i>							12	95,2			14	69							26	164,2	1,4	0,1		
<i>Rhizoprionodon porosus</i>			2	1653,3			6	3376,6			16	5622			1	551,1	1	537,9	26	11740,9	1,4	4,2		
<i>Zapteryx brevirostris</i>							11	6245,8	1	676,6	6	3548,7	3	1186,5	2	1184,2	1	591,7	24	13433,5	1,3	4,8		
<i>Dules auriga</i>			1	38,4	1	6,5	4	65,6					6	249,5	1	24,2	3	219,5	16	603,7	0,9	0,2		
<i>Stellifer rastrifer</i>					13	711,2			3	45,2									16	756,4	0,9	0,3		
<i>Pellona harroweri</i>									14	360,9									14	360,9	0,8	0,1		
<i>Micropogonias furnieri</i>	2	3491,6			1	2206,9	2	89,1	7	347					1	583,1			13	6717,7	0,7	2,4		
<i>Cylichthys spinosus</i>							1	14,4					9	83,9					10	98,3	0,5	0,0		
<i>Genidens genidens</i>			3	3744	3	3265	2	430,2											8	7439,2	0,4	2,7		
<i>Prionotus punctatus</i>							1	578							8	320,9			8	320,9	0,4	0,1		
<i>Pagrus pagrus</i>													4	1180,6					5	1758,6	0,3	0,6		
<i>Paralichthys patagonicus</i>	1	546,8							1	109,9					2	32,6			4	689,3	0,2	0,2		
<i>Peprilus paru</i>											2	47,7			2	6,8			4	54,5	0,2	0,0		
<i>Umbrina canosai</i>	2	536,1													2	1548,7			4	2084,8	0,2	0,7		
<i>Chirocentron bleekermanus</i>															3	8,1			3	8,1	0,2	0,0		
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>					3	801,1													3	801,1	0,2	0,3		
<i>Cynoscion jamaicensis</i>			1	72,4	2	6,1													3	78,5	0,2	0,0		
<i>Echeneis naucrates</i>					1	1185,4													2	1828,1	3	3013,5	0,2	1,1
<i>Narcine brasiliensis</i>							3	1138,6											3	1138,6	0,2	0,4		
<i>Rhinobatus horkelli</i>							1	323,6											2	679,9	3	1003,5	0,2	0,4
<i>Rioraja agassizi</i>							1	120			1	490,1			1	34,3			3	644,4	0,2	0,2		
<i>Etropus longimanus</i>									2	63			1	23,1			1	26,8	2	49,9	0,1	0,0		
<i>Larimus breviceps</i>																			2	63	0,1	0,0		
<i>Ariosoma opisthophthalma</i>													1	27					1	27	0,1	0,0		
<i>Auxis thazard</i>					1	756,6													1	756,6	0,1	0,3		
<i>Balistes capriscus</i>											1	322,6							1	322,6	0,1	0,1		
<i>Boridia grossidens</i>															1	17			1	17	0,1	0,0		
<i>Euthynnus alleteratus</i>			1	5602,9															1	5602,9	0,1	2,0		
<i>Harengula clupeiola</i>			1	25,1															1	25,1	0,1	0,0		
<i>Menticirrhus americanus</i>									1	196,9									1	196,9	0,1	0,1		
<i>Myliobatis freminvillei</i>															1	12100			1	12100	0,1	4,3		
<i>Parona signata</i>							1	2896,2											1	2896,2	0,1	1,0		
<i>Atlantoraja castelnaui</i>											1	935							1	935	0,1	0,3		
<i>Rhinoptera bonasus</i>					1	7485,5													1	7485,5	0,1	2,7		
<i>Rhinobatus percellens</i>			1	180,1															1	180,1	0,1	0,1		
<i>Symphurus tessellatus</i>															1	47,8			1	47,8	0,1	0,0		
<i>Trachinotus carolinus</i>					1	490,8													1	490,8	0,1	0,2		
Total	33	25985,6	53	31024	33	26585	304	37907,1	87	11127,8	161	60232,5	839	25874	282	44635,9	28	15411,2	1.820	278.783,10	100,0	100,0		

Tabela V. Distribuição das capturas em número de indivíduos (N), biomassa correspondente em gramas (B (g)), total geral capturado e porcentagem relativa (% Rel.) na campanha de pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento na área controle C.

Espécie	C Pré		C I		C II		C III		C IV		C V		C VI		C VII		C VIII		Total geral		% Rel.	% Rel.	
	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	N	B (g)	
<i>Stephanolepis hispidus</i>					5	30,4	267	3053,4	22	718,7	67	1701,7	9	491	25	865	1	60,5	396	6920,7	22,0	2,6	
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	1	75,8	5	335,9			123	8546,1	73	3247,2	55	1014,4			18	815,2	23	1094,7	298	15129,3	16,6	5,7	
<i>Dactylopterus volitans</i>			1	210,6	188	1401	34	2321,4	1	107,2			8	76,4					232	4116,6	12,9	1,5	
<i>Dules auriga</i>	3	161	3	140,7	23	867,1	6	332,3	20	777,2	2	64,2	24	951,2	12	365,7	9	607,4	102	4266,8	5,7	1,6	
<i>Pagrus pagrus</i>	6	1386,2	1	107,3	17	3867,8	34	8026,5			27	5418,7	15	5524,4	1	232,9			102	24670,6	5,7	9,2	
<i>Trichurus lepturus</i>	9	4268,2	12	9305,8			42	13797	1	315,3	13	7715,6					2	1153,4	79	36555,6	4,4	13,7	
<i>Conodon nobilis</i>	3	376,5					59	6724,5											62	7101	3,5	2,7	
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	7	5304,7	21	14724	9	6340,7	3	1914,1			19	9173					1	584,4	60	38040,7	3,3	14,2	
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	3	220,4	3	178,4			20	1275,3	2	272,5	17	523,5			1	93,3	6	496,3	52	3059,7	2,9	1,1	
<i>Pellona harroweri</i>							39	1184,6											39	1184,6	2,2	0,4	
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	7	6978,4	1	2148,9			8	4450,5	13	10732									29	24309,7	1,6	9,1	
<i>Porichthys porosissimus</i>									5	400	16	1578,8			2	235,9	1	41,1	24	2255,8	1,3	0,8	
<i>Odontognathus mucronatus</i>							20	199,4	2	14,4									22	213,8	1,2	0,1	
<i>Cynoscion microlepidotus</i>							19	1811,3	2	275									21	2086,3	1,2	0,8	
<i>Orthopristis ruber</i>	1	45,4	2	151,6			6	302,3	11	334,1					1	19,6			21	853	1,2	0,3	
<i>Trachurus lathami</i>											20	63,3			1	3,9			21	67,2	1,2	0,0	
<i>Cynoscion striatus</i>												1	440,5	14	8007,5	4	793,6	19	9241,6	1,1	3,5		
<i>Prionotus punctatus</i>	1	205					2	31,3	2	19,2	8	147,3	2	127,3	4	103,7			19	633,8	1,1	0,2	
<i>Symphurus tessellatus</i>									4	163,5	11	780,2			4	134,2			19	1077,9	1,1	0,4	
<i>Umbrina canosai</i>							1	515			3	1265,8			14	4298			18	6078,8	1,0	2,3	
<i>Zapteryx brevirostris</i>			1	451,6			9	4168					1	83,4			5	1962,4	16	6665,4	0,9	2,5	
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	1	8,7					11	63,7			3	30,4						15	102,8	0,8	0,0		
<i>Micropogonias furnieri</i>	4	1121,3							1	53,4								11	8244	0,6	3,1		
<i>Peprilus paru</i>					1	244,4	4	696,2			3	136,1			3	11,2			11	1087,9	0,6	0,4	
<i>Chirocentrodon bleekermanus</i>											8	51,7			1	7,4	1	2,8	10	61,9	0,6	0,0	
<i>Ophichthus gomesii</i>			2	263,3	1	146,7			1	145,4	5	5980,6	1	139,5	4	607,2	1	262,2	9	1298,3	0,5	0,5	
<i>Dasyatis say</i>											7	1833					1	1211,9	8	7600,1	0,4	2,8	
<i>Rhinobatus horkelli</i>											2	467,6			3	309,1			1	1923	0,4	0,7	
<i>Rioraja agassizi</i>	1	7									1	111,6			3	309,1			7	895,3	0,4	0,3	
<i>Paralichthys patagonicus</i>	1	16,3									1	167,4			4	610,7			6	794,4	0,3	0,3	
<i>Psammobatis extenta</i>											4	365,3			2	223,9			6	589,2	0,3	0,2	
<i>Etropus longimanus</i>							1	118,5	2	23,1			1	23,7	1	5,7			5	171	0,3	0,1	
<i>Squatina argentina</i>	1	332,8			1	266,4							2	315,1					4	914,3	0,2	0,3	
<i>Cyclichthys spinosus</i>																			3	117,4	0,2	0,0	
<i>Echeneis naucrates</i>	1	1787,3												2	75,7			1	41,7	3	2714,1	0,2	1,0
<i>Narcine brasiliensis</i>			2	97,3			1	1324,3											3	1421,6	0,2	0,5	
<i>Rhinobatus percellens</i>					3	7263,9													3	7263,9	0,2	2,7	
<i>Symphurus kyaropterygium</i>			3	174,9															3	174,9	0,2	0,1	
<i>Atlantoraja castelnaui</i>			1	2306,7															3	5522,2	0,2	2,1	
<i>Balistes caprisicus</i>					1	1435,5			1	172,7									2	1608,2	0,1	0,6	
<i>Genidens genidens</i>							1	1104,3											2	2268,8	0,1	0,8	
<i>Harengula clupeiola</i>	2	67																	2	67	0,1	0,0	
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	36,8										1	117,5						2	154,3	0,1	0,1	
<i>Sarda sarda</i>			1	1372,9	1	1218,9													2	2591,8	0,1	1,0	
<i>Sphoeroides spengleri</i>							2	8,6											2	8,6	0,1	0,0	
<i>Urophycis brasiliensis</i>											2	286,1							2	286,1	0,1	0,1	
<i>Chaetodipterus faber</i>							1	421,9											1	421,9	0,1	0,2	
<i>Cynoscion jamaicensis</i>											1	46,3							1	46,3	0,1	0,0	
<i>Diapterus olisthostomus</i>																	1	48,3	1	48,3	0,1	0,0	
<i>Discopyge tschudii</i>															1	8,1			1	8,1	0,1	0,0	
<i>Elops saurus</i>	1	221,3																	1	221,3	0,1	0,1	
<i>Etropus crossotus</i>	1	35,2																	1	35,2	0,1	0,0	
<i>Euthynnus alleteratus</i>					1	1459,3													1	1459,3	0,1	0,5	
<i>Isurus oxyrinchus</i>			1	6800															1	6800	0,1	2,5	
<i>Myliobatis freminvillei</i>																	1	15000	1	15000	0,1	5,6	
<i>Percophis brasiliensis</i>											1	50,5							1	50,5	0,1	0,0	
<i>Pinguipes brasilianus</i>									1	405,2									1	405,2	0,1	0,2	
<i>Raja platana</i>			1	11,8															1	11,8	0,1	0,0	
<i>Stellifer rastrifer</i>					1	131,4													1	131,4	0,1	0,0	
Total	55	22655	63	40190	251	24429	714	62536	181	26677	284	31123	67	8400,8	115	24560	66	26478	1.796	267.049,30	100,0	100,0	

3.4.3. Variação temporal na abundância das espécies mais representativas

Dactylopterus volitans caracterizou-se como a espécie mais abundante no recife Orion e na área controle B, representando, respectivamente 31,9% (n = 571) e 43,9% (n = 799) do número total de indivíduos capturados e 3,8% (p.u. = 11,9 kg) e 2,5% (p.u. = 7,0 kg) da biomassa (Tabs III e IV). As maiores capturas, tanto no recife quanto no controle B, foram registradas na VI campanha. Na área controle C, foram capturados 232 indivíduos (12,9% do total) e o número de indivíduos nas campanhas foi inferior a 200 indivíduos e a 2,5 kg (Tab. V), valores obtidos em campanhas distintas, II e III, respectivamente (Fig. 13a).

Stephanolepis hispidus caracterizou-se como a espécie dominante na área controle C, representando 22,0% em número (n = 396) e 2,6% em peso (p.u. = 6,9 kg) e a segunda mais abundante no recife Orion, representando 18,2% (n = 326 inds.) e 1,8% (p.u. = 5,6 kg) das capturas (Tabs III e V). Na área controle B, representou 7,5% (n = 136 inds.) e 0,7% (p.u. = 1,8 kg) (Tab. IV). As maiores capturas em número e peso, nas três áreas, ocorreram durante a campanha III de monitoramento (Fig. 13b).

Ctenosciaena gracilicirrhus foi a segunda espécie mais abundante nas áreas controle C e B, representando respectivamente, 16,6% (n = 298) e 9,6% (n = 174) em número e 5,7% (p.u. = 15,0 kg) e 2,1% (p.u. = 5,9 kg) em peso (Tabs IV e V). A espécie foi a terceira na área do recife Orion, representando 11,0% (n = 197 inds.) e 3,7% (p. u. = 11,6 kg) (Tab. III) das capturas (Fig. 13c).

Trichiurus lepturus foi a quarta espécie mais abundante nas áreas do recife Orion e no controle B, representando respectivamente 7,7% (n = 137) e 7,0% (n = 127) em número e 37,8% (p.u. = 117,7 kg) e 30,8% em peso (p.u. = 85,7 kg) (Tabs III e IV). Na área controle C, representou 4,4% (n = 79 inds.) e 13,7% (p.u. = 36,5 kg) das capturas (Tab. V). As maiores capturas em número e peso foram observadas no recife Orion e na área controle B, durante as campanhas VI e a V, respectivamente (Fig. 13d).

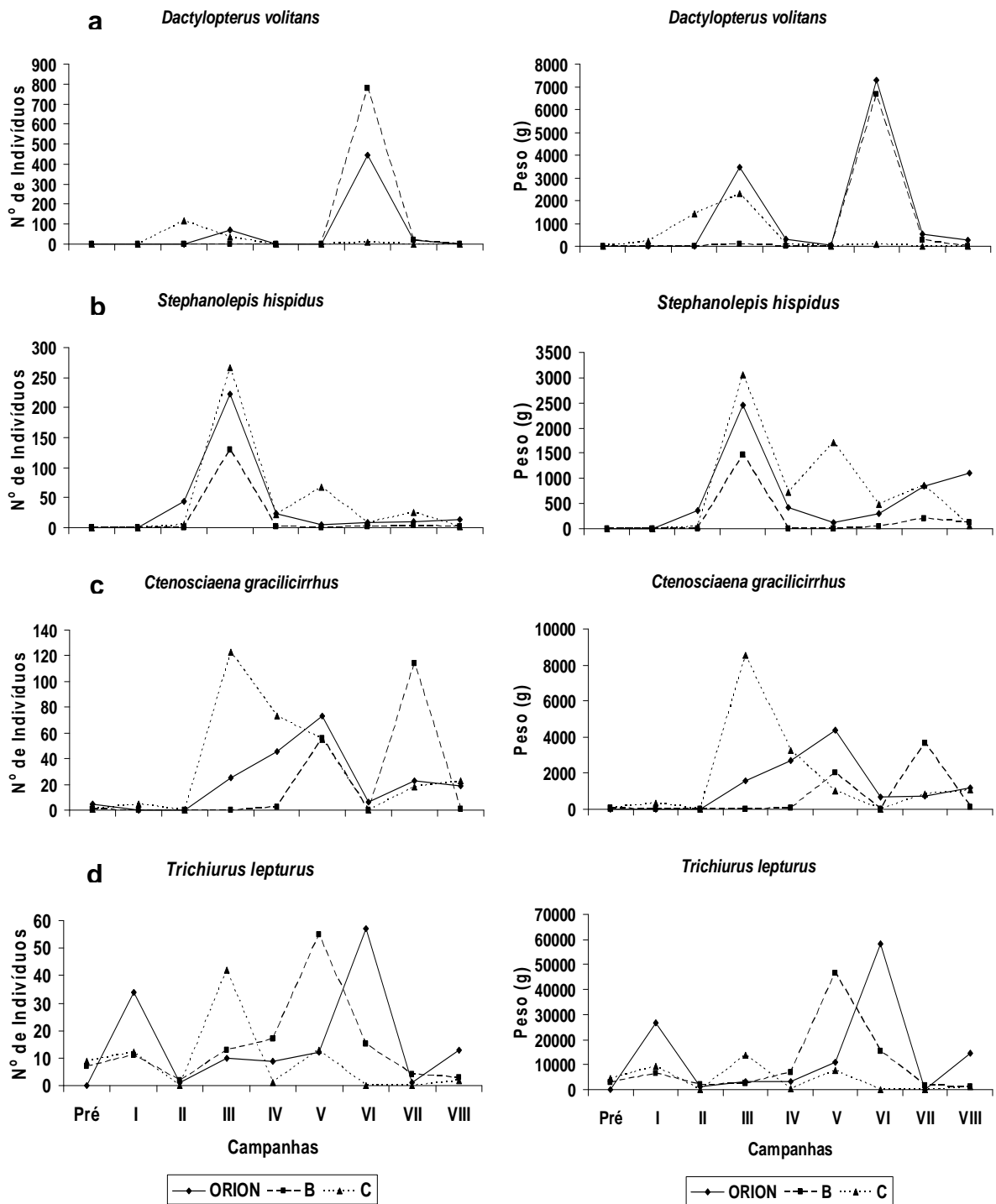


Figura 13. Variação temporal do número de indivíduos e peso úmido (p.u. = g) de *Dactylopterus volitans* (a), *Stephanolepis hispidus* (b), *Ctenosciaena gracilicirrus* (c) e *Trichiurus lepturus* (d) na área do recife Orion e controles B e C nas campanhas de pré-monitoramento (Jul/03) e nas oito de pós-assentamento (Jan/04, Mar/04, Jun/04, Set/04, Dez/04, Mar/05, Mar/06 e Jul/06).

3.4.4. Biometria

As distribuições de frequência de comprimento total das classes de tamanhos representadas por um maior número de indivíduos de *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Trichiurus lepturus* em cada uma das três áreas estão representadas nas figuras 14a, b, c e d.

Dactylopterus volitans ocorreu principalmente nas classes de tamanho referentes a indivíduos juvenis e intermediários nas três áreas. Os comprimentos totais variaram de 66 a 372 mm no recife Orion, de 70 a 391 mm no controle B e de 70 a 451 mm no controle C. As classes de tamanho representadas por um maior número de indivíduos variaram de 71 a 100 mm (Fig. 14a).

Stephanolepis hispidus apresentou mais indivíduos de tamanho intermediário nas três áreas de estudo. Os comprimentos totais variaram de 64 a 225 mm no recife Orion, de 57 a 209 mm no controle B e de 11 a 213 mm no controle C. As classes de tamanho representadas por um maior número de indivíduos variaram de 80 a 89 mm (Fig. 14b).

Ctenosciaena gracilicirrhus apresentou comprimentos totais variando de 73 a 209 mm no recife Orion. No controle B, os comprimentos variaram de 93 a 185 mm, apresentando um maior número de indivíduos em classes de tamanho intermediário (120 – 160 mm), enquanto no controle C ocorreram mais indivíduos adultos, entre 76 e 208 mm (Fig. 14c).

Trichiurus lepturus apresentou comprimentos totais variando de 86 a 1.452 mm no recife Orion, de 130 a 1.600 mm, no controle B, e de 150 a 1.330 mm, no controle C. As classes de tamanho representadas por um maior número de indivíduos variaram de 661 a 1.160mm no recife e no controle B, enquanto no controle C distribuíram-se uniformemente. Exemplares adultos, maiores que 960 mm, foram mais abundantes no recife Orion e no controle B (Fig. 14d).

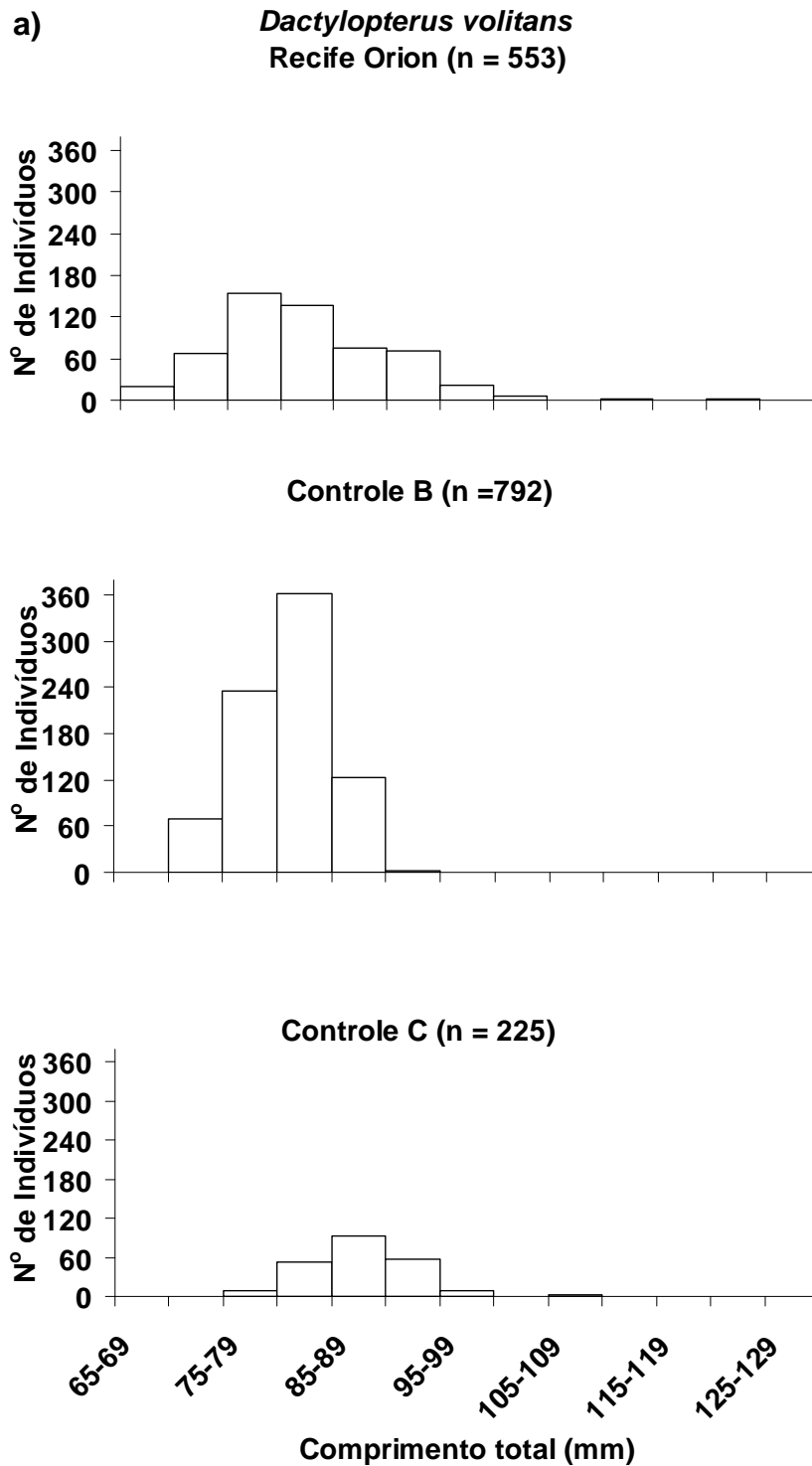


Figura 14a. Distribuição de frequências de comprimento total (Ct = mm) das classes de tamanhos representadas por um maior número de indivíduos de *Dactylopterus volitans*, na área do recife Orion e nas áreas controle B e C.

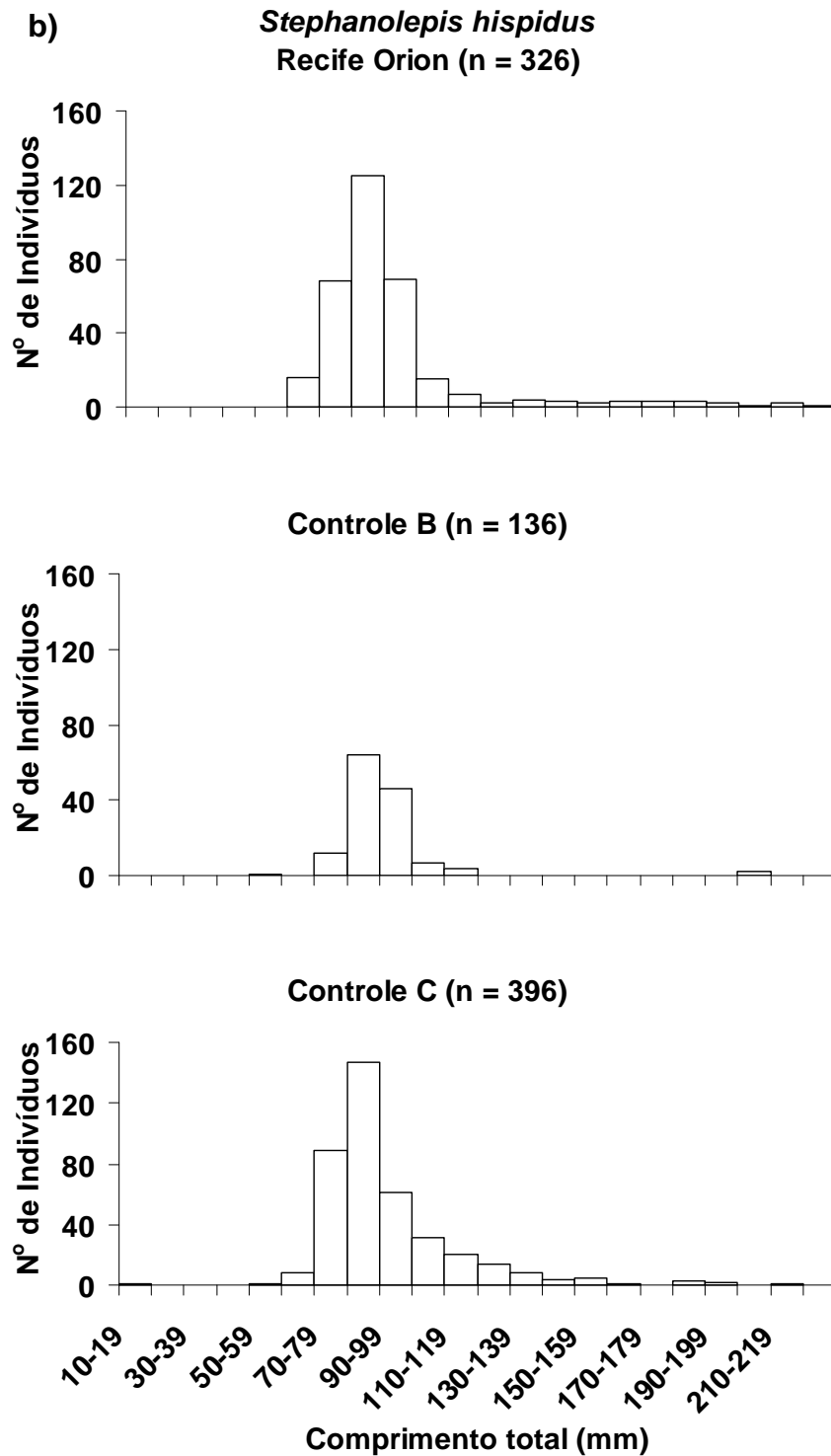


Figura 14b. Distribuição de frequências de comprimento total (Ct = mm) das classes de tamanhos representadas por um maior número de indivíduos de *Stephanolepis hispidus*, na área do recife Orion e nas áreas controle B e C.

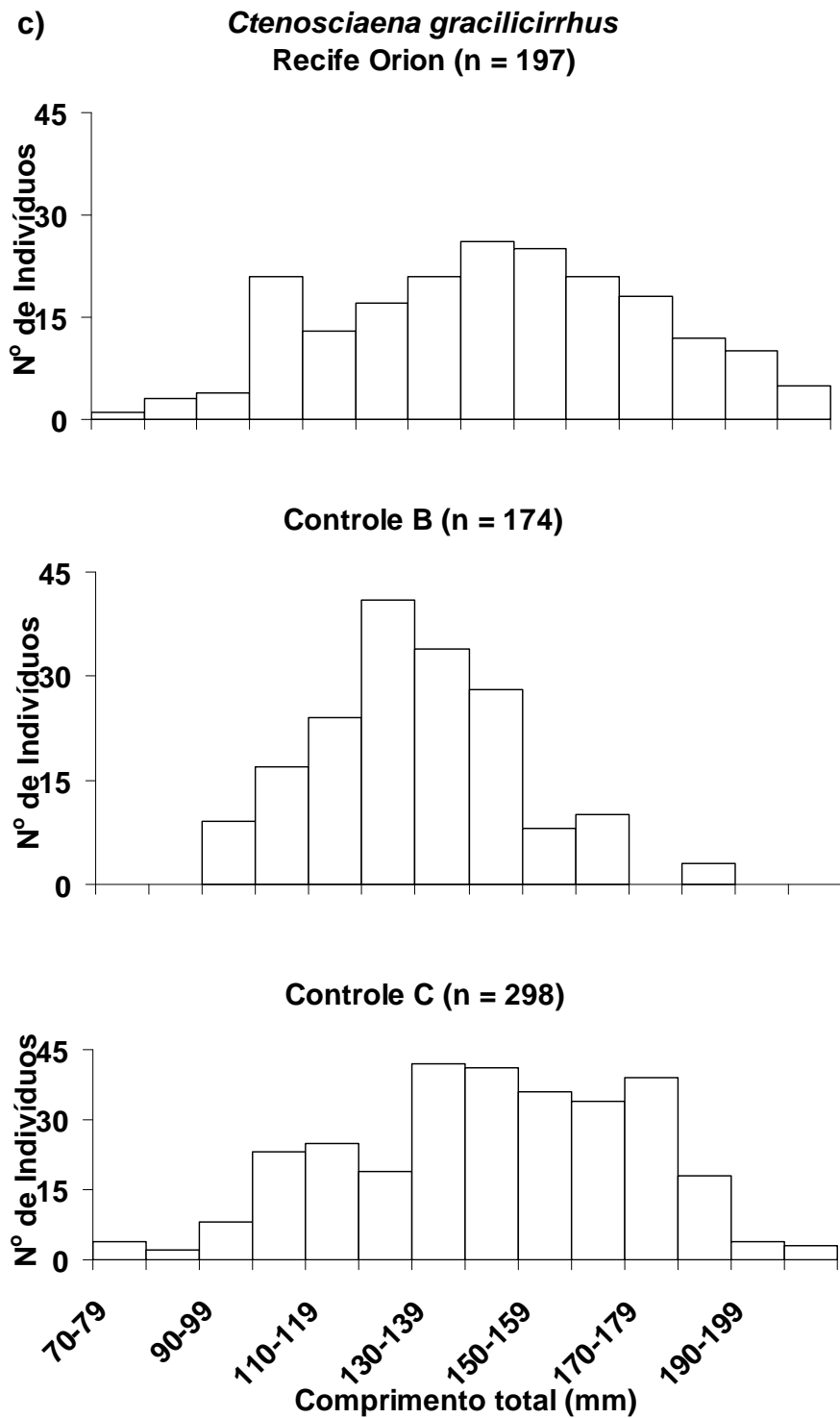


Figura 14c. Distribuição de frequências de comprimento total (Ct = mm) das classes de tamanhos representadas por um maior número de indivíduos de *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Trichiurus lepturus* na área do recife Orion e nas áreas controle B e C.

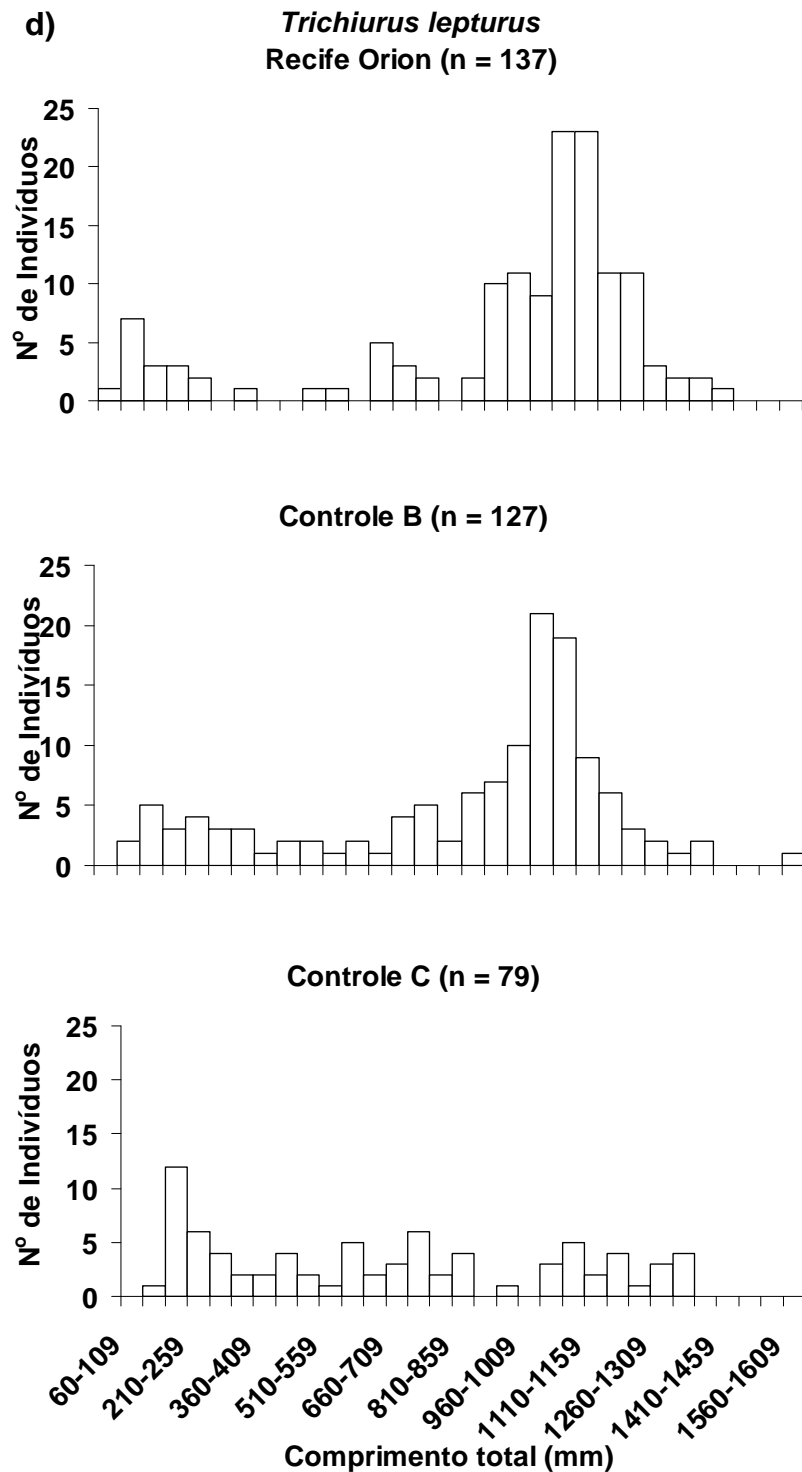


Figura 14d. Distribuição de frequências de comprimento total (Ct = mm) das classes de tamanhos representadas por um maior número de indivíduos de *Trichiurus lepturus* na área do recife Orion e nas áreas controle B e C.

3.4.5. Relação comprimento vs. peso

As relações comprimento-peso foram expressas pela equação $Pt = aCt^b$ e os valores de b , r e de k foram apresentados para as quatro espécies mais abundantes na área do recife Orion e nas áreas controles B e C (Figs 15a, b, c e d). Não foram observadas variações significativas das espécies em relação às áreas ($p > 0,05$).

Dactylopterus volitans apresentou valores de $b = 2,45$ e $r^2 = 0,59$ no recife Orion e superiores em ambas as áreas controle (B e C): $b = 2,81$ e $2,84$ e $r^2 = 0,82$ e $0,96$, respectivamente (Fig. 15a).

Stephanolepis hispidus apresentou valores de $b = 2,92$ e $r^2 = 0,94$ no recife Orion e $b = 2,92$ e $r^2 = 0,92$ na área controle C, enquanto na área controle B os valores foram inferiores: $b = 2,78$ e $r^2 = 0,91$ (Fig. 15b).

Ctenosciaena gracilicirrhus apresentou valores de $b = 2,97$ e $r^2 = 0,94$ no recife Orion, de $b = 3,15$ e $r^2 = 0,92$ na área controle B e de $b = 3,33$ e $r^2 = 0,95$ na área controle C (Fig. 15c).

Trichiurus lepturus apresentou valores de $b = 2,81$ e $r^2 = 0,92$ no recife Orion e superiores em ambas as áreas controle (B e C): $b = 3,31$ e $3,34$ e $r^2 = 0,98$ respectivamente (Fig. 15d).

Os valores de k para as quatro espécies foram muito próximos a 1,0 nas três áreas de estudos.

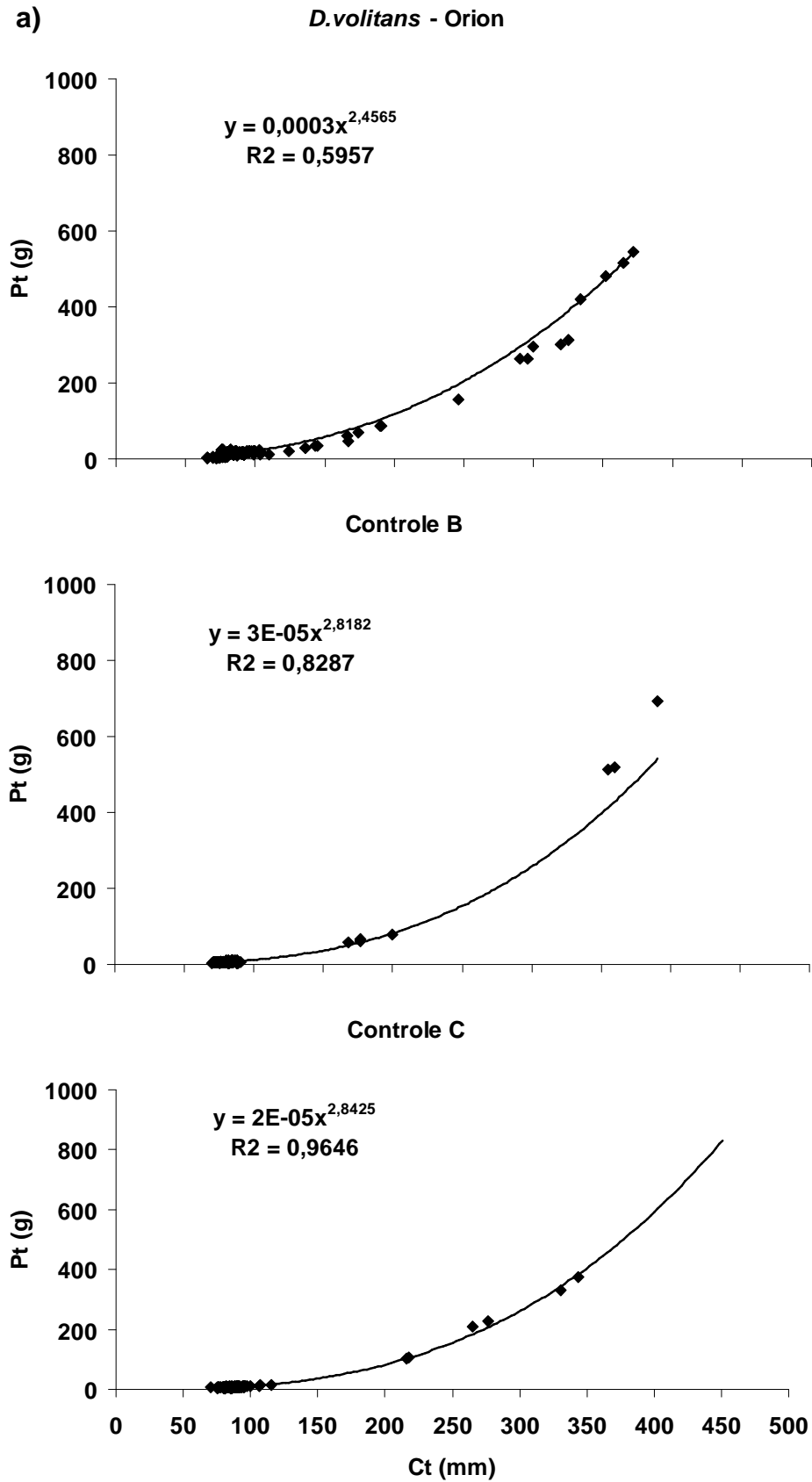


Figura 15a. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Dactylopterus volitans*, na área do recife Orion e nos controles B e C.

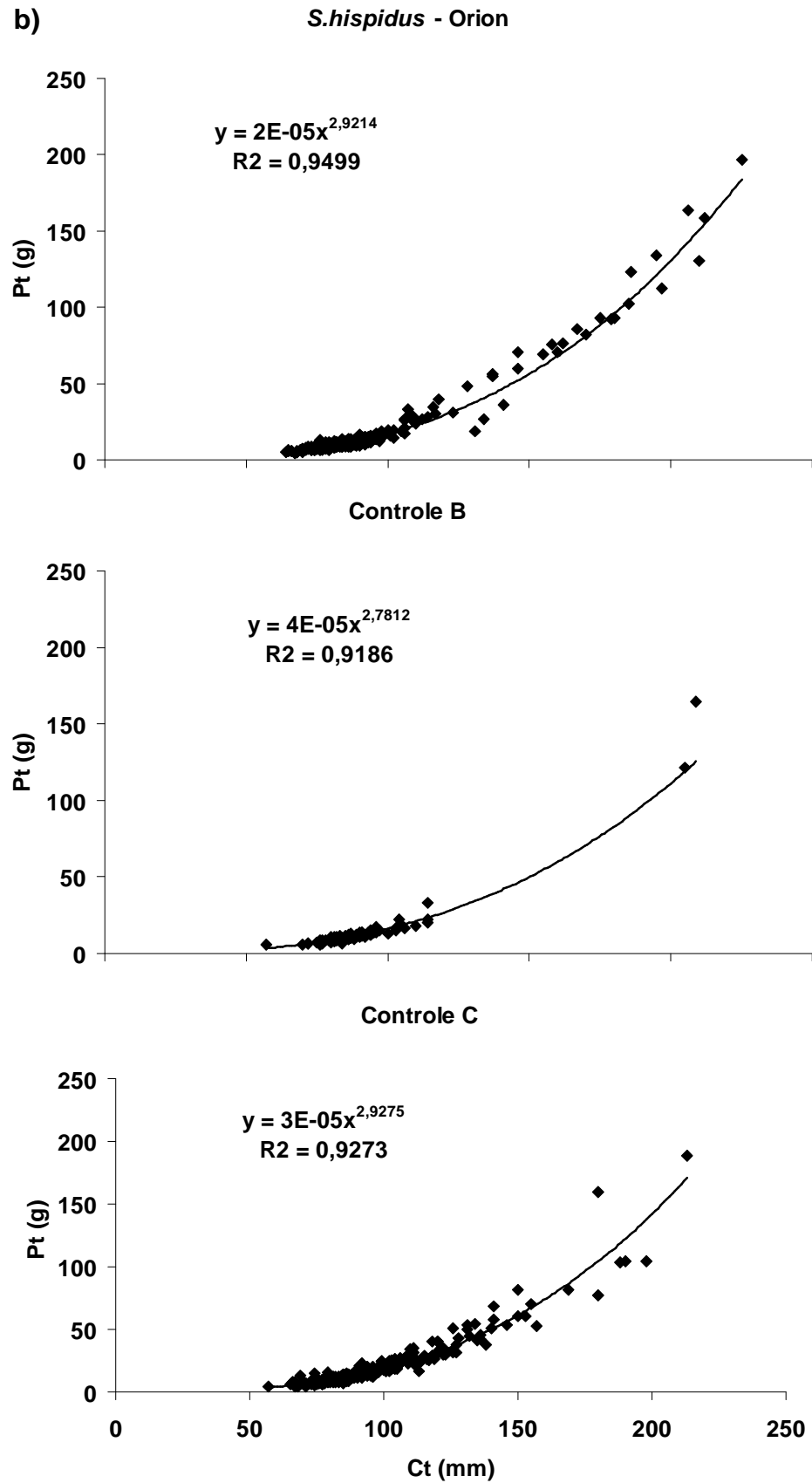


Figura 15b. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Stephanolepis hispidus*, na área do recife Orion e nos controles B e C.

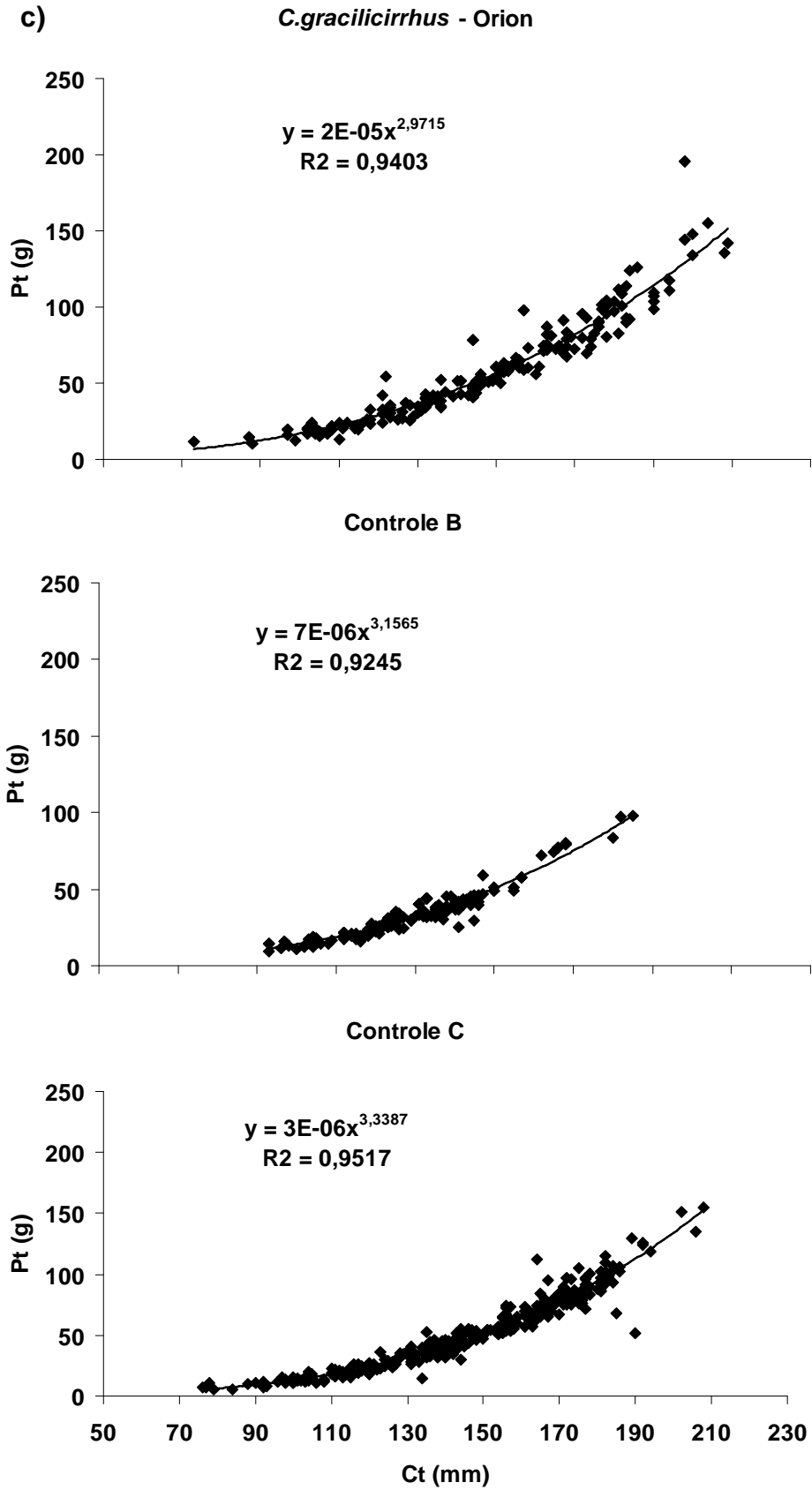


Figura 15c. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Ctenosciaena gracilicirrhus* na área do recife Orion e nos controles B e C.

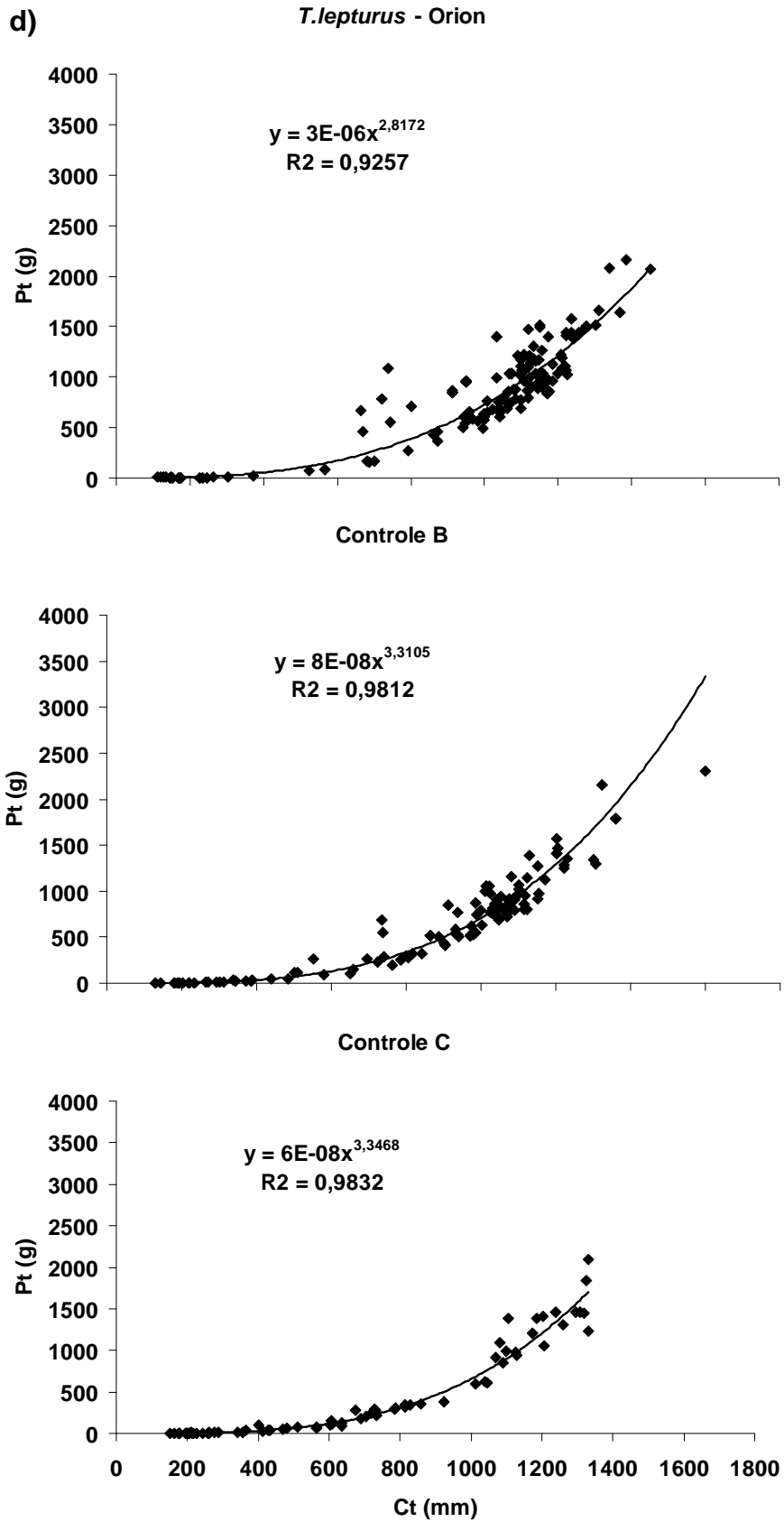


Figura 15d. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Trichiurus lepturus* na área do recife Orion e nos controles B e C.

3.4.6. Capturas por unidade de esforço (CPUE) por apetrecho de pesca

Com a armadilha circular, os maiores valores de CPUE (125 e 113 g/ac/h) foram obtidos na área controle C durante as campanhas III e V, respectivamente e no recife Orion (88 g/ac/h) na campanha II de monitoramento. O controle B apresentou os valores mais baixos dentre as três áreas, inferiores a 10 g/ac/h (Fig. 16). Diferenças significativas foram registradas entre as áreas controle B e C ($p < 0,05$).

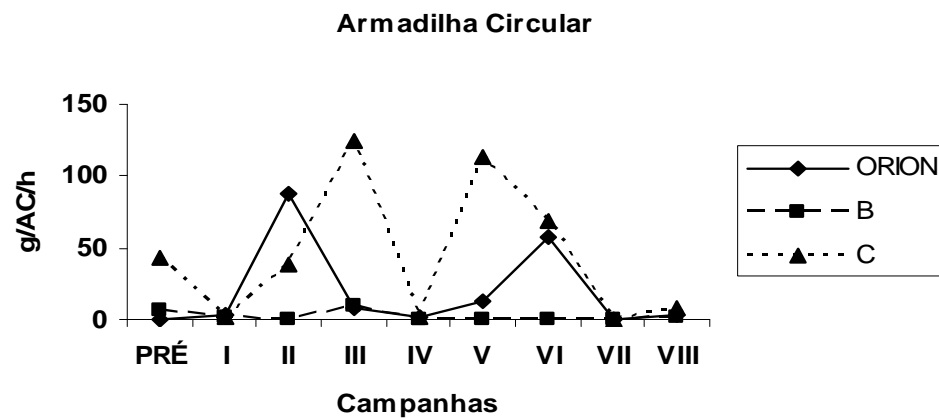


Figura 16. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com armadilha circular nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

Com a armadilha retangular, destaca-se o valor superior de CPUE no controle C (547 g/ar/h), enquanto nas demais campanhas foi inferior a 200 g/ar/h nas três áreas de estudo (Fig. 17). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

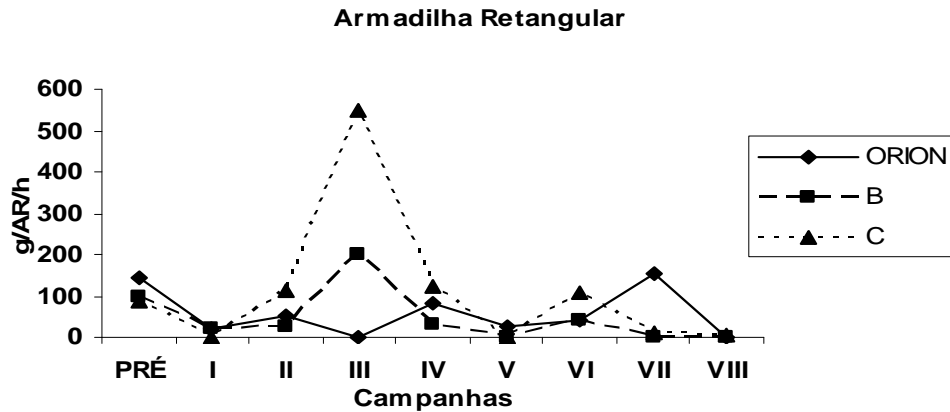


Figura 17. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com armadilha retangular nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

Com o espindel de meia água, a variação na CPUE foi irregular no tempo (campanhas) e no espaço (áreas). Os maiores valores foram obtidos no recife Orion (131 g/anzol/h), durante a campanha VI, e no controle B (110 g/anzol/h), na campanha V de monitoramento (Fig. 18). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

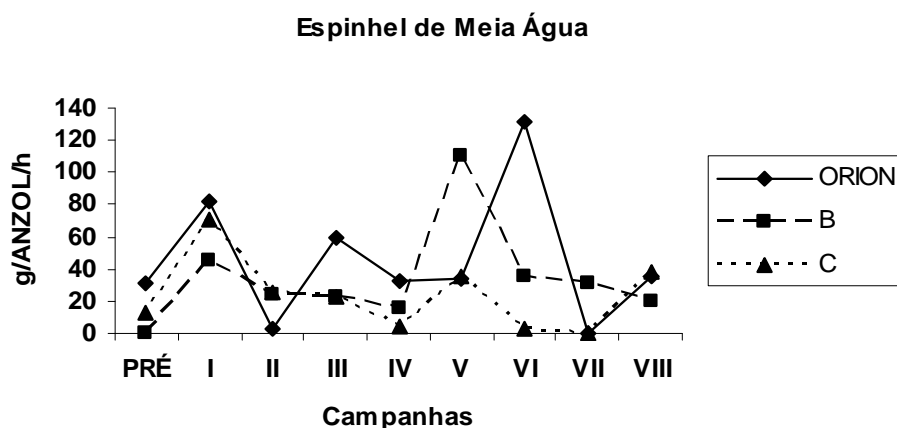


Figura 18. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com espindel de meia água nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

Com o espinhel vertical, os maiores valores de CPUE foram obtidos no controle B (60 g/anzol/h), durante a campanha II, e no controle C, nas campanhas III (46 g/anzol/h) e IV (32 g/anzol/h) de monitoramento. Os maiores valores, no recife Orion (25 g/anzol/h), foram obtidos na campanha VIII. Nas demais campanhas, o valor da CPUE foi inferior a 20 g/anzol/h e similar nas três áreas (Fig. 19). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

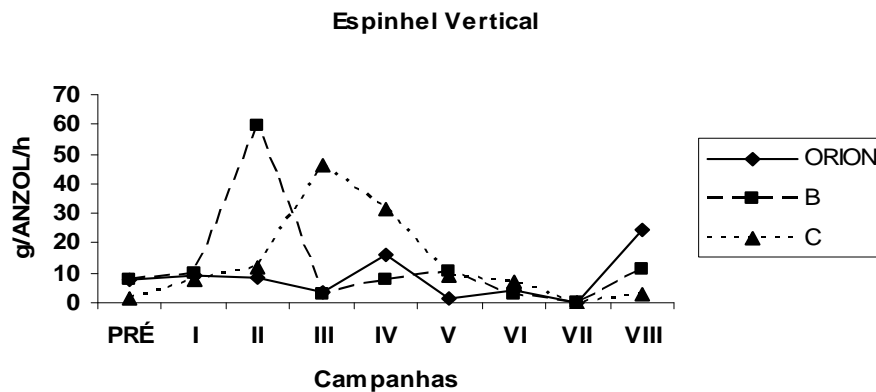


Figura 19. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com espinhel vertical nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

Com a rede de espera, os maiores valores de CPUE foram obtidos no controle B (5,2 g/m²/h), durante o pré-monitoramento, e no controle C (4,3 g/m²/h), na campanha VII. No recife Orion, a exceção das campanhas de pré-monitoramento, IV e V, os demais valores obtidos de CPUE foram inferiores a 1,4 g/m²/h (Fig. 20). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

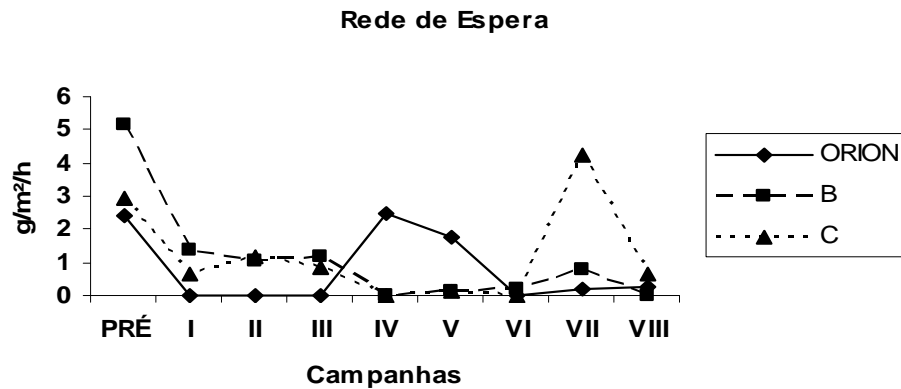


Figura 20. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com rede de espera nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

Com a rede de arrasto de fundo, os valores de CPUE foram muito similares nas três áreas, com valores mais elevados em geral nas campanhas III, IV e V. Destaca-se a campanha VII das demais no controle B com os valores superiores, 27.191 g/0,008km²/30min (Fig. 21). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas.

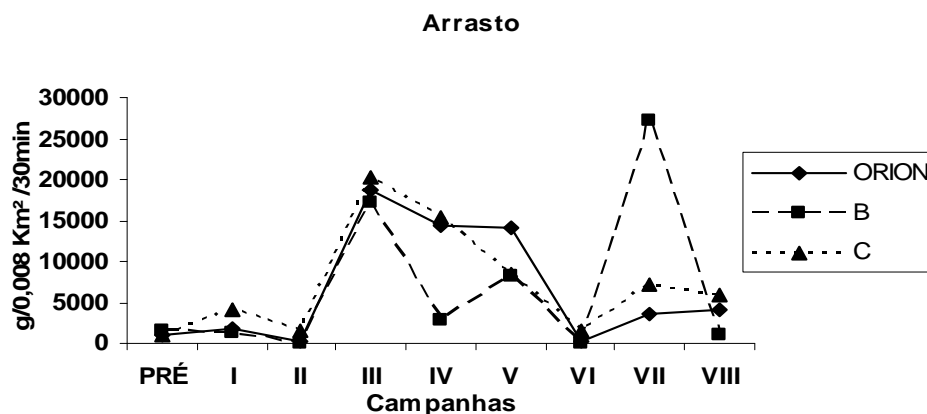


Figura 21. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) com rede de arrasto de fundo nas três áreas de estudo (recife Orion, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento e as oito campanhas pós-assentamento.

3.4.7. Indicadores de estrutura de comunidade

3.4.7.1. Riqueza

No recife, valores do índice de riqueza de Margalef superiores ($R = \sim 5,0$) ocorreram apenas nas campanhas III, IV e V em comparação ao controle C, em que ocorreram no pré-monitoramento e nas campanhas I, III, IV, V, VII e VIII ($R = 4,5$ a $5,0$). No controle B, os valores mais elevados de riqueza variaram entre 3,0 e 3,5 nas campanhas I, II, III e VII (Fig. 22). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$).

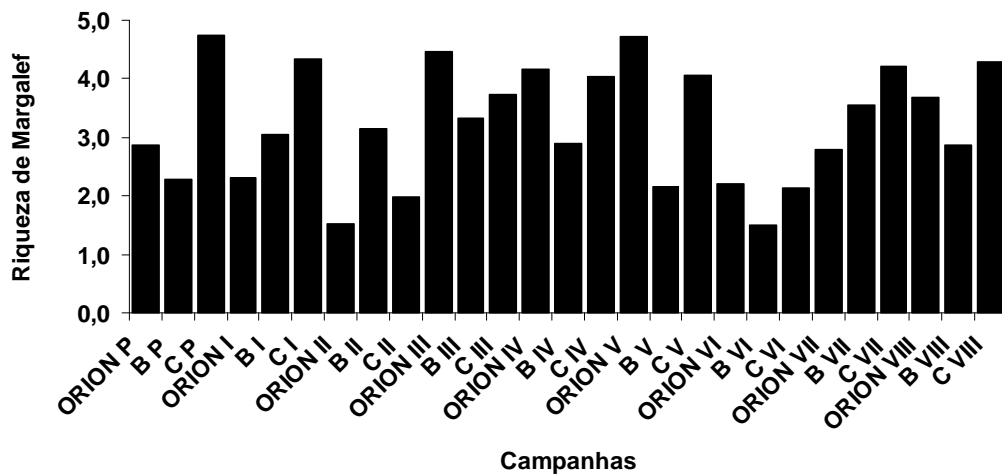


Figura 22. Distribuição dos índices de riqueza de Margalef no recife Orion, área controle B e área controle C a partir do pré-monitoramento e ao longo das oito campanhas pós-assentamento.

3.4.7.2. Diversidade

Os valores de diversidade de Shannon foram, em geral, similares nas três áreas, entre 0,6 e 1,0, destacando-se uma queda na campanha II no controle C para 0,4 e na campanha VII no recife e controle B para cerca de 0,2 (Fig. 23). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$).

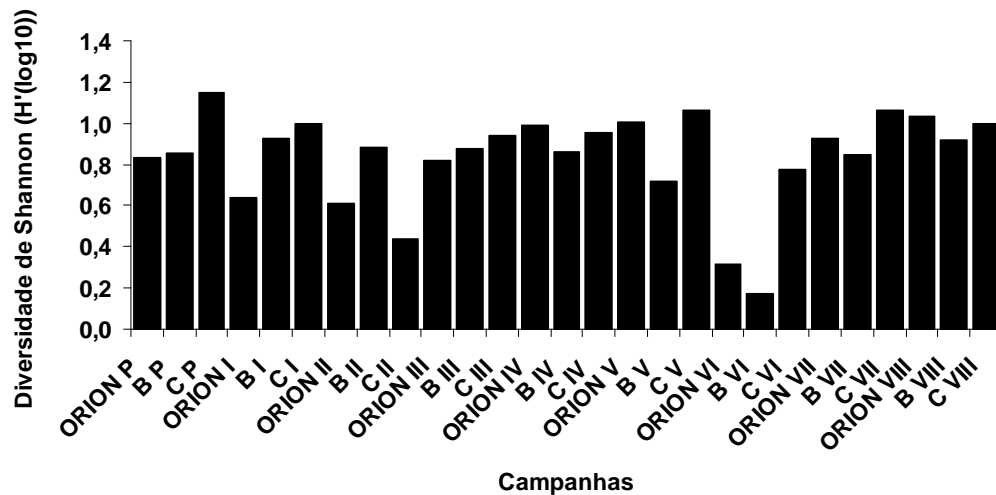


Figura 23. Distribuição dos índices de diversidade de Shannon no recife Orion, área controle B e área controle C a partir do pré-monitoramento e ao longo das oito campanhas pós-assentamento.

3.4.7.3. Dominância

Os valores de dominância de Simpson variaram, em geral, nas três áreas entre 0,1 e 0,3, a exceção da campanha II, no controle B ($S = 0,6$), e na campanha VI, no recife e controle B (0,86 e 0,70, respectivamente) (Fig. 24). Não foram observadas diferenças significativas entre as áreas ($p > 0,05$).

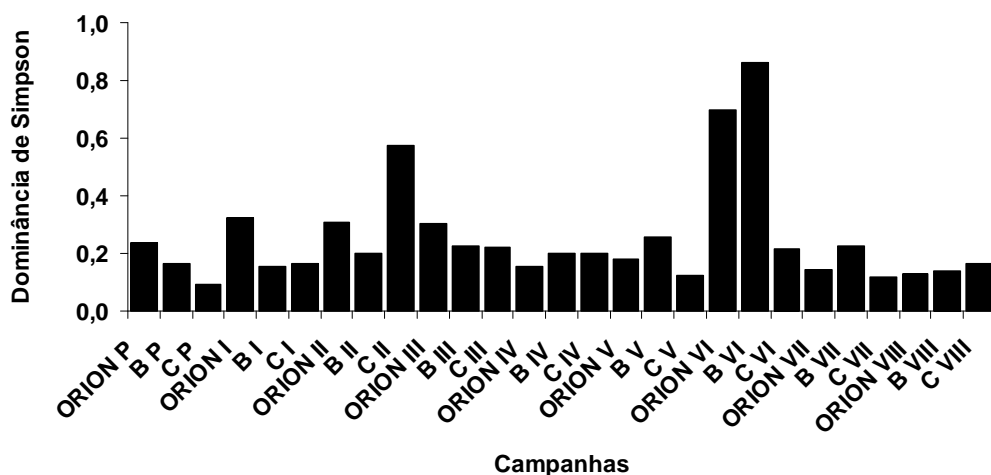


Figura 24. Distribuição dos índices de dominância de Simpson no recife Orion, área controle B e área controle C a partir do pré-monitoramento e ao longo das oito campanhas pós-assentamento.

3.5. Análise multivariada

3.5.1. Análise de agrupamento e ordenação

O dendrograma resultante do agrupamento das nove campanhas (uma de pré e oito pós-assentamento) nas três áreas de estudo, considerando as 23 espécies que ocorreram em número igual ou superior a 10 exemplares em pelo menos uma das áreas durante as campanhas, revelou a formação de dois grupos principais. O Grupo 1 reuniu a campanha de pré-monitoramento e a I de pós assentamento nas três áreas, em face da codominância de *Trichiurus lepturus* e *Lagocephalus laevigatus*. O Grupo 2 reuniu as demais campanhas das três áreas devido à codominância de *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Stephanolepis hispidus*. O isolamento do controle B na campanha II decorreu do predomínio de *Stelifer rastrifer* apenas nesta campanha e nesta área de estudo. Vale ressaltar que os subgrupos formados na análise de agrupamento reuniram, em geral, as três áreas de uma determinada campanha (Fig. 25), evidenciando a similaridade das áreas durante a campanha.

A separação dos períodos na análise de ordenação MDS correspondeu ao padrão gerado pela análise de agrupamento (Fig. 25). As campanhas foram agrupadas na plotagem das duas primeiras dimensões com um stress de 0,16 capaz de representar os dois grandes grupos formados na análise de agrupamento pelas distâncias no plano. Observa-se que as três áreas nas campanhas II a VIII formaram um grande grupo revelando a homogeneidade entre as mesmas (áreas e campanhas).

Em síntese, as análises supracitadas demonstram uma similaridade faunística da área do recife Orion (área A) com as áreas controle (B e C) e destacam a campanha de pré-monitoramento e a primeira de monitoramento das subseqüentes.

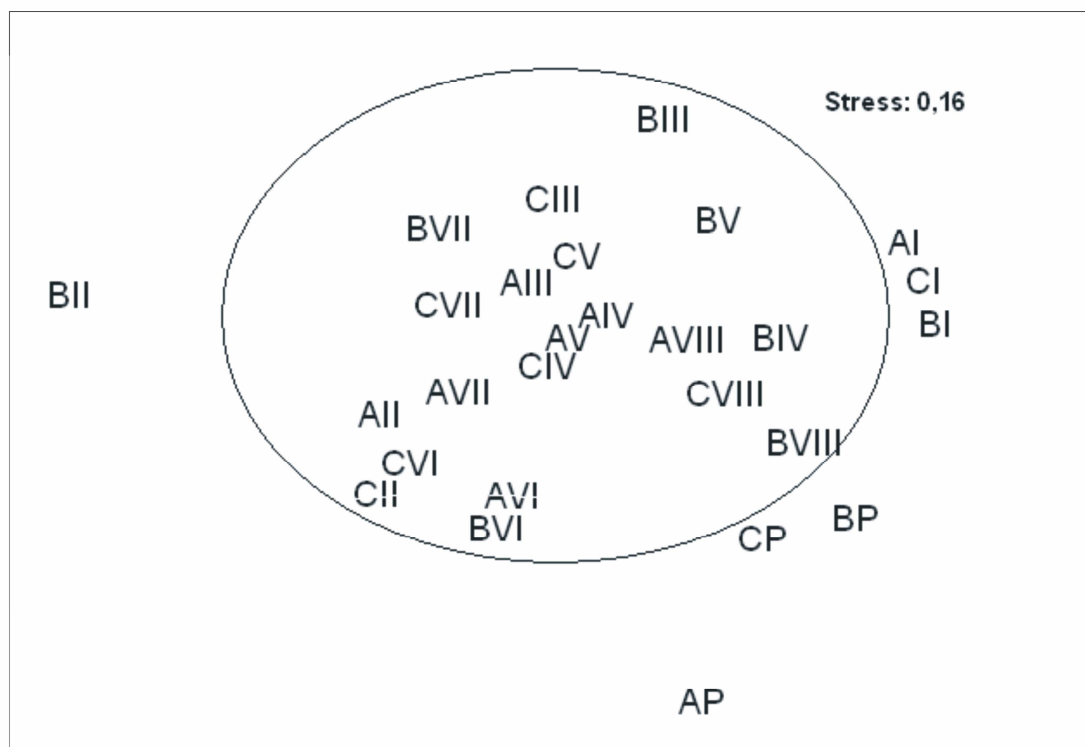
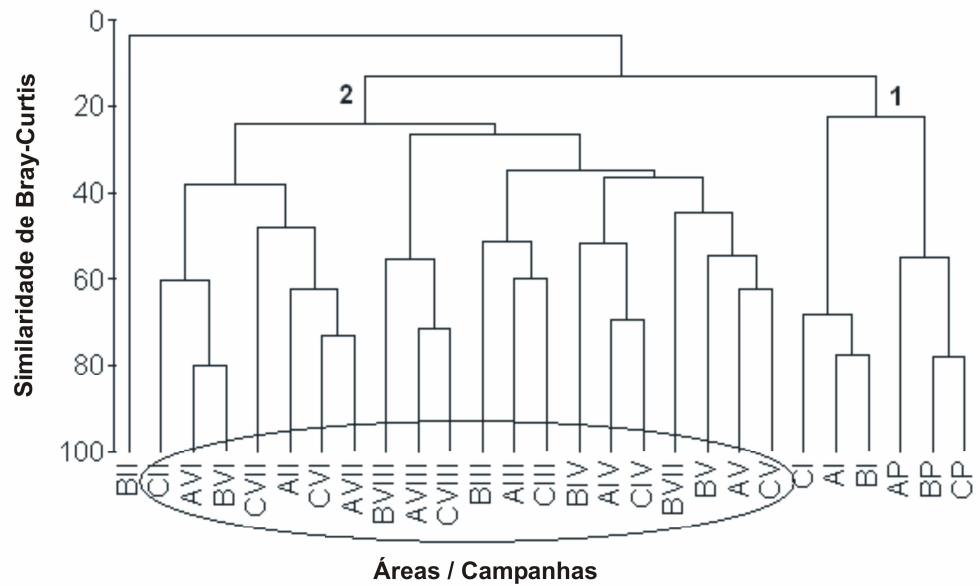


Figura 25. Dendrograma representativo da análise de agrupamento (UPGMA) e ordenação MDS (coeficiente de similaridade de Bray-Curtis) baseados no número de indivíduos das 23 espécies de peixes mais representativas (A = recife Orion, B e C = controles, P = pré-monitoramento e I a VIII = campanhas de monitoramento).

A análise de similaridade (ANOSIM) não evidenciou uma diferença significativa ($p = 0,1\%$) entre os Grupos 1 e 2 formados a partir da análise de agrupamento das campanhas e áreas e resultou em um $R = 0,627$.

A análise SIMPER definiu as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro e entre os grupos formados na análise de agrupamento que separou as campanhas de pré-monitoramento e a I (Grupo 1) das demais (Grupo 2) nas três áreas de estudo (Tab. VII). O Grupo 1 apresentou uma similaridade média de 32%, tendo a espécie *T. lepturus* como responsável por cerca de 60% deste valor. O Grupo 2 apresentou uma similaridade de 20% e os principais contribuidores para tal grupo foram *C. gracilicirrhus* (34%) e *S. hispidus* (22%).

A dissimilaridade entre os dois grupos principais foi de 92% e as espécies que mais contribuíram para tal diferença foram *C. gracilicirrhus* (17%), *D. volitans* (16%) e *S. hispidus* (15%) (Tab. VIII).

Tabela VII. Contribuição em porcentagem (%) das espécies mais representativas no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento para a similaridade dentro dos grupos definida na análise de agrupamento (método SIMPER).

Grupos	1	2
Similaridade dentro dos grupos (%)	32	20
<i>Trichiurus lepturus</i>	60	9
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	22	
<i>Stellifer brasiliensis</i>	12	
<i>Stephanolepis hispidus</i>		22
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>		34

Tabela VIII. Contribuição em porcentagem (%) das espécies mais representativas no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento para a dissimilaridade entre os grupos definidos na análise de agrupamento (método SIMPER).

Grupos	1 x 2
Dissimilaridade entre os grupos (%)	92
<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	17
<i>Dactylopterus volitans</i>	16
<i>Stephanolepis hispidus</i>	15
<i>Trichiurus lepturus</i>	9

3.5.2. Análise de correspondência canônica

3.5.2.1. Correlação da abundância em número de indivíduos com as variáveis ambientais

O plano do diagrama explicou 19% da variância dos dados em número de indivíduos com as variáveis ambientais. O primeiro eixo canônico explicou 12% da variância total e as espécies *Cynoscion striatus* (Cyst), *Porichthys porosissimus* (Popo), *Symphurus tessellatus* (Syte) e *Trachurus lathami* (Trla) foram associadas aos teores mais elevados de NH_4 e as campanhas de verão (I, II, V, VI e VII). *Conodon nobilis* (Cono), *Pellona harroweri* (Peha) e *Cynoscion microlepidotus* (Cymi) estiveram associadas a teores mais baixos de NH_4 e mais elevados de PO_4 , O_2 e NO_3 , durante os meses de inverno (Pré, III, IV e VIII). O segundo eixo canônico explicou 7% da variância total e as espécies *Stellifer rastrifer* (Stra) e *Conodon nobilis* (Cono) estiveram associadas a temperaturas mais elevadas durante as campanhas de Pré-monitoramento e III realizadas no inverno e a BII que apresentou temperatura da água elevada (Fig. 26).

Ressalta-se a campanha do pré-monitoramento das três áreas (AP, BP, CP) relacionada a temperaturas mais elevadas e a primeira após o assentamento (AI, BI, CI) associadas a teores mais elevados de NH_4 .

4. DISCUSSÃO

Segundo Caddy e Bozigos (1985), os dados a serem obtidos em um estudo de avaliação de habitats artificiais podem ser identificados após os objetivos terem sido estabelecidos bem como o reconhecimento das limitações impostas pelo ambiente na realização das coletas.

Dentre os diferentes aspectos relacionados ao efeito do assentamento de estruturas artificiais nas correntes marinhas, Lindquist e Pietrafesa (1989) destacam que os vórtex (redemoinhos) resultantes da interrupção das mesmas no fundo pelos recifes são altamente atrativos para peixes pelágicos migradores como *Scomberomorus* sp. (cavalas), *Sardinella* sp. (sardinhas) e *Trachurus* sp. (xixarros).

Um estudo de correntes e de agrupamentos de peixes na área do naufrágio de um rebocador, realizado por Lindquist e Pietrafesa (1989) na baía de Onslow, Carolina do Norte, indicou que apenas um denso cardume de *Trachurus* sp. semi-pelágicos foi significativamente mais abundante na direção contra a corrente ao naufrágio. Ainda nesse estudo, peixes bênticos de hábitos recifais como *Orthopristis* sp. (corcorocas) e *Diplodus* sp. (marimbás) não apresentaram diferenças significativas com relação à abundância e ao campo de corrente.

As correntes marinhas na área do assentamento do recife Orion são dirigidas por eventos meteo-oceanográficos de meso-escala moduladas pela maré (Candella, com. Pess.). Com relação à intensidade, as correntes medidas durante as campanhas apresentaram magnitudes até cinco vezes maiores (4,8 a 20,4 cm.s⁻¹), se comparadas ao estudo de Lindquist e Pietrafesa (1989).

Durante as nossas observações, as correntes locais não diferiram significativamente em intensidade, de modo a refletir em variações correspondentes em abundância e distribuição da ictiofauna.

Vicente *et al.* (2008) estudando as condições ambientais em dois sistemas de recifes artificiais ao sul de Portugal, enfatizaram a localização dos recifes, próximos a Ria Formosa, uma lagoa costeira altamente produtiva em relação aos nutrientes na coluna d'água. Na mesma região, Falcão *et al.* (2007) avaliaram os processos biogeoquímicos e a ciclagem de nutrientes e verificaram o aumento de matéria orgânica no sedimento e o enriquecimento dos nutrientes na água nos dois anos de estudo, reforçando a importância dos recifes artificiais para a reabilitação de áreas costeiras arenosas a partir de alterações promovidas na cadeia trófica.

Em nosso estudo localizado em mar aberto, não foram observadas ao longo dos 37 meses, diferenças significativas com relação à concentração de nutrientes (nitrito, nitrato, N-amoniaco e ortofosfato) no entorno do recife Orion com as duas áreas controles, o que pode ser atribuído a uma homogeneidade das condições hidrológicas das três áreas de estudo, sob a influência de massas d'água com características de Águas Costeiras e Água Tropical.

As análises de nutrientes sugeriram uma similaridade entre as três áreas nas diferentes campanhas, reforçando a homogeneidade do ambiente com relação às massas d'água, uma vez que o recife e os controles encontram-se em um sistema aberto e oceânico.

A influência das variáveis ambientais na comunidade íctica associada a recifes artificiais implantados na costa brasileira limita-se aos estudos que vêm sendo realizados no litoral norte do estado do Rio de Janeiro desde 1996 (Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002). Os autores verificaram uma relação direta da precipitação e da vazão do rio Paraíba do Sul com um aumento na riqueza e na diversidade da ictiofauna associada aos recifes, ao contrário do observado em nosso estudo, realizado em mar aberto numa área onde não existe aporte de águas fluviais.

O potencial atrator dessas estruturas recifais no norte do Rio de Janeiro por peixes cartilaginosos foi avaliado por Faria *et al.* (2001) que constataram, dentre as quatro espécies de tubarão, apenas *Rhizoprionodon lalandii* com aumento nas capturas na área dos recifes. Por outro lado, *R. porosus* foi similar em número e peso na área dos recifes e na área controle distante cerca de 500m. De acordo com as nossas observações, dentre as duas espécies de cações que ocorreram no entorno do recife Orion (*Rhizoprionodon porosus* e *Squatina argentina*), apenas *R. porosus* ocorreu no recife e nas áreas controle, embora mais freqüente e mais abundante nestas últimas. Tal distribuição sugere que, até o momento, o recife não apresentou um papel atrator para a espécie. Tal comportamento diferencial pode ser resultado da maior complexidade e distribuição espacial dispersa das estruturas experimentais utilizadas por Faria *et al.* (2001) em relação ao navio Orion.

Com relação ao potencial atrator para peixes ósseos, nossos resultados na área do recife Orion, quando comparados aos encontrados por Gomes *et al.* (2001) nos recifes artificiais no norte do Rio de Janeiro, revelaram uma co-ocorrência de 10 espécies entre os recifes estudados, destacando-se entre elas três espécies da

família Sciaenidae (*Cynoscion microlepidotus*, *Isopisthus parvipinnis* e *Umbrina canosa*). A co-ocorrência de espécies pelágicas filtradoras, invertívoras e piscívoras provavelmente decorreu do aumento de alimento disponível no navio e arredores promovendo a atração das espécies temporariamente.

Durante nosso estudo, as espécies exclusivas que ocorreram em cada uma das três áreas (recife Orion = 11, área B = 07 e área C = 10) apresentaram uma frequência de ocorrência inferior a 22% em cada área. Segundo Leitão *et al.* (2008), na área do recife artificial, espécies podem ser consideradas como adicionais, já que podem se tornar residentes no recife, utilizando-o para abrigo. Por outro lado, as espécies transientes e ocasionais capturadas não utilizam essas estruturas como abrigo. Apesar dos estudos, a discussão sobre a função de recifes artificiais como atratores ou produtores de biomassa existe, sem que o assunto tenha se esgotado (Polovina, 1989; Bohnsack *et al.*, 1997, Pickering e Whitmarsh, 1997; Wilson *et al.*, 2001, 2002).

Quanto à distribuição das espécies na coluna d'água, Santos e Monteiro (1997; 1998) e Santos *et al.* (2005) ressaltam que os recifes artificiais e áreas adjacentes suportam uma grande diversidade de espécies que se distribuem conforme a disponibilidade de alimento ou em associação a fundos de areia ou lama, alimentando-se da fauna bêntica. Tais observações corroboram com a variedade de hábitos na coluna d'água na área de estudo do recife Orion com 55% das espécies demersais, 21% bento-pelágicas, 13% bentônicas e 11% pelágicas. Tais resultados sugerem que o raio de influência do navio ainda não está definido, dado o número de espécies exclusivas nas áreas controle (N=7 no controle B e 12 no controle C) e dos respectivos hábitos variados (demersais, bento-pelágicos, pelágicos e bentônicos), não permitindo assim uma caracterização do comportamento e da distribuição de tais espécies em relação ao recife Orion.

Na área do recife Orion e do controle B, ocorreu um aumento no número total de indivíduos capturados a partir da campanha de pré-monitoramento até a campanha VI. Este aumento esteve associado ao maior número de juvenis de *Stephanolepis hispidus* capturados na campanha III (Jun/04) e de *Dactylopterus volitans* na campanha VI (Mar/05). *Stephanolepis hispidus* também foi capturado em grande número na área controle C durante a campanha III. Estes resultados sugerem o recrutamento de *Stephanolepis hispidus* (inverno) e de *Dactylopterus volitans* (verão) e o deslocamento dessas espécies entre as áreas.

A partir das distribuições de frequências de comprimento total e das relações comprimento vs. peso obtidas para as quatro espécies numericamente mais abundantes (*S. hispidus*, *C. gracilicirrus*, *D. volitans* e *T. lepturus*), verificamos não ter havido diferenças temporais significativas nos parâmetros de crescimento das espécies nas três áreas. De maneira geral, os valores encontrados para parâmetros de crescimento das quatro espécies estiveram dentro ou muito próximos dos esperados para uma população saudável e daqueles obtidos por Tomás *et al.* (2007) para *T. lepturus* no litoral do estado de São Paulo e por Frota *et al.* (2004) entre Salvador e Cabo Frio. Nossos resultados indicaram uma distribuição homogênea em termos de tamanho das espécies nas três áreas, não evidenciando uma possível função de atração exercida pelo recife Orion sobre uma determinada faixa etária.

Comparando-se as biomassas totais de cada uma das três áreas, observamos que no recife Orion os valores foram 11,6% e 16,5% mais elevados do que nas áreas controles B e C, respectivamente, correspondendo a um aumento de 1,1 vezes e a 1,2 vezes na biomassa. Esses resultados foram comparados aos obtidos por Santos e Monteiro (1997, 1998) que observaram um aumento na biomassa de 1,1 a 2,3 vezes em recifes artificiais com relação a áreas controles e concluíram que os recifes aumentam a produção pesqueira e a captura das espécies de peixes bentônicos. Os autores concluíram que os recifes representam uma ferramenta de manejo útil que contribui para a revalorização da pesca artesanal na região.

Segundo Bohnsack *et al.* (1997), a despeito dos inúmeros estudos sobre recifes artificiais, a controvérsia sobre a questão da atração vs. produção persiste porque as pesquisas precisam ser conduzidas em grandes escalas de tempo e espaço (quilômetros), para que os impactos possam ser estatisticamente distinguidos das variações naturais, e porque os recifes artificiais assentados na maioria das regiões ainda geram uma pequena contribuição em relação aos naturais. Os autores verificaram que muitos estudos (Alevizon e Gorham, 1989; Bohnsack, 1989) ainda concluem “erroneamente” que uma alta densidade de organismos ao redor das estruturas artificiais é uma evidência suficiente do aumento de produção. Segundo Hixon e Beets (1993), Bohnsack *et al.* (1994) e Eklund (1996), tal evidência é demonstrada principalmente pelo aumento de peixes juvenis associados diretamente às estruturas artificiais. Acredita-se que o debate ainda persiste porque as respostas não são as desejadas pelos administradores e

usuários, que esperam resultados rápidos e positivos para um aumento da produção pesqueira. Nossos resultados corroboram com a idéia de que os estudos em recifes artificiais de grande porte devam ser realizados em maiores séries temporais e monitorados a partir do acompanhamento dos desembarques uma vez que os resultados positivos podem refletir a longo prazo no aumento das capturas de espécies comerciais.

De acordo com Bortone *et al.* (2000), avaliações da ictiofauna em recifes artificiais empregam métodos de captura através de amostragens destrutivas por diferentes artes de pesca e/ou observações não destrutivas ou conservativas, que variam de técnicas subaquáticas de censo visual a métodos de sensoriamento remoto, como o emprego da hidroacústica.

Métodos de captura a partir de amostragens destrutivas em recifes artificiais através de redes de espera foram utilizados por Santos e Monteiro (1998; 1999) e Fabi *et al.* (1999) para avaliar a área de influência e a distribuição espacial de peixes no entorno de estruturas de pequeno e grande porte. Segundo os autores, o emprego dessa arte de pesca, nas regiões estudadas, foi ideal devido a sua eficiência e à ampla utilização por pescadores locais aliada a sua efetividade na captura em águas mais profundas e/ou de menor visibilidade. Soma-se a essas vantagens, a possibilidade de obtenção de dados biológicos (ex. alimentação, crescimento e reprodução) das espécies.

No presente estudo, os resultados obtidos empregando-se seis diferentes artes de pesca com relação à composição, riqueza, diversidade e abundância relativa não apresentaram diferenças significativas entre o recife Orion e os controles, indicando que as espécies de peixes coletados não apresentam sua distribuição influenciada pelo casco. Ressalta-se ainda que a variação temporal no processo de colonização da comunidade íctica associada ao recife Orion apresentou o mesmo padrão nas duas áreas controle, destacando-se a campanha de pré-monitoramento e a primeira de monitoramento predominadas por *Trichiurus lepturus* das campanhas subseqüentes, cujas principais espécies co-dominantes nas três áreas foram *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Stephanolepis hispidus*.

Quando dois sistemas de recifes artificiais foram comparados por Santos *et al.* (2005), aquele próximo a um recife natural apresentou as maiores variações intra- anuais de riqueza e diversidade de espécies. Tais indicadores de estrutura de comunidade não diferiram significativamente entre o recife Orion e os controles.

Mas, uma riqueza superior foi registrada no recife Orion e no controle C em campanhas diferentes, o que sugere o deslocamento de algumas espécies entre as áreas. Quanto à diversidade, os valores foram semelhantes nas três áreas e inclusive valores inferiores foram registrados concomitantemente no recife Orion e controle B devido à co-ocorrência de um grande número de juvenis de *Dactylopterus volitans*, evidenciando uma similaridade faunística. Valores de dominância mais elevados no recife Orion e no controle B na sexta campanha e no controle C durante a segunda campanha também foram devidos à presença de juvenis de *Dactylopterus volitans*.

A similaridade faunística observada nas três áreas de estudo durante a campanha de pré-monitoramento (Jul/03), anterior ao afundamento do navio, e a primeira campanha de monitoramento (Jan/04) sugeriu a hipótese de que durante o período inicial, o recife Orion não influenciou na distribuição de comunidade íctica associada. Vale ressaltar que, embora realizadas em períodos distintos, não foram observadas variações significativas para os parâmetros ambientais monitorados, exceto para os teores do íon amônio entre a área do recife Orion e o controle C, contribuindo com a similaridade das espécies dentro do grupo. Por outro lado, a alta dissimilaridade observada entre as duas campanhas iniciais (pré-monitoramento e primeira campanha de monitoramento) e as sete campanhas posteriores, sugere uma alteração após o assentamento do casco. Entretanto, não houve distinção entre a área do recife Orion e as áreas controles no que se refere ao desenvolvimento da comunidade íctica, sugerindo uma conectividade entre as três áreas.

As análises de correspondência canônica tanto em número quanto em biomassa apresentaram resultados semelhantes com relação às variáveis ambientais, refletindo a homogeneidade entre as áreas.

Apesar de recifes artificiais serem utilizados como uma ferramenta na conservação e na recuperação de ambientes marinhos, as interações entre recifes artificiais e naturais são pouco conhecidas e não se sabe quando a comunidade de um recife artificial pode se assemelhar às comunidades naturais adjacentes (Perkol-Finkel *et al.*, 2006).

A utilização de duas áreas controle no presente estudo foi baseada em Underwood (1994, 2006). Segundo o autor, estudos para detectar e quantificar efeitos de impactos ambientais fracassam porque os desenhos amostrais BACI

(Before-After-Control-Impact) apresentam apenas uma área controle, tornando difíceis as conclusões.

Polovina (1991), ao avaliar as diferentes aplicações dos recifes artificiais em ambientes aquáticos, os impactos biológicos na pesca e seu papel no manejo das pescarias, ressaltou que desenhos experimentais mais rigorosos são necessários para uma avaliação do impacto biológico de um recife artificial.

Assim como observado no presente estudo, a comunidade de peixes de um recife artificial no Mediterrâneo (Recasens *et al.*, 2006) apresentou uma composição de espécies e uma abundância relativa de peixes semelhante, quando comparada a áreas rochosas naturais próximas. Já Arena *et al.* (2007) verificaram que a estrutura das comunidades em recifes naturais, comparada a artificiais, apresentou uma baixa similaridade (26%), concluindo que as comunidades ícticas em navios afundados são únicas. Segundo os autores, os peixes nos naufrágios podem estar utilizando recursos alimentares e habitat com características indisponíveis nos recifes naturais na área por eles estudada.

Segundo Recasens *et al.* (2006), o assentamento de estruturas artificiais implica em um impacto no substrato devido à introdução dessas estruturas em uma área onde originalmente não existiam recifes naturais, produzindo mudanças significativas na composição das espécies. Durante o monitoramento do recife Orion, nenhuma evidência de alteração no substrato ou nas correntes foi observada, corroborando com a idéia de que a utilização de cascos de embarcações descomissionadas pode gerar benefícios para a proteção e a manutenção de organismos marinhos associados à estrutura do casco ou ao ambiente no seu entorno (Baynes e Szmant, 1989; Bohnsack *et al.*, 1991, Walker *et al.*, 2007). Entretanto, vale ressaltar que a duração dos estudos para uma avaliação mais completa dos efeitos do assentamento do casco sobre a ictiofauna deve ser maior (Danovaro *et al.*, 2002). De maneira geral, o tempo de monitoramento de 32 meses após o assentamento do casco foi considerado curto para que o recife Orion tenha atingido sua maturidade como recife artificial (*sensu* Charbonnel *et al.*, 2002; Stephens e Pondella, 2002) contribuindo para o desenvolvimento das comunidades associadas, seja com características de atrator ou de produtor de peixes e outros organismos marinhos.

5. CONCLUSÕES

- A similaridade faunística observada nas três áreas de estudo durante a campanha anterior ao afundamento do navio, e a primeira campanha de monitoramento sugeriu que durante este período inicial, o recife Orion não influenciou na distribuição de comunidade íctica associada.
- A distribuição da ictiofauna na área do recife Orion e nas duas áreas controle sugere uma conectividade entre as três áreas.
- A utilização de seis diferentes artes de pesca permitiu uma avaliação mais detalhada da distribuição e da composição da comunidade íctica na região.
- A ocorrência de um grande número de indivíduos juvenis de *Dactylopterus volitans* e de *Stephanolepis hispidus* na área do recife Orion em períodos distintos, sugere a sua utilização como habitat para recrutas dessas espécies.
- A hipótese de que o naufrágio proposital promove diferenças temporais e espaciais na composição e na estrutura da comunidade íctica associada não foi comprovada ao longo do período de estudo.
- Os resultados encontrados sugerem a necessidade do monitoramento por um maior período de tempo para uma avaliação mais conclusiva a respeito dos efeitos do recife Orion como atrator ou produtor na comunidade íctica local.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Capítulo 1)

- Alevizon, W.S., Gorham, J.C. (1989). Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. *Bulletin of Marine Science*, 44: 646-661.
- Arena ,P.T., Jordan, L.K.B., Spieler, R.E. (2007). Fish assemblages on sunken vessels and natural reefs in southeast Florida, USA. *Hydrobiologia*, 580: 157-171.
- Baynes, T.W., Szmant, A.M. (1989). Effect of current on the sessile benthic community structure of an artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 44: 545-566.
- Bohnsack, J.A. (1989). Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bulletin of Marine Science*, 44: 631-645.

- Bohnsack, J.A., Johnson, D.L., Ambrose, R.F. (1991). Ecology of artificial reef habitats and fishes. *In: Seaman, W.Jr.; Sprague L.M. (eds.) Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. San Diego: Academic Press. p. 61-107.
- Bohnsack, J.A., Harper, D.E., McClellan, D.B., Hulsbeck, M. (1994). Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bulletin of Marine Science*, 55: 796-823.
- Bohnsack, J.A., Ecklund, A-M., Szmant, A.L. (1997). Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22 (4), Special issue on artificial reef management. 14-16.
- Bortone, S.A., Samoily, M.A., Francour, P. (2000). Fish and macroinvertebrate evaluation methods. *In: Seaman W. (ed.) Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Boca Raton, Florida: CRC Press. p.127-164.
- Brandini, F.P. (2003). *Recifes artificiais marinhos: uma proposta de conservação da biodiversidade e desenvolvimento da pesca artesanal através da criação de um "Parque" Marinho na Costa do Estado do Paraná*. Relatório Final, Ministério da Ciência e Tecnologia. PADCTIII/CIAMB/Proc. 620408/98-7. p.68.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2006a). Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 205-212.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2006b). Usage Patterns of an artificial reef by the fish community on the northern coast of Rio de Janeiro - Brazil. *Journal of Coastal Research*, 39: 1277-1281.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2007). Comparative evaluation of fish assemblages census on an artificial reef. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4): 1157-1162.
- Buckley, R.M. (1985). Habitat enhancement and urban recreational fishing. *In: Itri F.M.D. (ed.) Artificial reefs: marine and freshwater applications*. Michigan: Lewis Publishers, Inc. p.365-382.
- Caddy, J.F., Bozigos, G.P. (1985). Guidelines for statistical monitoring. FAO Fisheries Technical Paper. Rome, Italy. 257: 1-86.
- Cervigón, F. (1993). FAO Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America. Roma, FAO, 586p.

- Charbonnel, E., Serre, C., Ruitton, S., Harmelin, J.G., Jensen, A. (2002). Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES Journal of Marine Science*, 59: 208-213.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. 859p.
- Conceição, R.N.L., Franklin-Júnior, W. (2001). A situação atual dos recifes artificiais instalados na plataforma continental do Estado do Ceará, Brasil. *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, 34: 107-115.
- Conceição, R.N.L., Marinho, R.A., Franklin-Júnior, W., Júnior, W.F., Lopes, J., Carpegiani, B. (2007). Projeto Marambaia: apoio à pesca artesanal no Ceará – Instalação e monitoramento dos recifes artificiais em Paracuru. *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, 40(1): 72-77.
- Conceição, R.N.L., Pereira, J.A. (2006). Comunidades de peixes em recifes artificiais do Estado do Ceará, Brasil. *Arq. Ciênc. Mar*, Fortaleza, 39: 99-109.
- Danovaro, R., Gambi, C., Mazzola, A., Mirto, S. (2002). Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 356-362.
- Eklund, A.M. (1996). *The effects of post-settlement predation resource limitation on reef fish assemblages*. PhD Thesis, University of Miami, 148p.
- Fabi, G., Grati, F., Luchetti, A., Trovarelli L. (1999). Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs*. San Remo, Italy: p. 454-461.
- Falcão, M., Santos, M.N., Vicente, M., Monteiro, C.C. (2007). Biogeochemical processes and nutrient cycling within an artificial reef off Southern Portugal. *Marine Environmental Research*, 63: 429-444.
- Faria, V.V., Novelli, R., Gomes, M.P., Zalmon, I.R. (2001). Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18 (3): 813–821.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.

- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 90p.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei (5)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 116p.
- Fischer, W. (ed.) (1978). *FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31)*. Roma, FAO, vol. I-VII.
- Fishbase (2007). <http://www.fishbase.org> em 29/03/07.
- Frota, L.O., Costa, P.A.S., Braga, A.C. (2004). Length-weight relationships of marine fishes from the central Brazilian coast. *Naga, World Fish Center Quarterly*, 27 (1):20-26.
- Godoy, E.A.S., Almeida, T.C.M., Zalmon, I.R. (2002). Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef - Rio de Janeiro, Brazil. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: S138-S143.
- Gomes, M.P., Novelli, R., Faria, V.V., Zalmon, I.R. (2001). Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18 (3): 779–792.
- Gomes, M.P., Novelli, R., Zalmon, I.R. (2004). Attraction of *Chloroscombrus crysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae) by artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26 (2): 299–305.
- Hargreaves, P. (1994). *Projeto de recifes e atratores artificiais para fazendas marinhas*. 1º Relatório de avaliação FIPERJ – DPP Proc. Nº 076/94, 21p.
- Hixon, M.A., Beets, J.P. (1993). Predation, prey refuges, and the structure of coral reef assemblages. *Ecological Monographs*, 63: 77-101.
- Jensen, A.C. (ed.) (1997). European artificial reefs research. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy: 449p.
- Jensen, A.C., Collins, K.J., Lockwood, A.P. (eds.) (2000). *Artificial Reefs in European Seas*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers. 508p.
- Jongman, R.H., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. (eds.) (1995). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. 306p.

- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I.R. (2006a). Fouling community recruitment on an artificial reef in the north coast of Rio de Janeiro State. *Journal of Coastal Research*, SI 39: 1118-1121.
- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I.R. (2006b). Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 183-191.
- Leitão, F., Santos, M.N., Erzini, K., Monteiro, C.C. (2008). Fish assemblages and rapid colonization after enlargement of an artificial reef off Algarve coast (southern Portugal). *Marine Ecology*, 29: 435-448.
- Lindquist, D.G., Pietrafesa, L.J. (1989). Current vortices and fish aggregations: the current field and associated fishes around a tugboat wreck in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2): 533–544.
- Love, M.S. (2006). Subsistence, commercial, and recreational fisheries. In: Allen, L.G., Pondella, D.J., Horn, M.H. (eds) *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Berkeley: University of California Press, p. 567-594.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 96p.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L. (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 105p.
- Nakamura, M. (1985). Evaluation of artificial reef concepts in Japan. *Bulletin of Marine Science*, 37: 271-278.
- Paiva, M.P. (1997). *Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil*. UFC – Univ. Fed. Ceará, Fortaleza, 278p.
- Pauly, D. (1980). *A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Fisheries Circular, (729): 54p.
- Perkol-Finkel, S., Shashar, N., Benayahu, Y. (2006). Can artificial reefs mimic natural reef communities? The roles of structural features and age. *Marine Environmental Research*, 61: 121-135.
- Pickering, H., Whitmarsh, D. (1997). Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the “attraction versus production” debate, the influence of design and its significance for policy. *Fisheries Research*, 31: 39-59.

- Polovina, J.J. (1989). Artificial reefs: *Nothing more than benthic fish aggregators*. CalCOFI Rep., 30: 37-39.
- Polovina, J.J. (1991). Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. In: Seaman, W.Jr.; Sprague L.M. (eds.) *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. San Diego: Academic Press. p. 153-176.
- Projeto Orion (2003). *Aplicação do ex-navio Hidrográfico Orion como Recife Artificial. Marinha do Brasil*. ENGEPRON e PETROBAS, 92p.
- Recasens, L., Lombarte, A., Sánchez, P. (2006). Teleostean fish assemblages in an artificial reef and natural rocky area in Catalonia (Northwestern Mediterranean): an ecomorphological approach. *Bulletin of Marine Science*, 78 (1): 71-82.
- Rilov, G., Benayahu, Y. (2000). Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136: 931-942.
- Santos, D.H.C., Passavante, J.Z.O. (2007). Recifes artificiais marinhos: Modelos e utilizações no Brasil e no mundo. *Boletim Técnico*. CEPENE, Tamandaré, 15 (1): 113-124.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (1997). The Olhão artificial reef system (South Portugal): Fish assemblages and fishing yield, *Fisheries Research*, 30: 33-41.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (1998). Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal). *Fisheries Research*, 39 (55-65).
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (1999). Spatial distribution of fish around an artificial reef system: area of influence. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs*. San Remo, Italy: p. 46-53.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lasserre, G. (2005). Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal Waters (Southern Portugal). *Scientia Marina*, 69 (3): 415-426.
- Seaman, W. (1996). Frontiers that increase unity: defining an agenda for European Artificial reef research. In. European Artificial Reef Research. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy: p. 241-260.
- Seaman, W., Jensen, A.C. (2000). Purposes and practeces of artificial reef evaluation. In: Seaman W. (ed.) *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Florida, USA: CRC Press. p.1-20.

- Silva, A.S. (2001). *Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do estado do Paraná*. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, UFPR, 178p.
- Silva, E.T., Silva, A.S., Brandini, F.P., Brusamolin, F.P. (1997). *Recifes Artificiais Marinhos (RAM): Uma proposta de conservação da biodiversidade e desenvolvimento da pesca artesanal na costa do Estado do Paraná*. Anais da Semana Nacional de Oceanografia. UNIVALI/FACIMAR, Itajaí. p.566-569.
- Stephan, C.D., Lindquist, D.G. (1989). A comparative analysis of the fish assemblages associated with old and new shipwrecks and fish aggregating devices in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2): 698–717.
- Stephens, J.Jr., Pondella, D. (2002). Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 51-58.
- Stone, R.B. (1985). History of artificial reef use in the United States. In: D'Itri, F. M. (ed.), *Artificial Reefs Marine and Freshwater Applications*. Michigan, Lewis Publishers: p.3-12.
- Strikland, J.D., Parsons, T.R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 167: 310p.
- ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Tolotti, M.T., Fischer, A. F., Vêras, D. P., Viana, D. L., Rêgo, M. A. A., Hazin, F. H. V., Araújo, M. E. (2007). Acompanhamento da colonização de naufrágios recentes em PE – Brasil: Caracterização da ictiofauna. *XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar*, Florianópolis.
- Tomás, A.R. G., Tutui, S.L.S., Cesar, C.B. (2007). Relação comprimento-peso de espécies de peixes demersais do estado de São Paulo. *XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar*, Florianópolis.
- Underwood, A.J. (1994). On beyond BACI: Sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Applications*, 4 (1): 4-15.
- Underwood, A.J. (2006). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Austral Ecology*, 18 (1): 99-116.

- Valentin, J.L. (2000). *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Rio de Janeiro: Interciências, 117p.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1981). *Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes reprodução e crescimento*. Brasília: CNPq.106p.
- Vicente, M., Falcão, M., Santos, M.N., Caetano, M., Serpa, D., Vale, C., Monteiro, C.C. (2008). Environmental assessment of two artificial reef systems off southern Portugal (Faro and Olhão): A question of location. *Continental Shelf Research*, 28: 839-847.
- Walker, S.J., Schlacher, T.A., Schlacher-Hoenliger, M.A. (2007). Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. *Marine Ecology*, 28: 1-11.
- Wentworth, C.H. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Wilson, J., Osenberg, C.W., Mary, C.M.ST., Watson, C.A., Lindberg, W.J. (2001). Artificial reefs, the attraction-production issue, and density dependence in marine ornamental fishes. *Aquarium Sciences and Conservation*, 3: 95-105.
- Wilson, K.D.P., Leung, A.W.Y., Kennish, R. (2002). Restoration of Hong Kong fisheries through development of artificial reefs in marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 157-163.
- Witman, J.D., Dayton, P.K. (2001). Rocky Subtidal Communities. In: Bertness, M.D. Gaines, S.D. Hay, M.E. (eds.). *Marine Community Ecology*. Massachusetts: Sunderland. p. 339-361.
- Zalmon, I.R., Gomes, F.A.C. (2003). Comunidades incrustantes em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*, 16 (1): 57-80.
- Zalmon, I.R., Novelli, R., Gomes, M.P., Faria, V.V. (2002). Experimental results of an artificial reef program on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: S83-S87.
- Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 718p.

CAPÍTULO 2 - A ICTIOFAUNA ASSOCIADA A ESTRUTURAS ARTIFICIAIS DE GRANDE PORTE NA COSTA NORDESTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL

RESUMO

A ictiofauna associada a estruturas artificiais de grande porte na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro foi avaliada no entorno de uma área de 20.000m² na região costeira de Rio das Ostras (recife RARO) (22°32,048'S-041°50,922'W), onde foram assentados 27 módulos metálicos construídos a partir de tubos de produção de plataformas de petróleo descomissionadas e 41 módulos experimentais de concreto. O monitoramento pesqueiro foi realizado a partir de uma campanha de pré-monitoramento e oito de monitoramento na área de instalação dos recifes artificiais e em duas áreas controle distantes, respectivamente, 2,0 e 4,2 milhas náuticas do recife RARO. Em cada área de coleta foram utilizadas seis artes de pesca: redes de espera, espinhel de meia água, armadilhas retangulares, armadilhas circulares, espinhéis verticais ou boinhas e arrasto de fundo. Na área do recife RARO foram capturadas 55 espécies, correspondendo a 3.813 indivíduos e 319 kg. Na área controle B foram capturadas 59 espécies, correspondendo a 2.929 indivíduos e 287 kg e na área controle C foram capturadas 51 espécies, correspondendo a 2.439 indivíduos e 245 kg ao longo do período de estudo. O número de peixes capturados variou de 112 a 1.665 no recife RARO, de 89 a 886 no controle B e de 27 a 781 no controle C. As capturas no entorno do recife RARO foram superiores cerca de 1,5 vezes em número de exemplares e 1,2 vezes em peso total em relação as áreas controle. Análises multivariadas revelaram a formação de dois grupos principais, os quais incluíram as três áreas em diferentes campanhas devido à dominância de *Trichiurus lepturus* (Grupo 1) e à codominância de *Stephanolepis hispidus* e *Porichthys porosissimus* (Grupo 2), respectivamente. Os resultados demonstraram a baixa influência exercida pelo recife RARO na comunidade íctica. A redução na biomassa íctica na área do RARO, após um aumento inicial provavelmente decorreu do incremento no esforço de pesca artesanal e industrial na região a partir da instalação das estruturas artificiais. Os resultados sugerem ainda a necessidade de estudos de bioecologia das espécies alvo para um manejo sustentável das pescarias, objetivando um aumento da produção pesqueira na região.

Palavras-chave: plataforma de petróleo, descomissionamento, recife artificial, comunidade íctica, Rio de Janeiro.

ABSTRACT

The ichthyofauna associated to large artificial structures on the northeast coast of Rio de Janeiro was evaluated surrounding an area of 20,000 m² on the coastal region of Rio das Ostras (RARO reef) (22°32.048'S-041°50.922' W) where were set up 27 metallic modules and 41 concrete modules and in two control natural areas, 2 and 4.2 nm respectively away from the reef RARO. Fishing surveys were made in the three areas during the pre-monitoring and eight monitoring campaigns from 3 to 54 months after the reef disposal using six different fishing gears: gillnet, mid-water longline, circular trap, rectangular trap, vertical longline and bottom trawling. Surrounding reef RARO 55 species were caught, corresponding to 3,813 fishes and 319 kg of total weight in the control B 59 species corresponding to 2,929 fishes and 287 kg in weight were caught and in control C 51 species correspond to 2,439 fishes and 245 kg in weight were caught during the studied period. The number of fish varied from 112 at first to 1,665 at third survey on RARO reef, from 89 at first to 886 at second survey on control B and from 27 at first to 781 at second on control C. The total catch values in the surrounding area of the RARO reef were higher, about 1.5 times in number and 1.2 times in weight in relation to the control areas B and C. Multivariate analysis revealed the formation of two main groups due to the dominance of *Trichiurus lepturus* and the co-dominance of *Stephanolepis hispidus* and *Porichthys porosissimus*, which included on both the three studied areas and different surveys. These results show the low influence of the reef until now. The increase in fish biomass in the RARO reef, followed by a reduction, probably occurred due to the increase in artisanal and industrial fisheries in the region after the disposal of the artificial structures. The results also suggest that bioecology studies of the target species are necessary to a sustainable management aiming an increase of the fishery production in the region

Key words: oil platform, decommissioning, artificial reef, fish community, Rio de Janeiro.

1. INTRODUÇÃO

O interesse em habitats artificiais provem da diversidade de atividades de setores comerciais, recreacionais, ambientalistas e de administração ou manejo da pesca. Seus objetivos incluem a exploração de estoques pesqueiros para alimentação, recuperação de habitats bentônicos e conservação da biodiversidade (Simard, 1996; Seaman, 2000; Milon *et al.*, 2000; Ramos *et al.*, 2007). Em várias regiões do mundo, os recifes artificiais são utilizados principalmente como uma ferramenta na manutenção e na recuperação da biodiversidade marinha (Ambrose, 1994; Seaman, 2008).

Há uma expectativa de que ecologicamente os recifes artificiais irão se assemelhar ou incrementar, em longo prazo, o ambiente natural com associações incluindo organismos sésseis fixados à superfície das estruturas e inclusive na coluna d'água, aumentando eventualmente a biomassa local. Segundo Miller (2002) uma maior disponibilidade e heterogeneidade de espaços para refúgio suportam mais peixes em situações onde existam mecanismos de predação limitando as abundâncias. Esse último aspecto tem levado na última década ao refinamento da visão histórica de recifes como simples atratores (Seaman e Jensen, 2000).

Santos e Monteiro (1998) compararam as capturas e a produção pesqueira em um sistema de recifes artificiais em áreas vizinhas de Faro, em Algarve, sul de Portugal, e concluíram que o sistema de recifes artificiais aumentou a biomassa pesqueira.

Um estudo preliminar da dispersão de peixes em diferentes habitats de recifes artificiais no nordeste do Golfo do México constatou que, em geral, o número de peixes capturados diminuía proporcionalmente à medida que as armadilhas utilizadas eram afastadas dos habitats artificiais (Cuevas *et al.*, 2005).

Os vórtices de correntes associados a naufrágios e as agregações de peixes foram investigados na Carolina do Norte por Lindquist e Pietrafesa (1989) e Stephan e Lindquist (1989), que concluíram que as estruturas de médio e grande porte podem influenciar na direção e velocidade das correntes.

Dentre os diferentes tipos e tamanhos de estruturas utilizadas como recifes artificiais, os navios, as plataformas de produção de petróleo e os diques e quebra-mares estão relacionados como sendo algumas das maiores estruturas que desempenham tal função quando assentadas no meio ambiente marinho (Seaman, 2008). Segundo Kaiser (2006), o programa de recifes artificiais da Louisiana (LARP)

é o maior do mundo e o único que emprega exclusivamente estruturas de plataformas de petróleo e gás descomissionadas. Os custos para o descomissionamento se tornam menos elevados do que a remoção das mesmas para o continente para disponibilização.

No Mar do Norte, a legislação sobre o petróleo criada em 1987 determina a aprovação de um plano de custos para o abandono ou descomissionamento de toda instalação de produção na plataforma continental do Reino Unido. Discussões sobre o abandono da plataforma de *Brent Spar* levaram a uma avaliação dos impactos globais no meio ambiente e na saúde humana a partir da intenção da disposição dessa estrutura no mar servindo como base para o futuro nas decisões sobre o abandono de estruturas utilizadas pela indústria do petróleo no Mar do Norte (Side, 1997). Segundo Silva e Mainier (2008) até o ano de 2025 cerca de 6.500 instalações de produção de petróleo e gás ao redor do mundo deverão ser descomissionadas.

O conceito dos projetos de transformar plataformas obsoletas em recifes artificiais existe há muito tempo, contudo, apenas na década de 80 o assunto se tornou público e passou a contar com o suporte da iniciativa privada. Os governos e as indústrias começaram a olhar para as oportunidades e os problemas associados com uma abordagem planejada, em conjunto e sistemática para implementar a pesca ao largo da costa a partir do desenvolvimento de recifes artificiais provenientes de plataformas de produção de petróleo e gás (Reggio, 1987).

Segundo Curran *et al.* (2006) todos os estágios do desenvolvimento da atividade petrolífera, incluindo as campanhas de prospecção geofísica, exploração, produção e descomissionamento causam impactos negativos no meio ambiente marinho. A cada estágio, a atividade industrial tem o potencial de promover algum tipo de efeito físico, químico e ou biológico no ambiente.

Apesar da sua ampla utilização, investigações rigorosas de associações de peixes em plataformas de petróleo e em outras estruturas artificiais, comparando-as com recifes naturais e/ou áreas controle, se iniciaram principalmente a partir do século XXI (Love e Westphal, 1990; Rilov e Benayahu, 2000; Love *et al.*, 2005; Emery *et al.*, 2006; Love, 2006; Recasens *et al.*, 2006; Arena *et al.*, 2007; Love e Schroeder, 2007; Page *et al.*, 2007).

No Brasil, poucos pesquisadores dedicam-se ao tema recifes artificiais quando comparado a outros países como os EUA ou Japão. No entanto, este é um tema bastante conhecido no âmbito da administração pesqueira nacional. As

instalações dos primeiros recifes artificiais surgiram na década de 80 quando estruturas triangulares de concreto foram assentadas na Baía de Sepetiba, no estado do Rio de Janeiro, como alternativa para evitar a pesca de camarões com redes de arrasto (Santos e Passavante, 2007).

Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, os projetos de pesquisa com estruturas artificiais vêm sendo realizados desde 1996 por Zalmon e colaboradores (Faria *et al.*, 2001; Gomes *et al.*, 2001; Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002; Zalmon e Gomes, 2003; Gomes *et al.*, 2004; Brotto *et al.*, 2006a, b; Krohling, *et al.*, 2006a, b; Brotto *et al.*, 2007, Santos, *et al.*, 2010), contribuindo para o estudo do papel ecológico de recifes artificiais na região norte fluminense.

A descoberta de reservas petrolíferas na bacia de Campos na década de 70 foi muito significativa para o desenvolvimento econômico do país. No Brasil, a partir da tecnologia para a exploração em águas profundas, existem hoje cerca de 105 plataformas de produção em operação (Ferreira e Suslick, 2004). Considerando que essas estruturas de grande porte são projetadas e construídas para operarem durante períodos que variam de 20 a 30 anos, um grande número de plataformas está próximo do final de sua vida útil, se tornando improdutivas. Entretanto, durante o período que estão em operação partes das estruturas que permanecem submersas passam a fazer parte do ambiente submarino, criando habitats artificiais capazes de abrigar e propiciar o desenvolvimento de um grande número de peixes e outros organismos marinhos (Love e York, 2005).

O presente estudo faz parte de um projeto piloto de implantação de recifes artificiais a partir da utilização de tubos de produção de plataformas de petróleo descomissionadas, constituindo-se no primeiro projeto voltado para o monitoramento pesqueiro em estruturas experimentais de grande porte na costa brasileira. Sua aplicação visa avaliar o papel ecológico de estruturas modulares descomissionadas na composição, distribuição e estrutura da ictiofauna associada, em uma escala temporal de 54 meses, fornecendo subsídios para futuras discussões e debates acerca do descomissionamento de plataformas de petróleo na costa brasileira e a utilização total ou parcial dessas estruturas como recifes artificiais.

1.1. Objetivo

O presente estudo visa avaliar a utilização de estruturas de grande porte, provenientes de plataformas de petróleo descomissionadas, como recifes artificiais e sua influência na composição, distribuição e estrutura da ictiofauna associada na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro a partir de sua implantação.

1.2. Hipótese

A implantação de estruturas de grande porte como recifes artificiais na costa nordeste do estado do Rio de Janeiro promove diferenças temporais (escala de 54 meses) e espaciais (escala de 4,5 km) na composição e na estrutura da comunidade íctica associada, aliadas ao incremento na densidade e biomassa das espécies de peixes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo inclui o Recife Artificial de Rio das Ostras (Recife RARO: 22°32,048'S-041°50,922'W) e duas áreas naturais (Controle B: 22°33,6'S-041°51,9'W; Controle C: 22°29,0'S-041°47,9'W), com profundidades médias de 25 m, distando respectivamente 1,8 milhas náuticas (3,4 km) e 4,2 milhas náuticas (7,7 km) do recife RARO e 6 milhas náuticas (11 km) entre si. Nas proximidades da área controle B existe uma elevação rochosa submarina denominada Pedra-alta (22°33,1'S-041°52,3'W), utilizada por pescadores artesanais da região. O posicionamento das áreas e as distâncias entre os pontos estão representados na figura 1.

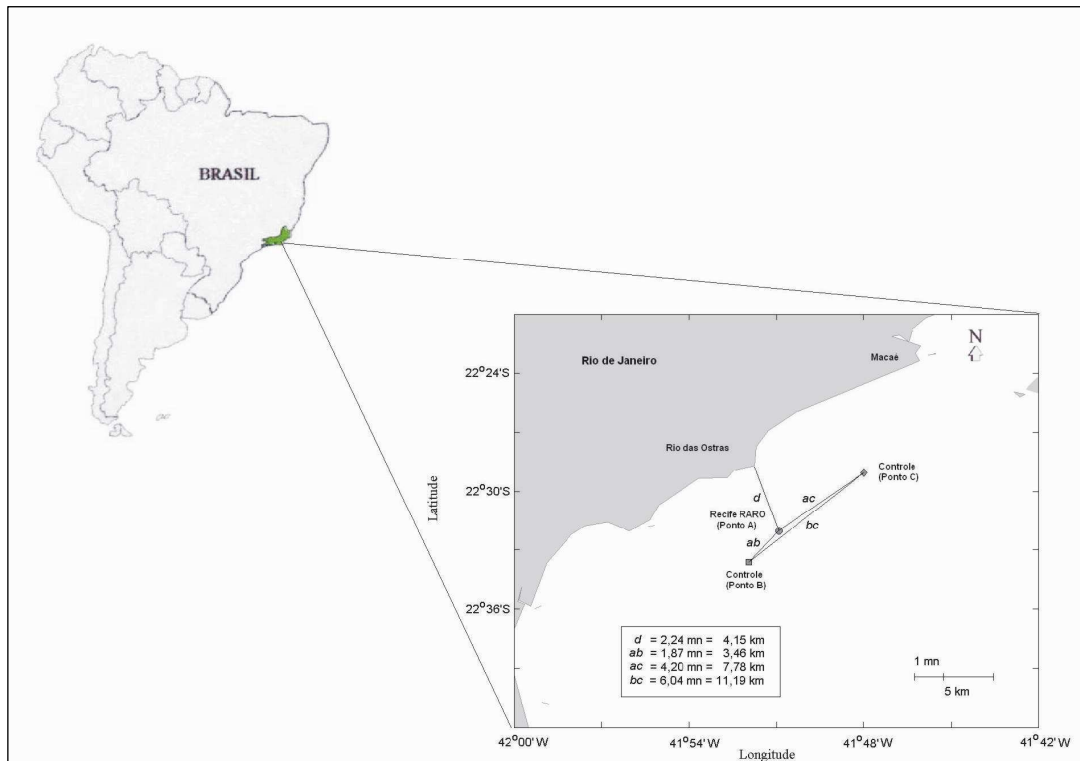


Figura 1. Áreas de estudo com a localização do recife RARO (A), controles B e C e a representação das distâncias entre as áreas de estudo.

O complexo de estruturas artificiais, localizado a cerca de 4 km da costa de Rio das Ostras, nordeste do Rio de Janeiro, ocupa uma área 20.000 m². O conjunto de estruturas construídas a partir de tubos de produção descomissionados de plataformas de petróleo é composto por um total de 27 estruturas de aço constituídas por uma torre central com 7,6 m de altura, quatro estruturas cúbicas com 9 m de aresta, oito estruturas cúbicas com 6 m de aresta, cinco estruturas piramidais com 6 m de altura, três estruturas tipo prisma de 6 m de altura, quatro estruturas tipo mesa de 4 m de comprimento e dois containers de 4 m de comprimento, e 41 módulos de concreto de forma pentagonal, medindo 5 m de base e 3 m de altura (Fig. 2).

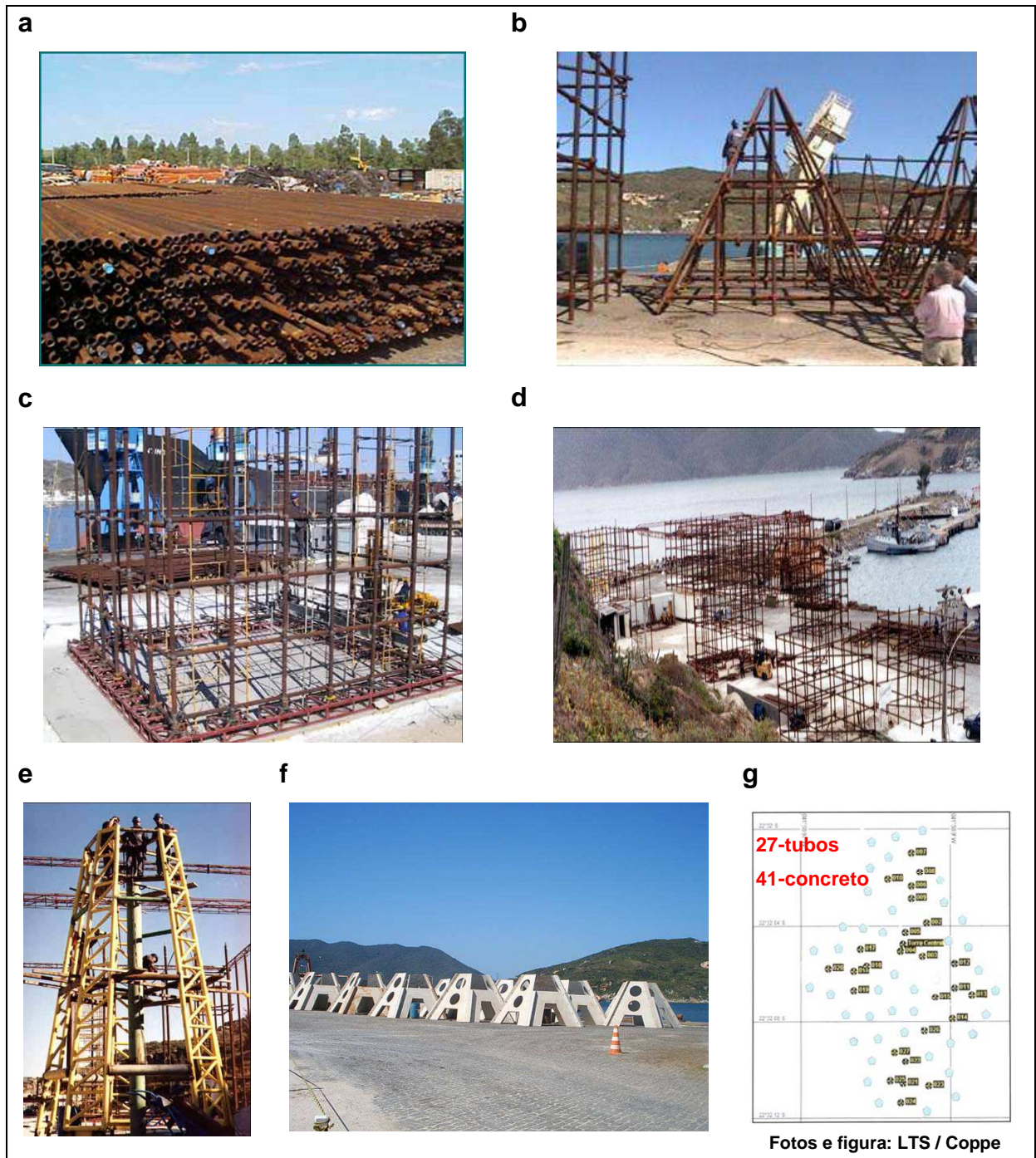


Figura 2. Tubos de produção de plataformas de petróleo descomissionados (a), modelos das estruturas piramidais (b), cúbicas (c e d) e da torre central (e) ($n = 27$), módulos de concreto (f) ($n = 41$) e detalhe da área de 20.000 m² onde estão instaladas as 68 estruturas do complexo RARO (g).

2.2. Estratégia de monitoramento ambiental e pesqueiro

2.2.1. Parâmetros ambientais

Para medição da magnitude (velocidade) das correntes, nas três áreas, foi utilizado um correntógrafo Aanderaa RCM-7 (Recording Current Meter) montado em linha de fundeio a uma distância de 5 metros do fundo, de modo a caracterizar a correntometria na região durante o período das amostragens de monitoramento ambiental e pesqueiro.

As amostras para a determinação dos parâmetros físico-químicos da água foram coletadas em cinco pontos junto a superfície (0-2 m) e a cerca de 20 m de profundidade no entorno de cada uma das três áreas durante a campanha de pré-monitoramento e das 08 campanhas de monitoramento nas três áreas de estudo com garrafa de Nansen de 1,5 L com termômetro de inversão acoplado para obtenção da temperatura. O oxigênio dissolvido foi determinado por titulação utilizando o método de Winkler descrito por Strickland e Parsons (1972) e a salinidade através de um equipamento Autosal Guildeline 8400B. As concentrações de nutrientes (nitrito, nitrato, N-amoniaco e ortofosfato) foram determinadas pelos métodos descritos por Strickland e Parsons (1972).

A determinação granulométrica do sedimento foi avaliada a partir de amostras coletadas nos cinco pontos de cada área de estudo com busca-fundo tipo Van-Veen com capacidade de 0,1 m². As amostras foram analisadas e classificadas segundo o diâmetro médio dos grãos. O sedimento foi categorizado como cascalho (> 2,0 mm), areia (0,062 e 2,0 mm) e lama (< 0,062 mm), de acordo com a escala granulométrica de Wentworth (1922).

2.2.2. Monitoramento pesqueiro

O programa de monitoramento pesqueiro nas três áreas (RARO, B, C) foi constituído por uma campanha de pré-monitoramento realizada em junho de 2003, dois meses antes da colocação das estruturas sendo denominada RAROP, BP e CP. Seguiram-se oito campanhas de monitoramento, denominadas RAROI, BI e CI a RAROVIII, BVIII e CVIII, decorridos 3 (Nov/03), 8 (Mai/04), 14 (Out/04), 22 (Jun/05), 31 (Abr/06), 36 (Ago/06), 48 (Ago/07) e 54 meses (Mar/08) após o assentamento das estruturas artificiais. Cada campanha de pesca realizada na área do recife RARO e nas duas áreas controle, incluindo o pré-monitoramento, teve a duração de

três dias utilizando-se seis tipos de apetrechos de pesca em cada área. O tempo de imersão para cada arte de pesca utilizada foi variável, em função do efeito da predação sobre as espécies de peixes capturadas pelos diferentes apetrechos de pesca (Tab. I).

Tabela I. Características das artes de pesca utilizadas, tempo de imersão dos apetrechos, tipo de isca (bonito = *Auxis thazard*, lula = *Loligo plei*) e unidades utilizadas para os cálculos do esforço de pesca absoluto para cada apetrecho de pesca nas três áreas de estudo.

Arte de pesca	Número de apetrechos	Características dos apetrechos	Tempo de imersão	Isca	Unidade de CPUE absoluta
Rede de espera	01	Comp. 200 m Alt. 05 m	4 horas	Sem isca	g/m ² /h
Espinhel de meia-água	01	150 anzóis Nº 11/0	3 horas	Bonito	g/anzol/h
Armadilha circular	06	Base 1,0 m Boca 0,3 m	7 horas	Bonito	g/ac/h
Armadilha retangular	04	1,6 m X 0,8 m	7 horas	Bonito	g/ar/h
Espinhel vertical ou Boinha	02	30 anzóis Nº 11/0	3 horas	Lula	g/anzol/h
Arrasto de fundo	01	Boca 10 m Comp. 10 m	30 minutos	Sem isca	g/0,008km ² /30min

*g = grama, h = hora, ac = armadilha circular, ar = armadilha retangular.

As operações de pesca foram realizadas entre 08:30h e 18:00h e todo o material coletado foi identificado e analisado no Laboratório de Recursos Vivos do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM). Parte do material foi fixado em formol neutro a 10% e mantido como coleção de referência.

2.3. Tratamento e análise dos dados

2.3.1. Variação espacial e temporal da comunidade íctica

A comunidade íctica em cada uma das três áreas (recife RARO, controle B e controle C) foi caracterizada a partir da campanha de pré-monitoramento e das oito campanhas pós-instalação das estruturas artificiais quanto à composição taxonômica, os índices de riqueza de Margalef (R), diversidade de Shannon-Wiener

(H') e dominância de Simpson (D) (Zar, 1984), a captura por unidade de esforço (CPUE) em peso e a frequência de ocorrência dos peixes capturados com as seis artes de pesca empregadas.

O Índice Riqueza de Margalef (R), é baseado na relação entre o número de espécies (S) e o número total de indivíduos observados (n):

$$R = (S-1) / \log_{10} (n)$$

onde: S = número de espécies na amostra e n = número total de indivíduos na amostra.

O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), é função do número de espécies em uma comunidade e da uniformidade dos indivíduos entre as espécies.

$$H' = \sum p_i \ln_e p_i$$

onde: p_i = proporção de indivíduos da espécie i.

O Índice de Dominância de Simpson (D), é dado pelo número de indivíduos de uma espécie em relação ao número de indivíduos de todas as espécies obtidas numa amostragem.

$$D = \sum (n_i / N)^2$$

onde: n_i = número de indivíduos da espécie i e N = número total de indivíduos.

A captura por unidade de esforço (CPUE) foi calculada em peso total, a partir de cada arte de pesca separadamente em cada área de estudo. Os peixes foram identificados segundo Cervigón (1993), Figueiredo e Menezes (1978, 1980, 2000), Fischer (1978) e Menezes e Figueiredo (1980, 1985), medidos (comprimento total), pesados (peso úmido) e caracterizados de acordo com a posição na coluna d'água (Fishbase, 2007). As relações peso-comprimento para as espécies mais abundantes foram obtidas e expressas pela equação $Pt = aCt^b$ (Pauly, 1980; Vazzoler, 1981).

2.3.2. Análise comparativa

A significância das diferenças quanto aos descritores de estrutura da comunidade; riqueza, diversidade e dominância das espécies e os valores de CPUE para cada arte de pesca entre os períodos de estudo/campanhas (variação temporal) em cada área e entre as áreas (variação espacial) foi avaliada por análise de variância (ANOVA) *one way*, seguido pelo teste de Tukey para comparação múltipla das médias. Os dados foram testados quanto à normalidade a partir do teste de Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1984).

A análise comparativa entre os agrupamentos ícticos do recife RARO e das áreas controle B e C nas campanhas de pré e pós-assentamento ou monitoramento incluíram uma análise de agrupamento (UPGMA) e o método de ordenamento MDS, utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis. Para tal, foram incluídas as espécies mais abundantes em número de indivíduos coletados em cada área durante as nove campanhas realizadas. A adequação da configuração das amostras no ordenamento MDS foi obtida a partir do valor de estresse (Clarke e Warwick, 2001). O teste de permutação ANOSIM (*one way*) foi empregado a fim de avaliar a significância das diferenças entre os grupos pré-definidos a partir da análise de agrupamento. O procedimento de porcentagem de similaridades SIMPER definiu o percentual de contribuição das espécies dentro e entre os grupos evidenciados pela análise de agrupamento. A análise de dados foi realizada com o programa PRIMER 6 (Clarke e Warwick, 2001).

O grau de correlação dos parâmetros abióticos monitorados com os padrões de abundância das espécies nas campanhas em cada área de estudo foi investigado por uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) (ter Braak, 1986; Jongman *et al.*, 1995), utilizando-se o programa estatístico MVSP (*"Multi-Variate Statistical Package"*) versão 5.1. A matriz de dados bióticos foi obtida a partir da utilização das espécies abundantes, capturadas com os seis apetrechos de pesca e que ocorreram em pelo menos seis (65%) das nove campanhas realizadas em cada área (recife RARO, área controle B e área controle C) e aquelas que ocorreram em número igual ou superior a dez indivíduos em pelo menos uma campanha. Uma matriz auxiliar com os dados abióticos foi construída a partir das variáveis; temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, amônia e fosfato, obtidos em cada área durante as nove campanhas.

3. RESULTADOS

3.1. Parâmetros ambientais

A magnitude média das correntes no recife RARO variou de 5,2 a 17,6 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$, de 3,9 a 29,4 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ na área controle B e de 4,0 a 29,1 $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ na área controle C. Os valores mais elevados foram observados durante a IV campanha (Jun/05).

Foram observadas diferenças significativas entre a área do recife RARO e a área controle C ($p < 0,001$) e entre as áreas controles B e C ($p < 0,05$) (Fig. 3).

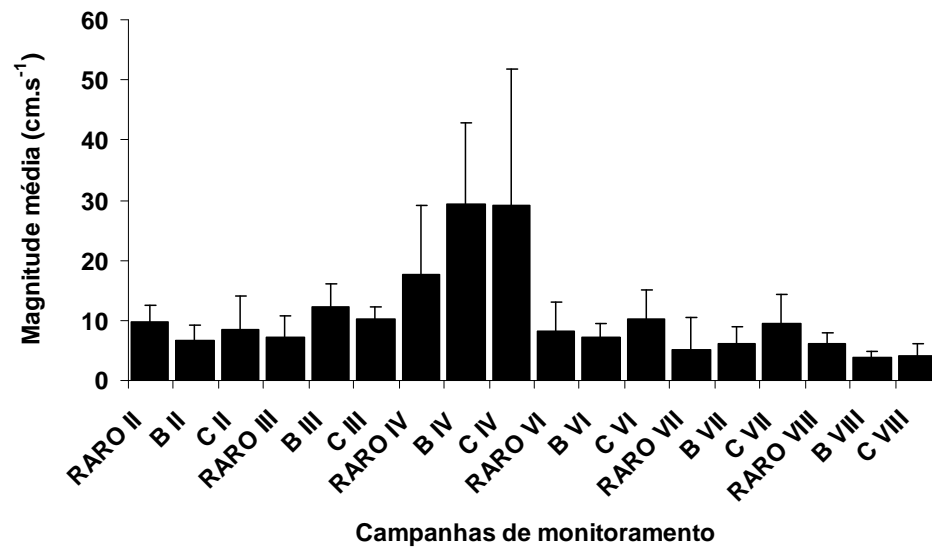
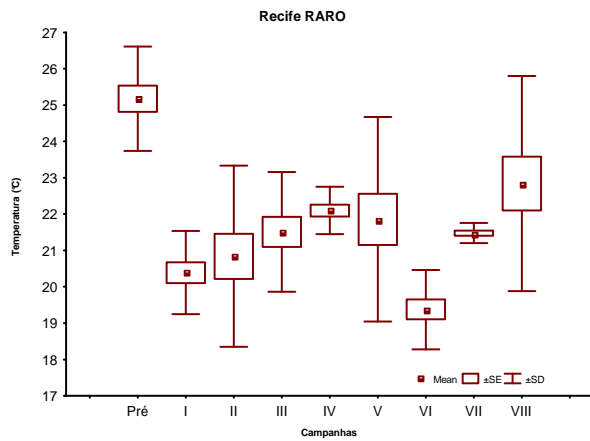
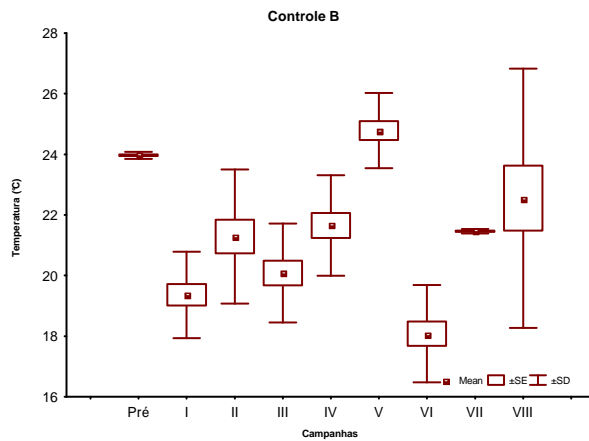


Figura 3. Variação da magnitude média das correntes (cm.s^{-1}) nas três áreas durante as campanhas de monitoramento II (Abr/04), III (Out/04), IV (Jun/05), VI (Ago/06), VII (Ago/07) e VIII (Fev/08). Não houve medição durante a campanha V (Abr/06).

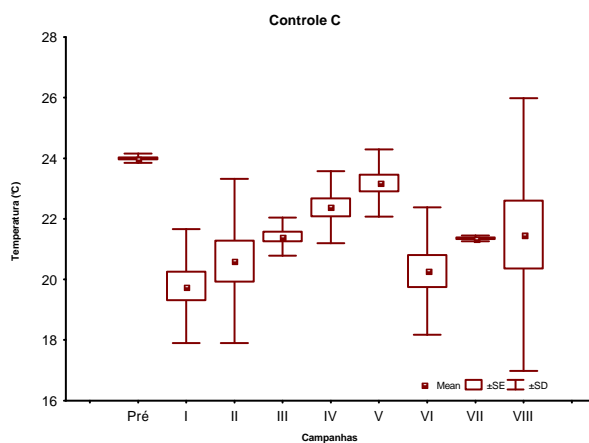
Nas três áreas de estudo, os valores de temperatura variaram de 17,5 a 27,8°C. Variações temporais significativas ocorreram apenas na área do recife RARO, com valores médios mais elevados no pré-monitoramento ($p < 0,001$) em relação às demais campanhas (Fig. 4). A salinidade média foi de 35 unidades padrão de salinidade (UPS) nas três áreas de estudo, sem diferenças significativas (Fig. 5). Teores de oxigênio dissolvido variaram de 1,2 a 9,0 mL/L^{-1} , com valores médios mais elevados ($p < 0,001$) no pré-monitoramento e na 8ª campanha (Fig. 6). Os teores médios de nitrito, nitrato, íon amônio e fosfato variaram, respectivamente, de 0,18 a 0,26 $\mu\text{mol/L}^{-1}$, 0,91 a 1,16 $\mu\text{mol/L}^{-1}$, 1,5 a 1,7 $\mu\text{mol/L}^{-1}$ e 0,36 a 0,46 $\mu\text{mol/L}^{-1}$ nas três áreas, com diferenças significativas entre o recife RARO e o controle B ($p < 0,05$) e entre os controles B e C ($p < 0,05$). Variações temporais significativas foram registradas no recife RARO com valores médios mais elevados ($p < 0,001$) de nitrito, íon amônio e fosfato no pré-monitoramento (Figs. 7, 8, 9 e 10).



Tukey HSD Temp. (°C) (RECIFE RARO)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	**	ns.	ns.	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	*	**	*		
VII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	
VIII	*	*	ns.	ns.	ns.	ns.	**	ns.

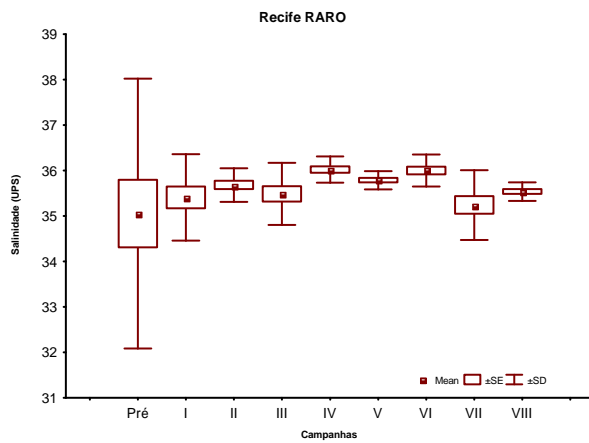


Tukey HSD Temp. (°C) (CONTROLE B)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	*	*	ns.	ns.				
V	ns.	**	**	**	**			
VI	**	ns.	**	ns.	**	**		
VII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	**	**	
VIII	ns.	**	ns.	*	ns.	*	**	ns.

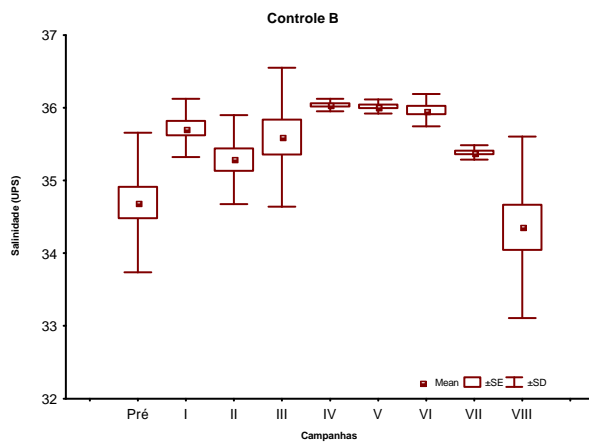


Tukey HSD Temp. (°C) (CONTROLE C)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	*	ns.	ns.					
IV	ns.	*	ns.	ns.				
V	ns.	**	*	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	*		
VII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

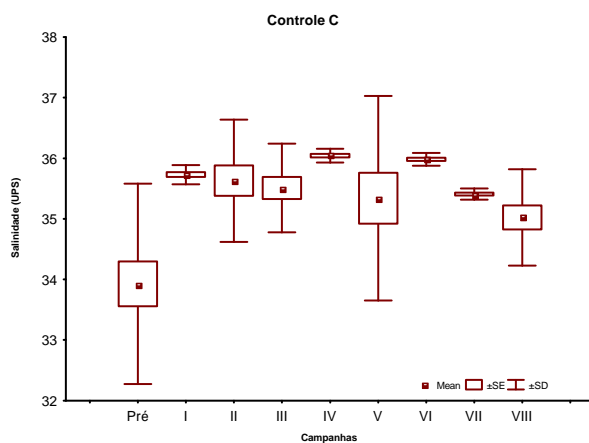
Figura 4. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) da temperatura ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, as diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



Tukey HSD Sal. (UPS) (RECIFE RARO)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

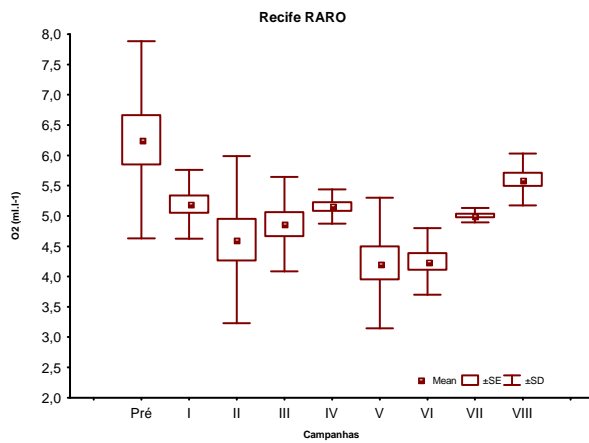


Tukey HSD Sal. (UPS) (CONTROLE B)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	ns.	ns.						
III	*	ns.	ns.					
IV	**	ns.	*	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	**	*	**	**	**	**	**

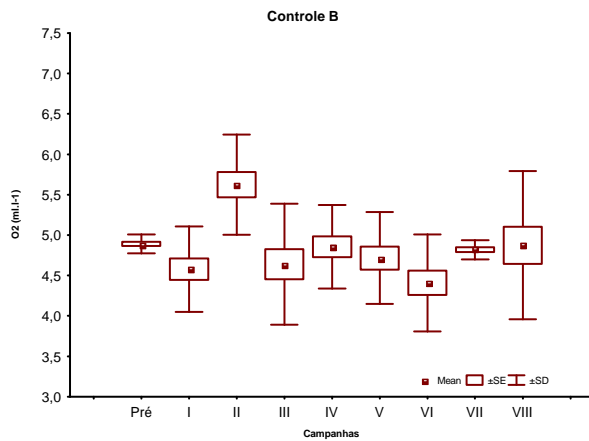


Tukey HSD Sal. (UPS) (CONTROLE C)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	**	ns.	ns.	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

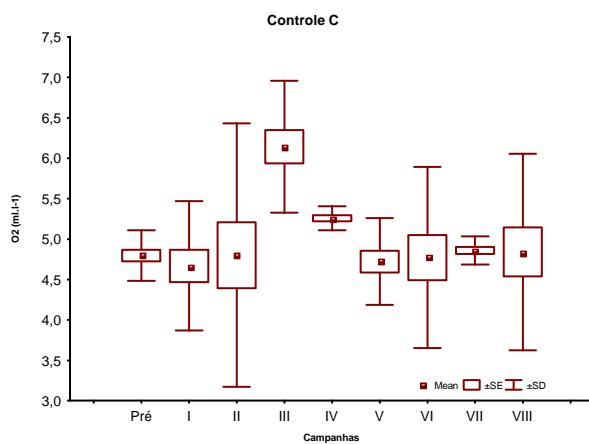
Figura 5. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) da salinidade ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, as diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



Tukey HSD O2 (mL/L ⁻¹) (RECIFE RARO)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	*							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	*	ns.	ns.	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	*	ns.	ns.	**	**	ns.

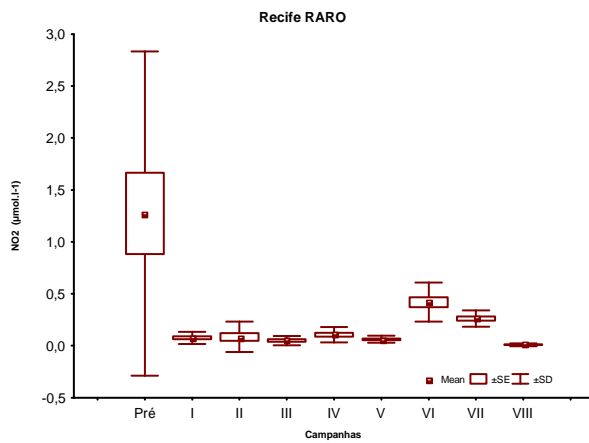


Tukey HSD O2 (mL/L ⁻¹) (CONTROLE B)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	*	**						
III	ns.	ns.	**					
IV	ns.	ns.	*	ns.				
V	ns.	ns.	**	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	**	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	*	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

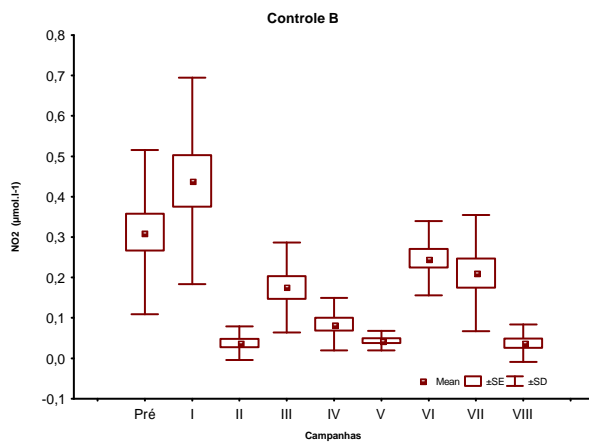


Tukey HSD O2 (mL/L ⁻¹) (CONTROLE C)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	**	**	**					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	**	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	**	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	**	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	**	ns.	ns.	ns.	ns.

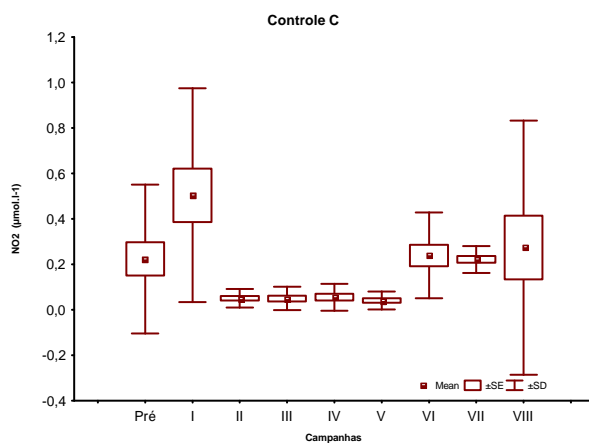
Figura 6. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de oxigênio dissolvido ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



Tukey HSD NO ₂ (µmol/L ⁻¹) (RECIFE RARO)							
	Pré	I	II	III	IV	V	VI VII
I	**						
II	**	ns.					
III	**	ns.	ns.				
IV	**	ns.	ns.	ns.			
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.		
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
VIII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns. ns.



Tukey HSD NO ₂ (µmol/L ⁻¹) (CONTROLE B)							
	Pré	I	II	III	IV	V	VI VII
I	ns.						
II	**	**					
III	ns.	**	ns.				
IV	**	**	ns.	ns.			
V	**	**	ns.	ns.	ns.		
VI	ns.	*	**	ns.	*	**	
VII	ns.	**	*	ns.	ns.	*	ns.
VIII	**	**	ns.	ns.	ns.	ns.	** *



Tukey HSD NO ₂ (µmol/L ⁻¹) (CONTROLE C)							
	Pré	I	II	III	IV	V	VI VII
I	ns.						
II	ns.	**					
III	ns.	**	ns.				
IV	ns.	**	ns.	ns.			
V	ns.	**	ns.	ns.	ns.		
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns. ns.

Figura 7. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de nitrito ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).

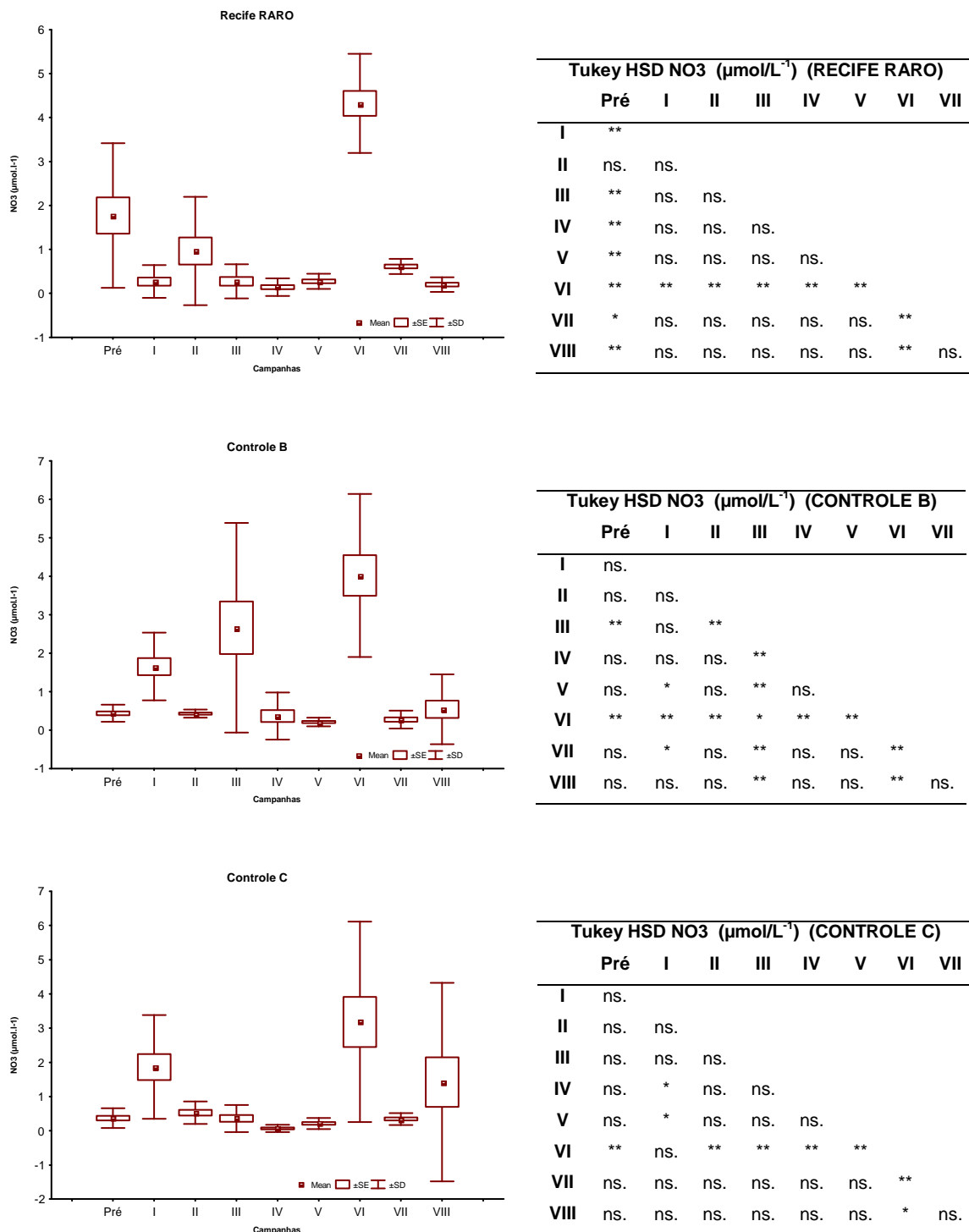
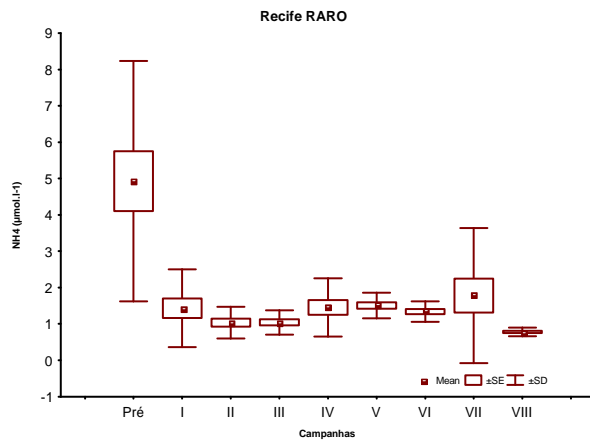
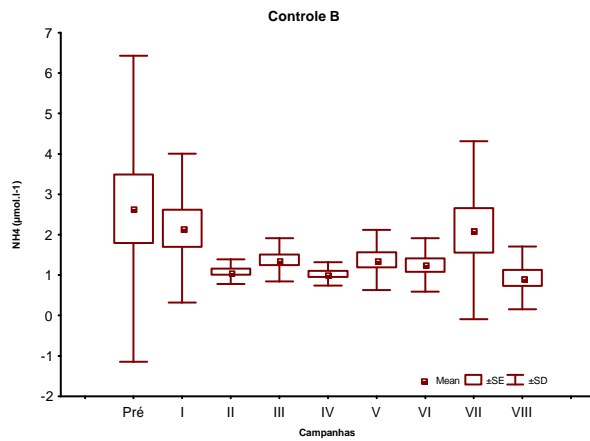


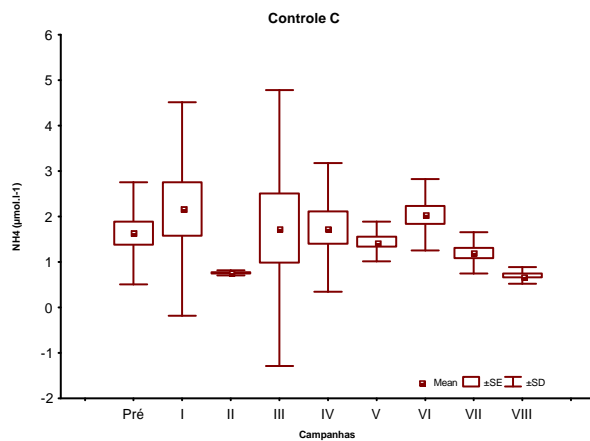
Figura 8. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de nitrato ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



Tukey HSD NH ₄ (µmol/L ⁻¹) (RECIFE RARO)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	**	ns.	ns.	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

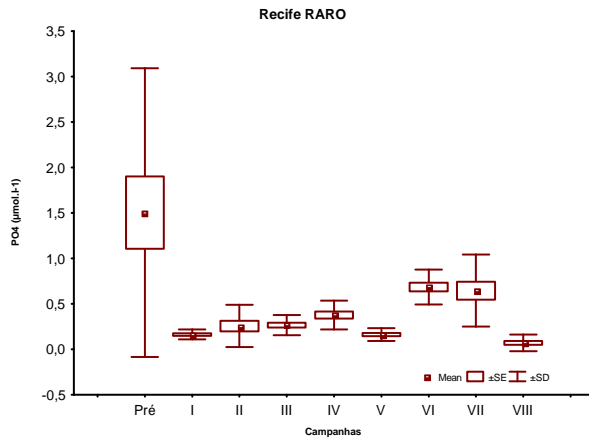


Tukey HSD NH ₄ (µmol/L ⁻¹) (CONTROLE B)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

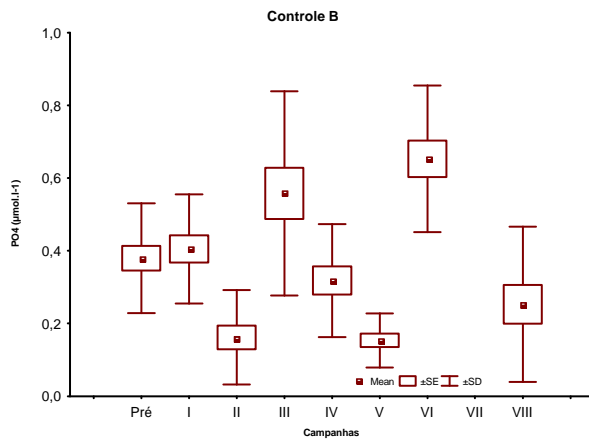


Tukey HSD NH ₄ (µmol/L ⁻¹) (CONTROLE C)								
	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

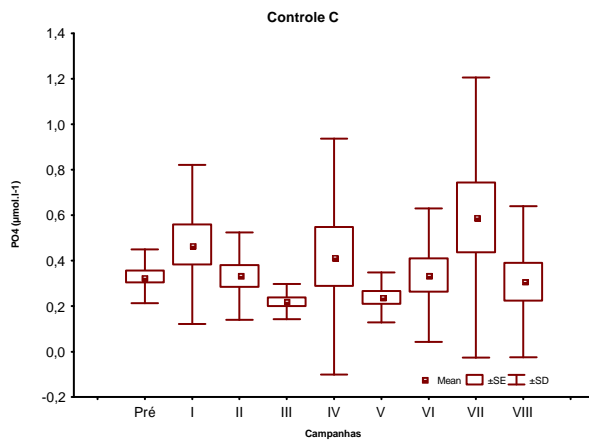
Figura 9. Valores médios erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores do íon amônio ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** $p < 0,001$).



	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	**							
II	**	ns.						
III	**	ns.	ns.					
IV	**	ns.	ns.	ns.				
V	**	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	**	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	*	ns.



	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	**					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	*	ns.	**	ns.			
VI	*	ns.	**	ns.	**	**		
VII	**	*	**	ns.	**	**	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	*	ns.	ns.	**	**



	Pré	I	II	III	IV	V	VI	VII
I	ns.							
II	ns.	ns.						
III	ns.	ns.	ns.					
IV	ns.	ns.	ns.	ns.				
V	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.			
VI	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.		
VII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	
VIII	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.	ns.

Figura 10. Valores médios, erro padrão (SE) e desvio padrão (SD) dos teores de fosfato ao longo da coluna d'água no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento. As tabelas adjacentes às figuras indicam, a partir do teste de *Tukey HSD*, quando houve diferenças significativas (* $p < 0,05$ e ** 0,001).

Na área do recife RARO, a classificação pelo diâmetro médio dos grãos revelou a presença de areia muito grossa, areia grossa, areia muito fina e silte fino. No controle B, a presença de areia muito grossa, areia grossa, areia média, areia muito fina silte médio e silte fino e no controle C predominaram a areia muito fina e silte médio. As amostras foram classificadas como; cascalho todo grão > 2,0 mm; de areia os grãos entre 0,062 e 2,0 mm e de lama os grãos < 0,062 mm.

A figura 11 apresenta a distribuição dos tipos de sedimentos superficiais de acordo com o diâmetro médio dos grãos nas áreas do recife RARO e áreas controles B e C a partir das médias das 135 amostras coletadas no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento.

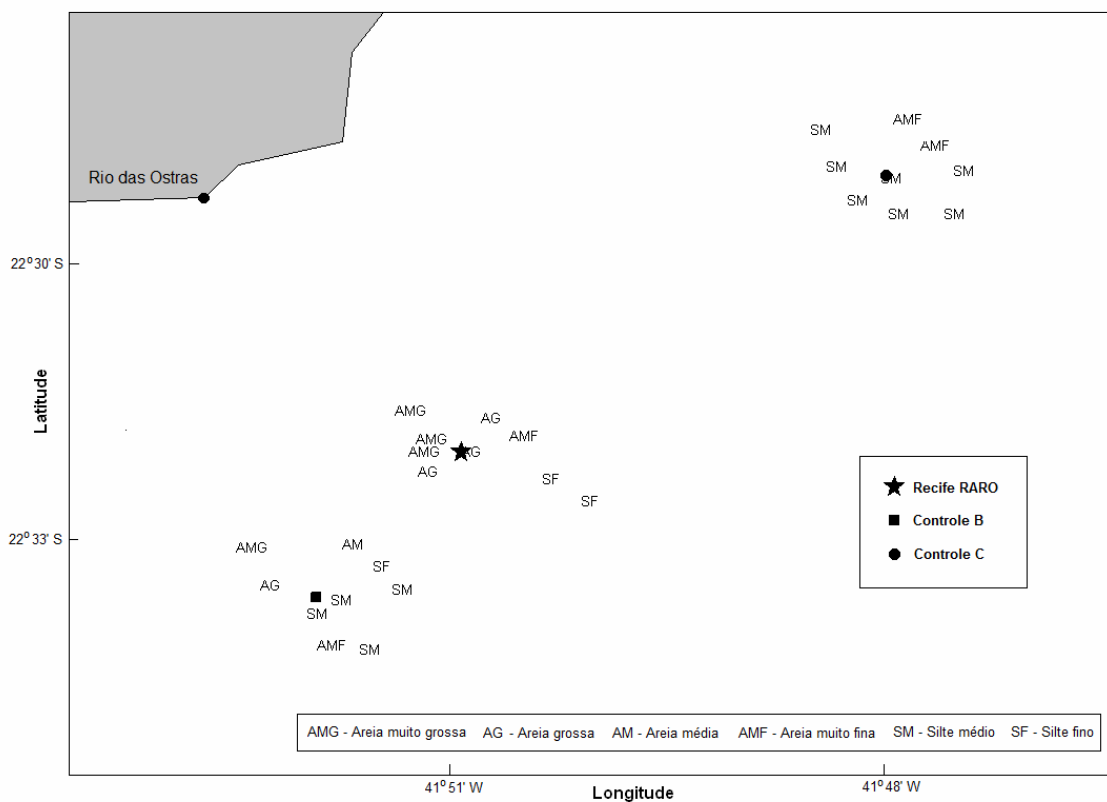


Figura 11. Distribuição dos tipos de sedimentos superficiais de acordo com o diâmetro médio dos grãos nas áreas do recife RARO e áreas controles B e C a partir das médias das 135 amostras coletadas no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento.

3.2. Caracterização da ictiofauna

Na área do recife RARO foram capturados 3.813 exemplares totalizando 319 kg de peixes ao longo do estudo. A ictiofauna foi composta por 55 espécies pertencentes a 48 gêneros e 30 famílias, sendo 07 espécies (13%) exclusivas dessa área. Quanto à posição na coluna d'água, 30 espécies eram demersais (55%), 11 pelágicas (20%), 07 bento-pelágicas (13%) e 07 bentônicas (13%). As espécies *Peprilus paru*, *Porichthys porosissimus* e *Trichiurus lepturus* (100%), *Ctenosciaena gracilicirrhus* e *Paralonchurus brasiliensis* (89%) e *Stephanolepis hispidus* (78%) foram as mais freqüentes na área do recife RARO (F.O.>70%) (Tabela II). No controle B foram capturados 2.929 exemplares totalizando 287 kg de peixes ao longo de estudo. A ictiofauna foi composta por 59 espécies pertencentes a 52 gêneros e 33 famílias, sendo 14 espécies (24%) exclusivas dessa área. Quanto à posição na coluna d'água, 30 espécies apresentaram hábitos demersais (51%), seguidas por 11 pelágicas (19%), 10 bento-pelágicas (17%) e oito bentônicas (14%). As espécies mais freqüentes (F.O.>70%) foram *Porichthys porosissimus* e *Trichiurus lepturus* (89%), *Peprilus paru* e *Paralonchurus brasiliensis* (78%) (Tabela II). No controle C foram capturados 2.439 exemplares totalizando 245 kg de peixes, ao longo do estudo. A ictiofauna foi composta por 51 espécies pertencentes a 44 gêneros e 26 famílias, sendo 11 espécies (21%) exclusivas dessa área. Quanto à posição na coluna d'água, 29 espécies apresentaram hábitos demersais (57 %), seguidas por 11 pelágicas (21%), seis bento-pelágicas (12%), e cinco bentônicas (10%). As espécies mais freqüentes (F.O.>70%) foram *Porichthys porosissimus* e *Paralonchurus brasiliensis* (100%), *Trichiurus lepturus* (89%), *Stephanolepis hispidus*, *Chilomycterus spinosus*, *Ophichthus gomesii* e *Pellona harroweri* (78 %) (Tab. II).

Tabela II. Lista de espécies capturadas com a sigla correspondente e de acordo com as classes (Chondrichthyes e Osteichthyes), as famílias e os respectivos nomes vulgares. Posição na coluna d'água (PCD) (D = demersal, BP = bento-pelágico, P = pelágico, B = bentônico) e frequência de ocorrência (FO %) por área (recife Orion, B e C = controles) e total. Famílias em ordem evolutiva e espécies em ordem alfabética.

Chondrichthyes Família	Espécie	Sigla	Nome vulgar	PCD	FO% RARO	FO% B	FO% C	FO% Total
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Rhpo	cação-frango	D	44	33	56	44
Rhinobatidae	<i>Rhinobatus horkelii</i>	Rrho	cação-viola	D	22	0	11	11
Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	Zabr	viola-cara-curta	D	11	0	0	4
Squatinae	<i>Squatina argentina</i>	Sqar	cação-anjo	D	11	11	0	7
Rajidae	<i>Psammobatis extenta</i>	Psex	raia-mirim	D	22	0	11	11
Rajidae	<i>Psammobatis rutrum</i>	Psru	raia	D	22	11	11	15
Rajidae	<i>Rioraja agassizi</i>	Riag	raia-santa	D	22	0	33	19
Dasyatidae	<i>Dasyatis sayi</i>	Dasa	raia-manteiga	D	0	11	0	4
Dasyatidae	<i>Dasyatis violacea</i>	Davi	raia	D	0	11	0	4
Myliobatidae	<i>Myliobatis freminvillii</i>	Myfr	raia -sapo	BP	0	11	0	4
Myliobatidae	<i>Rhinoptera bonasus</i>	Rhbo	ticonha	BP	0	11	0	4
Osteichthyes								
Família								
Muraenidae	<i>Gymnothorax ocellatus</i>	Gyoc	moréia- pintada	B	0	11	11	7
Congridae	<i>Ariosoma opisthophthalmus</i>	Arop	congro	D	0	11	0	4
Congridae	<i>Conger orbiniatus</i>	Coor	congro	D	22	0	0	7
Congridae	<i>Conger triporiceps</i>	Cotr	congro	D	11	11	11	11
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	Opgo	cobra-do-mar	D	22	56	78	52
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	Peha	sardinha	P	33	44	78	52
Clupeidae	<i>Chirocentron bleekermani</i>	Chbl	sardinha-dentuça	P	44	22	44	37
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	Hacl	sardinha-cascuda	P	11	22	33	22
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>	Odmu	sardinha-vidro	P	33	11	11	19
Clupeidae	<i>Sardinella janeiro</i>	Saja	sardinha-verdadeira	P	0	0	11	4
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i>	Geba	bagre-branco	D	11	11	0	7
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	Gege	bagre-urutu	D	11	11	0	7
Phycidae	<i>Urophycis brasiliensis</i>	Urbr	abrótea	D	22	22	11	19
Ophidiidae	<i>Raneya fluminensis</i>	Rafl	congrinho	D	0	11	0	4
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>	Popo	mamangá-liso	D	100	89	100	96
Lophiidae	<i>Lophius gastrophysus</i>	Loga	peixe-sapo	B	11	0	0	4
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Ogve	peixe-morcego	B	11	22	0	11
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	Prpu	cabrinha	D	44	33	33	37
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Davo	coió	B	33	22	22	26
Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i>	Difo	michole-de-areia	BP	11	0	0	4
Serranidae	<i>Dules auriga</i>	Duau	mariquita	BP	56	22	22	33
Serranidae	<i>Mycteroperca acutirostris</i>	Myac	badejo-mira	D	0	11	0	4
Echeneididae	<i>Echeneis naucrates</i>	Ecna	rêmora	P	11	11	22	15
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chch	palombeta	P	33	22	22	26
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	Olsa	guaivira	P	11	0	22	11
Carangidae	<i>Parona signata</i>	Pasi	viuva	P	0	0	11	4
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i>	Sese	peixe-galo	P	22	22	44	30

continua...

Tab. II. Continuação

Carangidae	<i>Selene vomer</i>	Sevo	galo-de-penacho	P	11	11	0	7
Carangidae	<i>Trachurus lathami</i>	Trla	xixarro	P	11	11	11	11
Carangidae	<i>Uraspis secunda</i>	Urse	cara-de-gato	P	0	11	0	4
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i>	Diau	carapeba	BP	0	11	0	4
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	Dirh	carapeba	BP	0	0	11	4
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i>	Ansu	sargo-de-beiço	D	0	11	0	4
Haemulidae	<i>Boridia grossidens</i>	Bogr	corcoroca-sargo	D	0	0	11	4
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	Cono	roncador	BP	44	56	33	44
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i>	Orru	corcoroca	D	22	22	56	33
Haemulidae	<i>Pomadasys crocro</i>	Pocr	corcoroca	D	11	0	0	4
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Ctgr	castanhota	D	89	67	56	70
Sciaenidae	<i>Cynoscion guatucupa</i>	Cygu	maria-mole	D	33	33	44	37
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Cyja	goete	D	22	22	44	30
Sciaenidae	<i>Cynoscion leiarchus</i>	Cyle	pescada-branca	D	0	0	11	4
Sciaenidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Cymi	pescada-dentão	D	33	22	33	30
Sciaenidae	<i>Cynoscion virescens</i>	Cyvi	pescada-cambucu	D	0	0	11	4
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Ispa	pescadinha	D	11	11	22	15
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	Labr	oveva	D	11	22	22	19
Sciaenidae	<i>Macrodon ancylodon</i>	Maan	pescada-foguete	D	0	0	11	4
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	Meam	papa-terra	D	11	0	0	4
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	Mifu	corvina	D	44	56	67	56
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Pabr	maria-luisa	D	89	78	100	89
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	Stbr	cangoá	D	11	11	0	7
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	Stra	cangoá	D	33	56	67	52
Sciaenidae	<i>Umbrina canosai</i>	Umca	castanha	D	0	0	11	4
Sciaenidae	<i>Umbrina coroides</i>	Umco	castanha-riscada	D	0	11	0	4
Scombridae	<i>Auxis thazard</i>	Auth	bonito-cachorro	P	0	11	0	4
Scombridae	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Scbr	sororoca	P	11	0	0	4
Scorpaenidae	<i>Scorpaena isthmensis</i>	Scis	peixe-escorpião	D	0	0	11	4
Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>	Povi	parati-barbudo	D	0	0	11	4
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	Trle	espada	BP	100	89	89	93
Stromateidae	<i>Pepilus paru</i>	Pepa	gordinho	BP	100	78	67	81
Paralichthyidae	<i>Etropus longimanus</i>	Etlo	linguado	B	22	11	0	11
Paralichthyidae	<i>Paralichthys patagonicus</i>	Papat	linguado	B	0	11	0	4
Achiridae	<i>Gymnachirus nudus</i>	Gynu	linguado-zebra	B	11	33	0	15
Cynoglossidae	<i>Symphurus diomedianus</i>	Sydi	língua-de-mulata	B	0	0	11	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus jenynsi</i>	Syje	língua-de-mulata	B	22	22	33	26
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	Syte	língua-de-mulata	B	33	44	33	37
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	Baca	peixe-porco	BP	11	11	0	7
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	Sthi	peixe-porco	D	78	67	78	74
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Lalae	baiacu	BP	44	33	67	48
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>	Lala	baiacu	BP	0	22	0	7
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i>	Chsp	baiacu-de-espinho	D	67	67	78	70
Nº. Total de espécies					55	59	51	81

3.3. Abundância relativa

No recife RARO, o número de indivíduos capturados foi mais elevado na terceira e na quarta campanhas pós-assentamento (N=1.665 e 738, respectivamente), correspondendo a 105 e 32 kg, respectivamente. As espécies que contribuíram com mais de 70% das capturas em número foram *Stephanolepis hispidus* (N=1.666), *Porichthys porosissimus* (657), *Trichiurus lepturus* (N=284) e *Paralonchurus brasiliensis* (N=211), correspondendo a 68% da biomassa total na área. As espécies que mais contribuíram em peso foram *T. lepturus* (38%), *P. porosissimus* (13%), *S. hispidus* (13%) e *Lagocephalus laevigatus* (10%). Não foi observado nenhum padrão temporal na distribuição do número de indivíduos capturados na área do recife RARO (Fig. 12).

No controle B, o número de exemplares capturados foi mais elevado na segunda e na sexta campanhas pós-assentamento (N=886 e 442, respectivamente), correspondendo a 37 e 32 kg, respectivamente. As espécies que contribuíram com mais de 70% das capturas em número foram *Porichthys porosissimus* (817), *Stephanolepis hispidus* (N=611), *Paralonchurus brasiliensis* (N=267), *Trichiurus lepturus* (N=23) e *Stellifer rastrifer* (N=166) correspondendo a 55% da biomassa total na área. As espécies que mais contribuíram em peso foram *T. lepturus* (28%), *P. porosissimus* (16%) e *Dasyatis sayi* (12%) (Fig. 12).

No controle C, o número de exemplares capturados foi mais elevado na segunda e na terceira campanhas pós-assentamento (N=731 e 342), correspondendo a 52 e 26 kg, respectivamente. As espécies que contribuíram com mais de 70% das capturas em número foram *Porichthys porosissimus* (658), *Paralonchurus brasiliensis* (N=337), *Stephanolepis hispidus* (N=287), *Trichiurus lepturus* (N=243) e *Stellifer rastrifer* (N=197) correspondendo a 61% da biomassa total na área. As espécies que mais contribuíram em peso foram *T. lepturus* (34%), *Lagocephalus laevigatus* e *P. porosissimus* (16%) (Fig. 12).

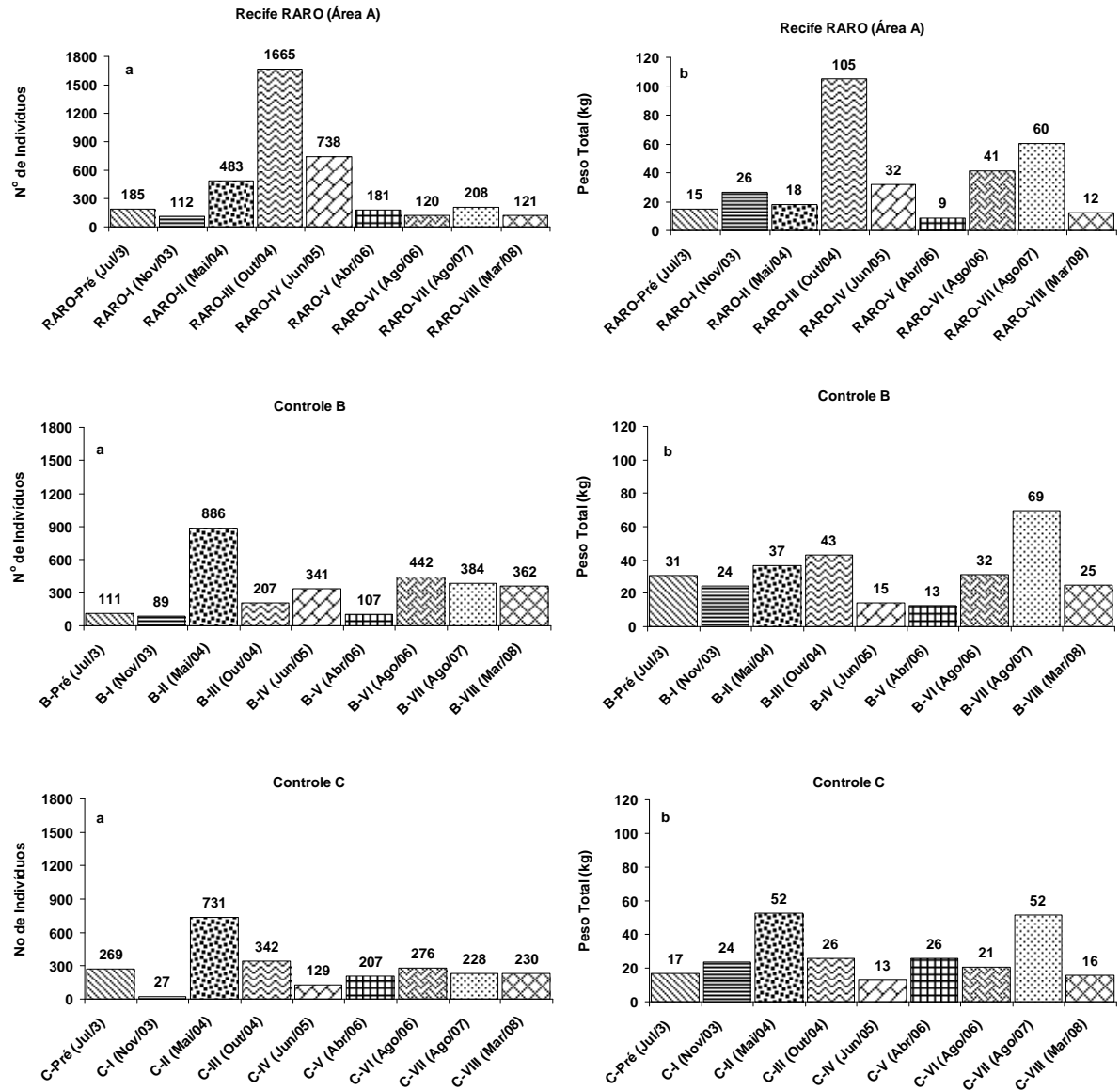


Figura 12. Distribuição das capturas em número de indivíduos (a) e em peso total (b) no recife RARO (Área A), controles B e C ao longo das nove campanhas de monitoramento (01 pré-assentamento e 08 pós).

3.4. Relação comprimento vs. peso

As relações comprimento-peso expressas pela equação $Pt = aCt^b$ e os valores de b , r e de k foram apresentados para as quatro espécies mais abundantes na área do recife RARO (área A) e nas áreas controles B e C (Figs 13a, b, c, d). Não foram observadas variações significativas ($p > 0,05$) das espécies em relação às áreas. *Stephanolepis hispidus* apresentou valores de $b = 2,2$ e $r^2 = 0,74$ no recife RARO e superiores em ambas as áreas controle: $b = 2,7$ e $r^2 = 0,91$ (área B) e $b = 3,0$ e $r^2 = 0,912$ (área C) (Fig. 13a). *Porichthys porosissimus* apresentou valores de $b = 3,0$ e $r^2 = 0,87$ no recife RARO. No controle B, apresentou valores de $b = 2,7$ e $r^2 = 0,61$ enquanto no controle C foram de: $b = 3,1$ e $r^2 = 0,83$ (Fig. 13b). *Trichiurus lepturus* apresentou valores de $b = 3,0$ e $r^2 = 0,92$ no recife RARO e superiores em ambas as áreas controle: $b = 3,3$ e $r^2 = 0,98$ (área B) e $b = 3,3$ e $r^2 = 0,97$ (área C) (Fig. 13c). *Paralonchurus brasiliensis* apresentou valores de $b = 3,2$ e $r^2 = 0,94$ no recife RARO, e de $b = 2,9$ e $r^2 = 0,85$ no controle B e de $b = 3,5$ e $r^2 = 0,95$ no C (Fig. 13d). Os valores de k para as quatro espécies foram muito próximos a 1,0 nas áreas do recife RARO e no controle B, sendo mais elevados para as quatro espécies ($k = 2,7$) na área controle C.

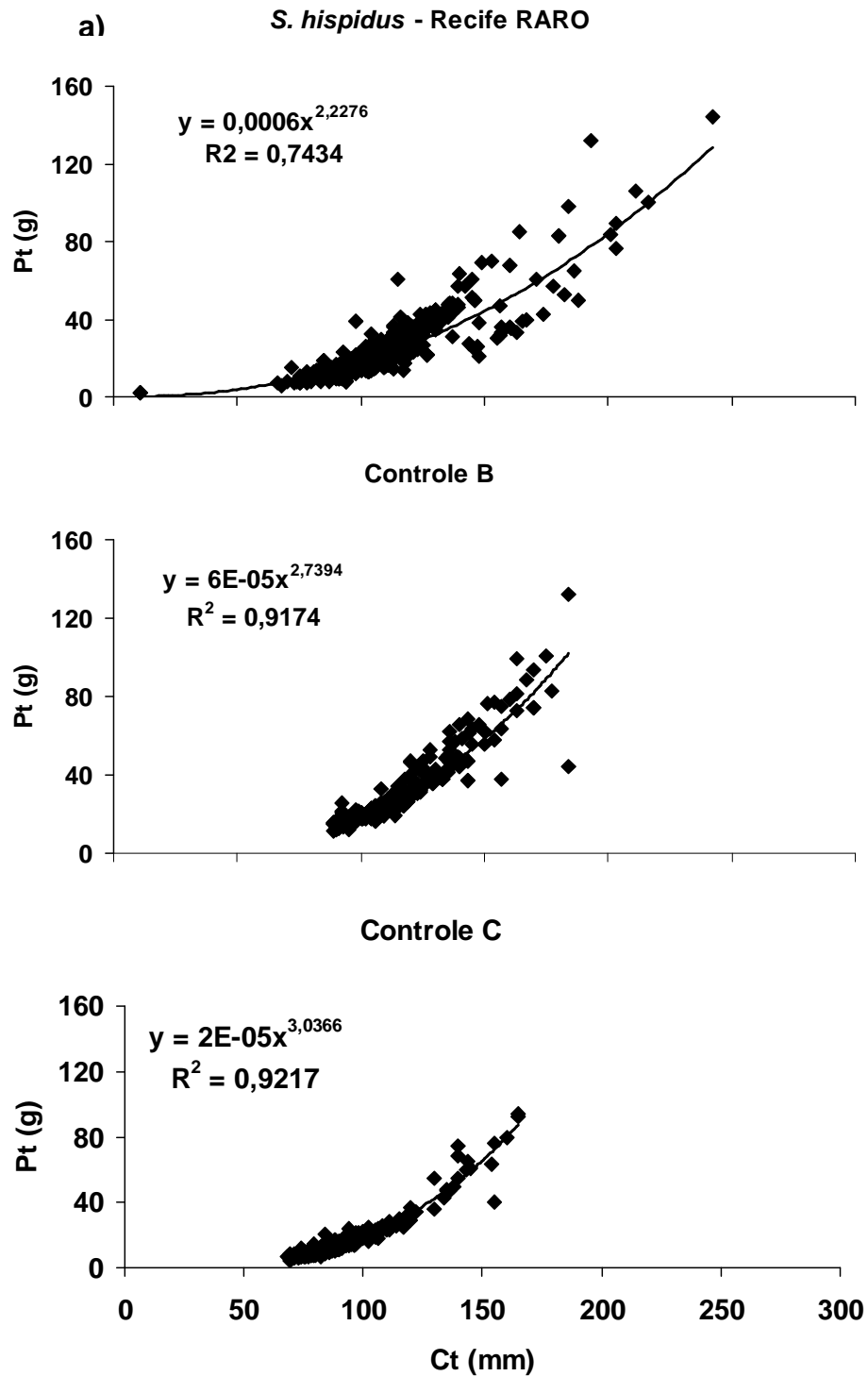


Figura 13a. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Stephanolepis hispidus* na área do recife RARO e nos controles B e C.

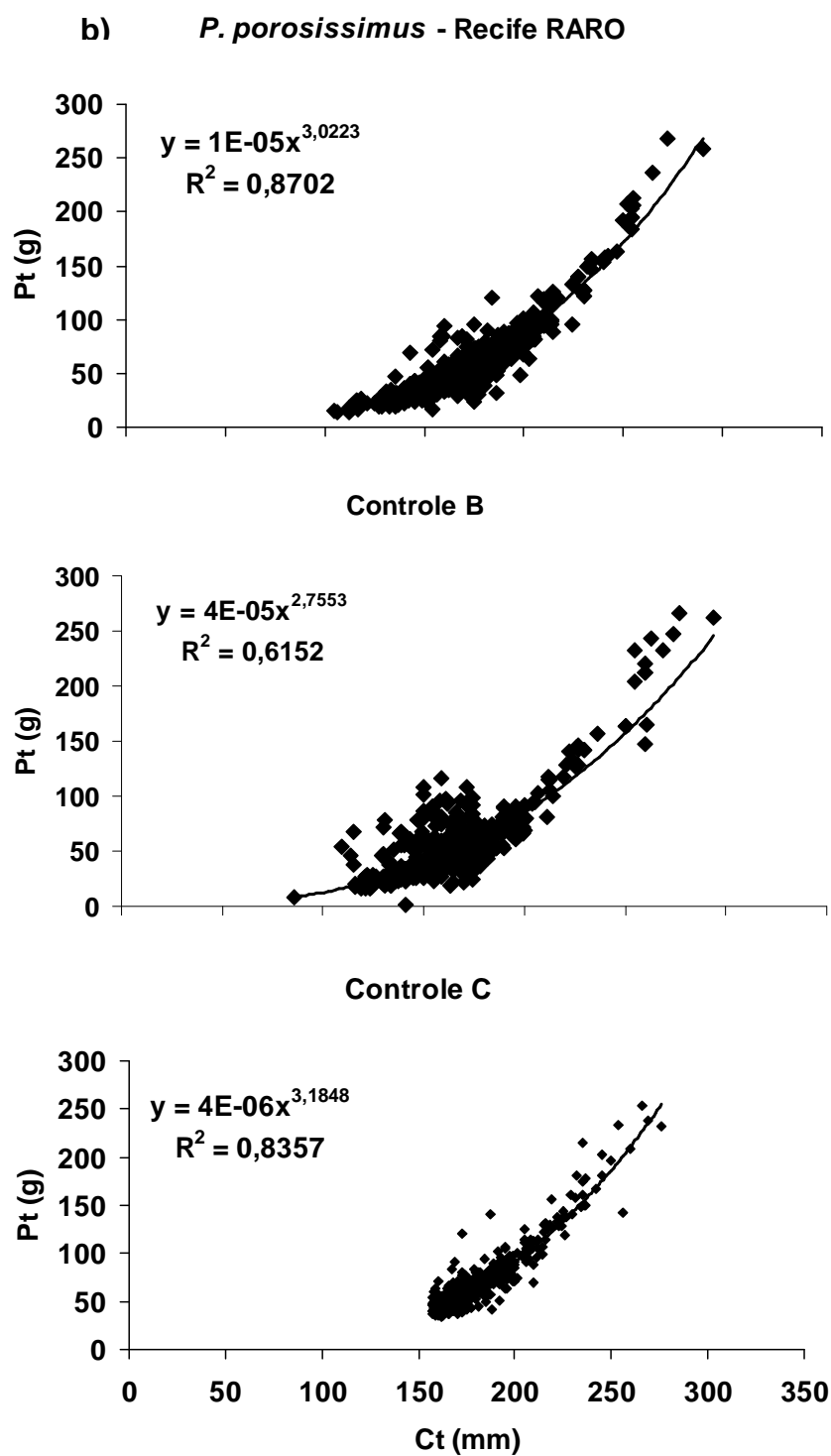


Figura 13b. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Porichthys porosissimus* na área do recife RARO e nos controles B e C.

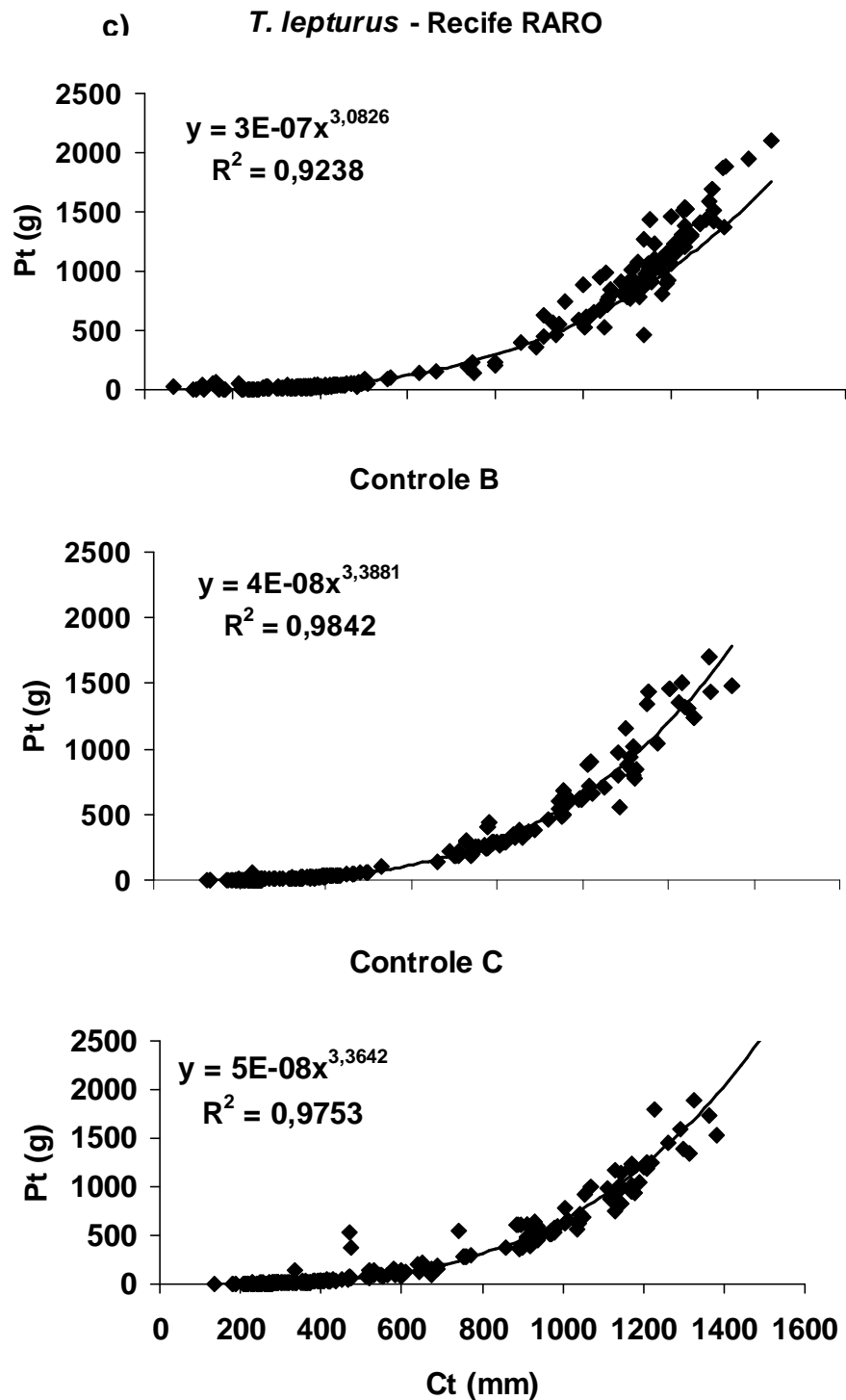


Figura 13c. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Trichiurus lepturus* na área do recife RARO e nos controles B e C.

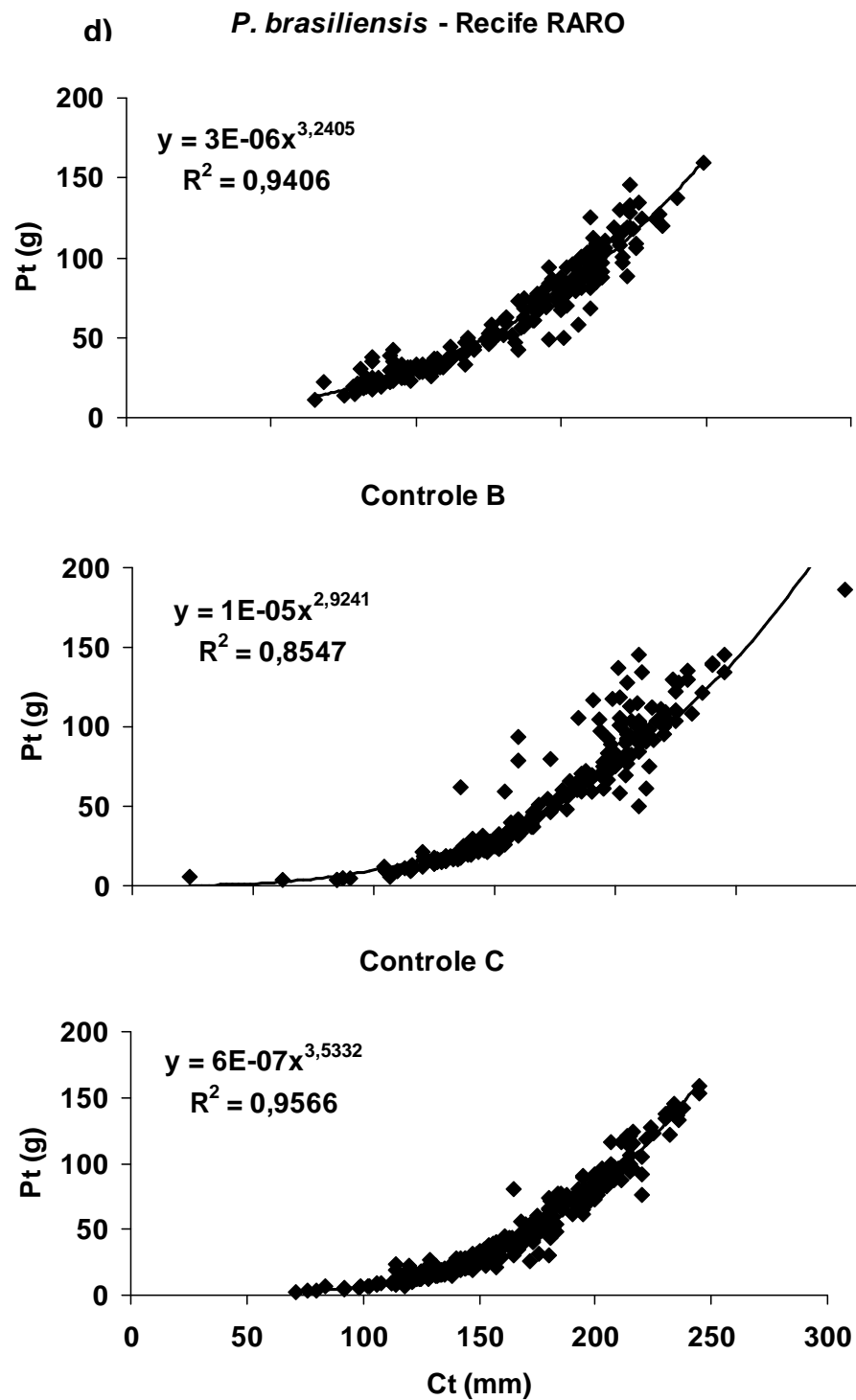


Figura 13d. Relações comprimento total (Ct = mm) vs. peso total (Pt = g) de *Paralonchurus brasiliensis* na área do recife RARO e nos controles B e C.

3.5. Capturas por unidade de esforço (CPUE) por apetrecho de pesca

A figura 14 apresenta os valores das capturas em peso para cada arte de pesca nas três áreas de estudo (recife RARO, controle B e controle C), durante o pré-monitoramento e nas oito campanhas pós-assentamento. Com a armadilha circular, os maiores valores de CPUE (30,8 e 29,3 g/ac/h) foram obtidos no controle C durante a campanha de pré-monitoramento e no recife RARO na campanha IV, respectivamente. O controle B apresentou os valores mais baixos dentre as três áreas, inferiores a 11 g/ac/h.

Com a armadilha retangular, o maior valor de CPUE foi obtido no controle C (316 g/ar/h) durante a campanha VII, seguido da campanha de pré-monitoramento (154 g/ar/h, 157 g/ar/h e 146 g/ar/h) nas áreas do recife RARO, e controles B e C, respectivamente. Nas demais campanhas a CPUE foi inferior a 120 g/ar/h nas três áreas de estudo.

Com o espinhel de meia água, os maiores valores foram obtidos no recife RARO (84 g/anzol/h e 108 g/anzol/h) durante as campanhas VI e VII, respectivamente. No controle B a maior captura (79 g/anzol/h) ocorreu na III campanha enquanto no controle C os valores mais elevados (60 g/anzol/h e 75 g/anzol/h) ocorreram nas campanhas II e VII, respectivamente. Nas demais campanhas a CPUE foi inferior a 46 g/ar/h nas três áreas de estudo.

Com o espinhel vertical, os maiores valores de CPUE foram obtidos no recife RARO (126 g/anzol/h) durante a III campanha e no controle B durante o pré-monitoramento (108 g/anzol/h) e a campanha VII (194 g/anzol/h) de monitoramento. Nas demais campanhas foi inferior a 23 g/anzol/h.

Com a rede de espera, os maiores valores de CPUE foram obtidos no recife RARO (1,2 g/m²/h) e no controle B (1,8 g/m²/h) durante a campanha VII. Nas demais campanhas os valores foram inferiores a 1 g/m²/h.

Com a rede de arrasto, os valores de CPUE mais elevados ocorreram no recife RARO (66.307 g/0,008km²/30min) em relação aos controles B (27.243 g/0,008km²/30min) e C (23.850 g/0,008km²/30min). Nas demais campanhas, os valores foram inferiores a 21.923 g/0,008km²/30min nas três áreas.

Não foram registradas diferenças espaciais significativas ($p > 0,05$) para a CPUE, considerando cada apetrecho de pesca.

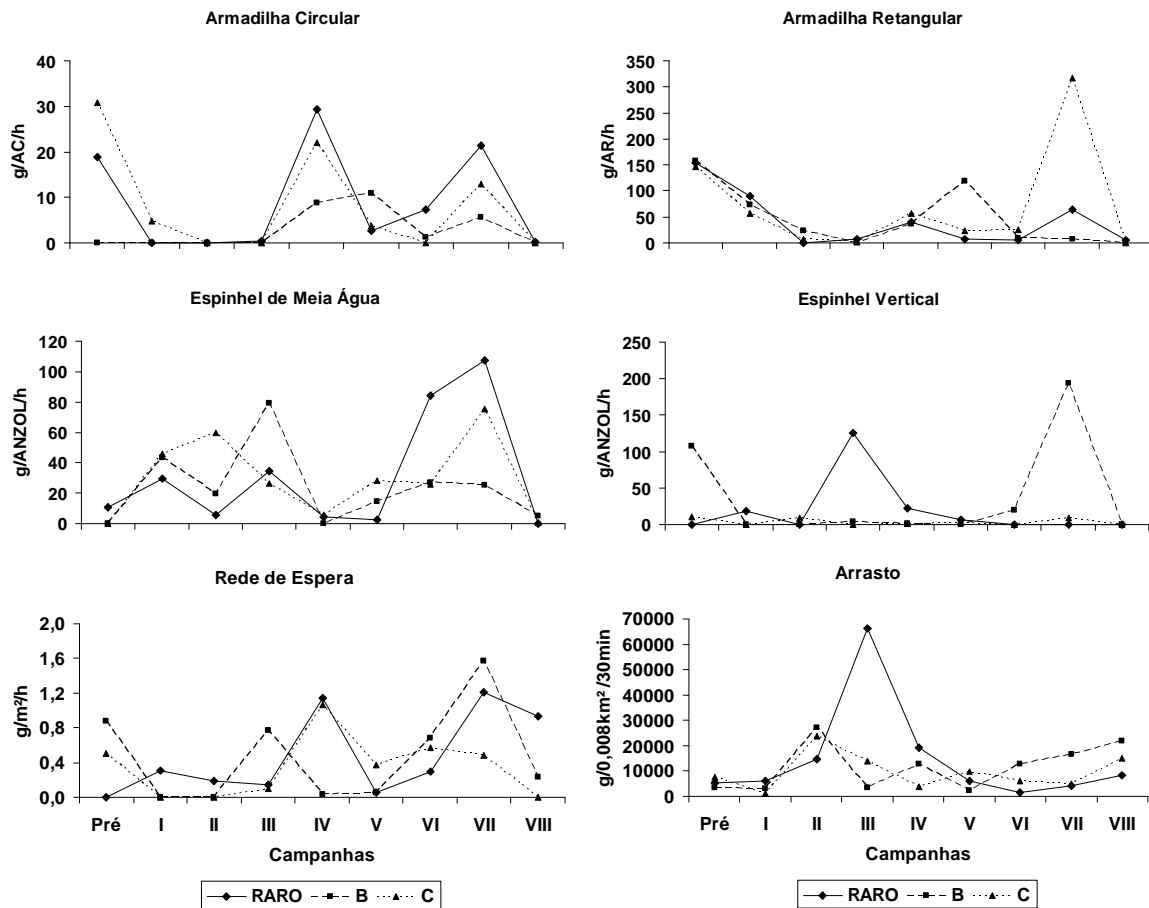


Figura 14. Capturas por unidade de esforço (CPUEs) nas três áreas de estudo (recife RARO, controle B e controle C) durante o pré-monitoramento (Jul/03) e as oito campanhas pós-assentamento; I (Nov/03), II (Mai/04), III (Out/04), IV (Jun/05), V (Abr/06), VI (Ago/06), VII (Ago/07) e VIII (Mar/08) de acordo com as artes de pesca.

3.6. Indicadores de estrutura de comunidade

Os valores do índice de riqueza de Margalef no recife RARO variaram de 1,91 na campanha II a 3,85 na campanha V. No controle B variaram de 1,13 na campanha III a 4,37 na campanha VII e no controle C de 2,12 na campanha I a 4,53 na campanha IV (Fig. 15a). Os valores médios de riqueza foram mais elevados no controle C ($\bar{X}=3,2$) do que no recife RARO ($\bar{X}=2,86$) e na área controle B ($\bar{X}=2,76$).

Os valores de diversidade de Shannon foram em geral similares nas três áreas, com variações entre 0,60 e 0,97 no RARO, 0,40 e 1,03 no controle B, e 0,65 e 1,09 no controle C. Destaca-se uma queda durante as campanhas II (C) e VI (A e B) (Fig. 15b), Os valores médios de diversidade foram mais elevados no controle C ($\bar{X}=0,86$) do que no recife RARO ($\bar{X}=0,77$) e no controle B ($\bar{X}=0,76$).

Os valores de dominância de Simpson foram em geral similares nas três áreas, com variações entre 0,16 e 0,63 no RARO, 0,13 e 0,50 no controle B, e 0,12 e 0,38 no controle C (Fig. 15c). Os valores médios de dominância foram mais elevados nas áreas do recife RARO e no controle B ($\bar{X}=0,28$) do que no controle C ($\bar{X}=0,22$).

Não foram observadas diferenças significativas ($p>0,05$) para os índices de riqueza, diversidade e dominância entre as áreas.

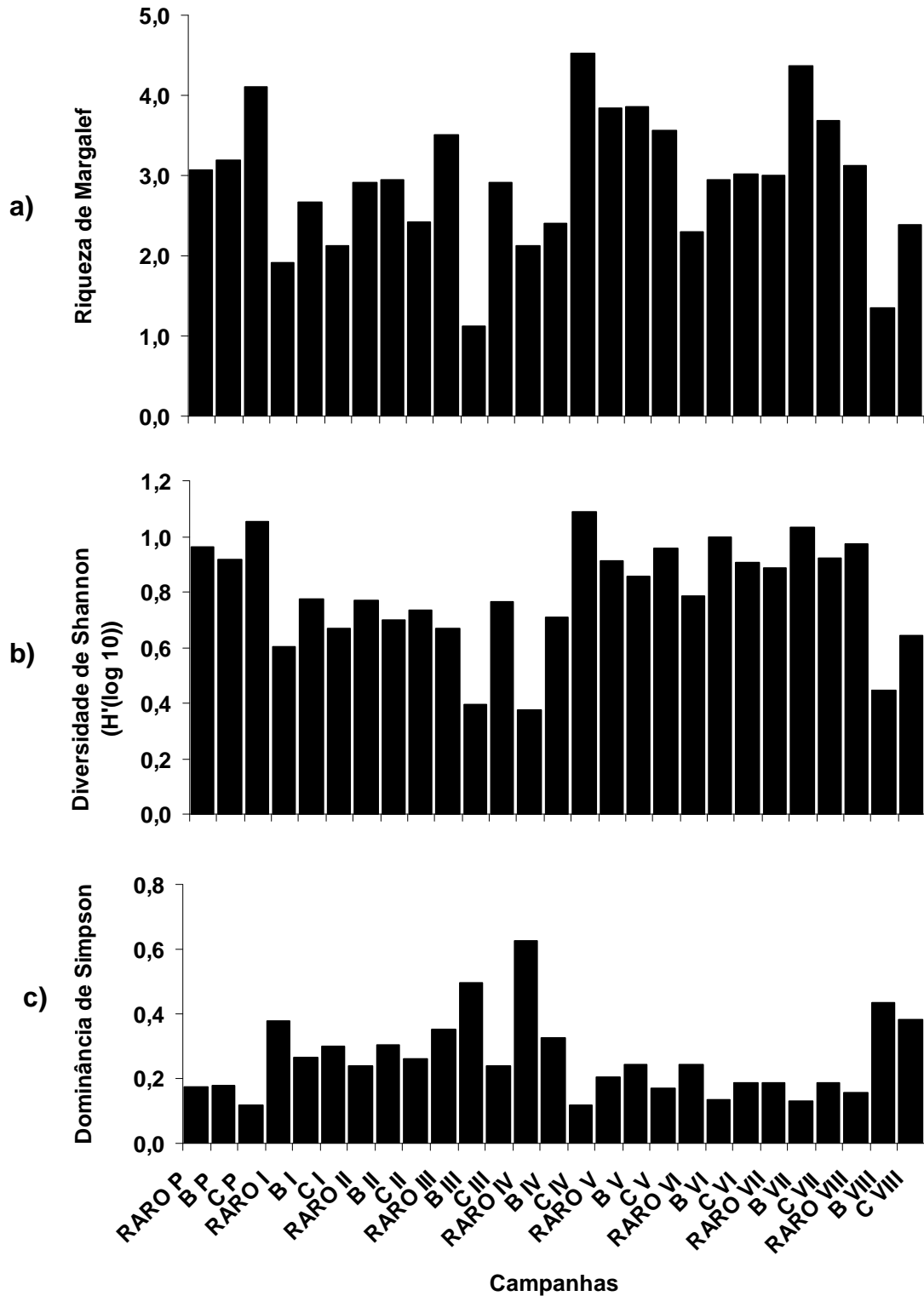


Figura 15. Distribuição dos índices de riqueza de Margalef (a), diversidade de Shannon (b) e dominância de Simpson (c) no recife RARO, controles B e C no pré-monitoramento (Jul/03) e ao longo das oito campanhas pós-assentamento; I (Nov/03), II (Mai/04), III (Out/04), IV (Jun/05), V (Abr/06), VI (Ago/06), VII (Ago/07) e VIII (Mar/08).

3.7. Análise comparativa

O dendrograma resultante do agrupamento das nove campanhas (uma pré e oito pós-assentamento) nas três áreas de estudo, das 25 espécies mais abundantes que ocorreram em número igual ou superior a 10 exemplares, em pelo menos uma das áreas durante as campanhas e mais frequentes (F.O.>65%), revelou a formação de dois grupos principais. Não foi observado um padrão na formação dos grupos tanto em relação às áreas (espacial) quanto em relação às campanhas (temporal). O Grupo 1 reuniu as campanhas de pré-monitoramento e a campanha VI do recife RARO, as campanhas I, III, VI e VII do controle B e as campanhas de pré-monitoramento, IV, VI e VII do controle C. O Grupo 2 reuniu as campanhas II, III, IV, VII e VIII do recife RARO, as campanhas II, IV e V do controle B e as campanhas II, III V e VIII do controle C (Fig. 16).

A separação das campanhas e áreas de estudo na ordenação MDS correspondeu, em parte, ao padrão gerado pela análise de agrupamento (Fig. 16). As campanhas foram agrupadas na plotagem das duas primeiras dimensões com um stress de 0,2.

Em síntese, as análises supracitadas demonstraram uma baixa similaridade faunística entre as diferentes campanhas na área do recife RARO (área A) e em relação às duas outras áreas (B e C).

A análise de similaridade (ANOSIM) não evidenciou uma diferença significativa ($P=0,1\%$) entre os Grupos 1 e 2 formados a partir da análise de agrupamento das campanhas e áreas e resultou em um $R=0,463$. A análise SIMPER definiu as espécies que mais contribuíram para a similaridade dentro e entre os grupos formados na análise de agrupamento (Tabela III). O Grupo 1 apresentou uma similaridade de 49%, tendo a espécie *Trichiurus lepturus* como responsável por cerca de 30% deste valor. O Grupo 2 apresentou uma similaridade de 51% e os principais contribuidores para tal grupo foram *Stephanolepis hispidus* (21%), *Porichthys porosissimus* (21%) e *Paralonchurus brasiliensis* (15%).

A dissimilaridade entre os dois grupos principais foi de 60% e as espécies que mais contribuíram para tal diferença foram *Stephanolepis hispidus* (15%) e *Porichthys porosissimus* (13%) (Tab. III).

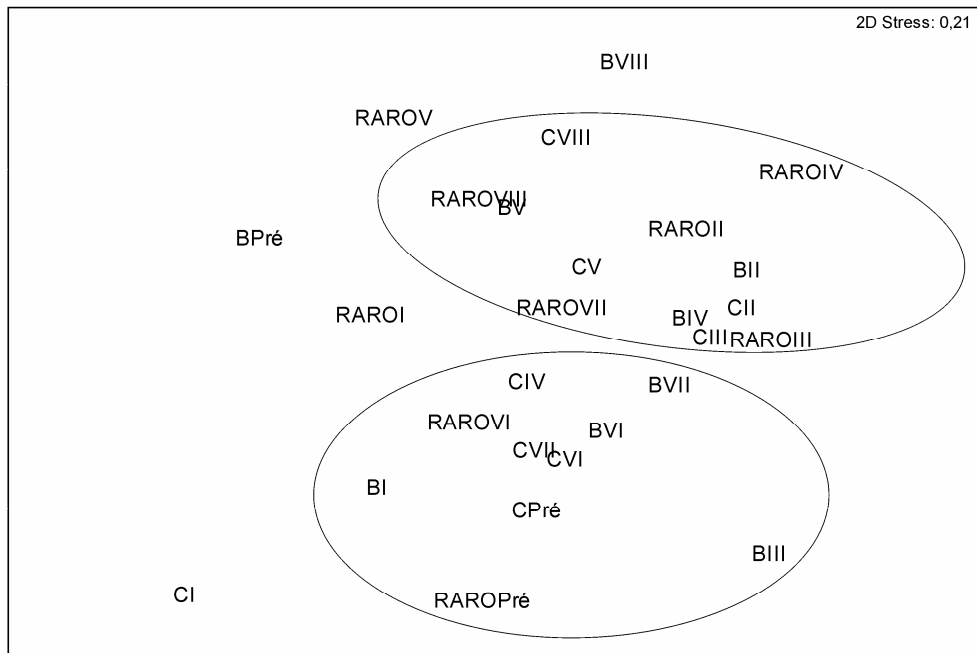
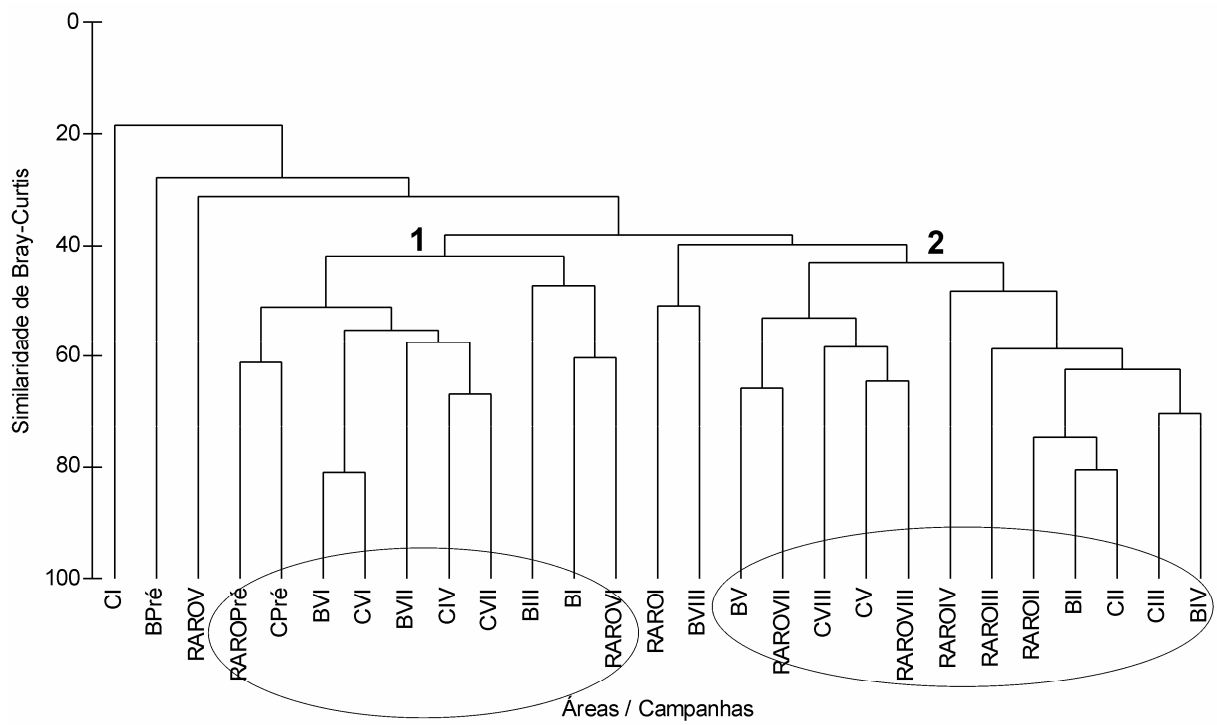


Figura 16. Dendrograma representativo da análise de agrupamento (UPGMA) e ordenação MDS (coeficiente de similaridade de Bray-Curtis) baseados no número de indivíduos das 25 espécies de peixes mais representativas (recife RARO (A), B e C = controles, P = pré-monitoramento e I a VIII = campanhas de monitoramento).

Tabela III. SIMPER. Contribuição em porcentagem das espécies mais representativas no pré-monitoramento e nas oito campanhas de monitoramento para a similaridade dentro dos grupos e dissimilaridade entre grupos definida na análise de agrupamento.

Grupos	1	2	1 x 2
Similaridade dentre e dissimilaridade entre grupos (%)	49	51	60%
<i>Trichiurus lepturus</i>	30	9	7
<i>Paralanchurus brasiliensis</i>	10	15	7
<i>Stephanolepis hispidus</i>	7	21	15
<i>Porichthys porosissimus</i>	7	21	13

A análise de correspondência canônica, considerando a biomassa das 25 espécies mais representativas (número igual ou superior a 10 exemplares em pelo menos uma das áreas durante as campanhas) e os parâmetros ambientais monitorados revelou um plano de diagrama de 22% de variância dos dados. O primeiro eixo canônico explicou 13% da variância total e as espécies *Harengula clupeola* (Hacl), *Isopisthus parvipinnis* (Ispa) e *Chloroscombrus chrysurus* (Chch) apresentaram maiores biomassas associadas aos teores mais elevados de NH₄, NO₂, PO₄, O₂ e temperatura principalmente no pré-monitoramento das três áreas. O segundo eixo canônico explicou 9% da variância total e as espécies *Cynoscion guatucupa* (Cygu) e *Lagocephalus laevigatus* (Lalae) associaram-se aos teores mais elevados de NO₃ nas campanhas BI, BVI, CI e CVI. *Cynoscion guatucupa* (Cygu), *Trachurus lathami* (Trla) e *Lagocephalus laevigatus* (Lalae) apresentaram maiores biomassas associadas a valores um pouco mais elevados de salinidade nas campanhas AV, AVI, AVIII, BIII, BV, CV (Fig. 17).

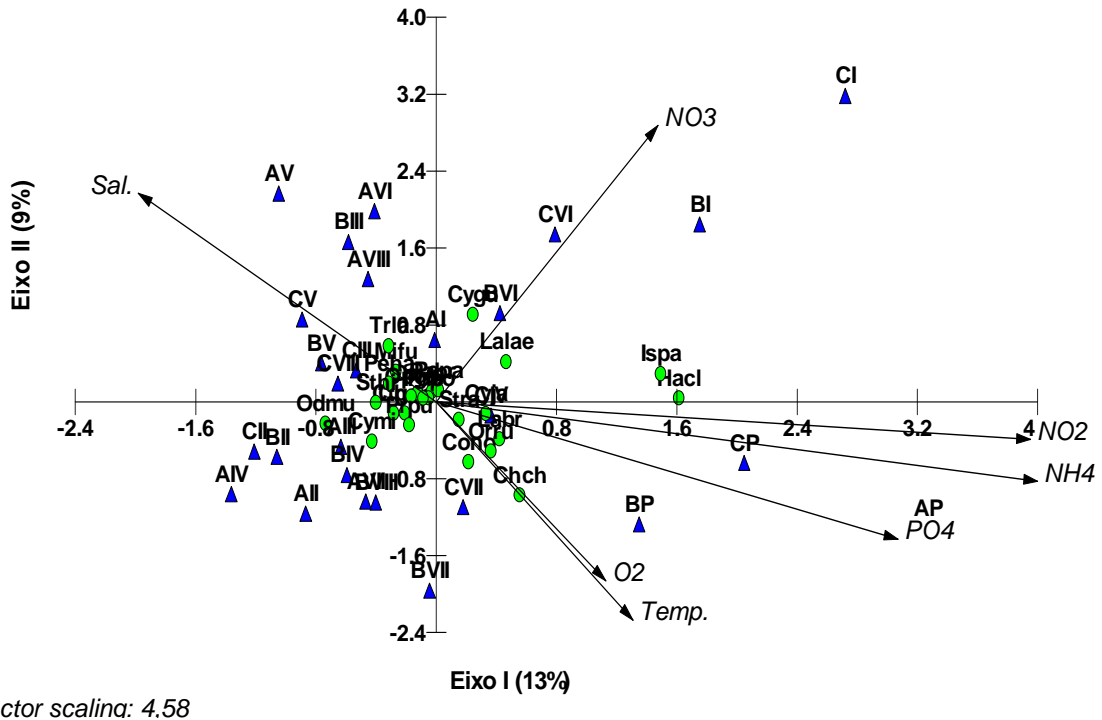


Figura 17. Diagrama fatorial resultante da análise de correspondência canônica evidenciando a biomassa das 25 espécies mais abundantes que ocorreram em número igual ou superior a 10 exemplares em pelo menos uma das áreas durante as campanhas e mais freqüentes (F.O.>70%) nas campanhas (P = pré-monitoramento e I a VIII = campanhas de monitoramento) e das variáveis ambientais temperatura, salinidade, oxigênio dissolvido, nitrito, nitrato, amônia e fosfato no recife RARO (área A) e nas áreas controle B e C (vide siglas tabela II). As espécies *Harengula clupeola* (Hacl), *Isopisthus parvipinnis* (Ispa), *Chloroscombrus chrysurus* (Chch), *Cynoscion guatucupa* (Cygu), *Trachurus lathami* (Trla) e *Lagocephalus laevigatus* (Lalae) foram as que se destacaram, apresentando correspondência com relação às variáveis ambientais.

4. DISCUSSÃO

De acordo com Sheng (2000), processos físicos como, por exemplo, ressurgências locais, ressuspensão de sedimentos e formação de zonas de sombra provocada por correntes (*wake zones*) podem influenciar as variáveis químicas e biológicas no ambiente marinho, sendo importante a inclusão de medições físicas, químicas e biológicas nos programas de monitoramento de recifes artificiais, não só em áreas recifais como em áreas adjacentes. Segundo Grove *et al.* (1991), o desenho e a disposição dos recifes artificiais podem alterar a direção e a velocidade das correntes junto ao fundo, propiciando áreas mais abrigadas, onde correntes mais fracas favorecem a ocorrência de peixes de pequeno porte.

A configuração da distribuição das 68 estruturas artificiais assentadas, dentro da área de 20.000m² que constitui o complexo RARO, proporcionou uma verticalidade que variou de 2,4 a 9m de altura em relação ao solo marinho, favorecendo a ocorrência de espécies de hábitos variados, que apresentaram ampla distribuição na coluna d'água. A velocidade média das correntes nas proximidades do recife RARO em relação ao controle B, onde ocorre uma elevação rochosa submarina, que propicia diferentes graus de exposição às correntes, foram bastante semelhantes. Por outro lado, o fundo plano e homogêneo na área do controle C, propiciou variações de velocidade que diferiram em relação às áreas com maior complexidade. Entretanto, tais variações não foram suficientes para gerar diferenças espaciais na distribuição da ictiofauna. A variabilidade ao longo do período de estudo dos demais parâmetros ambientais monitorados (salinidade, temperatura, O₂, NO₂, NO₃, NH₄ e PO₄) não apresentou uma influência direta na distribuição das espécies mais frequentes na região, a qual é considerada uma zona de transição entre as águas quentes e oligotróficas da corrente do Brasil e as águas frias, ricas em nutrientes provenientes da ressurgência da Água Central do Atlântico Sul (Valentin e Monteiro-Ribas, 1993).

Durante o nosso estudo, as técnicas de avaliação destrutivas, utilizando armadilhas, redes de espera, espinhéis de meia-água e verticais e arrasto de fundo foram empregadas por serem apetrechos utilizados por pescadores artesanais da região. A coleta dos peixes permitiu uma avaliação mais completa das espécies e a obtenção de informações complementares sobre crescimento e reprodução, que poderão ser úteis na comparação com futuros trabalhos na região. Segundo Bortone *et al.* (1994, 1997) a obtenção de dados da relação comprimento vs. peso, por exemplo, é importante como uma alternativa para estimar o tamanho médio e a abundância das espécies e calcular a biomassa, utilizando as informações previamente publicadas.

A caracterização da ictiofauna nas três áreas de estudo foi bastante semelhante quanto à composição específica e à posição dos peixes na coluna d'água. Entretanto, foi observado um maior número de espécies, de gêneros e de famílias nas áreas do recife RARO e do controle B (Pedra-alta) em relação à área controle C. Das espécies mais frequentes na área do RARO, apenas a demersal *Ctenosciaena gracilicirrhus* e a bento-pelágica *Peprilus paru* se destacaram das demais em relação às áreas controle, sugerindo o deslocamento das demais

espécies entre as áreas estudadas. Quanto à distribuição das espécies na coluna d'água, as de hábito demersal, bento-pelágico e bentônico representaram mais de 80% nas áreas do RARO e do controle B e 78% no controle C, e as pelágicas cerca de 20% nas três áreas. De maneira geral, nossas observações, com relação à caracterização da ictiofauna, corroboraram com os resultados obtidos por diferentes autores, que utilizaram no Brasil e no mundo tanto métodos de avaliação com censo visual (Santos *et al.*, 2005; Brotto *et al.*, 2006a, 2007; Leitão *et al.*, 2008) quanto capturas com redes de emalhar (Santos e Monteiro, 1997, 1998; Fabi *et al.*, 1999; Lokkeborg *et al.*, 2002; Faria *et al.*, 2001; Gomes *et al.*, 2001; Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002; Recasens *et al.*, 2006) e aqueles que empregaram as duas técnicas (Krohling *et al.*, 2006b; Santos *et al.*, 2010).

Jardeweski e Almeida (2006) empregaram técnicas de censo visual no estudo das assembléias de peixes em recifes naturais e artificiais e observaram que a abundância e a diversidade foram mais elevadas nos recifes próximos ao costão rochoso natural. Segundo os autores, a presença e a distância do costão demonstraram ser um fator importante na colonização dos recifes artificiais. Além disso, o tempo disponível para a colonização após o assentamento dos recifes também pode interferir no processo. A presença de uma área de elevação rochosa submarina (Pedra-alta) a cerca de 3 km do recife RARO pode ser importante no fornecimento de larvas para a colonização da superfície das estruturas, aumentando a disponibilidade de alimento para os peixes. Entretanto, tal contribuição não foi evidenciada dada a similaridade da ictiofauna entre as áreas.

Segundo Bortone *et al.* (1997), a biomassa é uma medida calculada, sendo considerada como uma variável essencial na descrição da produtividade de uma área. Entretanto, é muito difícil estimar o peso das espécies ou dos cardumes a partir de inspeções visuais. Uma alternativa é estimar o tamanho médio e a abundância da espécie e calcular a biomassa utilizando dados da relação comprimento vs. peso previamente publicados (Bortone *et al.*, 1994, 1997). As relações comprimento vs. peso para as espécies mais abundantes e freqüentes não revelaram diferenças significativas para os valores dos parâmetros de crescimento, sugerindo uma distribuição mais homogênea dos recursos entre as áreas. Entretanto, a presença de adultos de *T. lepturus*, que apresenta uma variedade de presas na sua dieta incluindo espécies de hábitos pelágicos e bênticos como pequenos peixes, zooplâncton, crustáceos e cefalópodes (Martins e Haimovici,

1997), na área do recife RARO, sugere que a espécie esteja explorando a verticalidade das estruturas durante a alimentação.

Os dados de biomassa foram convertidos em captura por unidade de esforço (CPUE), um índice utilizado para a análise de densidade de populações (Santos e Monteiro, 1998; Salthaug e Godo, 2001; Somerton *et al.*, 2002), para cada apetrecho de pesca na área do recife RARO e nas duas áreas controle. Os valores de CPUE com as artes de pesca que operam na coluna d'água foram mais elevados na área do recife RARO, contribuindo com a hipótese da verticalidade e da complexidade das estruturas na distribuição das espécies.

De acordo com Sadovy e Domeier (2005), o monitoramento das pescarias requer uma avaliação da abundância das espécies ao longo do tempo. Entretanto, as formas como o peixe e os pescadores estão distribuídos no tempo e no espaço podem ter impactos consideráveis tanto nas capturas quanto na relação entre a CPUE e a abundância. Essa distribuição é particularmente importante quando o comportamento de uma espécie recifal muda de maneira previsível, como no caso das agregações reprodutivas frequentemente associadas a áreas de recifes naturais. Durante as nossas observações, esse comportamento não foi evidenciado, uma vez que muitos dos exemplares capturados eram juvenis e subadultos. Por outro lado, valores de CPUE de 1,5 vezes em número e 1,2 vezes em peso na área do RARO em relação aos controles, após 54 meses, sugerem a necessidade de um período de monitoramento maior, quando comparados aos resultados de Santos e Monteiro (2007), após 14 anos de estudos, que obtiveram CPUE de 1,8 a 2,6 vezes superiores em áreas de recifes artificiais quando comparados aos controles.

Recasens *et al.* (2006), ao compararem a distribuição das espécies em afloramentos rochosos naturais com artificiais, observaram valores superiores, mas não significativos de riqueza e diversidade nos primeiros, concluindo que tal comparação permitiu mostrar que os recifes artificiais tendem a ser ou mesmo se tornar *habitats* similares à área natural. Durante o nosso estudo, os indicadores de estrutura de comunidade não diferiram entre as áreas, provavelmente em face da homogeneidade dos habitats, predominados por fundo arenoso tanto no entorno do recife quanto nos controles. A baixa complexidade ambiental pode ter sido responsável pela similaridade faunística nas diferentes áreas e campanhas ao longo do estudo, sem deixar clara a influência do recife RARO em relação às duas áreas controle. A análise de correspondência canônica, considerando a biomassa das

espécies mais abundantes com as variáveis ambientais, indicou que a baixa variabilidade nos valores dos parâmetros ambientais ao longo do período de estudo, não influenciou na distribuição das espécies mais freqüentes.

De acordo com os resultados obtidos, o tempo de monitoramento da área do recife RARO pode ser considerado curto, em relação a outros estudos de recifes artificiais. Segundo Seaman (2008), séries de dados biológicos de longa duração permitem a quantificação de processos ecológicos como a produção de biomassa em áreas de recifes artificiais, a caracterização da equivalência funcional para recifes naturais e artificiais e a determinação da sustentabilidade das capturas de certas pescarias localizadas. Dessa forma, sugerimos que haja uma continuidade nos programas e estudos de monitoramento e que sejam desenvolvidas ações de manejo e educação ambiental para que os efeitos da instalação de estruturas de grande porte, visando ao descomissionamento de plataformas de petróleo ou parte delas possam ser avaliados de forma planejada e criteriosa.

5. CONCLUSÕES

- Os resultados das análises de agrupamento e de ordenação não revelaram um efeito do assentamento das estruturas artificiais sobre a ictiofauna associada.
- A ocorrência de um grande número de juvenis de *Stephanolepis hispidus* no RARO, em dois períodos distintos, sugere que a espécie esteja utilizando as estruturas como área de recrutamento e alimentação.
- Os dados biológicos das espécies coletadas servirão para avaliações e comparações com futuros trabalhos na região.
- O aumento das capturas em número de indivíduos e em biomassa na área do recife RARO ainda não foi suficiente para se esperar um aumento na produção pesqueira local, evidenciando a necessidade de um período de acompanhamento mais longo para uma melhor avaliação.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Capítulo 2)

- Ambrose, R.F. (1994). Mitigating the effects of a coastal power plant on a kelp forest community: rationale and requirements for an artificial reef. *Bulletin of Marine Science*, 55(2-3): 694-708.
- Arena ,P.T., Jordan, L.K.B., Spieler, R.E. (2007). Fish assemblages on sunken vessels and natural reefs in southeast Florida, USA. *Hydrobiologia*, 580: 157-171.
- Bortone, S.A., Van Tassell, J., Brito, A., Falcón, J.M., Mena, J., Bundrick, C.M. (1994). Enhancement of the nearshore fish assemblage in the Canary Islands with artificial habitats. *Bulletin of Marine Science*, 55: 602-608.
- Bortone, S.A., Turpin, R.K., Codin, R.P., Bundrick, C.M., Hill, R.L. (1997). Factors associated with artificial reef assemblages. *Gulf of Mexico Science*, 1: 17-34.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2006a). Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 205-212.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2006b). Usage Patterns of an artificial reef by the fish community on the northern coast of Rio de Janeiro - Brazil. *Journal of Coastal Research*, 39: 1277-1281.
- Brotto, D.S., Krohling, W., Zalmon, I.R. (2007). Comparative evaluation of fish assemblages census on an artificial reef. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4): 1157-1162.
- Cervigón, F. (1993). FAO Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America. Roma, FAO, 586p.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M. (2001). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory. 859p.
- Cuevas, K.J., Buchanan, M.V., Perret, W.S. (2005). A preliminary study of the dispersion of reef fish around two artificial reef habitat types in the Northern Gulf of Mexico. *Proceedings of the 8th. International Conference on Artificial Reefs and Artificial Habitats*. Biloxi, USA: p. 18.
- Curran, K.J., Wells, P.G., Potter, A.J. (2006). Proposing a coordinated environmental effects monitoring (EEM) program structure for the offshore petroleum industry, Nova Scotia, Canada. *Marine Policy*, 30: 400–411
- Emery, B.M., Washburn, L., Love, M. S., Nishimoto, M.M., Ohlmann, J.C. (2006). Do oil and gas platforms of California reduce recruitment of bocaccio (*Sebastes*

- paucispinis*) to natural habitat? An analysis based on trajectories derived from high-frequency radar. *Fishery Bulletin*, 104: 391-400.
- Fabi, G., Grati, F., Luchetti, A., Trovarelli L. (1999). Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs*. San Remo, Italy: p. 454-461.
- Faria, V.V., Novelli, R., Gomes, M.P., Zalmon, I.R. (2001). Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18 (3): 813–821.
- Ferreira, D.F., Suslick, S.B. (2004). *Decommissioning of offshore oil and gás instalations: economic and fiscal issues*. Campinas: Komedi, 200p.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 110p.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 90p.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A. (2000). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI Teleostei (5)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 116p.
- Fischer, W. (ed.) (1978). *FAO species identification sheets for fishery proposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31)*. Roma, FAO, vol. I-VII.
- Fishbase (2007). <http://www.fishbase.org> em 16/09/08.
- Godoy, E.A.S., Almeida, T.C.M., Zalmon, I.R. (2002). Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef - Rio de Janeiro, Brazil. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: S138-S143.
- Gomes, M.P., Novelli, R., Faria, V.V., Zalmon, I.R. (2001). Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18 (3): 779–792.
- Gomes, M.P., Novelli, R., Zalmon, I.R. (2004). Attraction of *Chloroscombrus crysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae) by artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26 (2): 299–305.
- Grove, R.S., Sonu, C.J., Nakamura, M. (1991). Design and engineering of manufactured habitats for fisheries enhancement. In Seaman W., Sprague L. M. (eds.) *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. p.109-152.

- Jardeweski, C.L.F., Almeida, T.C.M. (2006). Fish assemblage on artificial reefs in south Brazilian coast. *Journal of Coastal Research*, 39: 1210-1214.
- Jongman, R.H., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. (eds.) (1995). *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press. 306p.
- Kaiser, M.J. (2006). The Louisiana artificial reef program. *Marine Policy*, 30: 605-623.
- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I.R. (2006a). Fouling community recruitment on an artificial reef in the north coast of Rio de Janeiro State. *Journal of Coastal Research*, SI 39: 1118-1121.
- Krohling, W., Brotto, D.S., Zalmon, I.R. (2006b). Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 54 (4): 183-191.
- Leitão, F., Santos, M.N., Erzini, K., Monteiro, C.C. (2008). Fish assemblages and rapid colonization after enlargement of an artificial reef off Algarve coast (southern Portugal). *Marine Ecology*, 29: 435-448.
- Lindquist, D.G., Pietrafesa, L.J. (1989). Current vortices and fish aggregations: the current field and associated fishes around a tugboat wreck in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2): 533-544.
- Lokkeborg, S., Humborstad, O.B., Jorgensen, T., Soldal, A, V. (2002). Spatio-temporal variations in gillnet catch rates in the vicinity of North Sea oil platforms. *ICES Journal Marine Science*, 59: S294-S299.
- Love M.S. (2006). Subsistence, commercial, and recreational fisheries. In: Allen, L.G., Pondella, D.J., Horn, M.H. (eds) *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Berkeley: University of California Press, p. 567-594.
- Love, M.S., York, A. (2005). A comparison of the fish assemblages associated with an oil/gas pipeline and adjacent seafloor in the Santa Barbara channel, southern California bight. *Bulletin of Marine Science*, 77(1): 101-117.
- Love, M.S., Westphal, W. (1990). Comparison of fishes taken by sportfishing party vessel around oil platforms and adjacent natural reefs near Santa Barbara, California. *Fishery Bulletin*, 88: 599-605.
- Love, M.S., Schroeder, D.M. (2007). A characterization of the fish assemblage of deep photic zone rock outcrops in the anacapa passage, southern california, 1995 to 2004, with evidence of a regime shift. *CalCOFI Rep.* 48: 165-176.
- Love, M.S., Schroeder, D.M., Lenarz, W. (2005). Distribution of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) and cowcod (*Sebastes levis*) around oil platforms and natural

- outcrops off California with implications for larval production. *Bulletin of Marine Science*, 77(3): 397-408.
- Martins, A.S., Haimovici, M. (1997). Distribution, abundance and biological interactions of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Fisheries Research*, 30: 217-227.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 96p.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L. (1985). *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei (4)*. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 105p.
- Miller, M.W. (2002). Using ecological processes to advance artificial reef goals. *ICES Journal of Marine Science*, 59: S27–S31.
- Milon, W.J., Holand, S.M.S., Whitmarsh, D.J. (2000). Social and economic evaluation methods. In: Seaman, W. (ed.) *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*, Florida, USA: CRC Press, 165-194
- Page, H.M., Dugan, J.E., Schroeder, D.M., Nishimoto, M.M., Love, M.S., Hoesterey, J.C. (2007). Trophic links and condition of a temperate reef fish: comparisons among offshore oil platform and natural reef habitats *Marine Ecology Progress Series*, 344: 245–256
- Pauly, D. (1980). *A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. FAO Fisheries Circular, (729): 54p.
- Ramos, J., Santos, M.N., Whitmarsh, D., Monteiro, C.C. (2007). Stakeholder perceptions regarding the environmental and socio-economic impacts of the Algarve artificial reefs. *Hydrobiologia*, 580:181–191.
- Recasens, L., Lombarte, A., Sánchez, P. (2006). Teleostean fish assemblages in an artificial reef and natural rocky area in Catalonia (Northwestern Mediterranean): an ecomorphological approach. *Bulletin of Marine Science*, 78 (1): 71-82.
- Reggio, V.C.Jr. (1987). Rigs-to-Reefs. *Fisheries*, 12 (4): 2-7.
- Rilov, G., Benayahu, Y. (2000). Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Marine Biology*, 136: 931-942.
- Sadovy, Y., Domeier, M. (2005). Are aggregation-fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. *Coral Reefs*, 24: 254-262.

- Salthaug, A., Godo, O.R. (2001). Standardisation of commercial CPUE. *Fisheries Research*, 49: 271-281.
- Santos, D.H.C., Passavante, J.Z.O. (2007). Recifes artificiais marinhos: Modelos e utilizações no Brasil e no mundo. *Boletim Técnico*. CEPENE, Tamandaré, 15 (1): 113-124.
- Santos, L.N., Brotto D.S., Zalmon I.R. (2010). Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 386 (1-2): 54-60.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (1997). The Olhão artificial reef system (South Portugal): Fish assemblages and fishing yield, *Fisheries Research*, 30: 33-41.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (1998). Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal). *Fisheries Research*, 39: 55-65.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C. (2007). A fourteen-year overview of the fish assemblages and yield of the two oldest Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 580: 225-231.
- Santos, M.N., Monteiro, C.C., Lasserre, G. (2005). Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal Waters (Southern Portugal). *Scientia Marina*, 69 (3): 415-426.
- Seaman, W. (2008). Coastal artificial habitats for fishery and environmental management and scientific advancement. *in*: Tsukamoto, K., Kawamura, T., Takeuchi, T., Beard, T.D.Jr., Kaiser, M.J. (eds.) *Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress*, 335–349.
- Seaman, W., Jensen, A.C. (2000). Purposes and practices of artificial reef evaluation. *In*: Seaman W. (ed.) *Artificial Reef Evaluation: With Application to Natural Marine Habitats*. Florida, USA: CRC Press. p. 1-20.
- Sheng, Y.P. (2000). Physical characteristics and engineering at reef sites. *In*: Seaman, W (ed.) *Artificial Reef Evaluation*. London: CRC Press. p. 51–94.
- Side, J. (1997). The future of North Sea oil industry abandonment in the light of the *Brent Spar* decision. *Marine Policy*, 21 (1): 45-52.
- Silva, R.S.L., Mainier, F.B. (2008). Descomissionamento de sistemas de produção offshore de petróleo. IV Congresso Nacional de Excelência em Gestão. Niterói, RJ, Brasil. p. 39.

- Simard, F. (1996). Sócio-economic aspects of artificial reefs in Japan. *In: European Artificial Reef Research. Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy: p. 233-240.
- Somerton, D.A., Ottob, R.S., Syrjalaa S.E. (2002). Can changes in tow duration on bottom trawl surveys lead to changes in CPUE and mean size? *Fisheries Research*, 55: 63–70.
- Stephan, C.D., Lindquist, D.G. (1989). A comparative analysis of the fish assemblages associated with old and new shipwrecks and fish aggregating devices in Onslow Bay, North Carolina. *Bulletin of Marine Science*, 44 (2): 698–717.
- Strikland, J.D., Parsons, T.R. (1972). A practical handbook of seawater analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 167: 310p.
- ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Valentin, J.L., Monteiro-Ribas, W.M. (1993). Zooplankton community structure on the east-southeast Brazilian continental shelf (18-32°S latitude). *Continental Shelf Research*, 13: 407-424.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1981). *Manual de métodos para estudos biológicos de populações de peixes reprodução e crescimento*. Brasília: CNPq.106p.
- Wentworth, C.H. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *The Journal of Geology*, 30: 377-392.
- Zalmon, I.R., Gomes, F.A.C. (2003). Comunidades incrustantes em diferentes materiais de um recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*, 16 (1): 57-80.
- Zalmon, I.R., Novelli, R., Gomes, M.P., Faria, V.V. (2002). Experimental results of an artificial reef program on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES, Journal of Marine Science*, 59: S83-S87.
- Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 718p.

DISCUSSÃO GERAL

As técnicas de avaliação de assembléias de peixes em recifes naturais e artificiais são escolhidas tendo-se em vista inúmeros problemas e circunstâncias que restringem os métodos a serem utilizados. Os métodos empregados, frequentemente, implicam em limitações dos dados. Por exemplo, se o método do censo ou inspeção visual for utilizado apenas as espécies de hábitos diurnos serão acessadas. É importante investigar as características do objeto de estudo, do ambiente e outros fatores relacionados que podem limitar o uso de determinado método. Por exemplo, o comportamento das espécies-alvo, a visibilidade da água e a profundidade local. O conhecimento dessas limitações assegura uma interpretação mais acurada dos resultados.

Uma ampla revisão sobre desenho, aplicação, manejo e desempenho de recifes artificiais foi realizada por Baine (2001) a partir da análise de 249 resumos publicados em seis volumes dos principais simpósios e congressos que abordam o assunto. Segundo o autor, 18% dos trabalhos examinados abordavam a questão do desenho dos recifes e do monitoramento, sendo que a maioria dos mesmos apontava para a necessidade de realizar monitoramentos e para o emprego de metodologias de amostragem adequadas.

No Brasil, as metodologias utilizadas são bastante variadas, dependendo do tipo de estudo a ser realizado, incluindo levantamentos subaquáticos, com espécies sendo identificadas e listadas durante censos contínuos ao longo de “transects” ou censos estacionários em profundidades variadas. Entretanto, em locais onde a visibilidade da água não favorece o método de censo visual, o emprego de redes de espera, anzóis, armadilhas e de outros apetrechos de pesca torna-se uma alternativa para a realização de levantamentos e amostragens da ictiofauna em recifes artificiais.

Qualquer que seja o apetrecho de pesca utilizado para a captura, deve-se observar a seletividade do apetrecho, uma vez que o tamanho da malha de uma rede e/ou o tamanho do anzol podem ser determinantes no tipo de espécie capturada. A maior parte dos métodos destrutivos como arrastos, redes de espera ou de emalhe, ictiocidas e explosivos, resulta na remoção definitiva dos exemplares, alterando a composição e a diversidade das comunidades e inclusive afetando em um futuro imediato as amostragens da ictiofauna na própria área. Entretanto, após determinado período de tempo (ex: mais de um ano) e dependendo do método de

remoção, as amostragens baseadas em captura podem voltar a ser eficientes (Samoilys e Gribble, 1997).

A estratégia metodológica de monitoramento desenvolvida nesse estudo permitiu que as variáveis abióticas fossem amostradas de modo a fornecer informações relativas ao ambiente estudado. Dificuldades logísticas como o custo operacional (R\$ 58.000,00/campanha), o tempo de duração (5 dias de mar/campanha) aliada às condições meteoro-oceanográficas para a realização das amostragens pesqueiras, que envolveram diferentes artes de pesca (N = 6) nas três áreas de estudo, não permitiram amostragens repetidas espacialmente, mas sim temporalmente em cada local.

A utilização de seis artes de pesca, simultaneamente, em cada área de estudo durante as nove campanhas, permitiu uma avaliação mais completa da ictiofauna local. Os apetrechos de pesca que operam à meia-água, como redes de espera, espinhéis de meia água e espinhéis verticais ou boinhas, são adequados para a captura de espécies de peixes pelágicos, que estão em constante movimento na coluna d'água. Já as armadilhas de diferentes modelos (circulares e/ou retangulares) e, principalmente, as redes de arrasto de fundo capturam espécies de peixes que apresentam hábitos demersais e bentônicos. As coletas de peixes associadas à recifes artificiais não possuem como alvo uma única espécie, devido aos métodos de captura não seletivos empregados e à ocorrência de várias espécies susceptíveis ao apetrecho de pesca (Bortone e Kimmel, 1991).

De acordo com Seaman (2008), objetos de grandes dimensões como navios, plataformas de produção de petróleo e gás e quebra-mares são considerados como recifes artificiais e se constituem numa linha de pesquisa para a biologia e ecologia pesqueira. A bibliografia consultada considera que os recifes naturais e os artificiais de pequeno e grande porte como plataformas de petróleo e gás exercem efeitos de atração e de produção sobre as populações de peixes, dependendo da espécie, do local, da época do ano e das condições oceanográficas (Love *et al.*, 2006). Tanto as plataformas quanto os recifes naturais abrigam peixes adultos em idade de reprodução que produzem ovos e larvas de peixes que são carregadas pelas correntes para outras áreas, agindo como elemento de “produção” de peixes. Quando as larvas atingem uma área de recife, elas se instalam iniciando o processo de “recrutamento”. Segundo Love *et al.* (2003), os recrutamentos ocorrem tanto nas

plataformas quanto nos recifes naturais onde, nesse caso ambos agem como “atratores” de peixes.

Segundo Pitcher e Seaman (2000), a incerteza quanto à questão da “atração vs. produção” pode ser resolvida se os recifes artificiais forem manejados como áreas marinhas protegidas, para incremento de áreas impróprias para a pesca, ou ainda para amenizar os impactos sociais causados pelo fechamento de tais áreas para a pesca (Bohnsack *et al.*, 1997).

A partir do estado atual das pescarias, existe uma necessidade imediata de reduzir e/ou controlar a pressão exercida pela pesca sobre os estoques naturais. Um programa de utilização de recifes artificiais é apenas uma das iniciativas que fornece uma opção para a recuperação das pescarias. Se combinado com a redução das frotas pesqueiras, possui ainda o potencial de deter o declínio atual das pescarias e propiciar uma melhora sustentável das capturas e na produção pesqueira (Wilson *et al.*, 2002).

CONCLUSÕES

- De maneira geral, sugerimos que tanto a área onde o assentamento do casco do ex-NHi Orion quanto a área de instalação das estruturas artificiais de grande porte que formaram o complexo RARO com a finalidade de se tornarem recifes artificiais devam ter um maior tempo de monitoramento e acompanhamento do desembarque pesqueiro junto às comunidades de pescadores locais.
- O emprego de recifes artificiais de grande porte poderá contribuir para o aumento da biomassa de peixes e o desenvolvimento da pesca artesanal, devendo ser encarado como um potencial para, em longo-prazo, atingir os objetivos propostos.
- Deve-se ressaltar ainda que as experiências em outros países integrando as áreas de recifes artificiais a áreas marinhas protegidas são uma alternativa benéfica para assegurar o desenvolvimento e a maturação desses sistemas, uma vez que foi observado um aumento da atividade pesqueira junto aos recifes instalados.

- Por último, se os recifes artificiais de grande porte irão beneficiar ou não o desenvolvimento da comunidade íctica, isso dependerá de como as áreas onde os mesmos estão instalados serão manejadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Discussão geral)

- Baine, M. (2001). Artificial reefs, a review of their design, application, management and performance. *Ocean and Coastal Management*, 44: 241-259.
- Bohnsack, J.A., Ecklund, A-M., Szmant, A.L. (1997). Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? *Fisheries* 22 (4), Special issue on artificial reef management. 14-16.
- Bortone, S.A., Kimmel, J.J. (1991). Environmental assessment and monitoring of artificial reefs. *In: Seaman, W.Jr.; Sprague L.M. (eds.) Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. San Diego: Academic Press. p.177-236.
- Love M.S. (2006). Subsistence, commercial, and recreational fisheries. *In: Allen, L.G., Pondella, D.J., Horn, M.H. (eds) The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters*. Berkeley: University of California Press, p. 567-594.
- Love, M.S., Schroeder, D.M., Nishimoto, M.M. (2003). The ecological role of oil and gas production platforms and natural outcrops on fishes in southern and central California: a synthesis of information. U. S. Department of the Interior, U. S. Geological Survey, Biological Resources Division, Seattle, Washington, 98104, OCS Study.
- Pitcher, J.J., Seaman, W.Jr. (2000). Petrarch's Principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. *Fish and Fisheries*, 1: 73-81.
- Samoilys, M.A., Gribble, N. (1997). Introduction. *In: Samoilys, M (ed.) Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs*. Department of Primary Industries, Queensland, Training Series QE97009: 1-6.
- Seaman, W. (2008). Coastal artificial habitats for fishery and environmental management and scientific advancement. *in: Tsukamoto, K., Kawamura, T., Takeuchi, T., Beard, T.D.Jr., Kaiser, M.J. (eds.) Fisheries for Global Welfare and Environment, 5th World Fisheries Congress*, 335–349.

Wilson, K.D.P., Leung, A.W.Y., Kennish, R. (2002). Restoration of Hong Kong fisheries through development of artificial reefs in marine protected areas. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 157-163.

ANEXO I

Artigo aceito para publicação na revista: Latin American Journal of Aquatic Research, Valparaíso, Chile.

Influence of a shipwreck on the near-reef fish assemblages off the coast of Rio de Janeiro, Brazil (no prelo).

Influence of a shipwreck on the associated fish assemblages

Influence of a shipwreck on the near-reef fish assemblages off the coast of Rio de Janeiro, Brazil

Eduardo Barros Fagundes Netto^{1,2}, Luiz Ricardo Gaelzer¹, Ricardo Coutinho^{1,2} & Ilana Rosental Zalmon²

¹IEAPM – Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira, Departamento de Oceanografia, Rua Kioto 253, 28930-000, Arraial do Cabo, RJ, Brazil.

²UENF – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Av. Alberto Lamego 2000, 28013-602, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil.

ABSTRACT. The effect of the *Orion* shipwreck on fish assemblage distribution nearby was studied in the northeast of Rio de Janeiro with six different fishing gears: gillnet, mid-water longline, circular traps, rectangular traps, vertical longline and bottom trawling. The study consisted of a pre-monitoring survey four months before the hull sinking in the shipwreck area (A) and in two control ones (B and C). After 36 months of study, a total of 56 species were caught in the *Orion* reef area, 49 in control B and 59 in control C. The similarity analysis, considering the number of fish caught during the nine surveys in the three study areas, clustered the pre-monitoring and first post-settlement surveys of the three sites. This occurred due to the low number of fish captured and the dominance of *Trichiurus lepturus* and *Lagocephalus laevigatus* at this initial period, detaching the other surveys of the three areas due to co-dominance of *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Stephanolepis hispidus*. Such spatial similarity shows the low influence of the *Orion* reef in the area after three years. Biomass values were 15% higher on the *Orion* reef area than on the control ones, representing an increase of 1.2 times in wet weight. These results are still insufficient to propose a regional sustainable fishery activity through this shipwreck. The monitoring time of 32 months after the *Orion* sinking may be considered short to assume that the wreckage had reached its maturity as an artificial reef, either as a fish attractor or a producer one.

Keywords: shipwreck, artificial reef, monitoring, management, fish assemblage.

Influencia de um buque naufragado sobre las comunidades de peces asociados de la costa nordeste de Rio de Janeiro, Brasil

RESUMEN. El efecto del buque naufragado Orión sobre la distribución de las comunidades de peces proximas al arrecife fue estudiado en el nordeste de Rio de Janeiro utilizándose seis artes de pesca: red de enmalle, palangre pelágico, trampas circulares, trampas rectangulares, palangres y red de arrastre de fondo. El estudio consistió de una investigación premonitoreo, cuatro meses antes del naufragio en el área (A) y en dos áreas control (B y C). Después de 36 meses, 56 especies fueron capturadas en el arrecife *Orión*, 49 en el área control B e 59 en el control C. Las análisis de similitud considerando el número de peces capturados durante las nueve campañas en las tres áreas de estudio, agrupó las campañas de premonitoreo y la primera de pós-asentamiento, en los tres locales, debido a la baja captura de individuos y a la dominancia de *Trichiurus lepturus* y *Lagocephalus laevis*. Estos resultados fueron distintos en todas las otras investigaciones en las tres áreas, debido a la codominancia de *Ctenosciaena gracilicirrus* y *Stephanolepis hispidus*. Esta similitud espacial muestra la baja influencia del arrecife *Orión* en el área después de tres años. Valores de biomasa fueron 15% mas altos en la área del arrecife *Orión* que en las áreas control, representando un aumento de hasta 1.2 veces en peso húmedo. El aumento de las comunidades de peces en el área es todavía insuficiente para proponer la actividad pesquera sustentable en la región del naufragio. El periodo de monitoreo (32 meses), después del asentamiento del *Orión*, puede ser considerado corto para asegurar que el naufragio, tenga legado a su madurez como arrecife artificial, como atractor de peces u como productor de ellos.

Palabras clave: naufragio, arrecife artificial, monitoreo, manejo, comunidad de peces

Corresponding author: Eduardo B. Fagundes Netto eb-netto@uol.com.br

INTRODUCTION

The use of decommissioned marine ships as artificial reefs for fisheries or conservation is a common practice in many coastal countries (Jensen *et al.*, 2000; Love *et al.*, 2006) and increased fishing yield can be obtained almost immediately after the installation of artificial structures (Seaman & Jensen, 2000).

Despite of the increased use as artificial reefs, studies comparing fish assemblages on shipwrecks and natural reefs are still scarce (Arena *et al.*, 2007). According to Rilov &

Benayahu (2000), one should take into consideration that complex vertical artificial structures do not necessarily imitate the natural environment, but can establish their own community, which is influenced by the spatial orientation and complexity of the structure.

Abandoned ships have been settled since 1935 (Stone, 1985) to promote the success of tourism and commercial fishing (Seaman & Jensen, 2000). Walker *et al.* (2007) pointed out that artificial reefs including shipwrecks are characterized by different ecological interactions. Epibenthic communities provide food resources for consumers and act as a secondary habitat for other benthic invertebrates, increasing the complexity of the habitat including shelter for fish (Moura *et al.*, 2007; Nicoletti *et al.*, 2007).

Wreckage of ships, accidentally or planned, are known among fishers as abundant areas for fish species which live there, or ground for feeding and spawning activities (Supongpan, 2004). The latter aspect has led over the last decade to a refinement of the historical view of reefs as simple attractors (Seaman & Jensen, 2000). The biodiversity and great biomass of fish and invertebrates in deliberate sinking ships, and the replacement of less selective fishing practices to more conservative gears in these habitats have highlighted the potential for the controlled use of the seafloor (Silva, 2001).

Given the shortage of new opportunities for fishery resources in coastal areas of Rio de Janeiro state, the Brazilian oil and gas company (Petrobras) and the Brazilian Navy established an artificial reef project based on the decommissioning of the Hydrographic ship *Orion*, expecting to create potential habitats for different marine species.

This study aimed to evaluate the influence of the *Orion* shipwreck on the composition and structure of the associated fish assemblages on the northeast coast of Rio de Janeiro, assuming that it enhances fish assemblage's densities and biomass contributing for the artisanal fishing yield.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The shallow platform in the northeast region of Rio de Janeiro is characterized mainly by sandy and muddy substrate. This part of the coast is used for trawling and longline by the fishing fleets of the states of Rio de Janeiro, São Paulo and Santa Catarina (Paiva, 1997).

The hydrographic ship *Orion* (45 m long, 6.5 m wide and 9 m height) after decommissioned went through a diagnosis process to subsidize the cleaning steps and to prepare the steel hull before the sinking in November 2003 (Fig. 1). The hull was sunk near

the coast of Quissamã ($22^{\circ}20'S-041^{\circ}25'W$) in the northeastern state of Rio de Janeiro, at 30 m depth and 8.4 nm (around 15 km) from the coast.

Besides the *Orion* reef site, the study was carried out in two control areas (B: $22^{\circ}17'S-41^{\circ}25'W$; C: $22^{\circ}20'S-41^{\circ}22'W$), both of them distant 2.6 nm (4.7 km) from the *Orion* reef and 3.5 nm (6.6 km) apart from each other. Given the scarcity of natural rocky substrate in the region, the distances among the three areas were pre-defined according to the depth (20 to 30 meters), sediment type (sand and/or mud) and absence of elevations (Fig. 2).

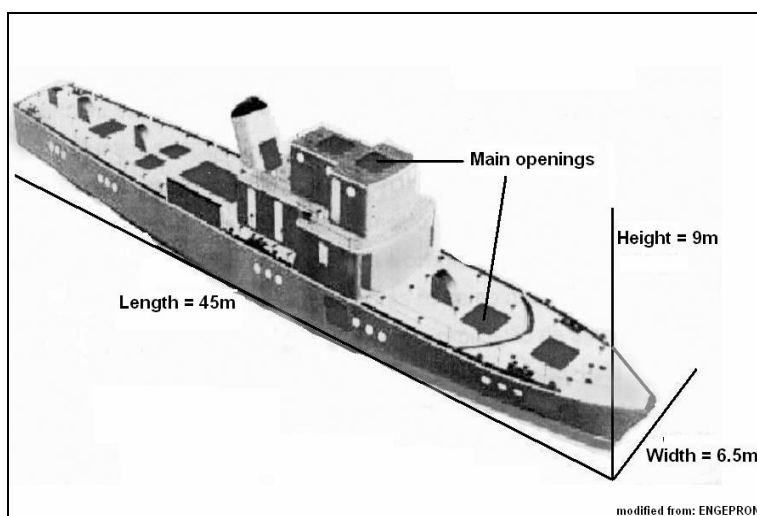


Figure 1. Digitalized image of the hydrographic ship *Orion* showing the hull dimensions and the openings for fish and water circulation.

Figura 1. Imagen digitalizada del buque hidrográfico *Orión* mostrando las dimensiones del casco y las aperturas hechas para la circulación del agua y peces.

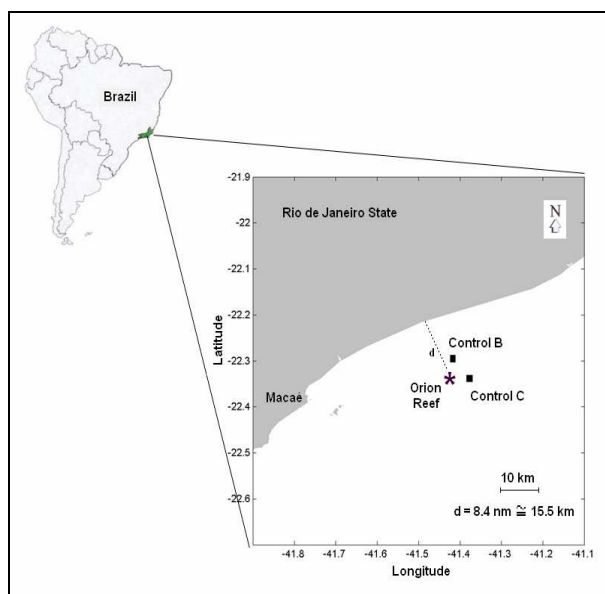


Figure 2. Study area indicating the location of the *Orion* reef (A) and the controls B and C, d = distance from the coast.

Figura 2. Área de estudio indicando la localización del arrecife *Orión* (A), Áreas Control (B) y Control (C); d = distancia de la costa.

Abiotic data

The current velocity during the monitoring period was determined by an Aanderaa RCM-7 (Recording Current Meter) kept 5 meters away from the bottom. Water samples for nutrient analysis and temperature were collected in triplicate at 0, 5, 10, 15, 20 and 25 m during the monitoring surveys in the three study areas with a 1.5 l Nansen bottle sampling and an inversion thermometer attached. Dissolved oxygen was determined using the Winkler method described by Strickland & Parsons (1972) and salinity through an Autosal Guildeline 8400B meter. Nitrite, nitrate, ammonia-N and orthophosphate concentrations were determined according to Strickland & Parsons (1972).

Sampling design

Fish monitoring program in the *Orion* reef area (A) and in two controls (B and C) consisted of a pre-monitoring survey (AP, BP and CP) conducted in July 2003, four months before the hull sinking, followed by eight monitoring surveys in each area (AI, BI and CI, to, AVIII, BVIII and CVIII) 2, 4, 7, 10, 13, 16, 28 and 32 months after the sinking. Six different types of fishing gears (gillnet, mid-water longline, circular traps, rectangular traps, vertical longline and bottom trawling) were used simultaneously in each area. The gears were

launched as near as possible of the *Orion* shipwreck (average distance ~ 100 m) and of the center of the two control areas, depending on the oceanographic conditions as wind and current directions during the surveys. The immersion time for the gears was variable (Table 1) depending on the predation effect over the fish species caught by each gear.

Table 1. Characteristics of the fishing gears: number, size, immersion time and baits (fish = *Auxis thazard*, squid = *Loligo plei*) in the three study areas.

Tabla 1. Características de las artes de pesca: número, tamaño, tiempo de inmersión y carnadas (pez = *Auxis thazard*, calamar = *Loligo plei*) en las tres áreas de estudio.

Fishing gear	Number of gears	Characteristics of the gears	Time of immersion	Bait
Gillnet	1	Length. 200m Height. 05m 150 hooks	4 hours	No bait
Midwater longline	1	Size 11/0	3 hours	Fish and squid
Circular trap	6	Base 1.0m Mouth 0.3m	7 hours	Fish
Rectangular trap	4	1.6m X 0.8m	7 hours	Fish
Vertical longline	2	30 hooks Size 11/0	3 hours	Squid
Bottom trawl	1	Mouth 10m Length 10m	30 minutes	No bait

Fish assemblage's analysis

Fish assemblages in the three areas (*Orion* reef, control B and control C) on the nine surveys (one pre-monitoring and eight after the sinking) was characterized for species composition, richness, abundance and frequency of occurrence of fish caught with the six gears. The catch per unit effort (CPUE) was calculated as total weight from each gear separately in the three study areas. Fishes were identified (Figueiredo & Menezes, 1978, 1980; Menezes & Figueiredo, 1980, 1985; Cervigón, 1993), measured as total length and total weight and also characterized according to the position in the water column. The length-weight relationships (LWR) for the most abundant species in the three areas were expressed by the equation: $Wt = a.Lt^b$ (Pauly, 1980).

The significance of differences of species richness between surveys in each area was assessed by a one-way analysis of variance (ANOVA), followed by a Tukey test for multiple

comparisons of averages. The data was tested as for normality using the Kolmogorov-Smirnov test (Zar, 1984).

Fish assemblages' analysis among the *Orion* reef and control areas in the pre-and post-settlement surveys included a cluster analysis (UPGMA) and a MDS ordination, using the Bray-Curtis similarity coefficient, including the species that occurred in number ≥ 10 individuals in at least one sampled area or survey, and the more frequent ones ($FO \geq 65\%$) in each area. The adequacy of the configuration of the samples in the MDS ordination was obtained from the stress value. The ANOSIM permutation test (one-way) assessed the significance of differences between the pre-defined groups from the cluster analysis. The procedure of percentage of similarities SIMPER identified the species contribution within and between groups (Clarke & Warwick, 2001). Data analysis was performed with the software PRIMER 6.

The relationship among the environmental variables and the species abundance was investigated by a Canonical Correspondence Analysis (CCA) (ter Braak, 1986) using the software MVSP ("Multi-Variate Statistical Package") 5.1. The species selected were the same of the cluster and MDS analysis, using their biomass values (wet weight) with the data Log (10) transformed. Monte Carlo permutation test (CANOCO 4.0) using the downweighting rare species routine was used to test the abiotic variable effect over the fish assemblages. The environmental variables included temperature, salinity, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, ammonia and phosphate values registered in each area during the nine surveys.

RESULTS

Correntometry

The average magnitude of currents near the *Orion* reef ranged from 4.8 cm.s^{-1} to 13.2 cm.s^{-1} , presenting lower range of values but not significantly different ($p > 0.05$) in relation to the control areas B (6.1 cm.s^{-1} to 20.4 cm.s^{-1}) and C (6.4 cm.s^{-1} at 15.1 cm.s^{-1}).

Physical-chemical parameters and nutrients

In the three study areas, the temperature ranged from 20°C to 23°C , salinity from 35 to 36, dissolved oxygen from 4.0 to 6.0 ml.l^{-1} , phosphate from 0.2 to $0.6 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ and nitrate from 0.2 to $2.7 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$. Nitrite levels ranged from 0.1 to $0.5 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ on the *Orion* reef, from 0.01 to $0.6 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ on control B and 0.04 to $0.4 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ on control C; ammonia ranged from 0.5 to $2.4 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ on *Orion* reef, from 0.9 to $1.5 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$ on control B and 0.8 to $2.1 \text{ }\mu\text{mol.l}^{-1}$

on control C. Temporal variations after sinking occurred near the reef with mean values higher in the 1st survey (ammonia), 3rd (temperature), 4th (salinity, DO, nitrite, nitrate and phosphate) and 5th (DO and nitrite) (Table 2).

Table 2. Mean values for the physical-chemical parameters and nutrients in the *Orion* reef area. Highest values are in bold.

Tabla 2. Valores medios de los parámetros físico-químicos y nutrientes en el arrecife de *Orión* área. Los valores más altos están en negrita.

<i>Orion</i> reef	Temp. (°C)	Sal.	O2 (ml.l-1)	NO2 (µmol.l-1)	NO3 (µmol.l-1)	NH4 (µmol.l-1)	PO4 (µmol.l-1)
I	21.7	35.67	4.67	0.09	0.30	2.41	0.33
II	21.6	35.39	4.82	0.20	1.55	1.25	0.34
III	22.5	35.76	5.04	0.17	0.66	0.54	0.28
IV	20.5	36.01	5.66	0.42	2.73	1.27	0.51
V	20.2	35.68	5.60	0.49	2.09	1.20	0.28
VI	20.0	35.79	5.13	0.24	0.98	1.40	0.40
VII	21.8	35.76	4.47	0.24	1.14	2.28	0.45
VIII	21.3	35.68	4.96	0.33	1.01	1.80	0.48

Fish assemblages

The fish composition and abundance in the studied areas were similar. In the *Orion* reef, 1789 specimens were captured with a total biomass of 311 kg throughout the study. Fish assemblages were composed of 56 species belonging to 48 genera and 30 families; 11 species (14%) were exclusive to this area. Regarding their position in the water column, 31 species were demersal (55%), 12 benthopelagic (21%), 6 pelagic (11%) and 7 benthic (12%). *Trichiurus lepturus* and *Dules auriga* (89%) were the most frequent species in this reef area (Table 3).

At control B, 1820 specimens were captured totaling 279 kg throughout the study. Fish assemblages were composed of 49 species belonging to 45 genera and 28 families; 7 species (14%) were exclusive of this area. Regarding their position in the water column, 27 species were demersal (55%), 10 benthopelagic (20%), 8 pelagic (16%) and 4 benthic (8%). *Trichiurus lepturus* (100%), *D. auriga*, *Lagocephalus laevigatus*, *Z. brevirostris* and *P. brasiliensis* (67%) were the most frequent species at control B (Table 3).

At control C, 1796 specimens were captured totaling 267 kg throughout the study. Fish assemblages were composed of 59 species belonging to 54 genera and 36 families; 10 species (17%) were exclusive of this area. Regarding their position in the water column, 31

species were demersal (53%), 13 benthic-pelagic (22%), 9 pelagic (15%) and 6 benthic (10%). *D. auriga* (100%), *Pagrus pagrus* (89%) were the most frequent species at control C (Table 3).

Table 3. List of species according to family and species composition, specie code, position in the water column (PWC) (D = demersal, BP = benthic-pelagic P = pelagic, B = benthic) and frequency of occurrence (FO %) by area (*Orion* reef, Control B and Control C) and total.

Tabla 3. Lista de especies por familia, composición de especies, código de especie, posición en la columna de agua (PWC) (D = demersales, BP = béntico-pelágico, P = pelágico, B = béntico) y frecuencia de ocurrencia (FO %) por área (arrecife *Orión*, Control B y Control C) y total.

Family	Species composition	Species	PWC	FO %	FO %	FO %	FO %
		Code		Orion reef	Control B	Control C	Total
Lamnidae	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Isox	P	0	0	11	4
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	Rhpo	D	33	56	67	52
Squatinae	<i>Squatina argentina</i>	Sqar	D	11	0	33	15
Rhinobatidae	<i>Zapteryx brevirostris</i>	Zabr	D	56	67	44	56
Rhinobatidae	<i>Rhinobatus horkelli</i>	Rhho	D	22	22	22	22
Rhinobatidae	<i>Rhinobatus percellens</i>	Rhpe	D	0	11	11	7
Rajidae	<i>Rioraja agassizi</i>	Riag	D	44	33	44	41
Rajidae	<i>Atlantoraja castelnaui</i>	Atca	D	11	11	22	15
Rajidae	<i>Psammobatis extenta</i>	Psex	D	11	0	22	11
Rajidae	<i>Raja platana</i>	Rapl	D	0	0	11	4
Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis</i>	Nabr	D	11	11	22	15
Narcinidae	<i>Discopyge tschudii</i>	Dits	D	0	0	11	4
Dasyatidae	<i>Dasyatis say</i>	Dasa	D	33	0	44	26
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i>	Dagu	D	11	0	0	4
Myliobatidae	<i>Myliobatis freminvillei</i>	Myfr	BP	11	11	11	11
Rhinopteridae	<i>Rhinoptera bonasus</i>	Rhbo	BP	0	11	0	4
Elopidae	<i>Elops saurus</i>	Elsa	BP	0	0	11	4
Congridae	<i>Ariosoma opisthophthalma</i>	Arop	D	0	11	0	4
Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	Oppo	D	44	0	56	33
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	Peha	P	33	11	11	19
Clupeidae	<i>Chirocentron bleekermani</i>	Chbl	P	0	11	33	15
Clupeidae	<i>Harengula clupeola</i>	Hacl	P	11	11	11	11
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>	Odmu	P	11	0	22	11
Ariidae	<i>Genidens genidens</i>	Gege	D	0	33	22	19
Phycidae	<i>Urophycis brasiliensis</i>	Urbr	D	22	0	11	11
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i>	Popo	D	78	44	44	56
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i>	Prpu	D	33	11	67	37
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i>	Davo	B	78	33	56	56
Serranidae	<i>Dules auriga</i>	Duau	BP	89	67	100	85
Serranidae	<i>Diplectrum formosum</i>	Difo	BP	11	0	0	4
Echeneididae	<i>Echeneis naucrates</i>	Ecna	P	44	22	22	30
Carangidae	<i>Trachinotus carolinus</i>	Trca	P	0	11	22	11
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	Cala	P	11	0	0	4

Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Chch	P	0	11	0	4
Carangidae	<i>Oligoplites saliens</i>	Olsa	BP	11	0	0	4
Carangidae	<i>Parona signata</i>	Pasi	D	0	11	0	4
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i>	Sese	BP	11	0	0	4
Carangidae	<i>Trachurus lathami</i>	Trla	P	11	0	0	4
Gerreidae	<i>Diapterus olisthostomus</i>	Diol	BP	0	0	11	4
Haemulidae	<i>Orthopristis ruber</i>	Orru	D	67	44	56	56
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	Cono	BP	22	22	22	22
Haemulidae	<i>Boridia grossidens</i>	Bogr	BP	0	11	0	4
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	Papa	BP	56	22	89	56
Sciaenidae	<i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i>	Ctgr	D	78	56	78	70
Sciaenidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Pabr	D	44	67	78	63
Sciaenidae	<i>Micropogonias furnieri</i>	Mifu	D	33	56	44	44
Sciaenidae	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	Cymi	D	33	33	22	30
Sciaenidae	<i>Cynoscion striatus</i>	Cyst	D	33	22	33	30
Sciaenidae	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Ispa	D	11	22	33	22
Sciaenidae	<i>Umbrina canosai</i>	Umca	D	11	22	33	22
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Cyja	D	11	22	11	15
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i>	Meam	D	11	11	22	15
Sciaenidae	<i>Stellifer rastrifer</i>	Stra	D	11	22	11	15
Sciaenidae	<i>Stellifer brasiliensis</i>	Stbr	D	11	22	0	11
Sciaenidae	<i>Cynoscion virescens</i>	Cyvi	D	11	0	0	4
Sciaenidae	<i>Larimus breviceps</i>	Labr	D	0	11	0	4
Sciaenidae	<i>Menticirrhus littoralis</i>	Meli	D	11	0	0	4
Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>	Chfa	BP	0	0	11	4
Percophidae	<i>Percophis brasiliensis</i>	Pebr	D	11	0	11	7
Mugiloididae	<i>Pinguipes brasilianus</i>	Pibr	BP	0	0	11	4
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	Trle	BP	89	100	67	85
Scombridae	<i>Euthynnus alleteratus</i>	Eual	P	0	11	11	7
Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	Sasa	P	0	0	22	7
Scombridae	<i>Auxis thazard</i>	Auth	P	0	11	0	4
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	Pepa	BP	56	22	44	41
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i>	Booc	B	11	0	0	4
Paralichthyidae	<i>Paralichthys patagonicus</i>	Papat	B	56	33	33	41
Paralichthyidae	<i>Etropus longimanus</i>	Etlo	B	22	22	44	30
Paralichthyidae	<i>Etropus crossotus</i>	Eter	B	0	0	11	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>	Syte	B	11	11	33	19
Cynoglossidae	<i>Symphurus jenynsi</i>	Syje	B	11	0	0	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus kyaropterygium</i>	Syky	B	0	0	11	4
Cynoglossidae	<i>Symphurus sp.</i>	Sysp	B	11	0	0	4
Balistidae	<i>Balistes capriscus</i>	Baca	BP	11	11	22	15
Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>	Sthi	D	78	56	78	70
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i>	Lalae	BP	44	67	44	52
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i>	Spsp	BP	11	0	11	7
Diodontidae	<i>Cyclichthys spinosus</i>	Cysp	D	22	22	22	22

Although spatial and temporal variation in fish abundance was observed during the study period, these differences didn't show a clear distribution pattern (Fig. 3). At *Orion* reef and control B, the number of individuals was higher in the third and sixth surveys, corresponding to 46 and 71 kg in the reef and 38 and 26 kg in control B, respectively (Fig. 3). At control C, the number of individuals was higher in the third and fifth surveys,

corresponding to 62 and 31 kg, respectively. The species that contributed with more than 70% of the captures in number of individuals were *Dactylopterus volitans*, *Ctenosciaena gracilicirrhus*, *Stephanolepis hispidus*, *Trichiurus lepturus*, accounting for 40% of the total biomass in all three areas. *T. lepturus*, *Lagocephalus laevigatus* and *Rhizoprionodon porosus* were the species that showed the highest contribution in weight.

Considering all surveys, fish biomass values were 15% higher on the *Orion* reef area than on the control ones, representing an increase of 1.2 times in wet weight.

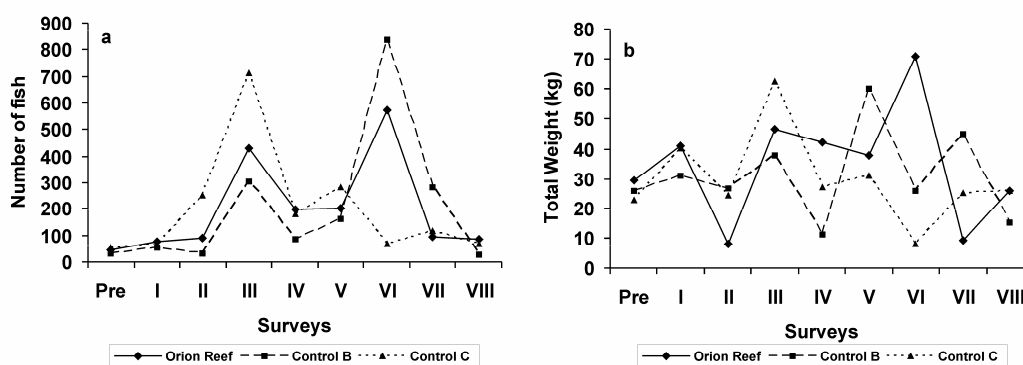


Figure 3. Total fish number (a) and weight (b) at *Orion* reef, control B and control C on the nine monitored surveys (01 pre-settlement and 08 post- settlement).

Figura 3. Número total de peces (a) y peso total (b) en el arrecife *Orión*, Áreas Control B y Control C en los nueve monitoreos (01 prehundimiento e 08 poshundimiento).

The growth parameters values of the LWR are presented for the most abundant species in number of individuals at the *Orion* reef and controls B and C (Table 4) (Fig. 4). The *t* test (ANOVA – Univariate test of significance) results for the growth parameters of each species among the three areas did not show significant statistical differences (ANOVA, $p > 0.05$).

Table 4. LWR growth parameters a, b, r and k of *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Trichiurus lepturus* by area (*Orion* reef, control B and control C).

Tabla 4. Parámetros de crecimiento: a, b, r and k de *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* y *Trichiurus lepturus* por área (arrecife *Orión*, Control B y Control C).

Species	Area	LWR growth parameters			
		a	b	k	r
<i>D. volitans</i>	Orion reef	3.00E-04	2.4565	1.00030	0.7718
	Control B	3.00E-05	2.8182	1.00003	0.9103
	Control C	2.00E-05	2.8425	1.00002	0.9821
<i>S. hispidus</i>	Orion reef	2.00E-05	2.9214	1.00002	0.9746
	Control B	4.00E-05	2.7812	1.00004	0.9584
	Control C	3.00E-05	2.9275	1.00003	0.9630
<i>C. gracilicirrhus</i>	Orion reef	2.00E-05	2.9715	1.00002	0.9697
	Control B	7.00E-06	3.1565	1.00001	0.9615
	Control C	3.00E-06	3.3387	1.00000	0.9756
<i>T. lepturus</i>	Orion reef	3.00E-06	2.8172	1.00000	0.9621
	Control B	8.00E-08	3.3105	1.00000	0.9906
	Control C	6.00E-08	3.3468	1.00000	0.9916

LWR growth parameters: a, b, r - regression coefficients, k - condition factor

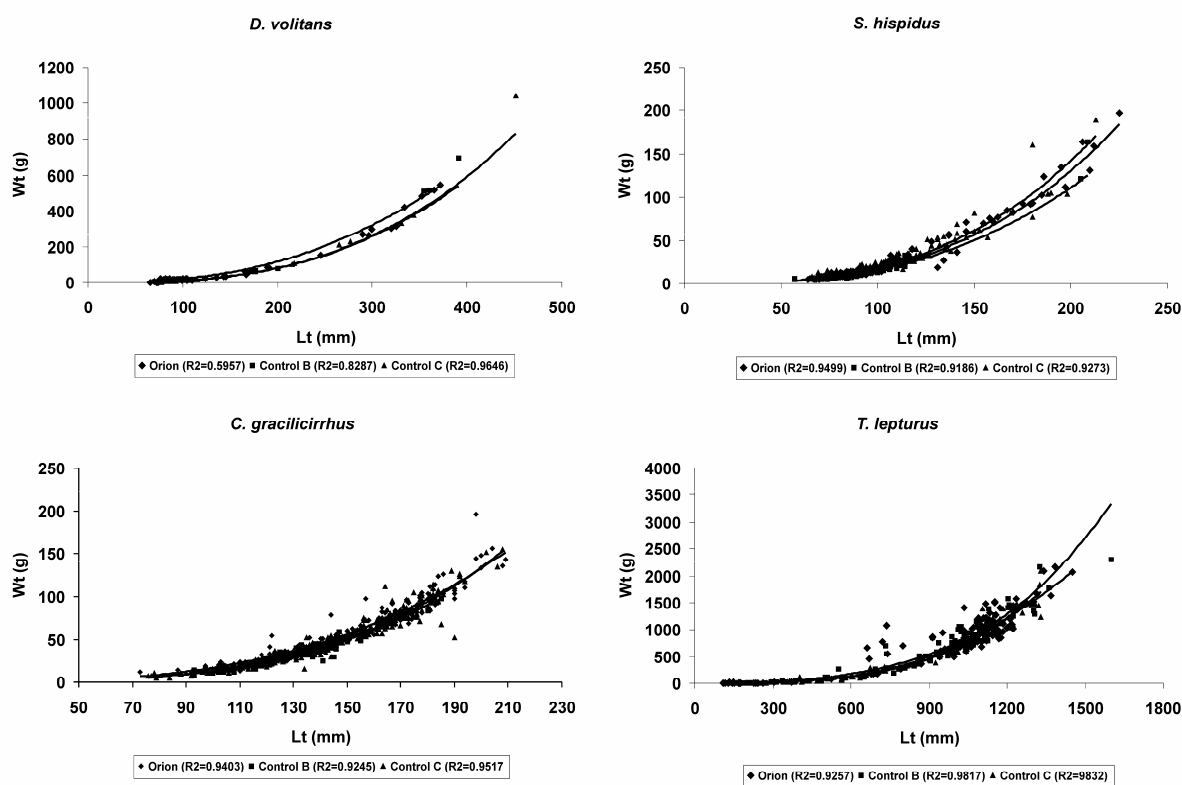


Figure 4. Total length (Lt = mm) vs. total weight (Wt = g) of *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Trichiurus lepturus* in the Orion reef and control B and C.

Figura 4. Longitud total (Lt = mm) vs. peso total (Wt = t) de *Dactylopterus volitans*, *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* y *Trichiurus lepturus* en el arrecife Orión y Áreas Control B y C.

The CPUE in the three study areas through the six fishing gears didn't show a clear pattern that could be associated to the influence of the *Orion* reef or even to temporal variations (Fig. 5). Significant spatial differences were registered only with the circular trap between controls ($p = 0.03$; $F = 3.59$; $df = 2$). All the other fishing gears showed similar variations ($p > 0.05$).

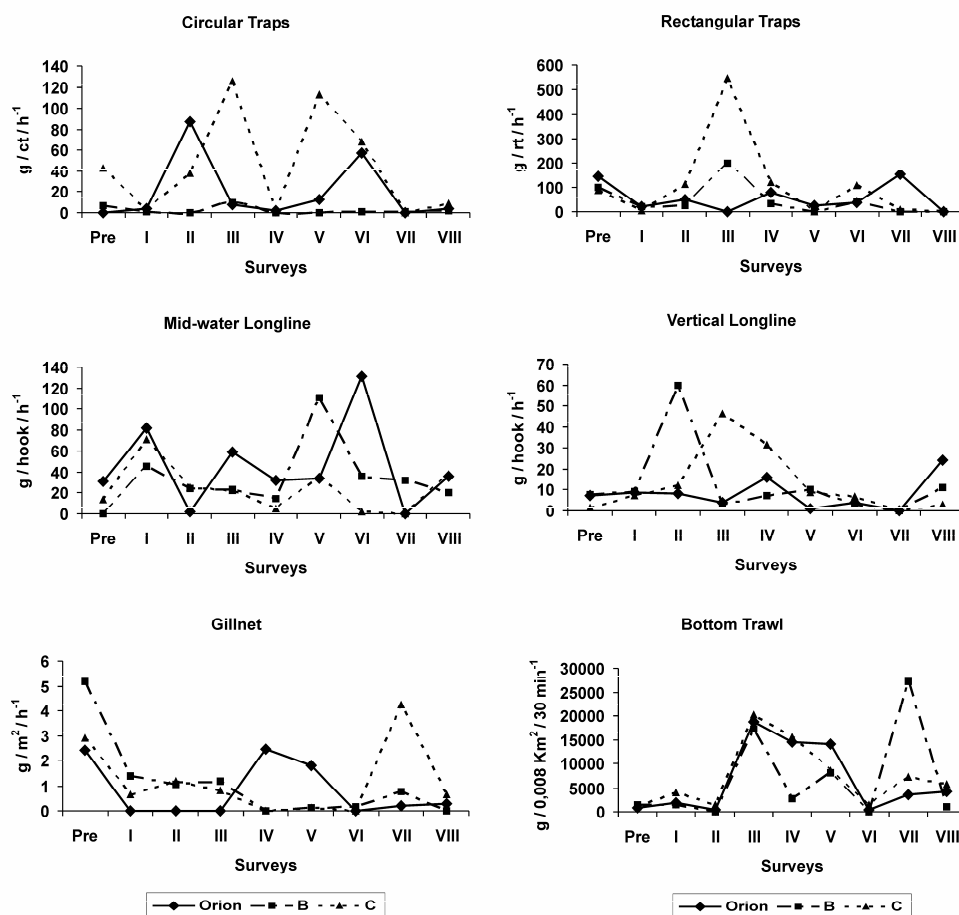


Figure 5. Catch per unit effort (CPUE) at the three study areas (*Orion* reef, control B and control C) on the pre-monitoring and the eight surveys for each fishing gear.

Figura 5. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en las tres áreas de estudio (arrecife *Orión*, Control B y Control C) durante el premonitoreo y ocho campañas después del hundimiento para cada arte de pesca.

The cluster analysis including the nine surveys in the three study areas showed two main groups. Group 1 with 20% similarity included the pre-monitoring survey and the 1st post-settlement survey in the three areas, due to the low number of fish captured and the co-dominance of *Trichiurus lepturus* and *Lagocephalus laevigatus* at this initial time. Group 2

had 25% similarity and included the other surveys of the three areas, due to the co-dominance of *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Stephanolepis hispidus*. The isolation of control B on the 2nd survey from all other samples reflected the predominance of *Stelifer rastrifer* in control B area during this monitoring period. It is noteworthy that the subgroups generally linked the three areas of a given survey (Fig. 6) showing their similarity. The MDS ordination with a stress value of 0.16 represented the large group formed in the cluster analysis, which basically included the three areas from the II to VIII post-settlement surveys, and confirmed the low influence of the shipwreck among the three studied areas (Fig. 6).

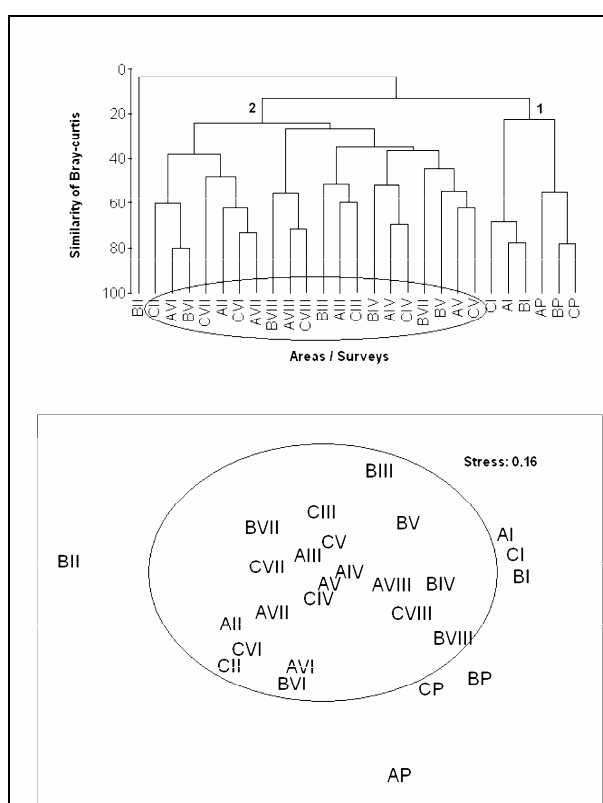


Figure 6. Cluster analysis (UPGMA) and MDS ordination (Bray-Curtis similarity coefficient), included the nine surveys in the three study areas (A = *Orion* reef, B and C = controls, P = pre-monitoring and I to VIII = monitoring surveys), considering the 23 species with > 10 individuals in at least one of the areas.

Figura 6. Análisis de agrupamiento (UPGMA) y ordenación MDS (coeficiente de similitud Bray-Curtis) incluyendo las nueve campanãs en las tres áreas de estudio (A = arrecife *Orión*, B y C = controles, P = premonitoreo y de I a VIII = monitoreos). Se consideraron las 23 especies de peces más representativas.

The similarity analysis ANOSIM didn't show a significant difference between groups 1 and 2 from the cluster analysis ($R = 0.627$; $p > 0.1$). The SIMPER analysis identified the species that most contributed to similarity within and between those groups. Group 1 had an average similarity of 32% with *T. lepturus* responsible for about 60% of this value. Group 2 showed a similarity of 20% and the main contributors were *C. gracilicirrhus* (34%) and *S. hispidus* (22%). The dissimilarity between the two main groups was 92% and the species that most contributed to this difference were *C. gracilicirrhus* (17%), *D. volitans* (16%) and *S. hispidus* (15%).

The CCA including the environmental parameters and species biomass values on each survey resulted on a correlation value of 21%. The first canonical axis explained 11% of the total variance. The species *Trachurus lathami* (Trla), *Porichthys porosissimus* (Popo), *Symphurus tesselatus* (Syte) and *Cynoscion striatus* (Cyst) showed higher biomass values associated with higher levels of NH_4 in summer surveys I, II, V, VI and VII. *Conodon nobilis* (Cono), *Pellona harroweri* (Peha) and *Cynoscion microlepidotus* (Cymi) were associated with lower levels of NH_4 and higher levels of O_2 , temperature and NO_3 during winter surveys of Pre-monitoring, III and IV. The second canonical axis explained 10% of the total variance. The species *S. rastrifer* (Stra) and *C. nobilis* (Cono) showed higher biomass values associated with warmer temperatures during winter surveys of Pre-monitoring, III and IV (Fig. 7). We highlight the pre-monitoring survey in the three areas AP, BP, CP, which were related to higher temperatures and the first survey after the ship sinking AI, BI, CI associated with higher levels of NH_4 .

The Monte Carlo permutation test revealed significant differences ($p = 0.005$) for the fish assemblages' distribution in relation to the samples and abiotic variables. The two axes explained 17% (eigenvalue = 0.50) and 7.2% (eigenvalue = 0.21) of the fish assemblages (total inertia of the biotic data = 2.95).

Over the 36 months of study we did not observe differences with respect to the nutrient concentrations (nitrite, nitrate, ammonia-N and orthophosphate) in the *Orion* reef and in the control areas. This can be attributed to the homogeneity on local hydrological conditions, which are under the influence of coastal and tropical waters. Temporal variations were observed in the *Orion* reef for nitrite, nitrate, phosphate in the 4th and 5th surveys in relation to the pre and first monitoring. Thus, similarity among the three areas reinforces the environment homogeneity related to the water masses, since the reef and the controls are all located on open water. The influence of environmental variables over the fish community associated with artificial reefs on the Brazilian coast are limited to studies at the northern coast of Rio de Janeiro, an area under the influence of Paraíba do Sul river (Godoy *et al.*, 2002; Zalmon *et al.*, 2002).

The attractive potential of artificial reef structures to cartilaginous and finfish on the northern of Rio de Janeiro was evaluated by Faria *et al.* (2001) and Gomes *et al.* (2001, 2004). They found that among four shark species, only *Rhizoprionodon lalandii* increased in the reef area. However, *R. porosus* was similar in number and weight in the reef and control areas about 500 m distant. According to our results, among the three shark species that surrounded the *Orion* reef, only *R. porosus* occurred near the shipwreck and control areas, although it was more frequent and abundant on the latter. This distribution pattern suggests that until now, the *Orion* reef did not represent an attractive potential for this specie. This differential behavior probably resulted from the greater complexity and dispersed spatial distribution of the experimental structures used by Faria *et al.* (2001) compared to the *Orion* reef.

In relation to the finfish distribution, the results of our study compared with those of Gomes *et al.* (2001), revealed a co-occurrence of nine species between their artificial reefs and the *Orion* reef. In both studies, these species also occurred in control areas except for *Caranx latus*, which was exclusive of the *Orion* reef. The occurrence of another 10 species only in the shipwreck area was probably due to the increase of food supply around the wreck promoting a temporary attraction effect of these species.

Santos & Monteiro (1997, 1998) and Santos *et al.* (2005) pointed out that artificial reefs and surrounding areas support a great diversity of species that are distributed according to food availability or associated with sand or mud bottoms, where their benthic preys live. These observations corroborate with our results where the fish distribution on the *Orion* reef, according to the position in the water column were represented by 55% demersal species, 21% benthopelagic, 12% benthic and 11% pelagic. Our results suggest that the influence of

the wreck is not yet well defined, given the number of exclusive species in the control areas ($N = 7$ in control B and $N = 12$ in control C) and their respective habits (demersal, bentho-pelagic, pelagic and benthic), not allowing a characterization of the behavior and distribution of these species in relation to the *Orion* shipwreck.

Comparing the total biomass in the three areas, we found that the values were 15% higher on the *Orion* reef than on the control ones, which represent an increase of 1.2 times in wet weight. These results can be compared, although not yet conclusively, to those obtained by Santos & Monteiro (1997, 1998) who observed an increase in biomass from 1.1 to 2.3 times in artificial reef areas when compared with control ones. They concluded that the reefs represent a useful management tool that contributes to the increased value of artisanal fisheries in the region. It is worth pointing out however that this increase on biomass would be greater if the benthic fish inside the *Orion* reef could be assessed.

The fish sampling associated with artificial reefs do not have a single target species, due to the non-selective capture methods employed and the occurrence of several species susceptible to the fishing gears. In our study the use of six different types of fishing gears simultaneously in each study area per survey allowed a complete assessment of the local fish assemblages. Gillnets, mid-water and vertical longlines are suitable gears for catching pelagic species, which migrate in the water column. Different types of traps (circular and rectangular) and the bottom trawl usually catch demersal and benthic species. In this work, CPUE results with the different fishing gears showed no significant differences ($p \geq 0.05$) among the shipwreck area and the control ones, except for the circular traps ($p \geq 0.03$; $F = 3.59$; $df = 2$) between the controls, suggesting that the species were evenly distributed.

All these methods operate at a relative distance from the artificial reefs. In our study the average distance (~ 100 m) from the shipwreck promotes a global description of the associated reef fish assemblages catching resident and also transient species, which occurs in the artisanal and commercial fisheries landings. In the northern coast of Rio de Janeiro, Gomes *et al.* (2001) and Santos *et al.* (2010) assessed the fish assemblages' sorting different sets of gillnets at a mean distance of 50 m from the artificial structures. Santos *et al.* (2010) indicated that artificial reefs are a promising management tools to artisanal fisheries in that area, depending on the target species and the fishing distance from the reefs (maximum of 300 m on their study). Also, Ryu (1995) states that the influence of artificial reefs on the fish assemblages can reach 300 m distant. However, in our study, even with a maximum distance

of 300 m, it was not observed a real influence of the shipwreck on the associated fish assemblages, especially when comparing the results of both control areas.

According to Bortone *et al.* (2000), fish assemblages' assessments in artificial reefs employ destructive sampling methods with different fishing gears and/or non-destructive conservative observations, ranging from technical underwater visual census methods to remote sensing using hydroacoustic equipment. Sampling methods using destructive sampling gears as gillnets were used by Santos & Monteiro (1998, 1999), Fabi *et al.* (1999), Vicente *et al.* (2008) and Santos *et al.* (2010) to assess the influence area and the spatial distribution of fish surrounding large and small artificial structures. According to them, the use of this fishing gear is ideal because of its efficiency and widespread use by fishermen in the region coupled with its effectiveness in capturing in deeper and/or less visible waters. Besides, it was possible to get biological data as feeding habits, growth parameters and reproduction stages from the studied species. The LWR results for the most abundant and most frequent ones caught in each area showed that *Stephanolepis hispidus*, *Ctenosciaena gracilicirrhus* and *Dactylopterus volitans* were mostly juveniles. However, the growth parameters of these representative species didn't show significant differences among the areas, indicating a lower attraction of adult fish by the *Orion* reef. Considering the lack of information on the fish biology of the artisanal and commercial species caught in the area, these data will be useful for future considerations on the influence of the shipwreck in the fish assemblages.

Despite the numerous studies on artificial reefs, the controversy over the question of attraction *vs.* production persists because the studies need to be conducted over larger scales of time (> 2-yrs) and space (km), so that the artificial reefs impacts could be statistically distinguished from natural variations (Bohnsack *et al.*, 1997). The authors found that many studies concluded that high fish densities around offshore structures are an evidence of increased production. But, according to Hixon & Beets (1993), Bohnsack *et al.* (1994) and Eklund (1996), such evidence is demonstrated mainly by the increase of young fish directly associated with the artificial structures.

As observed in this study, the fish community on a Mediterranean artificial reef (Recasens *et al.*, 2006) presented similar species composition and relative fish abundance when compared to natural areas. Fish assemblages associated to shipwrecks is a unique situation, since the species might be using food resources and habitat with features unavailable in natural reefs and especially when the artificial habitat is far from hard bottoms (Arena *et al.*, 2007).

The temporal variation in the colonization process of the fish community associated with the *Orion* reef showed the same pattern as in the two control areas, highlighting the similarity of the pre and first monitoring surveys due to the dominance of *T. lepturus*, and distinguished the subsequent surveys with the co-dominance of *C. gracilicirrhus* and *S. hispidus*. Fish assemblages similarity observed in the three study areas in all the surveys suggest a seasonal variation of the local ichthyofauna, reinforcing the hypothesis that the *Orion* reef is still not influencing the associated fish assemblages after almost three years.

During the fish assemblages monitoring near the *Orion* reef and control areas, there was no evidence of any effect on the local species composition and abundance. These results do not support the idea that decommissioned ships can generate benefits for the protection and maintenance of marine organisms associated with these artificial structures. However, it should be noted that a more complete assessment of a shipwreck effect on the fish assemblages should be longer (Danovaro *et al.*, 2002).

The monitoring time of 32 months after the *Orion* sinking may still be considered short to assume that the wreckage had reached its maturity as an artificial reef (*sensu* Charbonnel *et al.* 2002; Stephens & Pondella, 2002), either as a fish attractor or producer.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was carried out within the project “Geração de sítio de pesquisa biológica-marinha do ex-NHi. Orion“, under the contract n° 2002-044/00 (EGPN / IEAPM), supported by the Brazilian oil and gas company (PETROBRAS).

REFERENCES

- Ambrose, R.F. & T.W. Anderson. 1990. Influence of an artificial reef on the surrounding infaunal community. *Mar. Biol.*, 107: 42-52.
- Arena, P.T., L.K.B. Jordan & R.E. Spieler. 2007. Fish assemblages on sunken vessels and natural reefs in southeast Florida, USA. *Hydrobiologia*, 580: 157-171.
- Badalamenti, F. & G. D’anna. 1996. Monitoring techniques for zoobenthic communities: influence of the artificial reef on surrounding infaunal community. *Proceedings of the 1st Conference of the European Artificial Reef Research Network, Ancona, Italy*, pp. 347-358.
- Bohnsack, J.A., A-M. Eklund & A.L. Szmant. 1997. Artificial reef research: Is there more than the attraction-production issue? *Fisheries*, 22 (4): 14-16.

- Bohnsack, J.A., D.E. Harper, D.B. McClellan & M. Hulsbeck. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, U.S.A. *Bull. Mar. Sci.*, 55: 796-823.
- Bortone, S.A., M.A. Samoily & P. Francour. 2000. Fish and macro invertebrate evaluation methods. In: W. Seaman, (ed.). *Artificial reef evaluation: With application to natural marine habitats*. CRC Press, Florida, USA, pp. 127-164.
- Cervigón, F., 1993. *Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America*. FAO, Roma, 586 pp.
- Charbonnel, E., C. Serre, S. Ruitton, J.G. Harmelin & A. Jensen. 2002. Effects of increase habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 208-213.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 859 pp.
- Danovaro, R., C. Gambi, A. Mazzola & S. Mirto. 2002. Influence of artificial reefs on the surrounding infauna: analysis of meiofauna. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 356-362.
- Eklund, A.M. 1996. *The effects of post-settlement predation resource limitation on reef fish assemblages*. Ph.D. Thesis, University of Miami, 148 pp.
- Fabi, G., F. Grati A. Luchetti & L. Trovarelli. 1999. Evolution of the fish assemblage around a gas platform in the northern Adriatic Sea. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs, San Remo, Italy*, pp. 454-461.
- Faria, V.V., R. Novelli, M.P. Gomes & I.R. Zalmon. 2001. Potencial atrator de tubarões costeiros em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 18 (3): 813–821.
- Figueiredo, J.L. & N.A. Menezes. 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II Teleostei (1)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 110 pp.
- Figueiredo, J.L. & N.A. Menezes. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III Teleostei (2)*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 90 pp.
- Godoy, E.A.S., T.C.M. Almeida & I.R. Zalmon. 2002. Fish assemblages and environmental variables on an artificial reef north of Rio de Janeiro, Brazil. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 138-143.
- Gomes, M.P., R. Novelli, V.V. Faria & I. R. Zalmon. 2001. Potencial atrator de peixes ósseos em recife artificial no litoral norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zool.*, 18 (3): 779–792.

- Gomes, M.P., R. Novelli & I. R. Zalmon. 2004. Attraction of *Chloroscombrus crysurus* (Linnaeus, 1766) (Teleostei: Carangidae) by artificial reef on the Northern coast of Rio de Janeiro state, Brazil. *Acta Biologica Leopoldensia*, 26 (2): 299-305.
- Hixon, M.A. & J.P. Beets. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral reef assemblages. *Ecol. Monogr.*, 63: 77-101.
- Jensen, A.C., K.J. Collins & A.P. Lockwood. 2000. Artificial reefs in european seas. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 536 pp.
- Lindquist, D.G. & L.J. Pietrafesa. 1989. Current vortices and fish aggregations: the current field and associated fishes around a tugboat wreck in Onslow Bay, North Carolina. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (2): 533-544.
- Lorenzi, L. 2004. Estrutura das associações infaunais sublitorais de substrato inconsolidado adjacente a recifes artificiais e naturais, Paraná, Brasil. PhD Thesis, Universidade Federal do Paraná, 189 pp.
- Love, M.S., D.M. Schroeder, W. Lenarz, A. Maccall, A.S. Bull & L. Thorsteinson. 2006. Potential use of offshore marine structures in rebuilding an overfished rockfish species, bocaccio (*Sebastes paucispinis*). *Fish. Bull.*, 104: 383-390.
- Menezes, N.A. & J.L. Figueiredo. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV Teleostei (3). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 96 pp.
- Menezes, N.A. & J.L. Figueiredo. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V Teleostei (4). Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 105 pp.
- Moura, A., D. Boaventura, J. Cúrdia, S. Carvalho, L. Cancela da Fonseca, F.M. Leitão, M.N. Santos & C.C. Monteiro. 2007. Effect of depth and reef structure on early macrobenthic communities of the Algarve artificial reefs (southern Portugal). *Hydrobiologia*, 580: 173-180.
- Nicoletti, L., S. Marzialetti, D. Paganelli & G.D. Ardizzone. 2007. Long-term changes in a benthic assemblage associated with artificial reefs. *Hydrobiologia*, 580: 233-240.
- Paiva, M.P. 1997. Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil. UFC – Univ. Fed. Ceará, Fortaleza, 278 pp.
- Pauly, D. 1980. A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fish Circ.*, 729: 54 pp.
- Recasens, L., A. Lombarte & P. Sanchez. 2006. Teleostean fish assemblages in an artificial reef and natural rocky area in Catalonia (Northwestern Mediterranean): an ecomorphological approach. *Bull. Mar. Sci.*, 78 (1): 71-82.

- Rilov, G. & Y. Benayahu. 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. *Mar. Biol.*, 136: 931-942.
- Ryu, H.Y. 1995. Artificial reef ecology. Kyoto, 9th Marine Ranch Training Course, Koshi Univ., Kyoto, Japan, 13p.
- Santos, L.N., D.S. Brotto & I.R. Zalmon. 2010. Fish responses to increasing distance from artificial reefs on the Southeastern Brazilian Coast. *J. Exp.Mar. Biol. Ecol.*, 386 (1-2): 54-60.
- Santos, M.N. & C.C. Monteiro. 1997. The Olhão artificial reef system (South Portugal): Fish assemblages and fishing yield, *Fish. Res.*, 30: 33-41.
- Santos, M.N. & C.C. Monteiro. 1998. Comparison of the catch and fishing yield from an artificial reef system and neighbouring areas off Faro (Algarve, south Portugal), *Fish. Res.*, 39: 55-65.
- Santos, M.N. & C.C. Monteiro. 1999. Spatial distribution of fish around an artificial reef system: area of influence. *Proceedings of the 7th International Conference on Artificial Reefs*, San Remo, Italy, pp. 46-53.
- Santos, M.N., C.C. Monteiro & G. Lasserre. 2005. Observations and trends on the intra-annual variation of the fish assemblages on two artificial reefs in Algarve coastal Waters (Southern Portugal). *Sci. Mar.*, 69 (3): 415-426.
- Seaman, W. & A.C. Jensen. 2000. Purposes and practices of artificial reef evaluation. In: W. Seaman, (ed.). *Artificial reef evaluation: With application to natural marine habitats*. CRC Press, Florida, USA, pp. 1-20.
- Silva, A.S. 2001. Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do estado do Paraná. Ph.D. Thesis, Universidade Federal do Paraná, 178 pp.
- Stephens, J.Jr. & D. Pondella. 2002. Larval productivity of a mature artificial reef: the ichthyoplankton of King Harbor, California, 1974-1997. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 51-58.
- Stone, R.B. 1985. History of artificial reef use in the United States. In: F. M. D'Itri, (ed.). *Artificial reefs, marine and freshwater applications*. Lewis Publishers, Michigan, pp. 3-12.
- Strickland, J.D. & T.R. Parsons. 1972. A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish Res. Bd. Can.* 167, 310 pp.
- Supongpan, M. 2004. Fishing operation and fisheries surrounding the artificial reefs. Regional workshop "Artificial reefs in southeast Asia", SEAFDEC/TD, Samutprakran, Thailand, 20 pp.

- ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 1167-1179.
- Vicente, M., M. Falcão, M.N. Santos, M. Caetano, D. Serpa, C. Vale & C.C. Monteiro. 2008. Environmental assessment of two artificial reef systems off southern Portugal (Faro and Olhão): A question of location. *Cont. Shelf Res.*, 28: 839-847.
- Walker, S.J., T.A. Schlacher & M.A. Schlacher-Hoelinger. 2007. Spatial heterogeneity of epibenthos on artificial reefs: fouling communities in the early stages of colonization on an East Australian shipwreck. *Mar. Ecol.*, 28: 1-11.
- Wilding, T.A. & M.D.J. Sayer. 2002. Evaluating artificial reef performance: approaches to pre and post-deployment research. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 222-230.
- Zalmon, I.R., R. Novelli, M.P. Gomes & V.V. Faria. 2002. Experimental results of an artificial reef program on the Brazilian coast north of Rio de Janeiro. *ICES J. Mar. Sci.*, 59: 83-87.
- Zar, J.H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, 718 pp.

