

INFLUÊNCIA DO ARRANJO ESPACIAL DE MÓDULOS RECIFAIS
ARTIFICIAIS NA ICTIOFAUNA TRANSIENTE NA COSTA NORTE
DO RIO DE JANEIRO

PEDRO VIANNA GATTS

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE – UENF
CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
ABRIL/2014

FICHA CATALOGRÁFICA
Preparada pela Biblioteca do Centro de Biociências e Biotecnologia
da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro

558 / 2014

Gatts, Pedro Vianna

Influência do arranjo espacial de módulos recifais artificiais na
ictiofauna transiente na costa norte do Rio de Janeiro / Pedro Vianna Gatts.
-- Campos dos Goytacazes, 2014.

60 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) –
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. Centro de
Biociências e Biotecnologia. Laboratório de Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ecologia de organismos

Orientador: Zalmon, Ilana Rosental

Bibliografia: f. 51-60

1. Recife artificial 2. Ictiofauna transiente 3. Estrutura de comunidade
4. Volume e distância recifal 5. Sudeste do Brasil I. Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro II. Título

597
G263i

INFLUÊNCIA DO ARRANJO ESPACIAL DE MÓDULOS RECIFAIS
ARTIFICIAIS NA ICTIOFAUNA TRANSIENTE NA COSTA NORTE
DO RIO DE JANEIRO

PEDRO VIANNA GATTS

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia, da Universidade Estadual do Norte Fluminense, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Dra. Ilanna Rosental Zalmon

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ
ABRIL/2014

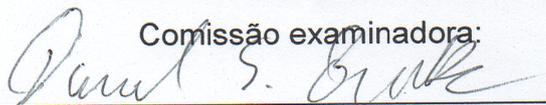
INFLUÊNCIA DO ARRANJO ESPACIAL DE MÓDULOS RECIFAIS
ARTIFICIAIS NA ICTIOFAUNA TRANSIENTE NA COSTA NORTE
DO RIO DE JANEIRO

PEDRO VIANNA GATTS

Dissertação apresentada ao Centro
de Biociências e Biotecnologia, da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense, como parte das
exigências para obtenção do título
de Mestre em Ecologia e Recursos
Naturais

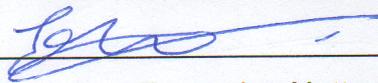
Aprovado em 01 de abril de 2014.

Comissão examinadora:



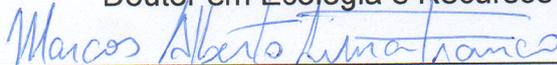
Dr. Daniel Shimada Brotto – UVA

Doutor em Biociências e Biotecnologia



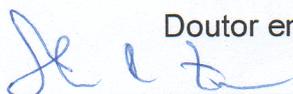
Dr. Eduardo Barros Fagundes Netto – IEAPM

Doutor em Ecologia e Recursos Naturais



Dr. Marcos Alberto Lima Franco – UENF

Doutor em Ecologia e Recursos Naturais



Dra. Ilana Rosental Zalmon (Orientadora) – UENF

Doutora em Ciências Biológicas

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à minha família que sempre me deu força nos momentos difíceis. São pessoas que me incentivaram a continuar no caminho certo.

À Michelle, minha namorada, que me acompanhou no último ano de mestrado sempre me aconselhando e sendo muito paciente e compreensiva nos momentos mais tensos.

À minha orientadora, Ilana Rosental Zalmon, por ter me dado a oportunidade de trabalhar no LCA, inicialmente com a endofauna, além da orientação durante a monografia e o mestrado com ecologia de peixes.

Ao Prof. Luciano Neves dos Santos que esteve presente na coleta e triagem inicial dos peixes, além da importante contribuição nas ferramentas de análise de dados e das colocações vitais para a elaboração da dissertação.

Ao Prof. Daniel Shimada Brotto por me ensinar todo o procedimento de triagem dos peixes que coletamos e sempre estar interessado em nos ajudar.

Ao Prof. Carlos Eduardo Rezende por sempre incentivar nossas pesquisas e ajudar no que fosse necessário dentro do Laboratório de Ciências Ambientais.

Aos meus amigos, Diogo Fonseca da Rocha, Marcos Alberto Lima Franco e Roberto Musso, que trabalharam comigo em todas as coletas, de participarem das análises laboratoriais desde a identificação das espécies até a ecologia, além dos constantes debates em relação à dissertação.

Aos meus amigos do Laboratório de Ciências Ambientais, trabalho e saídas de campo (principalmente Bruno, Fabrício, Phillipe, Eurico, Isabela, Andressa e Tati). Passamos por poucas e boas em Guaxindiba e muito aprendizado dentro do LCA.

Sumário	
Lista de tabelas	vii
Lista de figuras	vii
Resumo	x
Abstract	xii
1. Introdução	1
1.1. Hipótese	4
1.2. Objetivo	4
2. Metodologia	5
2.1. Área de estudo	5
2.2. Desenho experimental	6
2.3. Amostragem	8
2.4. Tratamento e análise dos dados	9
2.4.1. Estrutura da comunidade íctica	9
2.4.2. Diferenças espaciais (entre os tratamentos distância e tamanho modular) e temporais (períodos seco e chuvoso)	9
3. Resultados	11
3.1. Dados brutos	11
3.2. Volume recifal	13
3.2.1. Composição íctica	13
3.2.2. Estrutura da comunidade	14
3.2.3. Padrão de associação das espécies	19
3.3. Distância recifal	21
3.3.1. Composição íctica	21
3.3.2. Estrutura da comunidade	22
3.3.3. Padrão de associação das espécies	27

4. Discussão	29
4.1. Volume recifal	30
4.2. Distância recifal	33
4.3. Padrão de associação das espécies	35
5. Considerações finais	36
6. Referências bibliográficas	38

Lista de tabelas

Tabela 1. Composição, número de indivíduos percentual (N%), biomassa percentual (B%), frequência de ocorrência percentual (FO %) e importância percentual (IP) das espécies ícticas coletadas.	12
Tabela 2. Composição e importância percentual (IP) das espécies ícticas capturadas em cada volume recifal (1, 2 e 3 m ³) e o total.	14
Tabela 3. PERMANOVA da riqueza, abundância, biomassa, diversidade de Shannon (H') e dominância de Simpson (D) das espécies ícticas capturadas em cada volume (1, 2 e 3 m ³) e período de coleta (seco e chuvoso). "gl": graus de liberdade.	16
Tabela 4. Composição e importância percentual (IP) das espécies ícticas capturadas em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m) e o total.	22
Tabela 5. PERMANOVA da riqueza, abundância, biomassa, diversidade de Shannon (H') e dominância de Simpson (D) das espécies ícticas capturadas em cada volume (1, 2 e 3 m ³) e período de coleta (seco e chuvoso). "gl": graus de liberdade.	24

Lista de figuras

Figura 1. Área de instalação dos recifes artificiais (RA), norte do estado do Rio de Janeiro	5
Figura 2. Vazão do rio Paraíba do Sul. Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais UENF. Setas indicam os meses de amostragem.	6

Figura 3. Módulos experimentais de concreto do tipo <i>reef ball</i> .	6
Figura 4. Desenho esquemático da configuração dos módulos recifais no local de estudo. Distância entre cada desenho modular experimental ~ 50 m.	7
Figura 5. Desenho esquemático da rede de espera acima dos <i>reef balls</i> .	8
Figura 6. Número de espécies, número de indivíduos e biomassa totais (A, B e C) e por unidade de volume padronizada (D, E e F) da comunidade íctica transiente em cada volume recifal (1, 2 e 3 m ³). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.	15
Figura 7. Comprimento total (CTmm) dos peixes da comunidade íctica transiente de cada tamanho recifal (1, 2 e 3 m ³). A linha representa o modelo aditivo generalizado selecionado pelo critério de informação Akaike.	17
Figura 8. Número de indivíduos por unidade de volume padronizada das famílias Ariidae (A), Carcharhinidae (B), Sciaenidae (C) e Carangidae (D) da comunidade íctica transiente de cada volume recifal (1, 2 e 3 m ³). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.	18
Figura 9. Diagrama de ordenação da análise canônica das componentes principais do número de indivíduos capturados em relação a cada volume recifal testado (1, 2 e 3 m ³). Círculos correspondem ao intervalo de 95 % de confiança.	19
Figura 10. NMDS da comunidade íctica em cada volume recifal (1, 2 e 3 m ³) e período de coleta (seco e chuvoso).	20
Figura 11. Distribuição relativa do número de indivíduos (%) das espécies mais representativas (IP > 5%): A – todos os volumes recifais; B – 1 m ³ ; C – 2 m ³ ; D – 3 m ³ . PC – Período chuvoso e PS – Período seco.	21
Figura 12. Número de espécies, número de indivíduos e biomassa totais (A, B e C) e por unidade de área padronizada (D, E e F) da comunidade íctica transiente em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.	23
Figura 13. Comprimento total (CTmm) dos peixes da comunidade íctica transiente de cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). A linha representa o modelo aditivo generalizado selecionado pelo critério de informação Akaike.	25

- Figura 14. Densidade das famílias Sciaenidae (A), Ariidae (B) e Carangidae (C) por unidade de área padronizada da comunidade íctica transiente de cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike. **26**
- Figura 15. Diagrama de ordenação de análise canônica das componentes principais no número de indivíduos capturados em relação a cada distância recifal testada (0,5, 5 e 15 m). Círculos correspondem ao intervalo de 95% de confiança. **27**
- Figura 16. NMDS da comunidade íctica em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m) e período de coleta (seco e chuvoso). **28**
- Figura 17. Distribuição relativa do número de indivíduos (%) das espécies mais representativas (IP > 5%): A – todos os volumes recifais; B – 0,5 m; C – 5 m; D – 15 m. PC – Período chuvoso e PS – Período seco. **29**

Resumo

Para investigar a influência do volume recifal (1, 2 e 3 m³) e o efeito da distância entre módulos em pequena escala (0,5, 5,0 e 15 m) na estrutura e composição da ictiofauna transiente, módulos de concreto do tipo *reefball* foram empregados a cerca de 9 m de profundidade na costa norte do Rio de Janeiro. As coletas da ictiofauna foram realizadas em dois períodos do ano (seco – setembro de 2009 e outubro de 2010; e chuvoso – abril de 2010 e 2011) empregando-se redes de espera para registro da composição, riqueza, diversidade, abundância, biomassa e comprimento da ictiofauna transiente. Considerando o tratamento volume recifal, os valores médios totais de riqueza e diversidade de espécies, abundância e biomassa não diferiram significativamente entre os volumes testados, mas quando analisados por unidade de volume padronizado (m³) registrou-se um decréscimo destes descritores de comunidade com o incremento do volume recifal. A análise canônica de coordenadas principais (CAP) revelou que a composição da assembleia de peixes transiente é marginalmente distinta ($p = 0,06$) entre os volumes de 2 e 3 m³. Em relação ao tratamento distância entre unidades modulares, os valores médios totais de riqueza, abundância, biomassa e diversidade das espécies não diferiram significativamente entre as distâncias recifais, mas quando analisados por unidade de área padronizada (m²) registrou-se um decréscimo destes descritores de comunidade com o incremento da distância entre módulos. A análise canônica de coordenadas principais (CAP) revelou que a composição de peixes transientes é mais similar entre as distâncias de 5 e 15 m. O método do escalonamento não métrico multidimensional (NMDS) revelou diferenças na composição da ictiofauna entre os períodos de coleta (seco *versus* chuvoso), com o predomínio de algumas espécies da família Sciaenidae (*Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Larimus breviceps* e *Cynoscion virescens*) no período seco e *Aspistor luniscutis* (Ariidae) e *Rhizoprionodon porosus* (Carcharinidae) no período chuvoso. Os resultados sugerem que os incrementos de 1 para 3 m³ de volume e de 0,5 para 15 m de distância entre módulos podem resultar em pequenas alterações nos descritores de comunidade, mas podem levar à menores valores relativos

de riqueza, diversidade e densidade por unidade padronizada de volume e área, respectivamente. Ainda, os efeitos sazonais da vazão do Rio Paraíba do Sul podem se sobrepor aos efeitos da configuração recifal. Em virtude dos menores volumes e distâncias terem apresentado valores superiores de riqueza e densidade, é sugerido que *reefballs* de 1m³ sejam utilizados de forma individualizada e dispersos a <5,0 m de distância entre si em programas de manejo visando principalmente o aumento da biomassa e diversidade íctica transiente local.

Abstract

To investigate the influence of reef volume (1, 2 and 3 m³) and the effect of distance between modules on a small scale (0.5, 5.0 and 15 m) on the structure and composition of transient ichthyofauna modules of concrete reefball type were employed about 9 m depth in the northern coast of Rio de Janeiro. Fish sampling was performed in two seasons (dry - September 2009 and October 2010, and rainy - April 2010 and 2011) employing gillnets to record the composition, richness, diversity, abundance, biomass and length of transient fishes. Whereas treatment reef volume, average total richness, species diversity, abundance and biomass did not differ significantly between the tested volumes, but when analyzed per unit of standardized volume (m³) registered a fall of these descriptors community with the increase in the volume reef. The canonical analysis of principal coordinates (CAP) revealed that the composition of the assembly of transient fish is marginally different ($p = 0.06$) between the volumes of 2 and 3 m³. Regarding treatment distance between modular units, the average total richness and species diversity, abundance and biomass didn't differ significantly between the reef distances, but when analyzed per unit area standardized (m²) recorded a fall of these descriptors community the increment of the reef distance. The canonical analysis of principal coordinates (CAP) revealed that the fish transient composition is more similar between the distances of 5 m and 15 m. The method of non-metric multidimensional scaling (NMDS) revealed differences in the composition of the ichthyofauna between the collection periods (dry versus rainy) , with the predominance of some species of Sciaenidae (*Stellifer rastrifer*, *Paralonchurus brasiliensis*, *Larimus breviceps* and *Cynoscion virescens*) in dry period and *Aspistor luniscutis* (Ariidae) and *Rhizoprionodon porosus* (Carcharinidae) in the rainy season. The results suggest that increases of 1 to 3 m³ in volume and 0.5 to 15 m distance between modules can result in small changes in the community descriptors, but can lead to lower values of relative richness, diversity and density per standard unit of volume and area respectively. Still, seasonal effects of the outflow of the Rio Paraiba do Sul may override the effects of reef setting. Due to lower volumes and distances have shown higher values of richness and density, it is

suggested that the reefballs of 1m³ are used individually and scattered at < 5.0 m away from each other in management programs aimed primarily to increase local biomass and diversity of transient ichthyofauna.

1. Introdução

Recifes artificiais são estruturas formadas por um ou mais objetos de origem natural ou humana submersos propositalmente no assoalho marinho deliberadamente com o intuito de mimetizar algumas características de recifes naturais, bem como de influenciar processos físicos, biológicos e sócio-econômicos relacionados a recursos vivos marinhos (Jensen, 1998; Seaman, 2000).

Recifes artificiais são amplamente utilizados no manejo da zona costeira para a proteção da linha de costa e de áreas de importância ecológica ou na reabilitação e incremento da pesca (Polovina, 1991; Baine, 2001; Walker *et al.*, 2002; Fabi *et al.* 2011; Simon *et al.* 2011). O uso de estruturas artificiais como ferramenta para a restauração de habitats tem aumentado em virtude do potencial promissor e dos crescentes registros de êxito na reabilitação de estoques pesqueiros (Caddy, 1999; Fabi *et al.*, 2011; Feary, 2011; Simon *et al.* 2011). Entretanto, recifes artificiais também podem ser ferramentas na investigação científica por serem facilmente manipulados, permitindo o controle de variáveis de estrutura (ex. dimensões, complexidade) e possibilitando uma variedade de arranjos espaciais (Jan *et al.* 2003; Jordan *et al.* 2005). Assim, permitem a validação de teorias ecológicas e o desenvolvimento de modelos teóricos e preditivos, muitos dos quais representam as bases dos programas práticos e, em maior escala, aplicados a recifes em ambientes marinhos (Polovina, 1991; Fabi *et al.*, 2011).

Habitats recifais artificiais são construídos a partir de uma variedade de materiais, como concreto, borracha e plataformas de petróleo (Baine, 2001; Fabi *et al.* 2011), sendo o primeiro mais utilizado pela durabilidade e por compor diversos tipos estruturais (ex. cubos, pirâmides, cones, *reef balls*), áreas e volumes (Baine, 2001; Jan *et al.*, 2003; Fabi *et al.*, 2011; Hackradt *et al.*, 2011). A complexidade das estruturas também pode influenciar a comunidade íctica associada, já que a presença de orifícios e fendas oferece espaços para abrigo, reprodução e refúgio contra predadores (Anderson *et al.* 1989; Bohnsack, 1989; Hixon e Beets, 1989; Seaman, 1996; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.* 2002; Hackradt *et al.*, 2011).

A replicação e a disposição espacial dos recifes também são fatores que alteram a heterogeneidade do ambiente e a estrutura de comunidade de peixes associados (Lindberg, 1996; Jordan *et al.*, 2005). Desenhos experimentais de recifes com diferentes tamanhos, número de módulos, volumes, áreas e distâncias inter-modulares têm sido investigados como ferramentas no manejo e/ou conservação de recursos costeiros, por atrair/agregar espécies alvo (Schroeder, 1987; Frazer & Lindberg, 1994; Baine, 2001; Charbonnel, 2002; Baine & Side, 2003; Jordan *et al.*, 2005; Simon *et al.*, 2011).

Diversos autores reportaram impactos positivos de habitats artificiais através da relação direta da complexidade (ex. número e tamanho de orifícios, tamanho do conjunto recifal e arranjo espacial dos módulos) com a abundância (Fujita *et al.*, 1996; Charbonnel *et al.*, 2002; Jordan, 2005; Hunter & Sayer, 2009), riqueza (Fabi & Fiorentini, 1994; Pratt, 1994; Jordan *et al.*, 2005) e diversidade de espécies de peixes associados (Roberts & Ormond, 1987; Fabi & Fiorentini, 1994; Hunter & Sayer, 2009).

Organismos de substratos arenosos adjacentes aos recifes são importantes na dieta alimentar de peixes piscívoros e/ou invertívoros associados, sugerindo que as comunidades recifais sejam dependentes da produção biológica do sedimento associado (Lindquist *et al.*, 1994; Relini *et al.*, 2002; Leitão *et al.*, 2007). A teoria do forrageamento ótimo sugere que quanto menos energia se gasta durante o forrageio, maior o ganho de energia e menor o risco do organismo ser predado. Assim, os peixes se alimentariam de presas mais próximas ao recife (MacArthur e Pianka, 1966; Milinski, 1986; Stephens e Krebs, 1986). Esse comportamento da ictiofauna pode levar a distribuição de presas no entorno de unidades recifais em halos, gerando um aumento na disponibilidade de presas à medida que se distancia destas estruturas (Randall, 1965; Ogden, 1976; Bortone *et al.*, 1998; Campbell *et al.*, 2011). Lindberg (1996) e Jordan *et al.* (2005) investigaram o fator grau de isolamento entre módulos que compõem um recife artificial na estrutura íctica e observaram maiores abundâncias de peixes em recifes mais distantes do que em outros mais agregados. Bortone *et al.* (1998) e Campbell *et al.* (2011) verificaram uma redução na densidade de presas quanto mais próximo aos recifes artificiais.

O tamanho dos recifes, naturais ou artificiais, medido em área, volume ou número de módulos recifais tem recebido atenção devido à sua influência na estrutura da ictiofauna no entorno dos módulos (Jan *et al.*, 2003; Jordan *et al.*, 2005). O incremento de estruturas artificiais acarreta no aumento da capacidade suporte do ambiente (Bohnsack, 1989; Polovina, 1991; Gratwicke e Speight, 2005), definida por Ricklefs (2010) como o maior número de indivíduos que o ambiente pode sustentar, refletindo em maior disponibilidade de presas nos substratos arenosos adjacentes e, conseqüentemente, na maior abundância e riqueza de peixes do que os recifes de menor tamanho (Bohnsack, 1989; Bombace *et al.*, 1994; Pratt, 1994; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.*, 2002; Jordan *et al.*, 2005). No entanto, a duplicação ou triplicação do tamanho recifal não acarreta necessariamente no incremento dos indicadores numéricos em tal proporção (Jordan *et al.*, 2005).

Diversos autores verificaram que peixes de maior porte e biomassa frequentemente ocorrem em recifes artificiais de maior tamanho (Bohnsack, 1989; Bombace, 1994; Pratt, 1994; Bohnsack *et al.*, 1994; Charbonnel *et al.*, 2002; Sherman *et al.*, 2002; Jordan *et al.*, 2005), já que a presença de mais refúgios acarreta em uma maior disponibilidade de presas (Jordan *et al.*, 2005). Por outro lado, recifes de menor tamanho podem apresentar, dependendo da disposição espacial, maiores densidades e diversidade de peixes por volume (Bohnsack e Sutherland, 1985; Schroeder, 1987; Bohnsack *et al.*, 1994). Tais considerações são importantes, uma vez que, em alguns casos, recifes naturais ou artificiais de menores tamanhos ou número, mas com distribuição e complexidade “em mancha” (módulos recifais espaçados) podem apresentar maiores abundâncias e riqueza de peixes do que recifes maiores e isolados em fundo arenoso (Nanami & Nishihira, 2002; Jan *et al.*, 2003; Morton & Shima, 2013).

A partir da década de 1990 estudos desenvolvidos no Brasil ao longo da sua costa investigam o potencial efeito de estruturas artificiais sobre os organismos locais (Zalmon *et al.*, 2002; Jardewski & Almeida, 2005; Conceição & Pereira, 2006; Simon, 2010; Hackradt *et al.*, 2011). Na costa norte do estado do Rio de Janeiro, pesquisadores vêm realizando projetos sistemáticos

relacionados a um complexo de recifes artificiais da região com a finalidade de obter uma maior compreensão do potencial atrator recifal (Faria *et al.*, 2001; Gomes *et al.*, 2004), dos padrões de uso e agentes modeladores de comunidades de peixes em estruturas artificiais (Brotto *et al.*, 2006a, 2006b) e da influência da complexidade estrutural do recife e substrato adjacente aos recifes artificiais sobre as assembléias ícticas e macrobentônicas (Brotto & Zalmon, 2007, 2008; Santos *et al.*, 2010; Machado *et al.*, 2013; Zalmon *et al.*, 2014).

Uma vez que a complexidade estrutural, a disposição espacial e o tamanho dos recifes, naturais e artificiais influenciam na dinâmica da ictiofauna adjacente, o enfoque de pesquisas a cerca destes temas pode gerar informações importantes sobre a interferência de estruturas artificiais na composição e estrutura dessa comunidade e na criação de modelos utilizados como ferramentas na tomadas de decisões vinculadas a projetos de manejo e conservação de recursos marinhos na costa norte do estado do Rio de Janeiro.

1.1. Hipótese

H1: O incremento no número de unidades modulares de um recife artificial aumenta o volume recifal e sua área de abrangência sobre o entorno, gerando potencialmente uma maior disponibilidade de presas, e conseqüentemente uma maior riqueza, diversidade, abundância e biomassa da ictiofauna transiente em relação a módulos menores.

H2: O aumento na distância entre unidades modulares recifais reduz a sobreposição de seus respectivos halos tróficos, promovendo uma maior disponibilidade de presas e, conseqüentemente, uma maior riqueza, diversidade, abundância e biomassa da ictiofauna transiente em relação a módulos mais próximos.

1.2. Objetivo

Avaliar a influência do desenho experimental de habitats recifais artificiais (tamanho e distância de módulos experimentais) na composição e estrutura da comunidade ictiofaunística transiente na costa norte do Rio de Janeiro.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O complexo de recifes artificiais situa-se a cerca de cinco milhas náuticas da praia de Manguinhos ($21^{\circ}24'S$, $41^{\circ}55'W$) no município de São Francisco de Itabapoana, RJ, com uma lâmina d'água de aproximadamente nove metros de profundidade. A área de estudo está localizada entre a foz dos rios Paraíba do Sul (sul) e Itabapoana (norte), cerca de 25 km equidistantes destes dois pontos (Figura 1). O litoral é pouco recortado com longas praias e poucos costões rochosos, e o fundo plano é constituído principalmente por nódulos calcários (rodolito), areia e lama (Zalmon *et al.*, 2002). O vento predominante na região é o Nordeste e, conforme sua intensidade e direção, aliado à variação da maré e fases da lua, a condição do mar pode ser alterada de calmo (geralmente no período matutino) para extremamente agitado (vespertino) (Krohling & Zalmon, 2007).

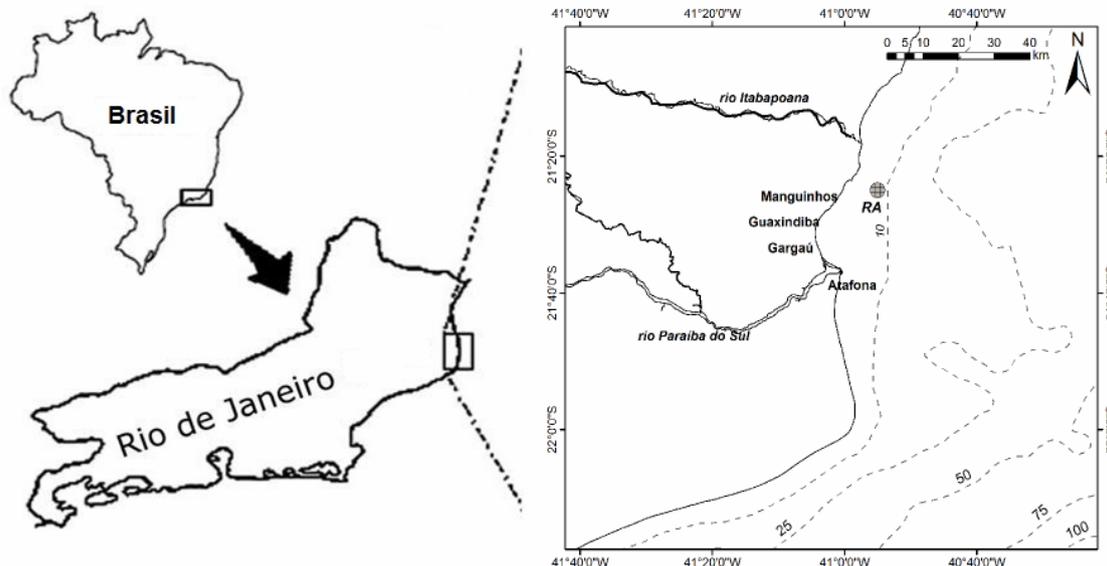


Figura 1. Área de instalação dos recifes artificiais (RA), norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil.

A região pode ser caracterizada por duas estações sazonais com base na vazão do rio Paraíba do Sul (RPS) (Figura 2), classificando-se o período de maior vazão ($\sim 1798 \text{ m}^3/\text{s}$) como chuvoso, que corresponde aos meses de verão e o de menor vazão ($\sim 353 \text{ m}^3/\text{s}$) como período seco.

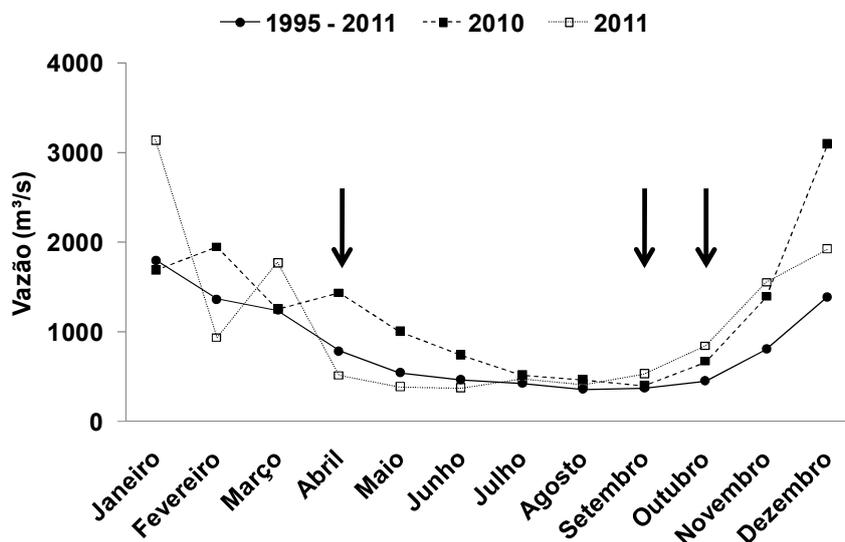


Figura 2. Vazão do rio Paraíba do Sul. Fonte: Laboratório de Ciências Ambientais UENF. Setas indicam os meses de amostragem.

2.2. Desenho experimental

O presente estudo foi realizado utilizando-se módulos recifais de concreto, *reefballs* ($\sim 1 \text{ m}^3$) (Figura 3). Estes possuem orifícios de 20 cm de diâmetro permitindo a entrada dos peixes e criando espaços de refúgio. Cada unidade apresenta um peso aproximado de 500 kg e o complexo recifal tem se apresentado estável em diferentes condições de tempo desde 1999.



Figura 3. Módulos experimentais de concreto do tipo *reef ball*.

Santos *et al.* (2010) sugeriram que a distância entre módulos recifais não excedesse 50 metros em trabalhos avaliando configurações espaciais de recifes artificiais, já que em distâncias maiores existe uma depleção na abundância e riqueza das espécies associadas ao recife. Assim, para testar o efeito do grau de isolamento dos recifes artificiais sobre a ictiofauna, os módulos foram dispostos em configurações triangulares equilaterais de diferentes distâncias, 0,5, 5 e 15 m todos em duplicata (Figura 4). Para testar o efeito do incremento do número ou volume de módulos sobre os agrupamentos de peixes, foram utilizados três volumes em triplicata cada: 1, 2 e 3 m³ (Figura 4).

A localização precisa dos módulos nas configurações planejadas foi obtida por GPS. Em síntese, o complexo recifal é constituído por 30 unidades modulares, que ocupam uma área de aproximadamente 20.000 m², separadas em uma matriz experimental replicada. O complexo recifal consiste de módulos dispostos em três diferentes volumes e três distâncias entre módulos recifais separadamente, permitindo que questões de escala espacial sejam estudadas em relação à utilização de habitat por recursos pesqueiros de interesse comercial.

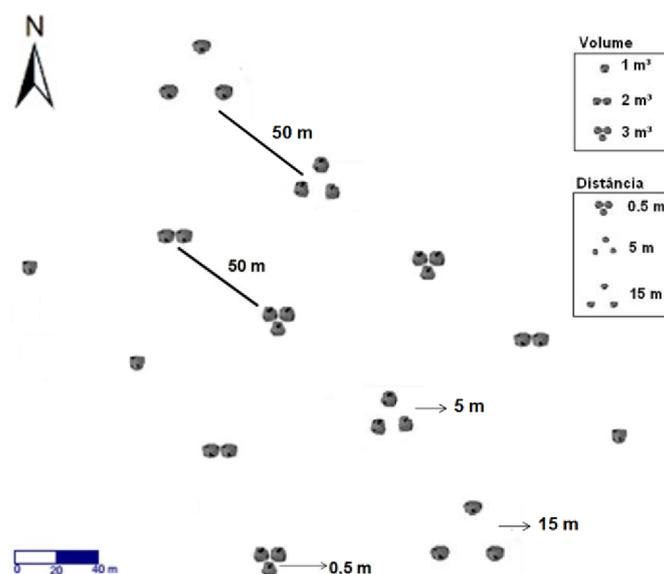


Figura 4. Desenho esquemático da configuração dos módulos recifais no local de estudo. Distância entre cada desenho modular experimental ~ 50 m.

2.3. Amostragem

Foram realizadas quatro coletas de acordo com o fim de cada período (período seco - setembro de 2009 e outubro de 2010 e período chuvoso - abril de 2010 e 2011), uma vez que nessas condições temos o retrato da ictiofauna no momento em que as condições perduram por longos períodos (menos efeitos de períodos de transição entre as estações), através de redes de espera de fundo (n = 52) com 25 m de comprimento, 3 m de altura e 30 mm de malha entre nós adjacentes, utilizadas como unidades amostrais do presente estudo, no entorno de cada desenho modular (1, 2 e 3 m³; 0,5, 5 e 15 m). As redes ficaram submersas por 24 horas para a captura espécies transientes de hábitos diurno e noturno. O uso exclusivo de redes de espera é justificado por dois motivos: 1- este artefato de pesca é o mesmo utilizado pelos pescadores artesanais de São Francisco do Itabapoana, e 2- devido à forte influência fluvial (rio Itabapoana e, principalmente, rio Paraíba do Sul) na região, a visibilidade subaquática é muito restrita, menor que 0,5 metros (Godoy *et al.*, 2002), inviabilizando a aplicação do método de censo visual, geralmente utilizado em trabalhos relacionados a recifes.

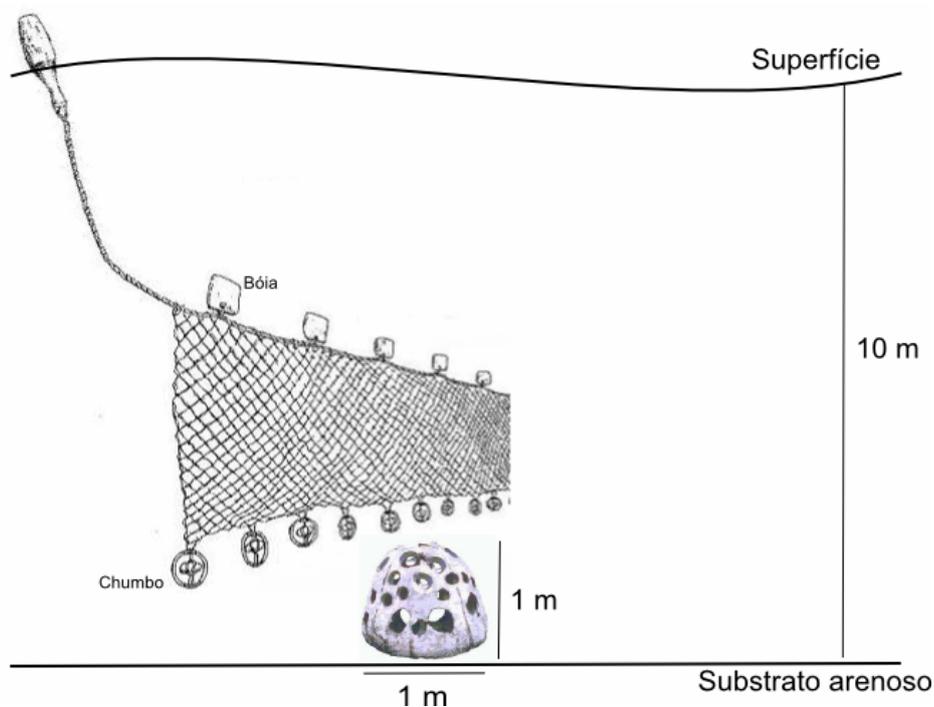


Figura 5. Desenho esquemático da rede de espera acima dos reef balls.

Os indivíduos coletados foram acondicionados em gelo imediatamente após a pesca com a finalidade de preservá-los para posterior identificação no Laboratório de Ciências Ambientais na Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF). A identificação até o nível taxonômico de espécie foi baseada em chaves de identificação específica (Figueiredo, 1977; Figueiredo & Menezes, 1978; 1980). Em seguida foram mensurados (comprimento total) com ictiômetro e pesados com balança de precisão de duas casas decimais.

2.4. Tratamento e análise dos dados

2.4.1. Estrutura da ictiofauna

Para detectar variações na estrutura da comunidade íctica transiente em cada tratamento (tamanho e distância entre módulos) e em cada período (seco e chuvoso) foram utilizados os descritores numéricos riqueza, abundância, biomassa, índices de diversidade de Shannon (H') e de dominância de Simpson (D) (Zar, 1984), comprimento corporal total e o índice de importância percentual (IP) (Zar, 1984) que pondera a frequência de ocorrência (FO), o número de indivíduos percentual (%N) e a biomassa percentual (%B) de cada espécie. Os descritores riqueza, abundância e biomassa foram analisados por volume e distância considerando tanto os valores totais como por unidade padronizada de volume, em metros cúbicos (m^3), e distância, em área (m^2), visto que podem retratar a mesma comunidade de forma distinta (Morton & Shima, 2013).

2.4.2. Diferenças espaciais (entre os tratamentos volume e distância modular) e temporais (períodos seco e chuvoso)

. Análise multivariada

Para avaliar o grau de similaridade da ictiofauna em cada tratamento (volume e distância de módulos recifais) e entre períodos (seco x chuvoso), procedeu-se uma análise multivariada de escalonamento não métrico

multidimensional (NMDS) baseada no número de indivíduos de cada espécie ($\log[X+1]$), utilizando-se o coeficiente de Bray-Curtis como medida de similaridade, adequada através do valor de stress (Clarke & Warwick, 2001). A análise foi realizada pelo programa estatístico PRIMER v.6.

. Análise Multivariada Permutacional de Variância (PERMANOVA)

Esta análise foi utilizada para comparações univariada (diversidade de Shannon e dominância de Simpson) e multivariada (composição, riqueza, abundância e biomassa) de atributos da comunidade íctica entre os diferentes tratamentos recifais (volume e distância) e períodos de coleta (seco e chuvoso). A PERMANOVA testa simultaneamente a resposta de uma ou mais variáveis com dois fatores, em um design experimental da ANOVA, utilizando métodos de permutação (Anderson, 2005). A distância de similaridade foi escolhida como a base de toda a análise e os dados foram permutados 9999 vezes por análise, para testes em um α -nível de 0,01 (Manly, 1997). Quando encontradas permutações únicas com valores inferiores a 100 o valor de p do teste de Monte Carlo é o considerado, entretanto, neste estudo, todos os valores foram superiores a 9000 permutações. No caso de diferenças significativas ($p < 0,05$), comparações pareadas *post-hoc* através do teste de Monte Carlo foram realizadas (Anderson, 2005).

. Modelos Aditivos Generalizados (MAGs)

Estes modelos são uma extensão dos modelos lineares generalizados (MLGs) que, diferente de outros métodos de regressão, não requerem uma prévia suposição de linearidade, revelando com sucesso relações não lineares entre cada resposta variável e preditora (Lepš e Šmilauer, 2003, De Bock et al., 2010).

Os modelos aditivos generalizados (MAGs) foram utilizados para determinar tendências espaciais das relações entre volume e distância de unidades modulares recifais (respostas preditoras) com os atributos de riqueza, abundância e biomassa da ictiofauna transiente (respostas variáveis). A

complexidade do modelo é determinada pelo processo de seleção passo a passo através do Critério de Informação Akaike (CIA) no programa CANOCO 4.5.

. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP)

O objetivo do CAP foi avaliar o efeito dos volumes recifais (1, 2 e 3 m³) e distâncias entre módulos (0,5, 5 e 15 m) no número de indivíduos da comunidade íctica transiente com base na similaridade de Bray-Curtis, utilizando a permutação das observações (Anderson, 2004). Esta análise encontra o eixo (ou eixos) no espaço das coordenadas principais que melhor discrimina os volumes e as distâncias recifais, anteriormente definidos, considerando a matriz de correlação entre o número de indivíduos e cada configuração recifal testada (Anderson, 2004).

3. Resultados

3.1. Dados brutos

Nas quatro campanhas de amostragem foi registrado um total de 204 indivíduos pertencentes a 31 espécies e 13 famílias. Seis espécies representam em abundância 52,26 % da comunidade (Tabela 1): *Cynoscion virescens* (14,13 %), *Aspistor luniscutis* (11,16 %), *Larimus breviceps* (9,58 %), *Paralonchurus brasiliensis* (6,90 %), *Cynoscon microlepidotus* (5,49 %) e *Rhizoprionodon porosus* (5,01 %).

Das 31 espécies *A. luniscutis* (17,16 %), *L. breviceps* (12,25 %) e *C. virescens* (10,29 %) foram mais abundantes (N %), enquanto *C. virescens* (28,87 %), *A. luniscutis* (11,24 %) e *Anchovia surinamensis* (10,25 %) foram mais pesados (B %). Nove espécies foram capturadas com maiores frequências (FO %): *L. breviceps* (21,25 %), *C. virescens* (21,15 %), *A. luniscutis* (19,23 %), *P. brasiliensis* (15,38 %), *Bagre marinus* (13,46 %), *Isopisthus parvipinnis* (13,46 %), *Stellifer rastrifer* (13,46 %), *C. microlepidotus* (11,54 %) e *Peprilus paru* (11,54 %).

Tabela 1. Composição, número de indivíduos percentual (N%), biomassa percentual (B%), frequência de ocorrência percentual (FO %) e importância percentual (IP) das espécies ícticas coletadas.

Família	Espécies	N %	B %	FO %	IP
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	17,16	11,24	19,23	11,16
	<i>Bagre marinus</i>	3,92	3,70	13,46	4,94
	<i>Genidens genidens</i>	3,92	2,59	7,69	3,33
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	0,98	0,33	3,85	1,21
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	2,94	0,47	7,69	2,60
	<i>Oligoplites saliens</i>	0,98	0,43	3,85	1,23
	<i>Selene setapinnis</i>	0,49	0,02	1,92	0,57
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	4,90	8,78	7,69	5,01
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>	0,49	0,33	1,92	0,64
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>	0,98	0,07	3,85	1,15
	<i>Opisthonema oglinum</i>	2,94	1,38	9,62	3,26
Engraulidae	<i>Anchoa spinifer</i>	0,49	0,12	1,92	0,59
	<i>Anchovia surinamensis</i>	0,98	10,25	3,85	3,53
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	0,49	0,12	1,92	0,59
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>	0,98	0,71	3,85	1,30
	<i>Orthopristis ruber</i>	1,96	0,69	3,85	1,52
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,49	1,61	1,92	0,94
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,49	1,66	1,92	0,95
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	1,47	0,19	5,77	1,74
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	0,49		1,92	0,57
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	5,39	6,52	11,54	5,49
	<i>Cynoscion sp.</i>	0,98		3,85	1,13
	<i>Cynoscion virescens</i>	10,29	28,87	21,15	14,13
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	3,92	2,21	13,46	4,59
	<i>Larimus breviceps</i>	12,25	7,50	21,25	9,58
	<i>Macrodon ancylodon</i>	1,47	1,94	3,85	1,70
	<i>Menticirrhus americanus</i>	0,49	0,33	1,92	0,64
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	9,31	4,74	15,38	6,90	
	<i>Stellifer rastrifer</i>	3,92	2,06	13,46	4,56
Sphyarenidae	<i>Sphiarena sp.</i>	0,49	0,59	1,92	0,70
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	3,92	0,55	11,54	3,75
Total		100,00	100,00	100,00	100,00

3.2. Volume recifal

3.2.1. Composição íctica

Nas quatro campanhas de amostragem foi registrado um total de 31 espécies e 10 famílias. Destas, 8 espécies representam em abundância 65,09 % da comunidade (Tabela 2): *Aspistor luniscutis* (14,15 %), *Cynoscion virescens* (12,02 %), *Larimus breviceps* (8,96 %), *Isopisthus parvipinnis* (6,19 %), *Stellifer rastrifer* (6,16 %), *Rhizoprionodon porosus* (5,98 %), *Paralonchurus brasiliensis* (5,94 %) e *Cynoscion microlepidotus* (5,69 %).

A composição da comunidade foi similar nos volumes recifais testados, com 11 espécies comuns e 03, 06 e 02 espécies exclusivas em 1, 2 e 3 m³, respectivamente (Tabela 2). *A. luniscutis* predominou nos três volumes (IP: 1 m³ = 13,97 %, 2 m³ = 15,21% e 3 m³ = 13,22 %), junto com *C. virescens* (14,87 %) e *P. brasiliensis* (9,83 %) no volume de 1 m³, *L. breviceps* (13,09 %) e *R. porosus* (14,32 %) no volume de 2 m³ e *C. virescens* (17,46 %) e *I. parvipinnis* (12,34 %) em 3 m³.

Tabela 2. Composição e importância percentual (IP) das espécies ícticas capturadas em cada volume recifal (1, 2 e 3 m³) e o total.

Família	Espécies	IP			Total
		1 m ³	2 m ³	3 m ³	
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	13,97	15,21	13,22	14,15
	<i>Bagre marinus</i>	3,61	5,49	2,93	4,03
	<i>Genidens genidens</i>	4,21	3,97	2,47	3,54
Carangidae	<i>Caranx latus</i>	6,27			1,95
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	3,00	2,80	5,11	3,65
	<i>Oligoplites saliens</i>		4,99		1,74
	<i>Selene setapinnis</i>		2,30		0,80
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>		14,32	2,89	5,98
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>		2,30		0,80
	<i>Opisthonema oglinum</i>	3,13	2,52	2,82	2,81
Engraulidae	<i>Anchoa spinifer</i>		2,40		0,84
	<i>Cetengraulis edentulus</i>	3,05			0,95
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>		2,55		0,89
	<i>Orthopristis ruber</i>			5,41	1,84
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix</i>	5,77			1,79
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	2,92	2,37		1,73
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>			0,77	0,26
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	7,39	4,12	5,74	5,69
	<i>Cynoscion sp.</i>			0,77	0,26
	<i>Cynoscion virescens</i>	14,87	4,15	17,46	12,02
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	3,44	2,62	12,34	6,19
	<i>Larimus breviceps</i>	7,88	13,09	5,71	8,96
	<i>Macrodon ancylodon</i>		7,04		2,45
	<i>Menticirrhus americanus</i>			2,93	1,00
Stromateidae	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	9,83		8,48	5,94
	<i>Stellifer rastrifer</i>	7,74	2,55	8,42	6,16
	<i>Peprilus paru</i>	2,92	5,20	2,52	3,58
Total		100,00	100,00	100,00	100,00

3.2.2. Estrutura da comunidade

Os maiores valores de número de espécies e de indivíduos foram encontrados nos recifes de 3 m³ (Figuras 6A e 6B), enquanto que a biomassa foi mais elevada no volume de 2 m³ (Figura 6C). Ao padronizarmos os dados por unidade de volume, observa-se valores superiores de riqueza, abundância e biomassa no volume recifal de 1 m³ (Figuras 6D, 6E e 6F).

Os modelos aditivos generalizados (MAGs) ressaltam a tendência de redução dos descritores de comunidade (número de espécies, número de indivíduos e biomassa) em relação aos volumes testados, considerando apenas quando analisados por unidade de volume padronizada (Figuras 6D, 6E e 6F).

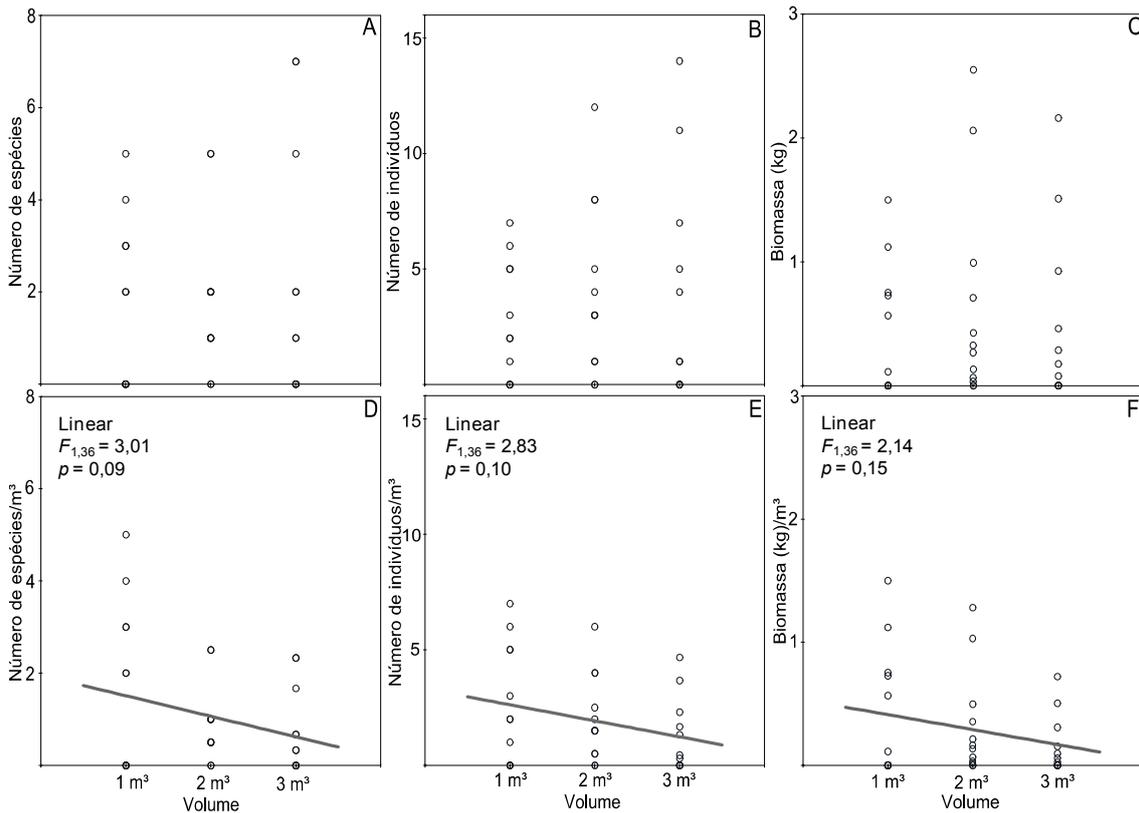


Figura 6. Número de espécies, número de indivíduos e biomassa totais (A, B e C) e por unidade de volume padronizada (D, E e F) da comunidade íctica transiente em cada volume recifal (1, 2 e 3 m³). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.

A comunidade íctica transiente foi similar quanto aos descritores riqueza, abundância, biomassa, diversidade e dominância entre os volumes recifais testados (1, 2 e 3 m³) e períodos de amostragem (seco e chuvoso) (Tabela 3).

Tabela 3. PERMANOVA da riqueza, abundância, biomassa, diversidade de Shannon (H') e dominância de Simpson (D) das espécies ícticas capturadas em cada volume recifal (1, 2 e 3 m³) e período de coleta (seco e chuvoso). “gl”: graus de liberdade; “PU”: permutações únicas.

Riqueza				
Fator	gl	F	P	PU
Volume	2	0,301	0,743	9951
Período	1	0,280	0,597	9840
Volume x Período	2	0,120	0,885	9950
Resíduos	30			
Total	35			
Abundância				
Fator	gl	F	P	PU
Volume	2	0,464	0,627	9947
Período	1	0,018	0,895	9842
Volume x Período	2	0,113	0,893	9956
Resíduos	30			
Total	35			
Biomassa				
Fator	gl	F	P	PU
Volume	2	0,448	0,637	9945
Período	1	0,674	0,419	9839
Volume x Período	2	0,096	0,902	9953
Resíduos	30			
Total	35			
Diversidade (H')				
Fator	gl	F	P	PU
Volume	2	0,022	0,980	9952
Período	1	0,330	0,557	9821
Volume x Período	2	0,112	0,892	9936
Resíduos	30			
Total	35			
Dominância (D)				
Fator	gl	F	P	PU
Volume	2	2,579	0,097	9948
Período	1	0,001	0,969	9844
Volume x Período	2	0,050	0,951	9964
Resíduos	30			
Total	35			

Em relação ao comprimento total dos peixes, registrou-se os maiores valores nos recifes com volume de 2 m³ (Figura 7), decorrente do predomínio da família Carcharhinidae com comprimento entre 400 e 500 mm. Os MAGs revelam uma curva unimodal para o comprimento total da ictiofauna transiente (Figura 7).

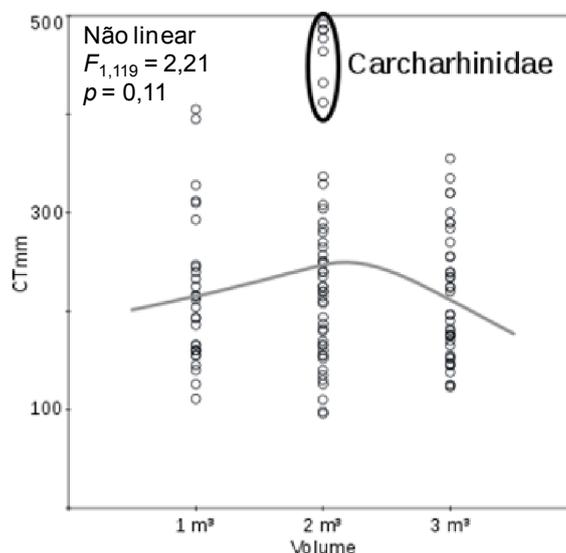


Figura 7. Comprimento total (CTmm) dos peixes da comunidade íctica transiente de cada tamanho recifal (1, 2 e 3 m³). A linha representa o modelo aditivo generalizado selecionado pelo critério de informação Akaike.

Quando analisados por família, observou-se um maior número de indivíduos de Ariidae e Sciaenidae nos módulos de 1 m³ (Figura 8A e 8B), enquanto Carcharhinidae e Carangidae foram mais abundantes em 2 m³ (Figuras 8C e 8D). Os MAGs ressaltaram tendências decrescentes da densidade da família Carangidae (Figura 8D).

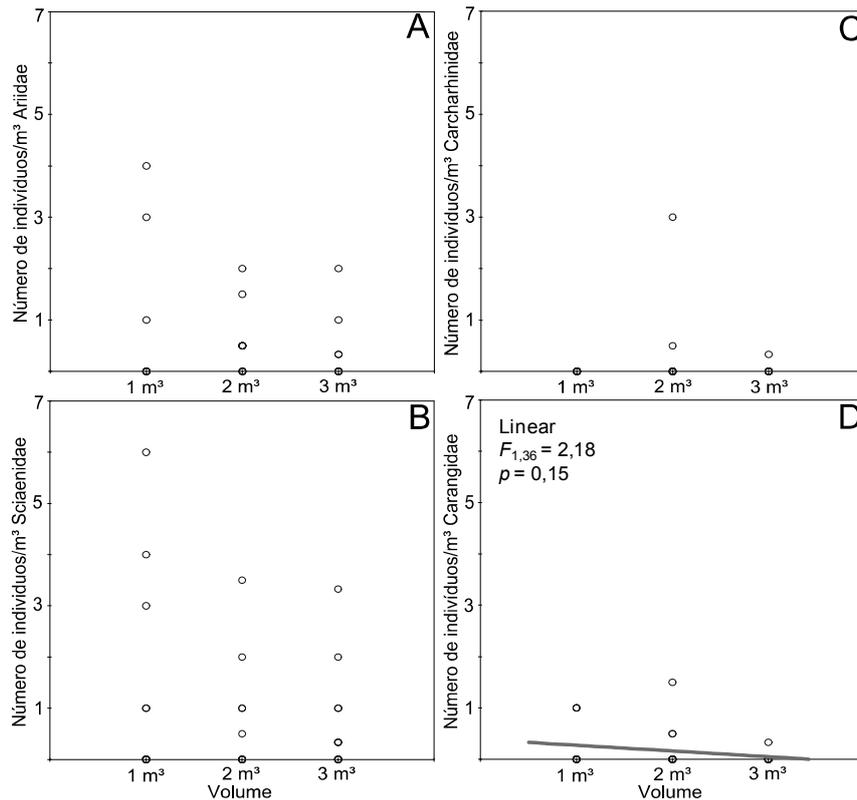


Figura 8. Número de indivíduos por unidade de volume padronizada das famílias Ariidae (A), Sciaenidae (B), Carcharhinidae (C) e Carangidae (D) da comunidade íctica transiente de cada volume recifal (1, 2 e 3 m³). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.

A análise canônica de coordenadas principais (CAP) revelou que os volumes recifais de 1 e 2 m³ são mais similares entre si, ambos situados mais a direita do diagrama, pela maior abundância das espécies *L. breviceps* e *B. marinus* em relação ao recife de 3 m³, além das espécies *O. mucronatus*, *A. spinifer*, *B. marinus* e *M. ancylodon* serem exclusivas dos recifes com 2 m³ de volume (Figura 9). Nos recifes de 3 m³, a composição íctica foi marginalmente distinta ($p = 0,06$) em relação aos de 2 m³, uma vez que as espécies *C. virescens*, *I. parvipinnis*, *S. rastrifer*, *M. americanus* e *C. jamaicensis* são exclusivas e/ou mais abundantes no recife maior (Figura 9).

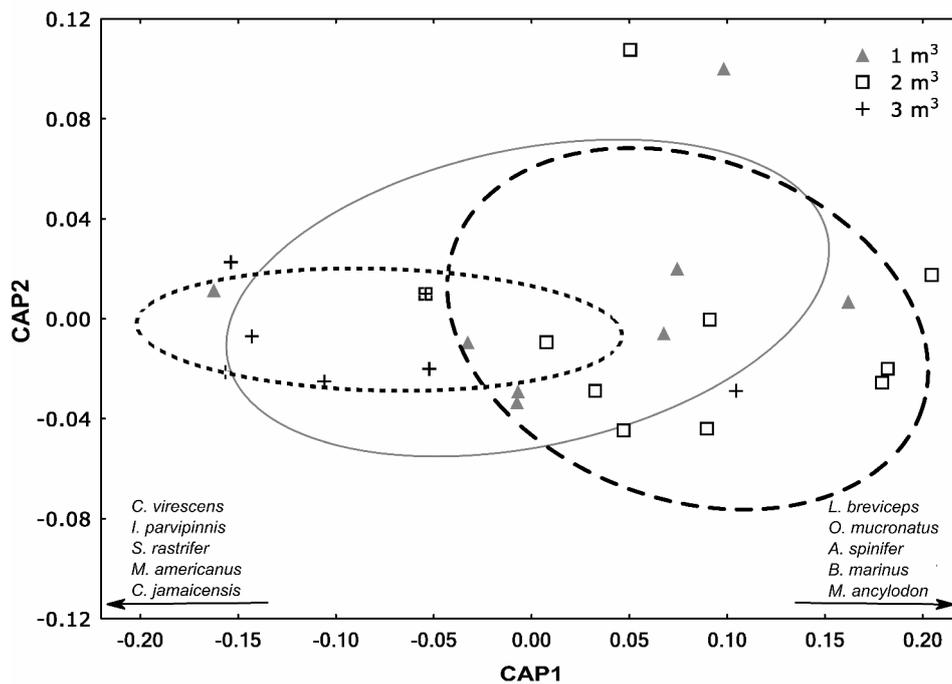


Figura 9. Diagrama de ordenação da análise canônica das componentes principais do número de indivíduos capturados em relação a cada volume recifal testado (1, 2 e 3 m³). Círculos correspondem ao intervalo de 95% de confiança.

3.2.3. Padrão de associação das espécies

A ordenação NMDS revelou um padrão de associação da comunidade íctica principalmente em função do período de coleta em relação aos volumes recifais testados (PERMANOVA: $p = 0,001$) (Figura 10).

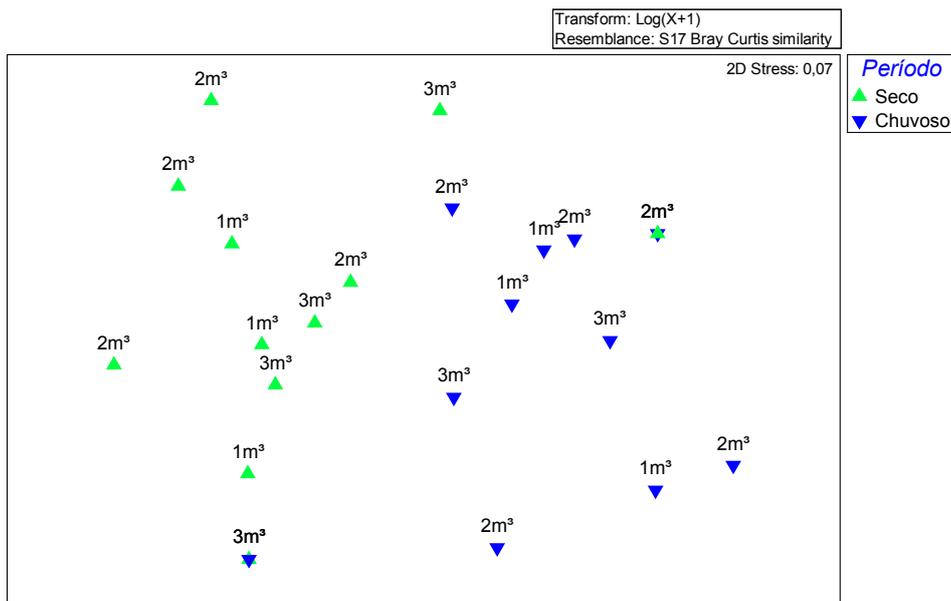


Figura 10. NMDS da comunidade íctica em cada volume recifal (1, 2 e 3 m³) e período de coleta (seco e chuvoso).

A variação temporal no padrão de associação das espécies foi evidenciada em todo o complexo recifal (Fig. 11A) e em cada volume testado, revelando uma diferenciação sazonal das principais espécies da região (Figuras 11B, 11C e 11D). As espécies *R. porosus* e *A. luniscutis* predominaram no período chuvoso, enquanto *S. rastrifer*, *P. brasiliensis*, *L. breviceps* e *C. virescens* foram mais abundantes no período seco (Figura 11).

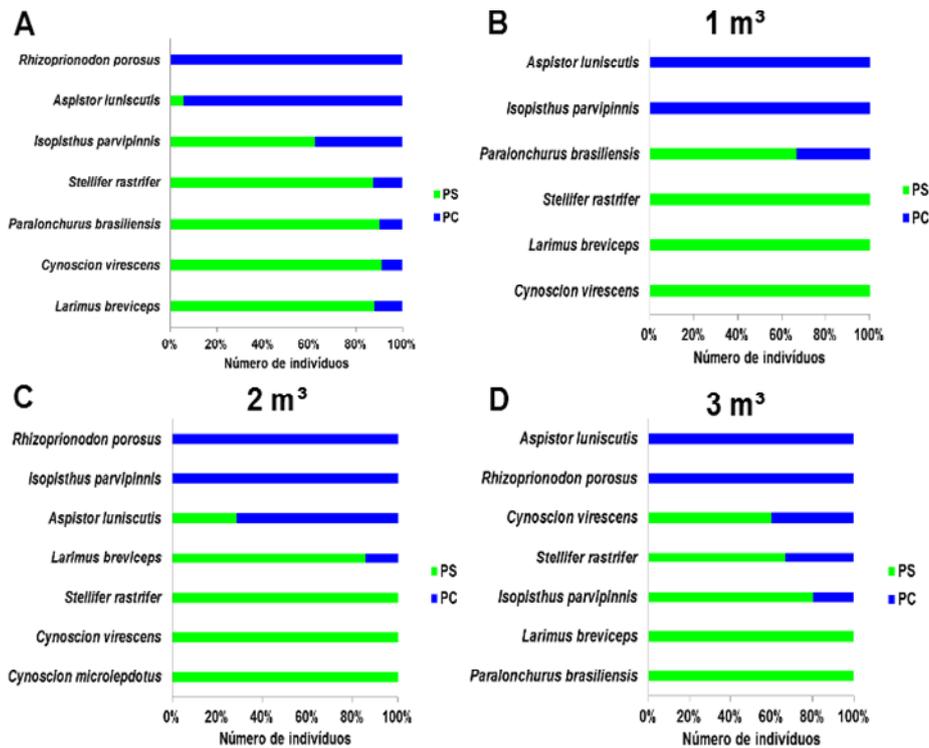


Figura 11. Distribuição relativa do número de indivíduos (%) das espécies mais representativas (IP > 5%): A – todos os volumes recifais; B - 1 m³; C - 2 m³; D - 3 m³. PC - Período chuvoso e PS - Período seco.

3.3. Distância recifal

3.3.1. Composição íctica

Nas quatro campanhas de amostragem foi registrado um total de 24 espécies e 12 famílias. Destas, oito espécies representam em abundância 66,24 % da comunidade (Tabela 4): *Cynoscion virescens* (16,23 %), *Aspistor luniscutis* (12,61 %), *Paralanchurus brasiliensis* (8,19 %), *Larimus breviceps* (8,09 %), *Isopisthus parvipinnis* (5,76 %), *Anchovia surinamensis* (5,29 %), *Cynoscion microlepidotus* (5,06 %) e *Bagre marinus* (5,01%).

A composição da comunidade foi similar entre as distâncias testadas, com 08 espécies comuns e 02, 03 e 04 espécies exclusivas de 0,5, 5 e 15 m, respectivamente (Tabela 4). *C. virescens* predominou nas três distâncias (IP: 0,5 m = 13,49 %, 5 m = 18,86 % e 15 m = 16,19 %), junto com *I. parvipinnis* (12,62 %) e *A. luniscutis* (11,98 %) na distância de 0,5 m, *A. luniscutis* (17,74

%) na distância intermediária e *L. breviceps* (13,69 %) e *P. brasiliensis* (12,57 %) em 15 m (Tabela 4).

Tabela 4. Composição e importância percentual (IP) das espécies ícticas capturadas em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m) e o total.

Família	Espécies	IP			Total
		0,5 m	5 m	15 m	
Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i>	11,98	17,74	8,90	12,61
	<i>Bagre marinus</i>	3,04	8,49	3,51	5,01
	<i>Genidens genidens</i>	2,65	3,54	4,45	3,56
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5,43		3,26	3,16
Carcharhinidae	<i>Rhizoprionodon porosus</i>	3,00	7,62		2,73
Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>			3,54	1,13
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i>			3,20	1,04
	<i>Opisthonema oglinum</i>	2,94	7,61		3,54
Engraulidae	<i>Anchovia surinamensis</i>			7,51	5,29
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i>			3,68	1,16
	<i>Orthopristis ruber</i>	5,69		4,03	2,58
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>		4,67		1,55
Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>		3,27		1,04
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	2,59			0,17
	<i>Cynoscion microlepidotus</i>	5,37	5,58	4,85	5,06
	<i>Cynoscion sp.</i>	2,59		3,15	2,04
	<i>Cynoscion virescens</i>	13,49	18,86	16,90	16,23
	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	12,62	3,40		5,76
	<i>Larimus breviceps</i>	5,94	7,43	13,69	8,09
	<i>Menticirrhus americanus</i>	3,04			1,13
<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	8,15	4,15	12,57	8,19	
	<i>Stellifer rastrifer</i>	8,79		3,54	4,43
Sphyrenidae	<i>Sphiarena sp.</i>		3,75		1,21
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>	2,68	3,88	3,23	3,31
Total		100,00	100,00	100,00	100,00

3.3.2. Estrutura da comunidade

Os maiores valores do número de espécies, número de indivíduos e biomassa foram encontrados nos recifes artificiais com distâncias de 0,5, 15 e 5 m, respectivamente (Figuras 12A, 12B e 12C). Ao padronizarmos os dados por unidade de área, observa-se valores superiores de riqueza, abundância e biomassa na distância de 0,5 m (Figuras 12D, 12E e 12F).

Os modelos aditivos generalizados (MAGs) ressaltam uma tendência de redução dos descritores de comunidade (número de espécies, número de indivíduos e biomassa) em relação às distâncias testadas, considerando apenas quando analisados os valores por unidade de área padronizada (Figuras 12D, 12E e 12F).

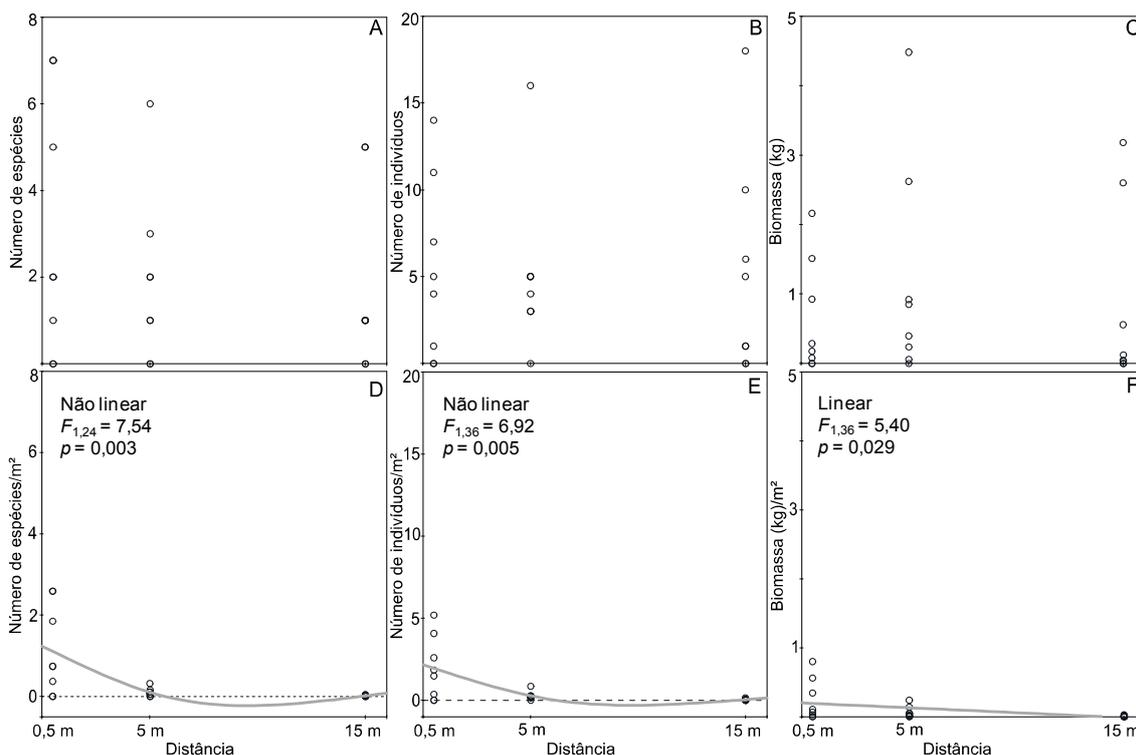


Figura 12. Número de espécies, número de indivíduos e biomassa totais (A, B e C) e por unidade de área padronizada (D, E e F) da comunidade íctica transiente em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.

A ictiofauna transiente foi similar quanto aos descritores riqueza, abundância, biomassa, diversidade e dominância nas três distâncias recifais testadas (0,5, 5 e 15 m³) e períodos de amostragem (seco e chuvoso) (Tabela 5).

Tabela 5. PERMANOVA da riqueza, abundância, biomassa, diversidade de Shannon (H'), dominância de Simpson (D) das espécies ícticas capturadas em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m) e período de coleta (seco e chuvoso). “gl”: graus de liberdade; “PU”: permutações únicas.

Riqueza				
Fator	gl	F	P	PU
Distância	2	0,316	0,731	9950
Período	1	0,878	0,351	9837
Distância x Período	2	0,109	0,891	9949
Resíduos	18			
Total	23			
Abundância				
Fator	gl	F	P	PU
Distância	2	0,068	0,933	9953
Período	1	0,995	0,326	9817
Distância x Período	2	0,086	0,918	9961
Resíduos	18			
Total	23			
Biomassa				
Fator	gl	F	P	PU
Distância	2	0,404	0,675	9945
Período	1	2,092	0,164	9817
Distância x Período	2	0,239	0,789	9953
Resíduos	18			
Total	23			
Diversidade (H')				
Fator	gl	F	P	PU
Distância	2	0,899	0,423	9964
Período	1	2,182	0,157	9818
Distância x Período	2	0,459	0,631	9944
Resíduos	18			
Total	23			
Dominância (D)				
Fator	gl	F	P	PU
Distância	2	0,135	0,874	9959
Período	1	1,935	0,180	9855
Distância x Período	2	0,648	0,530	9953
Resíduos	18			
Total	23			

Em relação ao comprimento total dos peixes, registrou-se os maiores valores nos recifes com distância de 5 m, devido as espécies *Anchovia surinamensis* (470 mm), *Bagre marinus* (417 mm), *C. virescens* (460, 505 e 515 mm), *P. saltatrix* (404 mm), *R. porosus* (430 mm) e *Sphiraena* sp. (400 mm) com comprimento entre 400 e 600 mm (Figura 13). Os MAGs ressaltam a distância de 5 m com uma curva unimodal para o comprimento total da ictiofauna transiente (Figura 13).

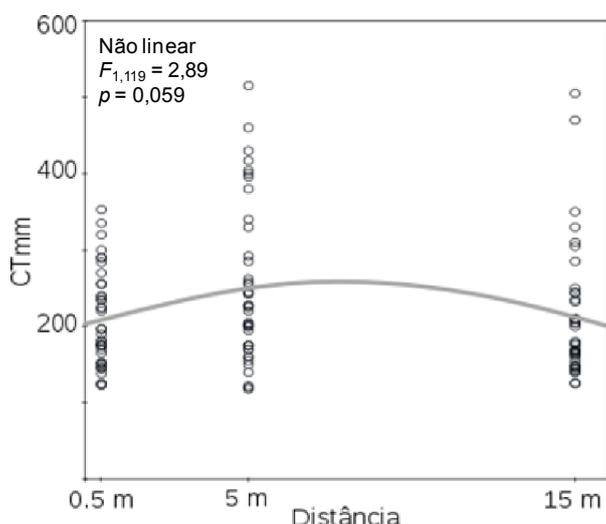


Figura 13. Comprimento total (CTmm) dos peixes da comunidade íctica transiente de cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). A linha representa o modelo aditivo generalizado selecionado pelo critério de informação Akaike.

Quando analisados por família, observa-se mais indivíduos das famílias Sciaenidae, Carangidae e Ariidae nos recifes artificiais de 0,5 m (Figuras 14A, 14B e 14C). Os MAGs ressaltam tendências decrescentes das densidades com o aumento da distância entre módulos recifais para as famílias Sciaenidae, Carangidae e Ariidae (Figura 14A, 14B e 14C, respectivamente).

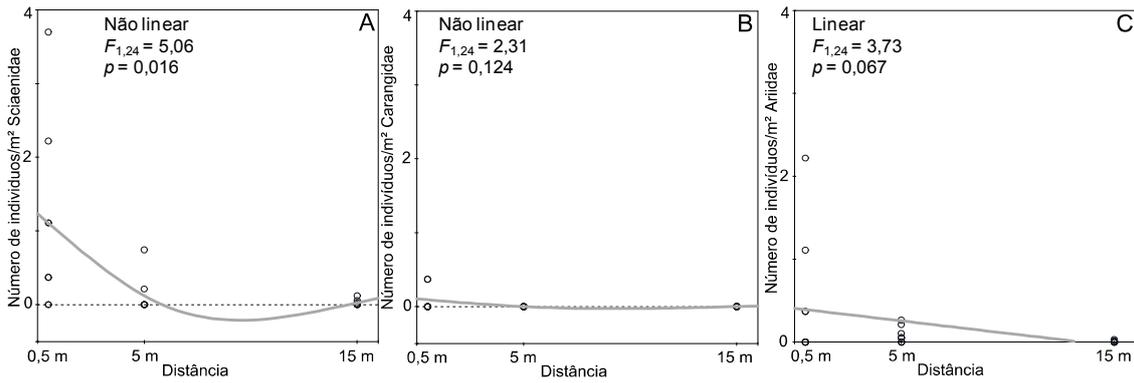


Figura 14. Densidade das famílias Sciaenidae (A), Carangidae (B) e Ariidae (C) por unidade de área padronizada da comunidade íctica transiente de cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m). As linhas representam os modelos aditivos generalizados selecionados pelo critério de informação Akaike.

A análise canônica de coordenadas principais (CAP) revelou que as distâncias recifais testadas de 0,5, 5 e 15 m são similares entre si, mas que possuem espécies mais abundantes e exclusivas. Destacando-se as espécies da família Sciaenidae *I. parvipinnis* mais abundante, além de *M. americanus* e *C. jamaicensis* exclusivas dos recifes de 0,5 m, enquanto *G. genidens* é mais abundante e *P. harroweri* e *P. saltatrix* são espécies exclusivas dos recifes de 5 m (Figura 15).

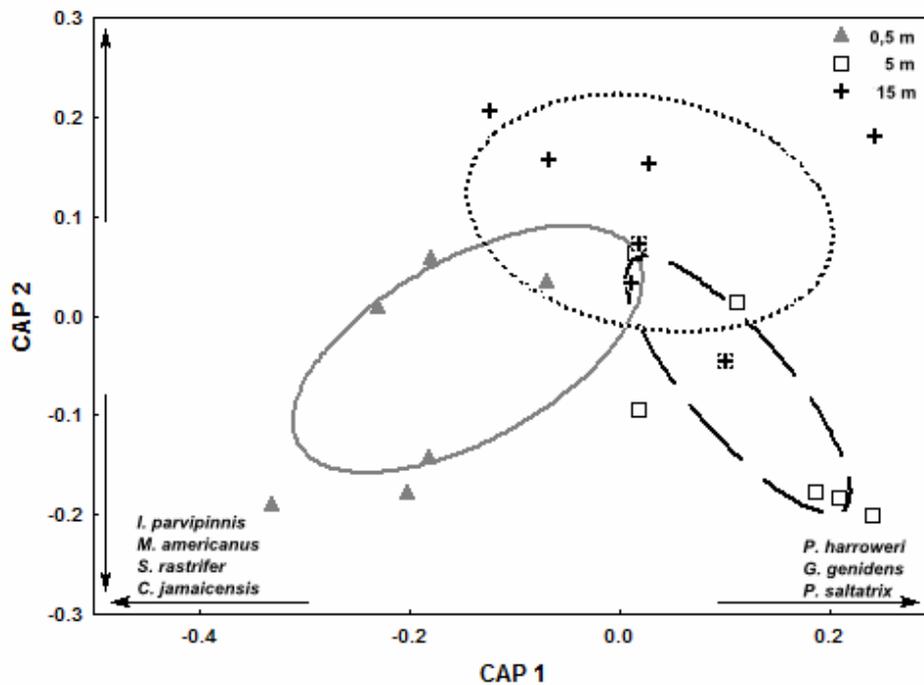


Figura 15. Diagrama de ordenação da análise canônica das componentes principais do número de indivíduos capturados em relação a cada distância recifal testada (0,5, 5 e 15 m). Círculos correspondem ao intervalo de 95% de confiança.

3.3.3. Padrão de associação das espécies

A ordenação NMDS revelou um padrão de associação da comunidade íctica em função do período de coleta em relação às distâncias recifais testadas (PERMANOVA: $P = 0,0058$) (Figura 16).

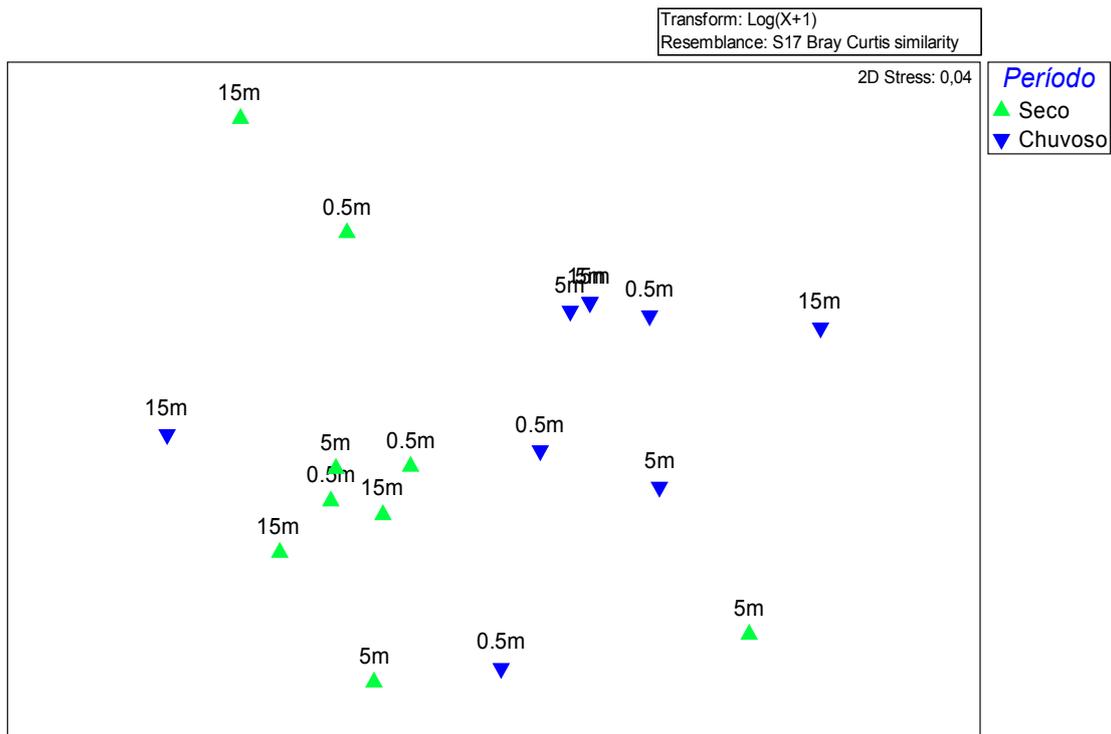


Figura 16. N-MDS da comunidade íctica em cada distância recifal (0,5, 5 e 15 m) e período de coleta (seco e chuvoso).

A variação temporal no padrão de associação das espécies foi evidenciada em todo o complexo recifal (Fig. 17A) e em cada distância testada, revelando uma distribuição sazonal das principais espécies na região (Figuras 17B, 17C e 17D). A espécie *A. luniscutis* predominou no período chuvoso, enquanto *L. breviceps*, *C. virescens*, *C. microlepidotus* e *P. brasiliensis* foram mais abundantes no período seco (Figura 17).

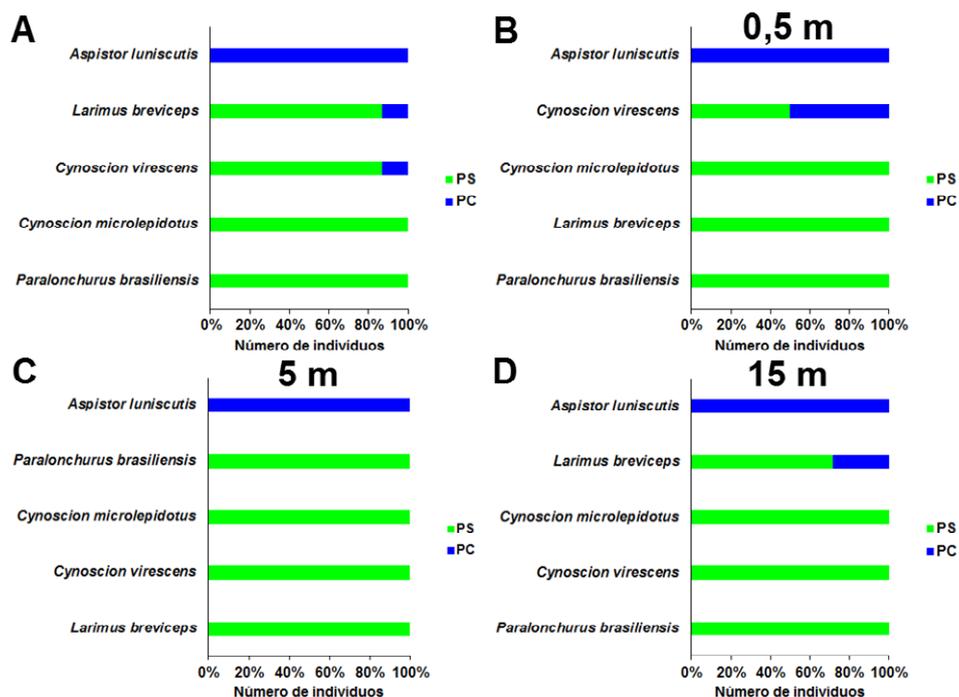


Figura 17. Distribuição relativa do número de indivíduos (%) das espécies mais representativas (IP > 5%): A – todos os volumes recifais; B – 0,5 m; C – 5 m; D – 15 m. PC - Período chuvoso e PS - Período seco.

4. Discussão

A limitação do uso de redes de espera deve ser levada em consideração, já que o tamanho da malha vai restringir a amostragem de indivíduos de acordo com o comprimento que os mesmos apresentam (Acosta & Appeldoorn, 1995; Acosta, 1997). Além desta arte de pesca selecionar peixes com diferentes hábitos de vida, sejam eles transientes, pelágicos ou demersais sobre substrato inconsolidado adjacente a recifes (Fabi & Fiorentini, 1994; Brotto & Zalmon, 2007), também captura uma ictiofauna com baixa associação aos módulos artificiais. No entanto, tal ferramenta permite a captura de organismos com hábitos diurnos e noturnos e a investigação de hábitos alimentares e reprodutivos dos organismos (Fabi & Fiorentini, 1994; Brotto & Zalmon, 2007). Ainda, além desta arte de pesca ser aplicada tradicionalmente no norte do estado do Rio de Janeiro em investigações científicas (Zalmon *et al.*, 2002; Brotto & Zalmon, 2007; Santos *et al.*, 2010; Franco, 2013), é a mesma utilizada pelos pescadores artesanais locais (Garcez, 2007).

4.1. Volume recifal

Os resultados deste trabalho revelam que os efeitos dos volumes recifais de 1, 2 e 3 m³ atuam de maneira distinta sobre a estrutura da comunidade íctica transiente. O aumento do volume recifal na escala proposta gerou uma redução nos valores de riqueza, densidade e biomassa de espécies por unidade de volume, bem como na diversidade da referida comunidade na costa norte do Rio de Janeiro, refutando a hipótese testada.

Diversos autores (Schroeder, 1987; Bohnsack, 1994; Gratwicke & Speight, 2005; Jordan *et al.*, 2005, Campbell, *et al.* 2011) reportaram uma relação direta na riqueza, abundância, biomassa e diversidade de espécies com o volume ou tamanho recifal. Schroeder (1987) argumenta que recifes maiores devem ser mais facilmente detectáveis por peixes a grandes distâncias em relação a outros menores. Mesmo que não sejam detectados visualmente, mais peixes encontrarão passivamente recifes maiores. Gratwicke & Speight (2005) justificam tal relação com o incremento de substrato consolidado artificial, decorrente da maior fixação de perífiton (importante produtor primário marinho) e, conseqüentemente, de herbívoros (inclusive peixes) e seus potenciais predadores. Campbell *et al.* (2011) observaram que o incremento no número de recifes aumenta a disponibilidade de presas e de áreas de refúgio, mas reduz a distância entre as estruturas artificiais e, conseqüentemente, o deslocamento da ictiofauna durante o forrageio. Portanto, ocorre um aumento na eficiência do consumo de presas pelos peixes (Bohnsack, 1994; Jordan *et al.* 2005), resultando em uma maior abundância e biomassa.

Uma vez que a duplicação ou triplicação do volume recifal não necessariamente acarreta um incremento nos valores dos atributos de comunidade na mesma proporção, é sugerido (Morton & Shima, 2013) que estes indicadores numéricos como riqueza, densidade e biomassa sejam convertidos para unidade padronizada. Em recifes menores e/ou com distribuição e complexidade em mancha, pode-se observar uma maior densidade e diversidade de peixes por unidade de volume padronizada do que em recifes maiores e isolados (Randall, 1963; Schroeder, 1987; Ambrose &

Swarbrick, 1989; Bohnsack *et al.*, 1994; Nanami & Nishihira, 2002; Morton & Shima, 2013).

Ao contrário dos autores supracitados, Nanami & Nishihira (2002) registraram maiores densidade e riqueza de espécies ícticas em recifes pequenos e com distribuição e complexidade em “mancha” devido à maior diversidade e cobertura de corais (refúgios) e de recursos alimentares disponíveis (ex: pequenos crustáceos). Outros como Randall (1963), Bohnsack *et al.* (1994) e mais recentemente Morton & Shima (2013) obtiveram densidades de peixes mais elevadas em estruturas artificiais solitárias, alegando que fragmentos de habitats isolados e dispersos possuem maiores efeitos de borda e, por isso, maiores concentrações de predadores nestes ambientes em relação a recifes mais agregados (Macreadie *et al.*, 2010; Smith *et al.*, 2010), resultando em uma maior vulnerabilidade de presas. Tal relação indireta tamanho/volume recifal vs. riqueza e abundância íctica, também evidenciada nos recifes artificiais da costa norte do estado do Rio de Janeiro, sugerem que o crescimento não linear da abundância com o aumento do tamanho recifal possa ser o resultado de um maior efeito marginal dos módulos de 1m³ (uma maior porcentagem de área de interface areia/recife). Assim, pequenos recifes atrairão peixes de uma área proporcionalmente maior do que recifes maiores, de modo que os peixes atraídos ocorrerão em maiores densidades (Schroeder, 1987; Ambrose and Swarbrick, 1989).

Talbot *et al.* (1978) sugerem que a predação é um dos importantes fatores que regulam comunidades ícticas em habitats isolados associados a substratos arenosos. Em recifes artificiais, a disponibilidade de presas é citada como o principal fator responsável pela atração de peixes transientes (Harding e Mann, 2001; Simonsen, 2008). No complexo recifal implantado na costa norte do Rio de Janeiro, as principais espécies de peixes transientes foram classificadas por Santos *et al.* (2010) como piscívoras (*Larimus breviceps*, *Cynoscion virescens*, *Cynoscion jamaicensis* e *Rhizoprionodon porosus*) e invertívoras (*Aspistor luniscutis*, *Paralanchurus brasiliensis* e *Stellifer rastriifer*). Portanto, acreditamos que a ictiofauna tenha se concentrado preferencialmente nos recifes artificiais de 1 m³ em função da maior vulnerabilidade de presas

(peixes e invertebrados) disponíveis nas estruturas de concreto e no substrato inconsolidado adjacente em relação aos recifes maiores e mais distantes entre si. Módulos maiores e próximos como os de 2 e 3 m³ apresentam uma maior complexidade em termos de disponibilidade de refúgios, além de fendas pequenas entre as estruturas que dificultam o acesso a peixes transientes (Major, 1975; Hixon & Beets, 1989; Jordan *et al.*, 2005), atraindo mais presas em potencial e, conseqüentemente, influenciando na composição e diversidade da ictiofauna.

Segundo Figueiredo & Menezes (1980) e Froese & Pauly (2014) as espécies *Caranx latus*, *Chloroscombrus chrysurus*, *Oligoplites saliens* e *Selene setapinnis* da família Carangidae habitam regiões costeiras e estuarinas, sobre substratos arenosos e lamosos e são classificadas como predadores ágeis em águas sobre recifes e mar aberto, se alimentando principalmente de peixes, crustáceos e poliquetas, principais grupos macrobentônicos associados preferencialmente aos recifes em relação a áreas mais distantes (Zalmon *et al.*, 2011; Machado *et al.*, 2013).

Em contrapartida, a família Carcharhinidae representada pela espécie *Rhizoprionodon porosus* se concentrou preferencialmente nos recifes de 2 m³, acarretando em maiores comprimentos totais da comunidade íctica transiente local neste volume recifal. Segundo Figueiredo (1977), Silva & Almeida (2001) e Froese & Pauly (2014), esta espécie habita baías e estuários, e é classificada como oportunista, se alimentando de camarão, lula e, principalmente, peixes, como *Peprilus paru*, *Macrodon ancylodon*, *Cetengraulis edentulus* e *Ophistonema oglinum* (Silva e Almeida, 2001), comumente capturados em nossos recifes artificiais (Franco, 2013).

Figueiredo e Menezes (1980), Froese & Pauly (2014) e Franco (2013) descrevem as espécies *Larimus breviceps*, *Odontognathus mucronatus*, *Anchoa spinifer*, *Bagre marinus* e *Macrodon ancylodon*, que se concentraram em maior abundância nos recifes de 1 e 2 m³, como peixes que habitam sobre fundos arenosos e/ou lamosos, em águas costeiras e estuarinas, alimentando-se principalmente de camarões e peixes, além de outros invertebrados (crustáceos e anelídeos) e detritos consumidos (*B. marinus*).

Segundo Figueiredo e Menezes (1980), Froese & Pauly (2014) e Franco (2013) as espécies *Cynoscion virescens*, *Isopisthus parvipinnis*, *Stellifer rastrifer*, *Menticirrhus americanus* e *Cynoscion jamaicensis* da família Sciaenidae são encontradas sobre fundos arenosos e/ou lamosos, em águas costeiras e estuarinas e alimentam-se principalmente de crustáceos e peixes, além de moluscos e anelídeos. O hábito alimentar das espécies associadas aos volumes de 1 e 2 m³ (camarões e peixes) e de 3 m³ (crustáceos e peixes) é semelhante. Uma vez que as espécies possuem nichos tróficos similares, não é possível afirmar que existe uma preferência de volume recifal baseada apenas na disponibilidade de presas, indicando que estas espécies podem estar utilizando as estruturas recifais com outros propósitos, como berçário (Gomes *et al.*, 2001; Santos *et al.*, 2011) e/ou refúgio (Brotto *et al.*, 2006a; Brotto *et al.*, 2006b; Krohling *et al.*, 2006; Brotto & Zalmon, 2007).

4.2. Distância recifal

Os resultados deste trabalho revelam que os efeitos das distâncias recifais de 0,5, 5 e 15 m atuam de maneira distinta sobre a ictiofauna transiente. O aumento da distância recifal na escala proposta gerou um decréscimo na riqueza de espécies, abundância, biomassa, comprimento e diversidade na referida comunidade na costa norte do Rio de Janeiro, refutando a segunda hipótese testada.

Diversos autores (Randall, 1963; Lindberg, 1996; Nelson e Bortone, 1996; Bortone *et al.*, 1998; Jordan *et al.*, 2005; Campbell *et al.*, 2011) justificaram maiores disponibilidades de presas (peixes e invertebrados) em recifes mais distantes entre si (25 m) em relação aos mais próximos (0,33 m), em função da menor sobreposição de halos tróficos, resultando em maiores riqueza, abundância, biomassa, comprimento e diversidade das comunidades ícticas nos primeiros. Segundo Randall (1963), a densidade de presas é menor próximo ao recife devido aos peixes recifais bentívoros forragearem em áreas mais próximas ao refúgio (recife) a fim de reduzir o risco de serem predados por peixes transientes. Entretanto, enquanto alguns predadores recifais reduzem diretamente a abundância da endofauna próxima a um recife através

da predação direta, predadores transientes indiretamente aumentam por se alimentarem de organismos maiores como, por exemplo, caranguejos e peixes (Lindberg, 1996). Zalmon *et al.* (2014, no prelo) observaram que a estrutura da comunidade da endofauna no sedimento adjacente aos mesmos recifes artificiais aqui investigados, é composta por anelídeos, moluscos e crustáceos nas três distâncias testadas (0,5, 5 e 15 m). Além disso, verificaram que a presença da ictiofauna transiente próxima às estruturas não está relacionada diretamente com estes organismos. Desta forma acreditamos que os peixes transientes dos recifes artificiais da costa norte do estado do Rio de Janeiro estão distribuídos em função de presas maiores, como a macrofauna e pequenos peixes (Lindberg, 1996; Brotto & Zalmon, 2007).

Em contrapartida, Morton & Shima (2013) argumentam que recifes espaçados (5 m), ao invés de aumentar a disponibilidade de habitat para a ictiofauna, diminuem o recrutamento entre as estruturas, enquanto tratamentos próximos (1 m) essencialmente concentram um maior número de peixes. Neste estudo, enquanto indivíduos menores (29,6 cm) da espécie mais representativa *C. virescens* ocorreram nos recifes de 0,5 m de distância entre módulos, os maiores (36,0 e 38,5 cm) foram encontrados nas distâncias de 5 e 15 m, respectivamente, indicando que estruturas mais próximas concentraram mais recrutas em relação à recifes mais distantes.

Na Flórida, Jordan *et al.* (2005) atribuíram a riqueza e abundância de peixes mais elevada em recifes espaçados em 0,33 m à formação de fendas entre os três módulos de concreto. Desta forma, as estruturas artificiais do norte do estado do Rio de Janeiro com distância de 0,5 m podem ter concentrado mais peixes transientes, em relação aos recifes mais distantes (5 e 15 m), em função da maior complexidade em termos de disponibilidade de refúgios e fendas entre módulos mais próximos (Major, 1975; Hixon & Beets, 1989; Jordan *et al.*, 2005). Tais recifes aglomerados concentram, potencialmente, uma maior abundância de presas residentes e, conseqüentemente, de predadores piscívoros. Estes, por sua vez, podem utilizar tais fendas como refúgio contra a predação devido à atração de peixes transientes para o local (Hixon & Beets, 1993).

As espécies de peixes que compõem as famílias Sciaenidae, Carangidae e Ariidae foram classificadas por Santos *et al.* (2010) como piscívoras (*C. microlepidotus*, *C. jamaicensis*, *C. virescens*, *I. parvipinnis* e *L. breviceps*) e invertívoras (*M. americanus*, *P. brasiliensis*, *S. rastrifer*, *C. chrysurus*, *A. luniscutis*, *B. marinus*, *G. genidens*), e provavelmente foram atraídas por peixes menores que se concentraram nas fendas e adjacências das estruturas mais aglomeradas, com distâncias de 0,5 m entre módulos, bem como pelos invertebrados associados ao substrato inconsolidado arenoso (Hixon & Beets, 1989; Jordan, 2005; Brotto & Zalmon, 2007).

4.3. Padrão de associação das espécies

O padrão de associação da ictiofauna transiente em função do período de coleta, independente do volume e distância testados, evidenciou o potencial efeito do rio Paraíba do Sul (RPS), com uma diferenciação no padrão temporal de distribuição das principais espécies na região, mascarando as diferenças no volume e na distância recifal. Como observado por Brotto & Zalmon (2007), as condições ambientais adversas (por exemplo, fortes correntes de fundo, águas turvas e a presença de uma pluma polihalina) são, provavelmente, os fatores-chave que afetam os padrões de colonização de peixes nos recifes artificiais na costa norte do estado do Rio de Janeiro (Krohling & Zalmon, 2008; Santos *et al.*, 2010).

Alguns autores (Schmidt *et al.*, 2008; Denadai *et al.*, 2012) constataram que o período reprodutivo e de desenvolvimento dos organismos juvenis da espécie mais representativa do presente estudo *Aspitor luniscutis* ocorre em regiões estuarinas, salobras e estão relacionados aos meses mais quentes do ano e/ou com o alto aporte de águas fluviais. O período de maior vazão do RPS se dá no verão justificando o predomínio desta espécie no período chuvoso.

Segundo Machado *et al.* (2001) e Costa & Chaves (2006) o período de desova da espécie *Rhizoprionodon porosus* ocorre no inverno e primavera, correspondendo aos meses do período seco. Entretanto, habita regiões costeiras durante sua fase de desenvolvimento (Costa & Chaves, 2006). Sendo

assim, a região de estudo é propícia ao crescimento de juvenis desta espécie durante o período chuvoso, uma vez que a mistura das águas continentais do rio Paraíba do Sul com as águas marinhas do Oceano Atlântico durante o período chuvoso favorece a concentração de nutrientes, tornando os ambientes favoráveis a potenciais presas de *R. porosus* (Tomás *et al.*, 2010).

Em geral, as principais espécies da família Sciaenidae capturadas nos recifes artificiais da costa norte do Rio de Janeiro são costeiras, vivendo próximas a desembocaduras de grandes rios, sendo predominantes na região o ano todo (Gomes *et al.*, 2003; Fulgêncio, 2004; Souza & Chaves, 2007; Militelli *et al.*, 2013), com indivíduos jovens e adultos utilizando áreas rasas e estuarinas para crescimento e alimentação (Menezes & Figueiredo, 1980; Godefroid *et al.*, 2004). Estas espécies são encontradas em ambientes praias nos períodos de reprodução, que ocorre na primavera e no verão, e de recrutamento, da primavera ao outono (Godefroid *et al.*, 2004). Assim, este comportamento migratório das espécies da família Sciaenidae justifica sua predominância nos recifes artificiais no período seco.

5. Considerações finais

Em síntese, embora amplamente aceita para a ictiofauna residente, a primeira hipótese testada foi refutada, visto que o aumento no volume recifal na escala de 1 a 3 m³ não correspondeu ao incremento da riqueza, abundância, biomassa e diversidade da ictiofauna transiente. A análise por unidade de volume padronizado revelou os maiores valores dos indicadores de estrutura de comunidade nos módulos de 1 m³, sugerindo que pequenos recifes atraem os peixes de uma área proporcionalmente maior do que os de maior volume, resultando em densidades mais elevadas. Já as análises das famílias mais representativas como Ariidae, Carangidae, Charcharinidae e Sciaenidae revelaram preferências distintas de volume recifal, o que deve ser considerado em função do propósito de implantação de um recife artificial.

A segunda hipótese também foi refutada, uma vez que o aumento na distância recifal na escala de 0,5 a 15 m não correspondeu ao incremento da riqueza, abundância, biomassa e diversidade da ictiofauna transiente. Assim

como para as três famílias mais representativas Ariidae, Carangidae e Sciaenidae, a análise por unidade de área padronizada revelou os maiores valores dos indicadores de estrutura de comunidade nos módulos distantes em 0,5 m, sugerindo que recifes mais próximos/aglomerados concentram mais peixes transientes, resultando em densidades mais elevadas.

Em virtude do menor volume e da menor distância recifal terem apresentado valores superiores de riqueza e abundância em relação aos recifes maiores e mais distantes, é sugerido que recifes do tipo *reefballs* de 1 m³ sejam utilizados de forma individualizada e dispersos a menos de 5 metros de distância entre si em programas de manejo visando principalmente o aumento da biodiversidade íctica transiente local. As diferenças no padrão de associação das espécies em função dos períodos seco e chuvoso indicam que a influência sazonal da vazão do Rio Paraíba do Sul pode se sobrepor as diferentes configurações espaciais testadas. Logo, tal fator deve ser levado em consideração na implementação de recifes artificiais em regiões tipicamente sazonais, como aquelas sob forte influência de descargas fluviais, visando o manejo da ictiofauna transiente.

6. Referências Bibliográficas

- Acosta, A. R.; Appeldoorn, R. S. 1995. Catching efficiency and selectivity of gillnets and trammel nets in coral reefs from southwestern Puerto Rico. *Fish. Res.* 22: 175-196.
- Acosta, A. R. 1997. Use of multi-mesh gillnets and trammel nets to estimate fish species composition in coral reef and mangroves in the southwest coast of Puerto Rico. *Carib. J. of Sci.* 33(1-2): 45-57.
- Ambrose, R. F.; Swarbrick, S. L. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. *Bull. of Mar. Sci.* 44(2): 718-733.
- Anderson, T. W.; DeMartini, E. E.; Roberts, D. A. 1989. The relationship between habitat structure, body size and distribution of fishes at a temperature artificial reef. *Bull. of Mar. Sci.* 44(2): 681-697.
- Anderson, M. J. 2004. CAP: a FORTRAN computer program for canonical analysis of principal coordinates. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Anderson, M. J. 2005. PERMANOVA: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.
- Baine, M. 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management.*, 44: 241-259.
- Baine, M. & Side, J. 2003. Habitat modification and manipulation as a management tool. *Rev. in Fish. Biol. and Fisher.* 13: 197-199.
- Bohnsack, J. A.; Sutherland, D. L. 1985. Artificial reef research: A review with recommendations for future priorities. *Bull. Mar. Sci.* 37(1): 11-39.
- Bohnsack, J. A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? *Bull. Mar. Sci.* 44(2): 631-645.
- 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. *Bull. Mar. Sci.* 55: 796-823.

- Bombace, G.; Fabi, G.; Fiorentini, L.; Speranza, S. 1994. Analysis of the efficacy of artificial reefs located in 5 different areas of the Adriatic Sea. *Bull. Mar. Sci.* 55(2-3): 559-580.
- Bortone, S. A.; Cody, R. P.; Turpin, R. K. & Bundrick, C. M. 1998. The impact of artificial reef fish assemblages on their potential forage area. *Ital. J. Zool.*, 65: 265-267.
- Brotto, D.S.; Krohling, W.; Brum, S. & Zalmon, I. R., 2006a. Usage patterns of an artificial reef by the fish community on the northern coast of Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coast. Res.*, 39: 1122-1125.
- Brotto, D.S.; Krohling, W. & Zalmon, I. R. 2006b. Fish community modeling agents on an artificial reef on the northern coast of Rio de Janeiro – Brazil. *Brazil. J. Oceanogr.*, 54 (4): 205-212.
- Brotto, D. S.; Zalmon, I. R. 2007. The effect of artificial reef structural complexity and benthic colonization on gill net fish assemblages. *Trop. Ocean.* 35(1): 1-16.
- Brotto, D. S.; Zalmon, I. R. 2008. Structural complexity of substrata and antifouling paint effects on spatial distribution of *Conodon nobilis* Linnaeus, 1758 (Teleostei: Actinopterygii). *Braz. J. of Ocean.*, 56(2): 133-137.
- Caddy, J. F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Review in Fish Biology and Fisheries*, 9: 1-43.
- Campbell, M. D.; Rose, K.; Boswell, K.; Cowan, J. 2011. Individual-based modeling of an artificial reef fish community: Effects of habitat quantity and refuge. *Ecol. Model.* 222: 3895-3909.
- Charbonnel, E.; Serre, C.; Ruitton, S.; Harmelin, J. G.; Jensen, A. 2002. Effects of increasing habitat complexity on fish assemblages associated with large artificial reef units (French Mediterranean coast). *Jour. of Mar. Sci.* 59: S208-S213.
- Clarke K. R. & Warwick, R. M. 2001. *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2nd ed., Plymouth, Primer-E. 172p.

- Conceição, R. N. L. & Pereira, J. A. 2006. Comunidades de peixes em recifes artificiais no estado do Ceará, Brasil. *Arq. de Ciên. do Mar*, 39: 99-109.
- Costa, L. & Chaves, P. T. C. 2006. Elasmobrânquios capturados pela pesca artesanal na costa sul do Paraná e norte de Santa Catarina. *Biota Neotrop.* 6(3): 1-10.
- De Bock, K. W.; Coussement, K.; Poel, D. V. 2010. Ensemble classification based on generalized additive models. *Lille Eco. & Man.* 8179: 1-29.
- Denadai, M. R.; Bessa, E.; Santos, F. B.; Fernandez, W. S.; Santos, F. M. C.; Feijó, M. M.; Arcuri, A. C. D.; Turra, A. 2012. Life history of three catfish species (Siluriformes: Ariidae) from southeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 12(4): 74-83.
- Fabi, G. & Fiorentini, L. 1994. Comparison between an artificial reef and a control site in the Adriatic Sea: analysis of four years of monitoring. *Bull. Mar. Sci.* 55(2-3): 538-558.
- Fabi, G.; Spagnolo, A.; Bellan-Santini, D; Charbonnel, E.; Çiçek, B. A.; García, J. J. G.; Jensen, A. C.; Killianoites, A.; Santos, M. N. 2011. Overview on artificial reefs on Europe. *Brazilian Journal of Oceanography*, 59: 155-166.
- 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. *Rev. Bras. de Zoo.*, 18: 813-821.
- Figueiredo, J. L. 1977. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. I. Introdução. Cações, raias e quimeras.* Museu de Zoologia – USP, São Paulo.
- Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. 1978. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1).* Museu de Zoologia – USP, São Paulo.
- Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2).* Museu de Zoologia – USP, São Paulo.
- Feary, D. A.; Burt, J. A.; Bortholomew, A. 2011. Artificial marine habitats in the Arabian Gulf: Review of current use, benefits and management implications. *Ocean & Coastal Management.* 54: 742 – 749.
- Franco, M. A. L. (2013). *Uso de ferramentas múltiplas na investigação do impacto de um recife artificial sobre uma assembléia de peixes*

- transientes no norte do estado do Rio de Janeiro*. (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais). Campos dos Goytacazes – RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF, 173p.
- Frazer, T. K. & Lindberg, W. J. 1994. Refuge spacing similarly affects reef-associated species from three phyla. *Bull. Mar. Sci.*, 55: 388-400.
- Froese, R.; Pauly, D. Editors. 2014. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2014).
- Fujita, T.; Kitagawa, D.; Okuyama, Y.; Jin, Y.; Ishito, Y.; Inada, T. 1996. Comparison of the fish assemblages among an artificial reef, a natural reef and a sandy-mud bottom site on the shelf off Iwate, northern Japan. *Envir. Biol. of Fishes*. 46: 351-364.
- Fulgêncio, A. G. 2004. Levantamento da ictiofauna associada à foz principal do Rio Paraíba do Sul e área marinha adjacente. Monografia. (Bacharelado em Ciências Biológicas), Campos dos Goytacazes-RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense-UENF, 23p.
- Garcez, D. S. 2007. Caracterização da pesca artesanal autônoma em distintos compartimentos fisiográficos e suas áreas de influência, no estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: UFRJ/CCMN IGEO PPGG, 2007. Pp. 38, 39.
- Godefroid, R. S.; Spach, H. L.; Santos, C.; MacLaren G.; Schwarz, R. 2004. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 94(1): 95-104.
- 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, J. Mar. Sci.*, 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 Rio de Janeiro. *Rev. Brasil. Zool.*, 18: 779-792.
- Gomes, M. P.; Cunha, M. S.; Zalmon, I. R. 2003. Spatial and temporal variations of diurnal ichthyofauna on Surf-zone of São Francisco do Itabapoana beaches, Rio de Janeiro state, Brazil. *Braz. Arch. of Biol. and Tech.* 46(4): 653-664.

- 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 Biol. Leopold.* 26, 2: 299-305.
- Gratwicke, B.; Speight, M. R. 2005. Effects of hábitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292: 301-310.
- Hackradt, C. W.; Félix-Hackradt, F. C.; García-Charton, J. A. 2011. Influence of habitat structure on fish assemblage of an artificial reef in southern Brazil. *Marine Environmental Research*, 72: 235-247.
- Harding, J. M.; Mann, R. 2001. Oyster reefs as fish habitat: opportunistic use of restored reefs by transient fishes. *Jour. of Shell. Res.* 20(3): 951-959.
- Hixon, M. A. & Beets, J. P. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull. Mar. Sci.* 44(2): 666-680.
- Hixon, M. A & Beets, J. P. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecological Monographs*, 63(1): 77-101.
- Hunter, W. R.; Sayer, M. D. 2009. The comparative effects of habitat complexity on faunal assemblages of northern temperate artificial and natural reefs. *ICES Jour. of Mar. Sci.* 66: 691-698.
- Jan, R. Q.; Liu, Y. H; Chen, C. Y; Wang, M. C.; Song, G. S.; Lin, H. C.; Shao, K. T. 2003. Effects of pile size of artificial reefs on the standing stocks of fishes. *Fish. Res.*, 63: 327-337.
- Jardewski, C. L. F.; Almeida, T. C. M. 2005. Sucessão de espécies de peixes em recifes artificiais numa ilha do litoral sul brasileiro. *Braz. J. of Aqua. Sci. and Tech.*, 9: 57-63.
- Jensen, A. 1998. *European Artificial Reef Research Network (EARRN): final report and recommendations*. University of Southampton. 150 pp.
- Jordan, L. K. B.; Gilliam, D. S.; Spieler, R. E. 2005. Reef fish assemblage structure affected by small-scale spacing and size variations of artificial patch reefs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 326: 170-186.

- Krohling, W; Brotto, D. S & Zalmon, I. R. 2006. Functional role of fouling community on an artificial reef at the northern coast of Rio de Janeiro. *Brazil. J. Oceanogr.*, 54: 183-191
- Krohling, W. & Zalmon, I.R. 2007. Epibenthic Colonization on an Artificial Reef in the North Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazil. Arqs Biol. Techn.* 51, 215-223.
- Krohling, W & Zalmon, I. R. 2008. Epibenthic colonization on an artificial reef in a stressed environment off the north coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 51: 215-223.
- Leitão, F; Santos, M. N.; Monteiro, C. C. 2007. Contribution of artificial reefs on the diet of the White sea bream (*Diplodus sargus*). *ICES Journal of Marine Science.* 64: 1-6.
- Lepš, J. e P. Šmilauer. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, 269 pp.
- Lindberg, W. J. 1996. *Fundamental design parameters for artificial reefs: interaction of patch reef spacing and size*. Florida Marine Resources Grant Number C-6729. 71 pp.
- Lindquist, D. G., Cahoon, L. B., Clavijo, I. E., Posey, M. H., Bolden, S. K. Pike, L. A., Burk, S. W. & Cardullo, P. A., 1994. Reef fish stomach and prey abundance on reef and sand substrata associated with artificial and natural reefs in Onslow bay, North Carolina. *Bull. Mar. Sci.*, 55 (2-3): 308-318.
- MacArthur, R. H.; Pianka, E. R. 1966. On optimal use a patchy environment. *The Amer. Nat.* 100: 603-609.
- Machado, M. R. B.; Silva, Z. A.; Castro, A. C. L. 2001. Estudo da biologia reprodutiva de *Rhizoprionodon porosus* Poey, 1861 (Condichthyes: Carcharhinidae) na plataforma continental do estado do Maranhão, Brasil. *Biol. Lab. Hidrobiol.* 13: 51-65.
- Machado, P. M.; Sá, F. S.; Rezende, C. E.; Zalmon, I. R. 2013. Artificial reef impacto n macrobenthic community on south-eastern Brazil coast. *Mar. Biodiv. Rec.* 6: 1-9.

- Macreadie, P. I.; Hindell, J. S.; Keough, M. J.; Jenkins, G. P.; Connolly, R. M. 2010. Resource distribution influences positive edge effects in a seagrass fish. *Ecol.* 91(7): 2013-2021.
- Major, P. F. 1978. Predator-prey interactions in two schooling fishes, *Caranx ignobilis* and *Stolephorus purpureus*. *Anim. Behav.* 26(3): 760-777.
- Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. 1980. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)*. Museu de Zoologia – USP, São Paulo.
- Manly, B. F. J. 1997. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall, London, 428 pp.
- Milinski, M. 1986. A review of competitive resource sharing under constraints in sticklebacks. *Jour. of Fish Biol.* 29: 1-14.
- Militeli, M. I.; Macchi, G. J.; Rodrigues, K. A. 2013. Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires coastal zone, Argentina. *Jour. of the Mar. Biol. Assoc. of the Utd. King.* 93(2): 413-423.
- Morton, D. N.; Shima, J. S. 2013. Habitat configuration and availability influences the settlement of temperate reef fishes (*Tripterygiidae*). *Jour. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 449: 215-220.
- Nanami, A. & Nishihira, M. 2002. The structures and dynamics of fish communities in an Okinawan coral reef: effects on coral-based habitat structures at sites with rocky and sandy sea bottoms. *Environ. Biol. Fish*, 63: 353-372.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. Fourth Ed. John Wiley & Sons, Inc. 601p.
- Nelson, J. S. & Bortone, S. A. 1996. Feeding guilds among artificial-reef fishes in the northern Gulf of Mexico. *Gulf of Mex. Sci.* 2: 66-80.
- Ogden, J. C. 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. *Aquat. Bot.*, 2: 103-106.
- Polovina, J. J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial reefs. In: Seaman Jr., W. & Sprague, L. M. (eds), *Artificial Habitats for Marine and Freshwater Fisheries*. Academic Press, San Diego, California, pp. 153-176.

- Pratt, J. R. 1994. Artificial habitats and ecosystem restoration – Managing for the future. *Bull. Mar. Sci.* 55(2-3): 268-275.
- Randall, J. E. 1963. An analysis of the fish populations of artificial and natural reefs in the Virgin Islands. *Carib. Jour. Sci.* 3(1): 31-47.
- Randall, J. E. 1965. Grazing effect of seagrasses by herbivorous reef fishes in the Virgin Islands. *Ecology*, 46: 255-260.
- Relini, G.; Relini, M.; Torchia, G.; De Angelis, G. 2002. Trophic relationships between fishes and an artificial reef. *ICES Jour. of Mar. Sci.* 59: S36-S42.
- Ricklefs, R. E. 2010. *A Economia da Natureza*. 6.ed. Guanabara Koogan. 572p.
- Roberts, C. M.; Ormond, R. F. G. 1987. Habitat complexity and coral-reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41(1): 1-8.
- Santos, L. N.; Brotto, D. S. & Zalmon, I. R. 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, L. N.; Brotto, D. S.; Zalmon, I. R. 2011. A 10-Year Assessment off Northern Coast of Rio de Janeiro. In: Bortone, S. A; Brandini, F. P.; Fabi, G.; Otake, S. (eds.). *Artificial Reefs in Fisheries Management*. CRC Press. Taylor & Francis Group. p. 125-139.
- Schmidt, T. C. S.; Martins, I. A.; Reigada, A. L. D.; Dias, J. F. 2008. Taxocenose de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da região estuarina de São Vicente, SP, Brasil. *Biota Neotrop.* 8(4): 73-81.
- Schroeder, R. E. 1987. Effects of patch size and isolation on coral reef fish recruitment. *Bull. Mar. Sci.*, 41: 441-451.
- Seaman, W. 1996. Does the level of design influences success of na artificial reef? Proceedings of the 1° *Conference of the European Artificial Reef Research Network*. Ancona, Italy. p. 96.
- Seaman, W. 2000. *Artificial reef evaluation – with application to related marine habitats*. CRC Press/Springer-Verlag, Boca Raton, FL. 246p.
- Sherman, R. L.; Gilliam, D. S.; Spieler, R. E. 2002. Artificial reef design: void space, complexity, and attractants. *ICES Jour. of Mar. Sci.* 59: S196-S200.

- Silva, C. M. L.; Almeida, Z. S. 2001. Alimentação de *Rhizoprionodon porosus* (Elasmobranchii: Carcharhinidae) da costa do Maranhão, Brasil. *Bol. do Inst. De Pesca*. 27(2): 201-207.
- Simon, T. E. 2010. Peixes recifais: comparação entre ambientes artificiais e naturais. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brasil. 70p.
- Simon, T.; Pinheiro, H. T.; Joyeux, J. C. 2011. Target fishes on artificial reefs: Evidences of impacts over nearby natural environments. *Sci. of the Tot. Env.* 409: 4579-4585.
- Simonsen, K. A. (2008). *The effect of an inshore artificial reef on the community structure and feeding ecology of estuarine fishes in Barataria Bay, Louisiana*. Dissertação (Mestrado em Oceanografia e Ciências Costeiras). Louisiana. Louisiana State University, 100p.
- Smith, T. M.; Hindell, J. S.; Jenkins, G. P.; Connolly, R. M.; Keough, M. J. 2011. Edge effects in patchy seagrass landscapes: The role of predation in determining fish distribution. *Jour. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 399: 8-16.
- Souza, L. M.; Chaves, P. T. 2007. Atividade reprodutiva de peixes (Teleostei) e o defeso da pesca de arrasto no litoral norte de Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. de Zoo.* 24(4): 1113-1121.
- Stephens, D. W.; Krebs, J. R. 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton. 247 pp.
- Stevens, J. D.; Bonfil, R.; Dulvy, N. K.; Walker, P. A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Jour. of Mar. Sci.* 57: 476-494.
- Talbot, F. H.; Russel, B. C. 1978. Coral reef fish communities: Unstable, high-diversity systems? *Ecol. Monog.* 48(4): 425-440.
- Tomás, A. R. G.; Gomes, U. L.; Ferreira, B. P. 2010. Distribuição temporal dos elasmobrânquios na pesca de pequena escala na Barra de Guaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Bol. Inst. Pesca*, São Paulo, 36(4): 317-324.
- Walker, B. K.; Henderson, B. & Spieler, R. E. 2002. Fish assemblages associated with artificial reefs of concrete aggregates or quarry stone offshore Miami Beach, Florida, USA. *Aquat. Living Resour.*, 15: 96-105.

- 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, J. Mar. Sci.*, 59: S83-S87.
- Zalmon, I. R.; Boina, C. D.; Almeida, T. C. M. 2011. Artificial reef influence on the surrounding infauna – north coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Jour. of the Mar. Biol. Assoc. of the Utd. King.* 92(6): 1289-1299.
- Zalmon, I. R.; Sá, F. S.; Netto, E. D.; Rezende, C. E.; Machado, P. M.; Almeida, T. M. 2014. Impacts of artificial reef spatial configuration on the infauna community structure – Southeastern Brazil. *Jour. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.*
- Zar, 1984. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, inc. New Jersey, 2nd ed.