



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA NATUREZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ZOOLOGIA

ABUNDÂNCIA E ECOLOGIA REPRODUTIVA DE *ABUDEFDUF SAXATILIS*
(LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES: POMACENTRIDAE) NO ARQUIPÉLAGO DE
SÃO PEDRO E SÃO PAULO, BRASIL

Autora: Laís Silva Rodrigues

Orientador: Ronaldo Bastos Francini Filho

João Pessoa
Março de 2013

LAÍS SILVA RODRIGUES

ABUNDÂNCIA E ECOLOGIA REPRODUTIVA DE *ABUDEFDUF SAXATILIS*
(LINNAEUS, 1758) (OSTEICHTHYES: POMACENTRIDAE) NO ARQUIPÉLAGO DE
SÃO PEDRO E SÃO PAULO, BRASIL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia) da Universidade Federal da Paraíba, Campus I, João Pessoa-PB, em cumprimento às exigências para obtenção do título de mestre.

Orientador: Ronaldo Bastos Francini Filho

João Pessoa
Março de 2013

R696a Rodrigues, Laís Silva.
Abundância e ecologia reprodutiva de *Abudefduf saxatilis*
(Linnaeus, 1758) (Osteichthyes:Pomacentridae) no arquipélago
de São Pedro e São Paulo, Brasil / Laís Silva Rodrigues.- João
Pessoa, 2013.
62f. : il.
Orientador: Ronaldo Bastos Francini Filho
Dissertação (Mestrado) – UFPB/CCEN
1.Ciências biológicas. 2.Sargentinho - distribuição espacial.
3.Área de berçário. 4.Cuidado parental. 5.Comportamento
agonístico.

UFPB/BC

CDU: 57(043)

Laís Silva Rodrigues

Abundância e ecologia reprodutiva de *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) (Osteichthyes: Pomacentridae) no Arquipélago de São Pedro e São Paulo, Brasil

Aprovado em 15/03/2013

Banca Examinadora:

Dr. Ronaldo Bastos Francini Filho (Orientador)

Dr. Ricardo de Souza Rosa (membro interno - titular)

Dra. Beatrice Padovani Ferreira (membro externo - titular)

Dr. Robson Tamar da Costa Ramos (membro interno - suplente)

Dra. Adriane Pereira Wandeness (membro externo - suplente)

AGRADECIMENTOS

Sou grata à minha família, por acreditar em mim e apoiar minhas decisões. Agradeço aos meus pais pelo apoio durante os estudos, por incentivar o que eu faço mesmo sem compreender direito o que seja. Agradeço às minhas irmãs, Ligia e Lidiane, acima de tudo por serem minhas melhores amigas, e por me apoiarem sempre. Aos meus avós, Cleudes e Leonardo, que são essenciais em minha vida e me apoiaram quando precisei mudar de cidade, de vida, de rumo. Às minhas primas, Marília e Marianna, e minhas tias, Marina e Kátia, que da mesma forma me acolheram e apoiaram nessa mudança de vida, cedendo um lugar em suas vidas e casas pra mim.

Ao meu orientador, Dr. Ronaldo Bastos Francini Filho, que me deu tantas oportunidades, confiou e acreditou em mim. Ao CNPq, pelo financiamento dessa pesquisa realizada dentro do projeto “Doenças em corais no Arquipélago de São Pedro e São Paulo: desvendando o papel de patógenos e vetores” (Chamada CNPq - Nº 39/2012 - Ilhas Oceânicas).

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UFPB, que possibilitou a realização do Mestrado. Ao REUNI e à CAPES, pela concessão da bolsa de estudos. Aos professores Dr.^a. Ierecê Lucena, Dr. Robson Tamar e Dr. Ricardo Rosa, por me apoiarem como bolsista REUNI, possibilitando minhas atividades de auxílio à docência na disciplina por eles ministrada. Ao Dr. Washington Vieira, que me auxiliou no manuseio de materiais do Laboratório Didático de Zoologia durante essas atividades.

Aos componentes da banca, Dr. Ricardo Rosa, Dr.^a Beatrice Padovani, Dr. Robson Tamar e Dr.^a Adriane Wandenness pela gentileza em participar e pela paciência com as mudanças ocorridas.

À Marinha do Brasil e ao Programa Arquipélago de São Pedro e São Paulo, que colaboraram com minha preparação para a viagem ao ASPSP e possibilitaram que a mesma acontecesse. A toda equipe do barco Transmar I – Da Lua, Café, Ezequiel, Adelmo, Mario Júnior, Sebastião, Cabeça, Neném e ao marinheiro Lucio, que me apoiaram, foram pacientes, cuidaram e ajudaram nos momentos de dificuldade da viagem. À equipe de rádio amador Araucária (Peter, Fred, George e Tomi), que nos surpreenderam com sua participação durante uma das expedições ao ASPSP, e se tornaram um apoio precioso a essa viagem.

A Aline Alves, que foi imprescindível para a realização deste trabalho, por coletar dados dessa pesquisa, por ter sido tão companheira, carinhosa e prestativa durante a expedição que fizemos juntas ao ASPSP; por ter me auxiliado desde os mergulhos até as análises dos

dados e por sempre me ajudar quando tinha dúvidas, além de ter se tornado uma grande amiga. A Daniel Sartor, um grande companheiro de viagem, de conversas, de (muitas) risadas, e, principalmente, o maior companheiro de mergulhos agitados! Por ter encarado todas aquelas ondas e balanços para me auxiliar na coleta de dados e por ter feito todo o registro fotográfico desta pesquisa. E também, claro, por ser o cara mais cheio de soluções imediatas de todos, mesmo que seja pra colar tudo com *silver tape*. A Érika Santana, que foi uma companheira de viagem maravilhosa, e mais ainda uma companheira de coleta de dados prestativa, criativa nas dificuldades e disposta a ajudar. A Marcos Rosa, que também me auxiliou na coleta de dados no ASPSP, criou soluções para a coleta de dados de cobertura bentônica nas piscinas de maré, além de ter sido um companheiro de viagem prestativo e muito paciente.

A todos aqueles que me ensinaram muito sobre mergulho, e que me deixaram confiante para realizar atividades no ASPSP: Brito, Gustavo, Nuno, Marcelo, Léo e Ismar.

Aos amigos da Pós-Graduação que contribuíram sugerindo melhorias em meu trabalho e me ajudando nas dúvidas sobre programas e análises de dados, principalmente Rafael Dantas, Patrícia Basílio, Paula Honório, Erika Coni, Camilo Ferreira e Rafael Menezes. Novamente à Patrícia Basílio, pela amizade e por todo o companheirismo que encontrei nela em nossos primeiros passos na Pós-Graduação. Pelas nossas muitas aventuras enquanto aprendizes de mergulhadoras, pelos conselhos, pelas risadas, pelo carinho e por toda a ajuda que ela sempre me deu. O mesmo ao amigo Rafael Dantas, a quem confiei uma das primeiras amizades que fiz na Pós-Graduação, e que valeu muito a pena. A Emerson Bezerra, amizade que trago desde a graduação, pois sei que posso contar com ele. A Matilde Ernesto, pois sem a sua ajuda, provavelmente eu nem estaria no PPGCB. Ela que me acolheu durante todo o processo seletivo, me deu incentivo, acreditou em mim e, mesmo diante das suas próprias dificuldades, encontrou espaço para me ajudar. A Anderson Feijó e Edinaldo Filho, amizades que “roubei” de Felipe. Andersinho, muito obrigada pela confecção do mapa. A todas as outras amizades que fiz na Pós-Graduação, e que me renderam muitos momentos de felicidade: Well, Aninha, Pâm, Felipe (Xulipa, melhor assim) e Arielson (a esse meu agradecimento especial por me acolher em Salvador!).

Ao meu melhor amigo, meu grande companheiro, e sem dúvida o que eu podia tirar de melhor da minha experiência na Pós-Graduação: Felipe Eloi. Felipe me ajudou muito mais do que sendo o melhor namorado, mas também auxiliou com muitas sugestões à dissertação. E também a Isadorinha, nossa mascote, que nos rendeu momentos de descontração, felicidade e risadas nesse período turbulento de final de mestrado.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Representante de *Abudefduf saxatilis* com 3 cm de comprimento total, fotografado na piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....14
- Figura 2.** Indivíduo macho de *Abudefduf saxatilis* apresentando coloração nupcial enquanto guarda ovos depositados pela fêmea no interior de seu ninho.....15
- Figura 3.** Desova de sargentinho em vista geral e ampliada. No detalhe, ovos jovens, de coloração roxa, próximos uns aos outros e dispostos numa única camada.....17
- Figura 4.** Mapa com a localização do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. O estudo foi realizado nas piscinas de maré da Ilha Belmonte e na enseada.....19
- Figura 5.** Vista aérea do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, com indicação (em vermelho) do local de coleta de dados, a enseada.....20
- Figura 6.** Vista aérea da ilha Belmonte.....22
- Figura 7.** Vista superior das poças de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....23
- Figura 8.** Escalonamento multidimensional para as diferenças de ocorrência de categorias de cobertura bentônica entre as subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....30
- Figura 9.** Escalonamento multidimensional para as diferenças de ocorrência de categorias de cobertura bentônica entre as subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....31
- Figura 10.** Diferenças na densidade de sargentinhos por classes de tamanho (CT) em centímetros e por estratos de profundidade amostrados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....35
- Figura 11.** Distribuição de frequências de tamanho de *Abudefduf saxatilis* em diferentes estratos de profundidade no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....36
- Figura 12.** Diferenças na densidade de ovos (ovos.cm⁻²) entre as regiões periférica, intermediária e central da desova.....38
- Figura 13.** Resultado do GLM para a diferença na ocorrência de interações agonísticas quanto à acessibilidade ao ninho.....40
- Figura 14.** Resultado do GLM para a diferença na ocorrência de interações agonísticas quanto à inclinação do substrato.....41
- Figura 15.** Diferenças no tamanho do macho guardião do ninho (CT – cm) entre os estratos de profundidade.....41
- Figura 16.** Gráficos de dispersão confeccionados a partir dos resíduos do GLM, mostrando a influência da profundidade, do tamanho do macho, do total de mordidas que o macho investiu no ninho (canibalismo parental) e do total de interações agonísticas registradas para a o sucesso da desova de sargentinhos.....43

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Teste de similaridade (ANOSIM) pareado, para as diferenças na ocorrência das categorias de cobertura bentônica nas subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....32
- Tabela 2.** Resultado da ANOVA de uma via utilizada para avaliar diferenças na cobertura relativa entre as seis subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....32
- Tabela 3.** Regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa da cobertura bentônica, profundidade e complexidade do substrato (variáveis independentes) na densidade de diferentes categorias de tamanho de *Abudefduf saxatilis* e na densidade total (variáveis dependentes) nas piscinas de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....34
- Tabela 4.** Resultado da ANOVA de uma via para a diferença na densidade de *Abudefduf saxatilis*, por classe e tamanho e total e os quatro estratos amostrados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (piscina de maré, 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m).....35
- Tabela 5.** Resultado da regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa da profundidade e complexidade do substrato (variáveis independentes) na densidade de diferentes categorias de tamanho de *Abudefduf saxatilis* (variáveis dependentes) na enseada do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....36
- Tabela 6.** Resultado da regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa das variáveis independentes para a distribuição de ninhos de *A. saxatilis*.....37
- Tabela 7.** Proporção de interações agonísticas por tipo de interação (perseguição, *display* lateral e mordida) e por espécie invasora de ninhos de sargentinhos no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.....39
- Tabela 8.** Resultado do GLM para os fatores que influenciam frequência de interações agonísticas que o macho realizou enquanto guardava seu ninho.....41
- Tabela 9.** Resultado do GLM para os fatores que influenciam a diferença de densidade de ovos entre os dois dias de observação.....44

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS	18
2.1. ÁREA DE ESTUDO	18
2.2. AMOSTRAGEM	22
<i>Abundância e distribuição de A. saxatilis e caracterização do habitat</i>	22
<i>Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis</i>	24
<i>Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas</i>	24
2.3. ANÁLISE DOS DADOS	25
<i>Abundância e distribuição de A. saxatilis e caracterização do habitat</i>	26
<i>Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis</i>	27
<i>Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas</i>	27
3. RESULTADOS	29
<i>Abundância e distribuição de A. saxatilis e caracterização do habitat</i>	29
<i>Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis</i>	33
<i>Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas</i>	37
4. DISCUSSÃO	43
5. REFERÊNCIAS	51

RESUMO

A abundância e atributos ecológicos, como comportamento e reprodução, de peixes recifais são geralmente influenciados por variações na estrutura do habitat, tais como cobertura bentônica e complexidade estrutural. A preferência por diferentes habitats pode variar ontogeneticamente, com jovens geralmente concentrados em áreas rasas e adultos em áreas mais profundas e afastadas da costa. *Abudefduf saxatilis*, o sargentinho (Pomacentridae) é um peixe recifal amplamente distribuído em ambientes costeiros e insulares no Atlântico Ocidental. No pequeno e remoto Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP), localizado sobre a Dorsal Meso-Atlântica, o sargentinho é uma das espécies de peixes recifais mais abundantes. A população de sargentinhos do ASPSP é morfológica e geneticamente distinta das demais populações no Atlântico Ocidental, sugerindo baixa conectividade genética e automanutenção através da reprodução local. Os objetivos principais deste estudo são: 1) descrever a abundância e distribuição espacial de sargentinhos no ASPSP (piscinas de maré e enseada do arquipélago) e 2) caracterizar quantitativamente aspectos da ecologia reprodutiva da espécie no local. Dados sobre abundância de sargentinhos e de ninhos foram coletados através de censos visuais estacionários. A complexidade do substrato foi avaliada através da metodologia do bastão, na enseada, e método da corrente nas piscinas de maré. A cobertura bentônica nas piscinas de maré foi caracterizada utilizando-se foto-quadrados. Dados sobre o comportamento reprodutivo de machos guardiões e o monitoramento de desovas em ninhos individuais foram coletados pelo método do animal focal e fotografias, respectivamente. Os menores representantes de sargentinhos (< 2 cm de comprimento total, CT) foram registrados exclusivamente nas piscinas de maré, ambientes livres de predadores que foram identificados como potenciais berçários para esta espécie no ASPSP. Não foi registrada influência significativa da complexidade do substrato na abundância e distribuição de sargentinhos nas piscinas de maré e pouca ou nenhuma influência da cobertura bentônica. Na enseada, foi registrada uma relação positiva entre profundidade e tamanho de corpo de *A. saxatilis*, com indivíduos entre 2-10 cm CT concentrados na faixa mais rasa (0-10 m de profundidade). Indivíduos entre 10-20 cm CT passaram a ocupar profundidades abaixo de 10 m e sofreram influência significativa da complexidade, sugerindo maior necessidade de refúgio contra predadores. A densidade de ninhos de *A. saxatilis* foi menor em locais com maior abundância de *Stegastes sanctipauli*, um pomacentrídeo territorial abundante no ASPSP, sugerindo possíveis interações negativas, como disputa por território e locais ótimos de nidificação. Locais com maiores densidades de ninhos de *A. saxatilis* também apresentaram maiores densidades do predador de ovos *Halichoeres radiatus*, sugerindo agregação deste predador em áreas com maior oferta de ovos. As interações agonísticas entre o macho guardião e invasores de ninhos foram mais frequentes em ninhos menos acessíveis, provavelmente devido a maior dificuldade em detectar invasores nestes ninhos. Os fatores que influenciaram negativamente o sucesso da desova, ou seja, proporção de ovos remanescentes ao longo do tempo, foram o total de interações agonísticas entre machos e invasores, o total de mordidas do macho guardião no próprio ninho e o tamanho do macho guardião. A profundidade foi o único fator que influenciou positivamente o sucesso da desova. Estes últimos resultados sugerem que machos maiores defendem desovas mais atrativas aos predadores de ovos e a predação de ovos influencia significativamente o sucesso de desova de *A. saxatilis* no ASPSP. Além disso, se o macho despense mais tempo na defesa do ninho, as chances de forragear em áreas distantes do ninho são menores, uma explicação plausível para a influência significativa do canibalismo filial no sucesso da desova. O maior sucesso reprodutivo em profundidades maiores pode estar relacionado à ausência de competição com outras espécies abundantes de donzelas territoriais que desovam em áreas rasas do ASPSP, principalmente *Stegastes sanctipauli* e *Chromis multilineata*.

Palavras-chave: sargentinho, distribuição espacial, área de berçário, cuidado parental, comportamento agonístico.

ABSTRACT

The abundance and ecological attributes, as behavior and reproduction, of reef fishes are usually influenced by variations in habitat structure, e.g. benthic cover and structural complexity. The preference for different habitats generally varies according to the ontogenetic stage, with juveniles generally concentrated in shallow waters and adults in deeper and away from the coast areas. *Abudefduf saxatilis*, the sergeant-major (Pomacentridae) is a reef fish widely distributed in coastal and oceanic reef habitats in the West Atlantic. In the small and remote St. Peter and St. Paul's Archipelago (SPSPA), located on the Mid Atlantic Ridge, the sergeant-major is one of the most abundant reef fish species. The sergeant-major population of the SPSPA is morphologically and genetically distinct from other populations in West Atlantic, suggesting low genetic connectivity and self-maintenance by local reproduction. The main objectives of this study are: 1) to describe the abundance and spatial distribution of the sergeant-majors from SPSPA (tidal pools and the islands inlet) and 2) to quantitatively characterize the reproductive ecology aspects of the species on site. Data on fish and nest abundance were collected using a stationary visual census methodology. Benthic complexity was measured using a rolling stick, at the inlet and the chain link method on tide pools. Benthic cover was estimated using photo-quadrats. Data on the reproductive behavior of male guardians and the nests individual monitoring were collected by the focal animal method and photographs, respectively. The smaller sergeant-majors representatives (<2 cm in total length, TL) were recorded exclusively in the tidal pools, predator-free environments that have been identified as potential nurseries for this species in the SPSPA. No significant influences were recorded on the complexity of the substrate in the abundance and distribution of sergeant-majors in tidal pools and little or no influence of benthic coverage. In the inlet, there was a positive relationship between *A. saxatilis* body size and depth, with individuals sized between 2-10 cm CT concentrated on shallower strata (0-10 m depth). Individuals among 10-20 cm CT switch to occupy depths below 10 m and suffered significant influence of complexity, suggesting greater need of refuge from predators. The density of *A. saxatilis* nests was lower in areas with higher abundance of *Stegastes sanctipauli*, a territorial Pomacentridae, abundant in the archipelago, suggesting possible negative interactions as competition for territory and optimal nesting sites. Places with higher densities of nests of *A. saxatilis* also had higher densities of the eggs' predator *Halichoeres radiatus*, suggesting aggregation of this predator in areas with a greater supply of eggs. The agonistic interactions between male guardian and nests invaders were more frequent in less accessible nests, probably due to greater difficulty on detecting intruders in these nests. Factors that negatively influenced the spawning success, i.e. proportion of eggs remaining over time, were the total agonistic interactions between males and invaders, total bites by male guardian in their own nest and guardian male's size. Depth was the only factor that positively influenced the spawning success. These last results suggest that larger males probably defend spawning that is more attractive to egg's predators and egg predation significantly influences the spawning success of *A. saxatilis* in SPSPA. Furthermore, if the male spends more time in nest defense, the chances of foraging in areas distant from the nest are smaller, being one of the most plausible explanations for the significant influence of filial cannibalism in spawning success. The higher reproductive success at greater depths may be related to the absence of competition with other abundant territorial damselfishes species that spawn in shallow areas from SPSPA, specially *Stegastes sanctipauli* and *Chromis multilineata*.

Key words: Sergeant-major, spatial distribution, nursery areas, parental care, agonistic behavior.

1. INTRODUÇÃO

Ambientes recifais abrigam a maior diversidade de espécies dentre os ecossistemas marinhos, incluindo mais de 25% das espécies de peixes descritas atualmente (SPALDING *et al.*, 2001). A biodiversidade recifal é comparável ou até maior que a biodiversidade em florestas tropicais (CLARKE, 1977; CONNELL, 1978). Na costa brasileira, os recifes, sejam coralíneos ou rochosos, caracterizam-se por apresentar uma diversidade relativamente baixa de peixes em comparação a outras regiões geográficas (e.g. Caribe e Indo-Pacífico), porém com alta proporção de espécies endêmicas (MOURA, 2003; FLOETER *et al.*, 2008). Os recifes são formações de fundo consolidado, biogênicas ou não, distribuídas em águas relativamente rasas. Eles são definidos tanto pela estrutura física como pelos organismos que neles se encontram (SPALDING *et al.*, 2001; BELLWOOD *et al.*, 2004). Dessa forma, ecossistemas recifais não estão restritos aos locais onde ocorrem corais hermatípicos (que depositam carbonato de cálcio), sendo encontrados em diversas regiões.

Os peixes são importantes componentes de ecossistemas recifais. A estrutura trófica das comunidades, a presença e abundância de espécies que desempenham papéis ecológicos-chave e até mesmo a estrutura de tamanho das populações de peixes representam importantes indicadores da saúde desses ambientes (FERREIRA *et al.*, 2001; BELLWOOD *et al.* 2004; DULVY *et al.*, 2004; GRAHAM *et al.*, 2005; CLAUDET *et al.*, 2006). Desde a década de 1990, os estudos sobre a ecologia dos peixes recifais brasileiros se intensificaram, principalmente através de observações subaquáticas com mergulho autônomo (SCUBA) e particularmente através da aplicação de metodologias de censos visuais (ROSA & MOURA, 1997; ROCHA *et al.*, 1998; FLOETER & GASPARINI, 2000; JOYEUX *et al.*, 2001; MINTE-VERA *et al.*, 2008). Desde então, foram realizados estudos com objetivo de descrever padrões tróficos e biogeográficos (FLOETER & GASPARINI, 2000; FLOETER *et al.*, 2001; JOYEUX *et al.*, 2001; ROCHA, 2003; FERREIRA *et al.*, 2004; FLOETER *et al.*, 2008), comportamento (SAZIMA *et al.*, 2005; CAMPOS *et al.*, 2006; FRANCINI-FILHO & SAZIMA, 2008), uso de habitat (SOUZA, 2007; BENDER *et al.*, 2009), herbivoria (FRANCINI-FILHO *et al.*, 2008; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2010), distribuição e estrutura de comunidades (FERREIRA *et al.*, 2001; MENDONÇA-NETO *et al.*, 2008; MACIEIRA & JOYEUX, 2011; XAVIER *et al.*, 2012) e efeitos de áreas marinhas protegidas (FRANCINI-FILHO & MOURA, 2008a, b).

Atualmente é amplamente reconhecido que a estrutura de assembleias de peixes recifais é determinada por muitos fatores interativos, incluindo variabilidade no recrutamento (adição de novos membros à população), processos pós-recrutamento (e.g. migração e

mortalidade), distúrbios naturais e/ou perturbações antrópicas e fatores históricos e evolutivos (SALE, 1980; SCHMITT & HOLBROOK, 1999; HOLBROOK *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2001; FLOETER *et al.* 2008; PRATCHETT *et al.*, 2008).

Além desses fatores, um número considerável de estudos mostra que muitos atributos de assembleias de peixes recifais, como abundância e diversidade, podem ser largamente influenciados por variações na estrutura do habitat (SALE, 1980; LINDEMAN & SNYDER, 1999; HOLBROOK *et al.*, 2000; FERREIRA *et al.*, 2001; BELLWOOD *et al.* 2004; GRATWICKE *et al.*, 2006; SOUZA, 2007; PRATCHETT *et al.*, 2008; BENDER *et al.*, 2009; JONES *et al.*, 2010; CONI *et al.* 2013). O habitat fornece alimento e refúgio (MUNDAY, 2001), influencia na seleção de locais de assentamento (mudança da fase pelágica ou planctônica para a bentônica) (DOHERTY *et al.*, 1996) e na movimentação após o assentamento (AULT & JOHNSON, 1998; MUNDAY, 2001). A complexidade estrutural do substrato é um dos atributos do habitat que mais influencia assembleias de peixes recifais. Em geral, quanto maior a complexidade estrutural do substrato recifal, mais abundante e rica será a ictiofauna sustentada pelo mesmo (ROBERTS & ORMOND, 1987; DOMINICI-AROSEMENA & WOLFF, 2005).

Diversos estudos apontam para a importância da disponibilidade de habitats adequados para sobrevivência de peixes recifais (SALE, 1980; HIXON & BEETS, 1993; BEUKERS & JONES, 1998; HOLBROOK *et al.*, 2000). Refúgio, alimento e local adequado para reprodução são algumas características de micro-habitats (escalas < 10 m) preferenciais de peixes recifais (TOLMIERI, 1995; ALOFS & POLIVKA, 2004). A preferência por diferentes habitats geralmente depende do estágio ontogenético de desenvolvimento (LINDEMAN & SNYDER, 1999; GRATWICKE *et al.*, 2006; PRATCHETT *et al.*, 2008; JONES *et al.*, 2010).

A maioria dos peixes recifais apresenta uma fase larval e planctônica no início de seu desenvolvimento, com grande potencial dispersivo (LEIS, 1999). O assentamento das larvas ocorre em diversos habitats, dependendo das espécies, com alguns habitats em particular sendo reconhecidos como berçários de peixes recifais (e.g. recifes rasos, manguezais, piscinas de maré e planícies de fanerógamas) (LINDEMAN & SNYDER, 1999; JONES *et al.*, 2010). Estas áreas ocupadas nos primeiros estágios do desenvolvimento podem ser denominadas de berçários somente se os seus residentes contribuírem significativamente para a manutenção das populações de adultos em outros habitats (BECK *et al.*, 2001).

Nos estágios ontogenéticos mais avançados, diversos peixes recifais tendem a emigrar para habitats mais profundos e afastados da costa, nos quais geralmente são encontradas agregações reprodutivas de indivíduos relativamente grandes (LINDEMAN & SNYDER, 1999; LINDEMAN *et al.*, 2000; SADOVY & DOMIER 2005; JONES *et al.*, 2010). Dessa forma,

indivíduos menores estão geralmente associados a ambientes mais rasos do que indivíduos maiores (LINDEMAN & SNYDER, 1999; DOMINICI-AROSEMENA & WOLFF, 2005; GRATWICKE *et al.*, 2006; JONES *et al.*, 2010).

Informações sobre a preferência de habitat são escassas para a maioria das espécies de peixes recifais e estudos dessa natureza podem fornecer informações valiosas para conservação de espécies e para compreender impactos causados pelas modificações de habitats recifais (GRATWICKE *et al.*, 2006). O entendimento dos padrões sobre migrações e subdivisões ontogenéticas no uso do habitat são úteis na definição de áreas utilizadas como berçário e sítios de agregação reprodutiva, subsidiando assim iniciativas de manejo e conservação locais (JONES *et al.*, 2010).

Pomacentridae (Perciformes: Labroidei) é uma das famílias de peixes mais importantes em ambientes recifais, tanto em termos de abundância quanto em termos de papéis ecológicos (FISHELSON, 1970). Pomacentrídeos (donzelas ou sargentinhos) são peixes predominantemente marinhos com distribuição circuntropical que habitam áreas rasas de substrato coralíneo ou rochoso, com maior diversidade no Pacífico Sul (COOPER *et al.*, 2009; FRÉDÉRICH *et al.*, 2013). Nas regiões tropicais de todo o mundo, os Pomacentrídeos formam um dos táxons de peixes recifais com maior domínio numérico e diversidade, incluindo cerca de 320 espécies pertencentes a 33 gêneros (MENEGATTI *et al.*, 2003). No Brasil ocorrem pelo menos 14 espécies pertencentes a quatro gêneros (MOURA *et al.*, 2005).

Quanto à distribuição espacial, pomacentrídeos são encontrados desde áreas abrigadas, como piscinas de maré, até áreas abertas, como recifes ou costões rochosos (DOMINICI-AROSEMENA & WOLFF, 2005), geralmente com maior dominância em águas rasas (CLARKE, 1977). Representantes da família Pomacentridae mostram grande fidelidade aos seus microhabitats e podem viver em uma mesma área por meses ou até anos (SCHWAMBORN & FERREIRA, 2002). A baixa mobilidade indica pouca ou nenhuma influência da migração na sua distribuição, a qual é condicionada basicamente pela dispersão larval (CECCARELLI *et al.*, 2001; MOLINA *et al.*, 2006).

Assim como ocorre com outros grupos de peixes recifais, alguns pomacentrídeos apresentam um padrão de utilização do habitat diferencial de acordo com estágio de desenvolvimento (PRATCHETT *et al.*, 2008; GRATWICKE *et al.*, 2006). Por exemplo, para algumas espécies de donzelas nas Bahamas, juvenis e adultos atingem pico de abundância em habitats diferentes, reduzindo assim a competição por recursos (CLARKE, 1977).

Abudefduf saxatilis (Linnaeus, 1758) (Pisces: Pomacentridae: Pomacentrinae) é um peixe recifal popularmente conhecido no Brasil como sargentinho ou saberé. É a única espécie do

gênero que ocorre no Brasil e apresenta a uma das mais amplas distribuições geográficas entre os Pomacentridae, distribuindo-se em latitudes tropicais e subtropicais desde o Canadá até o Uruguai, ocupando substratos coralíneos ou rochosos (EMERY, 1973; RODRIGUES & MOLINA, 2007).

Durante a fase não reprodutiva os sargentinhos formam pequenos grupos que forrageiam sobre o substrato ou na coluna d'água (FISHELSON, 1970; FISHELSON 1998; EMERY, 1973). A espécie já foi considerada predominantemente planctívora (FOSTER, 1987; MONTGOMERY, 1981), mas sabe-se atualmente que sua dieta inclui itens variados além do plâncton, como zoantídeos e algas (RANDALL, 1967; FRANCINI-FILHO & MOURA, 2010). Além disso, existem registros de canibalismo filial, onde os adultos se alimentam da própria prole (i.e. ovos; MANICA, 2002), bem como registros raros de canibalismo não filial (CHENEY, 2007), podendo assim ser considerada uma espécie onívora ou oportunista. Os jovens podem atuar como limpadores, retirando ectoparasitas da superfície corporal de outros peixes e tartarugas da espécie *Chelonia midas* (SAZIMA, 1986; SAZIMA *et al.*, 2004).

Sargentinhos possuem caráter generalista em termos de dieta e uso do habitat, o que é considerado um dos principais motivos pelo seu sucesso (i.e. ampla distribuição e elevada abundância) (RODRIGUES & MOLINA, 2007). *Abudefduf saxatilis* é uma das espécies mais abundantes em ilhas oceânicas (FEITOZA *et al.*, 2003; PEREIRA-FILHO *et al.*, 2011; KRAJEWSKI & FLOETER, 2011). Os eventos de dispersão da espécie no Brasil são causados principalmente pela Corrente Equatorial Sul, vinda do Atlântico, que passa pelo Arquipélago de São Pedro e São Paulo e Atol das Rocas e se divide na costa do Rio Grande do Norte, ramificando-se na Corrente Guiana ao norte e Corrente Brasil ao sul (MOLINA *et al.*, 2006).

Estudos de MOLINA *et al.* (2006) evidenciaram que as populações de *A. saxatilis* no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP) são notavelmente diferentes quanto aos aspectos morfológicos em relação a outras localidades da província biogeográfica brasileira, sendo mais similares quanto à morfologia às populações do Rio Grande do Norte e Santa Catarina do que às amostras de Atol das Rocas, Bahia e Ceará. Além disso, BERMINGHAM *et al.* (1997) evidenciaram que populações de *A. saxatilis* coletadas no ASPSP, mostram um padrão de DNA mitocondrial (mtDNA) diferente dos demais exemplares do Atlântico Ocidental. Assim, os representantes de sargentinho no ASPSP parecem formar uma população isolada e em automanutenção (i.e. elevada proporção de autorrecrutamento) (MOLINA *et al.*, 2006), o que é comum para ambientes insulares com alto grau de isolamento (COWEN *et al.*, 2000; ALMANY *et al.*, 2007).

A espécie *A. saxatilis* caracteriza-se pelo corpo lateralmente comprimido; nadadeira dorsal com 13 espinhos e 12-13 raios; nadadeira anal com três espinhos e 12-13 raios; nadadeira caudal marcadamente bifurcada; coloração nas porções posterior e lateral do corpo amarelo-esverdeada, com o ventre branco azulado e cinco e barras verticais pretas e bem notáveis nas laterais do corpo; tamanho máximo de 25 cm de comprimento total (CT) e peso máximo de 200 g (RANDALL, 1968; ALLEN, 1991; BOHLKE & CHAPLIN, 1993) (Figura 1). É uma espécie gonocórica, e a determinação do sexo ocorre muito cedo no desenvolvimento ontogenético, porém seu gonocorismo não é estável e alguns estímulos ambientais podem alterar o sexo do indivíduo (FISHELSON, 1998).



Figura 1. Representante de *Abudefduf saxatilis* com 3 cm de comprimento total, fotografado na piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Foto: Laís S. Rodrigues.

Assim como outros pomacentrídeos, sargentinhos ocupam uma grande diversidade de habitats dentro de ecossistemas marinhos, desde áreas abrigadas até áreas abertas (LINDEMAN & SNYDER, 1999; DOMINICI-AROSEMENA & WOLFF, 2005). Jovens e adultos ocupam habitats diferentes (FISHELSON, 1998). JONES *et al.* (2010) encontraram na Flórida (Atlântico Norte) representantes de *A. saxatilis* tanto em áreas de berçário (i.e. mangues) como em áreas de co-ocorrência de adultos e jovens (i.e. recifes), porém no habitat berçário foram registrados apenas peixes em estágio inicial do desenvolvimento. Ainda segundo estes autores, a ocorrência desses representantes em ambos os habitats comprovou a conectividade entre os mesmos através de migrações ontogenéticas.

O sargentinho apresenta longo período reprodutivo, com ápice durante os meses mais ensolarados (entre abril e agosto) no hemisfério norte (FISHELSON, 1970). No sudeste do Brasil foram registrados machos vigiando ovos entre novembro de 2002 e fevereiro de 2003

(BESSA *et al.*, 2007). No Caribe, foi registrada reprodução entre os meses de julho a dezembro (FOSTER, 1987; FOSTER, 1989) e também reprodução contínua ao longo de todo ano (ALBRECHT, 1969).

Durante o período reprodutivo, machos e fêmeas de *A. saxatilis* assumem coloração nupcial, com manchas laterais mais escuras e corpo azulado, porém não há dimorfismo sexual quanto ao tamanho (FOSTER, 1987; KOHDA, 1988; PRAPPAS *et al.*, 1991; BESSA *et al.*, 2007). Os machos defendem seus territórios onde os ovos serão fixados pelas fêmeas (desova bentônica e adesiva) contra invasores e potenciais predadores de ovos (ALBRECHT, 1969; FOSTER, 1987; KOHDA, 1988; PRAPPAS *et al.*, 1991) (Figura 2). A fecundação é externa e os machos defendem a prole durante todo o período embrionário até a eclosão dos ovos e liberação das larvas livre-natantes (alevinos – com olhos desenvolvidos e nado direcionado) encontradas no ictioplâncton, cerca de quatro a seis dias após a desova (SHAW, 1955; FOSTER, 1987). A atividade de desova geralmente se inicia ao amanhecer, ou um pouco antes, e segue até o início da tarde (ALBRECHT, 1969; DOHERTY, 1983; FOSTER, 1987; ROBERTSON *et al.*, 1990). A eclosão é geralmente noturna, após o pôr do sol, período no qual potenciais predadores diurnos estão inativos e/ou refugiados no recife (FOSTER, 1987; MCALARY & MCFARLAND, 1993).



Figura 2. Indivíduo macho de *Abudefduf saxatilis* apresentando coloração nupcial enquanto guarda ovos depositados pela fêmea no interior de seu ninho (área roxa na porção esquerda da imagem). Foto: Daniel Sartor.

A defesa do território por machos de *A. saxatilis* consiste em espantar possíveis invasores, sejam eles coespecíficos ou de outras espécies (PRAPPAS, 1991). Os comportamentos de defesa de *A. saxatilis* contra peixes invasores incluem mordidas, perseguição, e movimentos bruscos da lateral do corpo, para demonstração intimidatória, o *display* lateral, que são comportamentos típicos de pomacentrídeos (BROWN & ORIANI 1970; OSÓRIO *et al.*, 2006). Além de defender, machos também costumam “ventilar” ou oxigenar o ninho, realizando batidas alternadas e vigorosas das nadadeiras peitorais sob o mesmo (ALBRECHT, 1969; FISHELSON, 1970; PRAPPAS, 1991). Esse mecanismo, além de auxiliar na oxigenação dos ovos, retira sedimentos da superfície dos mesmos (FISHELSON, 1970). O tamanho do ninho pode influenciar o quanto o macho vai oxigená-lo, uma vez que o custo da oxigenação do ninho aumenta com o aumento do tamanho do mesmo (PERRIN, 1955).

O período e local de reprodução de peixes recifais ocorrem geralmente com o objetivo de maximizar a sobrevivência da prole durante o estágio pelágico subsequente, no qual as taxas de mortalidade são altas (ROBERTSON & HOFFMAN, 1977; JOHANNES, 1978; DOHERTY *et al.*, 1985). Fatores ambientais (e.g. fase da lua e amplitude da maré), a capacidade de alocação de ninhos em micro-habitats adequados (e.g. superfícies verticais; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2012), o tamanho do corpo e o nível de cuidado parental do macho (e.g. capacidade de oxigenação e defesa contra predadores) e o contexto ecológico (e.g. abundância de predadores de ovos; FOSTER, 1987) podem influenciar o sucesso reprodutivo de peixes recifais com desova bentônica adesiva (FISHELSON, 1970; EMSLIE & JONES, 2001).

Vários autores descreveram o processo reprodutivo em *A. saxatilis* e o cuidado parental paterno (ALBRECHT, 1969; FOSTER, 1987; FOSTER, 1989). Antes de começar o ritual reprodutivo, os sargentinhos se alimentam com notável frequência e intensidade, especialmente os machos, pois dependem de substratos vazios para alocação dos ninhos e de energia para proteger os ovos e o território (FISHELSON, 1970; MANICA, 2002; BESSA *et al.*, 2007; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2012). Durante a vigilância territorial os machos se alimentam com menos frequência e de recursos mais restritos, devido ao tempo despendido na proteção do ninho (FISHELSON, 1970; MANICA, 2002; BESSA *et al.*, 2007). O estado nutricional do macho é, portanto, um fator limitante durante o período reprodutivo (TYLER III & STANTON, 1995).

No período reprodutivo de *A. saxatilis* no ASPSP, grupos de 20 a 130 machos removem ativamente organismos bentônicos, principalmente o briozoário arborescente *Margaretta buski* e algas verdes do gênero *Bryopsis* (FRANCINI-FILHO *et al.*, 2012). Logo em seguida, os machos competem pelo território preparado, de modo que apenas um ficará com o mesmo. Os

ovos são depositados pelas fêmeas cerca de dois dias depois da limpeza do substrato. Ninhos individuais com um macho guardião podem abrigar uma ou mais desovas, de diversas origens maternas (FISHELSON, 1970; FOSTER, 1987).

Depois da preparação do ninho os machos atraem as fêmeas com nados sinalizadores (corte) nas proximidades de seu ninho (FISHELSON, 1970). Os machos acasalam com várias fêmeas em um período médio de três dias, com deposição de até 250.000 ovos em um único ninho (FISHELSON, 1970; FOSTER, 1987; PRAPPAS *et al.*, 1991). As fêmeas também acasalam com vários machos (FISHELSON, 1998). As desovas têm aparência circular, com ovos dispostos em uma única camada e de coloração roxa escura quando são mais recentes, modificando-se para uma coloração cinza ou esverdeada, mais críptica, quando mais próximos do período de eclosão (SHAW, 1955; FISHELSON, 1970; FOSTER, 1987; EMSLIE & JONES, 2001). Os ovos são elípticos, com tamanho aproximado de 1,0 x 0,6 mm, e unidos por filamentos adesivos (SHAW, 1955; PRAPPAS *et al.*, 1991; ALSHUTH *et al.*, 1998; Figura 3).

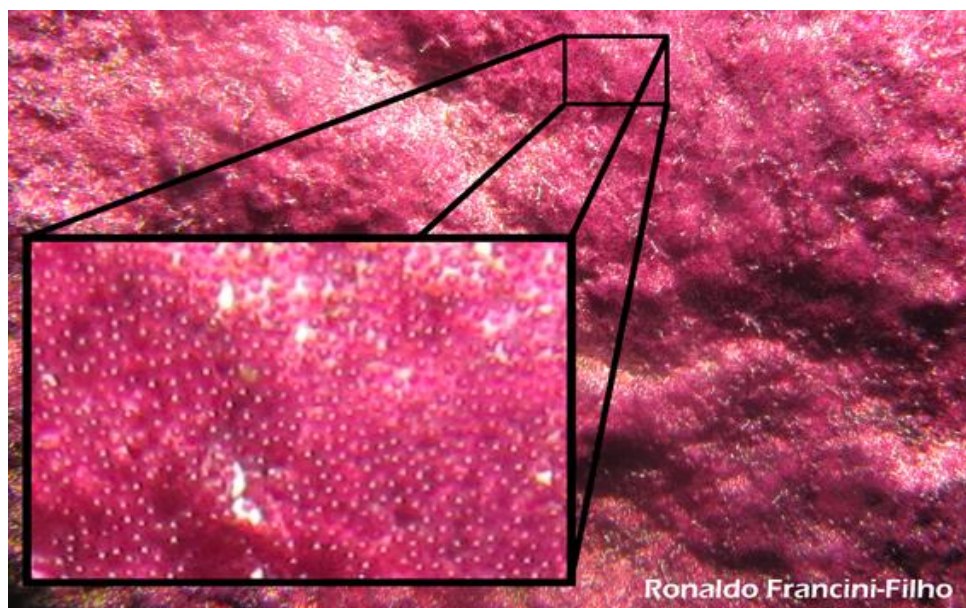


Figura 3. Desova de sargentinho em vista geral e ampliada. No detalhe, ovos jovens, de coloração roxa, próximos uns aos outros e dispostos numa única camada. Foto: Ronaldo Francini-Filho.

Em algumas espécies com cuidado parental exclusivamente paterno, os pais podem vir a consumir toda a prole antes que ocorra a eclosão, principalmente em desovas relativamente menores e mais jovens (PETERSEN, 1990; KNAPP & WARNER, 1991; MANICA, 2002). Com esse canibalismo total, o macho pode realocar seu tempo e energia para aumentar seu sucesso reprodutivo de outra forma, atraindo outras parceiras, ao mesmo tempo em que mantém seu

território (PETERSEN, 1990). Investir mordidas no ninho também é um mecanismo para a retirada de ovos não viáveis e organismos que possam prejudicar o desenvolvimento de ovos saudáveis (PRAPPAS, 1991).

Sabe-se que para algumas espécies de pomacentrídeos, incluindo o gênero *Abudefduf*, existe periodicidade lunar na desova e eclosão, com picos mais frequentes nas luas cheia e nova (FOSTER, 1987; PETERSEN, 1990; ROBERTSON *et al.*, 1990). A maior amplitude de maré nestes períodos facilitaria a dispersão rápida das larvas para longe do recife, diminuindo assim as taxas de predação (FOSTER, 1987; PETERSEN, 1990; ROBERTSON *et al.*, 1990). Para populações de *A. saxatilis* do Caribe, no entanto, não foi encontrada periodicidade lunar para atividades reprodutivas, e a espécie desovou ao longo de um mês completo (FOSTER, 1987). ROBERTSON *et al.* (1990) consideraram essa espécie como semilunar quanto ao período de desova, também no Caribe, pois os picos reprodutivos ocorreram nas luas cheia e nova.

Considerando o abrangente conhecimento sobre a ecologia reprodutiva e distribuição da espécie alvo deste estudo em ambientes costeiros ou sistemas de aquário, este estudo tem como objetivo caracterizar os padrões espaciais de abundância por classes de tamanho dos indivíduos e aspectos da ecologia reprodutiva de *A. saxatilis* no ASPSP, um ambiente insular e com alto grau de isolamento geográfico, onde há possibilidade de que os padrões ecológicos e comportamentais da espécie sejam distintos. Foram realizadas amostragens em piscinas de maré e na enseada, em profundidades variando entre 0-30 m. As principais perguntas abordadas foram: 1) Quais fatores influenciam (e.g. complexidade do substrato e profundidade) a distribuição e abundância de *A. saxatilis* nas piscinas de maré e na enseada? 2) Quais fatores que influenciam a distribuição de ninhos de sargentinho na enseada? 3) Quais fatores determinam a frequência das interações agonísticas entre o macho guardião e invasores? e 4) o que influencia o sucesso reprodutivo (inferido através da perda de ovos ao longo do tempo) de *A. saxatilis* no ASPSP?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A região oceânica tropical do Atlântico é dominada por águas quentes e oligotróficas trazidas pela Corrente Sul Equatorial, com pouca ressurgência e temperaturas geralmente acima de 26°C (TIBÚRCIO *et al.*, 2011).

As ilhas oceânicas brasileiras – Arquipélagos de Fernando de Noronha e São Pedro e São Paulo, o Complexo Insular Martin Vaz e Trindade e o Atol das Rocas – são ambientes

relativamente distantes da costa (> 267 km) e, em geral, pequenos no que se refere a sua porção emersa (SERAFINI *et al.*, 2010). Elas abrigam uma diversidade representativa de organismos marinhos da Província Brasileira, especialmente organismos recifais, por constituírem regiões rasas e isoladas de outros recifes costeiros e oceânicos, facilitando assim o processo de especiação e a ocorrência de espécies endêmicas (FLOETER & GASPARINI, 2000; FLOETER *et al.*, 2001; ROCHA *et al.*, 2003; JOYEUX *et al.*, 2008).

O ASPSP, um dos menores e mais isolados arquipélagos oceânicos do mundo, situa-se no meio do Atlântico Norte-Equatorial ($00^{\circ} 55' 02''$ N; $29^{\circ} 20' 42''$ O). Ele está a cerca de 1.010 km do ponto mais próximo à costa brasileira (Cabo do Calcanhar, Rio Grande do Norte) e cerca de 1.800 km da costa africana (FEITOZA *et al.* 2003; CAMPOS *et al.* 2010) (Figura 4).

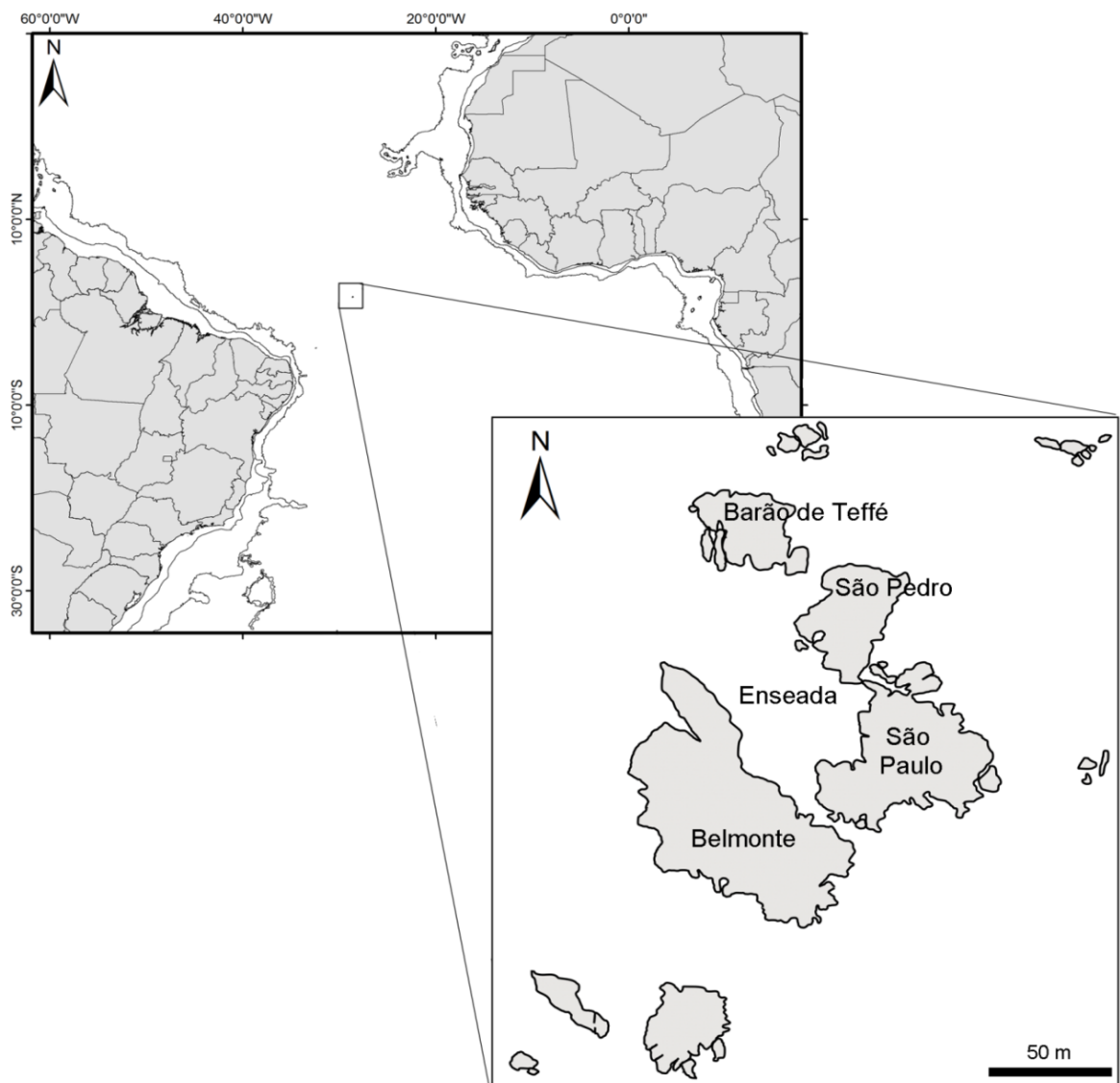


Figura 4. Mapa com a localização do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. O estudo foi realizado nas piscinas de maré da Ilha Belmonte e na enseada.

Esse arquipélago é formado pelo soerguimento da Dorsal Meso-Atlântica ou crista oceânica do Atlântico, uma cordilheira submarina que se estende sob o Oceano Atlântico e o Oceano Ártico, desde a latitude 87°N até a latitude 54°S, que se ergue de uma profundidade de 4.000 m a partir do assoalho oceânico (MIGUENS, 1995). O ASPSP é um dos únicos arquipélagos oceânicos de origem não vulcânica (EDWARDS & LUBBOCK 1983). Ele é formado por duas ilhas maiores (São Paulo e Belmonte), duas menores (São Pedro e Barão de Teffé) e várias pontas de rocha, apresentando uma área total emersa de aproximadamente 17.000 m². A distância entre os pontos extremos do ASPSP é de cerca de 420 m (MIGUENS, 1995). As ilhotas são separadas por canais estreitos e formam uma enseada que abriga águas mais calmas que o mar de fora. A enseada ocorre entre as ilhas Belmonte, São Paulo, São Pedro e Barão de Teffé, com forma de “u” e abertura principal na direção noroeste; possui cerca de 100 m de comprimento por 50 m de largura, com 6 a 30 m de profundidade (VIANA *et al.*, 2009) (Figura 5). O fundo desta enseada é constituído por sedimentos provenientes da atividade biológica e do desagregamento das rochas que constituem o arquipélago, além de considerável cobertura de macroalga *Caulerpa racemosa* e zoantídeos, principalmente do gênero *Palythoa* e *Zoanthus* (MIGUENS, 1995; BURGOS *et al.*, 2009; VIANA *et al.*, 2009).



Figura 5. Vista aérea do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, com indicação (em vermelho) do local de coleta de dados, a enseada. Foto adaptada de Viana *et al.*, 2009.

As ilhas são desprovidas de praias, vegetação e água potável (VIANA *et al.*, 2009). Segundo BURGOS *et al.* (2009), o período de maior intensidade de chuvas na região é de março a julho, com temperatura do ar em torno de 24°C, ao passo que o período de estiagem compreende os meses de setembro a fevereiro, com temperatura em torno de 28°C.

No ASPSP, levantamentos faunísticos com mergulho autônomo (SCUBA) vêm sendo realizados desde 1979. O estudo pioneiro de LUBBOCK & EDWARDS (1981) indicou a presença de 50 espécies de peixes, incluindo 43 peixes recifais e quatro novas espécies. Em 2003, uma nova lista de espécies foi apresentada para o arquipélago, com 15 novos registros, elevando para 58 o número de espécies de peixes recifais registradas (FEITOZA *et al.*, 2003). O ASPSP compartilha cerca de 80% de sua ictiofauna recifal com a costa brasileira, sendo considerado um prolongamento faunístico de baixa diversidade da Província Biogeográfica Brasileira (EDWARDS & LUBBOCK, 1983; FLOETER *et al.*, 2008).

A família Pomacentridae está entre as três mais representativas quanto ao número de espécies no ASPSP, com cinco espécies, sendo apenas menor que a família Mureanidae (oito espécies) e apresentando o mesmo número de espécies que a família Carangidae (FERREIRA *et al.*, 2009). No ASPSP, pomacentrídeos são encontrados nas piscinas de maré, enseada do arquipélago e paredões adjacentes, ocorrendo próximos ao substrato ou na coluna d'água. O sargentinho e a donzela endêmica do ASPSP *Stegastes sanctipauli* estão entre as espécies com maior domínio numérico (FEITOZA *et al.*, 2003).

As áreas de estudo no ASPSP incluíram a enseada e piscinas de maré no entorno da estação científica. A enseada é um local único no arquipélago por abrigar águas mais calmas, protegidas das fortes ondas e correntes, principalmente na maré baixa, com condições ideais para este estudo. Este local apresenta costões rochosos com superfícies verticais ou aproximadamente verticais, que compõem o tipo de local ideal para a desova de pomacentrídeos (MONTGOMERY, 1981; FRANCINI-FILHO *et al.*, 2012).

As piscinas de maré do arquipélago localizam-se na ilha Belmonte (Figura 6), no mesmo local onde a estação científica foi instalada, uma vez que é o único local da ilha com área relativamente plana. Estas piscinas sofrem, portanto, influências de ações antrópicas pela proximidade com a estação, tais como lançamento de dejetos e pisoteio. As piscinas são formadas por depressões no costão rochoso onde a água fica retida intermitentemente (i.e. apenas na maré baixa) (VIANA *et al.*, 2009). Todas as subáreas menores que compõem a piscina de maré do ASPSP apresentam-se conectadas intermitentemente, algumas ficam completamente separadas apenas na maré baixa. A profundidade máxima dessas piscinas é de 2 m.



Figura 6. Vista aérea da ilha Belmonte. A área vermelha indica o local onde hoje está construída a estação científica e círculo amarelo indica o local das piscinas de maré. A seta indica local de entrada da principal onda que banha as poças. Foto adaptada de VIANA *et al.*, 2009.

2.2. AMOSTRAGEM

*Abundância e distribuição de *A. saxatilis* e caracterização do habitat*

Na enseada, dados sobre abundância de representantes da ictiofauna, o que inclui a espécie em estudo, foram coletados entre 17 de setembro a 18 de novembro de 2010 e entre 05 de junho a 12 de agosto de 2011, através de censos visuais estacionários (cf. MINTE-VERA *et al.*, 2008). Segundo este protocolo, o pesquisador fica parado num determinado local do recife (alocado aleatoriamente) e durante cinco minutos anota as espécies de peixes ocorrentes. Depois desse período, realiza-se uma contabilização de peixes menores que 10 cm de comprimento total (CT) estimado visualmente em um raio de 2 m e de peixes maiores do que 10 cm CT em um raio de 4 m (MINTE-VERA *et al.*, 2008). Todos os censos estacionários foram realizados entre 06-17h. Em cada censo foi registrada também a profundidade, que variou de 6 a 30 m.

Nas piscinas, dados sobre a abundância de *A. saxatilis* foram obtidos através de uma metodologia de censo visual estacionário adaptada de MINTE-VERA *et al.* (2008). Antes da execução dos censos, foi realizada observação de todas as poças menores que compõem a área de piscinas de maré do arquipélago e, ao constatar que nem todas apresentavam ictiofauna, foram selecionadas seis subáreas onde foram realizados os censos (Figura 7). Como o objetivo deste trabalho era estimar a abundância de apenas uma espécie na piscina de maré, o

período do censo foi adaptado para dois minutos de observação. Além disso, dado ao espaço físico das subáreas, foi considerado apenas o raio de 2 m.

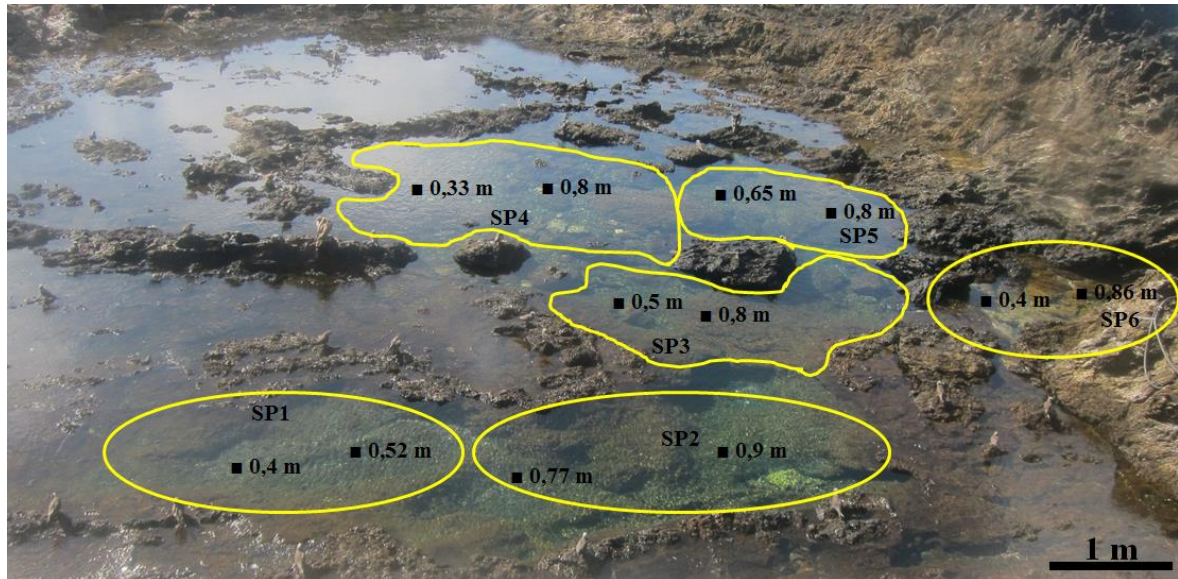


Figura 7. Vista superior das poças de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Áreas contornadas em amarelo indicam as 6 subáreas da piscina (SP1 a SP6) onde foram realizadas as amostragens, e os tópicos indicam a profundidade, em metros, nestes pontos. Foto: Laís Rodrigues.

Foram coletados dados uma vez ao dia, através de mergulho livre, durante a maré baixa, em cada uma das seis subáreas, no período entre 01 e 13 de setembro de 2012, com coletas diárias (exceto nos dias 7 e 8 de setembro, nos quais as amostragens foram impossibilitadas devido a condições climáticas adversas).

A complexidade do substrato na enseada foi medida através da metodologia do bastão, segundo a qual um bastão é movido ao longo da superfície do substrato, e são contadas quantas vezes ele gira até contornar certa distância do substrato. Neste estudo, esta distância correspondeu aos 4 m de raio de amostragem do censo visual. O valor obtido (número de voltas do bastão ao contornar o substrato) é o valor do fractal. O fractal é um conceito numérico de dimensão topográfica (EDGAR, 2008), e a rugosidade da superfície é o valor de fractal mais basal (MURDOCK & DODDS, 2007). O valor do fractal é, portanto, o índice de complexidade dessa metodologia e seu valor é comparativo, de modo que, quanto maior for este valor, maior é a complexidade do substrato (GEE & WARWICK, 1994; FROST *et al.*, 2005).

Nas piscinas de maré foram obtidos dados relativos à complexidade estrutural do habitat através do método da corrente (*chain link method*), uma metodologia adaptada de LUCKHURST & LUCKHURST (1978). Esta metodologia consiste em estender uma corrente ou cabo na superfície do substrato, para que a mesma se molde ao relevo. É feita, então, uma medida entre o ponto final e o inicial da corrente contornando o substrato. A razão esta

medida e a medida linear da mesma gera o índice de rugosidade (IR), que tem valor comparativo, ou seja, quanto menor o valor, mais complexo é o substrato (LUCKHURST & LUCKHURST, 1978). Não se utilizou a mesma metodologia da enseada (bastão ou fractal) para a piscina de maré quanto a complexidade do substrato, pois as subáreas da mesma não possuíam os 4 m de raio dos censos realizados na primeira, sendo esse raio máximo de 2 m.

Dados relativos à cobertura bentônica das piscinas de maré foram obtidos por fotografias, com metodologia adaptada da técnica de foto-quadrados (cf. FRANCINI-FILHO *et al.*, 2008a, b). Um molde quadrado com 15 x 15 cm foi alocado aleatoriamente cinco vezes em cada uma das seis subáreas da piscina de maré. Dentro dos limites desse molde foram obtidas as fotos, totalizando 30 imagens do substrato.

Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis

Durante a realização de censos visuais na enseada, além de registrar dados de abundância de peixes recifais e complexidade do substrato, fez-se também o registro de ocorrência de ninhos de *A. saxatilis*, através de busca ativa no raio de 4 m do censo. O registro de representantes de outras espécies de peixes ocorrentes, além da espécie em estudo, durante os censos serviu de base para as análises de distribuição de ninhos quanto à presença de predadores de ovos, de predadores de peixes, de peixes coespecíficos e heteroespecíficos dentro da família Pomacentridae.

Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas

Entre 26 de dezembro de 2011 a 9 de janeiro de 2012 e de 30 de outubro a 14 de novembro de 2012, foram realizadas observações em campo na enseada do ASPSP através de mergulho autônomo (SCUBA), para a coleta de dados relativos à ecologia reprodutiva de sargentinhos. Observações preliminares indicaram que o período médio de três dias para eclosão dos ovos observado por FOSTER (1987) no Caribe não é válido para sargentinhos do ASPSP, onde os ovos de um mesmo ninho podem ser observados por um período médio de dois dias de modo que, no terceiro dia de observação, os machos já não estavam mais presentes nos territórios, nem haviam ovos colados no substrato. Estabeleceu-se, portanto, o protocolo de observação ao longo de dois dias consecutivos, período considerado adequado para avaliar os padrões de comportamento e as possíveis alterações na densidade de ovos (ovos.cm⁻²) das desovas no ASPSP.

Os ninhos escolhidos para as amostragens foram aqueles contendo ovos com coloração roxa (i.e. ovos recém desovados). Ninhos com ovos de coloração acinzentada ou

esverdeada (ovos mais recentes, prestes a eclodir) foram excluídos das amostragens (SHAW, 1955; EMSLIE & JONES, 2001; FOSTER, 1987).

A caracterização do comportamento de cuidado parental de *A. saxatilis* foi realizada utilizando-se o método do animal focal (cf. LEHNER, 1996). Machos guardiões foram observados por um período de cinco minutos, durante o qual foram registradas as informações seguintes: 1) tamanho do macho (em centímetros, CT), 2) deslocamento máximo do macho em relação ao ninho (em metros), 3) número de mordidas dadas pelo macho guardião no bentos, no plâncton ou no próprio ninho, 4) número de eventos de oxigenação, 5) quantidade de interações agonísticas (perseguição, *display* lateral e mordida) com diferentes intrusos, 6) profundidade, nível de acessibilidade (alto, médio e baixo) e inclinação (em graus) do ninho. As seções de observação foram realizadas três vezes em cada ninho amostrado, uma vez em cada classe de horário do dia: 4-7h (alvorada), 8-16h (meio do dia) e 17-18h (crepúsculo).

Sabe-se que, dentro da área de um ninho, mais de uma desova, de origem materna diversa, podem estar presentes (FISHELSON, 1970; FOSTER, 1987). No entanto, a aparência e coloração unificadas das desovas de sargentinhos no ASPSP não permitiram a discriminação de desovas, de modo que foi considerada como desova toda a área dentro do território do ninho onde foram encontrados os ovos.

Para avaliar se houve variação temporal na densidade de ovos ao longo do tempo (dias consecutivos), foram obtidas fotografias digitais das desovas, nos mesmos ninhos para os quais a metodologia do animal focal foi aplicada. Para este procedimento, fotografaram-se os ninhos com escala, para calcular a área de cada ninho e da desova nele alocada. Em seguida, obteve-se uma fotografia aproximada (macro) da desova, também com escala, para estimativas de densidade de ovos. Isto é possível uma vez que os ovos de sargentinho se dispõem no substrato em uma única camada, de modo que não há ovos sobrepostos (FISHELSON, 1970). Estas fotos aproximadas foram obtidas numa distância que permitisse que áreas centrais e periféricas da desova fossem contempladas, o que dependia, portanto, do tamanho da desova. Desovas maiores tiveram fotos em macro numa distância maior que desovas menores, mas a densidade de ovos foi contada sempre em áreas de 1 cm². Foram obtidas quatro fotos por desova.

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Para análises que exigiam dados normalizados, os dados contínuos foram transformados para Log₁₀ (x+1), exceto dados de cobertura bentônica (cobertura relativa para cada categoria, em porcentagem), os quais foram transformados em arco seno da raiz quadrada de

$x/100$ (x = proporção de cada categoria de cobertura bentônica). O cálculo da densidade de peixes recifais foi realizado através da razão entre a abundância total de representantes (N) e a área do censo visual ($A = \pi \times r^2$, sendo “ r ” o raio do censo, 2 m ou 4 m).

Foram utilizadas análises de variância (ANOVA) de uma via, duas vias ou fatorial e testes *post-hoc* (*a posteriori*) de Tukey. Todas as regressões lineares múltiplas com mais de uma variável independente foram realizadas em passos (*stepwise*), i.e. processo automático de seleção das variáveis mais explicativas da análise. Para ilustrar graficamente a influência de variáveis contínuas significativas dos modelos lineares generalizados (GLM, do inglês *General Linear Model*) testados, foi utilizado o resíduo total da análise. Para a obtenção dos valores residuais da variável dependente, cada uma das variáveis contínuas explicativas ($p < 0,05$) foi excluída do GLM e o modelo foi gerado sem a mesma. Depois, os valores residuais foram plotados junto com os valores das variáveis independentes em gráficos de dispersão. Em todas as análises estatísticas foi assumido nível de significância de 5%.

Abundância e distribuição de A. saxatilis e caracterização do habitat

A cobertura bentônica relativa das piscinas de maré foi estimada utilizando-se o programa *Coral Point Count with Excel Extensions* (CPCe, KOHLER & GILL, 2006). Neste programa, em cada fotografia do substrato (amostra) foram sorteados 20 pontos aleatórios, totalizando 100 pontos aleatórios por subárea (cada uma das subdivisões da piscina de maré). Cada um dos pontos foi classificado como pertencente a uma das seguintes categorias: alga calcária, alga filamentosa, briozoário, cascalho, esponja, excrementos (fezes de aves marinhas ou peixes), outros organismos, *Palythoa*, poliqueta, rocha e *Zoanthus*.

Para visualizar padrões de similaridade na comunidade bentônica entre as subáreas amostradas da piscina de maré aplicou-se a técnica multivariada de análise de escalonamento multidimensional (*Multi-Dimensional Scaling*, MDS), utilizando-se o índice de similaridade de BRAY-CURTIS (1957), seguida de uma análise de similaridade (ANOSIM, do inglês *analysis of similarity*) no programa PRIMER 6 Beta. Este procedimento teve como objetivo determinar o nível de similaridade entre as diferentes subáreas (variável independente) quanto à cobertura bentônica (variável dependente) considerando a proporção de cobertura (%) de cada categoria. Os dados foram transformados previamente em raiz quarta, minimizando assim o efeito de espécies ou categorias muito abundantes.

Uma ANOVA de uma via foi realizada para avaliar possíveis diferenças na cobertura bentônica (variável dependente) entre as subáreas da piscina de maré (variável independente). Esse mesmo tipo de teste foi utilizado para averiguar se os valores de índice

de rugosidade (complexidade do substrato – variável dependente) variaram significativamente entre as seis subáreas da piscina de maré.

Para testar se a densidade de sargentinhos (indivíduos.m⁻²) por classes de tamanho e total (variável dependente), variou significativamente entre as seis subáreas amostradas da piscina de maré (variável independente), utilizou-se uma ANOVA de uma via. Além disso, avaliou-se a influência relativa da cobertura bentônica, profundidade e complexidade do substrato das subáreas da piscina de maré (variáveis independentes) na densidade *A. saxatilis* por categoria de tamanho (<2, 2-10, 10-20 cm CT) e total, incluindo todos os tamanhos (variáveis dependentes), através de uma regressão linear múltipla em passos.

Para testar se a complexidade do substrato (variável dependente) variou entre os estratos de profundidade amostrados na enseada (0-10, 10-20, 20-30 m, variáveis independentes), fez-se uma ANOVA de uma via. Esse mesmo tipo de teste foi utilizado para avaliar diferenças na densidade de *Abudefduf saxatilis*, por classe de tamanho e total (variável dependente), e os quatro estratos amostrados do ASPSP (piscina de maré, 0-10, 10-20, 20-30 m de profundidade).

Para avaliar diferenças nas frequências de comprimento (proporção de indivíduos em cada categoria de tamanho) entre os quatro estratos avaliados amostrados (piscina de maré, 0-10, 10-20, 20-30 m) foram feitos testes Kolmogorov–Smirnov par a par (piscina x 0-10, piscina x 10-20, piscina x 20-30, 0-10 x 10-20, 0-10 x 20-30, 10-20 x 20-30).

Para avaliar a influência relativa da profundidade e complexidade do substrato (variáveis independentes) na densidade de diferentes categorias de tamanho de *A. saxatilis* e densidade total (variáveis dependentes), realizou-se uma regressão linear múltipla em passos.

Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis

A avaliação da influência relativa de diferentes fatores na distribuição espacial dos ninhos de sargentinho foi realizada através de uma regressão linear múltipla em passos com a abundância de ninhos por censo como variável dependente e a abundância total de potenciais predadores de ovos (*Bodianus insularis*, *Chaetodon striatus*, *Chromis multilineata*, *Halichoeres radiatus*, *Holacanthus ciliaris* e *Melichthys niger*), abundância de predadores de sargentinhos (*Caranx lugubris*, *Muraena pavonina* e *Rypticus saponaceus*), abundância de coespecíficos, abundância de heteroespecíficos cofamiliares, profundidade e complexidade do substrato como variáveis independentes. Os predadores de ovos e predadores de sargentinhos foram identificados com base na literatura (FOSTER, 1987) e observações em campo.

Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas

As imagens de ninhos foram analisadas com auxílio do programa eCognition Developer Trial e do software ImageJ. No ImageJ, a escala da imagem foi convertida de centímetros para pixels, este último valor sendo então aplicado no programa eCognition. No eCognition foi realizado o cálculo da área das desovas, área total do ninho e densidade de ovos. Para o cálculo da densidade de ovos (ovos.cm⁻²) foram alocados seis quadrados de 1 cm² sobre cada imagem, os quais foram distribuídos em três regiões da desova: central, intermediária e periférica. Em cada quadrado de 1 cm² foram contabilizados todos os ovos. Esta análise possibilitou o cálculo da densidade média total de ovos no primeiro e no segundo dia de observação em cada uma das duas fotos consecutivas obtidas por ninho. Variações na densidade de ovos entre quadrados centrais, periféricos e intermediários foram avaliadas através de uma ANOVA de uma via.

Foi avaliado através de um modelo linear generalizado se o total de interações agonísticas que o macho realizou durante as observações (variável dependente) está relacionado à acessibilidade do ninho e horário de observação (variáveis categóricas independentes), e às seguintes variáveis contínuas independentes: inclinação do substrato (em graus), profundidade do ninho (m), área do ninho (m²), deslocamento máximo do macho em relação ao ninho (m), tamanho do macho (cm), densidade inicial de ovos da desova (ovos.cm⁻²), número de mordidas que o macho investiu no ninho (canibalismo parental), número de oxigenações que o macho investiu no ninho e total de mordidas com fins de forrageio (e.g. mordidas no plâncton e no bentos).

Uma regressão linear múltipla em passos foi realizada para avaliar a influência relativa do tamanho do ninho (variável independente) na frequência de mordidas no ninho (canibalismo parental) e oxigenações que machos de *A. saxatilis* realizaram durante a guarda do ninho (variáveis dependentes). Esse mesmo tipo de teste foi utilizado para avaliar a influência relativa da profundidade (m) (variável independente) no tamanho dos machos de *A. saxatilis* guardiões de ninhos (variável dependente). Também foram avaliadas possíveis diferenças de tamanho do macho (CT) quanto à profundidade por ANOVA de uma via, utilizando o tamanho do macho como variável dependente e os estratos de profundidade (0-10, 10-20, 20-30 m) como variáveis categóricas independentes.

O sucesso da desova foi avaliado através da diferença de densidade de ovos (perdas ou ganhos) ao longo do tempo (entre dois dias consecutivos). Para avaliar quais fatores influenciaram essa diferença na densidade de ovos (variável dependente), foi feito um GLM com os seguintes dados contínuos independentes: profundidade, inclinação do substrato,

tamanho do macho, área do ninho, densidade inicial de ovos, total de mordidas do macho no ninho, total de oxigenações feitas pelo macho, total de interações agonísticas e total de interações por espécie invasora e por categoria de comportamento agonístico (mordida, perseguição ou *display* lateral). Como variável categórica independente utilizou-se o acesso ao ninho. A categoria “fases da lua” não foi incluída nesta última análise. Dados sobre sucesso reprodutivo foram obtidos apenas em duas fases lunares (cheia e minguante), tendo sido aplicada uma ANOVA de uma via para avaliar possíveis diferenças entre estas duas fases lunares.

3. RESULTADOS

Abundância e distribuição de A. saxatilis e caracterização do habitat

Na piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo, foram realizados 79 censos e registrados 2200 representantes de *A. saxatilis*. A profundidade média das subáreas foi de 0,78 m (\pm 0,42 EP).

A análise de escalonamento multidimensional (MDS; Figuras 8 e 9) mostrou que, quanto à cobertura bentônica, a subárea 6 da piscina de maré é a mais distinta das demais subáreas. Briozoários, esponjas, *Palythoa* e *Zoanthus* ocorreram exclusivamente nesta subárea, a qual também apresentou baixa cobertura de algas filamentosas e alta cobertura de algas calcárias em relação às demais subáreas.

O cascalho foi um tipo de item bentônico presente em todos os pontos amostrados da subárea 1, bem como em alguns pontos das subáreas 2 e em um ponto das subáreas 3 e 4, cada, distinguindo esse grupo de pontos dos demais. Os excrementos apresentam maior proporção em um ponto da subárea 5, porém foi mais frequente na subárea 2 e ocorrente em apenas um ponto da subárea 3. Poliqueta foi uma categoria pouco frequente e com pequena proporção de cobertura, não distinguindo grupos pela sua ocorrência.

A análise de similaridade (ANOSIM; Tabela 1) mostrou maiores níveis de significância para os grupos de subáreas (ordem decrescente): 1 x 2; 3 x 4; 3 x 5; 2 x 3; 2 x 5; 2 x 4; 4 x 5; 1 x 4 e 1 x 3. Todas as comparações entre a subárea 6 e as demais mostraram os menores valores da similaridade.

A ANOVA detectou variações significativas entre subáreas para complexidade do substrato ($F = 5,478$; $p = 0,007$) e para a cobertura bentônica algas calcárias, algas filamentosas, cascalho, esponjas e *Palythoa* (Tabela 2).

A densidade de sargentinhos por classe de tamanho (<2, 2-10, 10-20 cm CT) e a densidade total (todas as classes reunidas), não variou entre as subáreas da piscina de maré (ANOVA: $p > 0,05$ em todos os casos).

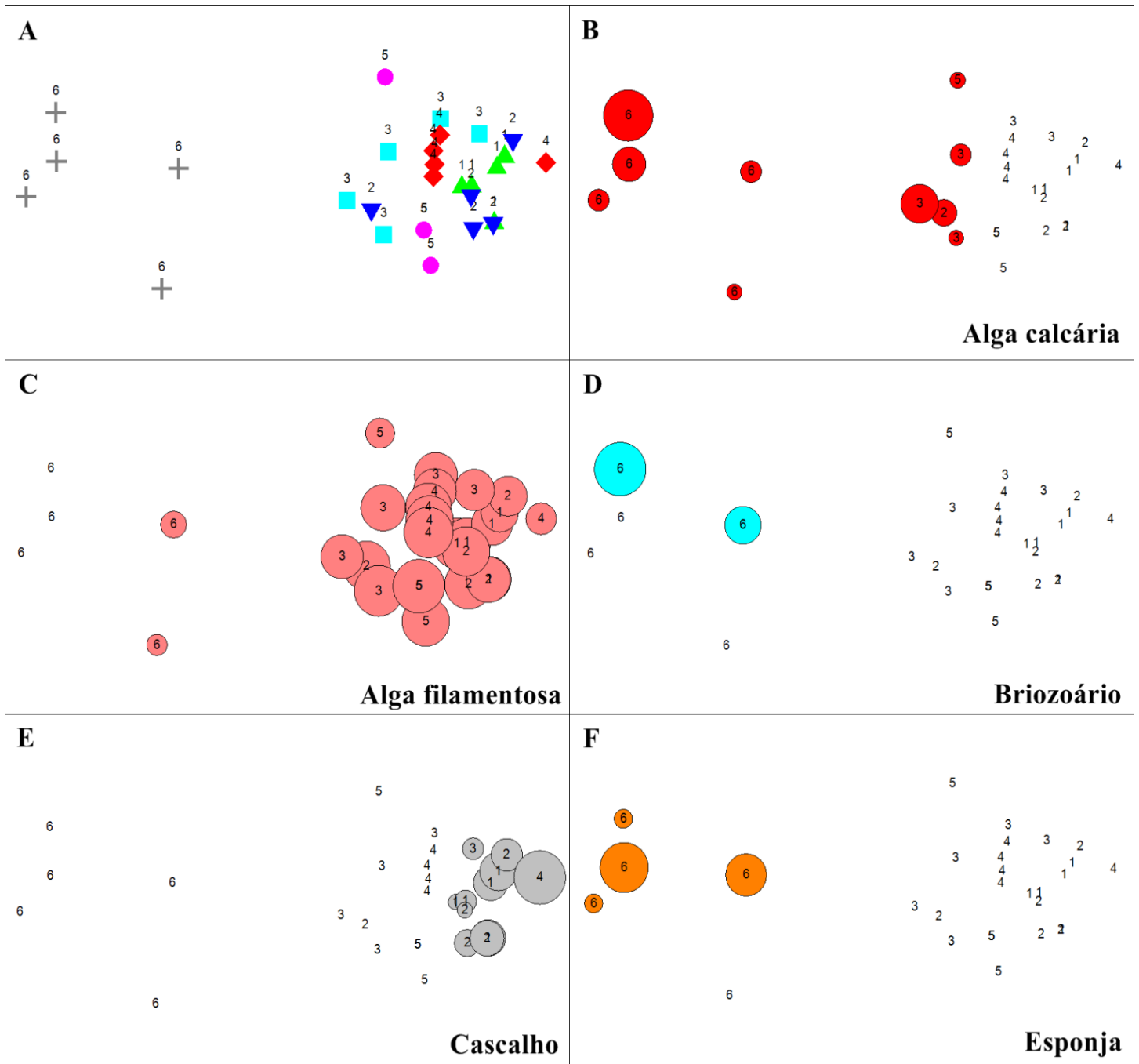


Figura 8. Escalonamento multidimensional para as diferenças de ocorrência de categorias de cobertura bentônica entre as subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (1-6), com base no índice de similaridade de Bray-Curtis. Em “A”, a diferenciação entre o grupo das subáreas 1 a 5 e da subárea 6 é evidenciado. Nas imagens seguintes, de “B” a “F”, a ocorrência de diferentes coberturas bentônicas por subárea explica as diferenças entre esses dois principais grupos. Os círculos indicam onde tais categorias ocorreram, e seu tamanho é proporcional à sua porcentagem de cobertura naquele ponto.

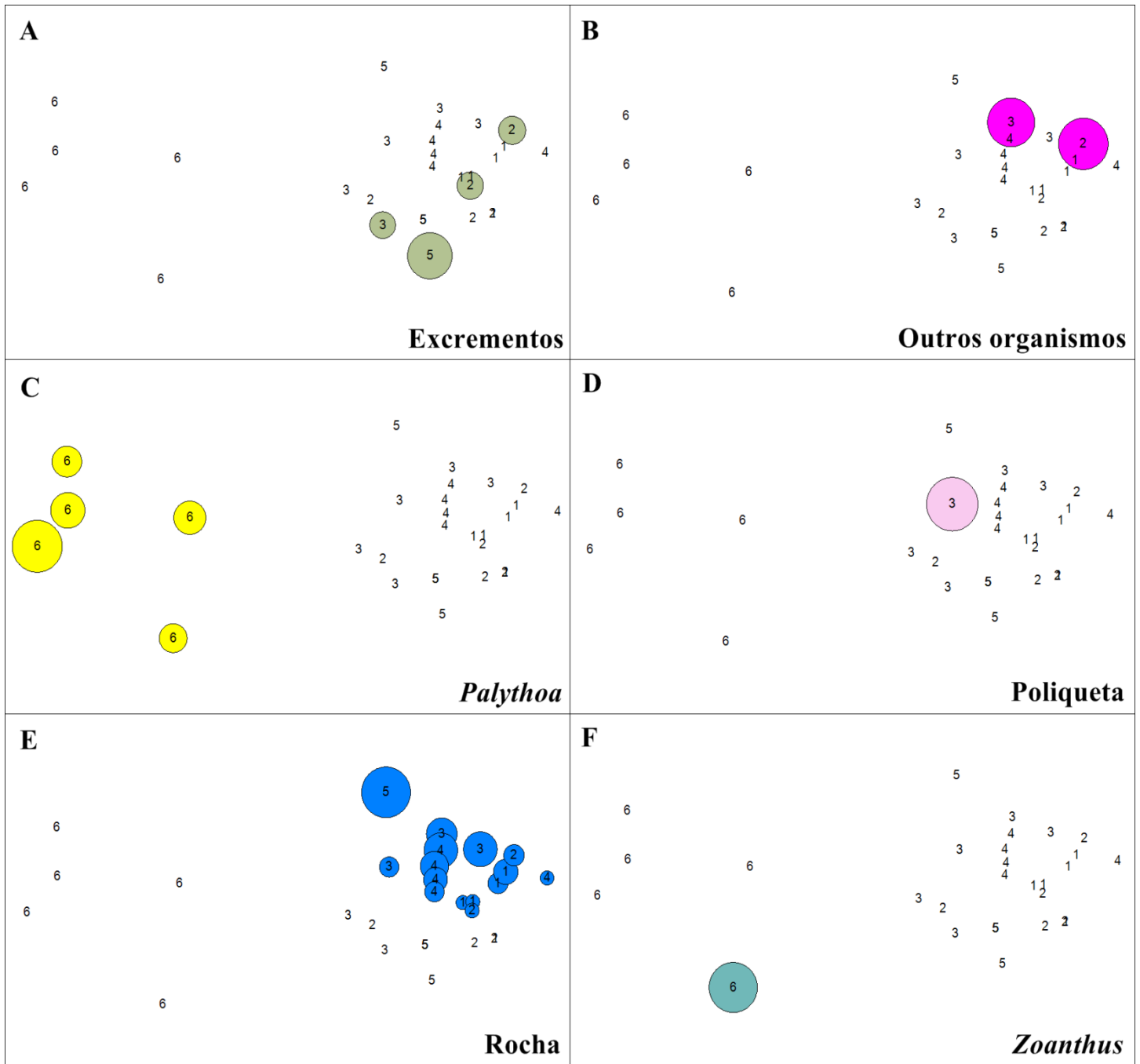


Figura 9. Escalonamento multidimensional para as diferenças de ocorrência de categorias de cobertura bentônica entre as subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (1-6), com base no índice de similaridade de Bray-Curtis. A diferenciação entre o grupo das subáreas 1 a 5 e da subárea 6 é evidenciado. A ocorrência de diferentes coberturas bentônicas por subárea explica as diferenças entre esses dois principais grupos. Os círculos indicam onde tais categorias ocorreram, e seu tamanho é proporcional à sua porcentagem de cobertura naquele ponto.

Tabela 1. Teste de similaridade (ANOSIM) pareado, para as diferenças na ocorrência das categorias de cobertura bentônica nas subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. $R = 0,421$.

Grupos (subáreas)	R	Nível de significância (%)
1 x 2	-0,004	0,39
1 x 3	0,414	0,16
1 x 4	0,42	0,32
1 x 5	0,592	0,08
1 x 6	1,000	0,08
2 x 3	0,112	0,19
2 x 4	0,248	0,87
2 x 5	0,142	0,14
2 x 6	0,984	0,08
3 x 4	0,028	0,33
3 x 5	0,092	0,23
3 x 6	0,976	0,08
4 x 5	0,238	0,40
4 x 6	1,000	0,08
5 x 6	0,996	0,80

Tabela 2. Resultado da ANOVA de uma via utilizada para avaliar diferenças na cobertura relativa entre as seis subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Grupos homogêneos definidos através do teste *post-hoc* de Tukey.

	F	p	Post-hoc
Alga calcária	5,6	**	3 = 6 > 3 = 2 = 5 = 1 = 4
Alga filamentosa	11,7	***	5 = 2 = 1 = 3 = 4 > 6
Briozoário	2,5	ns	–
Cascalho	4,1	**	1 = 2 = 4 = 3 > 2 = 4 = 3 = 6 = 5
Espanja	7,9	***	6 > 1 = 5 = 4 = 3 = 2
Excrementos	0,9	ns	–
Outros organismos	0,8	ns	–
<i>Palythoa</i>	39,1	***	6 > 1 = 5 = 4 = 3 = 2
Poliqueta	1,0	ns	–
Rocha	1,8	ns	–
<i>Zoanthus</i>	1,0	ns	–

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$, ns = não significativo; 1-6 = subáreas da piscina de maré.

Os modelos de regressão linear múltipla construídos para avaliar a influência relativa da cobertura bentônica, complexidade do substrato e profundidade das subáreas da piscina de maré e na densidade de sargentinhos apresentaram baixo poder explicativo (entre 5 e 8% da variabilidade). Apenas a cobertura de cascalho apresentou influência positiva (R^2 parcial = 0,287) na densidade de sargentinhos entre 10-20 cm CT (Tabela 3). No geral, os resultados dos modelos indicaram baixa relação entre características do habitat das piscinas e a abundância de sargentinhos.

Na enseada foram realizados, ao total, 36 censos visuais, tendo sido registrados 161 representantes de sargentinhos. Não foi registrada variação significativa na complexidade do substrato entre os estratos de profundidade amostrados na enseada ($F = 0,644$; $p = 0,532$).

A ANOVA realizada para avaliar diferenças na densidade de sargentinhos considerando ambos os ambientes avaliados, a piscina de maré e a enseada, mostrou valores significativos para a diferença de densidade de sargentinhos das classes de tamanho <2 e 2-10 cm e a densidade total (Tabela 4). O teste *post-hoc* mostrou que a piscina é um grupo distinto do grupo dos três estratos da enseada (Figura 10). Indivíduos de *A. saxatilis* < 2 cm CT ocorreram exclusivamente nas piscinas de maré. Na enseada, indivíduos com 2-10 cm CT foram mais frequentes nos estratos de 0-10 e 10-20 m de profundidade; indivíduos entre 10-20 cm CT foram mais frequentes no estrato entre 20-30 m de profundidade. Representantes com 20-30 cm CT foram encontrados apenas na enseada. De forma geral, foi registrado um aumento na frequência de ocorrência de indivíduos maiores com o aumento da profundidade (Figura 11). Os testes par-a-par de Kolmogorov-Smirnov demonstraram diferenças nas frequências de comprimento de sargentinhos entre todas as faixas de profundidade ($P < 0,001$ em todos os casos).

Na enseada, segundo o teste de regressão linear múltipla, a profundidade foi a única variável que afetou a densidade de indivíduos com 2-10 cm CT ($R^2 = -0,045$). Indivíduos entre 10-20 cm CT foram influenciados positivamente pela complexidade (R^2 parcial = 0,357). Para a densidade total de sargentinhos, ambas as variáveis independentes apresentaram influência significativa (profundidade: R^2 parcial = -0,353; complexidade: R^2 parcial = 0,358). Para sargentinhos de 20-30 cm CT nenhuma variável foi incluída no modelo (Tabela 5).

Tabela 3. Regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa da cobertura bentônica, profundidade e complexidade do substrato (variáveis independentes) na densidade de diferentes categorias de tamanho de *Abudefduf saxatilis* e na densidade total (variáveis dependentes) nas piscinas de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.

Variáveis dependentes	R ²	p	Variáveis independentes incluídas no modelo																											
			AC		AF		BR		CS		ES		EX		OO		PA		PO		RO		ZO		IR		PR			
			β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p		
< 2 cm CT	0,052	ns	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,13	ns	-0,25	ns	–	–	-0,13	ns	–	–	–	–	–	–	–	–
2-10 cm CT	0,078	ns	0,22	ns	-0,14	ns	–	–	0,22	ns	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
10-20 cm CT	0,083	*	–	–	–	–	–	–	0,28	*	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–		
Total	0,042	ns	–	–	-0,21	ns	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–		

* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001, ns = não significativo; “–” = variável não incluída na análise; β = R² parcial da análise; AC = alga calcária; AF = alga filamentosa; BR = briozoário; CS = cascalho; ES = esponja; EX = excrementos; OO = outros organismos; PA = *Palythoa*; PO = poliqueta; RO = rocha; ZO = *Zoanthus*; IR = índice de rugosidade – complexidade do substrato; PR = profundidade média de cada subárea.

Tabela 4. Resultado da ANOVA de uma via para a diferença na densidade de *Abudefduf saxatilis*, por classe e tamanho e total e os quatro estratos amostrados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (piscina de maré, 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m).

	F	p
<2 cm CT	589,6	***
2-10 cm CT	49,9	***
10-20 cm CT	1,5	ns
20-30 cm CT	1,0	ns
Total	190,1	***

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$, ns = não significativo; a = 0-10 m, b = 10-20 m, c = 20-

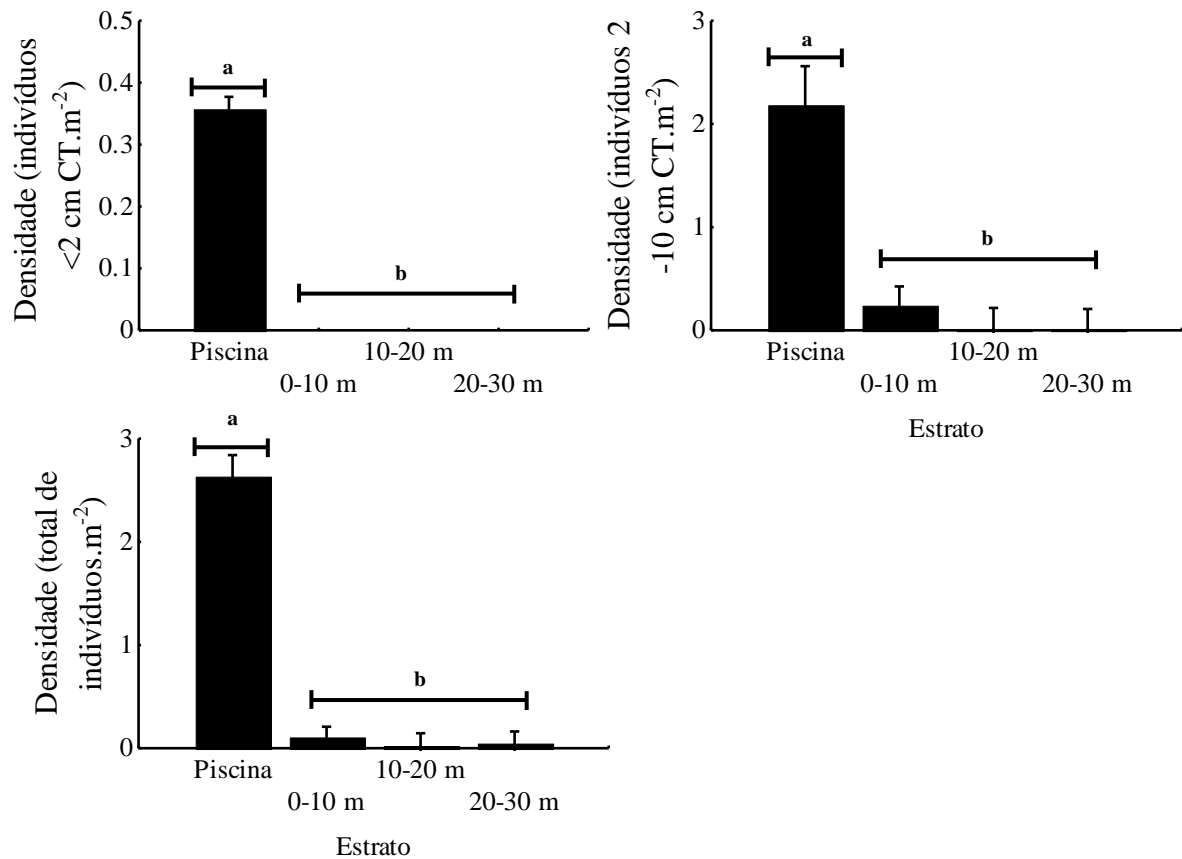


Figura 10. Diferenças na densidade de sargentinhos por classes de tamanho (CT) em centímetros e por estratos de profundidade amostrados no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. A densidade de indivíduos destas classes de tamanho, bem como a densidade total, variaram significativamente v. Linhas acima dos estratos de profundidade indicam grupos homogêneos segundo teste *post-hoc* de Tukey ($a > b$).

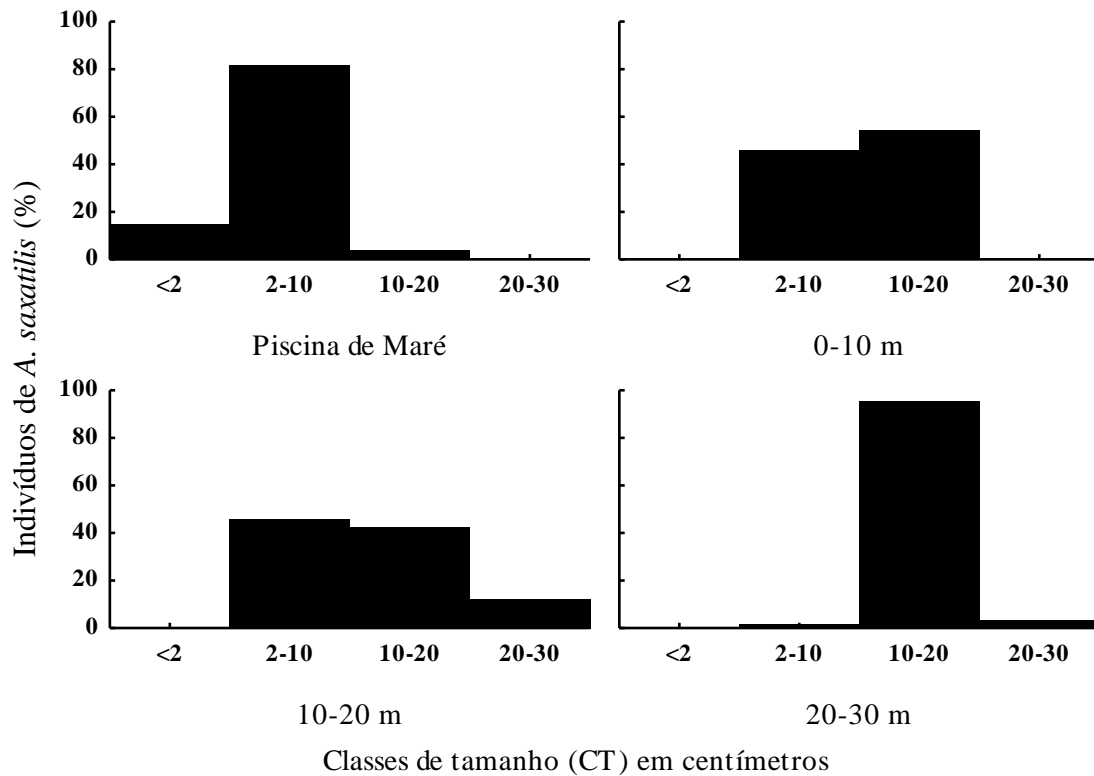


Figura 11. Distribuição de frequências de tamanho de *Abudedefduf saxatilis* em diferentes estratos de profundidade no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. Testes Kolmogorov-Smirnov mostraram diferenças significativas entre todos os estratos.

Tabela 5. Resultado da regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa da profundidade e complexidade do substrato (variáveis independentes) na densidade de diferentes categorias de tamanho de *Abudedefduf saxatilis* (variáveis dependentes) na enseada do Arquipélago de São Pedro e São Paulo.

Variáveis dependentes	R ²	p	Variáveis independentes incluídas no modelo			
			Profundidade		Complexidade	
			R ² parcial	p	R ² parcial	p
2-10 cm CT	0,211	*	-0,045	**	0,221	ns
10-20 cm CT	0,128	*	—	—	0,357	*
20-30 cm CT	—	—	—	—	—	—
Densidade total	0,195	*	-0,353	*	0,358	*

* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001, ns = não significativo; “—” = variável não incluída na análise.

Abundância e distribuição de ninhos de A. saxatilis

Durante as amostragens por censo visual, foram registradas 22 desovas de sargentinhos. Os resultados da regressão linear múltipla demonstraram que apenas as abundâncias de *S. sanctipauli* e de *H. radiatus* influenciaram significativamente a densidade de ninhos, a primeira espécie negativamente e a segunda positivamente (Tabela 6).

Tabela 6. Resultado da regressão linear múltipla em passos realizada para avaliar a influência relativa das seguintes variáveis independentes para a distribuição de ninhos de *A. saxatilis*: profundidade (m); complexidade do substrato; abundância de coespecíficos; abundância de heteroespecíficos (indivíduos da mesma família ocorrentes – *Chromis multilineata* e *Stegastes sanctipauli*); abundância de predadores de ovos (*A. saxatilis*, *Chaetodon striatus*, *Holacanthus ciliaris*, *Chromis multilineata*, *Bodianus insularis*, *Halichoeres radiatus* e *Melichthys niger*) e abundância de predadores de peixes (*Muraena pavonina*, *Rypticus saponaceus* e *Caranx lugubris*). Modelo geral: $R^2 = 0,211$; $p = 0,041$.

	R² parcial	p
Profundidade	–	–
Complexidade	–	–
Abundância de coespecíficos	–	–
Abundância de heteroespecíficos		
<i>S. sanctipauli</i>	-0,323	*
<i>C. multilineata</i>	–	–
Abundância de predadores de ovos		
<i>H. radiatus</i>	0,306	*
<i>A. saxatilis</i>	–	–
<i>C. striatus</i>	–	–
<i>H. ciliaris</i>	–	–
<i>C. multilineata</i>	–	–
<i>B. insularis</i>	–	–
<i>M. niger</i>	–	–
Abundância de predadores de peixes		
<i>M. pavonina</i>	–	–
<i>R. saponaceus</i>	–	–
<i>C. lugubris</i>	–	–

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$, ns = não significativo; “–” = variável não incluída na análise.

Comportamento reprodutivo e monitoramento fotográfico de desovas

Ao todo, foram monitorados 34 ninhos. Em 28 deles foi possível coletar dados nas três classes de horário e em 16 ninhos foi possível fazer as fotografias durante dois dias consecutivos.

Os ninhos apresentaram um tamanho médio de 750 cm² ($\pm 577,2$ EP), sendo que o menor possuía 204 cm² e o maior 2694 cm². As desovas variaram entre 119 e 2288 cm², com uma média de 550 cm² ($\pm 505,4$ EP), e possuíam, em média, 62.000 ovos ($\pm 52.383,5$ EP), sendo que a desova com menos ovos possuía cerca de 3.000 ovos e a desova com mais ovos, 185.000. No intervalo entre uma fotografia e a próxima do mesmo ninho (dias consecutivos), foram registrados perdas e acréscimos de ovos. As perdas foram registradas em 12 dos 16 ninhos monitorados com fotos (75%), com perda média 48 ovos.cm⁻² ($\pm 47,2$ EP). O acréscimo de ovos foi registrado em 4 ninhos (25%), e a média de acréscimos foi de 17 ovos.cm⁻² (± 7 EP).

Foi registrada variação significativa na densidade de ovos no centro (C), na periferia (P) e na área intermediária (I) das desovas ($F = 4,395$; $p = 0,013$; *Post-hoc*: $C = I > I = P$). A densidade de ovos foi maior no centro e menor na periferia (Figura 12).

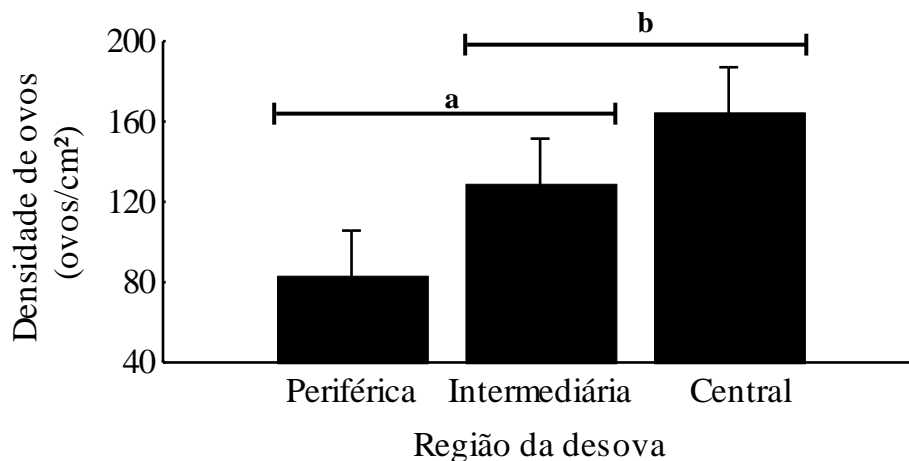


Figura 12. Diferenças na densidade de ovos (ovos.cm⁻²) entre as regiões periférica, intermediária e central da desova. $p = 0,013$. Linhas acima das regiões da desova mostram grupos homogêneos segundo teste *post-hoc* de Tukey ($a > b$).

Foram registradas nove espécies interagindo agonisticamente com machos guardiões de ninho, além de interações intraespecíficas (Tabela 7). A maioria das interações ocorreu entre sargentinhos (intraespecíficas) ou entre peixes da mesma família (*C. multilineata* e *S. sanctipauli*). Nenhum dos peixes invasores que interagiram agonisticamente com sargentinhos guardiões de ninho obtiveram sucesso na predação de ovos durante as observações.

Tabela 7. Proporção de interações agonísticas por tipo de interação (perseguição, *display* lateral e mordida) e por espécie invasora de ninhos de sargentinhos no Arquipélago de São Pedro e São Paulo.

	N de indivíduos	Proporção (%) de interações por espécie		
		Perseguição	<i>Display</i> lateral	Mordidas
<i>Abudefduf saxatilis</i>	279	71,3	27,2	1,4
<i>Chromis multilineata</i>	192	81,3	18,8	–
<i>Stegastes sanctipauli</i>	102	80,4	19,6	–
<i>Melichthys niger</i>	13	76,9	23,1	–
<i>Malacoctenus triangulatus</i>	11	100	–	–
<i>Ophioblennius trinitatis</i>	11	81,8	18,2	–
<i>Halichoeres radiatus</i>	10	80	20	–
<i>Myripristis jacobus</i>	3	33,3	66,7	–
<i>Bodianus insularis</i>	1	–	100	–
<i>Cantherhines macrocerus</i>	1	–	100	–

A frequência de interações agonísticas entre machos guardiões e intrusos variou significativamente de acordo com o nível de acesso ao ninho ($p = 0,009$) e a inclinação do substrato ($p = 0,03$) (Tabela 8). Ninhos com menor acessibilidade tiveram maior frequência de interações agonísticas (Figura 13). Como a inclinação é uma variável contínua, utilizou-se o resíduo da análise para verificar a influência dessa variável na frequência de interações agonísticas. O total de interações agonísticas diminuiu à medida que o valor da inclinação, em graus, aumentou (Figura 14). Essa frequência de interações foi maior, portanto, nos ninhos de inclinação aguda ($<90^\circ$) e reta (90°) e menor nos ninhos de inclinação obtusa ($>90^\circ$, $<180^\circ$) e rasa (180°). Todas as demais variáveis da análise mostraram resultados não significativos.

A área do ninho não influenciou o quanto o macho oxigena o mesmo ($R^2 = 0,025$; $p = 0,121$), nem o quanto o macho se alimenta dos próprios ovos ($R^2 = 0,044$; $p = 0,453$).

Tabela 8. Resultado do GLM para os fatores que influenciam frequência de interações agonísticas que o macho realizou enquanto guardava seu ninho. As classes de horário são: a – crepúsculo da manhã; b – meio do dia e c – crepúsculo da tarde. O acesso é categorizado em: a – bastante acessível; b – acessibilidade média e c – pouco acessível.

	F	p
Densidade média inicial de ovos (ovos.cm-2)	2,6	ns
Tamanho do ninho (cm ²)	1,1	ns
Profundidade (m)	0,8	ns
Inclinação (graus)	4,8	*
Tamanho do macho (cm)	0,3	ns
Total de mordidas no ninho (canibalismo)	0,5	ns
Deslocamento máximo (m)	0,03	ns
Oxigenações	0,5	ns
Total de mordidas de forrageio (plâncton + bentos)	1,5	ns
Classe de horário	1,3	ns
Acesso	5,4	**
Classe de horário x Acesso	1,4	ns

* p < 0,05; ** p < 0,01; *** p < 0,001, ns = não significativo.

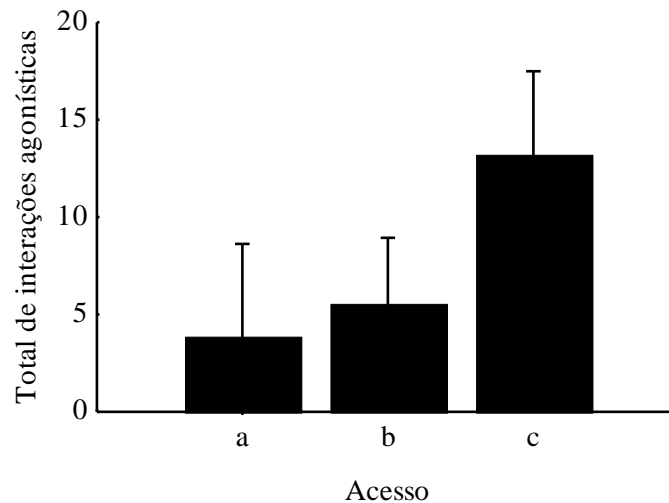


Figura 13. Resultado do GLM para a diferença na ocorrência de interações agonísticas quanto à acessibilidade ao ninho, sendo “a” – acessível, “b” – acessibilidade média e “c” – pouco acessível. p = 0,009.

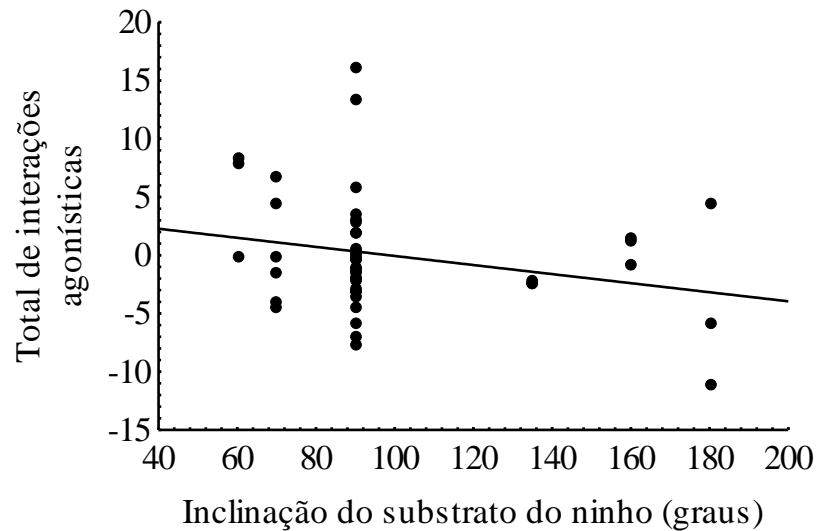


Figura 14. Resultado do GLM para a diferença na ocorrência de interações agonísticas quanto à inclinação do substrato. Gráfico confeccionado a partir dos resíduos da análise. $p = 0,034$.

A ANOVA de uma via ($F = 17,85$; $p < 0,001$; *Post-hoc*: $c > b = a$) e a regressão linear múltipla ($R^2 = 0,769$; R^2 parcial = $0,878$; $p < 0,001$) para o tamanho do macho guardião do ninho em relação ao estrato de profundidade (a – 0-10 m, b – 10-20 m, c – 20-30 m) e a profundidade em valor absoluto, respectivamente, foram concordantes no aspecto de que quanto maior a profundidade do ninho, maior o tamanho do macho que o guarda (Figura 15).

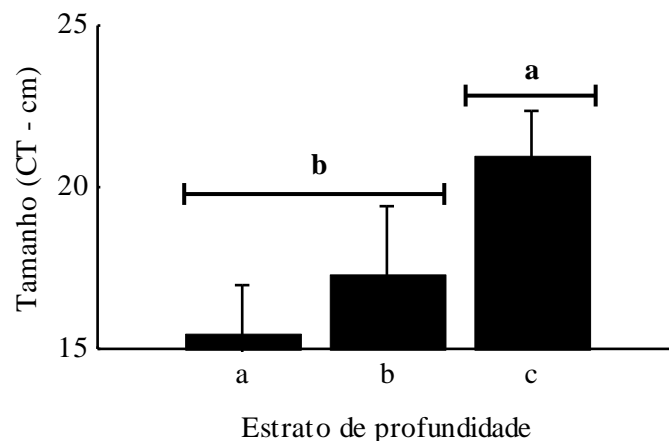


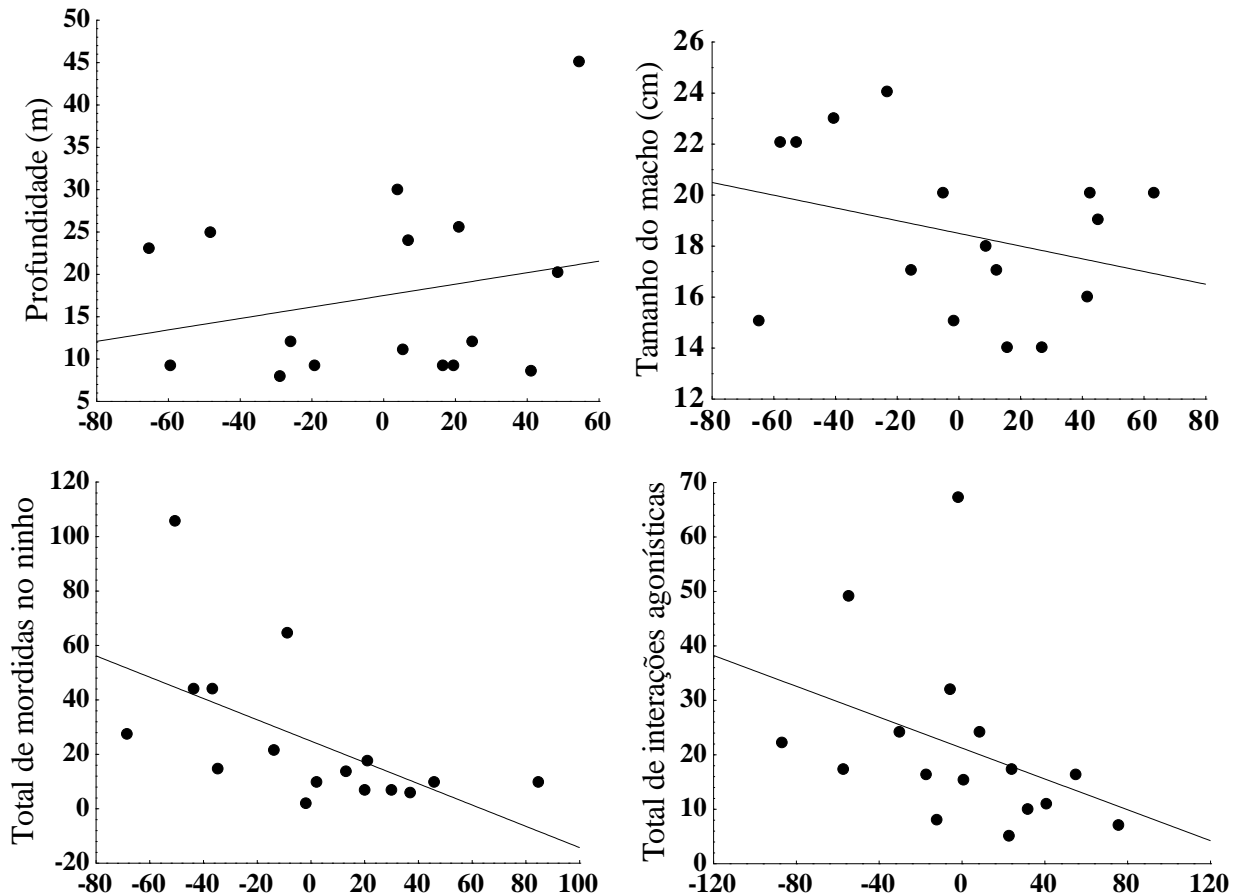
Figura 15. Diferenças no tamanho do macho guardião do ninho (CT – cm) entre os estratos de profundidade, sendo “a” = 0-10 m, “b” = 10-20 m e “c” = 20-30 m. $p = 0,0001$. Linhas acima dos estratos de profundidade mostram grupos homogêneos segundo teste *post-hoc* de Tukey ($a > b$).

O sucesso de desova (i.e. proporção de ovos remanescentes ao longo do tempo) foi influenciado significativamente pelo total de interações agonísticas, o total de mordidas que o macho investiu no próprio ninho (canibalismo), profundidade e tamanho do macho (Tabela 9). Em profundidades maiores, ocorreram maiores ganhos ou menores perdas de ovos, consequentemente, as desovas em profundidades maiores tiveram mais sucesso. O tamanho do macho e a frequência de mordidas do mesmo no ninho levaram a um menor sucesso da desova (Figura 16). O total de interações agonísticas por espécie invasora e por categoria de atividade agonística (mordida, *display* lateral ou perseguição) não mostrou valores significativos para explicar a diferença de densidade de ovos. A ANOVA de uma via para a diferença de densidade de ovos em relação às fases da lua não mostrou valores significativos ($F = 0,011$; $p = 0,976$).

Tabela 9. Resultado do GLM para os fatores que influenciam a diferença de densidade de ovos entre os dois dias de observação. O acesso é categorizado em: a – bastante acessível; b – acessibilidade média e c – pouco acessível.

	F	p
Total de interações agonísticas	12,298	*
Total de mordidas no ninho	9,952	*
Profundidade (m)	9,585	*
Tamanho do macho (cm)	8,957	*
Total de oxigenações	5,818	ns
Acesso	4,839	ns
Área do ninho (cm²)	2,743	ns
Inclinação (graus)	0,779	ns

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$, ns = não significativo.



Sucesso da desova (diferença de densidade de ovos – ovos/cm²)

Figura 16. Gráficos de dispersão confeccionados a partir dos resíduos do GLM, mostrando a influência da profundidade, do tamanho do macho, do total de mordidas que o macho investiu no ninho (canibalismo parental) e do total de interações agonísticas registradas para a o sucesso da desova de sargentinhos, medido através da diferença de densidade de ovos nas desovas.

4. DISCUSSÃO

As subáreas da piscina de maré do Arquipélago de São Pedro e São Paulo diferem umas das outras quanto à complexidade e a cobertura bentônica. A subárea 6 é, notavelmente, a região mais profunda entre as piscinas de maré e a mais diversa em relação à cobertura bentônica. Todas as análises quanto à cobertura do substrato concordam com a distinção desse local como um grupo diferencial das demais subáreas amostradas. Além disso, essa localidade é a mais estável quanto às variações de maré, mantendo uma profundidade média maior que as demais áreas durante a maré baixa. Esperava-se, portanto, que nesse local a densidade de sargentinhos fosse maior, mas não houve tal variação. As diferenças quanto à ocorrência da cobertura bentônica da categoria cascalho, no entanto, foram significativas para explicar a diferença encontrada quanto à densidade de sargentinhos de 10-20 cm CT. O cascalho foi

ocorrente apenas nas subáreas de 1 a 4, com maior representatividade na subárea 1. Essa influência, no entanto, apresenta um baixo valor de R^2 (0,08), portanto só explica cerca 8% da densidade dos peixes dessa categoria, o que não permite descartar a possibilidade de que essa relação seja ao acaso. A ictiofauna notavelmente se movimenta entre as subáreas, e essa mobilidade também é válida para representantes de *A. saxatilis*, uma vez que todas as subáreas estão conectadas intermitentemente, pelo menos em algum horário do dia, na maré alta. Além disso, sargentinhos possuem notável plasticidade em termos de utilização de recursos alimentares (RANDALL, 1967; RODRIGUES & MOLINA, 2007), e provavelmente as variações da cobertura bentônica não influenciaram sua distribuição no micro-habitat das poças de maré por esse motivo.

Sargentinhos, assim como outras espécies de peixes recifais, assentam em águas rasas (LEIS, 1999; LINDEMAN & SNYDER, 1999; JONES *et al.*, 2010) que podem ser classificadas como berçário da espécie a depender de sua contribuição para a população adulta em termos de adição de novos indivíduos (BECK *et al.*, 2001). Em algumas horas, as larvas assentadas sofrem metamorfose e tornam-se pequenos jovens (LEIS, 1999). No ASPSP, locais rasos para o assentamento de peixes restringem-se à região da enseada localizada na base das ilhas São Paulo e Belmonte e às piscinas de maré. As larvas de sargentinho provavelmente assentam nas localidades rasas da enseada, porém, pelos movimentos de variação maré e das ondas que banham a ilha Belmonte, algumas das larvas em período pré-assentamento podem ser levadas às piscinas de maré dessa ilha. As larvas que conseguirem ser levadas até esse micro-habitat provavelmente vão assentar e desenvolver-se com mais sucesso. Isso porque que as condições das piscinas, como disponibilidade de recursos alimentares e, principalmente, menor ocorrência de predadores (FEITOZA *et al.*, 2003), implicam em maiores chances de sobrevivência até estágios sub-adultos. Além disso, a plasticidade da dieta de sargentinhos os beneficia para assentarem e desenvolverem-se com mais sucesso em diferentes micro-habitats. Nas piscinas de maré do ASPSP, uma considerável variedade de itens bentônicos potencialmente utilizáveis para o forrageio de sargentinhos é encontrada, tais como zoantídeos, microalgas e plâncton (RANDALL, 1967). As larvas que não assentarem nas piscinas, e sim nas localidades mais rasas da enseada, provavelmente serão predadas, dada a diversidade de predadores desse ambiente ser considerável. Corroborar para essa indução o fato de que não foram registrados indivíduos com menos de 2 cm CT nesse local. Portanto, as piscinas de maré podem ser consideradas como um potencial habitat de berçário para a espécie em estudo.

GUNTER (1967) foi o primeiro a desenvolver a ideia de que há uma lei que rege a movimentação ontogenética de animais marinhos, estudando caranguejos na costa do Oceano Atlântico nos Estados Unidos. Ele afirmou que as larvas desses organismos ficam em áreas de estuário, que são os berçários, sofrem metamorfose para estágios subadultos e então migram para habitats abertos onde ocorrem apenas representantes adultos. Desde então, muitos autores observam um padrão semelhante para outras espécies que utilizam áreas de berçário, o que inclui peixes recifais (LINDEMAN & SNYDER, 1999; NAGELKERKEN *et al.*, 2000, 2002; GRATWICKE *et al.*, 2006; AGUILAR-PERERA & APPELDOORN, 2008; JONES *et al.*, 2010; XAVIER *et al.*, 2012). O uso e a importância de piscinas de maré como áreas de berçário é um fato notório para diversas espécies de peixes recifais (DAVIS, 2000; NAGELKERKEN *et al.*, 2000, 2002; ARAÚJO *et al.*, 2004). O reconhecimento de áreas de berçário é essencial para embasar políticas de conservação e proteção de um determinado ecossistema (BECK *et al.*, 2001, 2003), e influências antrópicas podem ser notavelmente prejudiciais ao equilíbrio desses habitats (VASCONCELOS *et al.*, 2007; COURRAT *et al.*, 2009; DOLBERTH *et al.*, 2008). Dado que a espécie em estudo é considerada em automanutenção no ASPSP (MOLINA *et al.*, 2006), a reposição desses representantes depende dessa potencial área de berçário. Ao mesmo tempo, é preciso considerar que as piscinas de maré sofrem constantemente com ações antrópicas no ASPSP, uma vez que a casa nele instalada, cuja ocupação é sempre de, no mínimo, três pessoas, localiza-se na região onde as piscinas de maré ocorrem. Portanto, o pisoteio, a poluição com resíduos provenientes da alimentação e limpeza da casa, por exemplo, podem alterar a natureza das piscinas, afetando uma área essencial à reposição de pelo menos uma espécie de peixe recifal, o sargentinho. O ASPSP carece de estudos que evidenciem o quanto as atividades antrópicas podem estar afetando a dinâmica populacional das piscinas de maré, ou sua função como área de berçário de peixes recifais. A presença de materiais antropogênicos poluentes, no entanto, já é registrada para o local. BARBOSA FILHO & VOOREN (2009) constataram a presença de pedaços de borracha, madeira, ferro, barbante e plástico na composição de muitos ninhos do atobá-marrom *Sula leucogaster*, localizados na ilha Belmonte, a mesma onde ocorrem as piscinas de maré.

Na enseada, efeitos da complexidade e profundidade foram significativos para a densidade de sargentinhos. A complexidade do substrato é um fator decisivo, pois reflete a quantidade de abrigos que o ambiente dispõe para esconder-se de predadores (HOLBROOK *et al.*, 2000; MUNDAY, 2001). A profundidade desempenha um papel importante em relação à distribuição de peixes recifais, cuja distribuição costuma ser restrita a águas rasas, além de determinar a distribuição de predadores (CLARKE, 1977; FRANCINI-FILHO & MOURA, 2008a; KRAJEWSKI &

FLOETER, 2011), como por exemplo as espécies *Muraena pavonina*, *Rypticus saponaceus* e *Caranx lugubris*, ocorrentes no ASPSP (FEITOZA *et al.*, 2003).

A densidade de sargentinhos menores, de 2-10 cm CT, é mais notável nos estratos mais rasos da enseada pois a população de indivíduos jovens assenta em ambientes rasos e tende a permanecer no mesmo durante algum tempo de seu desenvolvimento. No caso desse estudo, é provável que o assentamento tenha ocorrido com sucesso nas piscinas de maré, seguida de um deslocamento para a enseada. Esses movimentos são impulsionados pela ação das ondas que banha a ilha Belmonte no sentido oeste-leste, formando uma corrente de água que desce até a enseada ou pelas variações de maré, que fazem com que o nível de água da enseada atinja o topo da ilha Belmonte, conectando a enseada com as piscinas, sendo este último evento mais ocasional que o primeiro. Sobrevivem às dinâmicas do ecossistema da enseada, como predação e maior competição por recursos alimentares, aqueles indivíduos que conseguiram atingir maior comprimento total enquanto habitavam as piscinas (pelo menos maior que 2 cm CT) e tornar-se mais competitivos. Esse resultado vai de acordo com a teoria de que os indivíduos menores utilizam habitats mais rasos que muitas vezes são mais seguros contra ataques de predadores (DAHLGREN & EGGLESTON, 2000). Os indivíduos menores estão localizados, também, onde a densidade dos mesmos é maior. Possivelmente, essa densidade diminui pela ação de predadores, havendo portanto, algo como uma escala decrescente de densidade indivíduos à medida que o tamanho aumenta.

Provavelmente o que sucede à fase mais jovem dos sargentinhos da enseada, à medida que crescem, é uma movimentação ontogenética em direção a estratos mais profundos. Os indivíduos maiores devem, ainda, manter maior distância entre si e, conseqüentemente, menor densidade, devido à competição intraespecífica por recursos como alimento, territórios para reprodução e parceiras. A complexidade foi um fator decisivo para a distribuição dos sargentinhos com 10-20 cm CT, uma vez que é muito provável que os indivíduos que sobreviveram aos predadores desse ambiente o fizeram através da utilização de cavidades e reentrâncias do substrato como abrigo. Assim, há um padrão distinto para o qual a complexidade e a profundidade são fatores que influenciam a distribuição de sargentinhos jovens e menores, e a medida que crescem, a profundidade torna-se menos influente em sua distribuição do que a complexidade.

Indivíduos maiores (20-30 cm CT), por sua vez, apresentam maior plasticidade em distribuir-se nos estratos, independentemente da complexidade. Estes parecem ter menos necessidade de esconder-se em abrigos e conseguem atingir estratos mais fundos, no entanto sem influência significativa da profundidade para sua distribuição. Sargentinhos adultos

geralmente habitam águas rasas, de até cerca de 20 m de profundidade (EMERY, 1973; FEITOZA *et al.*, 2003), então o que pode explicar a presença de sargentinhos maiores (20-30 cm CT) e possivelmente mais competitivos em relação aos indivíduos menores de 10-20 cm CT da mesma espécie no estrato intermediário é que esse seria o estrato ideal para a espécie, e talvez com mais recursos como alimento, e com menos predadores de peixes. Assim, a parcela mais competitiva da espécie se distribui apenas no estrato de profundidade ideal. De maneira geral, a distribuição ontogeneticamente diferenciada de sargentinhos na enseada do ASPSP contribui para redução na competição intraespecífica.

Estudos de PRAPPAS *et al.* (1991) indicaram que os ninhos de sargentinho, num sistema de aquário, foram mais abundantes em zonas com maior complexidade topográfica. Esse autor avaliou a complexidade por meio de valores de fractal, que podem indicar quais locais seriam mais ou menos complexo para a localização de ninhos de sargentinhos, uma vez que, quanto maior for este valor, mais fendas ou reentrâncias possui o substrato. Valores de fractal maiores, portanto, seriam indicativos de áreas onde ninhos estariam menos acessíveis, e o contrário é verdadeiro. No presente estudo, no entanto, as diferenças de complexidade do substrato (medidas através de valores de fractal) influenciaram negativamente a distribuição de ninhos, ou seja, quanto mais complexo é o substrato, menor o número de desovas de sargentinhos no mesmo. Essa relação encontrada pode estar associada ao fato de que, nas áreas mais complexas, os ninhos serão menos planos e o macho pode encontrar dificuldades para vigiá-lo (MONTGOMERY, 1981).

A abundância de representantes da espécie *Stegastes sanctipauli* influenciou negativamente a distribuição dos ninhos de sargentinhos. Uma provável explicação é que o gênero *Stegastes* apresenta um comportamento notavelmente agressivo e territorialista (OSÓRIO *et al.*, 2006) e que, por pertencerem à mesma família que os sargentinhos, provavelmente competem pelos mesmos recursos, como territórios ideais para alocação de ninhos. A abundância dos budiões predadores de ovos da espécie *Halichoeres radiatus*, por sua vez, esteve positivamente relacionada à distribuição dos ninhos. Apesar do comportamento agressivo de sargentinhos guardiões de ninhos, seus territórios muitas vezes são invadidos por grandes grupos de herbívoros oportunistas, por exemplo (ROBERTSON *et al.*, 1976). Apesar de não ter sido registrado nesse trabalho, sabe-se que budiões também podem, em grupos ou individualmente, preda oportunisticamente ovos dentro dos territórios defendidos pelos machos (FOSTER, 1987; FOSTER, 1989; KNAPP & WARNER, 1991). Portanto, a densidade de desovas é maior onde os budiões *H. radiatus* são ocorrentes não porque os mesmos apresentam um efeito necessariamente positivo, e sim porque a abundância desses

peixes pode ser maior onde as desovas são mais ocorrentes uma vez que os mesmos formam grupos para predá-las. Assim, a distribuição dos ninhos de sargentinhos no ASPSP sofre mais influência de fatores biológicos, como influência de outras espécies, do que de variáveis físicas do ambiente, como profundidade ou complexidade.

A diferença na densidade de ovos (ovos.cm⁻²) encontrada entre as regiões da desova, sendo que a região central possui maior densidade que a região periférica, pode estar relacionada ao fato de que os ovos periféricos tendem a ser mais frequentemente predados, tanto pelo macho guardião (provavelmente são também os ovos menos viáveis) como por predadores, uma vez que podem estar mais suscetíveis devido à sua localidade. Há também a possibilidade de que, estando na periferia, os ovos têm mais chances de entrar em contato com organismos bentônicos que liberam metabólitos secundários e, por alelopatia, eliminam organismos ao seu redor, como algas (WOLFE & RICE, 1979; INDERJIT & DAKSHINI, 1994), esponjas (SUCHANEK *et al.*, 1983) e zoantídeos (SUCHANEK & GREEN, 1982).

O tamanho dos machos guardiões de ninhos aumentou com a profundidade, o que é concordante ao resultado de distribuição dos próprios sargentinhos, relatado anteriormente. O tamanho do macho é geralmente associado positivamente ao sucesso reprodutivo de peixes (i.e. são mais atrativos para as fêmeas e obtêm mais ovos) e tendem a ser melhores defensores de seus territórios (SCHMALE, 1981; CONSTANTZ, 1985).

Durante a vigilância de seus ninhos, os sargentinhos conseguem distinguir quais são os possíveis agressores e direcionam suas atividades agonísticas apenas contra os mesmos (PRAPPAS *et al.*, 1991). A maioria das interações agonísticas foram intra-específicas, e também as mais variadas, uma vez que a categoria “mordida”, ou seja, quando o macho morde o invasor, só foi ocorrente entre sargentinhos. O fato de não ter sido registrado nenhuma predação de peixes invasores mostra que a defesa do macho em seu ninho é eficaz. Segundo MONTGOMERY (1981), os ninhos mais planos e verticais, ou seja, com acessibilidade máxima, são mais facilmente vigiados e cuidados, uma vez que o macho, nessas condições, tem um campo de visão maior para ataques de predadores. Nesse estudo, o resultado foi concordante, pois o acesso ao ninho influenciou a quantidade de interações agonísticas, de modo que, ninhos mais acessíveis tiveram menor número de interações. A frequência de interações agonísticas foi também menor nos ninhos de inclinação obtusa e rasa. Nesses tipos de inclinações, com ninhos localizados próximos ao fundo, o macho perde um pouco da visibilidade dos predadores que nadam acima do ninho, e talvez por isso o número de interações tenha sido menor. Nos ninhos de inclinação aguda e principalmente nos ninhos de inclinação reta, no entanto, o macho está sempre posicionado à frente do ninho,

movimentando-se sem dificuldades sobre a área do mesmo, intimidando possíveis invasores e mesmo reconhecendo-os melhor, por tais motivos esses tipos de ninho apresentaram maior frequência de interações agonísticas.

Apesar dessas diferenças de tamanho no gradiente de profundidade, o tamanho do macho e a profundidade não foram variáveis explicativas para as variações nos comportamentos agonísticos que o mesmo apresenta enquanto guarda o ninho. Isso sugere que, independentemente do tamanho, machos em estágio reprodutivo realizam comportamentos semelhantes para cuidar de suas desovas, mas não necessariamente vão ter o mesmo sucesso. A frequência de mordidas de forrageio também não influenciou a ocorrência de interações agonísticas. É interessante notar que essa última variável não mostrou resultado significativo provavelmente por que o comportamento de defesa do sargentinho, mesmo representando um gasto energético, é um comportamento para o qual a espécie encontra-se adaptada de modo que proteja seu território com certo grau de eficiência energética (CLEVELAND, 1999; MENEGATTI *et al.*, 2003).

O consumo parcial ou total da prole antes da eclosão pode ser interpretado como uma decisão de não mais cuidar daquela prole (PETERSEN, 1990), ou pode ser uma resposta às necessidades conflitantes entre guardar o ninho e se alimentar (MANICA, 2002). Além disso, os custos para manter uma desova pequena, defendendo-a, são os mesmos que os custos para manter uma desova maior, de modo que desovas menores têm os mesmos custos e benefícios mais baixos (PETERSEN, 1990). É mais provável, então, que o canibalismo parental, total ou parcial, seja mais acentuado em desovas menores (PETERSEN, 1990; MANICA, 2002). As desovas maiores, no entanto, custam mais para serem oxigenadas (PERRIN, 1955). Baseado nessas premissas, esperava-se que os ninhos menores sofressem mais mordidas pelo seu macho guardião e mais oxigenações. Porém, o tamanho dos ninhos não influenciou essas atividades investidas pelo macho, contrariamente aos estudos anteriores que indicam tais tendências para peixes da mesma família (PETERSEN, 1990) e espécie (MANICA, 2002). Uma possível explicação para que não haja canibalismo total nos ninhos menores, o que possivelmente ocorreria em outros ecossistemas marinhos, é que esses ninhos tendem a ser mantidos pelos sargentinhos do ASPSP dadas às limitações do ambiente, numa tentativa de obter sucesso reprodutivo devido ao gasto energético já investido naquele ninho. Como o estágio pelágico subsequente das larvas tem taxa de mortalidade ainda maior (ROBERTSON & HOFFMAN, 1977; JOHANNES, 1978; DOHERTY *et al.*, 1985), é preciso manter ao máximo a prole para aumentar as chances de sobrevivência.

No período de um dia, entre uma amostragem e outra dos ninhos observados, houve alteração na densidade de ovos de todos os ninhos, e essa diferença foi tanto negativa (perda de ovos) como positiva (adição de novos ovos). Dado que ocorre uma mudança na coloração de ovos, e os que estão há mais tempo no substrato, portanto próximos do período de eclosão, tornam-se acinzentados, com coloração críptica (SHAW, 1955; FISHELSON, 1970; FOSTER, 1987; EMSLIE & JONES, 2001), a perda de ovos no caso desse estudo não pode ser associada à eclosão noturna, devido a precocidade dos mesmos.

Nas profundidades maiores, as desovas tiveram mais sucesso provavelmente porque nesses locais há menor competição por micro-habitats ótimos para desova. Nos estratos mais rasos, as donzelas territoriais *Stegastes sanctipauli* e *Chromis multilineata* são mais abundantes (FEITOZA *et al.*, 2003), e, portanto, a competição por territórios será maior nesses estratos. Essas estão entre as espécies que mais interagiram agonisticamente com sargentinhos, mesmo nos ninhos em profundidades maiores, o que enfatiza seus caracteres competitivos.

Machos maiores são potencialmente melhores protetores de seu ninho contra invasores e possíveis predadores de ovos (SCHMALE, 1981; CONSTANTZ, 1985), mas ao mesmo tempo têm mais chances de obter desovas maiores e, conseqüentemente, mais visualmente atrativas para predadores. Nesse estudo, considera-se que as desovas de machos maiores tiveram menos sucesso por este último motivo. Da mesma forma, as desovas onde mais interações agonísticas foram registradas tiveram menos sucesso, provavelmente porque a maior frequência de interações reflete a maior frequência de investidas predatórias dos invasores, e ninhos onde mais interações agonísticas são registradas têm, portanto, maiores chances de serem predados.

Durante a vigilância de seu ninho, o macho tem menores chances de forragear em áreas distantes do mesmo, uma vez que precisa evitar ataques de predadores (BESSA *et al.*, 2007). Assim, o canibalismo parental torna-se uma estratégia de ganho energético (MANICA, 2002), e teoricamente, as perdas por canibalismo devem compensar os ganhos da manutenção da prole contra predadores. No caso desse estudo, no entanto, foi detectado que quanto maior é a frequência de mordidas no ninho, menos sucesso tem a desova no que diz respeito à quantidade de ovos que se mantêm na mesma. O canibalismo parental dos sargentinhos do ASPSP estaria, então, indo além dos cuidados e da manutenção de ovos na desova até que eclodam e representando mais uma reposição energética emergencial para o macho.

Sabe-se que as fases da lua exercem notável influência sobre as atividades reprodutivas de sargentinhos e pomacentrídeos de uma forma geral (FOSTER, 1987; PETERSEN, 1990;

ROBERTSON *et al.*, 1990). Nesse estudo, no entanto, essa variável não se apresentou explicativa para a diferença de densidade de ovos. Para os ninhos cujos dados de densidade de ovos puderam ser obtidos, apenas duas fases lunares foram registradas, portanto este resultado pode não ser conclusivo e mais estudos sobre o efeito dessa variável no sucesso reprodutivo de sargentinhos do ASPSP se fazem necessários.

Peixes costeiros que sobreviveram ao tempo e persistem em ilhas oceânicas isoladas, como o ASPSP, incluem não apenas espécies endêmicas que são morfologicamente distintas, mas também populações geneticamente distintas de espécies amplamente distribuídas, como o sargentinho (ROBERTSON, 2001; MOLINA *et al.*, 2006). ALMANY *et al.* (2007) constataram que, num ambiente insular, aproximadamente 60% dos jovens assentados foram gerados na ilha, e entre as espécies avaliadas há um pomacentrídeo com desova bentônica. O autorrecrutamento é, portanto comum entre espécies com certo grau de isolamento (COWEN *et al.*, 2000). Nesses ambientes, a compreensão dos fatores relativos à manutenção da espécie é essencial para estabelecer planos de manejo e conservação eficientes (ROBERTS, 1997a, b).

Esse estudo vem a contribuir com a compreensão da distribuição de sargentinhos por classes de tamanho no ASPSP, incluindo as poças de maré nas análises, e dos aspectos reprodutivos, no que diz respeito à distribuição de ninhos, comportamentos dos machos guardiões de ninhos e suas respectivas causas e consequências. Contribuí, também, para que haja maior notoriedade quanto ao micro-habitat das piscinas de maré, que representam um ambiente onde provavelmente jovens sargentinhos se desenvolvem antes de habitarem a enseada e, portanto pode atuar de forma semelhante para outras espécies. Dado que a espécie em estudo autorrecruta nesse local, e aqui alguns de seus padrões reprodutivos e de ocupação de habitat são descritos, os resultados apresentados podem subsidiar futuros planejamentos de conservação e manejo do ASPSP.

5. REFERÊNCIAS

- AGUILAR-PERERA, A. & APPELDOORN, R. S. Spatial distribution of marine fishes along a cross-shelf gradient containing a continuum of mangrove-seagrass-coral reefs off southwestern Puerto Rico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 76, p. 378-394, 2008.
- ALBRECHT, H. Behavior of four species of Atlantic damselfish from Columbia, South America, (*Abudefduf saxatilis*, *A. taurus*, *Chromis multilineata*, *C. cyanea*, Pomacentridae). **Zeitschrift fur Tierpsychologie**. v. 26, p. 662-676, 1969.
- ALLEN, G. R. **Damselfishes of the world**. Melle, Alemanha: Mergus Publishers, 271 p. 1991.

- ALMANY, G. R.; BERUMEN, M. L.; THORROLD, S. R.; PLANES, S.; JONES, G. P. Local Replenishment of Coral Reef Fish Populations in a Marine Reserve. **Science**. v. 316, p. 742-744. 2007.
- ALOFS, K. M. & POLIVKA, K. M. Microhabitat-scale influences of resources and refuge on habitat selection by an estuarine opportunist fish. **Marine Ecology Progress Series**. v. 271, p. 297-206, 2004.
- ALSHUTH, S. R.; TUCKER, J. W.; HATELEY, J. Egg and larval development of laboratory-reared sergeant major, *Abudefduf saxatilis* (Pisces, Pomacentridae). **Bulletin of Marine Science**. v. 62, n. 1, p. 121-133, 1998.
- ARAÚJO, M. E.; PAIVA, A. C. G.; MATTOS, R. M. G. Predação de ovos de *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae) por *Elacatinus figaro* (Gobiidae) em poças de maré, Serrambi, Pernambuco. **Tropical Oceanography**. v. 32, p. 135-142, 2004.
- AULT, T. R. & JOHNSON, C. R. Spatially and temporally predictable fish communities on coral reefs. **Ecological Monographs**. v. 68, n.1, p. 25-50, 1998.
- BARBOSA-FILHO, R. C. & VOOREN, C. M. Monitoramento da Avifauna. 2009. In: VIANA, D. L.; HAZIN, F. H. V.; CARVALHO, M. A. S. (Orgs.). **O arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de estação científica**. Brasília: SECIRM. p. 244-250. ISBN: 978-85.62033-00-1, 2009.
- BECK, M. W.; HECK JR., K. L.; ABLE, K. W.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B. S.; HAYS, C. G.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The Role of Nearshore Ecosystems as Fish and Shellfish Nurseries. **Issues in Ecology**. v. 11, p. 1-12, 2003.
- BECK, M.W.; HECK JR, K. L.; ABLE, K. H.; CHILDERS, D. L.; EGGLESTON, D. B.; GILLANDERS, B. M.; HALPERN, B.; HAYS, C. H.; HOSHINO, K.; MINELLO, T. J.; ORTH, R. J.; SHERIDAN, P. F.; WEINSTEIN, M. P. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. **Bioscience**. n. 51, p. 633-641, 2001.
- BELLWOOD, D. R; HUGHES, T. P.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M. Confronting the coral reef crisis. **Nature**. v. 429, p. 827-833, 2004.
- BENDER, M.; VILA-NOVA, D. A. & FLOETER, S. R. Uso de habitats das espécies de peixes recifais ameaçadas no Brasil: considerações para o design de áreas marinhas protegidas. In: III Congresso Latino Americano de Ecologia. 2009, São Lourenço, MG. **Anais do III Congresso Latino Americano de Ecologia**. p. 1-4, 2009.
- BERMINGHAM, E.; MCCAFFERTY, S. S. & MARTIN, A. P. Fish biogeography and molecular clocks: perspectives from the Panamian Isthmus. p. 113-126. In: KOCHER, T. D. & STEPIEN, C. A. (Eds.). **Molecular Systematics of Fishes**. Academic Press: New York. 314 p. 1997.
- BESSA, E.; DIAS, J. F.; SOUZA, A. M. Rare data on a rocky shore fish reproductive biology: sex ratio, length of first maturation and spawning period of *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus, 1758) with notes on *Stegastes variabilis* spawning period (Perciformes: Pomacentridae) in São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**. v. 55, n. 3, p. 199-206, 2007.

- BEUKERS, J. S. & JONES, G. P. Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. **Oecologia**. v. 144, n. 1, p. 50-59, 1998.
- BOHLKE, J. E. & CHAPLIN, C. C. G. **Fishes of the Bahamas and adjacent tropical waters**. 2. ed. Austin, Texas: University of Texas Press. 771 p, 1993.
- BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. **Ecological Monographs**. v. 27, p. 325-349, 1957.
- BROWN, J. L. & ORIAN, G. H. Spacing Patterns in Mobile Animals. **Annual Review of Ecology and Systematics**. v. 1, p. 239-262, 1970.
- BURGOS, D. C.; PEREIRA, S. M. B.; BANDEIRA-PEDROSA, M. E. Levantamento florístico das Rodofíceas do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (ASPSP), Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v. 23, n. 4, p. 1110-1118, 2009.
- CAMPOS, C. E. C.; SILVA, M. B.; TARGINO, S. G.; OLIVEIRA, J. C. S. & ARAÚJO, A. S. Simbiose de limpeza de *Thalassoma Noronhanum* (Boulenger, 1890) (Labridae) na reserva biológica do Atol das Rocas, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista de Etologia**. v. 8, n. 2, 2006 .
- CAMPOS, T. F. C.; BEZERRA, F. H. R.; SRIVASTAVA, N. K.; VIEIRA, M. M. & VITA-FINZI, C. Holocene tectonic uplift of the St. Peter and St. Paul Rocks (Equatorial Atlantic) consistent with emplacement by extrusion. **Marine Geology**. n. 271, p. 177-181, 2010.
- CECCARELLI, D. M.; JONES, G. P.; MCCOOK, L. S. Territorial damselfish as determinants of structure of benthic communities on coral reef. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**. n. 3, p. 355-389, 2001.
- CHENEY, K. L. Non-kin cannibalism and group nest-raiding by Caribbean Sergeant Major damselfish (*Abudefduf saxatilis*). **Coral Reefs**. v. 27, p. 115, 2007.
- CLARKE, R. D. Habitat distribution and species diversity of chaetodontid and pomacentrid fishes near Bimini, Bahamas. **Marine Biology**. v. 40, p. 277-289, 1977.
- CLAUDET, J.; PELLETIER, D; JOUVENEL, J. Y.; BACHETD, F.; GALZIN, R. Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. **Biological Conservation**. v. 130, n. 3, p. 349-369, 2006.
- CLEVELAND, A. Energetic Costs of Agonistic Behavior in Two Herbivorous Damselfishes (*Stegastes*). **Copeia**. v. 1999, n. 4, p. 857-867. 1999.
- CONI, E. O. C.; FERREIRA, C. M.; MOURA, R. .L; MEIRELLES, P. M.; KAUFMAN, L.; FRANCINI-FILHO, R. B. An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**. v. 96, n. 1, p. 45-55. 2013.
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**. v. 199, n. 24, p. 1302-1310, 1978.
- CONSTANTZ, G. D. Allopaternal care in the tessellated darter, *Etheostoma olmstedi* (Pisces: Percidae). **Environmental Biology of Fishes**. v. 14, n.2/3, p. 175-183, 1985.

- COOPER, W. J.; SMITH, L. L.; WESTNEAT, M. W. Exploring the radiation of a diverse reef fish family: Phylogenetics of the damselfishes (Pomacentridae), with new classifications based on molecular analyses of all genera. **Molecular Phylogenetics and Evolution**. v. 52, n. 1, p. 1–16, 2009.
- COURRAT, A.; LOBRY, J.; NICOLAS, D.; LAFFARGUE, P.; AMARA, R.; LEPAGE, M.; GIRARDIN, M.; LEPAPE, O. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 81, p. 179-190, 2009.
- COWEN, R. K. LWIZA, K. M. M.; SPONAUGLE, S.; PARIS, C. B.; OLSON, D. B. Connectivity of Marine Populations: Open or Closed? **Science**. v. 287, p. 857-859, 2000.
- DAHLGREN, C. P. & EGGLESTON, D. B. Ecological processes underlying ontogenetic habitat shifts in a coral reef fish. **Ecology**. v. 81, n. 1, p. 2227-2240, 2000.
- DAVIS, J. L. D. Spatial and seasonal patterns of habitat partitioning in a guild of southern California tidepool fishes. **Marine Ecology Progress Series**. v. 196, p. 253-268, 2000.
- DOHERTY, P. J. Diel, lunar and seasonal rhythms in the reproduction of two tropical damselfishes: *Pomacentrus jqavicauda* and *P. wardi*. **Marine Biology**. v. 75, p. 215-224, 1983.
- DOHERTY, P. J.; KINGSFORD, M.; BOOTH, D.; CARLETON, J. Habitat Selection before Settlement by *Pomacentrus coelestis*. **Marine and Freshwater Research**. n. 47, p. 391–399, 1996.
- DOHERTY, P. J.; WILLIAMS, D. MCB.; SALE., P. F. The adaptive significance of larval dispersal in coral reef fishes. **Environmental Biology of Fishes**. n. 12, p. 81-90, 1985.
- DOLBETH, M.; MARTINHO, F.; VIEGAS, I.; CABRAL, H.; PARDAL, M. A. Estuarine production of resident and nursery fish species: Conditioning by drought events? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 78, p. 51-60, 2008.
- DOMINICI-AROSEMENA, A. & WOLFF, M. Reef Fish community structure in Bocas del Toro (Caribbean, Panama): gradients in habitat complexity and exposure. **Caribbean Journal of Science**. n. 41, p. 613-637, 2005.
- DULVY, N. K.; POLUNIN, N. V. C.; MILL, A. C.; GRAHAM, N. A. J. Size structural change in lightly exploited coral reef fish communities: evidence for weak indirect effects. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. v. 61, n. 3, p. 466-475, 2004.
- EDGAR, G . **Measure, Topology, and Fractal Geometry**. Series: Undergraduate Texts in Mathematics. New York: Springer Science and Business Media. 2. ed. 272 p. 2008.
- EDWARDS, A. J. & LUBBOCK, R. Marine zoogeography of St. Paul's Rocks. **Journal of Biogeography**. v. 10, p. 65–72, 1983.
- EMERY, A. R. Comparative ecology and functional osteology of fourteen species of the damselfish (Pisces: Pomacentridae) at Alligator Reef, Florida Keys. **Bulletin of Marine Science**. v. 23, n. 3, p. 649-770, 1973.

- EMSLIE, M. J. & JONES, G. P. Patterns of embryo mortality in a demersally spawning coral reef fish and the role of predatory fishes. **Environmental Biology of Fishes**. v. 60, n. 4, p. 363-373, 2001.
- FEITOZA, B. M.; ROCHA, L. A.; LUIZ-JUNIOR., O. J.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. Reef fishes of St. Paul's Rocks: new records and notes on biology and zoogeography. **Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**. v. 7, n. 2, p. 61-82, 2003.
- FERREIRA, C. E. L.; FLOETER, S. R.; GASPARINI, J. L.; FERREIRA, B. P.; JOYEUX, J. C. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**. v. 31, p. 1093-1106, 2004.
- FERREIRA, C. E. L.; GONÇALVES, J. E. A.; COUTINHO, R. Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. **Environmental Biology of Fishes**. n. 61, p. 353-369, 2001.
- FERREIRA, C. E. L.; LUIZ JR., O. J.; FEITOZA, B. M.; FERREIRA, C. G. W.; NOGUCHI, R. C.; GASPARINI, J. L.; JOYEUX, J. C.; GODOY, E. A.; RANGEL, C. A.; ROCHA, L. A.; FLOETER, S. R.; CARVALHO-FILHO, A. 2009. Peixes recifais: síntese do atual conhecimento. In: VIANA, D. L.; HAZIN, F. H. V.; CARVALHO, M. A. S. (Orgs.). **O arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de estação científica**. Brasília: SECIRM. p. 244-250. ISBN: 978-85.62033-00-1, 2009.
- FISHELSON, L. Behaviour, socio-ecology and sexuality in damselfishes (Pomacentridae). **Italian Journal of Zoology**. v. 65, p. 387-398, 1998.
- FISHELSON, L. Behaviour and ecology of a population of *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae, Teleostei) at Eilat (Red Sea). **Animal Behaviour**. v. 189, p. 225-23, 1970.
- FLOETER, S. R. & GASPARINI, J. L. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. **Journal of Fish Biology**. v. 56, p. 1099-1114, 2000.
- FLOETER, S. R.; GUIMARÃES, R. Z. P.; ROCHA, L. A.; FERREIRA, C. E. L.; RANGEL, C. A.; GASPARINI, J. L. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**. v. 10, p. 423-431, 2001.
- FLOETER, S. R.; ROCHA, L. A.; ROBERTSON, D. R.; JOYEUX, J. C.; SMITH-VANIZ, W. F.; WIRTZ, P.; EDWARDS, A. J.; BARREIROS, J. P.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L.; BRITO, A.; FALCÓN, J. M.; BOWEN, B. W.; BERNARDI, G. Atlantic reef fish biogeography and evolution. **Journal of Biogeography**. v. 35, p. 22-47, 2008.
- FOSTER, S. A. Diel and lunar patterns of reproduction in the Caribbean and Pacific sergeant major damselfishes *Abudefduf saxatilis* and *A. troschellii*. **Marine Biology**. v. 95, n. 3, 1987.
- FOSTER, S. A. The implications of divergence in spatial nesting patterns in the geminate Caribbean and Pacific sergeant major damselfishes. **Animal Behaviour**. v. 37, p. 465-476, 1989.
- FRANCINI FILHO, R. B. & SAZIMA, I. A comparative study of cleaning activity of two reef fishes at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. **Environmental Biology of Fishes**. v. 83, p. 213-220, 2008.

- FRANCINI-FILHO, R. B. & MOURA, R. L. Dynamics of fish assemblages on coral reefs subjected to different management regimes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Aquatic Conserv. Marine and Freshwater Research*. v. 18, p. 1166-1179, 2008a.
- FRANCINI-FILHO, R. B. & MOURA, R. L. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: an evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research*. v. 93, p. 346-356, 2008b.
- FRANCINI-FILHO, R. B. & MOURA, R. L. Predation on the toxic Zoanthid *Palythoa caribaeorum* by reef fishes in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. v. 58, p. 77-79, 2010.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; CONI, E. O. C.; FERREIRA, C. M.; ALVES, A. C.; RODRIGUES, L. S.; AMADO-FILHO, G. M. Group Nest Clearing Behavior by the Sergeant Major *Abudefduf saxatilis* (Pisces: Pomacentridae). *Bulletin of Marine Science*. v. 88, n. 2, p. 195-196, 2012.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; FERREIRA, C. M.; CONI, E. O. C. Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional groups. *Neotropical Ichthyology*. n. 6, v. 2, p. 191-200, 2008a.
- FRANCINI-FILHO, R. B.; MOURA, R. L.; THOMPSON, F. L.; REIS, R. D.; KAUFMAN, L.; KIKUCHI, R. K. P.; LEÃO, Z. M. A. N. Diseases leading to accelerated decline of reef corals in the largest South Atlantic reef complex (Abrolhos Bank, eastern Brazil). *Marine Pollution Bulletin*. n. 56, v. 5, p. 1008-1014, 2008b.
- FRÉDÉRICH, B.; SORENSON, B.; SANTINI, F.; SLATER, G. J.; ALFARO, M. E. Iterative Ecological Radiation and Convergence during the Evolutionary History of Damsel Fishes (Pomacentridae). *The American Naturalist*. v. 181, n. 1, p. 94-113, 2013.
- FROST, N. J.; BURROWS, M. T.; JOHNSON, M. P.; HANLEY, M. E.; HAWKINS, S. J. Measuring surface complexity in ecological studies. *Limnology and Oceanography: Methods*. v. 3, p. 203-210, 2005.
- GEE, J. M. & WARWICK, R. M. Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*. v. 103, p. 141-150, 1994.
- GRAHAM, N. A. J.; DULVY, N. K.; JENNINGS, S.; POLUNIN, N. V. C. Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages. *Coral Reefs*. v. 24, n. 1, p. 118-124, 2005.
- GRATWICKE, B.; PETROVIC, C.; SPEIGHT, M. R. Fish distribution and ontogenetic habitat preferences in non-estuarine lagoons and adjacent reefs. *Environmental Biology of Fishes*. v. 76, p. 191-210, 2006.
- GUNTER, G. Some relationships of estuaries to the fisheries of the Gulf of Mexico. In: LAUFF, G. H. (ed). *Estuaries*. Washington (DC): American Association for the Advancement of Science. p. 621-638, 1967.

- HIXON, M. A. & BEETS, J. P. Predation, Prey Refuges, and the Structure of Coral-Reef Fish Assemblages. **Ecological Monographs**. v. 63, n. 1, p. 77-101, 1993.
- HOBSON, E. S. Diurnal-Nocturnal Activity of Some Inshore Fishes in the Gulf of California. **Copeia**. v. 1965, n. 3, p. 291-302, 1965.
- HOLBROOK, S. J.; FORRESTER, G. E.; SCHMITT, R. J. Spatial patterns in abundance of a damselfish reflect availability of suitable habitat. **Oecologia**. v. 122, p. 109-120, 2000.
- INDERJIT & DAKSHINI, K. M. M. Algal allelopathy. **The Botanical Review**. v. 60, n. 4, p. 182-196, 1994.
- JOHANNES, R. E. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. **Environmental Biology of Fishes**. v. 3, p. 65-84, 1978.
- JONES, D. L.; WALTER, J. F.; BROOKS, E. N. & SERAFY, J. E. Connectivity through ontogeny: fish population linkages among mangrove and coral reef habitats. **Marine Ecological Progress Series**. v. 401, p. 245-258, 2010.
- JOYEUX, J. C.; FLOETER, S. R.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L. Biogeography of tropical reef fishes: the South Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**. v. 28, p. 831-841, 2001.
- JOYEUX, J. C.; FLOETER, S. R.; FERREIRA, C. E. L.; GASPARINI, J. L. Biogeography of tropical reef fishes: the South Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**. v. 28, p. 831-841, 2008.
- KNAPP, R. A. & WARNER, R. R. Male parental care and female choice in the bicolor damselfish, *Stegastes partitus*: bigger is not always better. **Animal Behaviour**. v. 41, n. 5, p. 747-756. 1991.
- KOHDA, M. Diurnal periodicity of spawning activity of permanently territorial damselfishes (Teleostei: Pomacentridae). **Environmental Biology of Fishes**. v. 21, n. 2, p. 91-100, 1988.
- KOHLER, K. E. & GILL, S. M. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. **Computers & Geosciences**. v. 32, n. 9, p. 1259-1269, 2006.
- KRAJEWSKI, J. P. & FLOETER, S. R. Reef fish community structure of the Fernando de Noronha Archipelago (Equatorial Western Atlantic): the influence of exposure and benthic composition. **Environmental Biology of Fishes**. v. 92, p. 25-40, 2011.
- LEHNER, P. N. **Handbook of ethological methods**. Cambridge University Press: Cambridge. 672 p. 1996.
- LEIS, J. M. The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. 1999. In: SALE, P. F. (ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press, San Diego. 754 p. 1999.
- LINDEMAN, K. C. & SNYDER, D. B. Nearshore hardbottom fishes of southeast Florida and effects of habitat burial caused by dredging. **Fishery Bulletin**. v. 97, p. 508-525, 1999.

- LINDEMAN, K. C.; PUGLIESE, R.; WAUGH, G. T.; AULT, J. S. Developmental patterns within a multispecies reef fishery: management applications for essential fish habitats and protected areas. **Bulletin of Marine Science**. n. 66, v. 3, p. 929-956, 2000.
- LUBBOCK, H. R. & EDWARDS, A. J. The fishes of St. Paul's Rocks. **Journal of Fish Biology**. n. 18, p. 135-137, 1981.
- LUCKHURST, B. E. & LUCKHURST, K. Analysis of the Influence of Substrate Variables on Coral Reef Fish Communities. **Marine Biology**. v. 49, p. 317-232, 1978.
- MACARTHUR, R. H. & PIANKA, E. R. On Optimal Use of a Patchy Environment. **The American Naturalist**. v. 100, n. 916, p. 603-609, 1966.
- MACIEIRA, R. M. & JOYEUX, J. C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**. v. 109, n.3, p. 305-315, 2011.
- MANICA, A. Alternative strategies for a father with a small brood: mate, cannibalise or care. **Behavioral Ecology and Sociobiology**. v. 51, n. 4, p. 319-323. 2002.
- MCALARY, F. A. & MCFARLAND, W. N. The effect of light and darkness on hatching in the pomacentrid *Abudefduf saxatilis*. **Environmental Biology of Fishes**. n. 37, p. 237-244, 1993.
- MENDONÇA-NETO, J. P.; MONTEIRO-NETO, C.; MORAES, L. E. Reef fish community structure on three islands of Itaipu, Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**. v. 6, n. 2, p. 267-274, 2008.
- MENEGATTI, J. V.; VESCOVI, D. L.; FLOETER, S. R. Interações antagônicas e forrageamento do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* (Perciformes: Pomacentridae). ESFA, **Natureza On Line**. Santa Tereza, ES. v. 1, n. 2, p. 45-50, 2003.
- MIGUENS, A. P. **Navegação: a Ciência e a Arte** - Navegação Costeira, Estimada e em Águas Restritas. Rio de Janeiro: Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha. v. 1, 1995.
- MINTE-VERA, C. V.; MOURA, R. L.; FRANCINI-FILHO, R. B. Nested sampling: an improved visual-census technique for studying reef fish assemblages. **Marine Ecology Progress Series**. v. 367, p. 283-293, 2008.
- MOLINA, W. F.; SHIBATTA, O. A.; GALETTI-JR., P. M. Multivariate morphological analyses in continental and island populations of *Abudefduf saxatilis* (Linnaeus) (Pomacentridae, Perciformes) of Western Atlantic. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**. v. 1, n. 2, p. 49-56, 2006.
- MONTGOMERY, W. L. Mixed-species schools and the significance of vertical territories of damselfishes. **Copeia**. v. 2. p. 477-481, 1981.
- MOURA, R. L. Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. **Proceedings 9th International Coral Reef Symposium**. v. 2, p. 917-920, 2003.
- MOURA, R. L.; FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. POMACENTRIDAE. IN: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A. **Catálogo dos Peixes Marinhos e de Água Doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2005

- MUNDAY, P. L. Fitness consequences of habitat use and competition among coral-dwelling fishes. **Oecologia**. v. 128, p. 585-593, 2001.
- MURDOCK, J. N. & DODDS, W. K. Linking benthic algal biomass to stream substratum topography. **Journal of Phycology**. v. 43, n. 3, p. 449-460, 2007.
- NAGELKERKEN, I.; ROBERTS, C. M.; VAN DER VELDE, G.; DORENBOSCH, M.; VAN RIEL, M. C.; COCHERET DE LA MORINIÈRE, E.; NIENHUIS, P. H. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. **Marine Ecology Progress Series**. v. 244, p. 299-305, 2002.
- NAGELKERKEN, I.; VAN DER VELDE, G.; GORISSENA, M. W.; MEIJERA, G. J.; VAN'T HOF, T.; DEN HARTOGA, C. Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. v. 51, p. 31-44, 2000.
- OSÓRIO, R.; ROSA, I. L.; CABRAL, H. Territorial defence by the Brazilian damsel *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). **Journal of Fish Biology**. v. 69, p. 233-242, 2006.
- PEREIRA-FILHO, G. H.; AMADO-FILHO, G. M.; GUIMARÃES, S. M. P. B.; MOURA, R. L.; SUMIDA, P. Y. G.; ABRANTES, D. P.; BAHIA, R. G.; GÜTH; JORGE, R. R.; FRANCINI-FILHO. Reef fish and benthic assemblages of the Trindade and Martin Vaz island group, Southwestern Atlantic. **Brazilian Journal of Oceanography**. v. 59, n. 3, p. 201-212, 2011.
- PERRIN, N. Signalling, mating success and paternal investment in sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*): a theoretical model. **Behaviour**. v. 132, p. 1037-1057, 1995.
- PETERSEN, C. W. The occurrence and dynamics of clutch loss and filial cannibalism in two Caribbean damselfishes. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 135, n. 2, p. 117-133. 1990.
- PRAPAS, J. M.; GREENE, L. E.; WHITE, E. Reproductive behaviour of the sergeant major, *Abudefduf saxatilis*, within a closed system aquarium. **Environmental Biology of Fishes**. v. 31, p. 33-40, 1991.
- PRATCHETT, M. S.; BERUMEN, M. L.; MARNANE, M. J.; EAGLE, J. V.; PRATCHETT, D. J. Habitat associations of juvenile versus adult butterflyfishes. **Coral Reefs**. v. 27, p. 541-551, 2008.
- RANDALL, J. E. **Caribbean reef fishes**. Hong Kong: T .F. H. Publications, Inc. Ltd. 318 p. 1968.
- RANDALL, J. E. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Studies in Tropical Oceanography**. v. 5, p. 655-847, 1967.
- ROBERTS, C. M. & ORMOND, R. F. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**. v. 41, p. 1-8, 1987.
- ROBERTS, C. M. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. **Science**. v. 278, p. 1454-1457, 1997a.

- ROBERTS, C. M. Ecological advice for the global fisheries crisis. **Trends in Ecology & Evolution**. v. 12, p. 35-38, 1997b.
- ROBERTSON, D. R. & HOFFMAN, S. G. The roles of female mate choice and predation in the mating systems of some tropical labroid fishes. **Zeitschrift fur Tierpsychologie**. v. 45, p. 298–320, 1977.
- ROBERTSON, D. R. Population maintenance among tropical reef fishes: Inferences from small-island endemics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**. v. 98, n. 10, p. 5667-5670, 2001.
- ROBERTSON, D. R.; SWEATMAN, H. P. A.; FLETCHER, E. A.; CLELAND, M. G. Schooling as a Mechanism for Circumventing the Territoriality of Competitors. **Ecology**. v. 57, n. 6, p. 1208-1220. 1976.
- ROBERTSON, D. S.; PETERSEN, C. W.; BRAWN, J. D. Lunar Reproductive Cycles of Benthic-Brooding Reef Fishes: Reflections of Larval Biology or Adult Biology? **Ecological Monographs**. v. 60, n. 3, p. 311-329, 1990.
- ROCHA, L. A. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. **Journal of Biogeography**. v. 30, p. 1161–1171, 2003
- ROCHA, L. A. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. **Journal of Biogeography**. v. 30, p. 1161–1171, 2003.
- ROCHA, L. A.; ROSA, I. L.; ROSA, R. S. Peixes recifais da costa da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. v. 15, p. 553-566, 1998.
- RODRIGUES, M. C. & MOLINA, W. F. Análise genética em *Abudefduf saxatilis* (Perciformes, Pomacentridae) no litoral Nordeste do Brasil e Arquipélago São Pedro e São Paulo. **Revista Publica**. v. 3, n. 2, 2007.
- ROSA, R. & MOURA, R. L. Community structure of reef fishes in the Biological Reserve of Atol das Rocas of Brasil. **Abstracts. ASIHStorerAward (Ichthyology)**. 1992
- SADOVY, Y. & DOMEIER, M. Are aggregation fisheries sustainable? Reef fish fisheries as a case study. **Coral Reefs**. v. 24, n. 2, p. 254-262, 2005.
- SALE, P. F. The ecology of fishes on coral reefs. **Oceaographic Marine Biology Anual Review**. v. 18, p. 367-421, 1980.
- SAZIMA, C.; GROSSMAN, A.; BELLINI, C.; SAZIMA, I. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles in SW Atlantic. **Cybium**. v. 28, p. 47-53, 2004.
- SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**. n. 29, p. 35-65, 1986.
- SAZIMA, I.; KRAJEWSKI, J. P.; BONALDO, R. M.; SAZIMA, C. Wolf in a sheep's clothes: juvenile coney (*Cephalopholis fulva*) as an aggressive mimic of the brown chromis (*Chromis multilineata*). **Neotropical Ichthyology**. v. 3, n. 2, 2005.

- SCHMALE, M. C. Sexual selection and reproductive success in males of the bicolor damselfish, *Eupomacentrus partitus* (Pisces: Pomacentridae). **Animal Behaviour**. v. 29, n. 4, p. 1172-1184. 1981.
- SCHMITT, R. J. & HOLBROOK, S. J. Mortality of juvenile damselfish: implications for assessing processes that determine abundance. **Ecology**. v. 80, p. 35-50, 1999.
- SCHWAMBORN, S. H. L. & FERREIRA, B. P. Age structure and growth of the dusky damselfish, *Stegastes fuscus*, from Tamandaré reefs, Pernambuco, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**. v. 63, p. 79–88, 2002.
- SERAFINI, T. Z. ; FRANÇA, G. B.; ANDRIGUETTO FILHO, J. M. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. **Revista da Gestão Costeira Integrada**. v. 10, p. 281-301, 2010.
- SHAW, E. S. The Embryology of the Sergeant Major, *Abudefduf saxatilis*. **Copeia**. v. 2, p. 85-89. 1955.
- SOUZA, A. T. Uso de habitat, comportamento alimentar e territorial de *Stegastes rocasensis* (Emery, 1972) (Pomacentridae: Teleostei) em Fernando de Noronha – PE. Dissertação de mestrado em Ciências Biológicas (Área de Concentração Zoologia), **Universidade Federal da Paraíba**. João Pessoa – PB, 2007.
- SPALDING, S. M.; RAVILIOUS, C.; GREEN, E. P. **World Atlas of Coral Reefs**. California: University of California Press. 424 p. 2001.
- SUCHANEK, T. H., & D. J. GREEN. 1982. Interspecific competition between *Palythoa caribaeorum* and other sessile invertebrates on St. Croix reefs, U.S. Virgin Islands. **Proceedings on the Fourth International Coral Reef Symposium**. Manila. v. 2, p. 679-684. 1982.
- SUCHANEK, T. H.; CARPENTER, R. C.; WITMAN, J. D.; HARVELL, C. D. Sponges as important space competitors in deep Caribbean coral reef communities. p. 55-60, 1983. In: REAKA, M. L. (ed.). **The ecology of deep and shallow coral reefs. Symposia Series for Undersea Research**. NOAA's Undersea Research Program. v. 1, 149 p. 1983.
- TIBÚRCIO, A. S. X. S.; KOENING, M. L.; MACÊDO, S. J.; MELO, P. A. M. C. A comunidade microfitoplanctônica do Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Atlântico Norte-Equatorial): variação diurna e espacial. **Biota Neotropica**. v. 11, n. 2, 2011.
- TOLMIERI, N. Effects of microhabitat characteristics on the settlement and recruitment of a coral reef fish at two spatial scales. **Oecologia**. v. 102, p. 52-63, 1995.
- TYLER III, W. A. & STANON, F. G. Potential influence of food abundance on spawning patterns in a damselfish, *Abudefduf abdominalis*. **Bulletin of Marine Science**. v. 53, n. 3, p. 610-623, 1995.
- VASCONCELOS, R. P.; REIS-SANTOS, P.; FONSECA, V.; MAIA, A.; RUANO, M.; FRANÇA, S.; VINAGRE, C.; COSTA, M. J.; CABRAL, H. Assessing anthropogenic pressures on estuarine fish nurseries along the Portuguese coast: A multi-metric index and conceptual approach. **Science of the Total Environment**. n. 374, p. 199–215, 2007.

- VIANA, D. L.; HAZIN, F. H. V.; CARVALHO, M. A. S. (Orgs.). **O arquipélago de São Pedro e São Paulo**: 10 anos de estação científica. Brasília: SECIRM. p. 244-250. ISBN: 978-85.62033-00-1, 2009.
- WOLFE, J. M. & RICE, E. L. Allelopathic interactions among algae. **Journal of Chemical Ecology**. v. 5, n. 4, p. 553-542. 1979.
- XAVIER, J. H. A.; CORDEIRO, C. A. M. M.; TENÓRIO, G. D.; DINIZ, A. F.; PAULO JÚNIOR, E. P. N.; ROSA, R. S; ROSA, I. L. Fish assemblage of the Mamanguape Environmental Protection Area, NE Brazil: abundance, composition and microhabitat availability along the mangrove-reef gradient. **Neotropical Ichthyology**. v. 10, n. 1, p. 109-122, 2012.