

## DANOS CAUSADOS EM ORGANISMOS BENTÔNICOS PELA ANCORAGEM EM UM HOTSPOT SUBTROPICAL DE MERGULHO AUTÔNOMO

### Resumo

Os danos causados em organismos bentônicos por ancoragem de embarcações foram avaliados na Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo (REMAC). Este é um dos locais de mergulho mais visitados ao longo do Atlântico sudoeste. Através de observações visuais subaquáticas, foi analisado se os organismos bentônicos foram danificados por âncoras e/ou cabos de âncoras em dois locais de mergulho. Foi amostrado um total de 112 ancoragens. Danos aos organismos bentônicos foram verificados 139 vezes, afetando principalmente a matriz de algas epilíticas, o zoantideo *Palythoa caribaeorum* e o coral-de-fogo *Millepora alcicornis*. Os danos causados por cabos de âncoras foram significativamente maiores do que aqueles causados por âncoras em um dos locais. Uma diferença significativa entre as taxas de danos foi observada apenas para *P. caribaeorum*, causada pelo cabo da âncora. Apresentamos evidências de que, nos atuais níveis de visitação, as âncoras são um relevante estressor para organismos bentônicos em locais de mergulho na REMAC.

### INTRODUÇÃO

Os impactos de ancoragem de embarcações sobre organismos bentônicos têm sido amplamente estudados em recifes tropicais. Tratam-se de danos mecânicos principalmente em gramas marinhas (Creed e Amado Filho 1999; Milazzo *et al.* 2004) e recifes de corais (Davis 1977, Jameson *et al.*, 2007), onde a atividade de ancoragem pode quebrar, fragmentar e deslocar organismos bentônicos. Não só a âncora em si pode ser prejudicial para estes organismos, mas também os cabos e correntes que aumentam a área danificada ao se arrastarem sobre o substrato ou ao se enrolarem em torno de organismos e estruturas dos recifes (Dinsdale e Harriott, 2004). A perda de organismos bentônicos por danos mecânicos oriundos de ancoragens provoca considerável redução da complexidade do habitat, especialmente em sistemas caracterizados pela tridimensionalidade, como recifes de corais (Francour *et al.*, 1999). Esta perturbação pode também ter impacto indireto na fauna associada. Por exemplo, corais escleractíneos são importantes formadores de habitat em recifes, fornecendo refúgio crítico para peixes contra predação (Messmer *et al.*, 2011, Coni *et*

*al.*, 2013) e habitats adequados para pequenos predadores emboscarem suas presas (Holbrook *et al.*, 2003).

Com a crescente pressão das atividades antrópicas, os danos físicos aos organismos bentônicos causados por ancoragem e por mergulhadores tornaram-se de grande preocupação para a gestão de recifes de corais. O mergulho tornou-se uma das atividades recreativas aquáticas mais populares em todo o mundo (Garrod e Gossling 2012). Em meados da década de 1980, os principais danos do mergulho recreativo em corais foram relacionados à ancoragem (Harriott *et al.*, 1997, Jameson *et al.*, 1999). Para mitigar os impactos da ancoragem, um simples sistema de boias de amarração tem sido amplamente utilizado e provou ser uma estratégia de gestão bem sucedida (Jameson *et al.*, 1999, Tratalos e Austin, 2001). Paralelamente a estas boias de amarração, a execução rigorosa de programas de capacidade de carga (Zhang *et al.* 2016) e práticas de mergulho responsáveis (Roche *et al.* 2016), representam estratégias de gestão que podem ser facilmente realizadas em locais de mergulho, mas ainda são inexistentes em muitos destinos, especialmente nos países em desenvolvimento.

Arraial do Cabo é um dos locais de mergulho mais visitados do Brasil, sendo conhecido como a capital do mergulho. A área representa uma zona de transição entre as regiões tropicais e subtropicais ao longo da costa brasileira e é caracterizada por uma biodiversidade relativamente alta no Sudeste do Brasil (Valentin 2001, Ferreira *et al.*, 2001, Rogers *et al.* 2014). Em 1997, uma área marinha protegida de uso sustentável, a Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo (REMAC) foi criada, sendo a pesca permitida exclusivamente para as comunidades tradicionais. As atividades recreativas como mergulho e pesca recreativa, são permitidas sob normas de gestão específicas. Atualmente existem 13 empresas de mergulho que operam nos limites da REMAC, que realizam aproximadamente 24.480 mergulhos por ano (Giglio, dados não publicados).

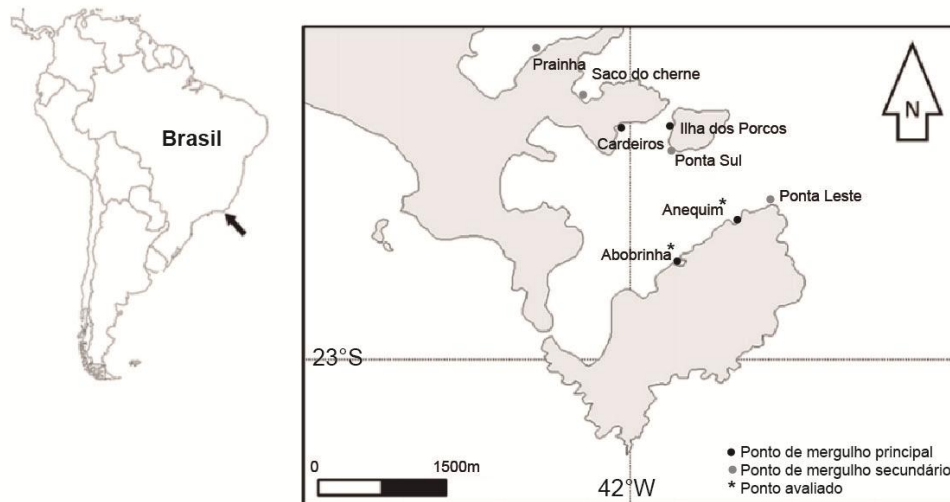
Os pontos de mergulho na REMAC não possuem boias de amarração para embarcações. Os barcos lançam suas âncoras para permanecer estacionados durante as operações de mergulho. A âncora principal dos barcos de mergulho é fundeada em areia e a âncora secundária, localizada na popa do barco, é colocada em áreas rasas dos recifes rochosos. Para evitar danos causados ao ambiente, os gestores estabeleceram que as âncoras devem ser colocadas manualmente nos recifes pelos operadores de mergulho, evitando corais ou outros organismos bentônicos. No entanto, não existem avaliações sobre a eficácia desta

abordagem em relação à redução de danos à biota do recife. Nesse contexto, avaliamos os danos causados pela ancoragem em organismos bentônicos ao longo de recifes rochosos em dois dos locais de mergulho mais visitados dentro da REMAC. Os efeitos da ancoragem são discutidos, e os resultados deste estudo foram extrapolados para outras frequências de ancoragem no âmbito da REMAC.

## **MATERIAIS E MÉTODOS**

### *Comunidades bentônicas de Arraial do Cabo*

As âncoras dos barcos de mergulho foram avaliadas nos pontos de mergulho Abobrinha e Anequim (Fig. 1). Ambas áreas estão entre as mais visitadas pelos mergulhadores na REMAC e compõem pequenas enseadas protegidas dos ventos predominantes de NE na ilha de Cabo Frio. A comunidade sésil bentônica de Abobrinha é composta principalmente por uma conspícua matriz de algas epilíticas (MAE) e pelo zoantídeo *Palythoa caribaeorum* cobrindo até 40% do substrato (Rogers *et al.*, 2014). Os corais duros cobrem cerca de 13% do recife, representado pelo formato ramificado *Millepora alcicornis*, e maciço *Siderastrea stellata* e *Mussismilia hispida* (Rogers *et al.* 2014; Lima e Coutinho 2015). No ponto Abobrinha, MAE representa 40 a 60% de cobertura bentônica, ocorrendo *M. alcicornis* até 4 m de profundidade, enquanto que as esponjas (principalmente *Aplysina*) e o octocoral *Phyllogorgia dilatata* são mais abundantes em maiores profundidades (cerca de 8 m) (Rogers *et al.*, 2014). Da mesma forma, a MAE é o grupo bentônico dominante em Anequim, enquanto *M. alcicornis* é limitada a áreas pouco profundas, e *P. caribaeorum* aumenta sua cobertura nas áreas mais profundas (cerca de 9 m). Conforme indicado pelos autores citados acima, ambos locais têm cobertura bentônica semelhante com relação aos grupos dominantes. Nosso objetivo aqui ao comparar estes dois locais foi observar se havia diferenças na pressão da atividade de mergulho entre eles e se isso causaria efeitos similares na fauna bentônica.



**Fig. 1** Mapa de Arraial do Cabo indicando os principais pontos de mergulho. Os principais pontos de mergulho são aqueles que sustentam 90% do total de mergulho anual na região (Cerca de 25.000). Um mapa com todos os pontos de mergulho pode ser encontrado em [www.divepoint.com.br/pontos.html](http://www.divepoint.com.br/pontos.html)

### *Coleta e análise de dados*

Os dados foram coletados entre setembro de 2014 e janeiro de 2016. Os observadores usaram equipamento de mergulho autônomo para amostrar as ancoragens *in loco*. A fim de avaliar possíveis danos causados pelas âncoras, os observadores nadaram ao longo dos recifes rasos nos dois locais de mergulho, avaliando visualmente todas as ancoragens e verificando se a âncora e seu cabo estavam em contato físico com organismos bentônicos. Como todo contato físico entre âncoras e organismos bentônicos resultou em danos físicos, deslocamento, quebras ou arranhões, referiu-se a eles em todo o texto como "dano". Foi descrito se o dano foi causado por: i) âncora e ii) cabo que liga a âncora ao barco (ver Figuras 2a-d). Algumas âncoras têm uma corrente de um metro conectada entre ela e o cabo. Para fins de análise, todos foram descritos apenas como 'cabo'. Foram avaliados danos nos seguintes organismos: i) coral-de-fogo *M. Alcornis*; ii) coral maciço *S. stellata*; iii) gorgônia *P. dilatata*; iv) zoantídeo *P. Caribaeorum*; v) esponjas (gênero *Aplysina*); vi) matriz de algas epilíticas e; vii) ouriços do mar. Adicionalmente, foi registrado se a ancoragem causou danos a mais de um organismo e se foi danificado em duas áreas diferentes, por exemplo, através de duas partes do cabo.

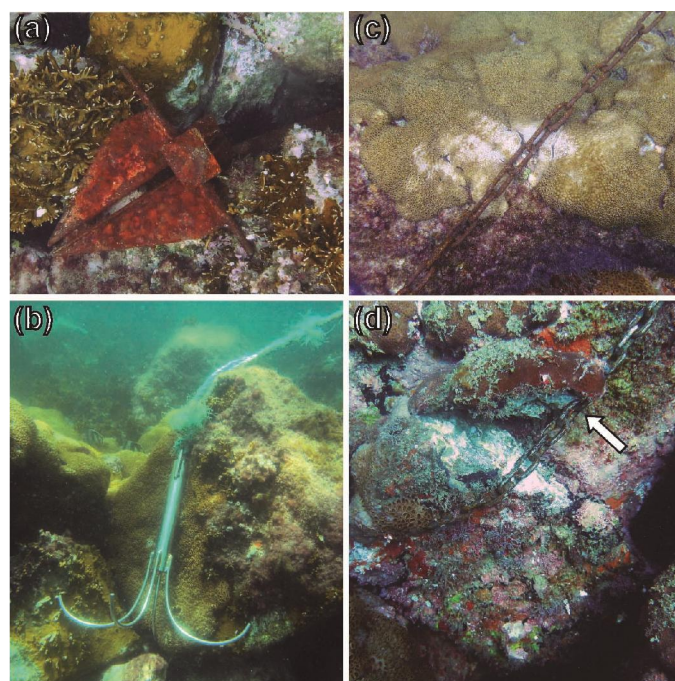
As diferenças no número de danos causados pela âncora e cabo foram verificadas por meio do teste de Kruskal-Wallis, já que os dados não foram paramétricos. O número de danos causados pela âncora e cabo de acordo com o organismo bentônico foi comparado utilizando o

teste de Wilcoxon. Um modelo linear simples, para estimar o número de danos causados por aumentos de ancoragem, foi construído para prever danos resultantes da atividade de mergulho. Por exemplo, ancoragens foram amostradas 112 vezes, e causaram 39 danos em *P. caribaeorum*. Este valor foi extrapolado para maiores frequências de visitação, multiplicando os resultados para 2,3,4 e assim por diante.

## RESULTADOS

Foram observadas 112 ancoragens, sendo 57 em Abobrinha e 55 em Anequim. Os organismos bentônicos foram danificados 139 vezes, a maioria MAE (n = 53), *P. caribaeorum* (n = 39), *M. alcicornis* (n = 17), ouriços do mar (N = 15), esponjas (n = 7), *S. stellata* (n = 6) e *P. dilatata* (N = 2). Quarenta e cinco por cento (n = 52) das ancoragens não tiveram contato com quaisquer organismos bentônicos, apenas a rocha nua.

Em ambos os locais, MAE e *P. caribaeorum* foram danificados com maior frequência, seguido por *M. alcicornis* e ouriços do mar (Fig. 3a-b). O número de danos causados pela âncora foi não significativamente diferente entre os locais (Fig. 4a) e o cabo causou danos significativamente maiores a *P. caribaeorum* em Abobrinha ( $\chi^2 = 12,5$ ,  $p < 0,001$ , Fig. 4b).

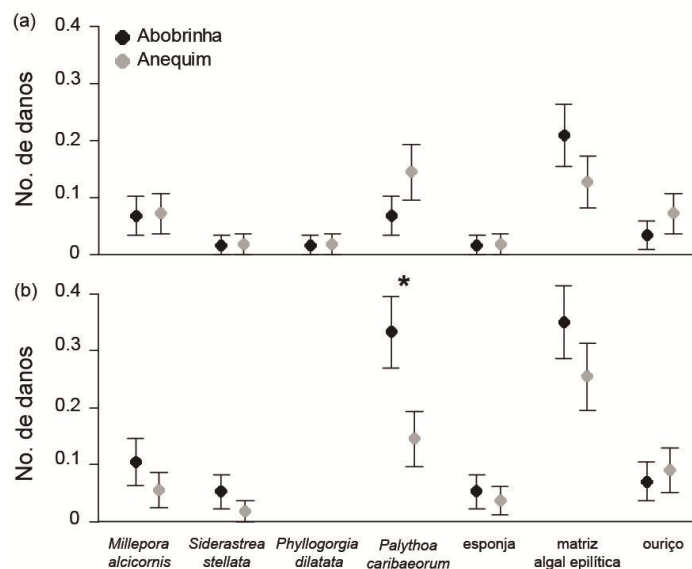


**Fig. 2** Danos causados por Ancoragem em organismos bentônicos em Arraial do Cabo. A) âncora danificando uma colônia de coral de fogo *M. alcicornis*; B) âncora e cabo danificando *M. alcicornis* e *P. caribaeorum*; C) cabo (corrente) danificando *P. caribaeorum*; e D) suspendendo uma colônia de *S. stellata*.

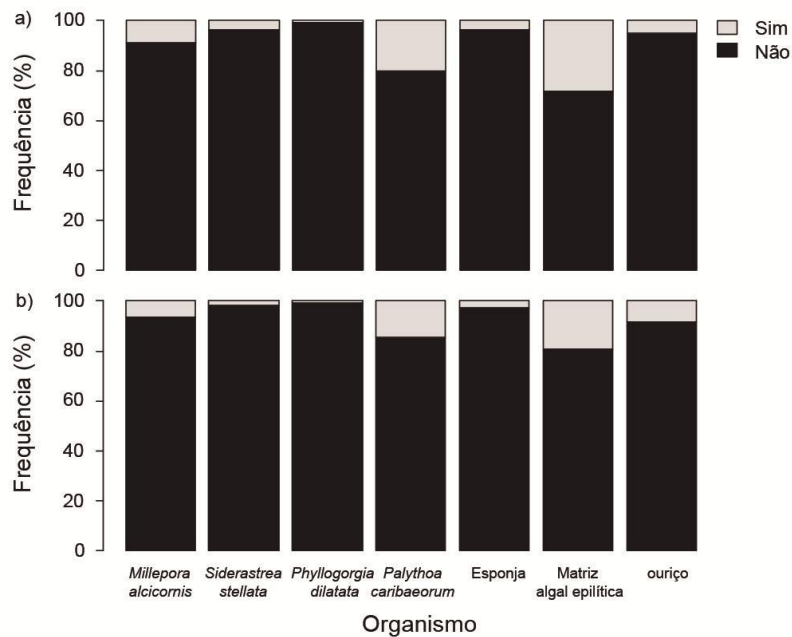
Entre os organismos prejudicados, verificou-se apenas uma diferença significativa para o cabo em zoantídeos (média de Abobrinha =  $0,33 \pm 0,06$  ( $\pm$  SE), Anequim =  $0,14 \pm 0,05$  de dano;  $W = 1862$ ,  $P = 0,02$ ; FIG. 4a, b). Extrapolando nossos resultados para uma estimativa de 500 ancoragens de barcos de mergulho por ano em cada local de mergulho pesquisado, anualmente, o MAE seria danificado 477 vezes, *P. caribaeorum* 351 vezes, *M. alcicornis* 153 vezes e *S. stellata* 54 vezes (Fig. 5).

## DISCUSSÃO

Ao causar quebras físicas, os danos de ancoragem são estressores relevantes sobre os organismos bentônicos nos locais que compõem um dos principais destinos de mergulho do Atlântico sudoeste. Nos atuais níveis de visitação, estima-se que os frágeis corais *M. alcicornis* e *S. stellata* sejam quebrados 207 vezes por ano nos pontos de mergulho pesquisados. Embora o tamanho dos danos causados e a taxa de recuperação do organismo não tenham sido medidos, os danos foram geralmente graves, causando considerável quebra e deslocamento. Por exemplo, observamos duas colônias inteiras de *S. stellata* desalojada do substrato (ver Fig. 2a) e dano de ancoragem rompendo ramos de *M. alcicornis* em quatro ocasiões distintas.



**Fig. 4** Número médio de danos aos organismos bentônicos nas ancoragens observadas nos pontos de mergulho Abobrinha e Anequim, causados por: A) âncora e B) cabo, de acordo com cada organismo. Os desvios representam o erro padrão. Resultados do teste de Wilcoxon: \*  $p < 0,05$ .



**Fig. 3** Frequência de organismos bentônicos danificados pela ancoragem nos locais de estudo. A) Abobrinha e B) Anequim.

O cabo foi uma considerável fonte de impacto para os organismos, sendo mais destrutivo que a própria âncora, especialmente quando tinha uma corrente ligada à âncora (Fig. 2c, d). Mesmo quando a âncora foi cuidadosamente colocada pela equipe de mergulho, o cabo permaneceu em contato com as rochas ao longo do recife num ângulo horizontal e se arrastou sobre o substrato. Em três ocasiões, nós observamos a âncora soltando-se da rocha, o que resultou um maior dano aos organismos bentônicos. Além disso, isso representa um risco para os mergulhadores se estiverem perto da âncora ou cabo no momento em que o barco puxa o cabo tensionando-o e a âncora se move. Em duas ocasiões, observamos os operadores de mergulho colocarem a âncora e ferirem-se ao colidirem com ouriços-do-mar no recife. Assim, para além do potencial impacto no recife, a ancoragem na REMAC representa uma potencial ameaça à segurança do mergulho. As boias de amarração reduzem os riscos associados à segurança dos operadores de mergulho (por exemplo, emaranhamento de cabos, colisão com rochas e ouriços).

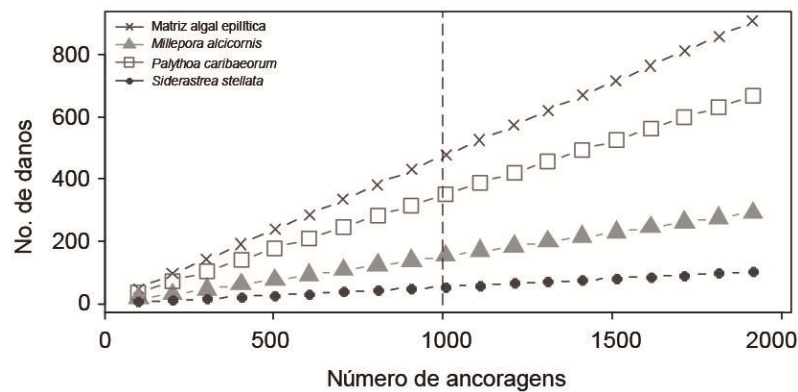
A MAE é um importante substrato de forrageamento para muitos peixes herbívoros, onívoros e invertívoros (Longo *et al.*, 2014). A MAE é funcionalmente importante porque é um dos principais elos entre a produção primária e maiores níveis tróficos nos recifes (Kramer *et al.*, 2013). No nosso estudo, MAE foi o organismo bentônico mais danificado pela ancoragem. Por outro lado, espera-se que a recuperação seja rápida dada as elevadas taxas de sucessão e substituição (Copertino *et al.*, 2005), minimizando os efeitos negativos dos

impactos causados pela ancoragem na REMAC. Alternativamente, a pressão anterior de impacto das âncoras em organismos recifais, provavelmente desalojando corais e esponjas, poderia facilitar a dominância da MAE.

No Brasil, *M. alcicornis* é uma espécie funcionalmente importante por proporcionar complexidade e habitat para peixes e diversos invertebrados (Coni *et al.*, 2013, Leal *et al.*, 2013). Nos níveis atuais de ancoragem na REMAC, os danos causados aos corais reduzem a complexidade devido aos danos mecânicos. Esses impactos somam-se a múltiplos estressores que tem reduzido acentuadamente a abundância de corais na região. Na década de 1980, os corais, junto com numerosos peixes e invertebrados, sofreram uma diminuição significativa na sua abundância devido à coleta para o comércio de aquarismo (Gasparini *et al.*, 2005). Além disso, grandes quantidades de artes de pesca perdidas, como redes e ganchos, são frequentemente encontradas emaranhadas em corais, causando danos e aumentando a susceptibilidade dos corais a patógenos (Cassola *et al.*, 2016). O impacto em longo prazo da ancoragem em corais e outros invertebrados da região nas últimas décadas ainda é desconhecido. Esses múltiplos estressores tornam a situação dos corais na REMAC crítica. Uma abordagem de gestão integradora, considerando todos os atores sociais é urgentemente necessária. Os corais na REMAC estão quase em seu limite de distribuição meridional e muitos deles representam populações ameaçadas e únicas (Rogers *et al.* 2014; Picciani *et al.* 2016).

Nesse estudo, apresentamos evidências razoáveis de que, nos recifes rochosos da REMAC, a atividade de ancoragem: i) causa impactos significativos em importantes organismos geradores de complexidade e outros organismos bentônicos; ii) representa um risco para a segurança do mergulho; e iii) pode reduzir o potencial de mergulho e de arrecadação financeira, pode diminuir o apelo estético dos recifes. A redução na beleza cênica dos recifes e nos atributos preferidos dos mergulhadores pode diminuir a sua satisfação e a sua disposição para arcar com os custos do mergulho (Uyarra *et al.*, 2009; Giglio *et al.*, 2015). A Associação das Operadoras de Mergulho de Arraial do Cabo – AMA vem solicitando há anos a instalação das poitas. No entanto, barreiras burocráticas e conflitos de interesse entre as partes interessadas impediram sua instalação. A implementação de um sistema de poitas representaria um custo gerenciável para a REMAC. As boias de amarração são uma ferramenta de baixo custo, efetivas para reduzir danos físicos à comunidade bentônica causada pela atividade de mergulho, mitigando os impactos ecológicos neste importante sistema de recifes do Atlântico sudoeste.





**Fig. 5** Danos causados aos organismos bentônicos nos dois locais de mergulho pesquisados, modelados de acordo com um gradiente de número de ancoragens. A linha tracejada indica o número estimado de ancoragens por ano para os dois pontos de mergulho pesquisados.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à Associação das Operadoras de Mergulho de Arraial do Cabo e à Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo - ICMBio (Viviane Lasmar e Rafaela Farias) pelas licenças de pesquisa e apoio. O primeiro autor teve apoio do Ministério da Ciência e Tecnologia (CNPq). TCM foi apoiado pela FAPERJ (bolsa pós-doutorado # E-26 / 202.858 / 2016). O CELF foi apoiado por doações do CNPq e FAPERJ.

## REFERÊNCIAS

- Cassola GE, Pacheco MSC, Barbosa MC, Hansen DM, Ferreira CEL (2016) Decline in abundance and health state of an Atlantic subtropical gorgonian population. *Mar Pollut Bull* 104:329–334
- Coni EOC, Ferreira CM, Moura RL, Meirelles PM, Kaufman L, Francini-Filho RB (2013) An evaluation of the use of branching fire-corals (*Millepora* spp.) as refuge by reef fish in the Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Environ Biol Fish* 96:45–55
- Copertino MS, Connell SD, Chesire A (2005) The prevalence and productivity of turf-forming algae on a temperate subtidal coast. *Phycologia* 44:241–248
- Creed JC, Amado Filho GM (1999) Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii*, Ascherson) meadow in the Abrolhos marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. *J Exp Mar Biol Ecol* 235:285–306
- Davis GE (1977) Anchor damage to a coral reef on the coast of Florida. *Biol Conserv* 11:29–34
- Dinsdale EA, Harriott VJ (2004) Assessing anchor damage on coral reefs: a case study in selection of environmental indicators. *Environ Manag* 33:126–139
- Ferreira CEL, Gonçalves JEA, Coutinho R (2001) Community structure of fishes and habitat complexity on a tropical rocky shore. *Environ Biol Fish* 61:353–369
- Francour P, Ganteaume A, Poulain M (1999) Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the port-Cros National Park (north-western Mediterranean Sea). *Aquat Conserv* 9:391–400
- Garrod B, Gossling S (2012) *New Frontiers in marine tourism*. Elsevier, Amsterdam

- Gasparini JL, Floeter SR, Ferreira CEL, Sazima I (2005) Marine ornamental trade in Brazil. *Biodivers Conserv* 14:2883–2899
- Giglio VJ, Luiz OJ, Schiavetti A (2015) Marine life preferences and perceptions among recreational divers in Brazilian coral reefs. *Tour Manag* 51:49–57
- Harriott VJ, Davis D, Banks SA (1997) Recreational diving and its impact in marine protected areas in eastern Australia. *Ambio* 26:173–179
- Holbrook SJ, Brooks AJ, Schmitt RJ (2003) Variation in structural attributes of patch-forming corals and in patterns of abundance of associated fishes. *Mar Freshw Res* 53:1045–1053
- Jameson SC, Ammar M, Saadalla E, Mostafa H, Riegl B (1999) A coral damage index and its application to diving sites in the Egyptian Red Sea. *Coral Reefs* 18:333–339
- Jameson SC, Ammar MSA, Saadalla E, Mostafa HM, Riegl B (2007) A quantitative ecological assessment of diving sites in the Egyptian Red Sea during a period of severe anchor damage: a baseline for restoration and sustainable tourism management. *J Sustain Tour* 15: 309–323
- Kramer MJ, Bellwood O, Bellwood DR (2013) The trophic importance of algal turfs for coral reef fishes: the crustacean link. *Coral Reefs* 32 (2):575–583
- Leal ICS, Pereira PHC, Araujo ME (2013) Coral reef fish association and behaviour on the fire coral *Millepora* spp. in north-east Brazil. *J Mar Biol Assoc UK* 93:1703–1711
- Lima LFO, Coutinho R (2015) The reef coral *Siderastrea stellata* thriving at its range limit: population structure in Arraial do Cabo, southeastern Brazil. *B Mar Sci* 92:107–121
- Longo GO, Ferreira CEL, Floeter SR (2014) Herbivory drives large-scale spatial variation in reef fish trophic interactions. *Ecol Evol* 4:4553–4566
- Messmer V, Jones GP, Munday PL, Holbrook SJ, Schmitt RJ, Brooks AJ (2011) Habitat biodiversity as a determinant of fish community structure on coral reefs. *Ecology* 92:2285–2298
- Milazzo M, Badalamentib F, Ceccherelli G, Chemello R (2004) Boat anchoring on *Posidonia oceanica* beds in a marine protected area (Italy, western Mediterranean): effect of anchor types in different anchoring stages. *J Exp Mar Biol Ecol* 299:51–62
- Picciani N, Seiblit GL, Paiva PC, Castro CB, Zilberberg C (2016) Geographic patterns of Symbiodinium diversity associated with the coral *Mussismilia hispida* (Cnidaria, Scleractinia) correlate with major reef regions in the southwestern Atlantic Ocean. *Mar Biol* 163:236
- Roche RC, Harvey CV, Harvey JJ, Kavanagh AP, McDonald M, Stein-Rostaing V, Turner JR (2016) Recreational diving impacts on coral reefs and the adoption of environmentally responsible practices within the SCUBA diving industry. *Environ Manag* 58:107–116
- Rogers R, Correal GO, Oliveira TC, Carvalho LL, Mazurek P, Barbosa JEF, Chequer L, Domingos TFS, Jandre KA, Leão LSD, Moura LM, Occhioni GE, Oliveira VM, Silva ES, Cardoso AM, Costa AC, Ferreira CEL (2014) Coral health rapid assessment in marginal reef sites. *Mar Biol Res* 10:612–624
- Tratalos JA, Austin TJ (2001) Impacts of recreational SCUBA diving on coral communities of the Caribbean island of grand Cayman. *Biol Conserv* 102:67–75
- Uyarra MC, Watkinson AR, Côté IM (2009) Managing dive tourism for the sustainable use of coral reefs: validating diver perceptions of attractive site features. *Environ Manag* 43:1–16
- Valentin J (2001) The Cabo Frio upwelling system, Brazil. In: Seeliger U, Kjerfve B (eds) *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer, New York, pp 97–105
- Zhang L-Y, Chung S-S, Qiu J-W (2016) Ecological carrying capacity assessment of diving site: A case study of Mabul Island, Malaysia. *J Environ Manage* 183:253–259