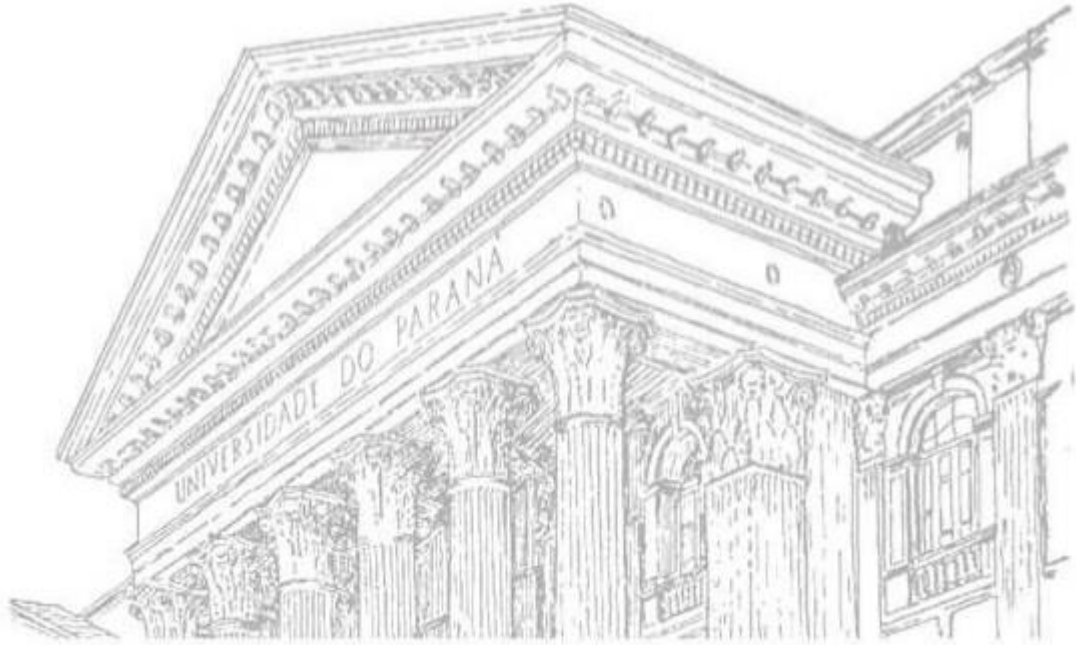
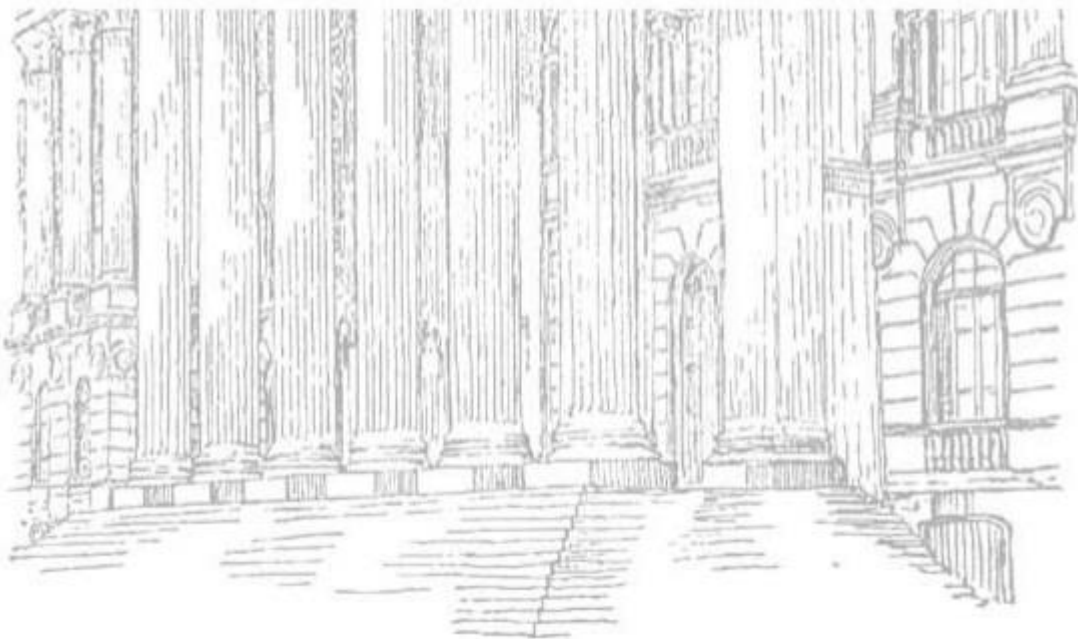


NÍCOLAS BINNECK CHIERIGATTI



**AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DOS IMPACTOS DO CORAL-SOL (*TUBASTRAEA*
SPP.) SOBRE A COMUNIDADE DE ASCÍDIAS (TUNICATA, ASCIDIACEA) NA
BAÍA DE ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO.**



CURITIBA, 2016

NÍCOLAS BINNECK CHIERIGATTI

**AVALIAÇÃO EXPERIMENTAL DOS IMPACTOS DO CORAL-SOL (*TUBASTRAEA*
SPP.) SOBRE A COMUNIDADE DE ASCÍDIAS (TUNICATA, ASCIDIACEA) NA
BAÍA DE ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO.**

Monografia apresentada para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas pelo Departamento de Zoologia, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná.

Orientadora: Profª Drª Rosana Moreira da Rocha (Dep. Zoologia - UFPR)

CURITIBA, 2016

Dedicatória

Dedico este trabalho de monografia ao amor da minha vida, Jaqueline Schmidt, com quem compartilhei os momentos mais felizes, sempre me fornecendo apoio e carinho nas mais diversas situações, um exemplo de companheirismo.

AGRADECIMENTOS

Minha gratidão é destinada a meus pais, Marcelo e Rosângela, que sempre me incentivaram e forneceram apoio quando precisei.

À Jaqueline, por ter permanecido do meu lado neste momento tão intenso, e em todos os outros.

À Rosana Rocha, por ter me acolhido e orientado desde o meu segundo período da graduação.

À Jana Bumbeer, por toda ajuda que me deu neste trabalho, e por me mostrar o quão fascinante é esta área de estudo.

A Allan Krelling e Juliano Dobis, por terem contribuído com a minha atual escolha.

Às colegas de laboratório, Lívia, Joyce, Isabela e Sandra, pela ajuda e fundamentação necessária para a identificação das ascídias.

Aos colegas de graduação, Guilherme, Luiz, Ricardo, Marcelo, Lucas e Fernanda, pelos bons momentos compartilhados nestes 4 anos.

Aos professores Marcos Soares Barbeitos e Joel Christopher Creed, por terem aceitado compor minha banca avaliadora, e a Joel também pela idealização e condução do projeto.

A Gustavo A. Gamba e Marcelo C. Mantelatto pelo auxílio com os procedimentos em campo.

À professora Maria Angélica Haddad por ter despertado meu interesse nesta área.

À Petrobrás Ambiental, pelo apoio financeiro.

A todos que de alguma forma estiveram envolvidos na minha formação, meu muito obrigado.

*“Do not take life too seriously. You will never
get out of it alive”*

Elbert Hubbard

RESUMO

A bioinvasão traz consigo diversos impactos ecológicos e econômicos associados. No âmbito marinho, a navegação caracteriza o principal vetor de introdução de espécies exóticas. No cenário atual de bioinvasão do litoral brasileiro, é preocupante a situação que envolve os corais escleractíneos *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982 e *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829, popularmente conhecidos como coral-sol. Estes corais chegaram ao Brasil em meados dos anos 80, incrustados em plataformas de petróleo, na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro, e hoje ocupam grandes porções do substrato natural da Ilha Grande, a maior ilha do complexo insular da baía. Impactos negativos causados pela presença do coral-sol sobre espécies nativas da costa brasileira já foram registrados. Observa-se, por exemplo, a competição por espaço colonizável entre esse coral e as populações nativas. Contudo alguns organismos, como ascídias, conseguem crescer sobre corais contornando este problema. Ascídias são invertebrados bentônicos marinhos, filtradores, com ocorrência desde o entremarés até grandes profundidades. O objetivo deste trabalho é avaliar os impactos do coral-sol sobre a comunidade de ascídias da Ilha Grande. Foi avaliado que *Tubastraea* favorece maior riqueza de ascídias, independente da espécie, da densidade de cobertura do coral e posição das colônias (vertical ou horizontal), em comparação com placas vazias. Também está associado com maior abundância de espécies introduzidas, caracterizando um efeito de *invasional meltdown*. Uma maior diversidade de ascídias cresceu sobre placas com coral morto do que com coral vivo, confirmando que o aumento de superfície disponível pela sua complexa arquitetura corporal seja o principal fator envolvido no aumento da riqueza e abundância, sugerindo o importante papel de engenheiro de ecossistemas de *Tubastraea*.

ABSTRACT

Bioinvasion is responsible by several ecological and economic impacts. In the marine environment, shipping is the main vector of introduction of exotic species. Currently, there is a significant bioinvasion concern in the Brazilian coastal scenario, involving the scleractinian coral *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982 and *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829, popularly known as Orange Cup Coral. In the mid-80s, these corals were brought to the Brazilian coast encrusted on oil platforms in the Bay of Ilha Grande, Rio de Janeiro. Nowadays, they occupy large portions of the natural substrate of Ilha Grande, which is the largest island of the Ilha Grande insular complex. Impacts of these corals have been registered on native species of the Brazilian coast. For instance, Orange Cup Coral compete for space with native populations. However, some organisms such as ascidians can grow on the coral, overcoming this problem. Ascidians are marine benthic filter feeders' invertebrates that occur from the intertidal to great depths. The objective of this study is to evaluate the impacts of Orange Cup Coral on sea squirts community of Ilha Grande. It was observed that *Tubastraea* improves ascidians richness, regardless species, coral cover density or position of the colonies (vertical or horizontal). As well, a greater abundance of introduced species was observed, creating an "invasional meltdown" effect. The diversity of ascidians that grew on plates with dead coral was greater than on plates with live coral, suggesting that the increment in surface availability caused by its complex architecture is the main factor involved in diversity and abundance increase. Results also outstand the importance of *Tubastraea* as an ecosystem engineer.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	MATERIAIS E MÉTODOS	4
2.1	ÁREA DO ESTUDO	4
2.2	O EXPERIMENTO.....	5
2.3	PROCEDIMENTOS EM CAMPO	6
2.4	PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS	7
2.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	7
3	RESULTADOS	8
3.1	IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA.....	8
3.2	EFEITOS NA COMUNIDADE.....	10
3.3	EFEITOS NA RIQUEZA	12
3.4	EFEITOS ESPÉCIE-ESPECÍFICOS	14
4	DISCUSSÃO.....	16
5	CONCLUSÃO.....	19
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

1 INTRODUÇÃO

O aumento da navegação mercante no último século configurou um papel crucial na mobilidade humana, na troca de bens e conseqüentemente na propagação de espécies invasoras (KALUZA *et al.*, 2010). No âmbito marinho, a navegação caracteriza o principal vetor responsável pelo aumento da taxa de dispersão e introdução de espécies exóticas (SEEBENS *et al.*, 2013), as quais são devidas a duas principais vias: junto à água de lastro de navios (WILLIAMS *et al.*, 1988; CARLTON & GELLER, 1993) ou incrustadas no casco das embarcações e plataformas (GOLLASCH, 2002). A liberação de propágulos de organismos em locais onde eles naturalmente não conseguiriam atingir, seguida de seu estabelecimento e explosão populacional caracterizam um evento de bioinvasão (CHAPMAN & CARLTON, 1991; CARLTON, 1996), e traz consigo diversos problemas associados em nível de espécie (influência sobre a reprodução, crescimento e sobrevivência de espécies nativas), comunidade (alteração na abundância e riqueza, homogeneização da biota) e ecossistema (mudanças na teia trófica) (GROSHOLZ, 2002). Além de impactos ecológicos, há também impactos negativos na esfera social e econômica, como na saúde humana e redução na produção de atividades baseadas em recursos marinhos como a pesca, aquicultura e turismo (BAX *et al.*, 2003).

Um cenário atual e preocupante de bioinvasão no sudoeste atlântico envolve os corais escleractíneos *Tubastraea tagusensis* Wells, 1982, primeiramente descrito no Arquipélago das Galápagos (WELLS, 1982), e *Tubastraea coccinea* Lesson, 1829, coral atualmente considerado cosmopolita (CAIRNS, 1994), com localidade tipo em Bora Bora (FENNER & BANKS, 2004). O gênero *Tubastraea*, popularmente conhecido como coral-sol, foi inicialmente observado no Brasil em plataformas de petróleo operantes na bacia de Campos, Rio de Janeiro, em meados dos anos 80 (CASTRO & PIRES, 2001), e uma década depois teve sua ocorrência registrada em bancos naturais próximos como a Ilha Grande e outras ilhas próximas na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro (DE PAULA & CREED, 2004; 2005). Em 2011, estes corais já ocupavam os costões com uma densidade média de 1 a 20 colônias/m², e ocasionalmente mais de 200 colônias/m² (LAGES *et al.*, 2011). Atualmente, ambas as espécies do coral são também encontradas em outras localidades da costa brasileira, como Bahia (SAMPAIO *et al.*, 2012, MIRANDA *et al.*, 2016) e São Paulo

(MANTELLATO *et al.*, 2011), com registro também de *T. coccinea* para Santa Catarina (CAPEL, 2012) e *T. tagusensis* para Espírito Santo (COSTA *et al.*, 2014).

A afinidade destas espécies de coral por substratos artificiais como cimento, granito, aço e cerâmica (CREED & DE PAULA, 2007), além do substrato natural rochoso, e a possibilidade de ocupar áreas sem incidência de luz pela sua característica ahermatípica ampliam suas possibilidades de ocorrência, e também lhe conferem vantagem na competição por espaço nas comunidades bentônicas, consequentemente reduzindo substrato disponível para outras espécies. Além disso, o coral é dotado de algumas características que têm o potencial de torná-lo o organismo bentônico dominante (SILVA *et al.*, 2014), como a produção de alguns compostos citotóxicos, como esteroides e alcaloides, os quais evitam a sua predação e impedem que outros organismos, como ouriços e algas calcárias, se estabeleçam e desenvolvam, facilitando a explosão populacional e persistência das colônias de *Tubastraea* entre as espécies nativas (LAGES *et al.*, 2010). Ainda mais, o coral invasor tem a capacidade de expor seus filamentos mesentéricos, os quais contêm enzimas digestivas que causam lesões e morte de espécies que entram em contato (SANTOS *et al.*, 2013).

Apesar da redução de substrato para estabelecimento, alguns táxons contornam este problema crescendo sobre o coral, dentre eles, esponjas, briozoários e ascídias. Tal capacidade é facilitada pela ausência de um esqueleto rígido e crescimento indeterminado destes últimos organismos (BRUNO & WITMAN, 1996). As ascídias são invertebrados bentônicos filtradores, recobertos por uma túnica composta do polissacarídeo tunicina, e possuem duas formas de vida; solitária (único indivíduo envolto por uma túnica própria) e colonial (muitos zooides compartilhando uma túnica comum). Assim como o coral-sol, são conhecidas pela tolerância frente a diversas perturbações no ambiente, fato dentre muitos que também as elegem excelentes invasoras (LAMBERT, 2002; ROCHA, 2005). Também já foi observado que algumas espécies conseguem crescer sobre outros corais vivos (LITTLER & LITTLER, 1995; VARGAS-ÁNGEL *et al.*, 2009). Contudo, estudos de como as ascídias são impactadas pela introdução do coral-sol são inexistentes, fato que justifica a execução deste trabalho.

Há algum tempo já se sabe que a introdução de novas espécies pode promover alterações nas comunidades nativas (GROSHOLZ, 2002), e LAGES *et al.* (2011)

também demonstraram efeito significativo da presença de coral-sol na organização das comunidades incrustantes de Ilha Grande. Em geral, os locais onde *Tubastraea* estava presente e era abundante apresentaram maior diversidade, homogeneidade e riqueza de espécies em comparação com os mesmos sítios com a ausência do coral. Este impacto “positivo” se deve por uma causa principal: corais escleractínios são bioengenheiros, criam microhábitats e modificam os processos físicos e químicos locais, possibilitando que novas espécies se estabeleçam (JONES *et al.*, 1997). Porém, em longo prazo, a alta abundância do coral pode reduzir a heterogeneidade do habitat, resultando em redução da riqueza ou da abundância das espécies, como é o caso do coral endêmico *Mussismilia hispida* (Verrill, 1902), que teve sua abundância reduzida pela presença do coral invasor (CREED, 2006).

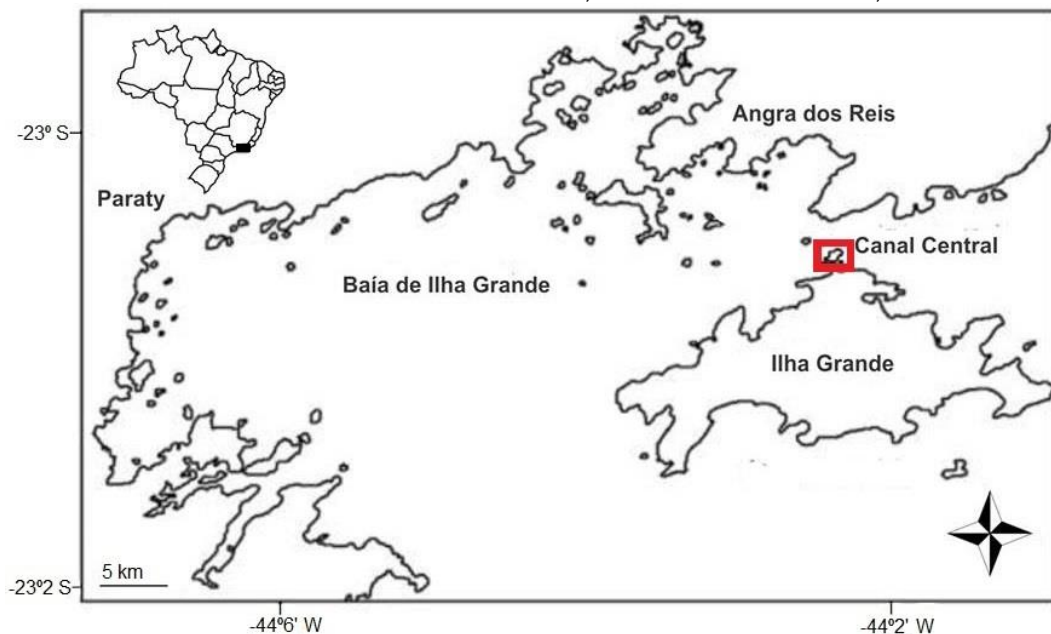
Medidas de contenção da dispersão de *Tubastraea* vêm sendo realizadas nas áreas onde o coral é encontrado, com destaque ao Projeto Coral-Sol, realizado pelo Instituto de Estudos sobre a Biodiversidade Marinha da Zona Costeira Brasileira, com objetivo de recuperação ambiental das áreas da zona costeira marinha brasileira impactadas pelo coral. Estudos para avaliar os impactos do coral sobre as comunidades marinhas locais também são realizados pelo projeto, porém a compreensão de como táxons específicos são afetados pela presença do coral invasor se faz necessária, uma vez que esses podem responder de maneira distinta à invasão. Considerando este fato, o presente estudo busca determinar como a presença de *Tubastraea* spp. afeta a comunidade de ascídias de Ilha Grande. Não é esperada uma diferença significativa entre a composição de ascídias associadas a cada uma das duas espécies de coral-sol (*T. tagusensis* e *T. coccinea*), porém espera-se maior abundância e riqueza em coral morto, em razão da ausência dos componentes químicos e demais características do coral vivo que inibem o crescimento de outros organismos. Devido à sensibilidade das ascídias frente a soterramento por sedimentação (HENDRICK *et al.*, 2016), é esperada maior abundância e riqueza em colônias de coral com exposição vertical, visto que há maior taxa de sedimentação sobre substratos horizontais. Por fim, quanto maior a densidade de coral espera-se maior abundância de ascídias, bem como maior riqueza.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 ÁREA DO ESTUDO

Situada ao sul do estado do Rio de Janeiro ($22^{\circ}50' - 23^{\circ}20' S$, $44^{\circ}00' - 44^{\circ}45' W$) (Figura 1), a Baía de Ilha Grande conta com uma área de 65.258 ha, apresenta um complexo de 365 ilhas e contém os ecossistemas de praias arenosas, costões rochosos, manguezais e pequenos estuários (CREED *et al.*, 2007). É formada por dois corpos d'água separados por uma constrição formada entre o continente e a Ilha Grande, esta última a maior do complexo insular (SIGNORINI, 1980). A temperatura no setor interno da Baía é superior ao externo devido à atuação de massas de água fria de ressurgência a sudeste da Ilha Grande, formando assim um gradiente térmico definido, este por sua vez, um fator importante para a distribuição das espécies pelo local (MAGLIOCCA *et al.*, 1979). É considerada um *hot-spot* pela sua alta riqueza de fauna e flora, portanto área prioritária para a conservação, sendo que um total de onze unidades de conservação localizam-se na Baía de Ilha Grande (CREED *et al.*, 2007). As águas adjacentes possuem intenso tráfego de embarcações de grande porte devido à localização de um porto, um estaleiro, terminais de minério de ferro, petróleo e marinas, sofrendo consequentes impactos causados por estas atividades (CREED & OLIVEIRA, 2007).

FIGURA 1: Ilha Grande, na Baía de Ilha Grande, RJ.

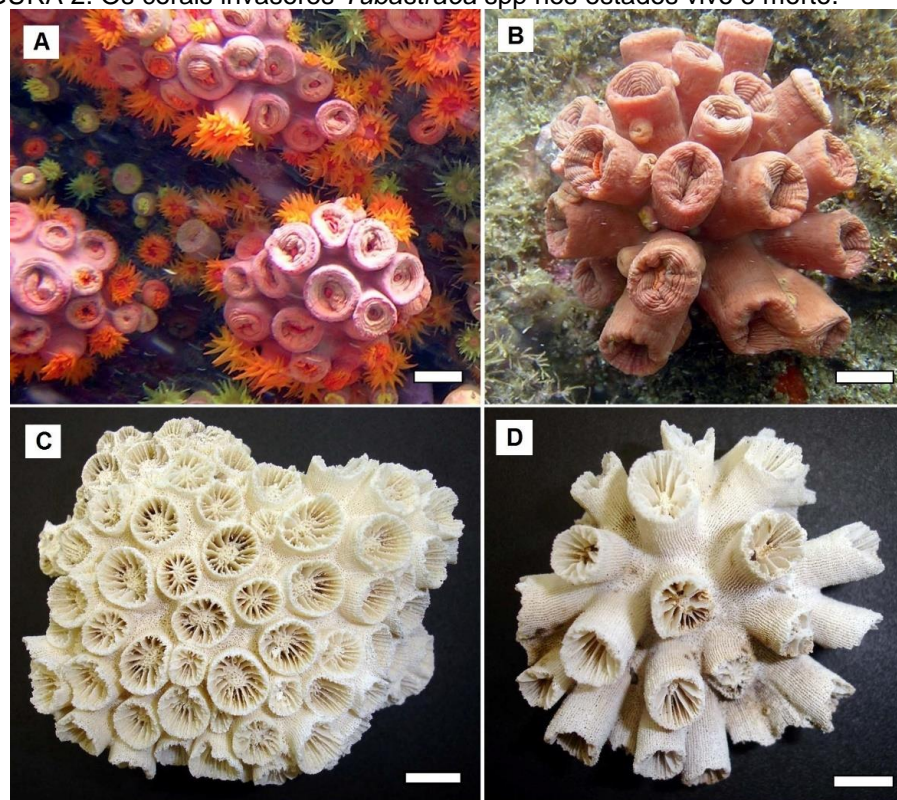


Legenda: Área do estudo (Ilha dos Macacos) indicada em vermelho. Fonte: Adaptado de Silva *et al.* (2014)

2.2 O EXPERIMENTO

Para avaliar como a presença de *Tubastraea impacta* a comunidade de ascídias na Ilha Grande, em março de 2011 foi conduzido um experimento utilizando placas de azulejo (20 x 20 cm), sobre o verso das quais foram fixadas colônias de *Tubastraea coccinea* e *Tubastraea tagusensis* (Figura 2), isoladas ou em tratamentos mistos, em duas densidades de cobertura, 50% (média) e 90% (alta). Também foram fixados esqueletos de corais mortos das duas espécies (*T. tagusensis*, *T. coccinea* e ambas), nas mesmas densidades. Por fim, as placas foram fixadas em blocos de cimento (14 x 19 x 39 cm), dispostas na superfície superior em posição horizontal e na lateral do bloco, em posição vertical. Um grupo controle foi realizado, o qual envolveu placas sem o coral. Cada tratamento foi replicado 5 vezes, os quais foram deixados por um ano submersos para colonização no costão rochoso da Ilha dos Macacos (23° 04, 713' S, 44° 13,479' W), ilha próxima à Ilha Grande, localizada no Canal Central da Baía da Ilha Grande (Figura 1).

FIGURA 2: Os corais invasores *Tubastraea* spp nos estados vivo e morto.



Legenda: A- colônias vivas de *T. coccinea*. B- colônia viva de *T. tagusensis*. C- esqueleto de *T. coccinea*. D- esqueleto de *T. tagusensis*. Barras=1 cm. Fonte: SILVA *et al.*, 2011. Fotos (A) e (B) de Joel C. Creed. Fotos (C) e (D) de Amanda Silva.

2.3 PROCEDIMENTOS EM CAMPO

Os corais utilizados para a confecção das placas foram retirados do próprio costão rochoso da Ilha dos Macacos, local onde são dominantes em profundidade de até 2 m (CREED & OLIVEIRA, 2007). As colônias coletadas foram mantidas em caixas contendo água do mar constantemente renovada, os organismos associados às colônias foram removidos com auxílio de pinças, escovas e agulhas. Os esqueletos calcários foram obtidos mantendo colônias em recipientes com água doce, até que ocorresse a decomposição da parte viva dos corais, e depois banhados em solução de hipoclorito de sódio para remoção de resíduos vestigiais. Tanto esqueleto quanto colônias vivas foram fixadas nas placas com epóxi, conforme tratamento experimental de espécie (*T. tagusensis*, *T. coccinea* ou misto), estado (vivo ou morto), e densidade (50% ou 90%).

As placas foram identificadas e presas aos blocos de cimento com abraçadeiras em uma determinada exposição (vertical ou horizontal), dispostos a uma profundidade de 1–4,5 m, paralelos ao costão e equidistantes entre si (Figura 3). Em março de 2012, as placas foram retiradas, fotografadas, e colocadas em recipientes contendo água do mar com mentol para anestesia. A presença de ascídias foi avaliada quantitativamente (número de indivíduos ou colônias) a olho nu ou com auxílio de lupa, e após, foram removidas com pinças das placas e dos corais e colocadas em tubos Falcon contendo formol 4%, com a devida identificação do tratamento proveniente, para posterior identificação em laboratório.

FIGURA 3: Bloco de cimento com placas contendo colônias de *T. coccinea* em densidade de 90%, um ano após a colocação.



Fonte: Foto de Marcelo C. Mantelatto

2.4 PROCEDIMENTOS LABORATORIAIS

Em laboratório, os exemplares foram identificados através de dissecação. Os indivíduos foram removidos de suas túnicas com auxílio de bisturi, tesoura de microcirurgia, pinças e alfinetes. Para ascídias solitárias, após removidos da túnica, os indivíduos foram seccionados na linha do endóstilo, abertos, corados com hematoxilina de Harris para possibilitar a observação sob lupa de características diagnósticas, como formato das fendas na faringe, número e forma dos tentáculos orais, padrão das gônadas, da musculatura e do sistema digestivo. Para organismos coloniais, os zooides foram removidos da túnica, corados com hematoxilina e observados também sob lupa, em busca de caracteres morfológicos, como número de fileiras de fendas na faringe, aparência das gônadas, divisão do corpo, tamanho e forma das espículas na túnica (visualizadas sob microscópio ótico em objetiva de 40x). As principais literaturas de apoio utilizadas foram ROCHA *et al.* (2012), que apresenta uma chave de identificação para ascídias de águas rasas do Atlântico, e os trabalhos de taxonomia LOTUFO (2002), MONNIOT C. (1970), MONNIOT F. (1983), ROCHA & COSTA (2005), ROCHA & MONNIOT F. (1995) e VAN NAME (1945). Quando necessário, uma descrição alternativa foi utilizada.

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As duas variáveis utilizadas para comparar os tratamentos foram a riqueza de ascídias, e a abundância de algumas espécies, calculada como número de colônias ou indivíduos encontrados na placa.

Para avaliar a diferença na composição de ascídias entre as categorias, par a par, dentro de cada tratamento, foi utilizada análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA). Para esta análise, foram utilizados os dados de presença e ausência das espécies, os quais foram convertidos nas similaridades das distâncias euclidianas entre as réplicas, através do programa estatístico *Primer 6 (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research)*. Também neste programa foi verificada a ordenação não-métrica de escalonamento multidimensional (NMDS) das réplicas, para avaliar semelhança entre elas dentro dos tratamentos, e a contribuição das espécies para a dissimilaridade dos tratamentos, quando existente, foi avaliada pela análise percentual de dissimilaridade (ANOSIM).

A riqueza de ascídias em cada um dos tratamentos foi comparada pela curva de rarefação associada ao intervalo de confiança para cada uma das médias e a riqueza máxima foi calculada com o método Chao 1, pelo programa estatístico R Commander (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

A influência do coral sobre a abundância das ascídias foi avaliado no pacote Excel® pelo teste qui-quadrado, utilizando os valores observados do número de indivíduos ou colônias nos tratamentos.

3 RESULTADOS

3.1 IDENTIFICAÇÃO TAXONÔMICA

Ao todo foram identificadas 36 espécies de ascídias, distribuídas em nove famílias nas três ordens, das quais 6 solitárias e 30 coloniais. O status de introdução de cada uma para a costa brasileira foi determinado através do Catálogo Taxonômico da Fauna Brasileira, totalizando 6 introduzidas, 6 nativas e 16 criptogênicas (Tabela 1). Para as análises estatísticas, as duas espécies novas de *Lissoclinum* (sp. nova 1 e sp. nova 2) foram unidas na categoria *Lissoclinum* spp., devido à grande semelhança entre elas, bem como as duas novas espécies de *Trididemnum* (sp. nova 1 e sp. nova 2), agrupadas na categoria *Trididemnum* spp. Tal fato ocorreu pela dificuldade de atribuir as espécies a cada uma das réplicas dos tratamentos. Desta forma consideramos um total de 34 espécies nas análises.

TABELA 1: Ascídias presentes nos tratamentos, com seus respectivos status de introdução para a costa brasileira.

Ordem	Família	Espécie	Estado	
Aplousobranchia	Clavelinidae	<i>Clavelina oblonga</i> Herdman, 1880	I	
	Didemnidae	Didemnidae 1	-	
		Didemnidae 2	-	
		Didemnidae 3	-	
		<i>Didemnum ahu</i> Monniot C. & Monniot F., 1987	C	
		<i>Didemnum apersum</i> Tokioka, 1953	I	
		<i>Didemnum cineraceum</i> (Sluiter, 1898)	I	
		<i>Didemnum perlucidum</i> Monniot F., 1983	I	
		<i>Didemnum speciosum</i> (Herdman, 1886)	N	
		<i>Didemnum</i> sp. 1	-	
		<i>Didemnum</i> sp. 2	-	
		<i>Didemnum vanderhorsti</i> Van Name, 1924	N	
		<i>Diplosoma listerianum</i> (Milne-Edwards, 1841)	C	
		<i>Leptoclinides</i> sp.	-	
		<i>Lissoclinum abdominale</i> Monniot F., 1983	C	
		<i>Lissoclinum fragile</i> (Van Name, 1902)	C	
		<i>Lissoclinum</i> sp. nova 1	C	
		<i>Lissoclinum</i> sp. nova 2	N	
		<i>Trididemnum orbiculatum</i> (Van Name, 1902)	C	
		<i>Trididemnum</i> sp. nova 1	C	
	<i>Trididemnum</i> sp. nova 2	C		
	Phlebobranchia	Euherdmaniidae	<i>Euherdmania vitrea</i> Millar, 1961	N
		Holozoidae	<i>Distaplia bermudensis</i> Van Name, 1902	N
Polycitoridae		<i>Eudistoma</i> sp.	-	
Polyclinidae		<i>Aplidium accareense</i> (Millar, 1953)	I	
Stolidobranchia	Styelidae	<i>Ascidia sydneyensis</i> Stimpson, 1855	I	
		<i>Phallusia nigra</i> Savigny, 1816	C	
Stolidobranchia	Pyuridae	<i>Botrylloides nigrum</i> Herdman, 1886	C	
		<i>Botrylloides</i> sp.	-	
		<i>Botryllus tuberatus</i> Ritter & Forsyth, 1917	C	
		<i>Polyandrocarpa anguinea</i> (Sluiter, 1898)	C	
		<i>Styela canopus</i> (Savigny, 1816)	C	
		<i>Symplegma brakenhielmi</i> (Michaelsen, 1904)	C	
		<i>Symplegma rubra</i> Monniot C., 1972	N	
		<i>Herdmania pallida</i> (Heller, 1876)	C	
<i>Microcosmus exasperatus</i> Heller, 1878	C			

Legenda: N – nativa. C – criptogênica. I – introduzida.

3.2 EFEITOS NA COMUNIDADE

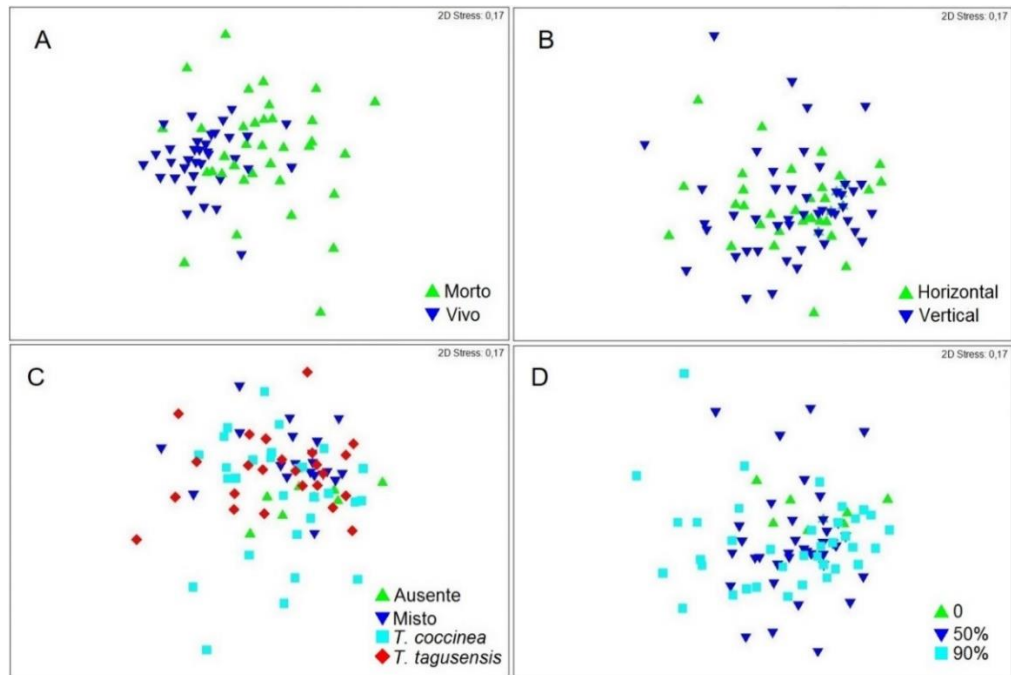
O teste PERMANOVA pair-wise indicou diferença na composição de ascídias entre os estados do coral (vivo e morto), entre ausência e a presença do coral (em ambas as densidades). Também houve diferença na assembleia de ascídias associadas a *T. coccinea* e com misto das duas espécies (Tabela 2)

TABELA 2: Resultados do teste PERMANOVA entre as categorias, par a par, dentro dos tratamentos. Asteriscos indicam valores significativos, $P < 0,05$.

Tratamento	Categorias	t	p-value	df
Estado	Morto - Vivo	2,8323	0,0001*	1
Exposição	Horizontal - Vertical	0,9559	0,5278	1
Coral	Ausente - <i>T. tagusensis</i>	1,6649	0,0034*	3
	Ausente - <i>T. coccinea</i>	1,6005	0,0042*	3
	Ausente - Misto	1,7607	0,0021*	3
	<i>T. tagusensis</i> - <i>T. coccinea</i>	0,6936	0,9795	3
	<i>T. tagusensis</i> - Misto	1,2163	0,109	3
	<i>T. coccinea</i> - Misto	1,3479	0,0321*	3
	Densidade	0 - 50%	1,6974	0,0004*
	0 - 90%	1,6109	0,0094*	2
	50% - 90%	0,7468	0,9428	2

A diferença observada entre os estados do coral (vivo e morto) é sustentada pelo ordenamento por NMDS dos tratamentos (Figura 4). Claramente o fator que apresenta melhor ordenamento é o estado, logo podemos considerar este um fator preponderante para a diferença entre as assembleias de ascídias. Os fatores exposição, espécie de coral e densidade de cobertura apresentam maior semelhança entre suas unidades amostrais.

FIGURA 4: Ordenamento das unidades amostrais (placas) por tratamento.



Legenda: A – Estado. B – Exposição. C – Espécie do coral. D – Densidade. Stress=0,17.

Sete principais espécies nortearam a diferença entre os estados vivo e morto (Tabela 3), dentre elas 2 solitárias e 5 coloniais, sendo três registradas como introduzidas para a costa brasileira, uma nativa e três criptogênicas. A solitária *Herdmania pallida* contribui com quase 10% da diferença entre os estados. Todas as espécies indicadas tiveram maior abundância por coral morto do que por vivo, exceto *Didemnum cineraceum*.

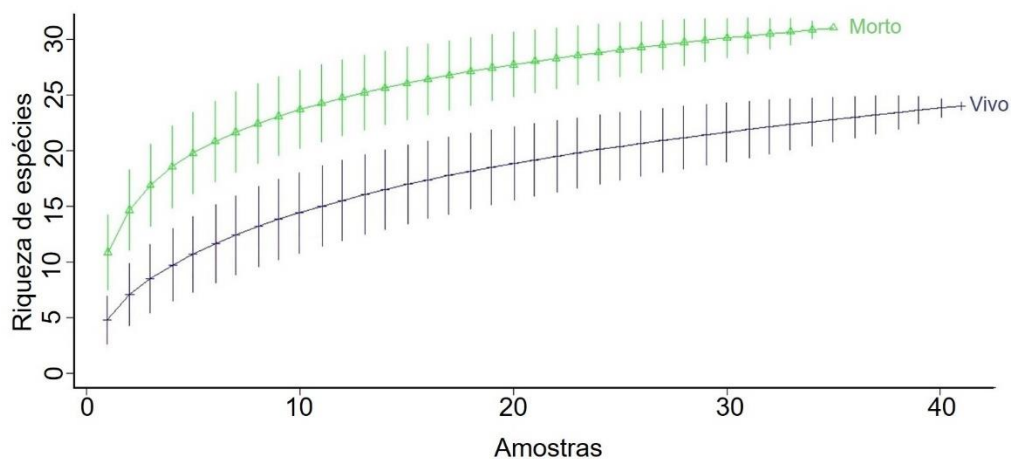
TABELA 3: Resultados do teste SIMPER, indicando as espécies com maior contribuição para a diferença na composição das espécies de ascídias associadas aos estados vivo e morto de *Tubastraea* spp. Contribuição cumulativa até 50%.

Espécie	Contribuição (%)	Cumulativa (%)	Nº de colônias/indivíduos por estado	
			Morto	Vivo
<i>Herdmania pallida</i>	9,67	9,67	183	37
<i>Didemnum speciosum</i>	8,22	17,89	119	16
<i>Didemnum perlucidum</i>	8,15	26,04	177	40
<i>Didemnum ahu</i>	7,22	33,26	33	15
<i>Didemnum cineraceum</i>	6,61	39,87	50	86
<i>Phallusia nigra</i>	6,5	46,37	25	6
<i>Aplidium accareense</i>	6,02	52,39	46	3

3.3 EFEITOS NA RIQUEZA

A riqueza de espécies estimada de cada tratamento por curva de rarefação com o método Chao 1 confirmou maior riqueza de ascídias em coral morto (Figura 5). A não sobreposição dos desvios-padrão (linhas verticais) também confirma diferença estatística entre os dois estados. A curva de rarefação estimou uma riqueza máxima (S_e) de 32 espécies para o estado coral vivo, contra uma riqueza observada (S_o) de 24. Para coral morto, a riqueza estimada foi de 70 espécies, e a observada de 31.

FIGURA 5: Riqueza de espécies para o fator estado, estimada pela rarefação. As linhas verticais indicam os intervalos de confiança.



Para o fator exposição, embora as réplicas verticais apresentem maior riqueza de espécies ($S_o = 31$, $S_e = 37$), não são estatisticamente diferentes das réplicas horizontais ($S_o = 26$, $S_e = 29$) (Figura 6). Já o fator presença de coral se mostrou importante na estruturação da assembleia de ascídias associadas, pois tanto *T. coccinea* ($S_o = 28$, $S_e = 35$) e *T. tagusensis* ($S_o = 25$, $S_e = 33$) isoladamente quanto juntos ($S_o = 21$, $S_e = 24$) apresentaram maior riqueza do que as unidades amostrais com ausência de coral ($S_o = 12$, $S_e = 16$), porém as espécies não apresentaram riqueza de ascídias estatisticamente diferentes entre si (Figura 7).

FIGURA 6: Riqueza de espécies de ascídias associadas ao fator exposição, estimada pela rarefação. As linhas verticais indicam os intervalos de confiança.

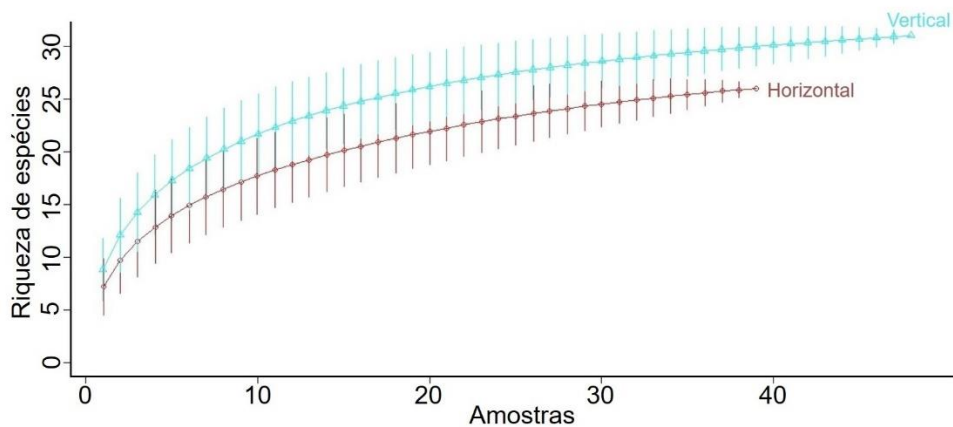
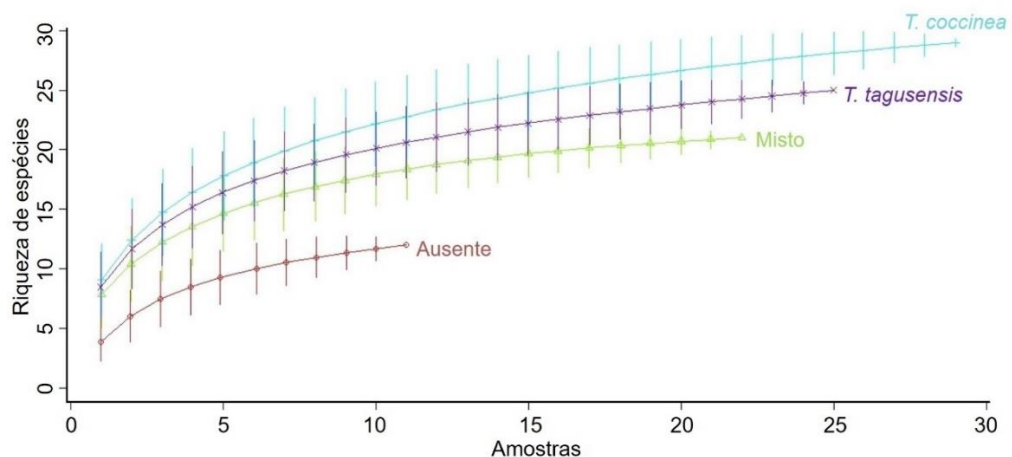
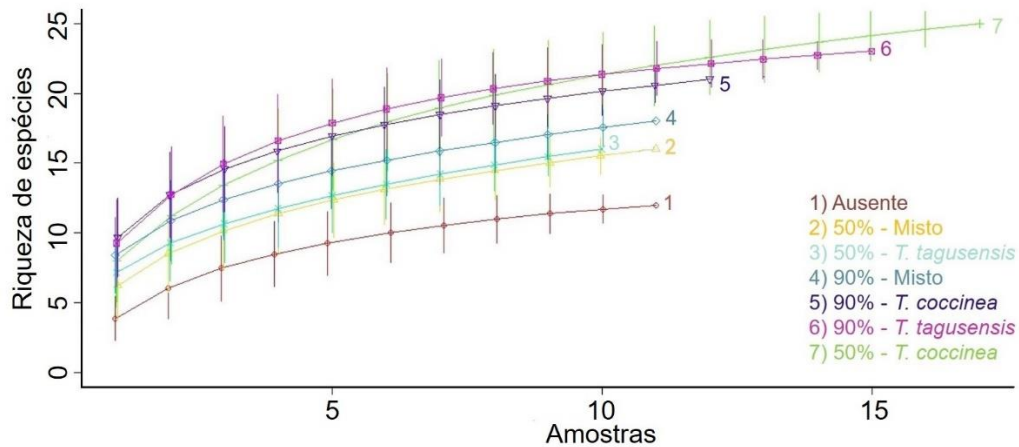


FIGURA 7: Riqueza de espécies de ascídias associadas ao fator espécie de coral, estimada pela rarefação. As linhas verticais indicam os intervalos de confiança.



Os tratamentos com coral em qualquer densidade tenderam a apresentar maior riqueza de espécies de ascídias do que o grupo controle (Figura 8), e são mais semelhantes entre si. Comparando uma mesma espécie de coral para diferentes densidades, *T. tagusensis* apresentou maior número de espécies em maior densidade, enquanto *T. coccinea* apresentou semelhança na riqueza de ascídias entre as densidades de 50 e 90%, assim como a composição mista das duas espécies. Ainda no fator densidade, a maior riqueza de ascídias estimada foi para coral misto na densidade de 50%, no valor de 53 espécies, contra 16 observadas, enquanto que a menor riqueza estimada foi para a ausência de coral (16 espécies), contra 12 observadas.

FIGURA 8: Riqueza de espécies de ascídias estimada por rarefação para o fator densidade de coral. As linhas verticais indicam os intervalos de confiança.



3.4 EFEITOS ESPÉCIE-ESPECÍFICOS

Das 34 espécies de ascídias presentes na comunidade de placas, 31 cresceram sobre o esqueleto do coral e 23 sobre o organismo vivo. As espécies *Lissoclinum fragile*, Didemnidae 1 e *Didemnum* sp. 2 foram registradas apenas para coral vivo. Já *Botrylloides* sp., *Clavelina oblonga*, *Didemnum apersum*, Didemnidae 2, *Eudistoma* sp., *Euherdmania vitrea*, *Leptoclinides* sp., *Polyandrocarpa anguinea*, *Styela canopus* e *Symplegma brakenhielmi* foram registradas apenas sobre coral morto. As espécies que cresceram em ambos os estados tiveram diferentes abundâncias entre eles, diferença confirmada pelo teste qui-quadrado (Tabela 4). A solitária *Herdmania pallida*, por exemplo, ocorreu em alta abundância nas placas em geral, porém teve preferência quase cinco vezes maior por coral morto do que por coral vivo (Figura 9). Já a colonial *Didemnum cineraceum* foi mais abundante sobre coral vivo, em uma proporção de 1,7 vezes superior ao coral morto. Não foi realizado teste qui-quadrado para confirmar a diferença entre estados para *Eudistoma* sp., pois esta não ocorreu sobre coral vivo. Também notamos a preferência em geral das espécies pela presença do coral, onde estas tenderam ser mais abundantes (Figura 10).

FIGURA 9: Abundância média das espécies de ascídias nas réplicas com coral morto e coral vivo. Barras de erros = desvios-padrão. Espécies selecionadas conforme abundância total > 29 (indivíduos ou colônias).

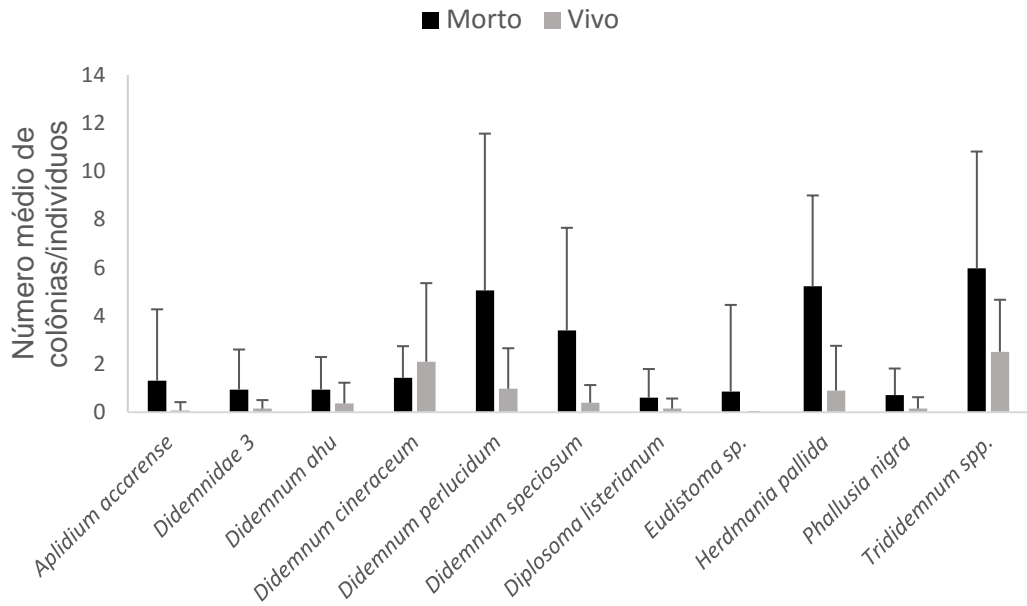


FIGURA 10: Abundância média das espécies de ascídias nas réplicas com e sem coral. Barras de erros = desvios-padrão. Espécies selecionadas conforme abundância total > 29 (indivíduos ou colônias).

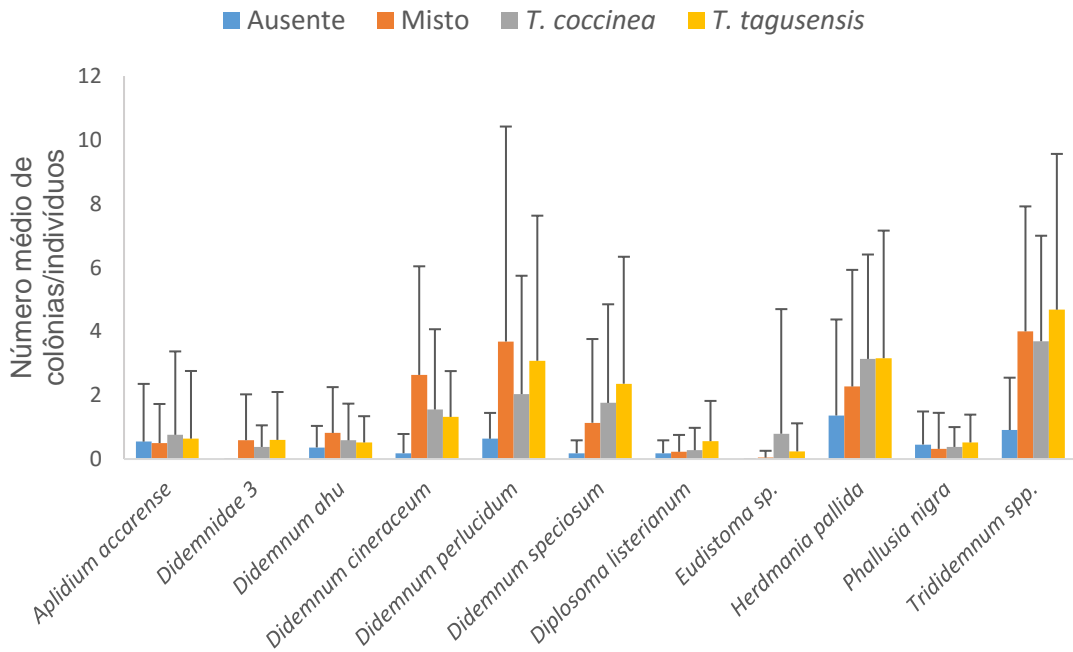


TABELA 4: Resultados do teste qui-quadrado para avaliar diferença na abundância das espécies entre os estados do coral (vivo e morto), considerando também a espécie. χ^2 crítico em todos os casos é 5,991, para 2 graus de liberdade. Asteriscos indicam valores significativos para $P < 0,05$.

Espécie	Estado	Coral						χ^2
		Misto		<i>Tubastraea coccinea</i>		<i>Tubastraea tagusensis</i>		
		¹ Obs	Esp	Obs	Esp	Obs	Esp	
<i>Aplidium accarensense</i>	Morto	11	5,5	19	11	16	8	38,636*
	Vivo	0	5,5	3	11	0	8	
Didemnidae 3	Morto	13	6,5	6	5,5	14	7,5	24,357*
	Vivo	0	6,5	5	5,5	1	7,5	
<i>Didemnum ahu</i>	Morto	9	9	14	8,5	10	6,5	10,886*
	Vivo	9	9	3	8,5	3	6,5	
<i>Didemnum cineraceum</i>	Morto	13	29	19	22,5	18	16,5	19,016*
	Vivo	45	29	26	22,5	15	16,5	
<i>Didemnum perlucidum</i>	Morto	70	40,5	39	29,5	68	38,5	94,301*
	Vivo	11	40,5	20	29,5	9	38,5	
<i>Didemnum speciosum</i>	Morto	23	12,5	45	22,5	51	29,5	78,802*
	Vivo	2	12,5	6	22,5	8	29,5	
<i>Diplosoma listerianum</i>	Morto	4	2,5	5	4	12	7	9,442*
	Vivo	1	2,5	3	4	2	7	
<i>Herdmania pallida</i>	Morto	41	25	67	45,5	75	39,5	104,608*
	Vivo	9	25	24	45,5	4	39,5	
<i>Phallusia nigra</i>	Morto	7	3,5	7	5,5	11	6,5	14,048*
	Vivo	0	3,5	4	5,5	2	6,5	
<i>Trididemnum spp.</i>	Morto	63	44	61	53,5	85	58,5	42,52*
	Vivo	25	44	46	53,5	32	58,5	

¹Obs = número observado de colônias/indivíduos. Esp = número esperado de colônias/indivíduos.

4 DISCUSSÃO

A diversidade de ascídias associadas ao coral-sol foi superior em relação às réplicas sem coral, sendo que o estado do coral (vivo e morto) foi o fator mais influente

na composição de ascídias, com maior riqueza e abundância de espécies associadas sobre coral morto do que sobre coral vivo. A densidade de cobertura de *Tubastraea* não foi um fator determinante na organização da assembleia de ascídias, tampouco o fator posição das réplicas (horizontal e vertical).

Visto que uma das formas de impacto de *Tubastraea* spp. é através da secreção de compostos químicos citotóxicos, especificamente esteroides e alcaloides (GUELLA *et al.*, 1988), com objetivo de evitar predação e também impedir o crescimento de outros organismos (FUSETANI *et al.*, 1986; LAGES *et al.*, 2010), a diferença observada entre a composição de ascídias sobre coral vivo e coral morto indica que de maneira geral as espécies são sensíveis quanto ao desenvolvimento na presença destes químicos, visto que dez das onze espécies mais abundantes (número de indivíduos/colônias > 29) cresceram em maior número em placas com coral morto, com exceção de *Didemnum cineraceum*, que apresentou maior abundância em placas com coral vivo, sugerindo que os químicos não são um fator prejudicial para esta espécie. A menor riqueza observada de ascídias sobre coral vivo (S = 24) em comparação ao coral morto (S = 31) pode ser reflexo desta sensibilidade aos compostos. Das espécies mais responsáveis pela diferença entre os estados do coral, três são introduzidas, duas criptogênicas e uma nativa, todas elas ocorrendo em maior abundância sobre coral morto, exceto *D. cineraceum*.

O fator “posição da réplica” não se mostrou um fator seletivo na estruturação da assembleia de ascídias em Ilha Grande, de fato as riquezas para ambas as exposições não foram diferentes estatisticamente, e poucas espécies foram mais abundantes em uma das posições, como *Aplidium accarense* que foi 10 vezes mais abundante na posição vertical, enquanto que *Didemnum speciosum* foi 3 vezes mais abundante na posição horizontal. Com isso, mesmo a posição não sendo um fator seletivo, ainda assim algumas espécies foram prejudicadas a ponto de serem menos abundantes em determinada posição. Potencialmente as ascídias contornam a posição determinada experimentalmente crescendo sobre o coral em superfícies que se mantém em outras posições, o que explica maior abundância de *D. speciosum* na posição horizontal, situação onde era esperada menor riqueza e abundância de ascídias. A concentração de partículas e sedimentos terrígenos em suspensão no local está relacionada a fatores hidrológicos (BELO *et al.*, 2003). Aparentemente não houve deposição relevante de sedimentos sobre as colônias, a ponto de causar diferença na composição de ascídias entre as diferentes exposições. A sensibilidade

à sedimentação era um fator seletivo esperado. Por exemplo, já foi demonstrada uma taxa de mortalidade de 100% da ascídia solitária *Ciona intestinalis* (Linnaeus, 1767) quando recoberta com uma camada de 2 cm de sedimento por 48 horas (HENDRICK *et al.* 2016). Como organismos filtradores, as ascídias promovem o fluxo de água até a faringe, onde o alimento é retido. A deposição de partículas sobre o animal pode causar entupimento do filtro.

A presença do coral, independente da espécie, densidade e estado, foi relevante para a riqueza superior de ascídias em relação às placas com ausência de coral, resultado este confirmado tanto pelas estimativas por rarefação como também pelas riquezas observadas. Os engenheiros de ecossistemas apresentam considerável complexidade de forma, costumam ocorrer em alta densidade e são considerados facilitadores para o recrutamento de espécies, pois promovem maior superfície para colonização e estabelecimento (OLYARNIK *et al.*, 2009). Uma das consequências de organismos bioengenheiros nas comunidades é o aumento da riqueza local e da diversidade (SUEIRO *et al.*, 2011), pois além de substrato colonizável, também oferecem abrigo contra predadores e proteção contra fatores de estresse ambiental, como a ação das ondas (GUTIÉRREZ *et al.*, 2008). O presente estudo confirmou *Tubastraea* spp. como engenheiro de ecossistemas, pois a presença destes corais foi a principal responsável pela grande riqueza de ascídias (34 espécies) encontradas nas réplicas com coral (considerando ambos os estados vivo ou morto), contra apenas 12 espécies presentes no grupo controle. Já foi observada também associação de ascídias com outros organismos bioengenheiros, como rodólitos de algas calcárias (ROCHA *et al.*, 2006) e os bivalves introduzidos *Perna perna* (Linnaeus, 1758) e *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) (ROCHA *et al.*, 2009).

A facilitação promovida por bioengenheiros pode ocasionar o favorecimento de espécies em particular em detrimento de outras. Em um cenário onde espécies introduzidas são facilitadas ao mesmo tempo que espécies nativas são desfavorecidas, temos um processo de *invasional meltdown* (SIMBERLOFF & VON HOLLE, 1999). Esta hipótese propõe que, conforme o aumento da riqueza e abundância de espécies introduzidas na comunidade, novas invasões são cada vez mais facilitadas, até atingir o cenário mais crítico com a remoção das espécies nativas. Efetivamente, as introduzidas *Didemnum cineraceum* e *D. perlucidum* foram mais abundantes em placas com a presença de coral, assim como *Clavelina oblonga*, *Ascidia sydneiensis* e *D. apersum* (abundância total inferior a 20 indivíduos/colônias),

sendo as duas últimas registradas apenas sobre coral. Por outro lado, as espécies nativas *D. speciosum*, *D. vanderhorsti*, *Distaplia bermudensis*, *Euherdmania vitrea* e *Symplegma rubra* também foram mais abundantes nas réplicas com coral.

A diferença entre a riqueza de ascídias sobre *T. coccinea* e a composição mista das duas espécies sugere ou uma preferência por essa quando sozinha, ou uma taxa de mortalidade inferior à das espécies sobre *T. tagusensis*. No entanto, os compostos químicos de ambas as espécies (fator preponderante para uma possível diferença) não promoveram impactos distintos na colonização de algas e hidrozoários, testada em outro estudo (LAGES *et al.*, 2011).

Portanto, de maneira geral, a presença de *Tubastraea* atua como facilitadora para ascídias, e tem potencial para desencadear o processo de *invasional meltdown* sobre a comunidade de ascídias em Ilha Grande, pois mesmo favorecendo espécies nativas, facilitou uma abundância superior de espécies introduzidas. O esqueleto do coral apresentou uma maior diversidade de ascídias em maior abundância do que o coral vivo, sugerindo a presença de químicos como fator seletivo de espécies e com efeito prejudicial na abundância. As densidades de cobertura média (50%) e alta (90%) não apresentaram diferentes composições de ascídias, indicando que mesmo em menor densidade o coral favorece tantas espécies quanto em densidades superiores. Por fim, a posição das réplicas não surtiu efeito na estruturação da assembleia de ascídias, sendo que maioria das espécies tiveram abundâncias semelhantes entre ambas as posições, sugerindo a sedimentação como um fator de baixo impacto na estruturação da comunidade de ascídias de Ilha Grande.

5 CONCLUSÃO

A presença de *Tubastraea* spp. não impediu a colonização das placas por uma comunidade de ascídias diversificada, com pouca influência da identidade da espécie de coral ou de sua densidade. Foi observada maior riqueza e abundância de ascídias quando o coral estava morto, indicando que o aumento de superfície associado à heterogeneidade criada pela arquitetura do coral foram os principais atratores das ascídias. Ainda mais, as réplicas com coral tiveram maior riqueza e abundância de ascídias, porém espécies introduzidas foram mais frequentes e abundantes em relação às nativas, indicando que o coral-sol tem potencial para causar o processo de *invasional meltdown* na comunidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAX, N.; WILLIAMSON, A.; AGUERO, M.; GONZALEZ, E.; GEEVES, W. (2003). Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity. *Marine Policy* 27(4), 313–323.
- BELO, W. C.; DIAS, G. T. M.; DIAS, S. (2003). O fundo marinho da baía da Ilha Grande, RJ: o relevo submarino e a sedimentação no canal central. *Revista Brasileira de Geofísica* 20(1), 5-15.
- BRUNO, J. F. & WITMAN, J. D. (1996). Defense mechanisms of scleractinian cup corals against overgrowth by colonial invertebrates. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 207(1-2), 229–241.
- CAIRNS, S. D. (1994). Scleractinia of the temperate north Pacific. *Smithsonian Institution Press* 557, 1-150.
- CAPEL, K. C. C. (2012). Scleractinia (Cnidaria: Anthozoa) da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC), com ênfase na estrutura espaço-temporal da formação mais meridional de corais recifais no Oceano Atlântico. 135 pp. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Centro de Ciências Biomédicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.
- CARLTON, J. T. (1996). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78(1-2), 97–106.
- CARLTON, J.T. & GELLER, J.B. (1993). Ecological roulette: the global transport of nonin- digenous marine organisms. *Science* 261, 78-82.
- CASTRO, C. B. & PIRES, D. O. (2001). Brazilian coral reefs: what we already know and what is still missing. *Bulletin of Marine Science* 69(2), 357–371.
- CHAPMAN, J. W. & CARLTON, J. T. (1991). A test of criteria for introduced species: the global invasion of the isopod *Synidotea laevidorsalis* (Miers, 1881). *Journal of Crustacean Biology* 11, 386-400.
- COSTA, T. J. F.; PINHEIRO, H. T.; TEIXEIRA, J. B.; MAZZEI, E. F.; BUENO, L.; HORA, M. S. C.; JOYEUX, J. C.; CARVALHO-FILHO, A.; AMADO-FILHO, G.; SAMPAIO, C. L. S.; ROCHA, L. A. (2014). Expansion of an invasive coral species over Abrolhos Bank, Southwestern Atlantic. *Marine pollution bulletin* 85(1), 252-253.
- CREED, J. C. & DE PAULA, A. F. (2007). Substratum preference during recruitment of two invasive alien corals onto shallow-subtidal tropical rocky shores. *Marine Ecology-Progress Series* 330, 101-111.
- CREED, J. C. (2006) Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs* 25, 350.
- CREED, J. C. & OLIVEIRA, A. E. S. (2007). Índice geográfico e descrição dos locais de estudo. p. 75-108. In: CREED, J. C; PIRES, D. O; FIGUEIREDO, M. A. O. (org.). Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande. Biodiversidade 23. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasil, p. 416.

- CREED, J. C.; PIRES, D. O.; FIGUEIREDO, M. A. de O. (2007). Biodiversidade Marinha da Baía da Ilha Grande. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas.
- DE PAULA, A. F. & CREED, J. C. (2004). Two species of the coral *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) in Brazil: A case of accidental introduction. *Bulletin of Marine Science* 74(1), 175–183.
- DE PAULA, A. F. & CREED, J. C. (2005). Spatial distribution and abundance of nonindigenous coral genus *Tubastraea* (Cnidaria, Scleractinia) around Ilha Grande, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 65(4), 661–673.
- FENNER, D. & BANKS, K. (2004) Orange cup coral *Tubastraea coccinea* invades Florida and the Flower Garden Banks, northwestern Gulf of Mexico. *Coral Reefs* 23(4), 505-507.
- FUSETANI, N.; ASANO, M.; MATSUNAGA, S.; HASHIMOTO, K. (1986). Bioactive marine metabolites - XV. Isolation of aplysinopsin from the scleractinian coral *Tubastrea aurea* as an inhibitor of development of fertilized sea urchin eggs. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Comparative Biochemistry* 85(4), 845–846.
- GOLLASCH, S. (2002). The importance of ship hull fouling as a vector of species introductions into the North Sea. *Biofouling* 18(2), 105-121.
- GROSHOLZ, E. (2002). Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 17(1), p. 22–27.
- GUÉLLA, G.; MANCINI, I.; ZIBROWIUS, H.; PIETRA, F. (1988). Novel aplysinopsin-type alkaloids from scleractinian corals of the family Dendrophylliidae of the Mediterranean and Philippines: configurational-assignment criteria, stereospecific synthesis, and photoisomerization. *Helvetica Chimica acta* 71(4), 773–782.
- GUTIÉRREZ, J. L.; JONES, C. G.; BYERS, J. E.; ARKEMA, K. K.; BERKENBUSCH, K.; COMMITO, J. A.; DUARTE, C. M.; HACKER, S. D.; LAMBRINOS, J. G.; HENDRIKS, I. E.; HOGARTH, P. J.; PALOMO, M. G.; WILD, C. (2011). Physical ecosystem engineers and the functioning of estuaries and casts. *In: WOLANSKI, E. & MCLUSKY, D. S. (eds). Treatise on Estuarine and Coastal Science* 7, 53-81.
- HENDRICK, V. J.; HUTCHISON, Z. L.; LAST, K. S. (2016). Sediment burial intolerance of marine macroinvertebrates. *Plos One* 11(2), e0149114.
- JONES, C. G.; LAWTON, J. H.; SHACHAK, M. (1997) Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology* 78(7), 1946–1957.
- KALUZA, P.; KÖLZSCH, A.; GASTNER, M. T.; BLASIUS, B. (2010). The complex network of global cargo ship movements. *Journal of the Royal Society Interface* 7(48), 1093-1103.
- LAGES, B. G.; FLEURY, B. G.; MENEGOLA, C.; CREED, J. C. (2011). Change in tropical rocky shore communities due to an alien coral invasion. *Marine Ecology Progress Series* 438, 85–96.

- LAGES, B. G.; FLEURY, B. G.; PINTO, A. C.; CREED, J. C. (2010). Chemical defenses against generalist fish predators and fouling organisms in two invasive ahermatypic corals in the genus *Tubastraea*. *Marine Ecology and Evolutionary Perspectives* 31(3), 473–482.
- LAMBERT, G. (2002). Nonindigenous ascidians in tropical waters. *Pacific Science* 56(3), 291–298.
- LITTLER, M. M. & LITTLER, D. S. (1995) A colonial tunicate smothers corals and coralline algae in the Great Astrolabe Reef, Fiji. *Coral Reefs* 14, 148–149.
- LOTUFO, T. M. C. (2002). Ascidiacea (Chordata: Tunicata) do litoral tropical brasileiro. 183 pp. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MAGLIOCCA, A.; MIRANDA, L. B.; SIGNORINI, S. R. (1979) Physical and chemical aspects of transient stages of the upwelling at southwest of Cabo Frio (Lat. 23° S – Long. 42° W). *Boletim do Instituto oceanográfico* 28(2), 37-46.
- MANTELATTO, M. C.; CREED, J. C.; MOURÃO, G. G.; MIGOTTO, A. E.; LINDNER, A. (2011). Range expansion of the invasive corals *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis* in the Southwest Atlantic. *Coral Reefs* 30(2), 397-397.
- MIRANDA, R. J.; CRUZ, I. C. S.; BARROS, F. (2016). Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. *Marine Biology* 163(3), 1-12.
- MONNIOT, C. (1970). Ascidies Phlébobranches et Stolidobranches. *In: Campagnes de la Calypso au large des côtes Atlantiques de l'Amérique du Sud. Annales de l'Institut océanographique* 47, 35-59.
- MONNIOT, F. (1983). Ascidies littorales de Guadeloupe I: Didemnidae. *Bulletin du Muséum national d'Histoire naturelle de Paris* 4(1), 51-71.
- OLYARNIK, S. V.; BRACKEN, M. E.; BYRNES, J. E.; HUGHES, A. R.; HULTGREN, K. M.; STACHOWICZ, J. J. (2009). Ecological factors affecting community invasibility. *In: Biological invasions in marine ecosystems. Springer Berlin Heidelberg* 215-238.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- ROCHA, R. M. & COSTA, L. V. G. (2005). Ascidians (Urochordata: Ascidiacea) from Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 95(1), 57–64.
- ROCHA, R. M. & KREMER, L. P. (2005). Introduced ascidians in Paranaguá Bay, Paraná, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4), 1170–1184.
- ROCHA, R. M. & MONNIOT, F. (1995). Taxonomic and ecological notes on some *Didemnum* species (Ascidiacea, Didemnidae) from São Sebastião Channel, South-Eastern Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 55, 639–649.

- ROCHA, R. M.; KREMER, L. P.; BAPTISTA, M. S.; METRI, R. (2009). Bivalve cultures provide habitat for exotic tunicates in southern Brazil. *Aquatic Invasions* 4(1), 195–205.
- ROCHA, R. M.; METRI, R.; OMURO, J. Y. (2006). Spatial distribution and abundance of ascidians in a bank of coralline algae at Porto Norte, Arvoredo Island, Santa Catarina. *Journal of Coastal Research* 3(39), 1676-1679.
- ROCHA, R. M.; ZANATA, T. B.; MORENO, T. R. (2012). Keys for the identification of families and genera of Atlantic shallow water ascidians. *Biota Neotropica* 12(1), 269–303.
- SAMPAIO, C. L. S.; MIRANDA, R. J.; MAIA-NOGUEIRA, R. (2012). New occurrences of the nonindigenous orange cup corals. *Check List* 8(3), 528-530.
- SANTOS, L. A. H. DOS; RIBEIRO, F. V.; CREED, J. C. (2013). Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 449, 69–76.
- SEEBENS, H.; GASTNER, M. T.; BLASIUS, B. (2013). The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology Letters* 16(6), 782–790.
- SIGNORINI, S. R. (1980). A study of the circulation in Bay of Ilha Grande and Bay of Sepetiba: part I. a survey of the circulation based on experimental field data. *Boletim do Instituto Oceanográfico* 29(1), 41–55.
- SILVA, A. G.; PAULA, A. F.; FLEURY, B. G.; CREED, J. C. (2014). Eleven years of range expansion of two invasive corals (*Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*) through the southwest Atlantic (Brazil). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 141, 9–16.
- SIMBERLOFF, D. & HOLLE, B. VON. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1(1), 21–32.
- SUEIRO, M. C.; BORTOLUS, A.; SCHWINDT, E. (2011). Habitat complexity and community composition: relationships between different ecosystem engineers and the associated macroinvertebrate assemblages. *Helgoland Marine Research* 65(4), 467–477.
- VAN NAME, W. G. (1945). The North and South American ascidians. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 84.
- VARGAS-ANGEL, B.; GODWIN, L.S.; ASHER, J.; BRAINARD, R. (2009) Invasive didemnid tunicate spreading across coral reefs at remote Swains Island, American Samoa. *Coral Reefs* 28, 53.
- WELLS, J. W. (1982). Notes on Indo-Pacific scleractinian corals, part 9: new corals from the Galápagos Islands. *Pacific Science* 36, 338-339.
- WILLIAMS, R. J.; GRIFFITHS, F. B.; VAN DER WAL, E. J.; KELLY, J. (1988). Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of non-indigenous marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 26(4), 409–420.