



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA**

MARIANA HUMIA FONTOURA

**ATUALIZAÇÃO DO DIAGNÓSTICO DE ÁREAS RECIFAIS
RELEVANTES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA
BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA**

Salvador
2017

MARIANA HUMIA FONTOURA

**ATUALIZAÇÃO DO DIAGNÓSTICO DE ÁREAS RECIFAIS
RELEVANTES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA
BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA**

Monografia apresentada ao Curso Graduação em Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia.

Orientador: Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi

Salvador

2017

TERMO DE APROVAÇÃO

MARIANA HUMIA FONTOURA

ATUALIZAÇÃO DO DIAGNÓSTICO DE ÁREAS RECIFAIS RELEVANTES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS, BAHIA

Monografia aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, Universidade Federal da Bahia, pela seguinte Banca Examinadora:

Ruy Kenji Papa de Kikuchi – Orientador
Doutor em Geologia pela Universidade Federal da Bahia, Brasil.
Universidade Federal da Bahia

Miguel da Costa Accioly
Doutor em Ciências Biológicas pela Universidade de São Paulo, Brasil.
Universidade Federal da Bahia

Zelinda Margarida de Andrade Nery Leão
Doutora em Geologia Marinha e Geofísica pela Universidade de Miami, USA.
Universidade Federal da Bahia

Salvador, 12 de Setembro de 2017.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais, por todo apoio e carinho ao longo da minha jornada, estando ao meu lado sempre que precisei. Sem eles, nada disso seria possível.

Ao meu companheiro, Helder, pelo amor e incentivo; por acreditar em mim mais do que eu mesma. A minha filha, Luna, por ser um anjo em minha vida, inspirando-me todos os dias com o seu sorriso. Dedico este trabalho a ela. Espero que um dia ela possa compreender o valor da palavra conservação.

Aos meus irmãos e a todos da minha família, que sempre torceram pelo meu sucesso. À Val, por toda ajuda durante a minha vida acadêmica.

Ao meu orientador, pela escuta, esclarecimentos e paciência durante a construção desse trabalho.

Aos mestres, por todo o empenho em nos ensinar sobre este novo mundo, formando mais do que alunos, formando colegas de trabalho. Um agradecimento especial à Lessa pelos ensinamentos sobre a Baía de Todos os Santos.

Ao INEMA, em especial aos colegas da COMON, DIRUC, NOUT, COADE, DIRRE, que sempre estiveram disponíveis para me ajudar a realizar um bom trabalho.

As minhas grandes amigas, Thali e Bruna, por serem meu porto seguro. Aos amigos que a faculdade me presenteou: Julinha, Ingrid, Nanda, Lore, Priscilla, Laís, Bia, Brisa, Ana, Amanda, Willian, Leo, Manu e tantos outros. Aos amigos do RECOR, em especial à Lourianne, pelas sábias palavras em todos os momentos que precisei, principalmente, os momentos de desespero.

Aos membros e ex-membros da *ATLANTICUS*, por todo conhecimento aprendido e pelo companheirismo na luta em prol de uma universidade mais empreendedora.

À banca examinadora, por suas valiosas críticas. A ciência se constrói através da troca de conhecimento.

*“One way to open your eyes is to ask yourself,
‘What if I had never seen this before?
What if I knew I would never see it again?’ ”*

Rachel Carson

RESUMO

Os recifes de corais podem fornecer importantes bens e serviços ecossistêmicos, sendo um ambiente marinho de alta produtividade biológica e biodiversidade. No entanto, com o aumento da população global, as pressões humanas sobre esses ecossistemas têm aumentado, levando ao declínio de algumas espécies que exercem papéis funcionais críticos, como espécies de corais. Na Baía de Todos os Santos (BTS), mudanças significativas na comunidade de corais foram relatadas, o que pode trazer impactos para a biodiversidade local e afetar a resiliência deste ambiente. Em face do acelerado processo de degradação da BTS, torna-se urgente a elaboração de medidas efetivas de manejo aos ecossistemas coralinos, como a delimitação de áreas de exclusão de uso. Contudo, é inviável a exclusão de uso em todos os recifes, tendo em vista a sua utilização por diversas comunidades tradicionais. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi identificar áreas prioritárias de conservação da biodiversidade para os recifes de corais da BTS. Foram levantados dados de cobertura bentônica, corais e peixes a partir da aplicação de um protocolo de monitoramento (AGRRA) a fim de avaliar o estado de conservação de dez áreas recifais internas e externas da baía. Posteriormente, foram utilizados três critérios ecológicos (integridade ambiental, riqueza de espécies de corais e bioconstrução) para identificar as áreas detentoras de atributos ecológicos importantes para manutenção da biodiversidade. Com base nesses critérios, duas áreas recifais foram indicadas para conservação. A conservação dessas áreas pode levar a uma melhora nas condições de vitalidade dos recifes adjacentes e estoques pesqueiros, através do transbordamento de larvas e juvenis, garantindo o recrutamento e a manutenção das suas comunidades. Contudo, a conservação por si só não garante a sua integridade, visto que muitas mudanças são observadas devido a alterações na qualidade da água e práticas insustentáveis de pesca. Portanto, é essencial o estabelecimento de medidas de manejo em face a continuidade das ameaças e ao surgimento de novas.

Palavras-chave: Recifes de corais; Baía de Todos os Santos; Áreas prioritárias; Conservação da biodiversidade.

ABSTRACT

Coral reefs are able to supply important ecosystem goods and services, being a marine environment of high biological productivity and biodiversity. However, as the world's population rises, its pressure to these ecosystems increases, leading to a decrease of some species that have critical roles, such as the coral species. At Todos os Santos Bay (TSB), significant changes in the coral community have been reported, which can influence local biodiversity and affect the environment's resilience. TSB's accelerated degradation process urges the development of effective measures for handling reef ecosystems, as the delimitation of no take areas. Yet, the delimitation of no take areas in all reefs is infeasible, once several traditional communities use it. Thus, the objective of this work was to identify priority areas for conservation of biodiversity on TSB's coral reefs. Data of benthic cover, corals and fishes were collected by applying a monitoring protocol (AGRRA) in order to evaluate the conservation status of ten TSB internal and external reef areas. Afterwards, three ecological criteria (environmental integrity, coral species richness and bioconstruction) were used in order to identify areas that have important attributes for biodiversity maintenance. Based on these criteria, two reef areas were indicated for conservation purposes. These areas' conservation can lead to better vitality conditions of nearby reefs and fish stock through the spillover of larvae and juvenile, which guarantee the recruitment and maintenance of their communities. However, reef conservation itself is not enough to guarantee its integrity, as several changes are observed due to alterations in water quality and unsustainable fishing practices. Therefore, the establishment of handling measures is essential in light of the continuity of old threats and appearance of new ones.

Key words: Coral reefs; Todos os Santos Bay; Priority areas; Biodiversity conservation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo e mapa batimétrico.....	7
Figura 2. Fácies sedimentares da Baía de Todos os Santos.....	9
Figura 3. Unidades de Conservação municipais, estaduais e federais na BTS.	10
Figura 4. Localização das estações amostradas nos recifes internos e externos.	11
Figura 5. Ilustração do Point Intercept Transect (PIT)	13
Figura 6. Ilustração do transecto em banda.....	13
Figura 7. Cobertura macrobentônica (em %) no ano de 2007 nas estações Sul, Leste Sueste e Norte	21
Figura 8. Índice de diversidade de Shannon (H') por estação.....	21
Figura 9. Cobertura macrobentônica (em %) nos anos de 2003, 2007 e 2013 nas estações Frades Sul, Poste 1, Pedra Cardinal, Pedra do Dentão e Pedra Alva.....	22
Figura 10. Abundância relativa das espécies de corais nos recifes internos em 2008, 2010, 2011 e 2013	26
Figura 11. Abundância relativa das espécies de corais nos recifes externos em 2008, 2010, 2011 e 2013.	27
Figura 12. Número de colônias de coral nos recifes internos e externos.	28
Figura 13. Número de espécies de coral nos recifes internos e externos.	30
Figura 14. Média do número de colônias por classe de diâmetro das colônias de corais nos recifes internos e externos	31
Figura 15. Abundância relativa dos grupos tróficos nos recifes internos e externos	35
Figura 16. Abundância relativa (em %) do comprimento dos peixes amostrados nos recifes internos e externos.....	37
Figura 17. População (número de habitantes) dos municípios no entorno da BTS.....	41
Figura 18. Índice de Qualidade das Águas (IQA) – valores médios em 2011	45
Figura 19. Condições de esgotamento sanitário dos municípios no entorno da BTS.....	46
Figura 20. Localização das indústrias referente aos municípios de Salvador, Candeias, São Francisco do Conde, Simões Filho e Madre de Deus.....	48
Figura 21. Mapa de ocorrência de coral sol na BTS.	51
Figura 22. Denúncias de pesca com bomba no entorno da BTS.	53
Figura 23. Denúncias de poluição no entorno da BTS.....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Valor das espécies de coral de acordo com a sua ocorrência nas estações amostradas.	15
Tabela 2. Classes de cobertura para julgamento da integridade ambiental.	16
Tabela 3. Cobertura do fundo bentônico (em %) e densidade de recrutas.	20
Tabela 4. Histórico da presença de corais no interior da BTS (Anos de 1962 a 2013).....	25
Tabela 5. Frequência de ocorrência das espécies de corais nos recifes internos e externos entre 2008 e 2013.	29
Tabela 6. Densidade (ind/m ²) dos grupos tróficos por estação.	36
Tabela 7. Riqueza, densidade (ind/m ²) e índice de diversidade de Shannon (H') por estação.	36
Tabela 8. Critério de riqueza por estação.	39
Tabela 9. Critério de integridade ambiental por estação.	39
Tabela 10. Critério de bioconstrução por estação.	39
Tabela 11. Classificação geral das estações.	40
Tabela 12. Denúncias ambientais por categoria e por município.	53

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	6
2.1 Objetivo geral.....	6
2.2 Objetivos específicos	6
3. ÁREA DE ESTUDO.....	7
3.1 Baía de Todos os Santos.....	7
3.2 Recifes de corais	10
4. METODOLOGIA.....	12
4.1 Análise dos dados de monitoramento de recifes.....	12
4.1.1 Comunidade macrobentônica e corais.....	12
4.1.2 Peixes	14
4.2 Avaliação da relevância ambiental.....	14
4.3 Principais ameaças à BTS	16
4.4 Indicação da relevância ecológica dos recifes	17
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	18
5.1 Composição da comunidade macrobentônica.....	18
5.2 Composição da comunidade de corais	23
5.3 Composição da comunidade de peixes.....	32
5.4 Critérios ecológicos.....	37
5.5 Principais ameaças à BTS	40
5.5.1 Práticas predatórias de pesca	41
5.5.2 Situação sanitária.....	42
5.5.3 Contaminação química	46
5.5.4 Ocorrência do coral sol.....	49
5.6 Denúncias ambientais.....	51
5.7 Indicação de áreas prioritárias para conservação	56
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	59
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	61
8. ANEXOS	71

1. INTRODUÇÃO

A zona costeira é uma das regiões mais vulneráveis às atividades antrópicas devido ao grande adensamento populacional nessa região, onde vive aproximadamente 40% da população mundial. Em virtude disso, o desenvolvimento na zona costeira tem sido associado a diversos impactos como, por exemplo, práticas insustentáveis de pesca, poluição hídrica, transporte, aumento do aporte de sedimentos, entre outros, o que pode trazer inúmeros efeitos aos ecossistemas costeiros e marinhos (Halpern et al., 2008; Burke et al., 2011).

Entre os principais ecossistemas ameaçados pelo desenvolvimento costeiro, estão os recifes de corais. Estima-se que 19% dos recifes de corais estejam irreversivelmente degradados e que 35% estarão criticamente ameaçados nos próximos 30 anos (Wilkinson, 2008). Em muitas regiões, a pressão antrópica sobre os ambientes recifais tem levado ao declínio de algumas espécies que exercem papéis funcionais críticos, como espécies de corais, por exemplo, que são responsáveis pela provisão de uma estrutura rígida e tridimensional do ecossistema (Bellwood et al., 2004). Contudo, um sistema com alto grau de espécies intercambiáveis para uma dada função é potencialmente mais resiliente a processos que causam depleção, como pesca predatória ou doenças. Por outro lado, sistemas com poucas espécies podem ser altamente vulneráveis ao desaparecimento de espécies-chave (Nystrom e Folke, 2001; Roberts et al., 2003; Bellwood et al., 2004; Mumby et al., 2008) e, conseqüentemente, à perda de funções chave do ecossistema.

A título de exemplo, é possível citar o evento de branqueamento, que é um dos principais exemplos de perturbação em ecossistemas coralinos, ocorrido durante o fenômeno do El Niño de 1982-1983. Aquela perturbação causou uma devastação de cerca de 95% dos corais que ocorrem no Pacífico oriental (ao longo da América Central), que é uma região de baixa diversidade, onde somente 4 a 8 gêneros de corais eram responsáveis pelo crescimento recifal. Já os recifes da região ocidental do Pacífico, onde se encontra mais de 50 gêneros de corais responsáveis pela provisão da estrutura recifal, o ecossistema pode se recuperar (Roberts et al., 2003). Portanto, mudanças ambientais em recifes pouco diversos possuem um maior potencial para causar impacto nos processos ecossistêmicos e, conseqüentemente, sobre as pessoas que dependem desses processos (Nystrom e Folke, 2001; Bellwood et al., 2004).

Mudanças dramáticas na biodiversidade local podem levar a sistemas com baixa sobreposição de espécies que exercem a mesma função, ou seja, baixa redundância funcional, comprometendo assim a capacidade desses ambientes em absorver impactos, resistir a mudanças de fase e se regenerar após distúrbios naturais ou humanos (Bellwood

et al., 2004). Portanto, o declínio global dos recifes de corais que se tem observado demanda estratégias de conservação, visando proteger a resiliência desses ambientes frente às perturbações e perdas de espécies (McCook et al., 2009).

Com o objetivo de gerar diretrizes para a manutenção da biodiversidade, foi estabelecida, em 1992, a Convenção sobre a Diversidade Biológica (CDB), um dos mais importantes tratados internacionais relacionados ao meio ambiente, na qual o Brasil é um dos países signatários. A ratificação da CDB pelo Congresso Nacional Brasileiro, em fevereiro de 1994, deu início a uma série de processos internos para dar efetividade aos compromissos contidos nesse acordo, acompanhando as decisões aprovadas ao longo das diversas conferências realizadas sobre a CDB (MMA, 2010). Mais recentemente, em 2010, na 10ª Conferência das Partes da CDB (COP 10) realizada em Nagoya (Japão), uma nova proposta foi elaborada, na qual os países signatários se comprometeram a implementar um plano estratégico nacional sobre a biodiversidade (2011-2020), com base nas 20 Metas Globais de Biodiversidade, conhecidas como Metas de Aichi.

Entre as metas adotadas pela CDB, três se destacam em relação ao ambiente costeiro e marinho: (i) a meta 6 – “Até 2020 todos os estoques de peixes, invertebrados e plantas aquáticas devem ser geridos e explorados legalmente, de maneira sustentável e aplicando a abordagem ecossistêmica, de maneira a evitar a sobrepesca, com planos e medidas de recuperação em vigor para todas as espécies sobrepescadas, com a pesca praticada sem impactos adversos significativos sobre espécies ameaçadas e ecossistemas vulneráveis, e os impactos da pesca sobre os estoques, as espécies e os ecossistemas devem estar dentro dos limites de segurança ecológica”; (ii) a meta 10 – “Até 2015, as múltiplas pressões antrópicas sobre os recifes de coral e outros ecossistemas vulneráveis afetados pelas alterações climáticas ou pela acidificação dos oceanos devem ter sido minimizadas, de modo a manter sua integridade e funcionamento; e (iii) a meta 11 – “Até 2020, pelo menos 17% das áreas terrestres e de águas continentais e 10% das zonas costeiras e marinhas, principalmente as áreas de particular importância para a biodiversidade e para a manutenção dos serviços ambientais, devem estar conservadas por meio de sistemas ecologicamente representativos e integrados dentro de paisagens terrestres e marinhas mais amplas, compostos por áreas protegidas ou outras medidas de conservação efetivas *in situ*, bem conectadas e geridas com eficácia e equidade” (MMA, 2010) .

A adoção de um plano estratégico se tornou um instrumento fundamental para tornar as ações e princípios da CDB em ação nacional efetiva. Dessa forma, como Estado-membro da Convenção, o Brasil ratificou o seu compromisso através da Resolução CONABIO nº06 de 2013, que dispõe sobre as Metas Nacionais de Biodiversidade para 2020, e elaborou o

documento “Estratégias e Planos de Ação Nacionais sobre a Biodiversidade (EPANB)” tendo como referência as definições estabelecidas pela CDB com os 20 objetivos principais.

Segundo esses documentos, o Brasil se comprometeu a estabelecer uma proteção representativa e efetiva de 10% das áreas costeiras e marinhas. No entanto, apenas 1,5% da região costeira e marinha sob jurisdição nacional é protegida atualmente, quadro que não se alterou muito nos últimos anos (MMA, 2016). Portanto, é evidente a necessidade do país avançar em relação à criação de áreas marinhas protegidas (AMPs). No Brasil, essas áreas são definidas como Unidades de Conservação (UCs), podendo ser de Proteção Integral ou de Uso sustentável, e são regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) (Brasil, 2000). Ressalta-se também a importância do aumento da efetividade nas AMPs, tendo em vista que, no Brasil, a maioria das áreas protegidas encontra-se sem proteção e manejo efetivo (MMA, 2016).

A criação e gestão de AMPs são mecanismos essenciais para a proteção e recuperação do bioma marinho e dos serviços ecossistêmicos que ele suporta. No entanto, para promover o alcance dessa meta, é necessário o estabelecimento de áreas prioritárias para conservação. Dessa forma, os esforços e recursos são focalizados nas áreas detentoras dos atributos ecológicos mais importantes para manutenção da biodiversidade e dos bens e serviços ecossistêmicos.

Tendo em vista o cumprimento dos compromissos assumidos perante a CDB em 1992, o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade já havia sido proposto anteriormente. Dessa forma, foi elaborado, em 2004, e atualizado, em 2007, o “Mapa das Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (Áreas Prioritárias para a Biodiversidade)”, que é um instrumento utilizado como referência para o estabelecimento das ações prioritárias. Conforme este documento, a Baía de Todos os Santos (BTS), na Bahia, foi um dos ambientes classificados como uma área de prioridade entre muito alta e extremamente alta (MMA, 2007).

No entanto, a diversidade biológica não está distribuída de forma homogênea ao longo dos diversos ecossistemas costeiros e marinhos (MMA, 2010). Entre esses ecossistemas, os recifes de corais se destacam como um dos ambientes mais produtivos e biodiversos (Bryant et al., 2000), sendo responsáveis por fornecer importantes serviços ambientais, culturais e econômicos (Burke et al., 2011). Portanto, os recifes de corais podem ser considerados uma das principais áreas a serem conservadas. Além disso, a meta 10 da CDB dá uma atenção especial a esses ecossistemas devido tanto à sua importância quanto

à sua sensibilidade a mudanças futuras, tais como as mudanças climáticas, e inclui os recifes de corais entre as linhas de atuação prioritárias.

Apesar da sua importância, o contínuo processo de degradação da BTS tem afetado os ambientes recifais, principalmente devido ao crescimento urbano e industrial e práticas insustentáveis de pesca. É possível observar mudanças significativas na ocorrência de espécies de corais nos últimos 60 anos, com o desaparecimento de algumas espécies, o que pode afetar a resiliência deste ambiente frente a estresses antropogênicos e naturais (Dutra e Haworth, 2008).

Felizmente, a BTS possui uma condição favorável para a proteção da sua biodiversidade, já que ela abriga duas áreas de proteção ambiental (APAs) em suas águas. Em 1997, foi criada a Área de Proteção Ambiental do Recife das Pinaúnas, localizada na costa oceânica da Ilha de Itaparica, através da Lei Municipal de Vera Cruz nº 467, e, em 1999, foi criada a Área de Proteção Ambiental da Baía de Todos os Santos, que abrange todo o interior da BTS, através do Decreto Estadual nº 7.595. A Área de Proteção Ambiental é uma unidade de conservação de uso sustentável que tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais (Brasil, 2000). Contudo, até o presente momento, nenhuma das APAs possui um Plano de Manejo que regularize e limite o uso do seu espaço. Dessa forma, apesar de haver um esforço para o controle e gestão ambiental dessa área, a regulamentação sobre as atividades e empreendimentos ainda é ineficiente e possibilita a continuidade de impactos na região.

Em face do acelerado processo de degradação da BTS, torna-se urgente a elaboração de medidas efetivas de manejo dos ecossistemas coralinos. Segundo Costa et al. (2005), um dos mecanismos mais utilizados no mundo para a conservação da biodiversidade é o estabelecimento de um sistema de unidades de conservação, acrescido de algumas áreas em categorias de manejo mais restritivas, como as UCs de Proteção Integral ou as Áreas de Exclusão de Uso (AEU) em UCs de Uso Sustentável, protegendo assim frações de ecossistemas naturais sem a interferência do homem. Diversos autores apontam que o estabelecimento dessas áreas é responsável, em relação a áreas adjacentes não protegidas, pelo aumento no número de espécies, tamanho, densidade e biomassa dos organismos, além da restauração de processos e serviços ecossistêmicos, como a renovação dos recursos pesqueiros, por exemplo (Halpern, 2003; Bellwood et al., 2003; Floeter et al., 2007; Sala et al., 2013; Bonaldo et al., 2017).

Contudo, a exclusão de uso em todas as áreas recifais seria inviável, tendo em vista que essa medida comprometeria a subsistência das comunidades tradicionais que dependem

desses ambientes. Dessa forma, é preciso estabelecer áreas prioritárias de preservação, a partir de um levantamento das áreas de maior relevância ambiental, que desempenham importante função para a manutenção dos processos ecológicos. Essa medida poderia levar, conseqüentemente, a um melhor estado de conservação dos recifes adjacentes e estoques pesqueiros, dos quais essas comunidades dependem, através do transbordamento de larvas e juvenis.

Em 2008, Cruz (2008) elaborou uma proposta de criação de AEU's para a BTS, considerando critérios ecológicos como a integridade ambiental, a resiliência e a riqueza de espécies de corais nos recifes da BTS, fundamentados, principalmente, nos organismos bentônicos. Passaram-se quase dez anos sem que medidas efetivas para o estabelecimento dessas áreas se tornasse efetiva. Nesse intervalo de tempo, além da baixa efetividade no controle dos impactos humanos na região, foram ainda registrados diversos eventos de branqueamento dos corais nos recifes. Assim, um novo estudo se faz necessário para verificar se as condições dos recifes de corais mudaram em virtude das alterações ambientais nos últimos anos, identificando as áreas mais importantes e as principais ameaças para a manutenção da biodiversidade.

Portanto, esse trabalho busca reavaliar as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade dos recifes de corais da BTS sob uma perspectiva ecossistêmica, levando em conta, além dos corais e organismos bentônicos que atuam na construção da estrutura dos recifes, os grupos tróficos de peixes recifais. Visa, portanto, contribuir para uma atualização do mapeamento das condições de conservação da biodiversidade, tendo em vista que são necessárias revisões sistemáticas e periódicas conforme o avanço do conhecimento e das condições ambientais.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Indicar os recifes de corais ecologicamente mais relevantes para a conservação da biodiversidade na Baía de Todos os Santos.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar um diagnóstico do atual estado de conservação dos recifes de corais.
- Identificar mudanças da comunidade de corais.
- Definir os indicadores ecológicos para a proposta de criação de áreas prioritárias para preservação.
- Identificar as principais ameaças nos ambientes recifais da BTS.
- Avaliar a qualidade ambiental dos recifes com base na distribuição espacial dos indicadores ecológicos.

3. ÁREA DE ESTUDO

3.1 Baía de Todos os Santos

A BTS está localizada na costa leste do Brasil e é a segunda maior baía costeira do Brasil, com uma área de 1.233 km² (Figura 1). Tem como principais drenagens os rios Paraguaçu, Subaé e Jaguaripe, que representam 81% da descarga fluvial total. Devido ao baixo aporte de água doce, a BTS possui características predominantemente marinhas, apresentando uma coluna d'água bem misturada. No seu interior, a circulação é dominada pela maré, com menor contribuição da circulação residual. Sua profundidade média é de 9,8 m, sendo encontrada uma profundidade máxima de 70 m, associada ao paleovale do rio Paraguaçu (Cirano e Lessa, 2007; Lessa et al., 2009).

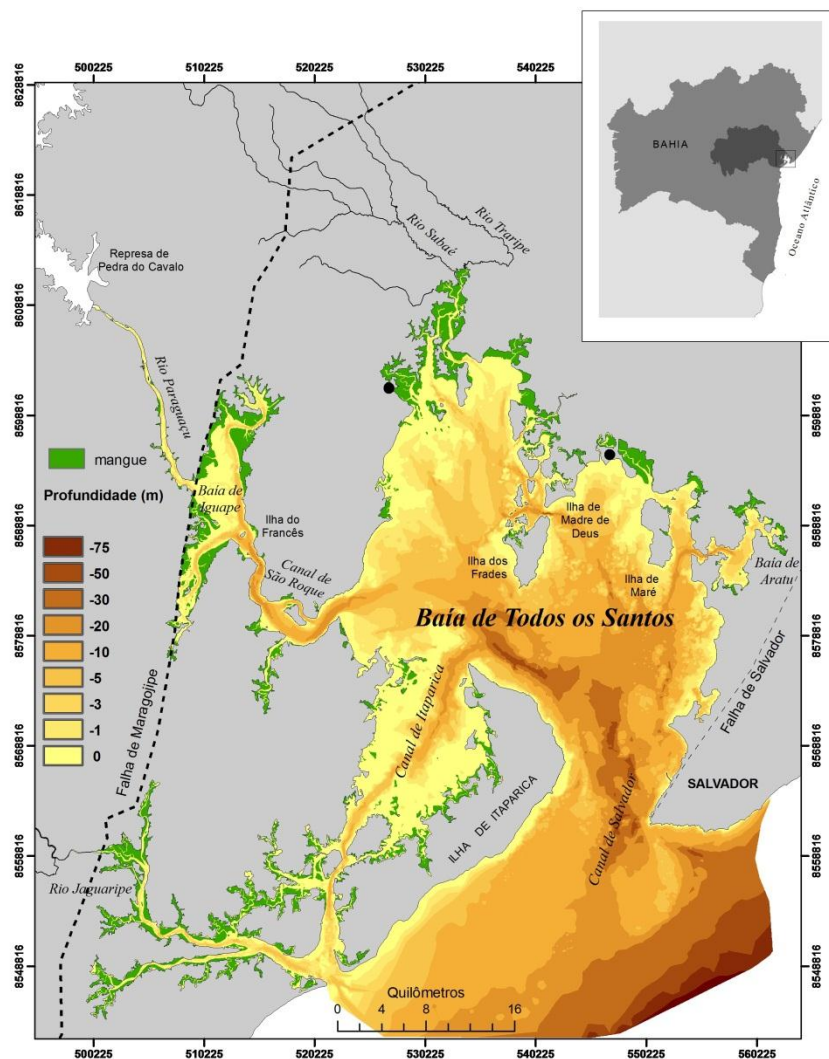


Figura 1. Localização da área de estudo e mapa batimétrico (Fonte: Lessa e Dias, 2009).

O clima é classificado como tropical úmido, com marcante ciclo sazonal (Lessa et al., 2009). No verão, estabelece-se um período seco, em que são observados os maiores valores de temperatura da água e salinidade, enquanto que o inverno caracteriza-se por ser um período chuvoso com menores valores de temperatura da água e salinidade (Cirano e Lessa, 2007). O regime de vento também apresenta uma característica sazonal: na primavera e no verão, prevalecem os ventos de leste e nordeste, enquanto que, no outono e no inverno, os ventos são preferencialmente de sul e sudeste (Santana, 2015).

De acordo com o mapa de fácies sedimentares, é possível observar que a composição dos sedimentos superficiais é bastante heterogênea. A textura dos sedimentos de fundo varia de argila a areia grossa (Figura 2), sendo que as fácies texturais mais extensas são a areia e a argila siltosa. O depósito lamoso (argila e silte) ocorre predominantemente na região mais interna da BTS (nas porções central e norte), associado a áreas mais rasas. Esses sedimentos lamosos estão relacionados à deposição atual, onde se observa o desenvolvimento de um processo natural de preenchimento da BTS, processo este aparentemente acelerado em décadas recentes. Em relação à areia, sua área de maior expressão é a porção sul da BTS, principalmente nos canais de Salvador e de Itaparica. Nessa região, a areia depositada tem origem nas areias quartzosas oceânicas, trazidas pelas correntes de maré. É importante destacar que alguns bolsões de areia observados na porção mais ao norte, principalmente nos perímetros da Ilha dos Frades e da Ilha de Maré, são de origem autóctone, estando associados à desagregação das construções recifais adjacentes (Lessa e Dias, 2009; Poggio, 2012).

A BTS está rodeada por 16 municípios (Aratuípe, Cachoeira, Candeias, Itaparica, Jaguaripe, Madre de Deus, Maragogipe, Nazaré, Salinas das Margaridas, Salvador, Santo Amaro, São Félix, São Francisco do Conde, Saubara, Simões Filho e Vera Cruz), que juntos formam um contingente populacional superior a três milhões de habitantes (IBGE, 2010). Ela é vizinha da refinaria de petróleo Landulpho Alves (RLAM - Petrobras), do Centro Industrial de Aratu (CIA) e do Polo Industrial de Camaçari, que é o maior complexo industrial integrado do Hemisfério Sul. No total, são mais de 90 empresas químicas, petroquímicas e de outros ramos de atividade como indústria automotiva, de celulose, têxtil, fertilizantes, entre outros (IMA, 2009). Comporta também 9 terminais portuários de grande porte (Hatje et al., 2009), responsáveis por movimentar aproximadamente 6 milhões de toneladas por ano (Sousa, 2017).

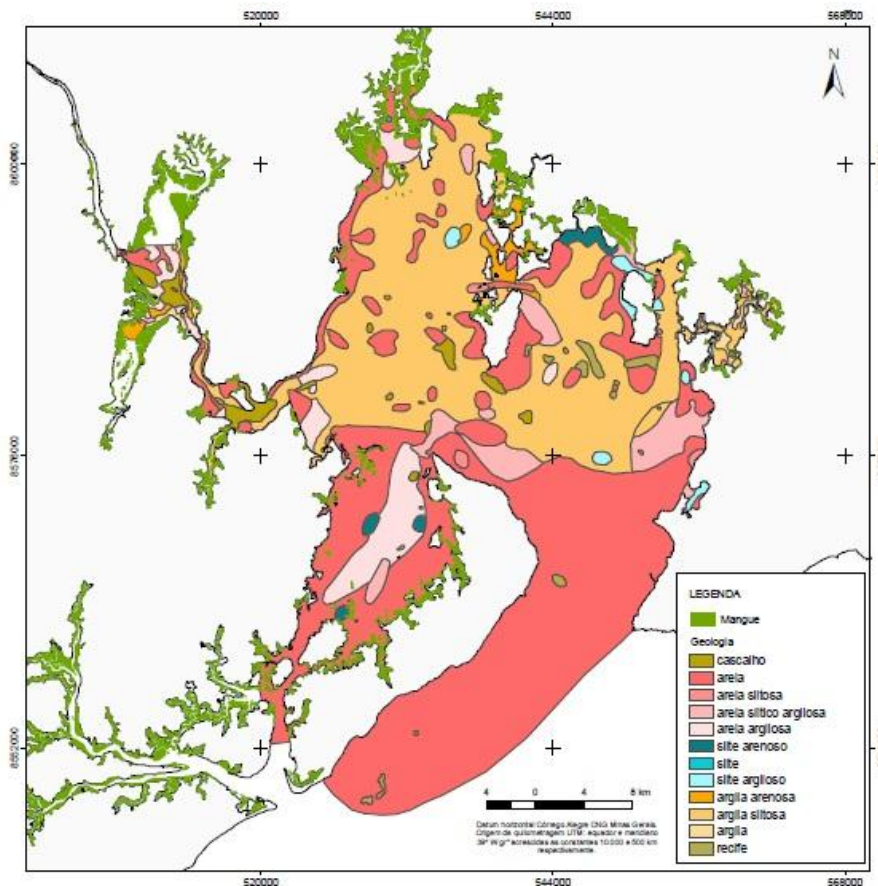


Figura 2. Fácies sedimentares da Baía de Todos os Santos (Fonte: Lessa e Dias, 2009).

A BTS é considerada um ambiente entre oligotrófico e mesotrófico, com exceção das regiões de maior proximidade das fontes de poluição orgânica, que apresentam contribuições pontuais, onde condições eutróficas foram observadas (Lopes et al., 2009).

Existem 8 UCs das esferas municipal, estadual e federal cadastradas na sua área de abrangência (Figura 3), onde 4 são classificadas como Unidades de Uso Sustentável e 4 como Unidades de Proteção Integral. Apesar da Estação Ecológica da Ilha do Medo, Área de Proteção Ambiental Venceslau Monteiro e Parque Florestal do Baiacu possuírem um decreto de criação, elas não se encontram regulamentadas, não tendo, portanto, seus limites geográficos definidos.

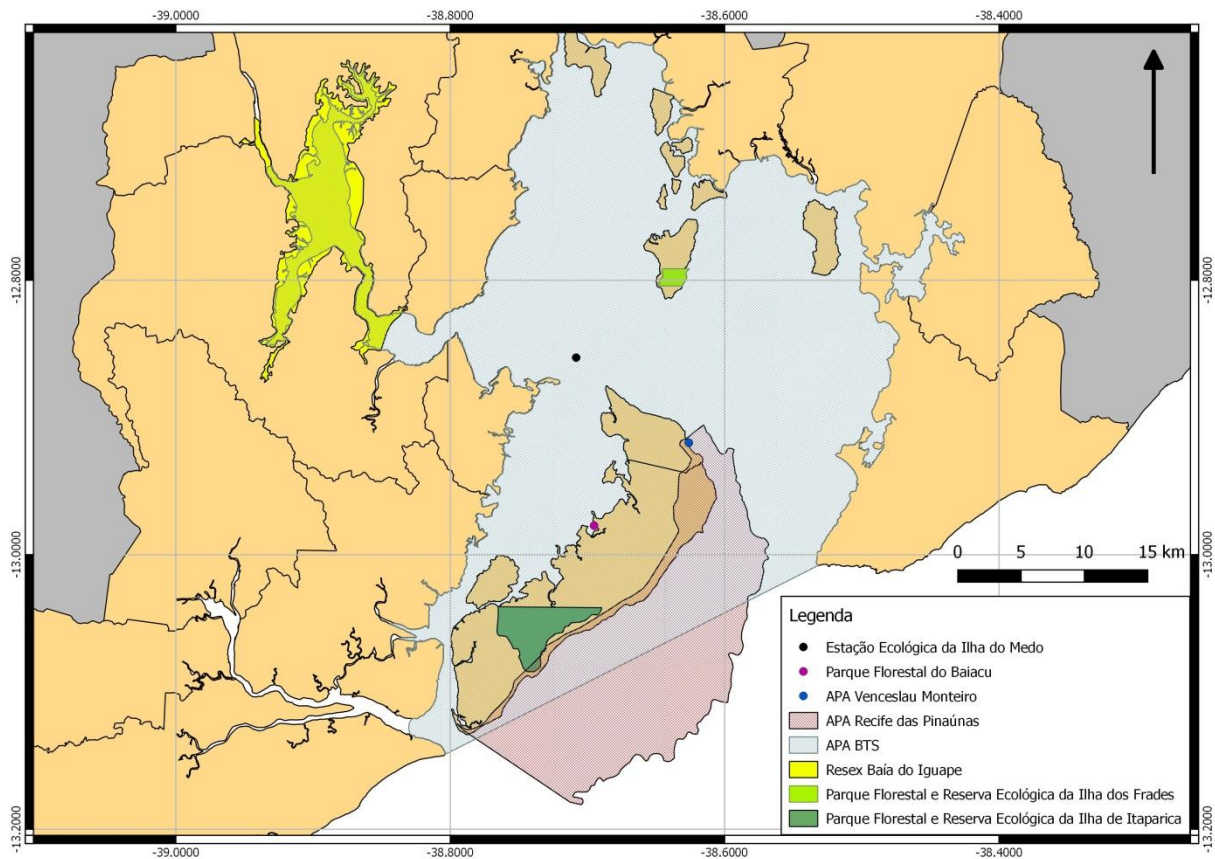


Figura 3. Unidades de Conservação municipais, estaduais e federais na BTS (Fonte: Banco de dados do INEMA, V&S Ambiental/NEMUS, 2014b).

3.2 Recifes de corais

A BTS faz parte da região de maior diversidade de corais do oceano Atlântico Sul Ocidental, com o maior número de espécies endêmicas do Brasil (Leão et al., 2003). Além disso, é a única baía brasileira a possuir uma expressiva extensão de recifes de coral, abrigando dois conjuntos recifais: (i) os recifes externos, ocorrendo ao longo da costa leste e sudeste da Ilha de Itaparica, aberto ao oceano; e (ii) os recifes internos, ocorrendo ao longo da costa oeste de Salvador e entre a Ilha dos Frades e Ilha de Maré, no interior da BTS (Figura 4). Eles ocupam áreas com diferentes condições ambientais em relação à proximidade de potenciais fontes de impacto e hidrodinâmica (Cruz, 2008).

Os recifes internos avaliados neste trabalho estão localizados entre a Ilha dos Frades e a Ilha de Maré e ao sul da Ilha de Maré. Foram amostradas cinco estações: Frades Sul, Poste 1, Pedra Cardinal, Pedra do Dentão, e Pedra Alva. Frades Sul é caracterizado como um banco recifal raso, marginal à Ilha dos Frades; Pedra do Dentão representa a extremidade sul do recife de Ilha de Maré, com profundidades entre 4 e 13 m; Poste 1, Pedra Cardinal e Pedra Alva são caracterizados por serem bancos recifais isolados, ocorrendo entre 5 e 13 m

de profundidade. Observa-se que nenhum desses recifes aflora na maré baixa. Nessa região, o sedimento perirrecifal é predominantemente fino, com exceção de Frades Sul, que apresenta areia ao redor do seu recife (Cruz, 2008). As águas internas da BTS apresentam temperaturas mais elevadas e um gradiente de temperatura mais acentuado do que a região oceânica, além de apresentar um maior tempo de residência, visto que a renovação das águas é mais lenta (Xavier, 2002; Lessa et al., 2009).

O recife externo estudado foi o recife de Caramuanas, composto por três bancos recifais, distantes aproximadamente 3 km da costa da Ilha de Itaparica. Eles afloram durante a maré baixa e suas paredes podem chegar até 7 m de profundidade, sendo, portanto, mais rasos do que os recifes internos (Cruz, 2008). Foram contempladas cinco estações amostrais: Sul Costa, Sul Frente, Leste Sueste, Norte Costa e Norte Frente. A areia compõe o sedimento perirrecifal desse recife. No exterior da baía, existe um ambiente dominado por ventos e ondas, que controlam as condições hidrodinâmicas locais, influenciando na distribuição de organismos que ocorrem nos recifes. Além disso, a ocorrência desse recife em uma região oceânica permite uma renovação constante da água.

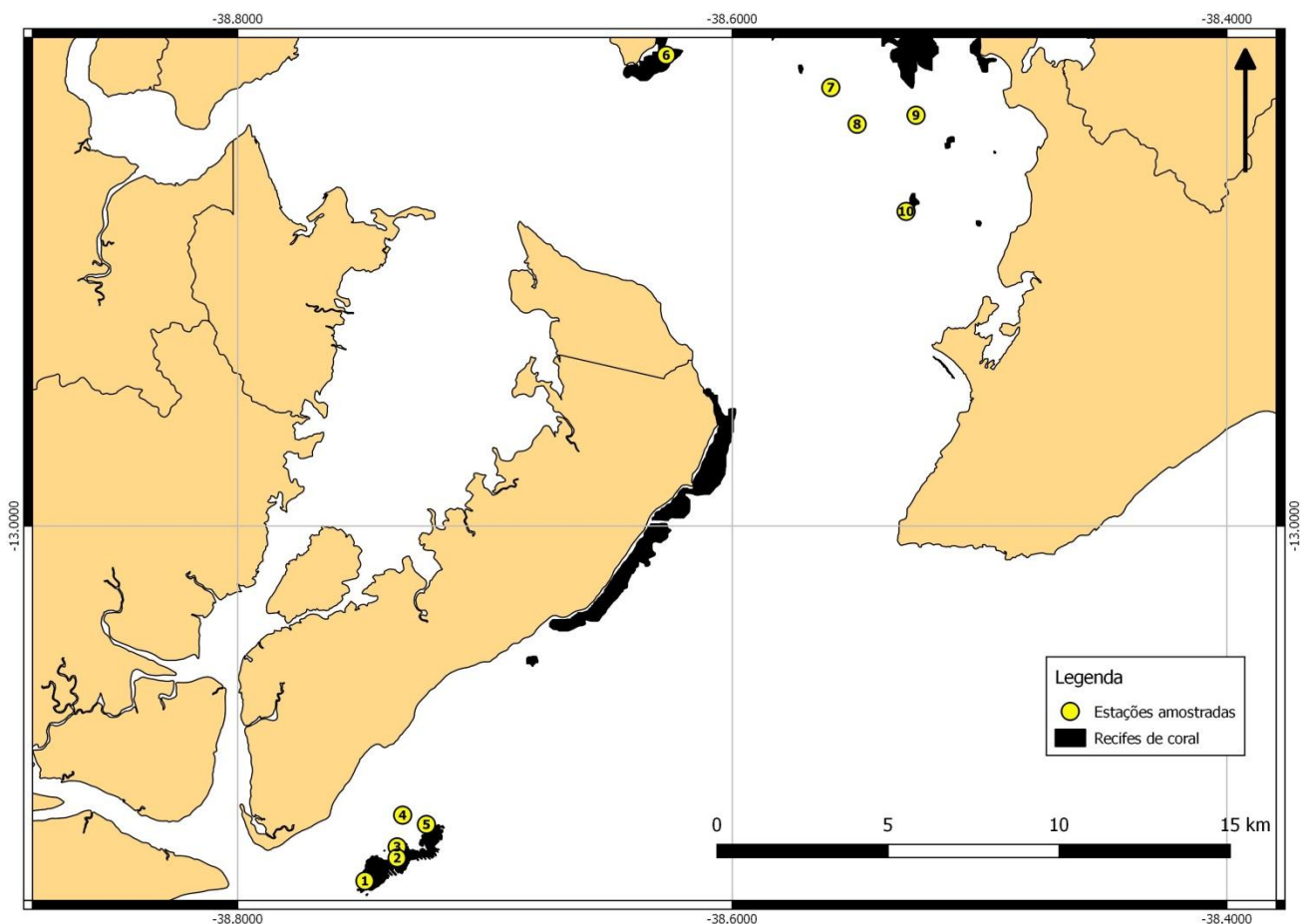


Figura 4. Localização das estações amostradas nos recifes internos e externos (Legenda: 1 – Sul Costa, 2 – Sul Frente, 3 – Leste Sueste, 4 – Norte Costa, 5 – Norte Frente, 6 – Frades Sul, 7 – Poste 1, 8 – Pedra Cardinal, 9 – Pedra do Dentão, 10 – Pedra Alva).

4. METODOLOGIA

O estudo foi conduzido a partir de quatro etapas: (i) Análise dos dados de monitoramento de recifes; (ii) Avaliação da relevância ambiental; (iii) Levantamento das principais ameaças à BTS; e (iv) Indicação da relevância ecológica dos recifes de corais.

4.1 Análise dos dados de monitoramento de recifes

O presente trabalho utilizou os dados disponíveis no banco de dados do Grupo de Pesquisa em Recifes de Corais e Mudanças Globais (RECOR). Esses dados de monitoramento de recifes foram obtidos a partir da aplicação da quarta versão do protocolo AGRRA (Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment, <http://www.agrra.org>), cuja técnica permite a coleta de dados nas comunidades recifais a partir da utilização de censo visual ao longo de transectos. A partir desse protocolo, foram levantados dados da comunidade macrobentônica, corais e peixes, que servem como indicadores para avaliar o estado de conservação dos recifes de corais.

4.1.1 Comunidade macrobentônica e corais

No total, foram investigadas 10 estações, com profundidades variando entre 5 e 10 m, para os recifes internos, e entre 2 e 6 m, para os recifes externos. Em cada estação, seis transectos de 10 m foram estendidos aleatoriamente pelo ambiente recifal.

Para estimar a cobertura recifal por organismos macrobentônicos, o protocolo utiliza o método de intersecção de pontos (Point Intercept Transect - PIT), onde, a cada 20 cm da linha do transecto, os elementos imediatamente abaixo da linha são registrados como segue: alga calcária articulada, alga calcária incrustante, alga frondosa (macroalga), alga filamentosa, substrato, sedimento, zoantídeo, esponja e coral (Figura 5). Dessa forma, foram registrados 50 elementos em cada transecto, totalizando 300 elementos por estação amostrada. Além disso, 20 quadrados de 25 cm de aresta foram distribuídos ao longo dos transectos para a contabilização de recrutas de coral.

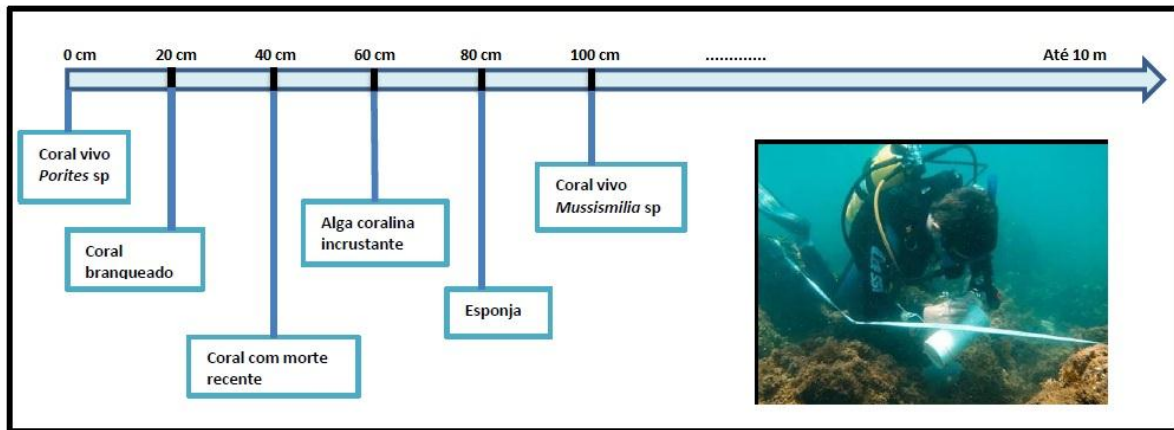


Figura 5. Ilustração do PIT, onde devem ser coletados os dados de pontos localizados a cada 20 cm da linha do transecto (Fonte: Leão et al., 2015).

Para avaliar a comunidade de coral, o método do transecto em banda foi utilizado. Neste método, observa-se uma faixa de 0,5 m de largura para cada lado de uma linha estendida sobre a superfície de fundo, totalizando uma área de observação de 10 m² por transecto e 60 m² por estação (Figura 6). Somente colônias de corais com diâmetros a partir de 10 cm foram contabilizadas, sendo identificadas a nível de espécie. A partir desse método, foram obtidos dados de ocorrência de espécies, diâmetro máximo da colônia e porcentagens de branqueamento (forte e fraco) e mortalidade (antiga e recente) por colônia.

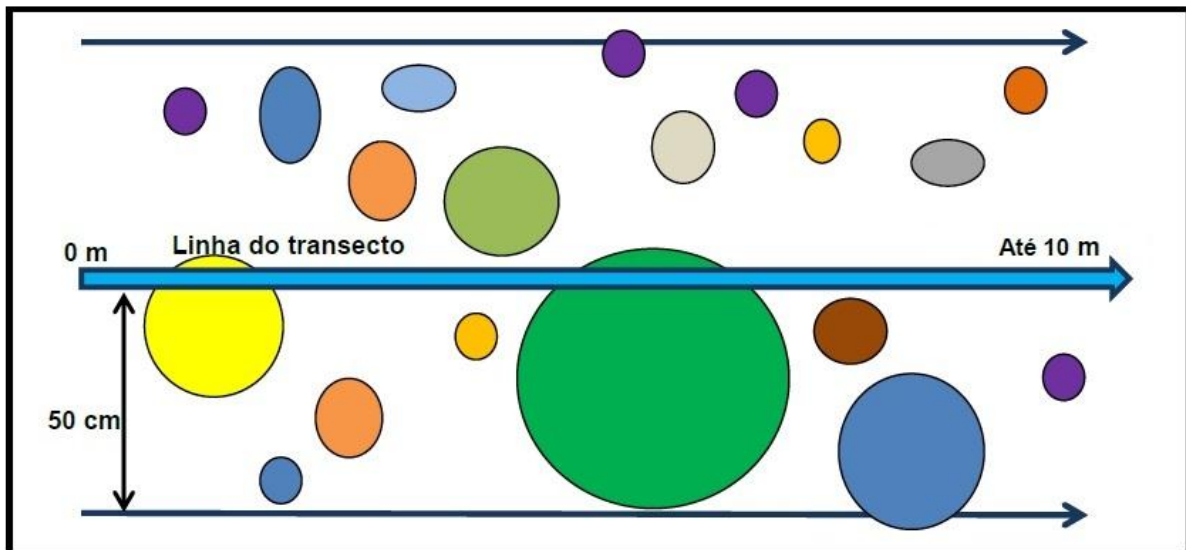


Figura 6. Ilustração do transecto em banda, onde se devem avaliar todas as colônias de corais ≥ 10 cm que ocorrem entre as duas linhas que limitam a banda de 1 m de largura (Fonte: Leão et al., 2015).

Os dados de corais foram obtidos nos anos 2008, 2010, 2011 e 2013, enquanto que os dados de cobertura recifal só foram levantados em 2013. Ressalta-se que não existem dados das estações Leste Sueste, Norte Costa e Norte Frente em 2013 (não coletados devido às más condições de tempo). Além disso, os dados relativos aos corais nas estações Sul Frente e Norte Costa, em 2008, foram descartados devido à inconsistência dos dados. Posteriormente, foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), representado pela equação $H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}$, onde N é o número total de indivíduos na comunidade e n_i é o número de indivíduos da espécie i na comunidade.

4.1.2 Peixes

Para a identificação, registro e contagem das espécies de peixes, foram utilizados 10 transectos em banda de 30 x 2 m, cobrindo uma área total de 600 m² por estação. Associado a isso, foi empregado o método de busca ativa, através da aplicação do *Rover Diver Census* (RDC), que consistiu no registro de espécies durante 40 minutos, dando prioridade àqueles ambientes não amostrados durante os censos, como as tocas e os fundos não consolidados adjacentes aos recifes. Além de serem avaliados quanto à riqueza, abundância, tamanho e densidade, os peixes encontrados foram classificados nos seguintes grupos tróficos: carnívoros, herbívoros territorialistas, herbívoros errantes, planctívoros, invertívoros móveis, invertívoros sésseis, onívoros e limpadores, de acordo com Ferreira et al. (2004), Sampaio e Nottingham (2008) e Medeiros et al. (2010).

Os dados de peixes só foram levantados em 2010, sendo que as estações Pedra Cardinal e Pedra Alva não foram amostradas. Também foi calculado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') para peixes.

4.2 Avaliação da relevância ambiental

A identificação das estações de maior relevância ambiental foi realizada a partir da utilização de três critérios: integridade ambiental, riqueza de espécies de corais e bioconstrução, adaptado dos critérios utilizados por Cruz (2008), que se baseou nos indicadores desenvolvidos por Jamenson et al. (1998), Jamenson et al. (2001) e Done (1995) para o desenvolvimento da sua metodologia.

Os dados das estações monitoradas em 2013 foram analisados de acordo com esses três critérios, e cada estação recebeu as classificações Bom, Regular ou Ruim, associadas aos escores +1, 0 e -1, respectivamente. Dessa forma, a soma dos três critérios pode variar em

sete possibilidades, de menos três a três (-3; -2; -1; 0; 1; 2; 3), sendo que as estações com o maior número de pontos agregam mais requisitos relevantes para conservação.

O critério de riqueza de espécies de corais foi avaliado tendo como referência o coeficiente de biodiversidade de Done (1995). Esse coeficiente não considera apenas o número total de espécies, mas ele atribui valores às espécies de acordo com a sua taxa de ocorrência. O cálculo desse critério foi baseado na média ponderada da ocorrência das espécies nas 10 estações, entre 2008 e 2013. Essa amplitude temporal é uma forma de sintetizar a evolução temporal da comunidade dos corais que resulta da modificação das condições ambientais e do acúmulo de impactos no meio. No entanto, é importante dar um peso maior a amostragem mais recente, considerando que esta representa um estado mais atual do recife. Dessa forma, com base nesse cálculo de ocorrência, as espécies foram classificadas como raras, incomuns ou comuns, associadas aos valores 3, 2 e 1, respectivamente. Foi considerada comum aquela espécie que apareceu em seis ou mais estações, incomum a espécie que ocorreu dentro de um limite de 3 a 5 estações e rara aquela que apareceu em apenas uma ou duas estações. Além disso, foi adicionado um ponto para aquela espécie que ocorreu exclusivamente nos recifes internos ou externos (Tabela 1).

Tabela 1. Valor das espécies de coral de acordo com a sua ocorrência nas estações amostradas.

Espécies	Média ponderada de ocorrência	Exclusivo externo	Exclusivo interno	Valor de ocorrência	Valor total
<i>Phyllangia americana</i>	0,4		1	3	4
<i>Stephanocoenia michelini</i>	1,6		1	3	4
<i>Madracis decactis</i>	2,2			3	3
<i>Mussismilia harttii</i>	2,2			3	3
<i>Porites astreoides</i>	2,3			3	3
<i>Mussismilia braziliensis</i>	3,5	1		2	3
<i>Scolymia wellsi</i>	3,6		1	2	3
<i>Favia gravida</i>	3,6			2	2
<i>Agaricia agaricites</i>	4,4			2	2
<i>Porites branneri</i>	3,9			2	2
<i>Millepora alcicornis</i>	6,4			1	1
<i>Montastraea cavernosa</i>	8,4			1	1
<i>Mussismilia hispida</i>	8,6			1	1
<i>Siderastrea spp.</i>	8,8			1	1

O critério de integridade ambiental se baseou na cobertura relativa dos organismos bentônicos mais abundantes ou com função relevante para o ecossistema recifal, e a densidade de recrutas de coral. De acordo com a abundância relativa e a contribuição positiva (para atributos desejáveis) ou negativa (para atributos que, quando muito

abundantes, são considerados prejudiciais ao recife) de cada organismo, foram definidas classes de cobertura com valores específicos, que podem variar entre 0 e 4 (Tabela 2).

Tabela 2. Classes de cobertura para julgamento da integridade ambiental. Classificação adaptada de Cruz et al. (2015).

Valores	0	1	2	3	4	3	2	1	0
Alga calcária articulada	<1	1 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 30	30 - 35	>35		
Alga calcária incrustante	<1	1 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 35	35 - 40	>40		
Coral	<1	1 - 5	5 - 10	10 - 15	15 - 35	>35			
Recrutas/m ²	<0,5	0,5 - 1	1 - 3	3 - 5	>5				
Alga filamentosa				<5	5 - 15	15 - 25	25 - 40	40 - 60	>60
Alga frondosa				<1	1 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40	>40
Zoantídeo				<1	1 - 5	5 - 20	20 - 40	40 - 60	>60
Esponja				<1	1 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 30	>30

O critério de bioconstrução foi calculado a partir do valor dos bioconstrutores proposto por Done (1995). Para esse cálculo, foram utilizados os diâmetros médios das colônias, as taxas de crescimento anual específicas e as abundâncias relativas das espécies de corais mais abundantes: *Mussismilia braziliensis*, *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia harttii*, *Mussismilia hispida* e *Siderastrea* spp., que juntas representaram mais de 90 % da cobertura de corais em todos os recifes, destacando-se como os principais corais construtores. O valor de bioconstrução é dado pela fórmula $V_w = \sum a_i X m_i$, onde a_i representa a classe de idade, obtida a partir da relação entre o tamanho médio das colônias e a sua respectiva taxa de crescimento, e m_i é a proporção indivíduos de cada classe de idade. As taxas de crescimento utilizadas foram 0,65 cm/ano para *Mussismilia braziliensis*, 0,21 cm/ano para *Mussismilia harttii*, 0,47 cm/ano para *Mussismilia hispida*, 0,62 cm/ano para *Montastraea cavernosa* e 0,20 cm/ano para *Siderastrea* spp., com base em Suggett et al. (2012) e Oliveira (2007).

4.3 Principais ameaças à BTS

Foram levantados dados de censos demográficos para avaliação da demografia e esgotamento sanitário nos municípios que circundam a BTS. Além disso, uma revisão bibliográfica foi realizada para descrever as principais práticas predatórias de pesca, a contaminação química e ocorrência de coral sol na região. Posteriormente, foram analisadas as denúncias ambientais realizadas entre janeiro de 2007 e maio de 2017, existentes no banco de dados do Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), órgão ambiental estadual responsável pelo recebimento das denúncias. As denúncias foram

classificadas como: construção irregular, pesca com bomba, pesca ilegal, poluição, resíduos sólidos, retirada de areia e retirada de corais. Apenas parte dessas denúncias foi georreferenciada, pois nem todas descreviam o local da denúncia. Os dados obtidos foram armazenados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG).

4.4 Indicação da relevância ecológica dos recifes

Os critérios ecológicos foram utilizados para identificar as estações mais relevantes para conservação, sendo consideradas mais relevantes as estações com as maiores pontuações. Foi também considerada a variação histórica da comunidade recifal, o contexto no entorno da BTS e os instrumentos normativos vigentes para a conservação das espécies de peixes e invertebrados aquáticos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Composição da comunidade macrobentônica

Nos recifes externos, localizados na costa oceânica da Ilha de Itaparica e diretamente expostos à ação das ondas (Barros et al., 2009), foi observada uma alta cobertura de algas, majoritariamente representada por algas calcárias articuladas e incrustantes ($46,3\% \pm 3,3$) (Tabela 3). Elas são observadas em maior abundância nesses recifes, quando comparado aos recifes internos, devido à sua estrutura mais rígida, o que lhe confere uma maior resistência frente às condições hidrodinâmicas da região (propriedade destacada por Hubbard, 1997). São extremamente importantes para a construção da estrutura recifal (Leão et al., 2003), além de favorecer o assentamento de larvas de coral (Barros et al., 2009). No entanto, observou-se um resultado contrário para os corais, cujas colônias tiveram uma baixa ocorrência, perfazendo apenas 10% da cobertura bentônica. Esse mesmo valor foi registrado por Cruz (2008) para essa região, o que sugere que, em regiões mais expostas, o estresse induzido pelas ondas possa contribuir para uma menor cobertura de corais.

Apesar das estações Leste Sueste, Norte Costa e Norte Frente não terem sido avaliadas nesse estudo, os dados levantados por Cruz (2008) mostram que existe uma mudança na composição da cobertura recifal da estação ao sul em direção à estação ao norte (Figura 7), ocorrendo um decréscimo na ocorrência de algas calcárias concomitante a um aumento na cobertura de algas filamentosas. Essa característica pode estar relacionada ao fato da estação Norte ser um banco recifal um pouco mais profundo que a estação Sul.

Nos recifes internos, onde predomina um ambiente mais profundo e calmo, houve uma grande variação entre as estações quanto à comunidade macrobentônica. Em Pedra Cardinal e Pedra Alva, os grupos mais abundantes foram algas filamentosas, corais e esponjas, enquanto que Frades Sul apresentou maiores coberturas de algas filamentosas, corais e algas calcárias articuladas. Frades Sul foi a única estação onde foi registrada uma cobertura relevante de algas calcárias articuladas, possivelmente relacionada ao fato de ser a estação mais rasa entre as estações internas (profundidade média de amostragem de 5m). Por outro lado, nas estações Poste 1 e Pedra do Dentão, a assembleia bentônica foi dominada por zoantídeos, com uma frequência relativa de 76,5% e 68%, respectivamente, indicando assim um processo de mudança de fase, como anteriormente descrito por Cruz et al. (2014). As algas filamentosas foram o segundo grupo de organismos mais comuns nessas duas estações. Apesar de comum ao longo da costa brasileira, coberturas tão altas de zoantídeo são observadas apenas na BTS (Cruz et al., 2014). A ausência de recrutas de corais em Poste 1 e Pedra do Dentão contribui ainda mais para esse cenário, tendo em vista

que o recrutamento é um dos fatores fundamentais para a recuperação dos corais (Richmond, 1997).

Em recifes de corais, a mudança de fase é caracterizada pela transição de um ambiente dominado por corais para outro dominado por organismos que não sejam construtores recifais como, por exemplo, algas e corais moles (Done, 1992). Esse processo leva a mudanças na estrutura recifal, devido a perda da capacidade de bioconstrução, contribuindo assim para uma diminuição da complexidade estrutural. A complexidade estrutural do recife tem sido amplamente relacionada à diversidade de organismos (Walter, 2002). Dessa forma, a menor diversidade observada nas estações Poste 1 e Pedra do Dentão foi atribuída a mudança de fase (Figura 8). Mudanças na assembleia de peixes também já foram reportadas para os recifes em mudança de fase da BTS (Cruz et al., 2015a).

Foi registrada uma maior cobertura de algas filamentosas para os recifes internos ($28,5\% \pm 11,0$), quando comparada aos recifes externos ($11,2\% \pm 0,2$). Elas competem diretamente por espaço com as colônias de corais, causando, muitas vezes, a diminuição da abundância de corais devido aos efeitos alelopáticos, crescimento e sombreamento que essas algas promovem sobre as colônias (Vermeij et al., 2010). Os principais fatores que contribuem para o aumento da quantidade de algas são a sobrepesca de peixes herbívoros e a nutrificação dos recifes (Bellwood et al., 2004; Vermeij et al., 2010; Yang et al., 2013; Arias-González et al., 2017). Esses mesmos impactos já foram relatados por diversos autores para a BTS, que é afetada pela pesca predatória, principalmente através do uso de explosivos, e contaminação ambiental, principalmente nas porções norte e nordeste (CRA, 2004; Dutra e Haworth, 2008; Hatje et al., 2009; Da Rocha et al., 2012; Ferreira et al., 2015).

Entre as estações amostradas, Pedra Cardinal foi a que apresentou uma maior cobertura de algas filamentosas, que se mostrou similar quando comparado aos anos anteriores (Figura 9) (ressalta-se que os dados de 2003 e 2007 foram obtidos a partir de vídeo-transecto). Também foi constatada a ausência de recrutas nessa estação, que pode ter contribuído para uma diminuição da cobertura de corais entre 2007 (27%) e 2013 (19%), sendo um possível indício de degradação desse recife.

A densidade de recrutas observada nesse estudo é similar à registrada para os outros recifes próximos à costa (0 - 5 recrutas/m²) (Kikuchi et al., 2010). Recifes costeiros tendem a apresentar uma vitalidade inferior àquela apresentada pelos recifes mais afastados, devido principalmente a uma maior exposição a sedimentos terrígenos associado a estressores antropogênicos, como sobrepesca e nutrificação (Leão e Kikuchi, 2005; Kikuchi et al., 2010).

A sedimentação ainda é o problema mais persistente que afeta os corais em recifes costeiros, pois o coral desloca energia que ele poderia estar utilizando no seu crescimento e

reprodução para a limpeza da sua superfície (Richmond, 1997). Outros efeitos envolvem a remoção dos corais juvenis antes da sua fixação, abrasão, asfixia (Dutra et al., 2006) e atenuação da luz na coluna de água, podendo inibir a atividade fotossintética dos endossimbiontes presentes nas colônias e prejudicar o mecanismo de alimentação e calcificação do coral. Portanto, esses fatores podem afetar o estado de conservação dos recifes através da redução nas taxas de crescimento, morte e inibição do recrutamento de corais, o que leva a menores coberturas de coral vivo (Spanó, 2004; Dutra et al., 2006; Kikuchi et al., 2010).

Apesar de alguns corais brasileiros serem considerados adaptados às altas taxas de aporte sedimentar (Leão e Ginsburg, 1997; Leão et al., 2003), mudanças no uso e ocupação do solo no entorno da BTS ao longo dos últimos 500 anos contribuíram ainda mais para o aumento da turbidez na água e sedimentação. Esse processo, inicialmente provocado por uma maior erosão devido ao extenso desmatamento das zonas adjacentes para a agricultura, se intensificou a partir da década de 50, com o processo de industrialização da região, resultando em um incremento no aporte sedimentar principalmente relacionado à ocupação humana desordenada com lançamento de efluentes industriais e domésticos (Dutra e Haworth, 2008). Além disso, a presença de uma fábrica de cimento, que operou entre as décadas de 50 e 80, contribuiu para o histórico de degradação dos recifes devido à exploração de depósitos calcários da região e aporte de sedimento lamoso (Dutra et al., 2006). A intensa navegação e as atividades periódicas de dragagem também podem causar impacto aos recifes pelo aumento da turbidez na água. Alguns estudos mostram evidências de que, pelo menos para o norte da BTS, a taxa média de sedimentação no último século foi triplicada nos últimos 30 anos (Lessa e Dias, 2009).

Tabela 3. Cobertura do fundo bentônico (em %) e densidade de recrutas (Fonte: banco de dados do RECOR).

Tipo de Fundo	Recifes internos					Recifes externos	
	Frades Sul	Poste 1	Pedra Cardinal	Pedra do Dentão	Pedra Alva	Sul Costa	Sul Frente
Alga calcária articulada	15,3	0,0	0,0	0,0	0,0	35,3	25,0
Alga calcária incrustante	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	13,3	19,0
Alga filamentosa	27,3	20,0	47,5	23,0	24,5	11,3	11,0
Alga frondosa	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	7,0	27,0
Sedimento	20,0	0,5	14,5	3,5	39,0	6,7	9,7
Substrato	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	13,0	0,0
Zoantídeo	0,0	76,5	4,5	68,0	0,0	0,3	0,0
Esponja	8,7	1,5	10,0	5,5	13,0	0,0	0,0
Corais	20,7	1,5	19,5	0,0	21,0	12,7	7,3
Recrutas/m ²	3	0	0	0	2,4	8	7,2

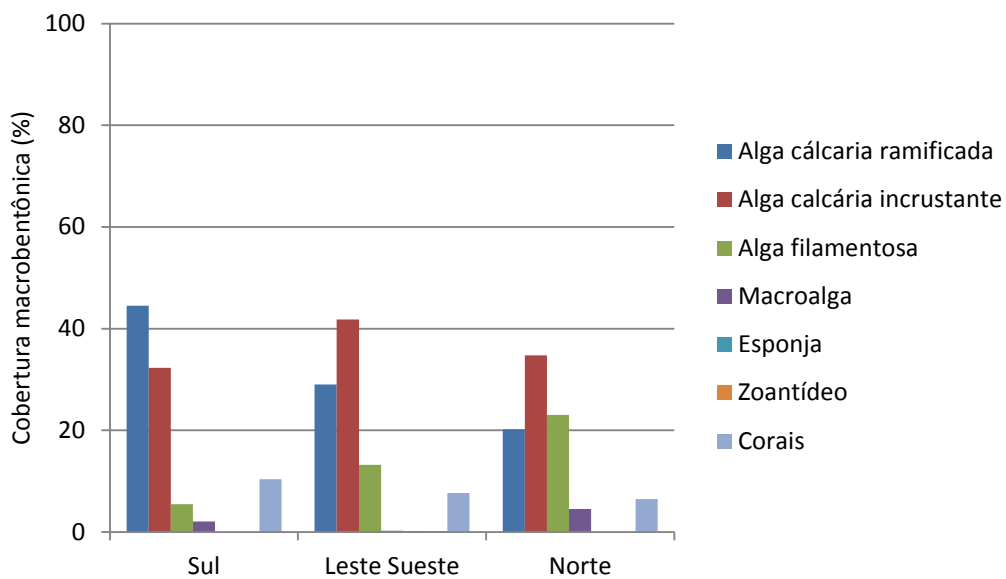


Figura 7. Cobertura macrobentônica (%) no ano de 2007 nas estações Sul, Leste Sueste e Norte (Fonte: Cruz, 2008).

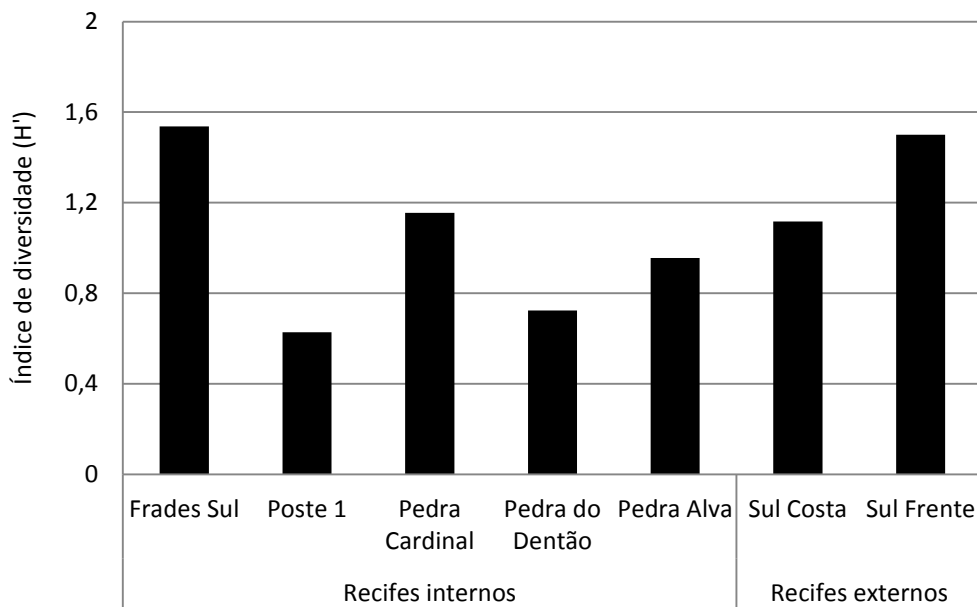


Figura 8. Índice de diversidade de Shannon (H') por estação.

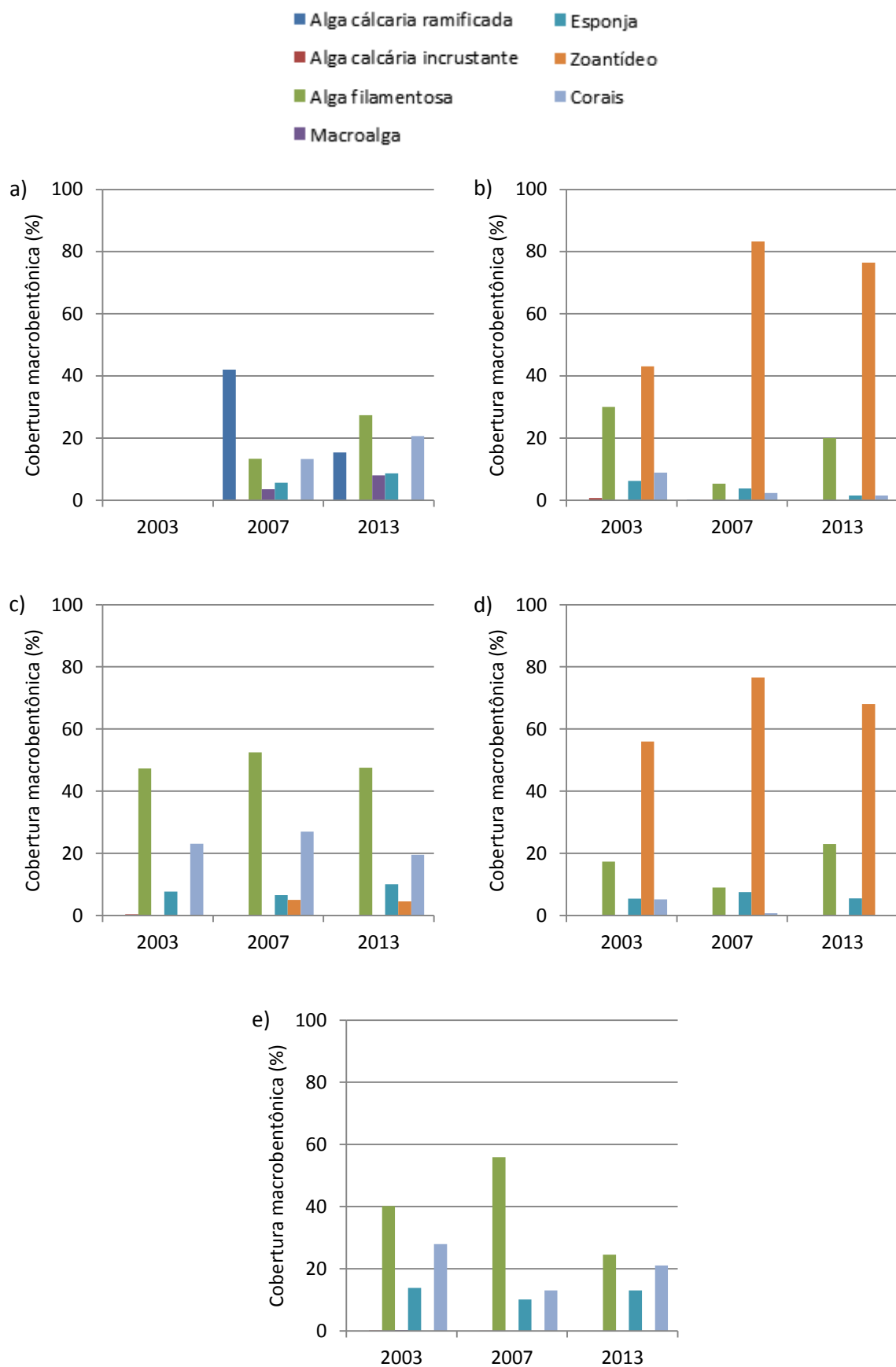


Figura 9. Cobertura macrobentônica (em %) nos anos de 2003, 2007 e 2013 nas estações Frades Sul (a), Poste 1 (b), Pedra Cardinal (c), Pedra do Dentão (d) e Pedra Alva (e) (Fontes: Dutra et al., 2006; Cruz, 2008; banco de dados do RECOR).

5.2 Composição da comunidade de corais

Nos recifes internos, a espécie *Montastraea cavernosa* foi dominante em todos os recifes, seguida por *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida* (Figura 10). Estas espécies são amplamente reconhecidas por suportarem maiores níveis de turbidez (Laborel, 1969b), observados nessa região da BTS. No entanto, *Montastraea cavernosa* é uma espécie melhor adaptada a ambientes de menor luminosidade, apresentando maiores coberturas em águas menos rasas ou com maior turbidez e paredes recifais (Laborel, 1969b; Castro e Pires, 2001; Leão e Kikuchi, 2001; Francini-Filho et al., 2013). Essa característica está relacionada ao clado de simbiote associado a essa espécie, que consegue absorver a luz de forma mais eficiente em ambientes com menos luz (Lesser, et al., 2010). Dessa forma, apesar *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida* serem resistentes a variações de turbidez, um melhor desempenho fotossintético realizado pelo simbiote presente na *Montastraea cavernosa* pode justificar a maior frequência de *Montastraea cavernosa* em relação as outras espécies.

Um importante aspecto a se destacar é que o aumento das taxas de turbidez e sedimentação contribuiu para uma mudança da fauna coralina, com a baixa ocorrência e desaparecimento de espécies menos tolerantes a níveis elevados de turbidez na água como, por exemplo, *Meandrina braziliensis*, *Mussismilia braziliensis* e *Porites branneri* (Dutra e Haworth, 2008) (Tabela 4) (é importante destacar que os locais de amostragem dos trabalhos levantados são diferentes). Portanto, as condições de maior turbidez e menor luminosidade da BTS são alguns dos fatores que podem explicar a distribuição das espécies nos recifes internos.

Nos recifes externos, as espécies *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida* foram as mais abundantes, representando, em média, 85% dos corais (Figura 11). *Montastraea cavernosa* e *Mussismilia braziliensis* também são comuns nessa região. *Siderastrea* spp. foi dominante nas estações Sul Costa, Sul Frente e Leste Sueste, enquanto que *M. hispida* foi dominante nas estações Norte Frente e Norte Costa ao longo do estudo. As três primeiras estações ocorrem mais próximas ao topo recifal, geralmente entre 2 e 4 m. Nessa profundidade, a ação das ondas torna-se mais proeminente, onde os organismos recifais dominantes apresentam formas mais incrustantes, como *Siderastrea* spp.. Já as estações Norte Costa e Norte Frente foram amostradas entre 4 e 6 m, expostas a uma menor hidrodinâmica.

O padrão observado para os recifes externos, diferente do interior da BTS, parece ser influenciado pela ação das ondas e condições de maior luminosidade e menor turbidez. *Mussismilia hispida* e *Siderastrea* spp. possuem formas ligeiramente planas (ou semi-esféricas), que resistem melhor às condições hidrodinâmicas da região como, por exemplo,

a forte ação de ondas. Outro fator importante a ser considerado para esse recife é a necessidade da fauna coralina tolerar a redução da intensidade da luz e aumento da turbidez, devido à ressuspensão do sedimento de fundo, principalmente durante a passagem de frentes frias no inverno (Araújo, 1984).

Também foi notada uma baixa ocorrência de *Millepora alcicornis* nesses recifes, como apontado por Cruz (2008). Essa espécie foi encontrada por Araújo (1984), e ocorria de forma bem distribuída principalmente na borda do recife. Sua baixa frequência atual foi atribuída à pesca predatória com bomba e uso de redes de espera, que se prendem a estrutura ramificada desse coral, podendo provocar a quebra e abrasão do tecido (Cruz, 2008). Essa constatação é bastante válida, levando-se em consideração que a rede de espera é um dos principais petrechos de pesca utilizados na pesca extrativa marinha no entorno da BTS (no município de Vera Cruz, corresponde a 22% dos petrechos de pesca utilizados) (Soares et al., 2009). Esses impactos podem estar afetando a abundância dessa espécie nos recifes internos, que também apresentou uma diminuição na sua ocorrência (Tabela 4).

Quanto à abundância de corais nos recifes internos, Poste 1 e Pedra do Dentão apresentaram os menores valores (Figura 12). Segundo Cruz et al. (2015a), essas estações apresentam uma mudança de fase, onde ocorre um amplo domínio de zoantídeo. Nessas estações, é possível observar uma variação em relação ao número de colônias ao longo dos anos, corroborando os dados de diminuição da cobertura de corais apresentados anteriormente (Figura 9). Em 2013, por exemplo, foram registradas apenas 3 colônias em Pedra do Dentão. Contudo, uma tendência de diminuição na abundância das colônias de corais foi observada para quase todas as estações no interior da BTS. Esse declínio foi mais acentuado em Pedra Cardinal, coincidindo com os valores observados para a cobertura macrobentônica, que indicou uma diminuição da cobertura de corais para essa estação. Excepcionalmente, uma baixa abundância de corais (n=30) foi observada em Frades Sul, em 2008, devido a uma alta taxa de mortalidade (43%) nessa estação.

Os recifes externos apresentaram menores valores de abundância de corais, quando comparados aos recifes internos. Isso já era esperado tendo em vista que esses recifes apresentaram uma menor cobertura de corais. No entanto, não foi identificada uma tendência de diminuição na ocorrência das colônias de coral durante o quinquênio estudado. As estações Sul Costa e Sul Frente apresentaram os maiores valores.

Tabela 4. Histórico da presença de corais no interior da BTS (Anos de 1962 a 2013. Adaptado de Dutra e Haworth, 2008).

Espécies	1962	2003	2007	2008	2010	2011	2013
<i>Agaricia agaricites</i>	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum
<i>Favia gravida</i>	Abundante	Incomum	Incomum	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum
<i>Madracis decactis</i>	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Não reportada
<i>Meandrina braziliensis</i>	Abundante	Não reportada	Incomum	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada
<i>Millepora alcornonis</i>	Principal construtor de topo	Incomum	Abundante	Comum	Comum	Comum	Incomum
<i>Millepora nitida</i>	Abundante	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada
<i>Montastraea cavernosa</i>	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo
<i>Mussismilia braziliensis</i>	Principal construtor de topo	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Não reportada
<i>Mussismilia harttii</i>	Abundante	Incomum	Incomum	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum
<i>Mussismilia hispida</i>	Abundante	Comum	Abundante	Abundante	Abundante	Abundante	Comum
<i>Phyllangia americana</i>			Incomum	Não reportada	Não reportada	Não reportada	Incomum
<i>Porites astreoides</i>	Não reportada	Incomum	Incomum	Não reportada	Não reportada	Incomum	Incomum
<i>Porites branneri</i>	Abundante	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Não reportada
<i>Scolymia wellsi</i>	Não reportada	Comum	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum
<i>Siderastrea spp.</i>	Principal construtor de topo	Principal construtor de topo	Abundante	Abundante	Abundante	Abundante	Abundante
<i>Stephanocoenia michelini</i>	Abundante	Não reportada	Incomum	Incomum	Incomum	Incomum	Não reportada

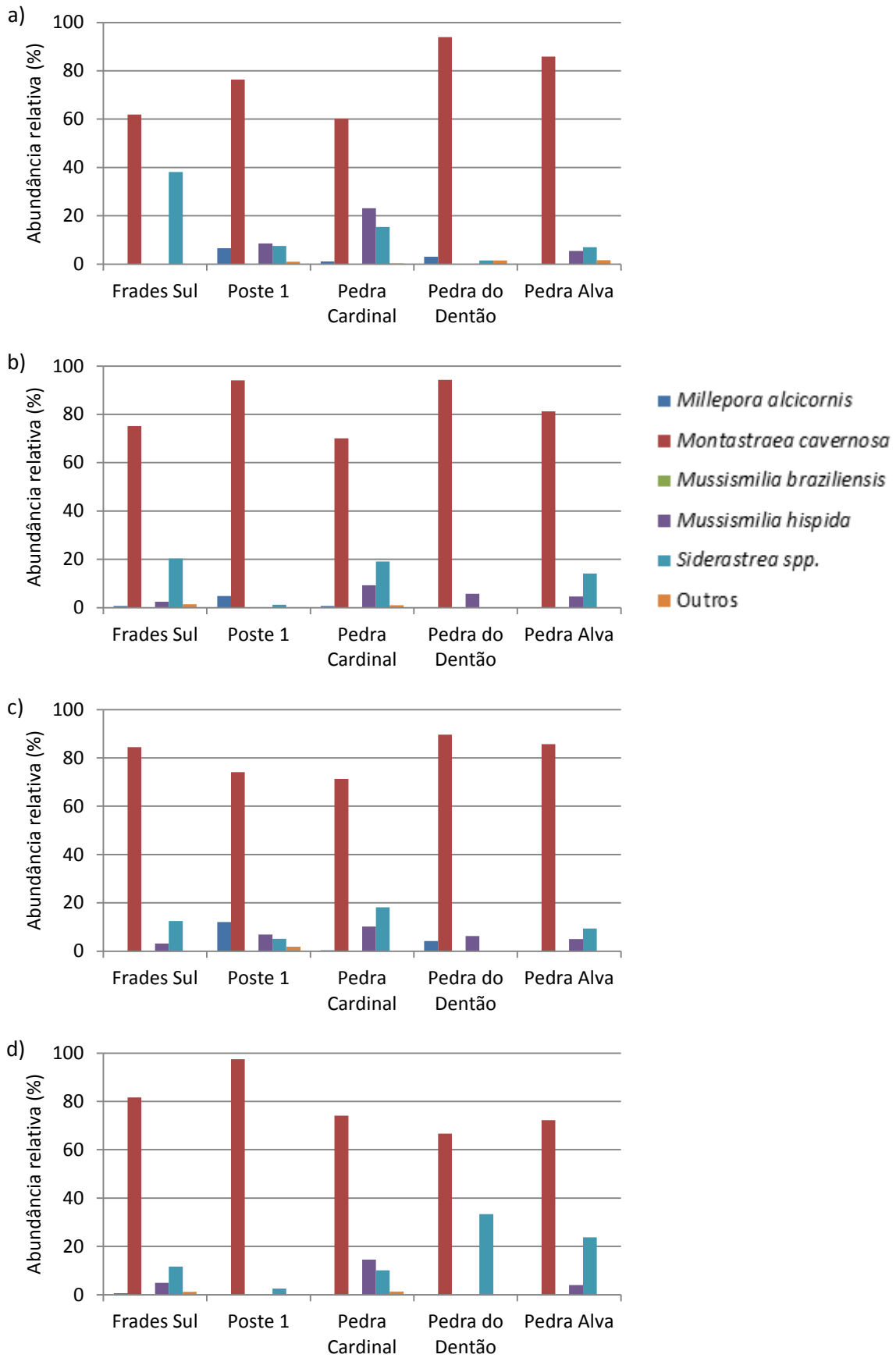


Figura 10. Abundância relativa das espécies de corais nos recifes internos em 2008 (a), 2010 (b), 2011 (c) e 2013 (d) (Fonte: banco de dados do RECOR).

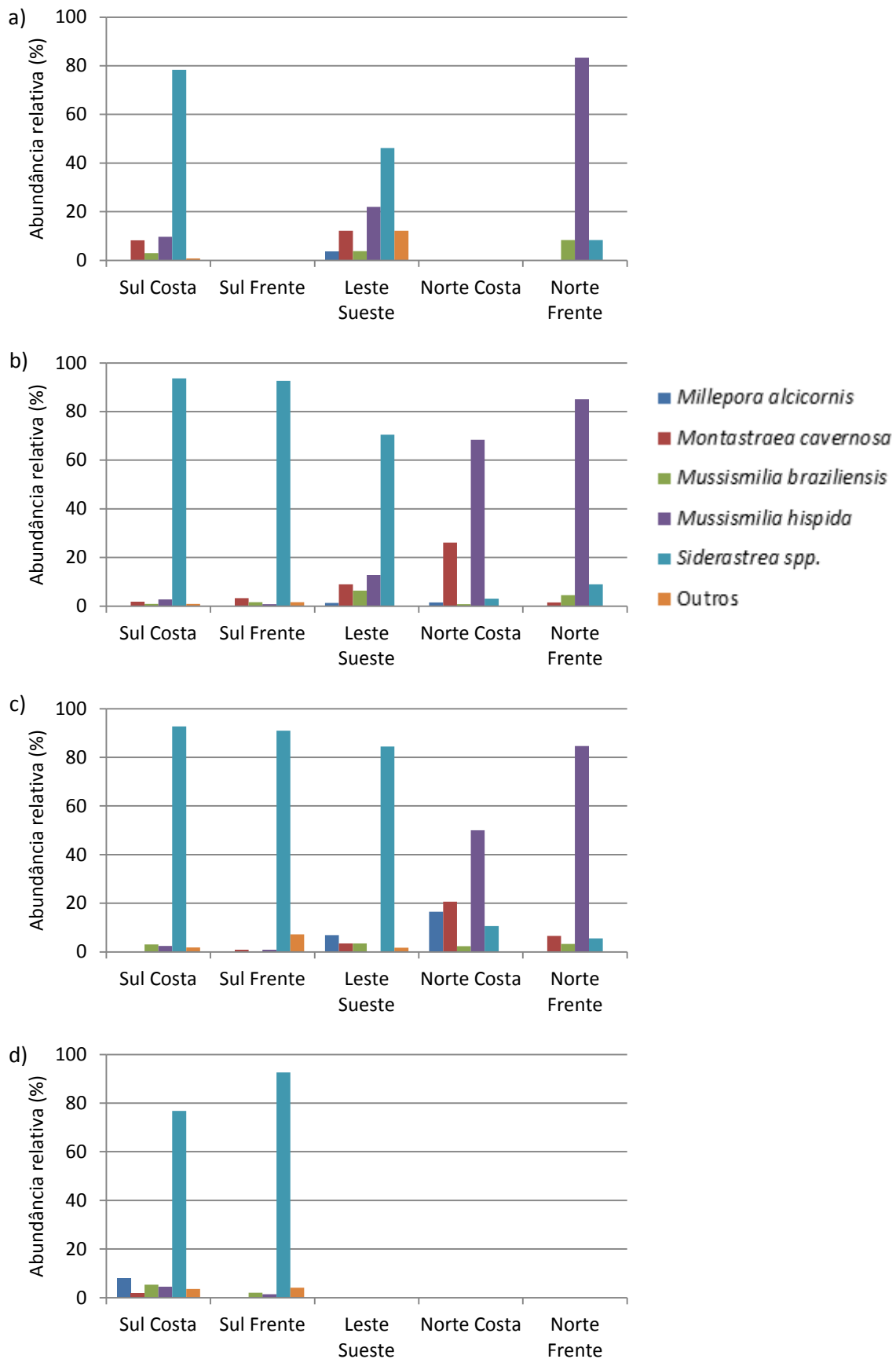


Figura 11. Abundância relativa das espécies de corais nos recifes externos em 2008 (a), 2010 (b), 2011 (c) e 2013 (d) (Fonte: banco de dados do RECOR).

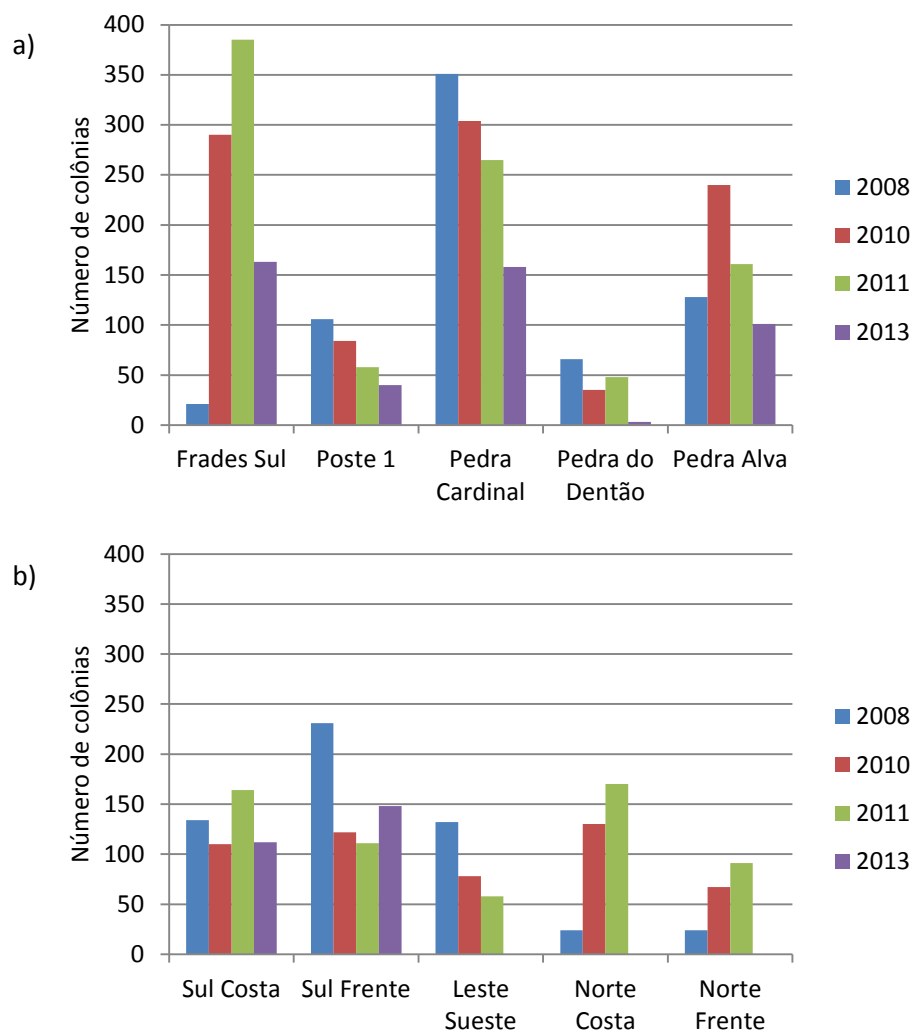


Figura 12. Número de colônias de coral nos recifes internos (a) e externos (b) (Fonte: banco de dados do RECOR).

Das 21 espécies de corais escleractíneos registradas ao longo da costa brasileira, 14 foram registradas no presente estudo, sendo que mais uma (*Meandrina braziliensis*) já foi relatada em trabalhos anteriores para essa região (Cruz, 2008). Dentre elas, 4 são espécies endêmicas do Brasil (*Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia hispida*, *Mussismilia hartii* e *Siderastrea stellata*) (Leão et al., 2010). Destaca-se que a BTS possui uma riqueza de corais próxima àquela apresentada por Abrolhos, que é considerada a região de maior diversidade de corais do oceano Atlântico Sul Ocidental.

Nos recifes internos, as estações Frades Sul e Pedra Cardinal apresentaram os maiores valores, enquanto que Poste 1 e Pedra do Dentão foram caracterizados por um menor número de espécies (Figura 13). Assim como para abundância, foi observada uma diminuição da riqueza em quase todas as estações dos recifes internos, entre 2008 e 2013. Esse padrão pode indicar uma continuação no declínio das espécies encontradas no interior

da BTS, destacando que esses recifes podem estar sob grande estresse ambiental. De forma contrária, nos recifes externos, foram observadas pequenas variações, sendo registrados menores valores nas estações Norte Costa e Norte Frente.

É importante ressaltar que *Phyllangia americana*, *Scolymia wellsi* e *Stephanocoenia michelini* foram restritas aos recifes internos, enquanto que *Mussismilia braziliensis* só esteve presente nos recifes externos (Tabela 5), concordando com estudos anteriores na região (Cruz, 2008). De acordo com Laborel (1969), *Mussismilia braziliensis*, uma das principais espécies construtoras dos recifes brasileiros, era abundante dentro da BTS. No entanto, o aumento da turbidez ocasionada por ações antrópicas pode estar relacionado ao desaparecimento desta espécie e de outras no ambiente interno da BTS (Dutra e Haworth, 2008), como descrito na Tabela 4. Esta espécie geralmente ocorre em regiões de maior luminosidade, como águas rasas e claras ou em topos recifais (Laborel, 1969; Leão e Kikuchi, 2001). Outros trabalhos descrevem a substituição de *Mussismilia braziliensis* por *Siderastrea* spp. ou *Mussismilia hispida* em recifes ao norte da Bahia. Essa mudança esteve associada à diminuição do nível do mar nos últimos 3000 anos, que aproximou os recifes da linha de costa, tornando-os mais susceptíveis a sedimentação e aos altos níveis de turbidez (Leão et al., 2003).

Tabela 5. Frequência de ocorrência das espécies de corais nos recifes internos e externos entre 2008 e 2013 (Fonte: banco de dados do RECOR).

Espécies	Recifes internos				Recifes externos			
	2008	2010	2011	2013	2008	2010	2011	2013
<i>Agaricia agaricites</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Favia gravida</i>		X	X	X	X	X	X	X
<i>Madracis decactis</i>	X	X	X			X	X	
<i>Millepora alcicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Montastraea cavernosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Mussismilia braziliensis</i>					X	X	X	X
<i>Mussismilia harttii</i>		X	X	X	X			X
<i>Mussismilia hispida</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Phyllangia americana</i>				X				
<i>Porites astreoides</i>			X	X	X	X	X	X
<i>Porites branneri</i>	X	X	X		X	X	X	X
<i>Scolymia wellsi</i>	X	X	X	X				
<i>Siderastrea</i> spp.	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stephanocoenia michelini</i>	X	X	X					

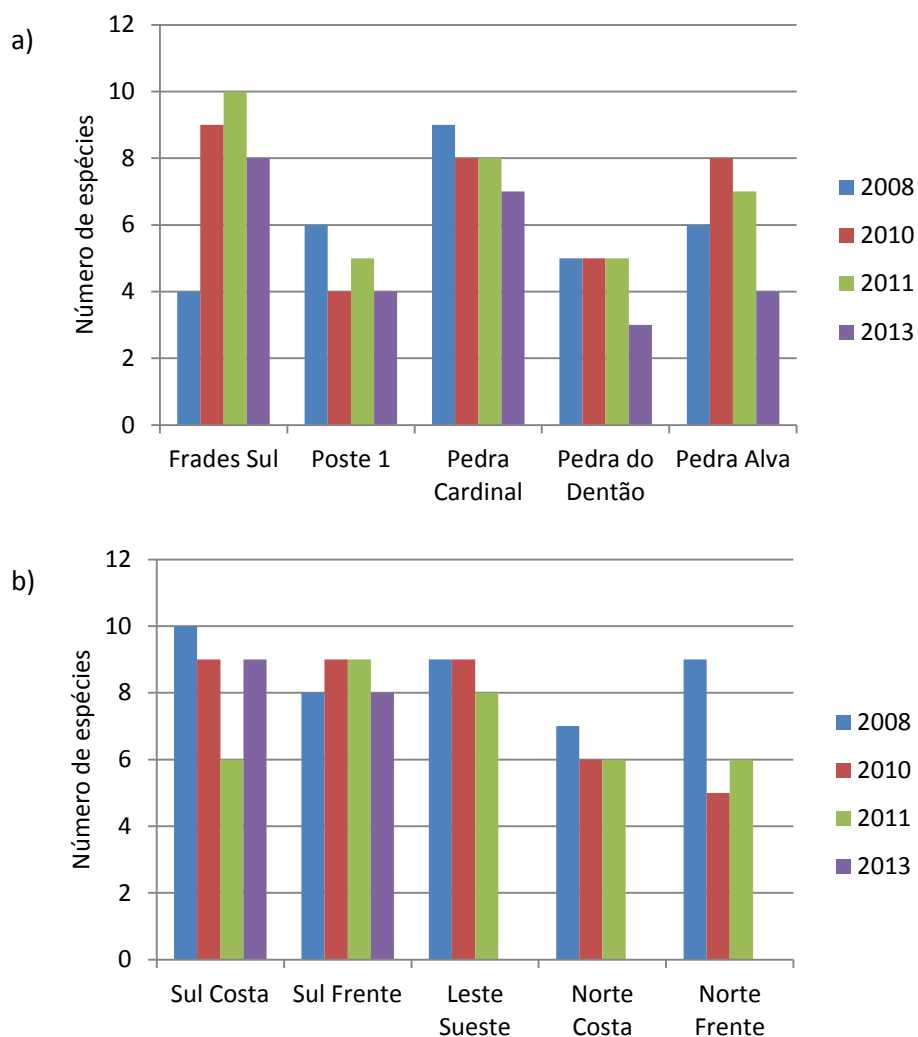


Figura 13. Número de espécies de coral nos recifes internos (a) e externos (b) (Fonte: banco de dados do RECOR).

Apesar da baixa diversidade observada nos recifes brasileiros, os corais são considerados muito importantes para a conservação devido à alta taxa de espécies endêmicas, que são os principais construtores recifais, juntamente com as algas calcárias (Leão, 1999; Moura, 2000). No interior da BTS, poucas espécies parecem suportar os níveis de turbidez observados. *Montastraea cavernosa*, *Mussismilia hispida* e *Siderastrea* spp. representam juntas 98% da cobertura de coral nos recifes. Nesse caso, uma redundância funcional limitada representa um cenário crítico em relação à substituição de uma espécie por outra em casos de perturbação ambiental. Isso confere um maior grau de vulnerabilidade, principalmente levando em consideração que a BTS é uma área de grande interferência antrópica. Dessa forma, o estresse antropogênico associado a eventos estocásticos (e.g. branqueamento) que possam afetar a ocorrência das espécies que conferem resiliência a esses recifes pode levar a depressão do processo de bioconstrução, prejudicando assim a provisão dos serviços ecossistêmicos.

O tamanho das colônias é um importante fator para o estado de conservação dos recifes, visto que colônias maiores são mais resistentes a eventos estocásticos, doenças e predação (Cruz, 2008). Nos recifes internos, colônias maiores que 60 cm foram observadas principalmente em Pedra Cardinal e Pedra Alva (Figura 14). Poste 1 e Pedra do Dentão diferiram das outras estações internas quanto ao tamanho das colônias, sendo registrados altos percentuais de colônias com tamanho inferior a 30 cm (81 e 92%, respectivamente). Foram encontradas, em média, colônias maiores nos recifes internos do que nos recifes externos, o que pode ser explicado pelas condições naturais da região e não necessariamente por mudanças no estado de conservação do recife, pois regiões de maior hidrodinâmica tendem a apresentar colônias menores. Em seu estudo, Rathbun (1878) já havia descrito a ausência de colônias grandes nos recifes adjacentes à Ilha de Itaparica, indicando uma condição natural desse recife. Mais recentemente, Araújo (1984) também observou a ocorrência de colônias pequenas nos recifes externos.

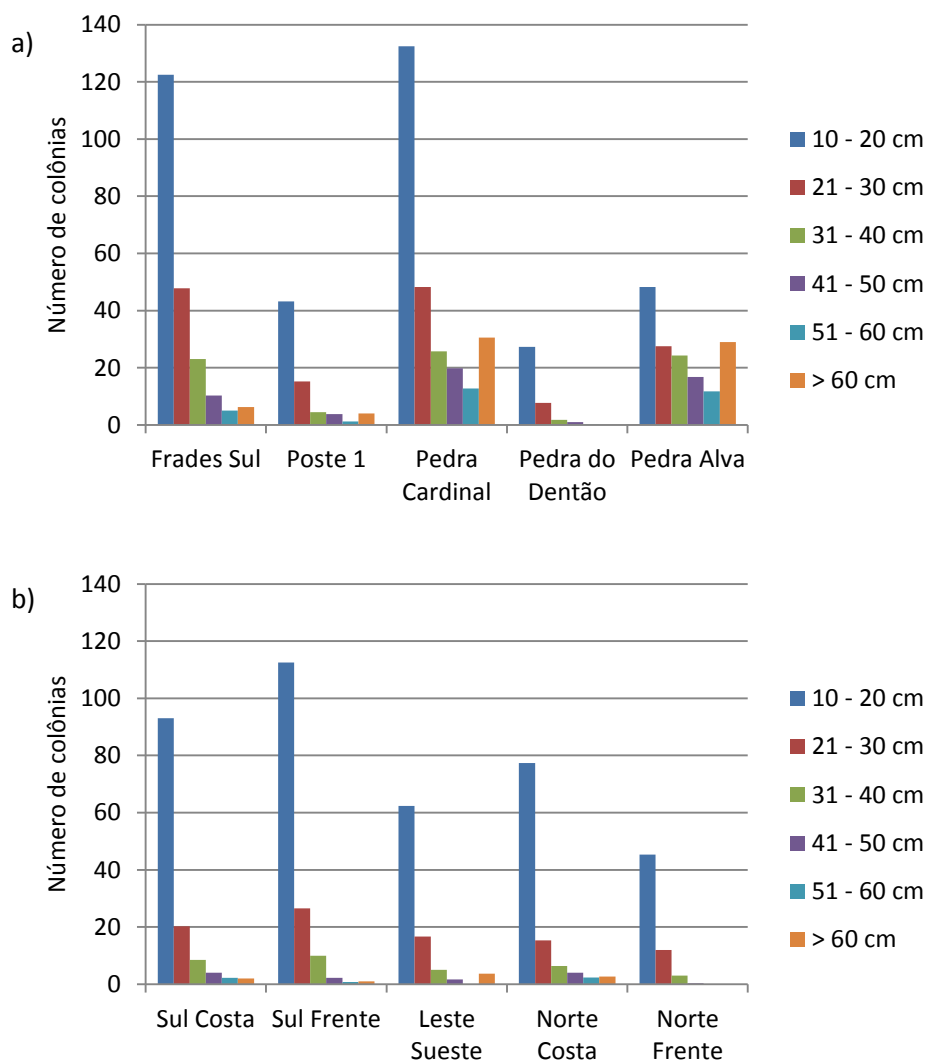


Figura 14. Média do número de colônias por classe de diâmetro das colônias de corais nos recifes internos (a) e externos (b) (Fonte: banco de dados do RECOR).

5.3 Composição da comunidade de peixes

No presente estudo, foram encontradas 60 espécies de peixe pertencentes a 26 famílias (Anexo 1), resultado que é coerente com o encontrado por Cruz et al. (2015a). Apesar da baixa riqueza, os peixes que ocorrem na costa brasileira exibem uma alta taxa de endemismo concentrada em pequenas áreas, conferindo a esses espaços uma grande importância para conservação (Moura, 2000; Floeter et al., 2007). Dentre as espécies observadas nesse estudo, 12 são endêmicas do Brasil. Os recifes externos foram os que apresentaram a maior abundância de organismos dessas espécies (22%), enquanto que os recifes internos apresentaram 6% de peixes endêmicos em suas estações.

No interior da BTS, ocorreu uma maior predominância de invertívoros móveis e carnívoros (Figura 15), devido à alta frequência de *Haemulon aurolineatum* e *Serranus flaviventris*, que contribuíram com aproximadamente 75% do número total de peixes observados. Por outro lado, a maioria dos peixes encontrados nos recifes externos foi constituída por herbívoros, principalmente representado por *Stegastes fuscus* (39%), uma espécie de herbívoro territorialista que habita preferencialmente recifes tropicais rasos (Ferreira et al., 2015). O alto número de pequenos herbívoros nas estações externas pode ser um indicativo de baixos níveis de predação (Obura, 2009), o que está em conformidade com a baixa ocorrência de carnívoros. Os demais grupos tróficos foram pouco representativos na maioria das estações internas e externas.

Entre os principais itens alimentares consumidos pelos herbívoros, é possível destacar as algas epilíticas (filamentosas), que são reconhecidas por servirem como uma armadilha de sedimento e detritos, incluindo assim uma variedade de potenciais recursos alimentares que podem ter um alto valor nutricional. Considerando que a ocorrência e distribuição dos peixes recifais é influenciada pela cobertura bentônica (Walter, 2002; Bellwood et al., 2003; Ferreira e Gonçalves, 2006), é razoável afirmar que maiores densidades de peixes herbívoros seriam esperadas nas estações dos recifes internos, visto que elas apresentaram a maior cobertura de algas filamentosas, principal recurso alimentar desses organismos (Ferreira et al., 2004; Ferreira et al., 2015). No entanto, foi registrada uma baixa densidade de herbívoros nos recifes internos, equivalente a 0,115 indivíduos/m², enquanto que, nos recifes externos, essa densidade foi de 2,060 indivíduos/m² (Tabela 6).

A sua menor ocorrência nos recifes internos pode ser explicada de algumas formas. Em primeiro lugar, o aumento da quantidade de sedimento sobre a alga pode afetar a sua palatabilidade, influenciando o comportamento de pastagem dos peixes herbívoros (Goatley et al., 2016). Dessa forma, é possível que um aumento na carga sedimentar contribua para uma mudança na ocorrência desse grupo de peixes. No entanto, essa análise não foi

realizada durante esse estudo. Em segundo lugar, a pressão da pesca predatória, comumente observada nos recifes internos (Oliveira, 1996; Aguiar Jr e Dias, 2007), estaria levando a redução do processo de herbivoria e, conseqüentemente, ao aumento da quantidade de algas filamentosas. Segundo Oliveira (1996), as práticas predatórias de pesca, como a pesca com bomba, rede de malha fina ou rede de arrasto representa um grande risco, pois, ao capturar indivíduos pequenos que ainda não atingiram a maturação sexual, impede-se a reprodução e renovação dos recursos pesqueiros. Esse cenário é bastante similar a outras regiões do planeta, que juntas já contabilizam mais de 50% de perda de biomassa de peixes herbívoros em locais acessíveis a pesca (Edwards et al., 2014). E, por fim, a degradação dos manguezais, especialmente na região norte da baía, provocada pelo passivo ambiental gerado a partir da contaminação química (Queiroz e Celino, 2008), poderia também afetar a assembleia de peixes, pois muitos peixes recifais utilizam os manguezais como local de alimentação, reprodução, berçário e abrigo (Mumby et al., 2006; Burke et al., 2011).

De modo contrário, a estação Sul Costa foi a que apresentou uma maior quantidade de herbívoros. Apesar dessa estação possuir uma menor cobertura de algas filamentosas quando comparada às outras estações, alguns estudos apontam a inclusão de alga cálcária incrustante na dieta de *Stegastes fuscus*, *Scarus* sp. e *Sparisoma amplum*, indicando uma certa plasticidade na dieta dessas espécies, que forrageiam de acordo com o habitat (Ferreira et al., 1998; Ferreira et al., 2004). Essa característica pode favorecer a presença desse grupo de organismos nos recifes externos, onde foi observada uma maior cobertura de algas calcárias incrustantes. Isso pode explicar em grande parte a maior abundância de herbívoros nesses recifes, tendo em vista que essas espécies representaram 45% dos peixes herbívoros amostrados.

Os herbívoros, como é o caso dos escavadores, raspadores e pastadores, desempenham papéis funcionais cruciais para a resiliência do recife, uma vez que o hábito alimentar desses peixes é um elemento chave para o sucesso na colonização larval, crescimento e recuperação dos corais. Ao se alimentarem, os escavadores removem corais mortos, disponibilizando a matriz recifal para que novos organismos epibentônicos sésseis, como corais e algas calcárias, possam se fixar. Raspadores removem alga e sedimento, contribuindo para o crescimento e a sobrevivência de corais e algas coralinas. E os pastadores removem algas, reduzindo a sobreposição e sombreamento dos corais por macroalgas (Ferreira e Gonçalves, 2006; Bellwood et al., 2004). Os peixes dos gêneros *Scarus* e *Sparisoma* (família Scaridae), classificados como herbívoros errantes, formam um dos principais grupos de peixes raspadores/escavadores, possuindo um importante papel na bioerosão (Bellwood et al., 2004).

Nesse estudo, 5% do número de peixes observados nos recifes internos e externos, incluindo majoritariamente os escaurdeos, se encontram ameaçados de extinção (MMA, 2016). Tendo em vista que esse grupo de herbívoros apresenta uma redundância funcional limitada (Moura, 2000), a pressão exercida pela pesca, que é o principal vetor de pressão em ambientes marinhos, pode afetar a estrutura trófica da comunidade, principalmente nos recifes internos. Isso pode levar a perdas de processos ecossistêmicos muito importantes, como a herbivoria, por exemplo, que é um dos processos ecológicos chave dentro de um ambiente recifal. Adicionalmente, a baixa ocorrência de escaurdeos no interior da BTS, principalmente nas estações que apresentaram mudança de fase, resulta em reduzidas taxas de bioerosão (Bellwood et al., 2003), podendo estar relacionada ao declínio no recrutamento de corais. Na estação Frades Sul, foram observados 13 escaurdeos, enquanto que, em Poste 1 e Pedra do Dentão, foi registrado um indivíduo em cada estação.

A dominância por zoantídeos sobre os recifes em mudança de fase, concomitante a diminuição da cobertura de corais, contribui para a diminuição da complexidade estrutural do recife, podendo levar a mudanças na assembleia de peixes. A complexidade estrutural tem sido positivamente correlacionada à abundância e diversidade dos peixes recifais por alguns autores (Carpenter, 1981; Walter, 2002), embora não haja de fato um consenso sobre isso. Cruz et al (2015a), em estudo realizado na BTS, observou que os recifes em mudança de fase apresentaram uma menor riqueza e diversidade, não sendo observado contudo diferenças significativas quanto à abundância.

Apesar de Poste 1 apresentar baixos valores de riqueza e abundância, resultados similares foram registrados em Pedra do Dentão e Frades Sul (Tabela 7). No entanto, foi possível observar uma densidade maior de invertívoros móveis em Pedra do Dentão (0,305 indivíduos/m²), quando comparado a Frades Sul (0,265 indivíduos/m²). Os invertívoros móveis apresentaram grande abundância em quase todas as estações, corroborando os dados obtidos em outras regiões, que indicam que eles representam um dos grupos tróficos mais abundantes em diversos recifes tropicais (Ferreira et al., 2004). No entanto, a capacidade de explorar tanto substratos moles quanto duros (Ferreira et al., 2004) parece oferecer uma vantagem no forrageamento dos recifes dominados por zoantídeos. Além disso, algumas espécies de zoantídeos hospedam diversas espécies de invertebrados que se refugiam entre seus pólipos (Cruz et al., 2015a).

De uma forma geral, não foi possível observar uma mudança clara em relação aos recifes em mudança de fase, provavelmente devido ao baixo número de estações amostradas. Considerando a alta variabilidade natural na densidade de peixes, são necessários novos estudos para melhor compreender e explicar os resultados observados.

Por outro lado, foi possível observar uma clara diferença entre os recifes internos e externos, em que os recifes externos apresentam os maiores valores de riqueza, abundância e diversidade. Além de ser um recife com menor interferência humana, a proximidade com os manguezais pode contribuir para o aumento da biomassa de peixes recifais que passam parte do seu ciclo vida nesse ecossistema (e.g. *Haemulon plumieri* e *Ocyurus chrysus*) (Mumby, 2006). Alguns peixes recifais o utilizam como local de berçário e refúgio devido à complexa estrutura radicular dos mangues, que confere proteção aos juvenis e aos ovos depositados por indivíduos adultos. Em um manguezal próximo a Cacha Pregos, localizado na ponta sul da Ilha de Itaparica, por exemplo, foi registrada a presença de juvenis de espécies típicas de ambientes recifais, demonstrando a utilização do manguezal por formas iniciais de vida (V&S Ambiental/NEMUS, 2014b). Dessa forma, a conectividade entre o manguezal e o recife de corais pode contribuir para uma maior ocorrência de peixes, muitos dos quais de interesse econômico.

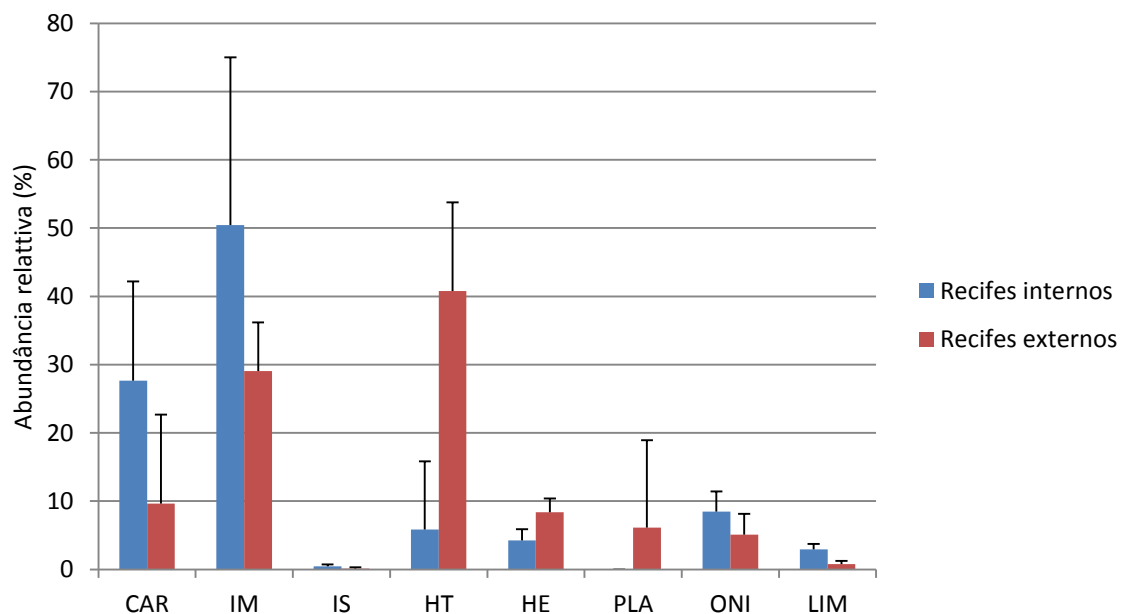


Figura 15. Abundância relativa dos grupos tróficos nos recifes internos e externos (Legenda: CAR = carnívoros, IM = invertívoros móveis, IS = invertívoros sésseis, HT = herbívoros territorialistas, HE = herbívoros errantes, PLA = planctívoros, ONI = onívoros, LIM = limpadores) (Fonte: banco de dados do RECOR).

Tabela 6. Densidade (indivíduos/m²) dos grupos tróficos por estação (Fonte: banco de dados do RECOR).

Grupo trófico	Recifes internos			Recifes externos				
	Frades Sul	Poste 1	Pedra do Dentão	Sul Costa	Sul Frente	Leste Sueste	Norte Costa	Norte Frente
Carnívoros	0,173	0,025	0,117	0,040	0,087	0,015	0,235	0,027
Herbívoros territorialistas	0,000	0,010	0,057	0,573	0,500	0,307	0,192	0,137
Herbívoros errantes	0,032	0,002	0,015	0,065	0,102	0,077	0,072	0,037
Planctívoros	0,000	0,000	0,000	0,060	0,003	0,002	0,017	0,175
Invertívoros móveis	0,265	0,005	0,305	0,233	0,372	0,292	0,178	0,142
Invertívoros sésseis	0,002	0,000	0,003	0,000	0,000	0,000	0,003	0,002
Onívoros	0,047	0,007	0,043	0,050	0,065	0,037	0,007	0,055
Limpadores	0,020	0,002	0,012	0,012	0,013	0,005	0,000	0,003

Tabela 7. Riqueza, densidade (indivíduos/m²) e índice de diversidade de Shannon (H') por estação.

	Recifes internos			Recifes externos				
	Frades Sul	Poste 1	Pedra do Dentão	Sul Costa	Sul Frente	Leste Sueste	Norte Costa	Norte Frente
Riqueza	25	15	22	38	37	32	37	31
Densidade	0,54	0,05	0,55	1,03	1,14	0,73	0,70	0,58
Diversidade	1,62	1,53	1,50	1,86	2,33	2,10	2,37	2,35

A região interna da baía apresenta uma grande importância econômica, exercida em grande parte pela pesca artesanal (Soares et al., 2009). Alguns grupos de peixes recifais como, por exemplo, carnívoros e alguns herbívoros (pertencentes a importantes grupos funcionais como os escaurídeos) estão entre os principais alvos de pesca (Floeter et al., 2007), sendo que os carnívoros possuem especial importância devido ao seu maior valor comercial (Bellwood et al., 2004). Entre os principais recursos pesqueiros, é possível destacar as famílias Serranidae, Lutjanidae e Carangidae (Ferreira et al., 2004; Costa et al., 2005). Os peixes de importância comercial representaram 30% e 5% da abundância total para os recifes internos e externos, respectivamente.

Considerando que a pesca é dirigida para peixes de maior tamanho e no topo da cadeia alimentar, uma mudança no tamanho das espécies encontradas é um dos fatores que podem evidenciar os efeitos da pesca. Ao longo das últimas décadas, os recursos pesqueiros diminuíram consideravelmente, tornando cada vez mais frequente a captura de espécies menores. Dessa forma, a substituição de grandes predadores de topo por espécie de menor porte e níveis tróficos mais baixos pode ser um indicativo de sobrepesca em ambientes recifais (Leite et al., 2005; Floeter et al., 2007). É importante destacar que outros fatores como, por exemplo, a conectividade com manguezais, também pode afetar a distribuição dos peixes recifais.

Nos recifes internos, 99% dos peixes apresentaram tamanho até 20 cm (Figura 16), sendo encontrados apenas dois organismos com tamanho acima de 20 cm (das espécies *Myrichthys ocellatus* e *Acanthurus chirurgus*). Essa estreita distribuição do tamanho dos peixes indica que esses recifes sofrem intensa pressão da pesca. Nos recifes externos, o percentual de peixes menores que 20 cm foi de 98%. Foram encontrados 53 indivíduos maiores do que 20 cm, entre os quais 36 são de importância comercial. Apesar de percentuais similares serem observados entre os recifes internos e externos, é importante ressaltar que os recifes externos são dominados por peixes herbívoros, e organismos de níveis tróficos mais baixos apresentam tamanhos menores.

A sobre-exploração de certas espécies (e.g. *Cephalopholis fulva* e *Ocyurus chrysurus*) se torna ainda mais relevante quando se leva em consideração as baixas taxas de crescimento, maturação sexual tardia e ciclos de vida relativamente longos característicos de peixes recifais, indicando que eles são particularmente mais vulneráveis aos efeitos da exploração pesqueira (Costa et al., 2005; Leite et al., 2005). O estado atual de intensa sobre-exploração contribui para a vulnerabilidade de algumas espécies que se encontram ameaçadas de extinção.

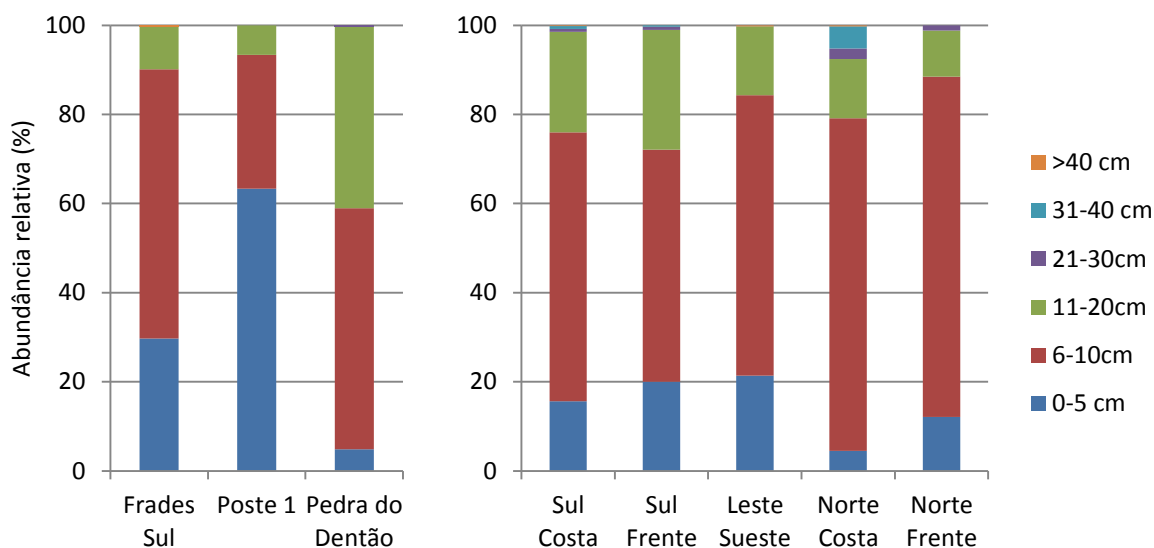


Figura 16. Abundância relativa (em %) do comprimento dos peixes amostrados nos recifes internos (esquerda) e externos (direita) (Fonte: banco de dados do RECOR).

5.4 Critérios ecológicos

Em relação ao critério de riqueza, os maiores valores foram observados para os recifes externos, aqui representados por Sul Costa e Sul Frente, sendo atribuída a essas estações a classificação “Bom” (Tabela 8). Essas estações apresentaram o maior número de

espécies, ocorrendo espécies menos frequentes como *Mussismilia braziliensis*, *Mussismilia harttii* e *Porites astreoides*. Nos recifes internos, as estações Frades Sul e Pedra Cardinal também foram bem avaliadas, onde espécies pouco frequentes como *Scolymia wellsi* e *Stephanocoenia michelini* ocorreram em ambas as estações. As outras três estações dos recifes internos foram avaliadas como ruins. Apesar de não ser considerado um recife degradado, Pedra Alva apresentou um baixo número de espécies (n=4).

O critério de integridade ambiental classificou três estações como boas, sendo duas localizadas nos recifes externos (Sul Costa e Sul Frente) e uma nos recifes internos (Frades Sul) (Tabela 9). Uma alta cobertura de organismos construtores, uma maior densidade de recrutas de coral e ausência de zoantídeo contribuíram para uma melhor avaliação nessas estações. Pedra Cardinal e Pedra Alva obtiveram classificação regular. Poste 1 e Pedra do Dentão foram avaliados como ruins, principalmente em função da alta cobertura de zoantídeos e ausência de organismos construtores e de recrutas de coral.

Quanto ao critério de bioconstrução, Pedra Cardinal, Pedra Alva, Sul Costa e Sul Frente receberam a classificação “Bom”, enquanto que as estações Frades Sul, Poste 1 e Pedra do Dentão foram classificadas como “Regular”, “Ruim” e “Ruim”, respectivamente (Tabela 10). As estações Pedra Cardinal e Pedra Alva apresentaram um alto valor de bioconstrução devido a uma maior cobertura de colônias grandes de *Montastraea cavernosa*. De forma contrária, nos recifes externos, destaca-se a maior abundância de colônias pequenas de *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida*, que são espécies que apresentam menores taxas de crescimento (0,20 cm/ano e 0,47 cm/ano, respectivamente) quando comparadas a *Montastraea cavernosa* (0,65 cm/ano). Apesar de serem menores, contribuíram mais para o valor de bioconstrução do recife. Isso ocorreu, pois, uma menor taxa de crescimento implica em um maior tempo para que a colônia atinja um determinado tamanho, levando assim a um incremento maior no valor de idade do recife. É importante destacar que a cobertura de corais construtores nesses recifes correspondeu a 10%, e as algas calcárias, que apresentaram uma alta cobertura (46%), podem estar exercendo um importante papel de bioconstrução, que não é avaliada por este índice. Dessa forma, o índice pode não estar representando o valor real de bioconstrução dos recifes externos, já que pode existir uma contribuição importante por parte das algas calcárias.

Tabela 8. Critério de riqueza por estação.

Espécies	Recifes internos					Recifes externos	
	Frades Sul	Poste 1	Pedra Cardinal	Pedra do Dentão	Pedra Alva	Sul Costa	Sul Frente
<i>Agaricia agaricites</i>	2					2	2
<i>Favia gravida</i>	2					2	2
<i>Madracis decactis</i>							
<i>Millepora alcicornis</i>	1	1	1			1	
<i>Montastraea cavernosa</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mussismilia braziliensis</i>						3	3
<i>Mussismilia harttii</i>			3			3	3
<i>Mussismilia hispida</i>	1	1	1	1	1	1	1
<i>Phyllangia americana</i>			4				
<i>Porites astreoides</i>	3						3
<i>Porites branneri</i>						2	
<i>Scolymia wellsi</i>	3		3		3		
<i>Siderastrea</i> spp.	1	1	1	1	1	1	1
<i>Stephanocoenia michelini</i>							
TOTAL	14	4	14	3	6	16	16
Classificação	Bom	Ruim	Bom	Ruim	Ruim	Bom	Bom

Tabela 9. Critério de integridade ambiental por estação.

Tipo de Fundo	Recifes internos					Recifes externos	
	Frades Sul	Poste 1	Pedra Cardinal	Pedra do Dentão	Pedra Alva	Sul Costa	Sul Frente
Alga calcária articulada	4	0	0	0	0	2	4
Alga calcária incrustante	0	0	0	0	0	3	3
Alga filamentosa	2	3	1	3	3	4	4
Alga frondosa	3	3	3	3	3	4	1
Zooantídeo	3	0	4	0	3	3	3
Esponja	3	4	3	3	2	3	3
Corais	4	1	4	0	4	3	2
Recrutas/m ²	2	0	0	0	2	4	4
SOMA	21	11	15	9	17	26	24
Classificação	Bom	Ruim	Regular	Ruim	Regular	Bom	Bom

Tabela 10. Critério de bioconstrução por estação.

Espécie	Recifes internos					Recifes externos	
	Frades Sul	Poste 1	Pedra Cardinal	Pedra do Dentão	Pedra Alva	Sul Costa	Sul Frente
Valor de bioconstrução	7000	1260	9440	120	10540	11860	15120
Classificação	Regular	Ruim	Bom	Ruim	Bom	Bom	Bom

Sul Costa e Sul Frente foram as estações mais bem pontuadas. Embora nem todas as estações dos recifes externos tenham sido avaliadas, é possível observar que essas estações apresentaram atributos relevantes para conservação, contemplando os três critérios ecológicos avaliados (Tabela 11). Nos recifes internos, as estações melhores avaliadas foram Frades Sul e Pedra Cardinal, seguidas de Pedra Alva. As estações em mudança de fase (Poste 1 e Pedra do Dentão) apresentaram as piores pontuações.

Tabela 11. Classificação geral das estações.

Estação	Pontos	Integridade	Riqueza	Bioconstrução
Sul Costa	3	1	1	1
Sul Frente	3	1	1	1
Frades Sul	2	1	1	0
Pedra Cardinal	2	0	1	1
Pedra Alva	0	0	-1	1
Poste 1	-3	-1	-1	-1
Pedra do Dentão	-3	-1	-1	-1

5.5 Principais ameaças à BTS

Na BTS, a ocupação humana se intensificou com o processo de industrialização na região a partir da década de 50 (Dutra e Haworth, 2008). Desde então, a população ao redor da BTS mais que dobrou entre 1970 e 2010, comportando atualmente uma população superior a três milhões de habitantes (Figura 17). Isso contribuiu para o adensamento populacional da região, onde a densidade média dos municípios que circundam a BTS é de 406,5 habitantes/km², um valor 16 vezes maior do que a densidade média estadual, que é de 24,8 habitantes/km². Portanto, a BTS configura-se como uma das grandes áreas de influência antrópica do Estado da Bahia, conferindo um aumento da pressão antrópica sobre os ecossistemas recifais ali presentes (IBGE, 2010). Entre as principais ameaças ao ecossistema coralino, é possível citar as práticas predatórias de pesca, o precário sistema de esgotamento sanitário, a contaminação química por atividades industriais e portuárias da região e, mais recentemente, a ocorrência de uma espécie exótica de coral.

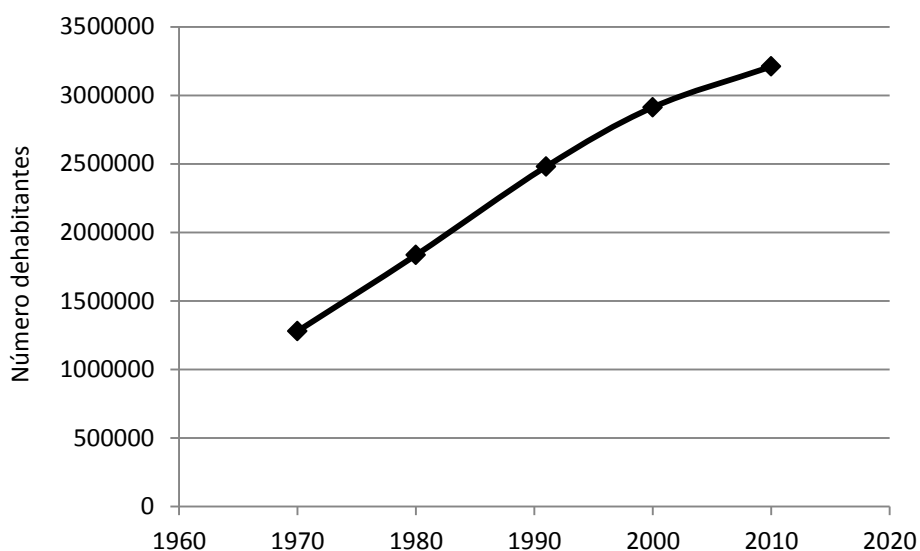


Figura 17. População (número de habitantes) dos municípios no entorno da BTS (Fonte: IBGE, 2010).

5.5.1 Práticas predatórias de pesca

Entre uma das principais práticas predatórias reportadas na BTS, destaca-se a pesca com bomba. Essa atividade gera impactos de natureza biológica, a partir de danos aos organismos aquáticos, redução da quantidade de peixes e destruição de habitats costeiros e marinhos (e.g. recifes de corais, mangues e praias), podendo assim comprometer a cadeia trófica ao promover o desaparecimento de algumas espécies no local (Oliveira, 1996). Além do impacto ambiental, diversas relatos de danos à estrutura das construções adjacentes e acidentes envolvendo mutilações, surdez, cegueira e mortes são relatadas na BTS devido ao uso de explosivos (Oliveira, 1996; Aguiar Jr e Dias, 2007). Essa prática é considerada ilegal pela lei federal nº 11.959 de 2009, que dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras e revoga leis anteriores relativas à pesca e proteção à fauna.

Entre as principais espécies pescadas por uso de explosivos, é possível citar a espécie *Acanthurus bahianus* (um herbívoro errante) (Oliveira, 1996), que foi encontrada nos recifes estudados no presente trabalho. Sua ocorrência nos recifes internos foi de apenas 6 indivíduos, enquanto que foram observados 55 indivíduos nos recifes externos. Um dos efeitos causados pela pesca com bomba é a captura de espécimes com tamanhos menores do que a fase adulta. No levantamento realizado por Oliveira (1996) para espécie *Acanthurus bahianus*, por exemplo, o tamanho dos indivíduos capturados por uso de explosivos foi de 20,7 cm, enquanto indivíduos adultos podem atingir 30 cm, mostrando que o comprimento dos peixes capturados esteve abaixo daquele apresentado por indivíduos adultos. Dessa forma, a captura de indivíduos que ainda não atingiram a maturidade sexual

representa um grande risco, pois impede a reprodução e renovação dos recursos pesqueiros (Aguiar Jr e Dias, 2007).

Outras atividades ilícitas de pesca envolvem a pesca no período de defeso, pesca de arrasto e pesca com rede de malha fina. Entre elas, a pesca de malha fina tem sido considerada extremamente prejudicial à renovação dos estoques pesqueiros, na medida em que promove a captura tanto de peixes grandes quanto de peixes pequenos, que ainda não alcançaram a maturação reprodutiva, impossibilitando que eles se reproduzam (Moreira, 2010; Alves, 2015). O relato de um pescador da comunidade de Baiacu, localizado no município de Vera Cruz, demonstra essa problemática:

Essa rede miúda é uma carnificina. Antigamente, a pescaria era diferente tãamos espécies em abundância, iscolhãamos. Oje, não. O pescadô come o que vié, devido a quantidade de apetrecho e da rede de arrasto, que oje se chama de taïera. Era raro, mas oje todo pescadô tem. Antes, era a rede de arrasto, casuera e camarão. Era feita de fio, usava a tinta de mangue para dá segurança e num apodrecé e oje surgiu a de nalho que é carnificina. O pau de mangue era vermelho, pintãvamos com o cordão para não apodrecé fácil. A rede de náilon é pió que a própria bomba, porque o peixe morre de imediato e não dura muito. Já falei com o IBAMA sobre a malha dessa rede, que é malha oito e é a mais usada, é carnificina. Tudo o que é espécie morre, solicitamos para só se trabalha com a malha doze, a de camarão, porque pega o produto já criado. (Moreira, 2010, p. 50)

Portanto, a queda da produção pesqueira na BTS relatada por diversos pescadores tem sido relacionada a essas práticas predatórias de pesca, que já vem afetando diversas famílias que dependem desse recurso marinho (Aguiar Jr e Dias, 2007; Moreira, 2010).

Além disso, a coleta de organismos aquáticos para a aquariofilia tem sido apontada como uma atividade bastante intensa em áreas recifais da BTS (Dutra e Haworth, 2008; Martins et al., 2012; V&S Ambiental/NEMUS, 2014b). Essa atividade pode se configurar como um fator de impacto para biota aquática, sendo regulada pela instrução normativa nº 202 de 2008 do IBAMA.

5.5.2 Situação sanitária

A expansão urbana e industrial contribuiu para a diminuição da qualidade ambiental da água, sedimento e biota da BTS, a partir do lançamento de efluentes domésticos e industriais, vazamento de óleo, contaminação do solo e lençóis freáticos, atividades portuárias e de dragagem etc (Dutra e Haworth, 2008). Dentre estes, o esgoto doméstico ainda é uma das principais fontes de poluição da água, contribuindo para o aporte de matéria orgânica e nutrientes nos corpos hídricos (IMA, 2009; Hatje et al., 2009), assim como ocorre em outras áreas urbanas densamente povoadas (ANA, 2013; MMA, 2016) (Figura 18).

Apesar do esforço para a ampliação de uma rede de esgotamento sanitário, através do Programa Bahia Azul, a implementação de um sistema apropriado de tratamento de esgoto não acompanhou o crescimento populacional no entorno da BTS (Moraes et al., 2012). Os dados levantados pelo IBGE (2010) mostram que as principais destinações finais do esgoto doméstico dos municípios localizados no entorno da BTS foram a rede geral de esgoto e as fossas rudimentares. No entanto, apenas Madre de Deus e Salvador apresentaram uma cobertura satisfatória de rede de esgotamento sanitário (~91%) (Figura 19). Apesar de Salvador apresentar uma alta cobertura, é importante ressaltar que esse município apresenta também a maior população, com aproximadamente 2,7 milhões de habitantes. Dessa forma, a população não atendida pela rede coletora de esgoto equivale a 240 mil habitantes, um valor superior ao contingente populacional dos outros municípios que circundam a BTS. Diante disso, destaca-se que não só o percentual da cobertura da rede de esgoto deve ser observado, mas também a população que não é beneficiada por esse serviço.

A partir dos dados divulgados pelo INEMA (2015), foi possível observar que os rios urbanos localizados nos municípios de Salvador, Candeias, Simões Filho e São Francisco do Conde apresentaram uma grande frequência de parâmetros, notadamente coliformes termotolerantes, oxigênio dissolvido, demanda biológica de oxigênio, fósforo total e nitrogênio amoniacal, fora dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 375/05, que dispõe sobre os padrões de qualidade da água. Isso indica uma forte presença de efluentes domésticos nos rios desses municípios, tendo em vista esse tipo de efluente está diretamente relacionado a variações dos parâmetros acima mencionados, comprometendo assim a qualidade da água desses rios. Apesar da maioria desses efluentes não serem despejados diretamente na BTS, são lançados em rios que desaguam na BTS, podendo afetar a sua qualidade ambiental.

Também foi possível observar que a cobertura da rede coletora de esgoto não é satisfatória na maioria dos municípios, principalmente, na região oeste da BTS (Aratuípe, Jaguaripe, Salinas das Margaridas, Saubara e Vera Cruz), o que leva, muitas vezes, ao despejo inadequado de cargas poluidoras nos corpos hídricos da região. Além disso, muitos desses municípios utilizam de forma majoritária as fossas rudimentares, que têm sido frequentemente relacionadas à contaminação do lençol freático. O seu uso pode, inclusive, comprometer o estado de saúde das populações, principalmente daquelas que fazem uso de poços domésticos localizados próximos à instalação dessas fossas (Freitas et al., 2001).

As águas residuais das fossas rudimentares podem percolar através do solo e chegar ao lençol freático, aumentando a concentração de determinados elementos e compostos e introduzindo micro-organismos nocivos. Dessa forma, as fossas rudimentares configuram-se

como um dos principais vetores de contaminação do lençol freático, juntamente com o uso de fertilizantes agrícolas e criação de animais. (Freitas et al., 2001; Capp et al., 2012). Em relação à BTS, pouco se sabe a respeito da contribuição do volume de drenagem proveniente de lençóis freáticos, sendo necessários estudos que investiguem a sua contribuição para a contaminação da BTS. No entanto, casos de contaminação com impactos sobre os recifes já foram relatados ao norte da Bahia por Costa Jr et al. (2000). Nesse estudo, observou-se que a contaminação do lençol freático que chega a praia, provocada pelo uso de fossas, levou ao aumento da concentração de nutrientes, afetando os recifes de Guarajuba, onde as algas filamentosas e macroalgas estão crescendo em detrimento dos corais construtores.

Dessa forma, uma infraestrutura de saneamento limitada pode contribuir para o aporte de águas contaminadas por esgoto doméstico na BTS, via drenagem superficial ou subterrânea, levando ao aumento de matéria orgânica e nutrientes na água, com possíveis efeitos sobre a biota. Mudanças nos teores de nutrientes constituem uma das principais ameaças para a saúde dos recifes de corais, ao promover o aumento da produtividade primária e crescimento de algas, limitação da luz e doenças, inibição do recrutamento e branqueamento em corais (Costa Jr et al., 2000). A nutrificação em ambientes recifais pode levar ainda a efeitos mais severos como, por exemplo, a mudança de fase, em que ocorre o crescimento de espécies não construtoras, como algas e zoantídeos, e a diminuição da cobertura de corais construtores (Costa Jr et al., 2008; Yang et al., 2013; Arias-Gonzalez et al., 2017). Além disso, a presença de matéria orgânica no sedimento reduz a tolerância do coral à sedimentação, tornando-a ainda mais prejudicial à sobrevivência dos corais em um ambiente marcado por intensa e constante sedimentação (Loiola et al., 2013). Este tipo de impacto pode se tornar ainda mais relevante, tendo em vista que foi observado um aumento dos teores de matéria orgânica nos sedimentos da BTS ao longo dos anos, provavelmente relacionado às atividades antrópicas no seu entorno (Poggio, 2012). Portanto, a poluição por esgoto doméstico pode alterar a estrutura da comunidade bentônica, com implicações para o ecossistema e as suas funções ecológicas, sendo apontada, por alguns estudos, como uma ameaça tão importante quanto à sobrepesca (Arias-Gonzalez et al., 2017).

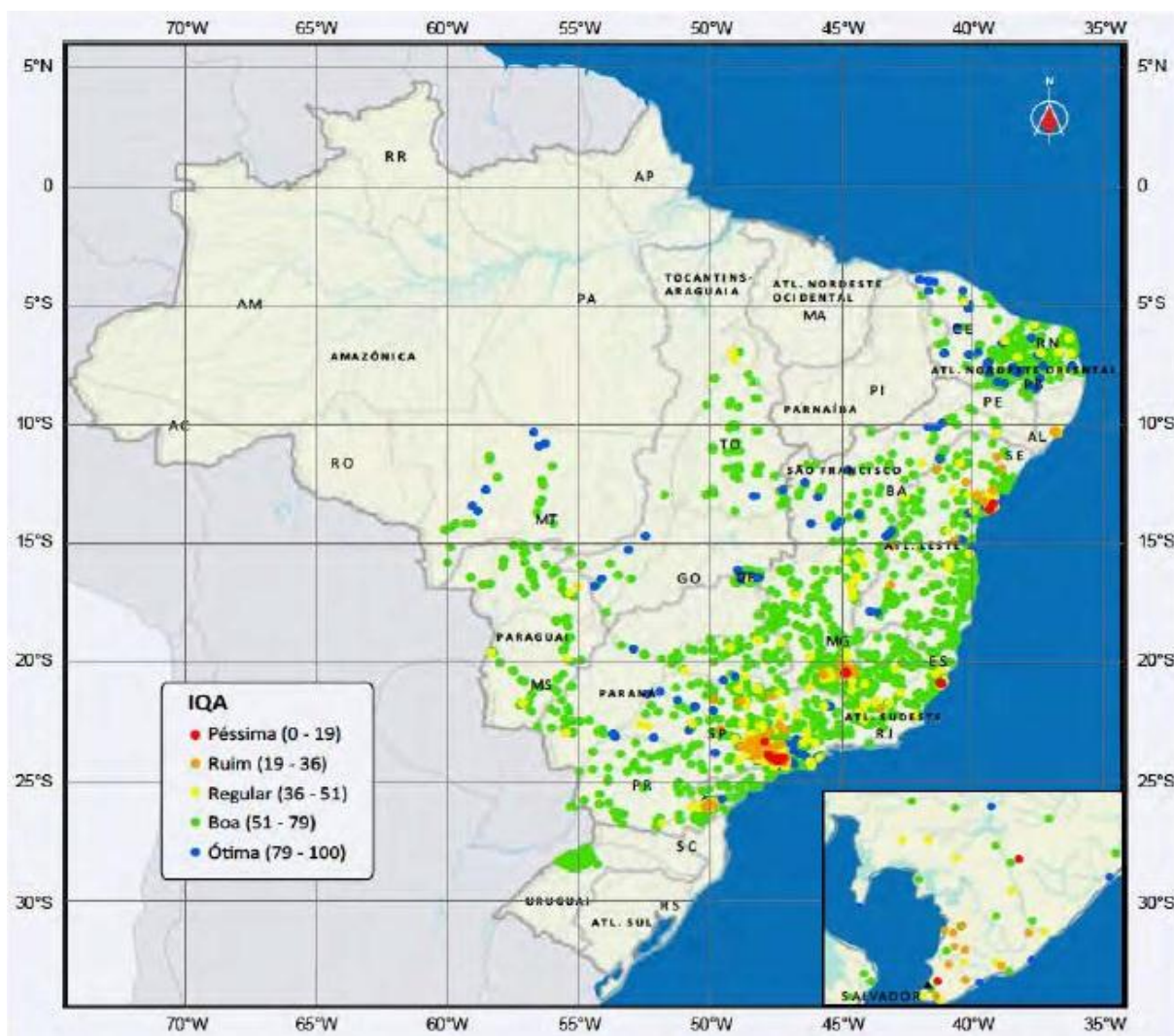


Figura 18. Índice de Qualidade das Águas (IQA) – valores médios em 2011 (Fonte: ANA, 2013).

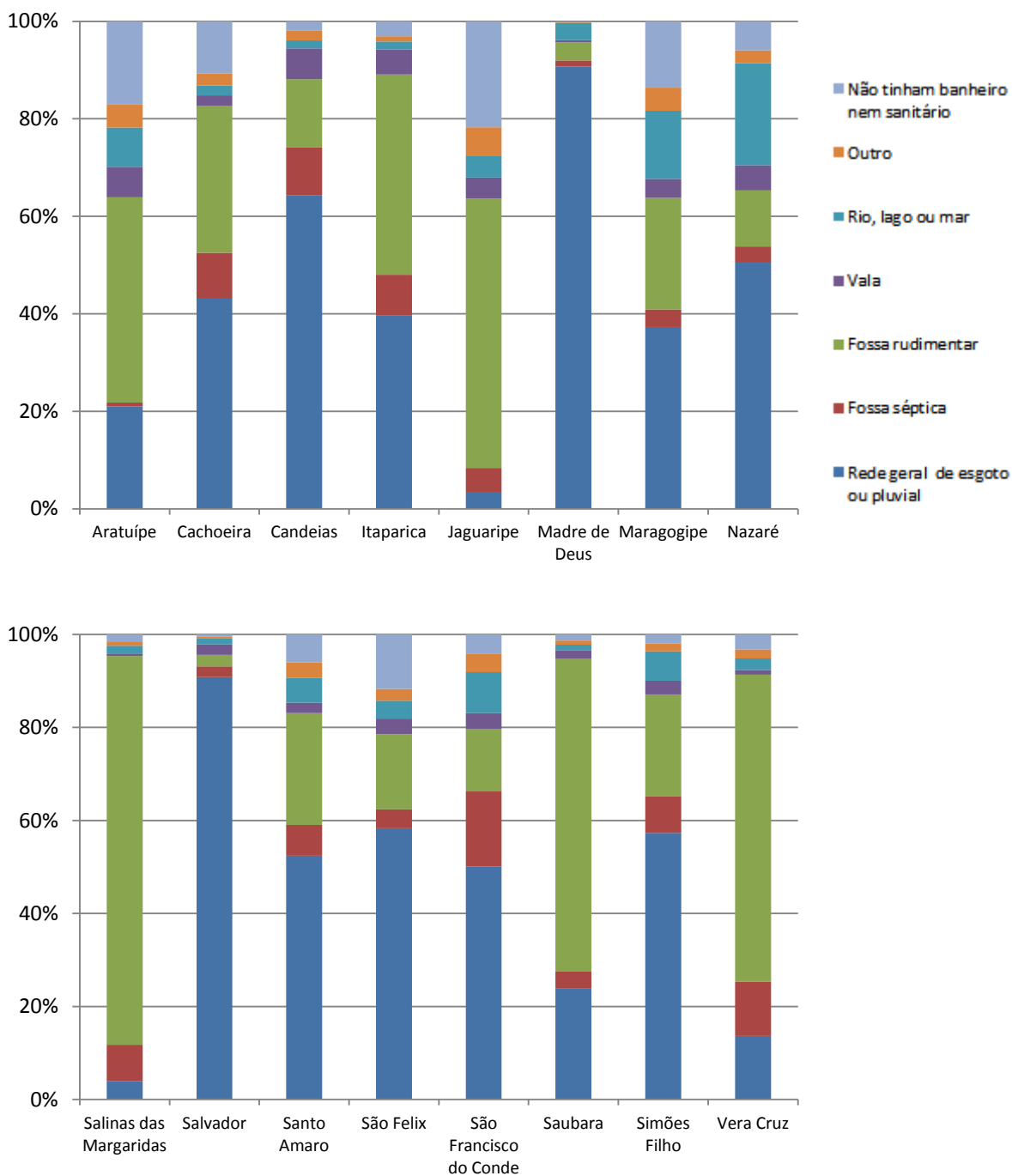


Figura 19. Condições de esgotamento sanitário dos municípios no entorno da BTS (Fonte: IBGE, 2010).

5.5.3 Contaminação química

O início das atividades de exploração de petróleo, na década de 50, estimulou o desenvolvimento econômico da região, levando, em seguida, ao estabelecimento de inúmeras indústrias na região. Atualmente, a BTS é vizinha da refinaria de petróleo Landulpho Alves (RLAM - Petrobras), do Centro Industrial de Aratu (CIA) e do Polo Industrial de Camaçari, que é o maior complexo industrial integrado do Hemisfério Sul. No total, são

mais de 90 empresas químicas, petroquímicas e de outros ramos de atividade como indústria automotiva, de celulose, têxtil, fertilizantes, entre outros. Dessa forma, o maior número de indústrias do estado se encontra nos municípios que circundam a BTS, mais especificamente em Camaçari, Simões Filho, Salvador e Candeias (IMA, 2009; Hatje et al., 2009).

Muitas dessas indústrias representam importantes fontes de contaminação para a BTS, sendo responsáveis pela introdução de HPAs, metais pesados, poluentes orgânicos e diversos outros contaminantes com alto potencial poluidor no ambiente. Em consequência disso, observa-se um grande passivo ambiental deixado por essas indústrias, o que compromete a integridade ambiental de diversos ambientes da BTS. Entre as principais regiões afetadas, estão as porções norte e nordeste, onde se concentra grande parte dessas atividades poluidoras (IMA, 2009; Hatje et al., 2009) (Figura 20). Além disso, essa região apresenta um alto potencial para o acúmulo de partículas, favorecendo a retenção de nutrientes e contaminantes devido à limitada circulação das águas, o que torna a região ainda mais sensível (Xavier, 2002).

Diversos estudos na BTS foram realizados a fim de identificar o grau de contaminação nos diversos compartimentos da BTS, entre os quais se destacam as avaliações de distribuição espacial de elementos metálicos como chumbo, cádmio, mercúrio, cobre, zinco etc. Nesses estudos, observou-se que as principais regiões afetadas pelo aumento das concentrações de metais são Itapagipe, o porto e a baía de Aratu, o estuário do rio Subaé e a região adjacente à Mataripe, que refletem a expressiva contribuição do lançamento de efluentes, águas de lavagem, águas de resfriamento e lixiviação das áreas de depósitos de materiais ou rejeitos das indústrias no seu entorno. Vale ressaltar que, em muitas dessas áreas, os teores de metais registrados sugerem a ocorrência de possíveis efeitos tóxicos sobre a biota (Hatje et al., 2009; Da Rocha et al., 2012).

Adicionalmente, a contaminação orgânica proveniente de vazamentos de óleo nas plataformas de perfuração e extração, nos derramamentos operacionais e acidentais e no transporte de óleo têm imposto à BTS uma introdução constante de compostos do petróleo e seus derivados em suas águas. Isso pode levar a diversos impactos sobre os organismos aquáticos, incluindo a biota comestível, sendo observada uma diminuição da quantidade de peixes e mariscos, principais fontes locais de proteína animal e de renda familiar (Veiga, 2003). Além disso, efeitos relacionados a colônias de corais também já foram relatados em outras localidades. Richmond (1997) descreve que, em áreas afetadas por derramamento de óleo, os corais mostraram uma diminuição das gônadas em comparação com recifes que não foram afetados, inibindo também a formação de larvas em várias espécies de corais.

A atividade portuária é outro vetor de poluição dentro da BTS, principalmente nas suas operações de carga e descarga de navios. A BTS comporta 9 terminais portuários, de grande porte (Hatje et al., 2009), responsáveis por movimentar aproximadamente 6 milhões de toneladas por ano (Sousa, 2017), destacando-se o Porto de Salvador e o Porto de Aratu pela importância comercial. Esses portos comercializam produtos, muitas vezes, considerados tóxicos, entre os quais se salientam o transporte de petróleo e derivados, produtos químicos e óleos (V&S Ambiental/NEMUS, 2014a). Além das atividades portuárias, os eventos de dragagem necessários ao aprofundamento do canal é outro fator de impacto, pois provoca a ressuspensão de sedimento na coluna de água e a redistribuição de possíveis contaminantes associados ao sedimento.

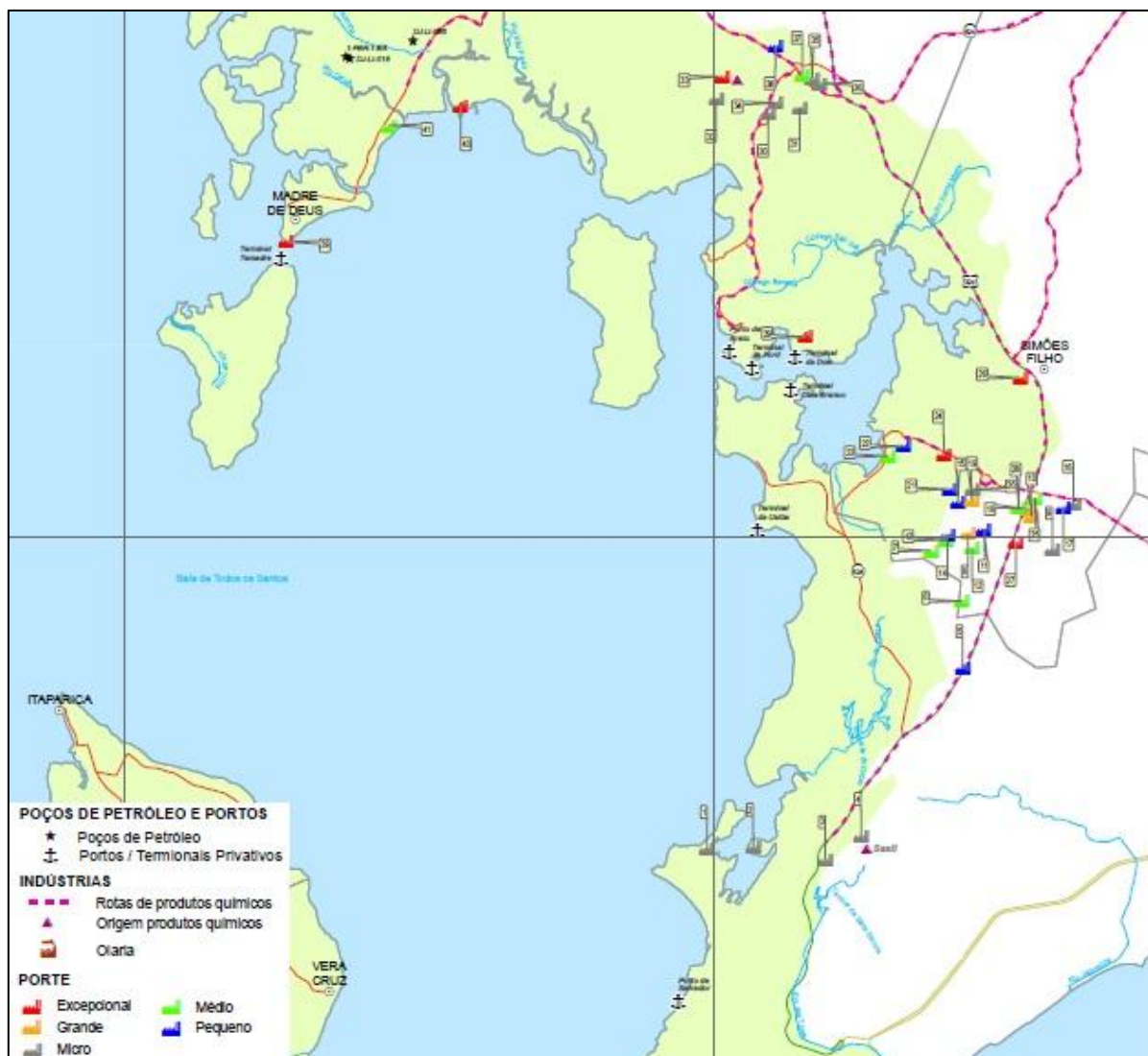


Figura 20. Localização das indústrias e portos referentes aos municípios de Salvador, Candeias, São Francisco do Conde, Simões Filho e Madre de Deus (Fonte: IMA, 2009).

5.5.4 Ocorrência do coral sol

Uma espécie é considerada exótica quando ela ocorre em um local diferente da sua distribuição natural, devido à sua introdução mediada por fatores antropogênicos (e.g. água de lastro, casco de navios) ou natural (e.g. correntes marinhas). Se a espécie introduzida consegue se reproduzir e gerar descendentes férteis, com alta probabilidade de sobreviver no novo ambiente, ela é considerada estabelecida. Caso a espécie estabelecida expanda sua distribuição no novo ambiente, ameaçando a biodiversidade nativa, ela passa a ser considerada uma espécie exótica invasora (Leão et al., 2011). Dessa forma, devido à capacidade de afetar a integridade das comunidades biológicas nativas, a introdução de espécies exóticas é considerada um dos principais fatores de perda da biodiversidade (Leão et al., 2011; ICMBio, 2016).

No ambiente marinho brasileiro, o coral sol, originalmente do Oceano Pacífico, tem se destacado devido as suas eficientes estratégias de recrutamento, crescimento, dispersão e competição (Barros et al., 2012; Sampaio et al., 2012; Miranda et al., 2016a). Em costões rochosos localizados na costa sudeste do Brasil, por exemplo, as comunidades biológicas invadidas por esse organismo apresentaram uma alteração na abundância relativa e riqueza das espécies nativas (Mangelli e Creed, 2012). No entanto, ainda não foram reportados impactos ecológicos para os recifes de corais (Miranda et al., 2016a).

Na BTS, o coral sol foi provavelmente introduzido através de plataformas de petróleo, tendo o seu primeiro registro de ocorrência em 2008. Desde então, já foram registradas 21 ocorrências de coral sol, entre recifes naturais e artificiais, sendo mais comumente observado no estuário do rio Paraguaçu (Miranda et al., 2016a) (Figura 21). Nos recifes naturais dos Cascos, um dos poucos recifes de corais ocupados pelo coral sol, foi notado que ele ocorre basicamente nas paredes verticais do recife, sendo pouco observado no topo recifal, provavelmente relacionado a uma menor vantagem competitiva em ambientes de maior incidência de luz (Miranda et al., 2016b). O coral sol é um coral azoxantelado, não dependendo diretamente da luz, o que parece justificar a sua maior ocorrência em ambientes mais profundos ou sombreados. Além disso, alguns estudos mostram que as espécies *Siderastrea* spp. e *Mussismilia hispida* são afetadas pela sua presença, apresentando mortalidade parcial na face em contato com a espécie exótica (Dos Santos, 2013; Miranda et al., 2016b). De forma contrária, não são observados efeitos deletérios para a espécie *Montastraea cavernosa*. Contudo, as interações agressivas durante o contato com o coral exótico demandam um gasto energético que poderia estar sendo utilizado para crescimento e reprodução, podendo afetar, em longo prazo, o desempenho da *Montastraea cavernosa* no ambiente (Miranda et al., 2016b).

Os estudos sobre o estabelecimento do coral sol e suas possíveis consequências sobre a fauna coralina nativa da BTS ainda são muito incipientes. Contudo, com base nas observações feitas até o presente momento, não são esperadas grandes alterações nos recifes de corais estudados nesse trabalho. Isso se justifica pelo fato de que, embora os recifes externos sejam dominados por *Mussismilia hispida* e *Siderastrea* spp., que são espécies vulneráveis ao contato com o coral sol, eles são bancos recifais rasos, com maior luminosidade e maior exposição a ondas, não favorecendo uma ampla ocorrência da espécie exótica nessa região. Por outro lado, no interior da BTS, as condições de turbidez e a profundidade dos recifes proporcionam um ambiente de menor luminosidade, favorável a ocorrência do coral sol. No entanto, esses recifes são dominados por *Montastraea cavernosa*, que não apresenta danos significativos quando em contato com o coral sol.

Apesar da falta de conhecimento sobre um significativo impacto sobre os recifes de corais, é preciso considerar que, na atual conjuntura da BTS, existem alguns fatores que podem potencializar a distribuição dessa espécie exótica. A pesca com bomba, por exemplo, ocasiona a quebra de parte do recife, disponibilizando substrato onde novas espécies irão colonizar, principalmente, aquelas com altas taxas de fecundidade, recrutamento e crescimento, como o coral sol. Além disso, o aumento da turbidez provocado por um incremento do aporte sedimentar promove um ambiente de menor luminosidade, ideal para a ocorrência dessa espécie.

Portanto, tendo em vista que os recifes de corais já estão expostos a múltiplas ameaças, que têm diminuído a sua resiliência e levado, em muitos casos, a uma alteração no seu equilíbrio, mudanças na comunidade que resultem na perda da biodiversidade podem ser ainda mais nocivas. Esse cenário torna-se ainda mais relevante ao levar em consideração que os recifes brasileiros são caracterizados pela baixa riqueza e alto endemismo de espécies de coral.

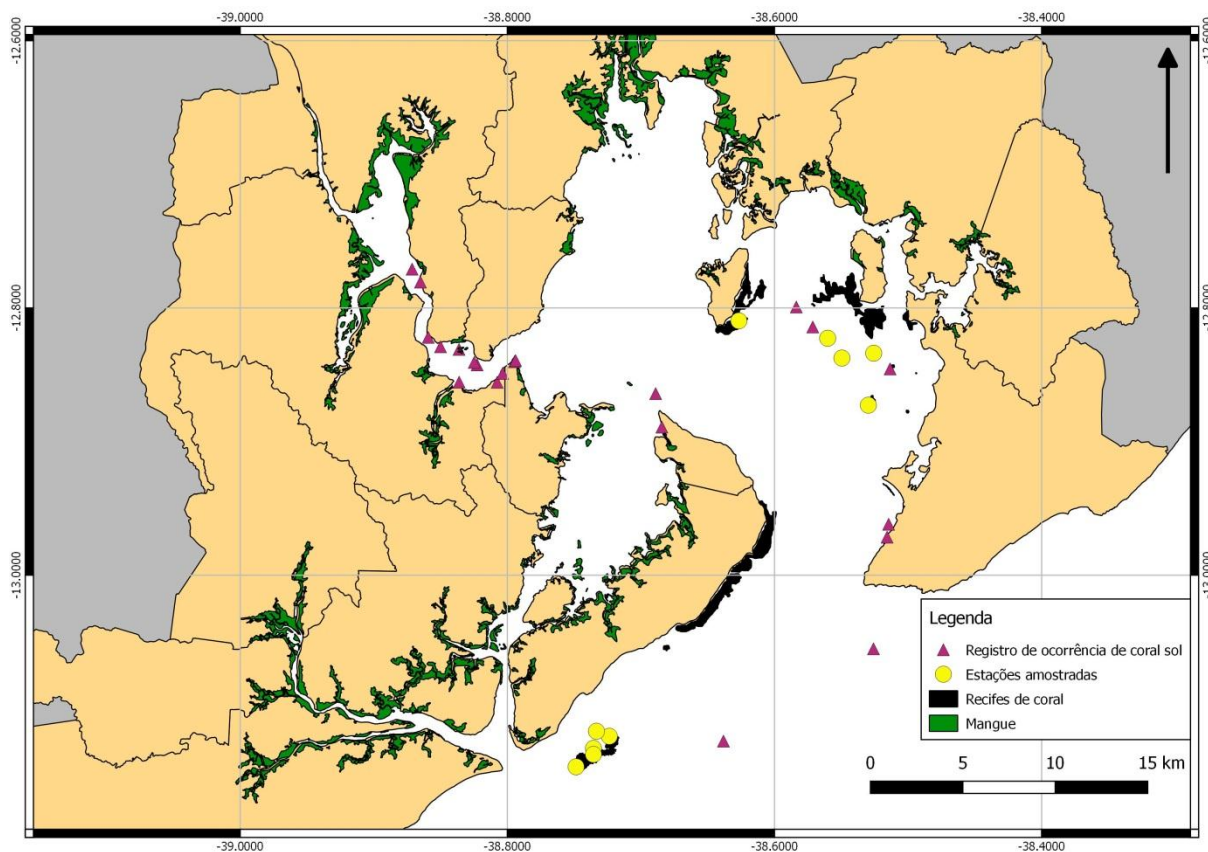


Figura 21. Mapa de ocorrência de coral sol na BTS (Fonte: Miranda et al. 2016a).

5.6 Denúncias ambientais

A partir das denúncias levantadas, é possível perceber que os recifes localizados no interior da BTS estão mais suscetíveis à pesca com bomba e à poluição (Tabela 12). A pesca com bomba foi relatada, em sua grande maioria, na costa oeste de Salvador, região similar a observada por Oliveira (1996) e Silva e Nascimento (2008) (Figura 22). Também já foram reportados casos frequentes em algumas localidades na Ilha de Itaparica e Salinas das Margaridas (Oliveira, 1996; Aguiar Jr e Dias, 2007), como também observado no presente estudo.

Apesar da pesca com uso de explosivos já ter sido relatada em algumas outras regiões no interior da BTS (Oliveira, 1996), poucas denúncias foram observadas fora de Salvador, Ilha de Itaparica e Salinas das Margaridas, o que dificulta a percepção da real dimensão e distribuição da ocorrência dessa prática. Em lugares como Ilha de Maré, por exemplo, a pesca com uso de explosivos é considerada uma prática frequente (Paiva, 2009). Dessa forma, o número de denúncias apresentado está possivelmente subestimado, tendo em vista uma maior dificuldade de relato em algumas regiões. Entre as principais dificuldades

encontradas, é possível citar o receio de se falar sobre essa prática, que é ilegal, e a ameaça dos bombistas à população que sofre com as explosões.

O primeiro relato de pesca com bomba na BTS data de 1935, em uma praia de Madre de Deus, ganhando visibilidade na imprensa somente a partir da década de 80 (Oliveira, 1996). As denúncias eram divulgadas por jornais da região e os poucos trabalhos realizados até então se basearam no número de reportagens publicadas e inquéritos policiais. Oliveira (1996) cita a ocorrência de 51 ações policiais entre 1980 e 1995 e de 152 casos publicados em jornais entre 1988 e 1995. É importante destacar que a quantidade de ações policiais é bem menor do que os casos reportados em jornais, evidenciando o baixo número de ações repressivas devido, principalmente, a falta de estruturação dos órgãos públicos. Silva e Nascimento (2008) relata 52 casos entre 2000 e 2008 a partir de levantamento jornalístico. Dessa forma, esse trabalho é um dos primeiros levantamentos quantitativos, realizado a partir de denúncias feitas em órgãos ambientais, em que foram registradas 203 denúncias entre janeiro de 2007 e maio de 2017.

Por sua vez, a poluição representou o segundo maior número de denúncias, sendo possível observar que as denúncias estão concentradas na costa de Salvador, baía de Aratu, Refinaria Landulpho Alves (RLAM - Petrobras) e estuário do rio Paraguaçu, onde ocorre despejo de efluentes domésticos e industriais e vazamento de óleo (Figura 23). Esse dado representa adequadamente as principais fontes de contaminação da região, advindas em grande parte de acidentes de carga e descarga nas instalações portuárias, atividades de exploração e refino de petróleo na região próxima a RLAM, São Francisco do Conde e estuário do rio Paraguaçu, e despejos intencionais e acidentais das indústrias instaladas no entorno da BTS, principalmente concentradas na costa oeste de Salvador e baía de Aratu.

Como observado em outros estudos, as porções norte e nordeste da BTS são as mais afetadas pela contaminação (Peixoto, 2008; Hatje et al., 2009), apresentando um alto potencial para o acúmulo de nutrientes e contaminantes, devido à limitada capacidade de renovação das águas, principalmente nessa região da BTS, onde as águas são rasas e as velocidades das correntes são baixas (Xavier, 2002). Destaca-se que a poluição é uma das principais causas de impactos ambientais na BTS, existindo diversos estudos correlacionando a contaminação local com alterações na distribuição das comunidades bentônicas em ecossistemas como mangues e estuários (Peso-Aguiar et al., 2000; Barros et al., 2012).

As denúncias relatadas para a BTS corroboram os dados apresentados em relatórios nacionais e internacionais, que indicam que a pesca desordenada e a poluição são os principais fatores de ameaça para espécies marinhas (Burke et al., 2011; ICMBio, 2016).

Outros fatores como transporte marítimo, urbanização da região litorânea e atividades ligadas ao turismo também ameaçam esse ambiente.

Tabela 12. Denúncias ambientais por categoria e por município (azul = municípios próximos aos recifes externos, amarelo = municípios próximos aos recifes internos) (Fonte: banco de dados do INEMA, 2017).

Município	Construção irregular	Pesca com bomba	Pesca com substância	Pesca ilegal	Poluição	Resíduos sólidos	Retirada de areia	Retirada de corais
Aratuípe	0	0	0	0	1	0	0	0
Nazare	1	0	1	0	0	0	0	0
Jaguaripe	6	11	0	3	0	1	2	0
Vera Cruz	9	30	0	2	7	7	1	0
Itaparica	1	17	0	0	5	1	0	0
Salinas das Margaridas	9	17	0	2	10	1	1	0
Maragogipe	0	3	0	0	1	1	0	0
Cachoeira	0	0	0	0	3	0	0	0
Saubara	5	3	0	0	3	0	0	0
Santo Amaro	4	0	0	0	0	2	1	0
São Francisco do Conde	1	5	0	5	15	0	1	0
Madre de Deus	1	1	0	1	15	0	0	0
Candeias	2	4	0	0	24	1	0	0
Simões Filho	2	0	0	0	1	0	0	0
Salvador	7	112	0	8	44	9	3	1
TOTAL	48	203	1	21	129	23	9	1

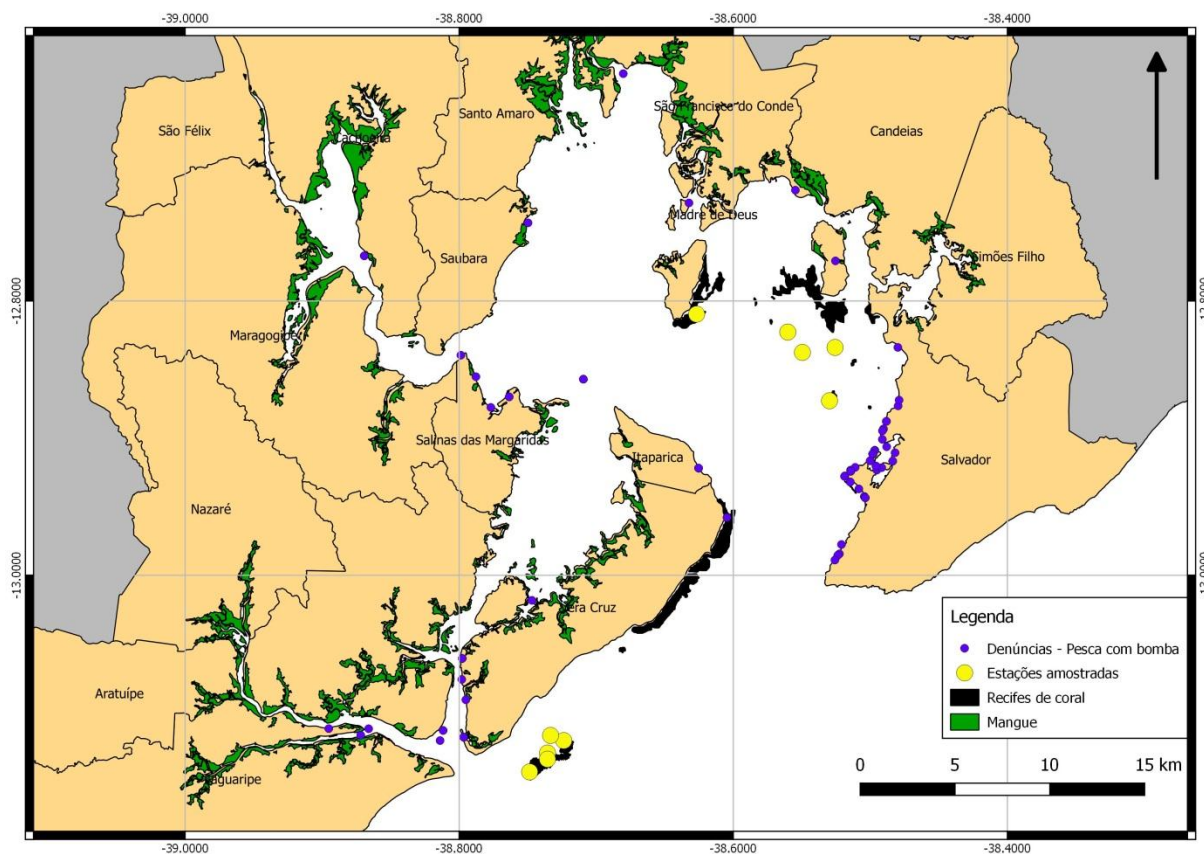


Figura 22. Denúncias de pesca com bomba no entorno da BTS.

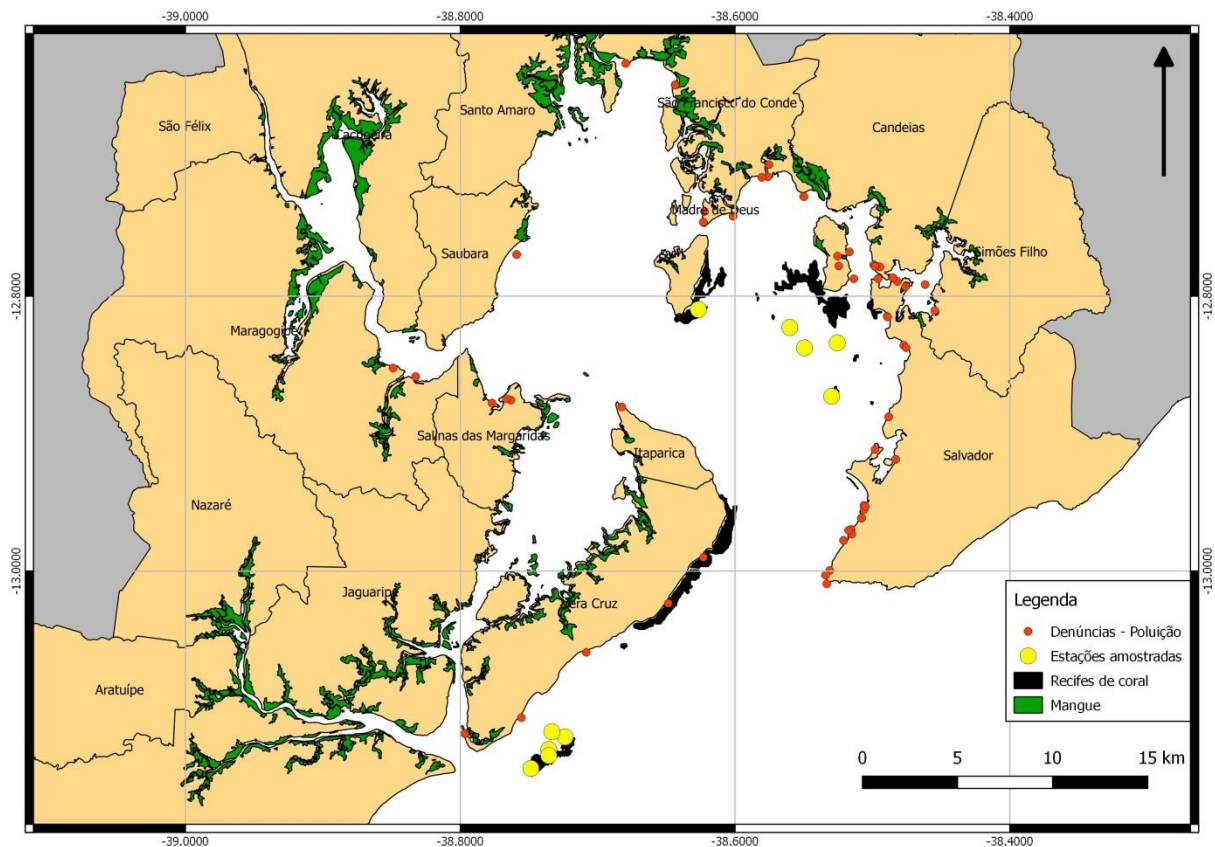


Figura 23. Denúncias de poluição no entorno da BTS.

Nos recifes externos, a principal ameaça ainda se configura como a pesca com bomba, apesar de que em menor volume quando comparado com o interior da BTS. Em segundo lugar, destacam-se as construções irregulares, que ocorrem em sua grande maioria em áreas de manguezais. A supressão da vegetação e aterramento dos manguezais para a construção de empreendimentos imobiliários e viveiros de camarão, como descrito nas denúncias, pode afetar os ecossistemas adjacentes, tendo em vista que os manguezais são responsáveis pela retenção dos sedimentos provenientes do continente, além de reduzir a concentração de nutrientes e outros poluentes na coluna d'água (Soares et al., 2008; Burke et al., 2011). Dessa forma, a retirada da cobertura vegetal em áreas de mangue pode afetar a capacidade desse ecossistema em assimilar o impacto provocado pela erosão e pela contaminação das águas, levando a um aumento de materiais suspensos e dissolvidos que chegam à região costeira.

Com a remoção do manguezal, os recifes costeiros se tornam mais vulneráveis ao aumento da turbidez e contaminação proveniente do continente. Adicionalmente, muitos organismos recifais, como os peixes, que utilizam o manguezal como local de alimentação, reprodução, berçário e abrigo podem ser afetados (Mumby et al., 2006; Burke et al., 2011). Em

consequência disso, efeitos sobre o funcionamento, produtividade pesqueira e resiliência dos recifes de coral poderão vir a ser observados.

As principais causas de degradação dos manguezais decorrem de atividades como indústria, carcinicultura, agricultura, salinas e conversão em áreas urbanizadas (Wilkinson, 2008; Mattos, 2011). No entanto, as maiores pressões são observadas nos empreendimentos de carcinicultura, em que a remoção do mangue e a compactação do solo para a construção de viveiros de camarão impedem a entrada das marés e as trocas gasosas, acumulam matéria orgânica e substâncias tóxicas no sedimento, reduzem a qualidade das águas estuarinas, dentre outros efeitos (Machado, 2007). Alguns desses impactos são provenientes do escoamento de efluentes sólidos e líquidos dos tanques de criação, que promove a contaminação da água por patógenos, hormônios, carrapaticidas, compostos químicos, resíduos alimentares, fertilizantes, antibióticos, algicidas e muitos outros contaminantes. Dessa forma, a água residual representa um importante fator de contaminação para o ambiente, podendo afetar as comunidades fito e zooplancônicas, nectônicas e bentônicas (Machado, 2007). Além disso, a degradação ambiental proveniente da carcinicultura afeta inúmeras famílias que vivem tradicionalmente dos recursos presentes no manguezal.

No Brasil, essa atividade se expandiu rapidamente na última década, colocando o país como um dos principais produtores mundiais de camarão cultivado, sendo o Nordeste o principal responsável por essa produção (90%). Na BTS, a situação não é diferente; observa-se que essa atividade tem crescido rapidamente e de maneira irregular (Hatje et al., 2009). Em 2008, foram identificados 75 empreendimentos de carcinicultura, sendo 31 licenciados e 44 não licenciados, variando entre um e 243 hectares, localizados majoritariamente nos municípios de Jaguaripe e Salinas das Margaridas. Mesmo entre os empreendimentos cadastrados, muitos não apresentam o devido registro do tipo e quantidades de insumos utilizados e efluentes. Devido aos altos índices de irregularidades no funcionamento e operação destes empreendimentos, muitos efluentes acabam sendo lançados diretamente nos corpos hídricos sem qualquer tratamento (CRA, 2008; IMA, 2009).

Segundo o decreto estadual nº 14.024 de 2012, que regulamenta as leis estaduais nº 10.431 de 2006, que institui a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade, e nº 11.612 de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, é assegurada a realização de atividades e empreendimentos de carcinicultura e salinas em apicuns e salgados, desde que salvaguardada a integridade dos manguezais arbustivos adjacentes, o que não tem sido respeitado em muitos casos, tendo em vista as denúncias realizadas de poluição e ocupação irregular do manguezal. Dessa forma, a existência de viveiros de camarões sem o

devido controle por órgão fiscalizador pode impactar negativamente o manguezal e os ecossistemas adjacentes, como os recifes de corais, por exemplo.

5.7 Indicação de áreas prioritárias para conservação

Houve uma clara diferença na composição das comunidades bentônicas, de corais e de peixes entre os recifes internos e externos estudados, sendo importante conservar pelo menos um fragmento de cada grupo de recifes, visando englobar a representatividade de comunidades recifais diferentes.

Entre os recifes internos, nenhuma estação contemplou os três critérios de importância para a conservação, sendo que as estações melhores avaliadas foram Frades sul e Pedra Cardinal. Frades Sul atendeu aos critérios de riqueza e integridade ambiental, apesar de não atingir uma boa pontuação para bioconstrução, enquanto que Pedra Cardinal apresentou boa avaliação para riqueza e bioconstrução. De forma complementar, foi evidenciada a baixa pontuação das estações Poste 1 e Pedra do Dentão, sujeitas à mudança de fase. Apesar de Pedra Cardinal atingir a mesma pontuação que Frades Sul, essa estação apresentou uma diminuição na abundância e riqueza de corais, além da ausência de recrutas, o que caracteriza uma mudança na integridade deste recife. Também apresenta uma grande cobertura de algas filamentosas, acima do desejado. Diante disso, é possível observar uma diminuição da qualidade ambiental em Pedra Cardinal, que antes era considerado um dos recifes com maior potencial para conservação com base nos critérios ecológicos (Cruz, 2008), o que pode afetar a capacidade de resiliência deste recife.

Dessa forma, a estação localizada em frente à Ilha dos Frades (Frades Sul) foi a mais indicada para a conservação da biodiversidade. Essa estação ocorre sobre um extenso recife de coral que se alonga até a costa nordeste da ilha (e não de forma isolada como Pedra Cardinal, por exemplo), localizando-se próxima a uma UC de proteção integral já existente na ilha. Apesar da proximidade com a costa ser, geralmente, considerada um aspecto negativo, a Ilha dos Frades é uma ilha considerada pouco povoada, com remanescentes de Mata Atlântica bem preservados. Adicionalmente, essa proximidade pode ajudar na efetividade do manejo devido a um maior controle e fiscalização nessa região em relação a áreas mais afastadas. No entanto, vale ressaltar que a criação de uma AEU ou UC de Proteção Integral nesse recife deve atribuir mudanças no manejo da ilha visto que ela está imersa em uma área de crescente especulação imobiliária e hoteleira, que pode vir a afetar as características do recife se não for bem gerenciada. Além disso, a estação Frades Sul se situa em um recife menos profundo do que Pedra Cardinal. Isso pode significar uma

vantagem para as espécies nativas em relação à espécie exótica de coral devido a uma maior incidência de luz, quando comparado a sua probabilidade de maior distribuição em recifes mais profundos.

É importante destacar que os critérios ecológicos se baseiam somente nos dados da comunidade bentônica. Sendo assim, observa-se que a pressão pela pesca pode estar afetando a assembleia de peixes nos recifes internos, o que pode ser percebido pelos dados do presente trabalho e relatos de pescadores para essa região. Portanto, o ordenamento pesqueiro é fundamental para que os recifes internos não venham a experimentar a perda de processos ecológicos importantes, como a herbivoria, por exemplo. Além disso, medidas efetivas de controle sobre a poluição na BTS também são necessárias e urgentes, visto que os recifes de corais estão sob influência de áreas que apresentam grande contaminação, como as porções norte e nordeste da BTS, originadas por uma rede de poluição difusa. Isso se torna mais relevante ainda para aquelas estações mais próximas das principais fontes de contaminação, como Poste 1, Pedra Cardinal e Pedra do Dentão, onde a influência da contaminação ambiental se torna mais preponderante.

Nos recifes externos, as estações Sul Costa e Sul Frente receberam a classificação “Bom” para todos os critérios avaliados. No entanto, vale destacar que o valor de bioconstrução pode estar subestimado, visto que esse critério só avaliou a bioconstrução de corais, e desconsiderou uma possível contribuição relacionada às algas calcárias, indicando uma mudança necessária na aplicação da metodologia. Outro fator importante a ser considerado na escolha de áreas prioritárias é a conectividade com outros ambientes costeiros e marinhos, como os manguezais, por exemplo, que são considerados essenciais para a resiliência dos recifes de corais na medida em que retém sedimentos e assimilam nutrientes e outros contaminantes provenientes do continente, além contribuir para o aumento da biomassa de peixes recifais que passam parte do seu ciclo vida nesse ecossistema (Mumby et al., 2004). Os recifes externos apresentaram maiores valores de densidade, riqueza e diversidade de peixes do que os recifes internos, mostrando que a comunidade de peixes pode estar sendo fortemente influenciada pela existência dos manguezais adjacentes. Dessa forma, a proximidade dos recifes externos ao conjunto de manguezais da região, distante apenas 5 km, contribui para a resiliência desses recifes.

Além disso, em 2016, foi estabelecida uma legislação específica (o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Ambientes Coralíneos – PAN Corais) para algumas espécies ameaçadas de peixes e invertebrados aquáticos, cujo objetivo geral é melhorar o estado de conservação dos ambientes coralíneos por meio da redução dos impactos antrópicos, até 2021. Entre as espécies de corais listadas, estão as espécies *Mussismilia braziliensis* e *Mussismilia harttii*, que atualmente se encontram em situação de vulnerabilidade (MMA,

2016). É importante destacar que algumas espécies ainda não foram avaliadas quanto ao grau de ameaça devido à insuficiência de dados. A presença dessas espécies nos recifes externos indica a sua forte vocação para o estabelecimento de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, principalmente para espécies endêmicas como *Mussismilia braziensis*, que possui um alto confinamento geográfico, ocorrendo apenas na costa do estado da Bahia. Dessa forma, essas estações contemplam importantes critérios, sendo que a estação Sul Costa apresentou uma melhor pontuação nos três critérios, sendo mais indicada para a conservação da biodiversidade.

Apesar da comunidade de corais dos recifes externos se mostrar estável ao longo do estudo, a pesca com bomba e a conversão de áreas de manguezal em empreendimentos de carcinicultura configuram-se como as principais ameaças a esses recifes. Portanto, faz-se necessário um maior controle para que essas atividades não venham a alterar a qualidade dos recifes externos no futuro.

A partir desse resultado, foi possível identificar quais as principais áreas para a conservação da biodiversidade e suas principais ameaças. A conservação dessas áreas pode levar a um melhor estado de conservação dos recifes adjacentes e estoques pesqueiros, através do transbordamento de larvas e juvenis, garantindo o recrutamento e manutenção das suas comunidades (MMA, 2010).

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A metodologia utilizada pode constituir uma importante ferramenta para a indicação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade.
- Frades Sul e Sul Costa foram as estações indicadas para conservação da biodiversidade, principalmente em função da sua expressiva riqueza de espécies de coral e boa integridade ambiental.
- Faz-se necessário uma avaliação mais ampla dos recifes internos da BTS, a fim de identificar outras áreas recifais importantes para a conservação, já que apenas 5 estações foram avaliadas no presente estudo.
- Houve uma clara diferença na composição das comunidades bentônicas, de corais e de peixes entre os recifes internos e externos, refletida a partir das diferentes condições ambientais de cada região.
- O estabelecimento de espécies tolerantes a turbidez confere resiliência aos recifes da BTS, porém elas se encontram no limiar da resiliência devido aos efeitos antrópicos, principalmente provocados pelo desenvolvimento costeiro.
- Ao comparar os dados encontrados nos estudos atuais com a descrição realizada por Laborel (1969a), é possível perceber o quanto os impactos antropogênicos podem ser destrutivos sobre os ambientes recifais, tendo em vista as mudanças significativas nas comunidades de corais.
- As práticas predatórias de pesca e a poluição hídrica estão entre as principais ameaças da BTS, sendo necessárias medidas de controle e fiscalização sobre seus possíveis impactos.
- A conservação do recife por si só não garante a sua integridade, visto que muitas mudanças são observadas devido a alterações na qualidade da água. Dessa forma, necessita-se de um melhor entendimento da contaminação na BTS sobre os recifes de corais para um melhor manejo das atividades que afetam esse ecossistema.
- Sistemas como baixa diversidade de espécies podem ser especialmente mais sensíveis a impactos antropogênicos, devido à baixa redundância funcional, o que pode levar a perda completa de espécies-chave e, conseqüentemente, a perda de alguns serviços ecossistêmicos.
- Apesar da baixa diversidade, os sistemas recifais brasileiros são considerados muito importantes para a conservação da biodiversidade, devido à alta ocorrência de espécies endêmicas, principalmente peixes e corais.
- A BTS possui uma riqueza de corais próxima àquela apresentada por Abrolhos, que é considerada a região de maior diversidade de corais do oceano Atlântico Sul Ocidental, demonstrando assim a sua importância para a conservação da biodiversidade.

- É essencial o estabelecimento de medidas de manejo em face a continuidade das ameaças e ao surgimento de novas, como as espécies invasoras.
- Destaca-se a importância de se realizar um monitoramento consistente, com réplicas espaciais e temporais, visto que os recifes de corais são ambientes que apresentam uma variabilidade natural. Isso poderá contribuir para o conhecimento sobre as flutuações naturais para se distinguir, com clareza, os efeitos antrópicos sobre esses ambientes, sendo este um fator importante a ser considerado no processo de avaliação e planejamento.
- De uma forma geral, esse trabalho buscou contribuir para uma atualização do mapa de prioridade de conservação da biodiversidade, tendo em vista que ele precisa ser revisto periodicamente, sendo necessário também um maior refinamento dessas áreas prioritárias para a BTS, que se estende por uma ampla região.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar Jr., T.R.; Dias, E. J. (2007). Comunidades litorâneas afetadas pela pesca com explosivos na Baía de Todos os Santos – BA: uma análise da condição sócio-econômico-ambiental. *Revista Virtual Candombá*; 3 (1): 40 – 44.
- Alves, T.S. (2015). A pesca artesanal em Baiacu - Vera Cruz (BA): identidades, contradições e produção do espaço. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.
- Agência Nacional de Águas – ANA (2013). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013. Brasília: ANA, 2013.
- Araújo, T.M.F. (1984). Morfologia, Composição, Sedimentologia e Historia Evolutiva do Recife de Coral da Ilha de Itaparica, Bahia. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências, Salvador.
- Arias-González, J.E.; Fung, T.; Seymour, R.M.; Garza-Pérez, J.R.; Acosta-González, G.; Bozec, Y-M.; Johnson, C.R. (2017). A coral-algal phase shift in Mesoamerica not driven by changes in herbivorous fish abundance. *PLoS ONE* 12(4): e0174855.
- Barros, F.; Cruz, I.; Kikuchi, R.; Leão, Z (2009). Ambiente Bentônico. In: Hatje, V., Andrade, J.B. (orgs). *Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos*. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 207 – 242.
- Barros, F.; Costa, P. C.; Cruz, I.; Mariano, D. L.; Miranda, R. J. (2012). Habitats Bentônicos na Baía de Todos os Santos. *Revista Virtual de Química*; 4(5): 551 – 565.
- Bellwood, D.R.; Hoey, A.S.; Choat, J.H. (2003). Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecol. Lett.*; 6: 281 – 285.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C.; Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis: supporting biodiversity, functional groups, and resilience. *Nature*; 429: 827 – 833.
- Bonaldo, R.; Pires, M.; Guimarães, P.; Hoey, A.; Hay, M. (2017). Small Marine Protected Areas in Fiji Provide Refuge for Reef Fish Assemblages, Feeding Groups, and Corals. *PLoS ONE*, 12(1), p.e0170638.
- Brasil (2000). Lei Federal nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação, Brasília.
- Bryant, D.; Burke, L.; McManus, J.; Spalding, M. (2000). Reef at risk a map-based indicator of threats to the world's coral reefs. World Resources Institute, USA.
- Burke, L; Reytar, K.; Spalding, M.; Perry, A. (2011) *Reefs at Risk Revisited*. Washington, DC: World Resources Institute. 130 p.

- Capp, N.; Ayach, L. R.; dos Santos, T. M. B.; de Lima Guimarães, S. T. (2012). Qualidade da água e fatores de contaminação de poços rasos na área urbana de Anastácio (MS). *Geografia Ensino & Pesquisa*; 16(3): 77 – 92.
- Carpenter, K. E.; Miclat, R. I.; Albaladejo, V. D.; Corpuz, V. T. (1981). The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. In: *Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium*; 2: 497 – 502.
- Castro, C.B.; Pires, D.O. (2001). Brazilian Coral Reefs: What we Already Know and What is Still Missing. *Bulletin of Marine Science*; 69: 357 – 371.
- Queiroz, A. F. D. S.; Celino, J. J. (2008). Impacto ambiental da indústria petrolífera em manguezais da Região Norte da Baía de Todos os Santos (Bahia, Brasil). *Boletim Paranaense de Geociências*; n. 62-63; p. 23 – 34.
- Cirano, M.; Lessa, G. (2007). Oceanographic Characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. *Revista Brasileira de Geofísica*; 25(4): 363 – 387.
- Costa Jr, O. S.; Leão, Z.M.A.N.; Nimmo, M.; Attrill, M. J. (2000). Nutrifcation impacts on coral reefs from northern Bahia, Brazil. In: *Island, Ocean and Deep-Sea Biology*. Springer Netherlands, 2000, p. 307 – 315.
- Costa, P. A. S.; Olavo, G.; Martins, A. S. (2005). Áreas de pesca e rendimentos da frota de linheiros na região central da costa brasileira entre Salvador-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) *Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 57-70 (Série Livros n.13).
- Costa, O. S.; Nimmo, M.; Attrill, M. J. (2008). Coastal nutrification in Brazil: a review of the role of nutrient excess on coral reef demise. *Journal of South American Earth Sciences*; 25(2): 257 – 270.
- Centro de Recursos Ambientais – CRA (2002). *Avaliação da qualidade das águas costeiras superficiais da Baía de Todos os Santos: relatório técnico, avaliação ambiental*. Salvador.
- Centro de Recursos Ambientais – CRA (2004). *Diagnóstico do grau de contaminação da Baía de Todos os Santos por metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo a partir da análise das suas contrações nos sedimentos de fundo e na bacia associada: relatório diagnóstico da concentração de metais pesados e hidrocarbonetos de petróleo nos sedimentos e biota na Baía de Todos os Santos, I, II e IV*. Salvador.
- Centro de Recursos Ambientais – CRA (2008). *Inventário de atividades com potencial de contaminação/poluição e de produtos químicos na Baía de Todos os Santos. Tomo I – Relatório Preliminar*. HYDROS Engenharia e Planejamento Ltda. Governo do Estado da Bahia. 269p.

- Cruz, I.C.S. (2008). Recifes de Corais da Baía de Todos os Santos, Caracterização, Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.
- Cruz, I.C.S.; Kikuchi, R.K.P.; Leão, Z.M.A.N. (2009). Caracterização dos Recifes de Corais da Área de Preservação Ambiental da Baía de Todos os Santos para fins de Manejo, Bahia, Brasil. *Revista da Gestão Costeira Integrada*; 9(3): 3 – 23.
- Cruz, I.C.S.; Kikuchi, R.K.P.; Longo, L.L.; Creed, J.C. (2014). Evidence of a phase shift to *Epizoanthus gabrieli* Carlgreen, 1951 (Order Zoanthidea) and loss of coral cover on reefs in the Southwest Atlantic. *Marine Ecology*; 36(3): 318 – 325.
- Cruz, I.C.S.; Loiola, M.; Albuquerque, T.; Reis, R.; Nunes, J.; Reimer, J.D.; Mizuyama, M.; Kikuchi, R.; Creed, J. (2015a). Effect of Phase Shift from Corals to Zoantharia on Reef Fish Assemblages. *PLoS ONE* 10(1): e0116944.
- Cruz, I.C.S.; Kikuchi, R.; Leão, Z.; Done, T. (2015b). Reef quality criteria for marine reserve selection: an example from eastern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*; 25: 223 – 234.
- Da Rocha, G. O.; Guarieiro, A. L. N.; de Andrade, J. B.; Eça, G. F.; de Aragão, N. M.; Aguiar, R. M.; Korn, M. G. A.; Brito, G. B.; Moura, C. W. N.; Hatje, V. (2012). Contaminação na Baía de Todos os Santos. *Rev. Virtual Quim.*; 4 (5): 583 – 610.
- Done, T.J. (1992) Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*; 247: 121 – 132.
- Done, T. (1995). Ecological Criteria for Evaluating Coral Reefs and their Implications for Managers and Researchers. *Coral Reefs*; 14: 183 – 192.
- Dos Santos, L.A.H.; 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. *J Exp Mar Biol Ecol*; 449: 69 – 76.
- Dutra, L.X.C.; Kikuchi, R.K.P.; Leão, Z.M.A.N. (2006). Todos os Santos Bay Coral Reefs, Eastern Brazil, Revisited after 40 Years. *Journal of Coastal Research*; 39: 633 – 638.
- Dutra, L.X.C.; Haworth, R.J. (2008). Human Disturbance, Natural Resilience and Management Futures: The Coral Reefs of Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Journal of Sustainable Development*; 1: 13 – 30.
- Edwards, C.B.; Friedlander, A.M.; Green, A.G.; Hardt, M.J.; Sala, E. Sweatman, H.P.; Williams, I.D.; Zgliczynski, B.; Sandin, S.A.; Smith, J.E. (2014). Global assessment of the status of coral reef herbivorous fishes: evidence for fishing effects. *Proc. R. Soc. B*; 281: 20131835.

- Fernandes L.; Day, J.; Kerrigan, B.; Breen, D.; De'ath, G.; Mapstone, B.; Ward, T. (2009). A process to design a network of marine no-take areas: Lessons from the Great Barrier Reef. *Ocean & Coastal Management*; 52: 439 – 447.
- Ferreira, C.E.; Gonçalves, J.E.; Coutinho, R.; Peret, A.C. (1998). Herbivory by the Dusky Damselfish *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) in a tropical rocky shore: effects on the benthic community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*; 229: 241 – 264.
- Ferreira, C.E.L.; Floeter, S.R.; Gasparini, J.L.; Ferreira, B.P.; Joyeux, J.C. (2004). Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*; 31: 1093 – 1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A. (2006). Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. *J Fish Biol*; 69: 1533 – 1551.
- Ferreira, C.M.; Coni, E. O. C.; Medeiros, D.V.; Sampaio, C.L. S.; Reis-Filho, J.A.; Barros, F.; Loiola, M.; Nunes, J.A. (2015). Community structure of shallow rocky shore fish in a tropical bay of the southwestern Atlantic. *Brazilian Journal of Oceanography*; 63(4): 379 – 396.
- Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L.; Gasparini, J.L. (2007). Os efeitos da pesca e da proteção através de UC's marinhas: três estudos de caso e implicações para os grupos funcionais de peixes recifais no Brasil. In *Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira* (Brasil. Ministério do Meio Ambiente - MMA, org.). Brasília: MMA (Série Áreas Protegidas do Brasil), v. 4, 183 – 199.
- Francini-Filho, R.B.; Coni, E.O.C.; Meirelles; P.M.; Amado-Filho, G.M.; Thompson, F.L. et al. (2013). Dynamics of Coral Reef Benthic Assemblages of the Abrolhos Bank, Eastern Brazil: Inferences on Natural and Anthropogenic Drivers. *PLoS ONE* 8(1): e54260.
- Freitas, M.B.; Brilhante, O.M.; Almeida, L.M. (2001). Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. *Cadernos de Saúde Pública*; 17(3): 651 – 660.
- Goatley, C. H.; Bonaldo, R. M.; Fox, R. J.; Bellwood, D.R. (2016). Sediments and herbivory as sensitive indicators of coral reef degradation. *Ecology and Society*; 21(1): 29.
- Halpern, B.S. (2003). The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*; 13: S117 – S137.
- Halpern, B.; Walbridge, S.; Selkoe, K.; Kappel, C.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J.; Casey, K.; Ebert, C.; Fox, H.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H.; Madin, E.; Perry, M.; Selig, E.; Spalding, M.; Steneck, R.; Watson, R. (2008). A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Science*, 319 (5865): 948 – 952.

- Hatje, V.; Bicego, M.C.; Carvalho, G.C.; Andrade, J.B. (2009). Contaminação Química. In: Hatje, V., Andrade, J.B. (orgs). Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 243 – 298.
- Hubbard, D.K. (1997). Reefs as Dynamic Systems. In: Birkeland, C. (Eds.). Life and Death of Coral Reefs. Chapman & Hall, New York, p. 43 – 67.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2010). Censo Demográfico. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (2016). Sumário Executivo do Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio, 2016.
- Instituto de Meio Ambiente – IMA (2009). Inventário de atividades com potencial de contaminação/poluição e de produtos químicos na Baía de Todos os Santos. Inventário Final – Volume 1. HYDROS Engenharia e Planejamento Ltda. Governo do Estado da Bahia. 243p.
- Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA (2015). Relatório Anual de Qualidade das Águas do Estado da Bahia - Ano 2015. Disponível em <http://www.inema.ba.gov.br/servicos/monitoramento/qualidade-dos-rios/>.
- Jameson, S.C.; Erdmann, M.V.; Gibson Jr, G.R.; Pott, K.W. (1998). Delelopment of Biological Criteria for Coral Reef Ecosystem Assessment. 1^a edn. United States Environmental Protection Agency - Office of Science and Technology, Health and Ecology Criteria Division, United States of America.
- Jameson, S.C.; Erdmann, M.V.; Karr, J.R.; Pott, K.W. (2001). Charting a Course Toward Diagnostic Monitoring: A Continuing Review of Coral Reef Attributes and a Research Strategy for Creating Coral Reef Indexes of Biotic Intedrity. Bulletin of Marine Science; 69: 701 – 744.
- Kikuchi, R.K.P.; Leão, Z.M.A.N; Oliveira, M.D.M. (2010). Conservation status and spatial patterns of AGRRA vitality indices in Southwestern Atlantic Reefs. Revista de Biologia Tropical; 58: 1 – 31.
- Laborel, J.L. (1969a) Madreporaires et hydrocoralliaires recifaux des cotes bresiliennes. Systematique, ecologie, repartition verticale et geographie. Ann Inst Oceanogr Paris; 47:171 – 229.
- Laborel, J. (1969b). Les peuplement de madreporaires des côtes tropicales du Brésil. Annales de l'Université d'Abidjan, Serie E- II (fascicule 3). 260 p.
- Leão, Z.M.A.N.; Ginsburg, R.N. (1997). Living Reefs Surrounded by Siliciclastics Sediments: The Abrolhos Coastal Reefs, Bahia, Brazil. Proceeding of 8th Inertenational Coral Reef Symposium; 2: 1767 – 1772.

- Leão, Z.M.A.N. (1999). Abrolhos – O complexo recifal mais extensor do Oceano Atlântico Sul. In: Schobbenhaus, C.; Campos, D.A.; Queiroz, E.T.; Winge, M.; Berbert-Born, M. (Eds.). Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil, 1999, p. 345 – 359.
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R. (2001). The Abrolhos Reefs of Brazil. In: Coastal marine ecosystems of Latin America. Springer Berlin Heidelberg, 2001, p. 83 – 96.
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.; Testa, V. (2003). Corals and coral reefs of Brazil. In: Cortés, J. (org.). Latin American Coral Reefs. Amsterdã: Elsevier, p. 9 – 52.
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R. (2005). A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*; 51(5-7): 599 – 611.
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.; Oliveira, M.; Vasconcelos, V. (2010). Status of Eastern Brazilian coral reefs in time of climate changes. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*; 5(2): 224 – 235.
- Leão, T. C.; Almeida, W. R.; Dechoum, M.; Ziller, S. R. (2011). Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, 33p.
- Leão, Z.M.A.N., et al. (2015). Monitoramento dos recifes e ecossistemas corálinos. In: TURRA, A., DENADAI, M.R. (orgs.). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitat Bentônicos Costeiros – ReBentos [online]. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2015, p. 155 – 179.
- Leite Jr., N.O.; Martins, A.S.; Araújo, J. N. (2005). Idade e crescimento de peixes recifais na região central da Zona Econômica Exclusiva entre Salvador-BA e o Cabo de São Tomé-RJ (13° S a 22° S). In: Costa, P.A.S.; Martins, A.S.; Olavo, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Rio de Janeiro: Museu Nacional. p. 203 – 216 (Série Livros n.13).
- Lessa, G.; Dias, K. (2009). Distribuição espacial das litofácies de funda da Baía de Todos os Santos. *Quaternary and Environmental Geosciences*; 01: 84 – 97.
- Lessa, G.; Cirano, M.; Genz, F.; Tanajura, C.; Silva, R. (2009). Oceanografia Física. In: Hatje, V., Andrade, J.B. (orgs). Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 67 – 120.
- Lesser, M.P.; Slattery, M.; Stat, M.; Ojimi, M.; Gates, R.D.; Grottoli, A. (2010). Photoacclimatization by the coral *Montastraea cavernosa* in the mesophotic zone: light, food, and genetics. *Ecology*; 91(4): 990 – 1003.

- Loiola, M.; Oliveira, M. D.; Kikuchi, R. K. (2013). Tolerance of Brazilian brain coral *Mussismilia braziliensis* to sediment and organic matter inputs. *Marine pollution bulletin*; 77(1): 55 – 62.
- Lopes, R.; Dias, J.; Gaeta, S. Ambiente Pelágico. (2009). In: Hatje, V., Andrade, J.B. (orgs). Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 121 – 156.
- Machado, R.A.S. (2007). O meio natural na organização produtiva da população pesqueira tradicional do município de Canavieiras/BA. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.
- Mangelli, T.S.; Creed, J.C. (2012). Análise comparativa da abundância do coral invasor *Tubastrea* spp. (Cnidaria, Anthozoa) em substratos naturais e artificiais na Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* Vol. 102, n. 2.
- Martins, L.; Souto, C.; Magalhães, W. F.; de Souza Alves, O. F.; Rosa, I. L.; Sampaio, C. L. S. (2012). Echinoderm harvesting in Todos-os-Santos Bay, Bahia State, Brazil: the aquarium trade. *SITIENTIBUS Série Ciências Biológicas*; 12(1): 53 – 59.
- Mattos, P.P. (2011). Entendendo as interações entre povos pesqueiros, manguezal e área protegida: RDS estadual Ponta do Tubarão (RN, Brasil). Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- McCook, L.; Almany, G.; Berumen, M.; Day, J.; Green, A.; Jones, G.; Leis, J.; Planes, S.; Russ, G.; Sale, P.; Thorrold, S. (2009). Management under uncertainty: guide-lines for incorporating connectivity into the protection of coral reefs. *Coral Reefs*; 28(2): 353 – 366.
- Medeiros, P.R.; Gempel, R.G.; Souza, A.T.; Ilarri, M.I.; Rosa, R.S. (2010) Non-random reef use by fishes at two dominant zones in a tropical, algal-dominated coastal reef. *Environ Biol Fishes*; 87: 237 – 246.
- Miranda, R.J. et al. (2016a). New records of the alien cup-corals (*Tubastraea* spp.) within estuarine and reef systems in Todos os Santos Bay, Southwestern Atlantic. *Marine Biodiversity Records*; 9: 35.
- Miranda, R. J.; Cruz, I. C.; Barros, F. (2016b). Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. *Marine biology*; 163(3): 45.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA (2002). Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros. Brasília: MMA (Série Biodiversidade, 5), 2002. 404p.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA (2007). Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da

Biodiversidade Brasileira: Atualização - Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Brasília: MMA (Série Biodiversidade, 31), 2007. 295p.

- Ministério do Meio Ambiente – MMA (2010). Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA (2016). Secretaria de Biodiversidade e Florestas. 5º relatório nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica. Brasília: MMA (Série Biodiversidade, 50), 2016. 240p.
- Moraes, L. R. S.; Álvares, M. L. P.; dos Santos, F. P.; de Almeida Costa, N. C. (2012). Saneamento e Qualidade das Águas dos Rios em Salvador, 2007-2009. Revista Interdisciplinar de Gestão Social; 1(1).
- Moreira, C.F. (2010). As denominações para os pescadores e os apetrechos de pesca na comunidade de Baiacu/ Vera Cruz /Bahia. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia.
- Moura, R.L. (2000). Brazilian reefs as priority areas for biodiversity conservation in the Atlantic Ocean. Proceedings 9th International Coral Reef Symposium; 2: 23 – 27.
- Mumby, P. J.; Edwards, A. J.; Arias-González, J. E.; Lindeman, K. C.; Blackwell, P. G.; Gall, A.; Wabnitz, C. C. (2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature; 427(6974): 533 – 536.
- Mumby, P. J. (2006). Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. Biological conservation; 128(2): 215 – 222.
- Mumby, P.; Broad, K.; Brumbaugh, D.; Dahlgren, C., Harborne, A.; Hastings, A.; Holmes, K.; Kappel, C.; Micheli, F.; Sanchirico, J. (2008). Coral Reef Habitats as Surrogates of Species, Ecological Functions, and Ecosystem Services. Conservation Biology, 22(4): 941 – 951.
- Nyström, M.; Folke, C. (2001). Spatial Resilience of Coral Reefs. Ecosystems 4(5): 406 – 417.
- Obura, D.O. (2009). Coral Reef Resilience Assesment of the Nosy Hara Marine Protected Area, Northwest Madagascar. Gland, Switzerland: IUCN. 35p.
- Oliveira, A. (1996). Pesca predatória com uso de explosivos na Baía de Todos os Santos. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal da Bahia.
- Oliveira, M.D.M. (2007). Efeito do aquecimento global sobre a extensão linear, densidade e taxa de calcificação do esqueleto do coral *Mussismilia braziliensis* Verrill

1868, no último século (Abrolhos, Bahia). Tese (Doutorado) – Universidade Federal da Bahia.

- Paiva, A.D.S. (2009). Conhecimentos dos moradores da Ilha de Maré acerca dos recursos naturais numa abordagem histórica. *Revista Virtual Candombá*; 5(2): 98 – 114.
- Peixoto, J.A.S. (2008). Baía de Todos os Santos: Vulnerabilidades e Ameaças. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.
- Peso-Aguiar, M. C.; Smith, D. H.; Assis, R. D. C. F.; Santa-Isabel, L. M. D.; Peixinho, S.; Gouveia, E. P.; Carrozzo, G. (2000). Effects of petroleum and its derivatives in benthic communities at Baía de Todos os Santos/Todos os Santos Bay, Bahia, Brazil. *Aquatic Ecosystem Health & Management*; 3(4): 459 – 470.
- Poggio, C.A. (2012). Uso dos componentes biogênicos do sedimento e da tafonomia como ferramenta de avaliação ambiental na Baía de Todos os Santos. Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal da Bahia.
- Rathbun, R. (1878). Note on the coral reefs of the island of Itaparica, Bahia and of Parahyba do Norte. *Proceeding Boston Society of Natural History*; 20: 39 – 41.
- Richmond, R.H. (1997). Reproduction and recruitment in corals. In: Birkeland, C. (Eds.). *Life and death of coral reefs*. New York: Chapman & Hall. P. 175 – 197.
- Roberts, C. M.; Branch, G.; Bustamante, R.H.; Castilla, J.C.; Dugan, J.; Halpern, B.S.; Lafferty, K.D.; Leslie, H. et al. (2003). Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecol. Appl* 13S: 215 – 228.
- Sampaio, C.L.S.; Nottingham, M. C. (2008). Guia para identificação de peixes ornamentais – volume I: espécies marinhas. Brasília: IBAMA, 2008.
- Sampaio, C. L.; Miranda, R. J.; Maia-Nogueira, R.; José de Anchieta, C. C. (2012). New occurrences of the nonindigenous orange cup corals *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* (Scleractinia: Dendrophylliidae) in Southwestern Atlantic. *Check List*; 8(3): 528 – 530.
- Santana, R.C. (2015). O impacto de diferentes forçantes na circulação residual de um estuário tropical bem misturado: Baía de Todos os Santos, Brasil – 13°S. Dissertação (Mestrado em Geofísica) - Universidade Federal da Bahia.
- Silva, I.G.; Nascimento, D.M.C. (2008). As razões da pesca com explosivos no mar do subúrbio ferroviário em Salvador (BA).
- Soares, M.; Chaves, F.; Estrada, G.; Cavalcanti, V. (2008). Caracterização das florestas de mangue do complexo estuarino de Caravelas (Bahia-Brasil). *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, Volume 16 – Número 1.

- Soares, L.; Salles, A.C.; Lopez, J.; Muto, E.; Giannini, R. Pesca e Produção Pesqueira. (2009). In: Hatje, V., Andrade, J.B. (orgs). Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos. Salvador: EDUFBA, 2009, p. 157 – 206.
- Sousa, P.K. (2017). O papel da oceanografia na gestão portuária: caso do Porto de Aratu e sua relação com as comunidades de Ilha de Maré. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Universidade Federal da Bahia.
- Spanó, S. (2004). Diagnóstico do estado de conservação dos recifes em franja do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia.
- Suggett, D. J.; Kikuchi, R. K.; Oliveira, M. D.; Spanó, S.; Carvalho, R.; Smith, D. J. (2012). Photobiology of corals from Brazil's near-shore marginal reefs of Abrolhos. *Marine Biology*; 159(7): 1461 – 1473.
- Veiga, I.G. (2003). Avaliação da origem dos hidrocarbonetos em sedimentos superficiais de manguezais da região norte da Baía de Todos os Santos / Bahia. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense.
- Vermeij, M.J.A.; van Moorselaar, I.; Engelhard, S.; Hornlein, C.; Vonk, S.M.; Visser, P.M. (2010). The Effects of Nutrient Enrichment and Herbivore Abundance on the Ability of Turf Algae to Overgrow Coral in the Caribbean. *PLoS ONE* 5(12): e14312.
- V&S Ambiental/NEMUS (2014a). Estudos Ambientais para a implantação de sistema de travessia Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos – Volume 1 – Caracterização do empreendimento.
- V&S Ambiental/NEMUS (2014b). Estudos Ambientais para a implantação de sistema de travessia Salvador/Ilha de Itaparica sobre a Baía de Todos os Santos – Volume 2/Tomo 2 – Diagnóstico do Meio Biótico.
- Xavier, A. G. (2002). Análise da Hidrodinâmica da Baía de Todos os Santos. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Oceânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Walter, R.P. (2002). Fish Assemblages Associated with Coral Patch Reef Communities at San Salvador, Bahamas. *Environmental Science and Biology Theses*. 97p.
- Wilkinson, C. (2008). Status of coral reefs of the world: 2008. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296p.
- Yang, S-Y.; Bourgeois, C.; Ashworth, C.; Reimer, J. (2013). Palythoa zoanthid “barrens” in Okinawa: examination of possible environmental causes. *Zool Stud*; 52(1): 1 – 11.

8. ANEXOS

Quadro 1. Lista de espécies de peixes encontradas nos recifes internos e externos (Legenda: I=interno, E=externo, IE=interno e externo).

Espécies	Famílias	Endêmico	Estado de conservação (MMA, 2016)	Importância econômica	Ocorrência	
<i>Acanthurus bahianus</i>	Acanthuridae				IE	
<i>Acanthurus chirurgus</i>					IE	
<i>Acanthurus coeruleus</i>					IE	
<i>Ophioblennius trinitatus</i>	Bleniidae	X			E	
<i>Parablennius marmoreus</i>					IE	
<i>Caranx bartholomaei</i>	Carangidae				IE	
<i>Caranx crysus</i>				X	E	
<i>Decapterus sp</i>					E	
<i>Chaetodon striatus</i>	Chaetodontidae				IE	
<i>Amblycirrhitus pinos</i>	Cirrhitidae				E	
<i>Diodon hystrix</i>	Diodontidae				E	
<i>Coryphopterus glaucofraenum</i>	Gobiidae				IE	
<i>Elacatinus figaro</i>		X	Vulnerável	X	IE	
<i>Gramma brasiliensis</i>	Grammatidae	X		X	E	
<i>Anisotremus moricandi</i>	Haemulidae				E	
<i>Anisotremus surinamensis</i>					E	
<i>Anisotremus virginicus</i>					IE	
<i>Haemulon aurolineatum</i>					IE	
<i>Haemulon parra</i>					IE	
<i>Haemulon plumieri</i>					IE	
<i>Haemulon squamipinna</i>		X			E	
<i>Haemulon steindachneri</i>					I	
<i>Holocentrus adscensionis</i>		Holocentridae				IE
<i>Bodianus rufus</i>		Labridae				E
<i>Halichoeres brasiliensis</i>	X				E	
<i>Halichoeres peronsei</i>	X				E	
<i>Halichoeres poeyi</i>					E	
<i>Thalassoma noronhanum</i>	X				E	
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	Labrisomidae				E	
<i>Malacoctenus sp.</i>					E	
<i>Lutjanus alexandrei</i>	Lutjanidae	X			E	
<i>Lutjanus jocu</i>				X	E	
<i>Ocyurus chrysurus</i>				X	IE	
<i>Cantherhines macrocerus</i>	Monacanthidae				E	
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	Mullidae				IE	
<i>Gymnotorax vicinus</i>	Muraenidae				E	
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	Ogcocephalidae				E	
<i>Myrichthys ocellatus</i>	Ophichthidae				I	
<i>Pempheris schomburgkii</i>	Pempheridae				E	
<i>Abudefduf saxatilis</i>	Pomacentridae				IE	
<i>Chromis multilineata</i>					E	
<i>Microspathodon chrysurus</i>				Vulnerável	E	
<i>Stegastes fuscus</i>					IE	
<i>Stegastes variabilis</i>					IE	
<i>Scarus trispinosus</i>		X	Em perigo		IE	
<i>Scarus zelindae</i>		X	Vulnerável		E	
<i>Sparisoma amplum</i>	Scaridae	X			E	
<i>Sparisoma axillare</i>		X	Vulnerável		IE	
<i>Sparisoma frondosum</i>			Vulnerável		IE	
<i>Sparisoma radians</i>					E	
<i>Odontoscion dentex</i>		Sciaenidae				IE
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Scombridae			X	E	
<i>Alphestes afer</i>	Serranidae			X	E	
<i>Cephalopholis fulva</i>				X	E	
<i>Epinephelus adscensionis</i>				X	E	
<i>Mycteroperca bonaci</i>			Quase ameaçado	X	IE	
<i>Serranus flaviventris</i>				X	I	
<i>Hippocampus reidi</i>		Syngnathidae		Vulnerável		I
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	Tetraodontidae			X	I	

