
AMBIENTES RECIFAIS BRASILEIROS, COMUNIDADES BENTÔNICAS E HERBIVORIA POR PEIXES

João Lucas Leão Feitosa e Guilherme Ortigara Longo

1.1. INTRODUÇÃO

Os fatores determinantes da comunidade bentônica de um recife são bastante complexos e incluem tanto fatores abióticos, como a ação de ondas, temperatura, salinidade e sedimentação; como fatores biológicos, como a predação, competição por substrato e a herbivoria. Em ambas as instâncias, esses fatores vêm sendo constantemente modificados pelo homem, através de influências diretas, como a retirada de organismos para seu uso, ou indireta, como o aumento da sedimentação pela retirada das matas ciliares. A incidência de múltiplos impactos antrópicos, associados a perturbações naturais do ambiente, estão levando os recifes de coral, ao redor do globo, ao declínio. Estes impactos ocorrem desde a escala do organismo, como o branqueamento e doenças em corais, até a escala ecossistêmica como a eutrofização, aumento da sedimentação, sobrepesca e o aquecimento global, diminuindo a capacidade de recuperação dos corais após eventos impactantes sequenciais, conhecida como resiliência (Bellwood, Hughes, Folke & Nyström 2004; Hughes *et al.*, 2007). Estes impactos alteram a composição da comunidade recifal, ocasionando mudanças na abundância de espécies e sua diversidade (Jackson *et al.*, 1992). Em recifes de coral no Caribe e Pacífico, por exemplo, registrou-se uma mudança de um estado previamente dominado por corais para uma fase atual de dominância por macroalgas (Hughes, 1994; Mumby *et al.*, 2006). Dada a complexidade e sinergia dos fatores que determinam a comunidade bentônica que vemos hoje, é importante entender o histórico de formação dos recifes de coral do Brasil, o papel das algas como competidoras e a função da herbivoria como força estruturadora das comunidades bentônicas.

1.2. OS RECIFES DE CORAL BRASILEIROS

1.2.1. COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO

A fauna de corais do Brasil possui pelo menos três características que a difere de outros sistemas recifais do mundo: (1) apresenta uma diversidade de espécies muito reduzida; (2) possui espécies endêmicas, algumas com papel importante na bioconstrução de recifes e; (3) é composta principalmente por espécies com crescimento massivo (Leão, Kikuchi & Testa, 2003). Cinco espécies de corais são endêmicas do Brasil, e algumas possuem afinidade com as espécies do Caribe, enquanto que outras são relativas a fauna coralina do Terciário, encontradas no Mediterrâneo e na Flórida apenas como fósseis (Maida & Ferreira, 1997). Estas espécies menos derivadas são as formas mais comuns da fauna coralina brasileira, de crescimento massivo. São uma herança de uma fauna comum com o Caribe, que existia entre o final do Mioceno e o início do Plioceno, momento quando o rio Amazonas passou a desaguar no oceano Atlântico, isolando as águas da província brasileira (Frost, 1977). Além disso, os recifes brasileiros não possuem os acroporídeos, espécies mais derivadas e de crescimento ramificado, que são os principais corais da crista recifal e dos recifes mais expostos do Caribe (Leão, Kikuchi & Testa, 2003).

As espécies de corais brasileiras estão distribuídas desde a foz do rio Amazonas até o litoral catarinense; possuindo certos isolamentos geográficos resultantes da foz do rio São Francisco e da foz do rio Doce. A região Nordeste do Brasil é onde os recifes de coral são mais abundantes, enquanto que as regiões Norte e Sudeste são consideradas regiões de “empobrecimento” em corais hermatípicos (Laborel, 1969). Dentre as espécies de coral endêmicas brasileiras, *Mussimilia braziliensis* e *Favia leptophylla* são as de maior confinamento geográfico, ocorrendo apenas no litoral baiano; enquanto que *Mussismilia hispida*, *Mussismilia harttii* e *Siderastrea stellata* possuem as distribuições mais amplas, ocorrendo desde ilhas oceânicas até a costa sudeste. Dentre os corais de distribuição mais ampla, *Favia gravida* é endêmica do Atlântico sul (Brasil e Ilha de Ascensão), enquanto *Siderastrea* spp., *Porites astreoides*, *P. branneri*, *Agaricia agaricites*, *A. fragilis*, *Montastraea cavernosa* e *Madracis decactis* são cosmopolitas e comuns as faunas caribenha e brasileira (Leão, Kikuchi & Testa, 2003) (Figura 1.1).

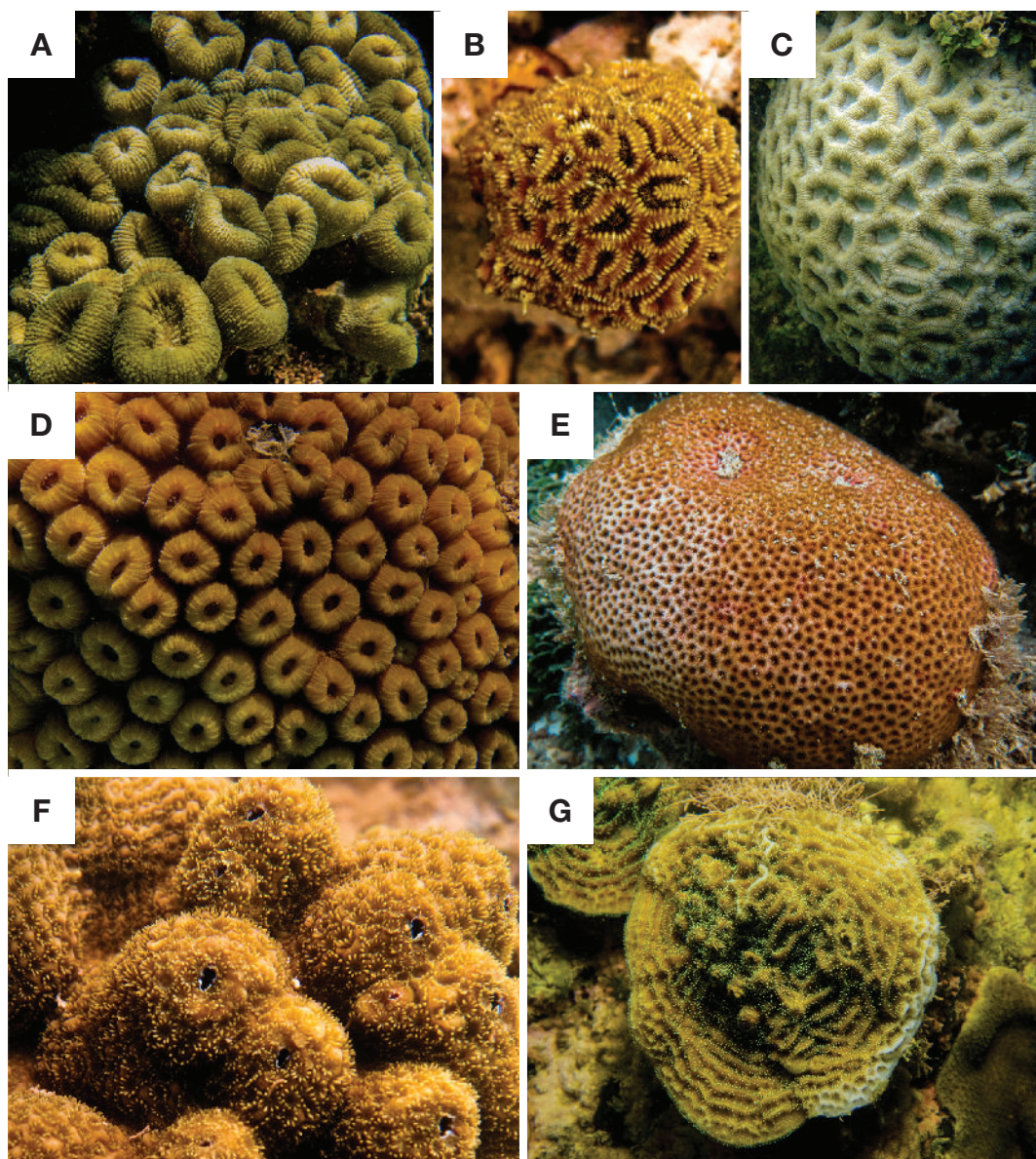


Figura 1.1 – Principais espécies de coral presentes na costa Nordeste do Brasil. (A) *Mussismilia harttii*; (B) *Favia gravida*; (C) *Mussismilia hispida*; (D) *Montrastrea cavernosa*; (E) *Siderastrea stellata*; (F) *Porites astreoides*; (G) *Agaricia humilis*. Fotos: João Feitosa.

1.2.2. SURGIMENTO E CRESCIMENTO

O surgimento dos recifes de coral costeiros no Brasil acompanhou padrões de alterações no nível do mar pós-glaciação, e são caracterizados por quatro fases de crescimento (*sensu* Leão, Kikuchi & Testa, 2003): 1) iniciação e estabelecimento

dos recifes 2) rápido crescimento vertical 3) crescimento lateral dos recifes e 4) degradação dos recifes.

Há 10.000 anos atrás, o nível do mar no Brasil se encontrava abaixo da plataforma continental, devido ao último período glacial. Segundo estudos geológicos, entre 8.000 e 7.000 anos a plataforma continental brasileira começou a se tornar alagada (Martin, Flexor, Blitzkow & Suguio, 1985) e os recifes brasileiros começaram sua formação sobre a plataforma (Leão, Kikuchi & Testa, 2003). Os recifes mais antigos já datados estão presentes próximos a quebra da plataforma e possuem 6.600 anos. Entretanto, as formações recifais que se instalaram na borda da plataforma não conseguiram acompanhar a subida rápida do nível do mar, devido ao crescimento lento característico dos corais, e hoje a maioria destas formações se encontra recoberta por sedimentos e rodolitos de algas coralinas (Kikuchi & Leão, 1998). Por outro lado, os recifes que surgiram mais próximos da costa apresentaram um rápido crescimento vertical com o aumento do nível do mar até os 5 a 4 mil anos atrás, período no qual estes recifes puderam crescer mais de 10 m em altura em menos de 3000 anos. O crescimento vertical destas estruturas parou uma vez que alcançaram o nível do mar na época, que era aproximadamente quatro metros acima do nível atual (Martin, Flexor, Blitzkow & Suguio, 1985), onde se iniciou um processo de crescimento horizontal. Estudos com datação demonstraram que os recifes de Alagoas e Pernambuco alcançaram seus topos entre 5.700 e 3.900 anos atrás, provavelmente iniciando seu crescimento lateral neste período (Barbosa, Bittencourt, Dominguez & Martin, 1986; Dominguez, Bittencourt, Leão & De Azevedo, 1990). Como consequência da diminuição do nível do mar ao longo do tempo até os níveis atuais, todos os recifes próximos da costa se tornaram emersos, sofrendo a erosão das ondas, resultando no aplanamento das suas superfícies, dando aos recifes sua conformação atual.

Com a retração do nível do mar, os recifes também ficaram mais próximos da linha de costa, sendo submetidos aos impactos de altos níveis de sedimentação, turbidez e insolação. Tais impactos resultaram em uma mudança na comunidade coralina, incluindo das suas espécies dominantes, a diminuição dos tamanhos das colônias (de um tamanho médio de 60 cm para 12 cm) e um grande aumento da mortalidade, resultando na diminuição na cobertura de corais. As condições ambientais extremas das águas brasileiras, que são opostas a maioria dos sistemas

recifais descritos na literatura, excedem a tolerância da maioria das espécies de coral, limitando a presença de somente espécies mais resistentes e adaptadas (Leão, Kikuchi & Testa, 2003).

1.2.3. REDUÇÃO DA COBERTURA CORALÍNEA NOS DIAS ATUAIS

A costa brasileira é raramente afetada por eventos climáticos extremos, como furacões e tornados, que possuem grande influência nos recifes do Indo-Pacífico e Caribe, sendo o impacto humano a maior ameaça aos recifes brasileiros. Dentre as atividades humanas que mais impactam os recifes encontram-se as más práticas de uso do solo, a poluição doméstica e industrial, a sobrexploração dos recursos recifais e o turismo descontrolado (Maida & Ferreira, 1997). No Nordeste do Brasil, o desmatamento para uso da madeira e a plantação de cana-de-açúcar deu origem a um aumento da sedimentação. Os recifes costeiros de Tamandaré, por exemplo, sofrem um alto impacto de sedimentação, podendo alcançar valores de até $99 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ no inverno (Macedo, 2009), enquanto que em Abrolhos esses valores não ultrapassam os $20 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Leão & Kikuchi, 2005) e no Caribe não superam os $10 \text{ mg.cm}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Rogers, 1983).

No Brasil, devido a esses variados impactos de origem continental, as maiores coberturas coralinas são observadas em recifes mais distantes da costa, alcançando uma média máxima de ~30%, como observado em Abrolhos, na Bahia (Pitombo, Ratto & Belém, 1988). Apesar da falta de estudos que quantifique a perda de cobertura coralina no Brasil, existem relatos sobre a redução na cobertura de coral nos recifes costeiros de aproximadamente 25% nos anos 60 (como observado por Jaques Laborel), para menos de 5% nos anos 2000 (Ferreira & Maida, 2006). Estima-se que a cobertura de coral em recifes de outras regiões do mundo também se encontre em declínio em relação a cobertura coralina. Nos recifes da Grande Barreira de Corais, por exemplo, a cobertura média de corais mudou de mais de 30% para menos de 15% nas últimas três décadas, uma mudança associada a ciclones, eventos de branqueamento e explosões populacionais de predadores de coral (De'ath, Fabricius, Sweatman & Puotinen, 2012). No Caribe, alguns sítios tiveram a cobertura de corais reduzida de ~40% para menos de 10% (1970 a 1990) devido a sobrepesca de peixes herbívoros, ciclones e doenças que afetaram ouriços com um importante papel no controle das algas (Hughes, 1994). Trabalhos

mais recentes indicam quedas ainda mais bruscas na cobertura de corais em diversos locais do Pacífico. Na Grande Barreira de corais áreas, que anteriormente sustentavam cerca de 80% de cobertura de corais, hoje caíram para menos de 30% (Bruno & Selig 2007). De maneira similar, no Caribe a cobertura de coral reduziu de 50 para 10% (Gardner *et al.*, 2003). Em um cenário de mudanças climáticas, principalmente devido ao aumento da temperatura do mar, a incidência e a potência de eventos catastróficos, como ciclones, vêm aumentando nas últimas décadas (Emanuel, 2005; Trenbeth, 2005; Webster, Holland, Curry & Chang, 2005).

1.3. AS ALGAS E SUAS FUNÇÕES ECOLÓGICAS

1.3.1. COMPETIÇÃO ENTRE CORAIS E ALGAS

Diversos organismos bentônicos competem por espaço para viver nos substratos duros formados pelos corais e outros organismos construtores. Os corais e as algas são constantemente referenciados por tal competição por substrato, onde ambos a realizam através de diferentes estratégias de vida. Quando comparados às algas, os corais apresentam um crescimento mais lento e, em geral, estratégias reprodutivas são mais pontuais e dependentes de fatores ambientais específicos. Além disso, algas rapidamente colonizam esqueletos de coral após sua morte, podendo levar alguns pesquisadores ao equívoco de assumir que são competidoras superiores aos corais (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001) (Figura 1.2).

Os corais são exímios competidores nos recifes, podendo inibir o crescimento de algas (De Ruyter Van Steveninck, Van Mulekom & Breeman, 1988; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001) ou sobrepor seu crescimento e matá-las (Meesters & Bak, 1994; Meesters, Noordeloos & Bak, 1994; Meesters, Pauchli & Bak, 1997), tanto quando recrutas (Littler & Littler, 1997), como quando adultos (Bak, Brouns & Heys, 1977). Por outro lado, as macroalgas podem exercer efeitos negativos sobre os corais através de abrasão, sombreamento, alelopatia, sobrecrecimento, ou ainda através de efeitos indiretos causados por vetores de patógenos, predadores ou liberando compostos que desestabilizam a microbiota associada aos corais (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001; Nelson *et al.*, 2013; Nugues, Delvoye & Bak, 2004; Smith *et al.*, 2006; Rasher *et al.*, 2011; Wolf & Nugues, 2013; Rasher & Hay, 2014; Longo & Hay, 2015, 2017). Quimicamente ricas, algas dos gêneros *Lobophora*,

Dictyota, *Halimeda* e *Dictyosphaeria*, são capazes de causar a morte de colônias de coral por sobrecrecimento. Algas filamentosas ou grandes coriáceas raramente colonizam corais saudáveis (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001), e alguns tipos de corais são mais suscetíveis ao contato com macroalgas, e.g. corais em forma de placas em relação as formas massivas (Hughes, 1989; Shulman & Robertson, 1996; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001; Longo & Hay, 2015). Efeitos positivos de algas sobre corais também foram registrados, particularmente em situações de sombreamento que impedem exposição direta do coral a raios solares ou apresentar *blooms* que duram meses sem afetar os corais (Coles, 1988; Jompa & McCook, 1998; Heyward & Negri, 1999; McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001).

A habilidade competitiva das algas depende do acúmulo de biomassa suficiente para sobrepor os corais (Miller & Hay, 1996, 1998) e para liberação de compostos solúveis em quantidade suficiente (Nelson *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2006), ou ainda ser dependente da produção de composto alelopáticos de origem lipídicas,



Figura 1.2 – Ao ficarem fragilizados ou morrerem, os corais são recobertos por macroalgas que impedem sua recuperação e o recrutamento de novos indivíduos. Foto: João Feitosa.

geralmente presentes na superfície das algas, que podem afetar negativamente os corais na região de contato (Rasher *et al.*, 2011; Longo & Hay, 2015, 2017). Perturbações externas, como o aumento da turbidez e sedimentação (e.g. Umar, McCook & Price, 1998) e a competição com as algas, ocorrem em sinergia e corais estressados podem ser competidores menos bem-sucedidos. A habilidade competitiva das algas também pode ser reforçada por certos impactos antropogênicos, como a eutrofização (McCook, Jompa & Diaz-Pulido, 2001).

1.3.2. ABORDAGENS ECOLÓGICAS SOBRE AS ALGAS: OS GRUPOS FUNCIONAIS

Muitos estudos aplicam uma abordagem em grupos funcionais de algas, que permitem uma avaliação mais rápida de mudanças associadas a adaptação seletiva a perturbações (Steneck & Dethier, 1994). Características ecológicas, fisiológicas e de desenvolvimento estão intimamente relacionadas com os aspectos morfológicos das macroalgas, devido ao fato de que a estrutura das algas, em um menor nível de organização, permite, regula e limita cada uma de suas funções biológicas (Littler & Littler, 1984). Visto que os parâmetros morfológicos das algas podem ser mais facilmente e precisamente mensurados, estes podem prover uma base sólida para a análise em ecossistemas complexos (Littler & Littler, 1984). Além disso, a abordagem funcional em algas pode ter aplicações importantes para determinar sua resistência à herbivoria e hidrodinamismo em função de sua estrutura (Steneck & Dethier 1994).

Littler e Littler (1984), por exemplo, subdividiram as macroalgas em seis grupos funcionais: Filamentosas; foliáceas ou folhosas; cilíndricas ou ramificadas; coriáceas; calcárias articuladas e; calcárias incrustantes. Tal divisão ocorre baseada em características morfológicas externas e de sua anatomia interna, transcendendo afinidades filogenéticas entre as espécies e focando em suas habilidades e funções ecológicas. Ainda neste mesmo estudo, os autores comprovaram que estes grupos são consistentemente diferentes quanto a sua produtividade, resistência física a perturbações, susceptibilidade a herbivoria e conteúdo calórico. As algas filamentosas e as folhosas são, em geral, as mais produtivas, de maior valor energético, menos resistentes a perturbações físicas, em comparação as algas calcárias incrustantes que possuem características opostas. Os grupos restantes se

encontram em um gradiente intermediário entre estes grupos extremos (Littler & Littler, 1984) (Figura 1.3). Esta classificação não só divide as espécies em grupos ecologicamente significantes, mas também permite que predições sejam feitas de acordo com os grupos funcionais predominantes.

Outra classificação, amplamente utilizada, considera a forma de crescimento e agrupamento das algas, as dividindo em dois grandes grupos; as algas eretas (ou simplesmente macroalgas) e as algas *turf* (do inglês, relva). Essa classificação se baseia no fato de que muitas algas, que ocorrem em habitats fisicamente estressantes ou sujeitos a herbivoria, moderada crescem em agrupamentos coesos, chamados *turfs*, ao invés de ocorrerem como indivíduos separados (Hay, 1981). Esta forma de crescimento é energeticamente cara, sendo a produtividade individual reduzida em até 60%, porém confere as algas menor dano fisiológico por dessecação durante marés baixas e menor perda de biomassa por herbivoria (Hay, 1981).

Apesar deste tipo de classificação ser frequentemente utilizada, algumas questões surgem quanto ao seu uso: (1) por se tratar de uma classificação que leva em conta a forma de crescimento das algas, espécies com características ecológicas distintas são reunidas em um mesmo grupo. Por exemplo, as espécies de crescimento lento e alta resistência à herbivoria, como as calcárias articuladas, e as filamentosas, de crescimento rápido e muito susceptíveis. Estas são negligenciadas, em muitos aspectos ecológicos da comunidade de algas, como sua produtividade, crescimento e susceptibilidade a impactos físicos e herbivoria; (2) A maioria dos estudos que aplica este tipo de classificação, geralmente relacionados com a mensuração da herbivoria, não definem o que assumem por *turf*. A definição do termo pode inclusive divergir entre os estudos: podem se referir apenas as algas filamentosas (e.g. Roberts, 1987; McClanahan, 1997), incluir vários tipos de algas (e.g. Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998), fazer distinção em relação aos grupos dominantes formadores do *turf* e sua relação com a fauna associada (e.g. *turf* filamentoso ou calcário, Longo & Hay, 2015) ou até consistir de um agrupamento de algas, sedimentos e detritos (e.g. Bonaldo & Bellwood, 2011). Outros autores utilizam a altura em relação ao substrato para separar o *turf* de outras formas de crescimento, onde o limite determinado para tal divisão varia entre os autores (e.g. Hay, 1981; Ruitton, Francour & Boudouresque, 2000; Paddock & Sponaugle, 2008).

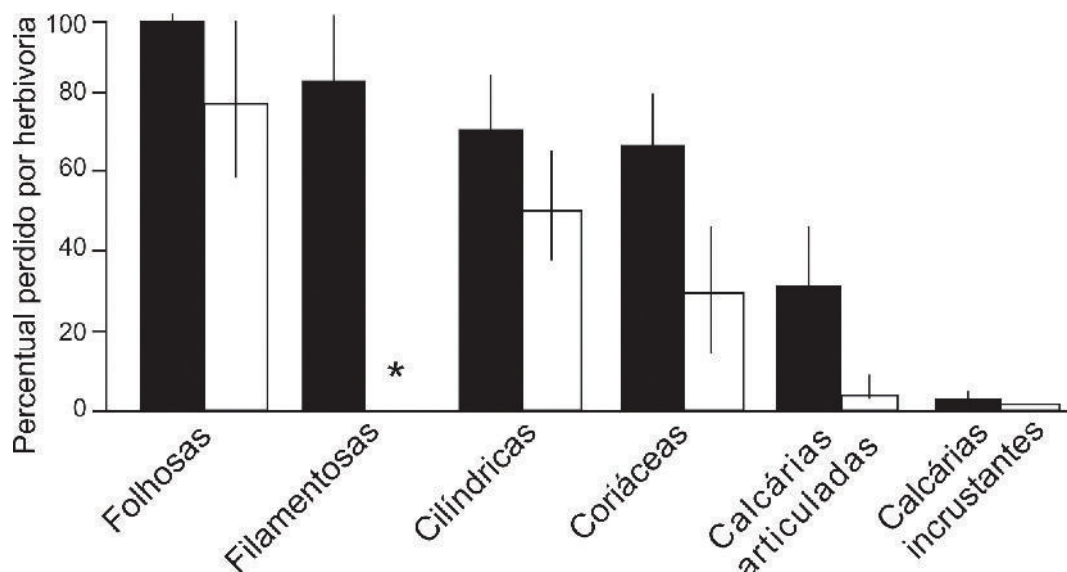


Figura 1.3 – Susceptibilidade dos grupos funcionais a herbivoria no Caribe. (■) perda gerada pela herbivoria por peixes; (□) perda gerada pela herbivoria por ouriços. Barras: 95% de intervalo de confiança. (*)por questões metodológicas os autores não foram capazes de estimar o consumo de algas filamentosas por ouriços (adaptado de Littler, Taylor & Littler, 1983).

Uma revisão recente indicou que o uso do termo *algal turf* é crescente na literatura de ambientes recifais, mas identificou uma falta de padronização e de detalhe em sua caracterização (Connell, Foster & Aioldi, 2014). Esses autores apresentam uma proposta de caracterização que inclui aspectos de morfologia, altura, crescimento, densidade, nível de compactação, quantidade de sedimento retido, persistência temporal e área de cobertura. Esta sugestão não é necessariamente definitiva, podendo ser modificada através da inclusão de outros parâmetros de acordo com variações locais. No entanto, o avanço das descrições e caracterizações do *turf* é fundamental para compreendermos o funcionamento de ambientes recifais comparativamente, sobretudo no Brasil onde o *turf* está entre os principais componentes da comunidade bentônica dos recifes ao longo de toda a costa.

1.3.3. AS ALGAS DO BRASIL

As macroalgas estão entre os organismos mais comuns em recifes brasileiros. A flora de macroalgas bentônicas brasileira inclui aproximadamente 700 taxa infragenéricos (Horta, 2000; Nunes, 2005), o que corresponde a quase 80% das espécies encontradas nos trópicos (Figueiredo, Horta, Pedrini & Nunes,

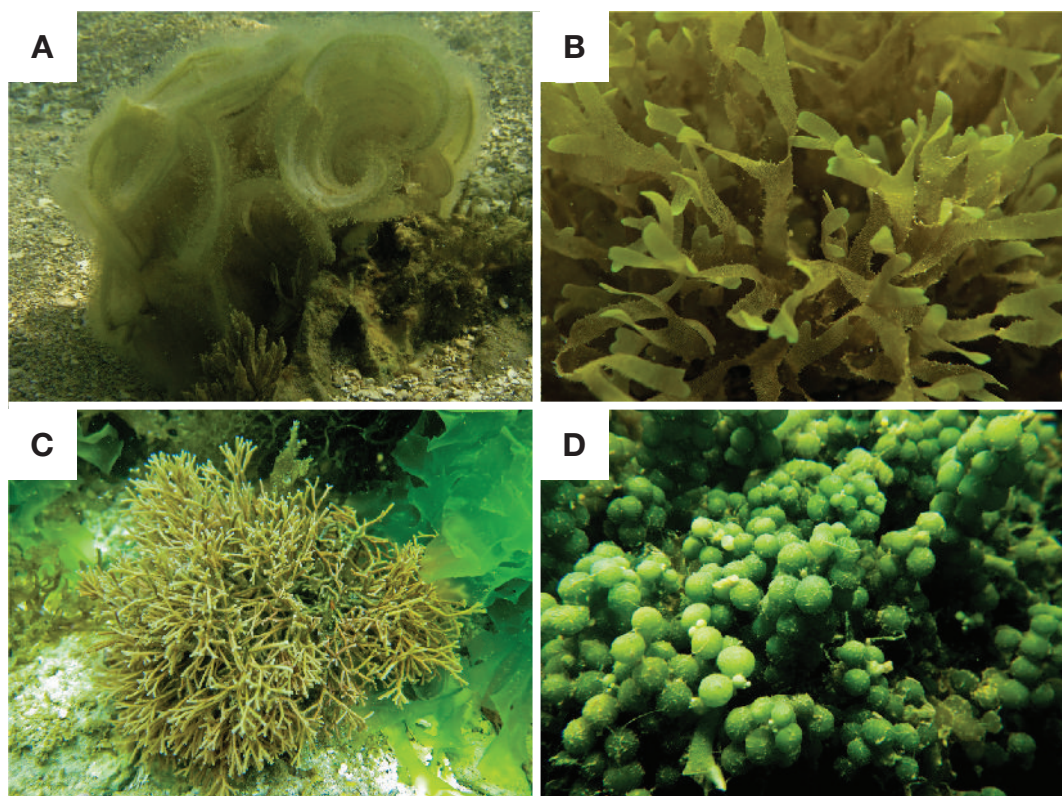


Figura 1.4 – Algumas das principais espécies da flora de macroalgas brasileira. (A) *Padina antillarum*. (B) *Dictyopteris delicatula*. (C) *Jania* sp. (D) *Caulerpa racemosa*. Fotos: João Feitosa.

2008). Dentre estas, Rhodophyta é a divisão com maior riqueza de espécies, onde a ordem Ceramiales contém a maioria das espécies encontradas no Brasil (Figueiredo, Horta, Pedrini & Nunes, 2008). Dentre Chlorophyta, a maior riqueza está nas ordens Bryopsidales e Cladophorales, enquanto que as algas da divisão Ochrophyta possuem mais representantes nas ordens Dictyotales e Ectocarpales (Villaça *et al.*, 2006).

Nos recifes costeiros do Nordeste do Brasil, o maior número de espécies também pertence à divisão Rhodophyta, a exemplo de Pitimbu, na Paraíba (Lucena *et al.*, 2007) e Gaibu e Tamandaré, em Pernambuco (Pereira, Ribeiro & Pedrosa, 2007; Feitosa, 2010) e Maracajá, no Rio Grande do Norte (Silva, 2006). Nesses trabalhos é possível ainda enumerar várias espécies como importantes constituintes da flora recifal, como as vermelhas *Jania adhaerens*, *Gracilaria* sp., as verdes *Caulerpa racemosa*, *Halimeda opuntia* e as pardas *Dictyopteris*, *Dictyota*, *Padina* e *Lobophora*; que são consideradas espécies características de águas tropicais

(Pereira, 2002) (Figura 1.4). *Halimeda* é um gênero especialmente importante no desenvolvimento dos recifes de coral, uma vez que contribuem com grandes quantidades de carbonato de cálcio para os depósitos de sedimento nos recifes mais protegidos. Algumas espécies pantropicais de Dictyotales e Fucales, principalmente *Sargassum* são características de ambientes tropicais, se estendendo em distribuição também para floras de ambientes temperados (Garbary, 2001).

De acordo com Horta, Anâncio, Coimbra & Oliveira (2001), a flora de macroalgas do Brasil está dividida em duas regiões biogeográficas: A região tropical, onde a flora está estabelecida predominantemente sobre recifes de corais, tendo como seu limite norte o oeste do Ceará e como limite sul, o sul do estado da Bahia; e a região temperada, onde as algas colonizam os espaços dos costões rochosos, apresentando seu limite norte o Rio de Janeiro e o limite sul na região de Rio Grande. Um empobrecimento da flora no sentido norte-sul é observado no Brasil, que pode estar relacionado à menor heterogeneidade de habitats e as maiores variações sazonais de temperatura ao Sul do país.

A flora do Atlântico Sul teve origem no Indo-Pacífico e Caribe, com várias espécies ocorrendo em ambos os lados do Atlântico e em trechos do Índico; por exemplo, 70% dos gêneros encontrados em Moçambique são também encontrados no Caribe (Garbary, 2001). O Brasil também possui reconhecidas afinidades com a flora caribenha, que podem ser devidas à sua origem comum Indo-Pacífica, mas alguns autores afirmam que a dispersão das espécies ocorreu em épocas e por rotas distintas, e não através de uma migração do Caribe ao Brasil, devido aos padrões de circulação global durante o Cretáceo, incluindo o surgimento da barreira do rio Amazonas (Horta, Amancio, Coimbra & Oliveira, 2001).

1.4. HERBIVORIA EM AMBIENTES RECIFAIS

1.4.1. A FUNÇÃO DA HERBIVORIA

Muitos dos recifes contemporâneos estão perdendo sua capacidade de se regenerar dos impactos múltiplos que vem sofrendo ao longo das últimas décadas, levando estes recifes a uma rápida mudança de fase para estados alternativos (Done, 1992; Hughes, 1994; Scheffer *et al.*, 2001; Bellwood, Hughes, Folke & Nyström, 2004). A mais comum destas transições é a mudança da cobertura de uma dominância coralina para a dominância por algas, apesar de outros estados

alternativos serem documentados (Bellwood, Hughes, Folke & Nyström, 2004; Noström, Nyström, Lokrantz & Folke, 2009). Por tal razão, os herbívoros de recifes de coral possuem um papel crucial na mediação da competição por substrato entre corais e macroalgas bentônicas. Esta função é determinante, pois ao consumirem as macroalgas, os herbívoros impedem sua dominância sobre a cobertura coralina, estado no qual colonizam os esqueletos de corais adultos mortos e impedem o seu recrutamento (Mumby *et al.*, 2006; Hughes *et al.*, 2007; Mumby, 2009). Além disso, os herbívoros conectam a produção primária de um ecossistema à cadeia trófica, alteram a distribuição, composição de espécies e química das assembleias de algas (Hay, 1991).

Desde a década de 70, estudos relatavam o efeito dos herbívoros nos recifes. Foi observado, por exemplo, que altas densidades de peixes donzelas poderiam afetar a produtividade, crescimento coralino, fixação do nitrogênio e cimentação do recife (Vine, 1974; Brawley & Adey, 1977). Tsuda & Bryan (1973) e Bryan (1975) também relatam uma explosão populacional de siganídeos, que alcançou aproximadamente 13 milhões de indivíduos em Guam no Indo-Pacífico, e ocasionou uma grande diminuição da cobertura algal (Ogden & Lobel, 1978).

Os primeiros trabalhos com manipulação experimental da herbivoria datam do início da década de 60, como os trabalhos de Randall (1961) no Hawaii e de Stephenson & Searles (1960) nos recifes de arenito da Heron Island, na Grande Barreira de Corais. Os trabalhos conseguintes na década de 70 evidenciaram que os herbívoros poderiam ter um papel no assentamento e crescimento dos corais, onde o 'pastoreio' dos herbívoros abririam espaços no recife que favoreceria os corais (Stephenson & Searles, 1960; Sammarco, Levinton & Ogden, 1974; Birkeland, 1997).

Dentre os principais herbívoros em ambientes recifais estão os peixes, os ouriços e a microfauna fital, que inclui anfípodes, ostracodas, gastrópodes e quítons, além dos megaherbívoros como tartarugas e os peixes-boi. Efeitos distintos nas algas são observados pela herbivoria realizada por cada um destes grupos. Por exemplo, se os ouriços dominam a comunidade de herbívoros a assembleia de algas resultante é composta em sua maioria por algas filamentosas de crescimento rápido, enquanto que uma maior diversidade de grupos funcionais de macroalgas e maior biomassa é observada quando os peixes são os principais consumidores (McClanahan, 1997).

1.4.2. INTERAÇÕES ALGAS-HERBÍVOROS

Herbivoria é a força determinante na distribuição e abundância de muitas algas, sendo sua morfologia, estrutura, química e habilidade competitiva alteradas em relação a suas taxas de consumo (Hay, 1997). Apesar das algas sofrerem influência da competição com outros organismos bentônicos, de perturbações físicas e disponibilidade de recursos (Littler & Littler, 1984; Steneck & Dethier, 1994), diversos experimentos demonstram que o controle dos herbívoros sobre a comunidade algal é determinante na maioria dos casos (Randall, 1965; Hay, 1985, 1991; Lewis, 1986; Carpenter, 1986; Lessios, 1988; Morrison, 1988; Hughes, 1994; Hixon & Brostoff, 1996), mas veja Arias-González *et al.* (2017) para uma exceção. Portanto, para persistir nos recifes, as algas necessitam escapar, tolerar ou prevenir a herbivoria (Lubchenco & Gaines, 1981; Hay 1997).

Apesar de poucas espécies de animais conseguirem efetivamente se alimentar de algas em quantidades significativas, uma grande diversidade de histórias de vida, tamanhos, morfologias e fisiologias digestivas é apresentada pelos herbívoros, tornando quase impossível para suas presas prevenirem seu consumo por todos os herbívoros (Hay, 1997). As algas podem alterar sua estrutura afim de evitar a herbivoria: *Lithophyllum* apresenta uma morfologia incrustante quando submetida a pressão da herbivoria. Porém, quando a pressão é reduzida, cresce com ramos eretos (Steneck & Adey, 1976). Duas expressões fenotípicas também são encontradas em *Padina jamaicensis*, que pode alterar sua morfologia de uma forma prostática e altamente ramificada para uma forma ereta e folhosa em apenas quatro dias, se retirada a pressão da herbivoria (Lewis, Norris & Searles, 1987). Espécies de *Halimeda*, *Dictyota* e *Laurencia* crescem isoladas em condições de baixa herbivoria, mas quando há um aumento da predação, reproduzem como clones densamente agregados (Hay, 1981). De maneira similar, a sobrevivência e crescimento da alga parda *Sargassum* são favorecidos em áreas de agregação e alta densidade de algas, onde o efeito de herbivoria é reduzido (Dell, Longo & Hay, 2016). Esses mecanismos de retroalimentação (*e.g.* menos herbivoria, mais crescimento e sobrevivência) podem dificultar a recuperação de recifes dominados por algas.

A maioria das algas comuns em recifes (*e.g.* *Halimeda*, *Penicillus*, *Udotea*, *Caulerpa*, *Laurencia*, *Dictyota*) produz defesas químicas que reduzem a alimenta-

ção dos herbívoros, os metabólitos secundários. Portanto, um grande número de diferentes compostos afeta o consumo por uma ou várias espécies de herbívoros (Hay & Steinberg, 1992; Schupp & Paul, 1994). Estas substâncias têm efeitos diferentes nos seus consumidores, por exemplo, as taninas possuem um efeito redutor na digestibilidade, enquanto que alcalóides são realmente tóxicos (Feeny, 1976).

A calcificação também é tida como uma tática para evitar a herbivoria, tornando as algas menos palatáveis ou diminuindo seu valor nutricional pela adição de um material estrutural indigesto (Littler & Littler, 1980; Steneck, 1983, 1986; Hay, 1984; Duffy & Hay, 1990; Duffy & Paul, 1992; Pitlik & Paul, 1997). Ensaios experimentais inserindo o carbonato de cálcio sem alterar a dureza ou valor nutritivo dos alimentos, indicaram que o CaCO_3 pode alterar significativamente a preferência alimentar dos herbívoros, atuando também como um metabólito secundário (Pennings & Paul, 1992; Schupp & Paul, 1994).

Muitas espécies de algas empregam combinações de defesas estruturais, morfológicas ou químicas para evitarem sua predação por grupos de herbívoros diversos (Hay, 1984; Paul & Hay, 1986; Hay, 1996). Ensaios demonstraram que os peixes papagaio são desencorajados pela presença de metabólitos secundários, mas não por CaCO_3 , enquanto que para os cirurgiões esse padrão é inverso (Schupp & Paul, 1994; Meyer & Paul, 1995; Pennings *et al.*, 1996; Paul, 1997). A habilidade dos herbívoros controlarem as populações de macroalgas depende principalmente de uma combinação de: (1) características das algas (e.g. defesas e valor nutricional); e (2) diversidade, i.e., diferentes tolerâncias às defesas anti-herbivoria, preferências alimentares e estratégias nutricionais (Rasher *et al.*, 2011). Trabalhos recentes também demonstraram que as algas que utilizam compostos alelopáticos para competir com corais tem suas defesas químicas anti-herbivoria comprometidas, ficando mais susceptíveis à herbivoria por peixes (Rasher & Hay 2014; Pacífico) e por ouriços (Longo & Hay 2015; Caribe). Se esta relação for comum, então outras macroalgas com potencial alelopático podem também se tornar mais palatáveis ao competir com corais, ressaltando a importância de compreender as nuances das interações corais-macroalgas-herbívoros.

1.4.3. DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE DOS PEIXES HERBÍVOROS

Peixes herbívoros nas faunas recifais atuais possuem ancestrais com formas semelhantes aos membros vivos há bastante tempo. Fósseis que datam 50 milhões de anos atrás encontrados no monte Bolca, na Itália, refletem uma ictiofauna recifal similar à observada nos dias de hoje (Bellwood & Wainwright, 2002; Bellwood, Hoey, Bellwood & Goatley, 2014). Apesar de existir uma fauna recifal comum no mar de Tethys, os mares tropicais sofreram diversos eventos de divisões, onde cada fragmento possui uma distinta história até o presente. Em algumas áreas, como o Mediterrâneo, seus ocupantes foram completamente eliminados, e em outras áreas eles prosperaram, sendo a ictiofauna atual derivada de uma série de fatores interativos, incluindo sua localização geográfica, conectividade regional, tamanho e batimetria (Bellwood & Wainwright, 2002; Bellwood, Hoey, Bellwood & Goatley, 2014).

A diversidade mais alta de vários grupos marinhos, de corais e equinóides até peixes recifais, é encontrada no Indo-Pacífico. Esse padrão se repete para os peixes herbívoros: tomando os pomacentrídeos como exemplo, mais de 100 espécies são encontradas na Grande Barreira de Corais (GBR), enquanto que no mar Vermelho ocorrem pouco mais de 30 e no Caribe menos de 10 espécies, padrão que se repete também para os peixes-papagaio e cirurgiões (Bellwood & Wainwright, 2002). Várias teorias foram formuladas para explicar a alta diversidade observada para a GBR; que incluem esta região como um centro de origem, refúgio ou centro de acumulação de biodiversidade. Esta região possui uma bacia relativamente rasa, o que pôde promover especiação de vários grupos por vicariância durante períodos onde o nível do mar era mais baixo (McManus, 1985; Springer & Williams, 1994), atuando, portanto, como um centro de origem. Esta bacia rasa também pode ter prevenido a perda de certos grupos durante estes baixos níveis do mar, servindo como um refúgio para a biodiversidade (Rosen, 1984; Wilson & Rosen, 1998). E por se tratar de uma região extensa e de grande conectividade, pode também ter acomodado espécies originadas em outras regiões, atuando como um centro de acumulação (Palumbi, 1997; Bellwood & Hughes, 2001).

As diferenças regionais encontradas entre as comunidades de herbívoros do globo são marcadas pelo número de espécies: os siganídeos, por exemplo, foram observados no Indo-Pacífico, enquanto que os únicos peixes herbívoros

registrados no Mediterrâneo são *Sarpa salpa* (família Sparidae) e *Sparisoma cretense*. Dentre Labridae (Scarini), *Sparisoma* é um gênero exclusivo do Atlântico, enquanto que *Leptoscarus*, *Bolbometopon*, *Cetoscarus*, *Chlorurus* e *Hipposcarus* ocorrem somente no Indo-Pacífico. Nos recifes caribenhos os membros desta família são os peixes herbívoros mais abundantes, com uma dominância de indivíduos do gênero *Scarus* sobre *Sparisoma*. Existem indicações que o gênero *Scarus* colonizou o Caribe através de ancestrais do Indo-Pacífico que atravessaram o Istmo do Panamá, enquanto que o gênero *Sparisoma* tem origem no mar de Tethis (Bellwood, 1994; Choat *et al.*, 2002). Aparentemente, os membros da família Labridae que colonizaram o Brasil são provenientes da fauna caribenha, pois é possível observar que as espécies endêmicas brasileiras possuem espécies-irmãs no Caribe (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001) (Figura 1.5) e *Sparisoma radians* ocorre em ambas as regiões. No Brasil, no entanto, o gênero *Sparisoma* domina sobre o gênero *Scarus* na maioria dos pontos da costa, e este último gênero está ausente nas ilhas oceânicas brasileiras (Ferreira *et al.*, 2004). Uma possível explicação para tal distribuição é que o gênero *Scarus* no Indo-Pacífico é restrito a habitar recifes de coral (Choat, 1991), enquanto que os membros do gênero *Sparisoma* são possivelmente mais generalistas.

A comunidade de herbívoros está relacionada com o aumento de latitude e associada principalmente com as mudanças na temperatura. Ao contrário dos ambientes tropicais, os recifes temperados são tipicamente dominados por algas, possuindo baixos níveis de herbivoria (Mann, 1973; Gaines & Lubchenco, 1982). Nos trópicos os principais herbívoros são os peixes, enquanto que em regiões temperadas predominam os ouriços (Gaines & Lubchenco, 1982; Jones & Andrew, 1990). As táticas de forrageamento destes grupos diferem bastante: enquanto os peixes nadam ativamente, possuem uma grande variabilidade de aparatos alimentares e utilizam a visão para encontrar seu alimento, os ouriços se movem lentamente, possuem uma ação da mandíbula mais uniforme e encontram seu alimento por pistas químicas (Gaines & Lubchenco, 1982; Jones & Andrew, 1990).

Aparentemente os peixes herbívoros podem sofrer deficiência metabólica com a diminuição da temperatura (para contrapontos ver Clements, Raubenheimer & Choat, 2009; Clements *et al.*, 2017). Por se tratarem de animais ectotérmicos, seu metabolismo depende da temperatura externa, e a distribuição de muitas espécies

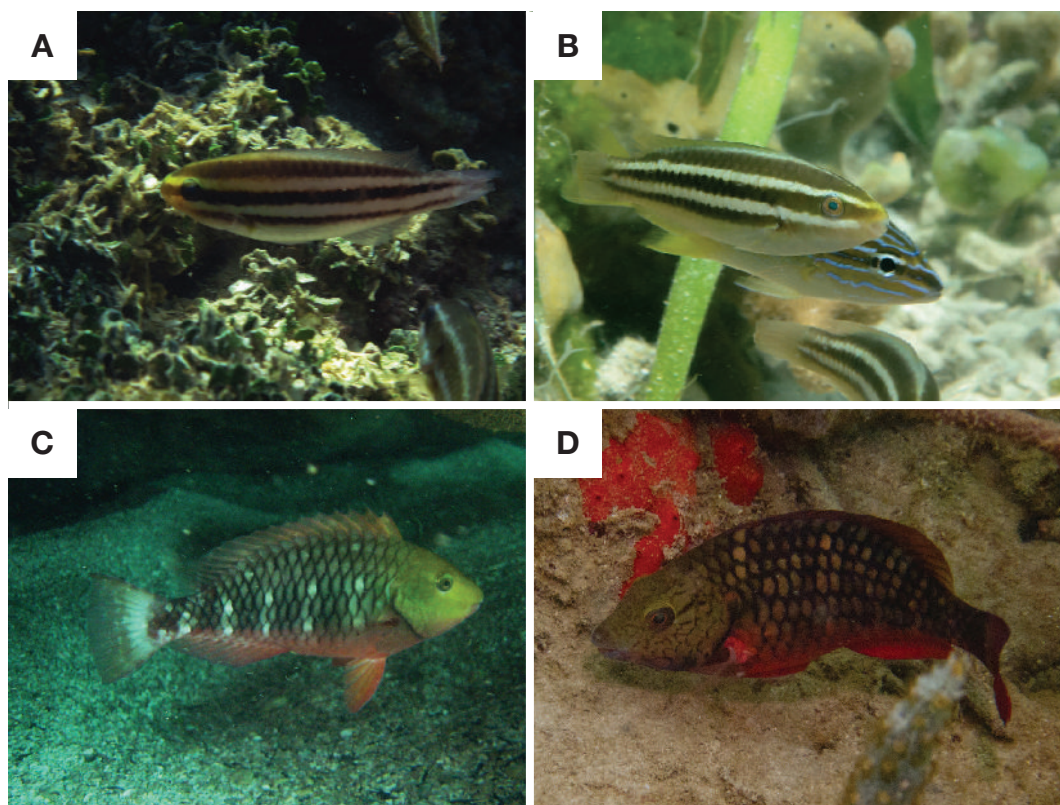


Figura 1.5 – Possíveis espécies-irmãs entre o Brasil (A, C) e Caribe (B, D). (A) Jovem de *Scarus zelindae*. (B) Jovem de *Scarus iseri*. (C) Fase inicial de *Sparisoma amplum*. (D) Fase inicial de *Sparisoma viride*. Fotos: João Feitosa.

de peixes herbívoros segue padrões semelhantes aos de lagartos herbívoros terrestres, diminuindo sua presença com menor temperaturas, diferindo de herbívoros endotérmicos, como os mamíferos (Floeter *et al.*, 2005). Adicionalmente, por dependerem de um alimento com pouca qualidade nutricional, o limite crítico da temperatura necessário para um balanço energético positivo deve ser maior para os herbívoros do que para os carnívoros. Portanto, os grupos de herbívoros comuns ao ambiente tropical diminuem em número, biomassa e em diversidade com o aumento da latitude (Floeter *et al. op. cit.*, 2005). Algumas espécies de peixes são mais adaptadas à herbivoria em condições de baixa temperatura e, por conseguinte, substituem a fauna tropical nesse papel funcional. No Brasil, a fauna dominada por acanturídeos e labrídeos nos trópicos é substituída por indivíduos da família Kyphosidae em regiões mais frias (Ferreira *et al.*, 2004). Estes herbívoros são, entretanto, reduzidos em número de espécies, o que é creditado a uma

questão evolutiva, pois o uso de recursos menos energéticos (e.g. algas, esponjas e corais) ocorreu primariamente entre comunidades de peixes recifais tropicais, levando ao aumento de sua riqueza de espécies em águas quentes (Harmelin-Vivien, 2002).

1.4.4. O PAPEL FUNCIONAL DOS PEIXES HERBÍVOROS

Os peixes herbívoros não formam um grupo uniforme no que diz respeito a sua função nos recifes. Estes são divididos em duas categorias principais, de acordo com o uso de habitat; aqueles ditos territorialistas, como as donzelas (Pomacentridae) e os herbívoros vagueadores que percorrem grandes áreas dos recifes em cardumes. Herbívoros territoriais dominam porções do recife, chegando a modificar a flora e fauna instalada em seu domínio, através de comportamentos como o *weeding* e a seleção que ocorre devido ao seu hábito alimentar (Lowe-McConnell, 1987; Hata & Kato, 2004) (Figura 1.6 A, B). Os herbívoros vagueadores, a exemplo dos peixes-papagaios e cirurgiões (Labridae e Acanthuridae, respectivamente), alimentam-se continuamente das macroalgas bentônicas (Figura 1.6 C-H), sendo apontado como chave no controle da biomassa de macroalgas nos recifes de coral (Hoey & Bellwood, 2008).

As primeiras classificações dos peixes herbívoros, quanto ao seu modo de alimentação foram introduzidas na década de 60, sendo denominados como *browsers* ou *grazers* de acordo com a quantidade de substrato inorgânico ingerido (Hiatt & Strasburg, 1960; Jones, 1968). Os peixes *grazers* são aqueles que ingeriam grandes quantidades de substrato durante a alimentação, enquanto os *browsers* raramente ingeriam material inorgânico. Adaptações morfológicas como um estômago com paredes grossas ou adaptações na faringe para triturar o alimento são característicos dos *grazers*, enquanto os *browsers* geralmente possuem estômagos com paredes finas. Os membros da família Acanthuridae tendem a se alimentar retirando as porções superiores das macroalgas, deixando as porções basais intactas (Choat, Clements & Robbins, 2002). De maneira oposta, os peixes-papagaio apresentam uma morfologia oral única - com dentes fundidos, fortes músculos adutores, um aparelho faringeano para triturar o material abocanhado - que permite que se alimentem das macroalgas retirando partes do substrato (Bellwood & Choat, 1990). Estes consomem não só a biomassa de algas, mas fornecem áreas de

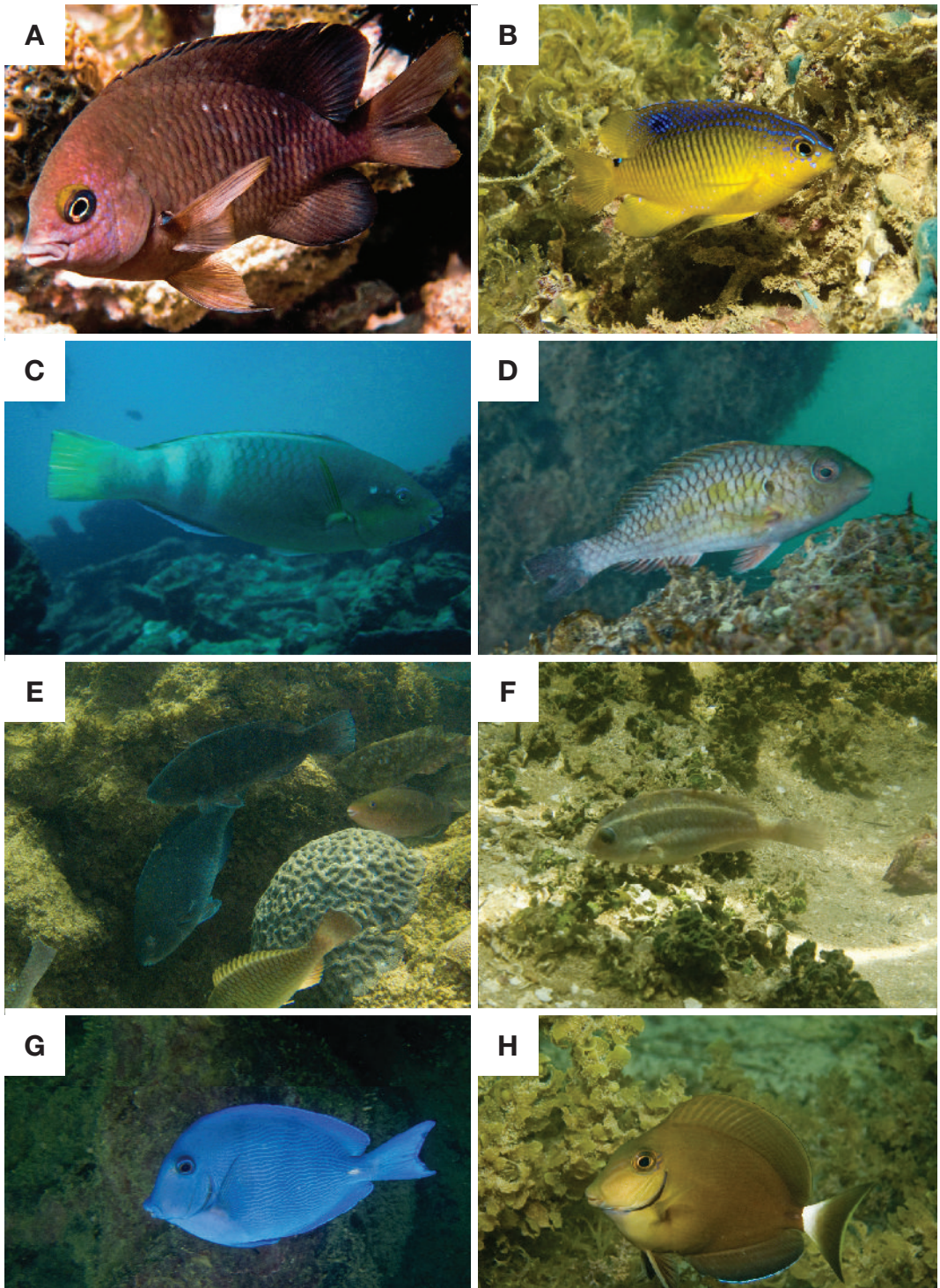


Figura 1.6 – Espécies de herbívoros dos recifes de coral do Brasil. (A) *Stegastes fuscus* adulto. (B) *Stegastes variabilis* juvenil. (C) *Scarus zelindae* fase terminal. D - *Sparisoma axillare* fase inicial. (E) *Scarus trispinosus* adulto. (F) *Sparisoma frondosum* juvenil. (G) *Acanthurus coeruleus* adulto. (H) *Acanthurus bahianus* adulto. Fotos: João Feitosa.

substrato renovado para a colonização por organismos bentônicos, incluindo os corais construtores de recifes (Bellwood, 1995; Bruggemann, Van Kessel, Van Rooij & Breeman, 1996; Hoey & Bellwood, 2008). Evidências recentes indicam que ao ingerir macroalgas, corais ou mesmo porções da matriz recifal, os alvos nutricionais de peixes herbívoros são na realidade microorganismos epilíticos que vivem na superfície das algas ou do recife, e endolíticos, que vivem dentro da matriz recifal ou dos corais (Clements *et al.*, 2017).

Nos recifes brasileiros, encontram-se três espécies representantes da família Acanthuridae: *Acanthurus bahianus*, *A. chirurgus* e *A. coeruleus*. As duas últimas espécies também ocorrem na ictiofauna caribenha. Dentre as categorias alimentares descritas para os herbívoros vagueadores, as espécies *A. bahianus* e *A. chirurgus* são considerados grazers, pois utilizam grande material detrital em sua alimentação, enquanto que *A. coeruleus* possui uma maior seleção na alimentação, ingerindo algas mais seletivamente, sendo considerado como browser (Dias, Rosa & Feitoza, 2001; Ferreira & Gonçalves, 2006; Francini-Filho *et al.*, 2010; Longo, Ferreira & Floeter, 2014, Longo *et al.*, 2015). Adicionalmente, as duas primeiras espécies apresentam ainda adaptações morfológicas que as permitem alimentar de partículas do sedimento, como ter um estômago com paredes mais grossas, não evidenciado em *A. coeruleus* (Duarte & Acero, 1988). Por exemplo, quando a seletividade de macroalgas e dieta foi comparada entre *A. coeruleus* e *A. chirurgus* no Atol das Rocas, ambas as espécies apresentaram padrões similares, mas *A. chirurgus* apresentou maior quantidade de sedimentos em seu estômago (Longo *et al.*, 2015). Mesmo com tais similaridades em sua dieta, foi observado que *A. bahianus* utiliza os detritos acumulados sobre as macroalgas que são ingeridos, enquanto que *A. chirurgus* complementa sua dieta forrageando no próprio substrato (Dias, Rosa & Feitoza, 2001) Pela ocupação de nichos alimentares diferenciados, é plausível supor que estas espécies apresentem diferentes impactos para o controle de macroalgas nos recifes brasileiros.

Os herbívoros vagueadores (família Labridae) do Atlântico Sul estão compreendidos em quatro gêneros: *Scarus*, *Sparisoma*, *Cryptotomus* e *Nicholsina*. Destes, os gêneros *Scarus* e *Sparisoma* são os mais representativos em recifes brasileiros, contando com sete espécies endêmicas: *Scarus trispinosus*, *Sc. zelandae*, *Sparisoma amplum*, *Sp. axillare*, *Sp. frondosum*, *Sp. rocha* e *Sp. tuiupiranga* e

uma, *Sparisoma radians*, que também ocorre no Caribe. Das espécies simpátricas *Scarus trispinosus*, *Sc. zelindae*, *Sparisoma amplum*, *Sp. axillare*, *Sp. frondosum*, *Sp. radians*, apenas a última é considerada como *browser*, principalmente por possuir um menor porte e conseguir selecionar mais facilmente o alimento ingerido, as demais espécies são consideradas pastadoras ou escavadoras (*grazers* ou *excavators*, respectivamente) neste último caso, os indivíduos adultos de maior porte, que conseguem retirar porções do substrato durante sua alimentação, deixando cicatrizes visíveis na matriz recifal (Francini-Filho, Moura, Ferreira & Coni, 2008; Ferreira & Gonçalves, 2006). Recentemente, estudos tem combinado atributos de dieta, modos de digestão e comportamento alimentar para determinar grupos funcionais de peixes herbívoros brasileiros (Longo, Ferreira & Floeter, 2014). Essa combinação, dividiu Scarini entre escavadores (apenas *S. trispinosus* e indivíduos de *Sp. amplum* maiores que 30 cm) e raspadores, demais espécies (Longo, Ferreira & Floeter, 2014).

1.4.5. HERBIVORIA VERSUS CORALIVORIA

O impacto da coralivoria em recifes tropicais é controverso, pois poucas espécies são capazes de produzir grande dano ao consumir corais. De fato, apenas 18 de mais de 110 gêneros de corais foram registrados sendo consumidos por animais, dos quais, apenas 16%, servem ocasionalmente como alimento para peixes (Rotjan & Lewis, 2008). A coralivoria por peixes papagaio é realizada em dois comportamentos distintos (*sensu* Bruckner, Bruckner & Sollins, 2000): através de mordidas focadas, onde o indivíduo abocanha repetidamente uma única área, resultando numa extensa perda de tecido e deixando marcas no esqueleto do coral; ou através de mordidas rasas que são distribuídas ao longo da superfície de uma colônia, causando dano ao tecido dos corais, mas pouca perda à estrutura esquelética.

A espécie *Bolbometopon muricatum*, que ocorre apenas no Indo-Pacífico, é o maior consumidor de tecido vivo de corais, embora facultativo, dentre os peixes coralívoros (Rotjan & Lewis, 2008). É estimado que uma população desta espécie pode consumir 13,5 kg de corais por m² por ano (Bellwood, Hoey & Choat, 2003). Entretanto, esta espécie se alimenta preferencialmente de espécies de corais de crescimento rápido, como os acroporídeos e pociloporídeos

(Bellwood, Hoey & Choat, 2003), beneficiando as espécies de crescimento mais lento (Rotjan & Lewis, 2008).

Em recifes saudáveis, a quantidade de coral vivo consumida por peixes-papagaio e ouriços aparenta não ser prejudicial para o ecossistema recifal. No entanto, tendo em vista a tendência global para o declínio de cobertura coralina, o papel duplo destes herbívoros/coralívoros necessita ser reavaliado (Rotjan & Lewis, 2008). De toda maneira, apenas uma pequena parcela das espécies de peixes-papagaio é capaz de se alimentar efetivamente de tecido coralino: das mais de 80 espécies de labrídeos registradas (Nelson, 2006), apenas 21 são coralívoras, e todas elas o fazem de maneira facultativa (Rotjan & Lewis, 2008). Destas, seis espécies pertencem ao Caribe, duas ao Brasil e o restante ocorre no Indo-Pacífico, consumindo corais dos gêneros *Pocillopora*, *Porites* e *Montrastrea*, e no Brasil dos gêneros *Favia*, *Mussismilia*, *Porites* e *Siderastrea* (Randall, 1967; Randall, 1974; Bellwood & Choat, 1990; Choat, 1991; Bellwood, 1995; Bruckner & Bruckner, 1998; McClanahan *et al.*, 2005; Rotjan & Lewis, 2005, 2006; Francini-Filho, Moura, Ferreira & Coni, 2008).

1.4.6. DIETA E ECOLOGIA NUTRICIONAL

Os primeiros estudos sobre a alimentação dos peixes recifais herbívoros foram conduzidos nos ambientes tropicais do Pacífico (Hiatt & Strasburg, 1960; Hobson, 1974) e do Caribe (Randall, 1967; Carr & Adams, 1973). As análises de conteúdo estomacal não foram conclusivas, mas sugerem que a maioria dos herbívoros é generalista (Ogden & Lobel, 1978). Até então, poucos estudos haviam avaliado a disponibilidade e preferência alimentar, mas os que foram realizados indicavam uma preferência por espécies filamentosas (Randall, 1961; Tsuda & Bryan, 1973; Bryan, 1975; Lobel & Ogden, 1981).

Em uma das primeiras revisões disponíveis acerca do assunto, Russ & John (1988) observaram que os estudos realizados entre 1960-1986, envolvendo quase 100 espécies de herbívoros do Indo-Pacífico e Caribe, indicavam uma grande dominância de algas filamentosas, detritos e material inorgânico na dieta das principais famílias de herbívoros recifais. Quase 100% das espécies de siganídeos e donzelas revisadas tinham algas filamentosas como principal alimento em seu

conteúdo estomacal. Outras macroalgas foram observadas como principal item da dieta de apenas 7% das espécies destas famílias (Russ & John, 1988).

Apesar de apresentarem uma preferência para se alimentar de algas com menor potencial defensivo, como as algas filamentosas, os peixes herbívoros de recifes de coral possuem grande plasticidade trófica. Por exemplo, as donze-las do gênero *Stegastes* podem se alimentar de macroalgas, diatomáceas, detri-tos e pequenos animais e apresentam variações em sua dieta entre as espécies, fases de vida, entre diferentes estações do ano e entre diferentes localidades. Nestas duas últimas, as mudanças estão geralmente associadas a disponibilidade de alimento (Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira, 2012; Tabela 1.1). Esta plasti-cidade trófica se estende também para outros herbívoros de ambientes recifais: em Blenniidae (Mendes, Mazzei, Correal & Ferreira, 2011), Odacidae (Clements & Choat, 1993), Kyphosidae (Silvano & Güth, 2006), Sparidae (Havelange, Lepoint, Dauby & Bouquegneau, 1997), Labridae (Bellwood, 1988; Feitosa & Ferreira, 2015) e Acanthuridae (Dias, Rosa & Feitosa, 2001).

Existem quatro mecanismos empregados por peixes herbívoros para a ob-tenção de nutrientes contidos nas células vegetais (Horn, 1989): (1) o uso de um pH muito ácido em um estômago de paredes finas (proposto inicialmente por Lobel, 1981, corroborado posteriormente por Zemke-White, Clements & Harris, 1999), é um método empregado por vários grupos, incluindo os pomacentrídeos; (2) trituração por maxilas faringianas, estruturas observadas apenas em peixes-pa-pagaio; (3) trituração em estômagos musculares (semelhantes a moelas); e (4) a fermentação por uma microflora residente, observado em acanturídeos herbívo-ros e membros da família Odacidae. Existe uma controvérsia sobre quais peixes devem ser considerados herbívoros verdadeiros do ponto de vista nutricional. Alguns autores afirmam que os peixes não são capazes de produzir as enzimas necessárias para a metabolização de matéria vegetal para nutrientes absorvíveis, e que este processo só se torna possível com a existência de uma microflora as-sociada (Clements, Raubenheimer & Choat, 2009; Clements *et al.*, 2017). Portanto, vários autores preferem a adoção do termo herbívoros funcionais, ou seja, aqueles que predam ou retiram vegetais do ambiente recifal, mas que não necessariamen-te os utilizam como sua principal fonte nutricional.

Tabela 1.1 – Sumário das dietas das espécies de Stegastes obtidas por estudos de conteúdo estomacal (modificado de Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012).

ESPÉCIE	MACROALGAS	ANIMAIS	DETRITOS	DIATOMÁCEAS	CIANOBACTÉRIAS	REGIÃO	REFERÊNCIA
<i>S. adustus</i>	56.2*	43.8	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
	15.8	0.0	-	68.8	15.4	Panamá	Robertson (1984)
<i>S. apicalis</i>	40.0-89.0	2.5-30.0	-	-	2.5-16.0	Centro GBC	Klumpp & Polunin (1989)
	75.0	>5.0	10.0	-	-	Centro GBC	Ceccarelli (2007)
<i>S. fuscus</i>	~70.0	~30.0	-	-	-	Sudeste do Brasil	Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret (1998)
	42.2	11.3	5.8	17.7	7.3	Nordeste do Brasil	Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012)
<i>S. leucostictus</i>	22.6*	77.4	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
<i>S. lividus</i>	97.0-99.0	1.0-3.0	-	-	-	Pacifico Oeste	Lassuy (1984)
	30.0	-	70.0	>1.0*	*	Papua Nova Guiné	Ceccarelli (2007)
<i>S. nigricans</i>	26.0	0.0	74.0*	-	*	Pacifico Central	Lobel (1980)
	45.0	0.0	55.0	-	-	Nordeste da GBC	Wilson & Bellwood (1997)
<i>S. nigricans</i>	70.0	-	-	30.0	0.0	Papua Nova Guiné	Jones, Santana, McCook & McCormick (2006)
	69.4	13.9	16.7	-	-	Índico Sudoeste	Letourneur, Galzin & Harmelin-Vivien (1997)

ESPÉCIE	MACROALGAS	ANIMAIS	DETRITOS	DIATOMÁCEAS	CYANOBACTÉRIAS	REGIÃO	REFERÊNCIA
<i>S. planifrons</i>	24.4*	75.6	*	*	*	Antilhas	Randall (1967)
	12.0	33.0	-	55.0*	*	Panamá, Antilhas	Lobel (1980)
	3.2	1.5	-	81.0	14.3	Panamá	Robertson (1984)
<i>S. rectifraenum</i>	98.5	1.5	-	-	-	Golfo da Califórnia	Montgomery (1980)
	44.1	53.2	-	-	-	Golfo da Califórnia	Moreno-Sánchez, Abitia-Cárdenas, Escobar-Sánchez & Palacios-Salgado (2011)
<i>S. variabilis</i>	51.5*	48.5	*	-	-	Antilhas	Randall (1967)
	41.3	11.9	5.3	20.4	8.3	Nordeste do Brasil	Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012)

* itens alimentares agrupados.

1.4.7. ESTUDOS COM HERBÍVOROS NO BRASIL

O acervo de estudos focando em espécies herbívoras de peixes recifais no Brasil inclui aproximadamente 70 artigos científicos, dissertações e teses. Tais estudos abordam não somente os aspectos da sua alimentação e efeito da herbivoria no ecossistema recifal, mas também outros aspectos de sua biologia. Dentre eles a reprodução (Souza, Chellapa & Gurgel, 2007; Vêras, 2008; Veras *et al.*, 2009; Canan *et al.*, 2010), idade e crescimento (Schwamborn & Ferreira, 2002; César, 2004; Gaspar, 2006), distribuição (Rocha, Bass, Robertson & Bowen, 2002; Araújo *et al.*, 2005; Floeter *et al.*, 2005; Pacheco, 2008; Medeiros, Souza & Ilarri, 2010; Chaves, 2012; Santos, 2013), comportamento e interações ecológicas (Menegatti, Vescovi & Floeter, 2003; Sazima, Grossman, Bellini & Sazima, 2004; Osório, Rosa & Cabral, 2006; Sazima & Ferreira, 2006; Bonaldo & Krajewski, 2008; Bonaldo, Krajewski, Sazima & Sazima, 2007; Sazima, Grossman & Sazima, 2010; Mendes, Mazzei, Correal & Ferreira, 2011; Aued 2012; Pereira, Feitosa, Medeiros & Ferreira, 2013; Souza & Ilarri, 2014; Longo, Ferreira & Floeter, 2014; Longo *et al.*, 2015), morfologia (Araújo, Paiva, César & Silva, 2003; Nunes 2008; Araújo, Maranhão, Vêras & Hazin, 2009; Feitosa 2010; Souza *et al.*, 2011), conservação e pesca (Monteiro-Neto *et al.*, 2003; Araújo & Albuquerque Filho 2005; Gasparini, Floeter, Ferreir & Sazima, 2005; Ferreira, Gasparini, Carvalho-Filho & Floeter, 2005; Francini-Filho & Moura, 2008; Marques & Ferreira, 2010, Roos, Pennino, Lopes & Cavalho, 2016) e genética (Freitas, Araújo & Solé-Cava, 2002; Molina & Galetti Jr, 2004a,b; Galetti Jr, Molina, Affonso & Aguilar, 2006). Ver também os capítulos 9 e 10 deste livro.

Os primeiros estudos abordando a herbivoria em recifes brasileiros surgiram somente no final da década de 90, acompanhando uma série de trabalhos lançados na década de 80 que abordaram os efeitos da herbivoria e da territorialidade das espécies da família Pomacentridae. Estas foram as primeiras espécies herbívoras a serem pesquisadas, por sua conspicuidade no ambiente recifal e sua facilidade para manipulação em experimentos *in situ*. No Brasil, o primeiro estudo desta natureza a ser realizado tratou da herbivoria por *Stegastes fuscus* e seu efeito nos recifes rochosos de Arraial do Cabo (Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret, 1998). Através desse trabalho pioneiro foi possível identificar a influência positiva desta espécie na diversidade e biomassa das algas, bem como em sua criptofauna associada. Os mesmos autores produziram no mesmo ano um artigo envolvendo

a variabilidade sazonal nas taxas de alimentação e de processamento de alimentos por três espécies; cada uma pertencente a uma das principais famílias de herbívoros de ambientes recifais do Brasil (Ferreira, Peret & Coutinho, 1998).

Partindo destes trabalhos iniciais, os estudos seguintes focaram na investigação da dieta e do comportamento de forrageio dos herbívoros brasileiros. Baseado em análises de conteúdos estomacais, Dias, Rosa & Feitoza (2001) determinaram a dieta das três espécies de acanturídeos dos recifes naturais e naufrágios da Paraíba; Ferreira & Gonçalves (2006) observaram a dieta das mesmas espécies em Abrolhos, juntamente com mais cinco espécies de peixes-papagaio e duas espécies de *Kyphosus*, estas duas últimas também investigadas por Silvano & Güth (2006) em ambientes subtropicais. Ainda levando em consideração os trabalhos que utilizaram conteúdos estomacais para determinação da dieta, Mendes, Villaça, & Ferreira (2009) trabalharam a dieta do herbívoro críptico *Scartella cristata* e Feitosa, Cocentino, Teixeira & Ferreira (2012) determinaram a dieta das espécies *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis* habitando recifes de coral; e Longo *et al.* (2015) compararam a dieta de *A. chirurgus* e *A. coeruleus* no Atol das Rocas.

Stegastes fuscus é a espécie herbívora mais bem estudada quanto a sua atividade de forrageamento e territorialidade, e vem sendo investigada nesse tema em vários locais de sua ocorrência ao longo da costa brasileira, como Santa Catarina (Barneche *et al.*, 2009; Aued, 2012), Arraial do Cabo (Ferreira, Peret & Coutinho, 1998; Aued, 2012; Lorenzetti, 2016), Espírito Santo (Menegatti, Vescovi & Floeter, 2003), Porto Seguro (Aued, 2012), Paraíba (Osório, Rosa & Cabral, 2006; Medeiros, Souza & Ilarri, 2010), Tamandaré (Barneche *et al.*, 2009) e Rio Grande do Norte (Aued, 2012). A atividade de forrageamento de *S. variabilis* foram estudadas por Medeiros, Souza & Ilarri (2010) e de *Stegastes rocasensis* por Souza *et al.* (2011).

A literatura sobre a ecologia dos peixes-papagaio brasileiros ainda é bastante escassa, e os primeiros trabalhos com comunidades de peixes recifais no Brasil se referem as espécies brasileiras como as suas espécies-irmãs caribenhas (e.g. *Sparisoma amplum* em muitos casos foi tratada como *Sparisoma viride*). Ademais, algumas espécies de peixes-papagaio foram somente descritas recentemente, como *Scarus zelindae* (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001), *Sparisoma tuiupiranga* (Gasparini, Joyeux & Floeter, 2003) e *Sparisoma rocha* (Pinheiro, Gasparini & Sazima, 2010). A atividade de forrageamento dos peixes-papagaio foi investigada

em Fernando de Noronha (Bonaldo, Krajewski, Sazima & Sazima, 2006), onde só se encontram as espécies do gênero *Sparisoma*; em Abrolhos, onde foram estudadas em conjunto com as atividades de forrageamento de Acanthuridae (Francini-Filho *et al.*, 2010); nos recifes de Maracajaú, no Rio Grande do Norte (Moreira, 2012); e nos recifes de Tamandaré, onde foram investigadas as atividades de forrageamento por indivíduos juvenis em diferentes microhabitats (Feitosa & Ferreira, 2015), uma abordagem posteriormente replicada em recifes mais profundos da área (Pereira, Santos, Lippi & Silva, 2016).

Além dos trabalhos que demonstram as dietas e quantifiquem o forrageamento dos herbívoros, alguns estudos com experimentos *in situ* envolvendo o efeito da herbivoria para os ambientes recifais brasileiros estão disponíveis. Estes estudos são necessários para a avaliação das relações entre os peixes e o ambiente recifal, bem como para analisar os possíveis impactos causados por sua retirada, como ocorre com a pesca. O primeiro estudo desta natureza é Ferreira, Gonçalves, Coutinho & Peret (1998), que observou os efeitos gerados pela herbivoria e territorialidade de *Stegastes fuscus*. Marques, Villaça & Pereira (2006) e Mendes, Cordeiro & Ferreira (2015) demonstraram experimentalmente como a susceptibilidade à predação, variável entre as espécies de macroalgas, pode afetar sua distribuição e, portanto, a composição bentônica dos recifes do Atol das Rocas e nos costões rochosos de Arraial do Cabo, respectivamente. No Atol das Rocas, por exemplo, estudos sobre a seletividade de macroalgas por peixes indicou que a pressão de herbivoria de *A. chirurgus* e *A. coeruleus* é potencialmente o principal fator determinante da distribuição da macroalga *Digenea simplex* (Longo *et al.*, 2015). Feitosa (2014) e Cordeiro (2014) utilizaram uma abordagem de exclusão experimental, simulando a sobrepesca dos herbívoros de maior porte de recifes de coral de Tamandaré e recifes rochosos de Arraial do Cabo, respectivamente. Em ambos os estudos, a exclusão dos herbívoros produziu um aumento de epífitas, principalmente das formas filamentosas porém, nenhuma alteração na biomassa algal foi verificada. Um outro estudo no litoral da Bahia, avaliou o papel da herbivoria na mediação de competição entre corais e macroalgas, demonstrando que herbivoria reduz o crescimento de macroalgas (Ramos, Kikuchi, Amaral & Fauth, 2014). Estes resultados sugerem que os peixes-papagaio podem ter um papel importante nos recifes brasileiros e que o declínio populacional por sobrepesca

podem ter efeitos ecossistêmicos importantes. No caso de Tamandaré, o efeito observado decorreu primariamente da sobrepesca dos peixes-papagaio, que seriam os principais controladores de biomassa algal que, juntamente a altos níveis de sedimentação e entrada de nutrientes no sistema, favorecem o crescimento das macroalgas eretas. Caso os estoques populacionais de peixes herbívoros nessas áreas não sejam restaurados, é possível que o controle das macroalgas continue.

1.5. AMEAÇAS AOS HERBÍVOROS E DESAFIOS PARA SUA CONSERVAÇÃO

Por possuírem um maior porte dentre os peixes herbívoros, os peixes-papagaio e os cirurgiões vem sendo ameaçados pela pesca predatória, principalmente devido à sobrexploração dos peixes carnívoros, como ocorre no estado de Pernambuco. De fato, a pressão exercida pela pesca tem diminuído o nível trófico médio das cadeias alimentares ao longo do mundo (Pauly *et al.*, 1998) e também no Brasil (Freire & Pauly, 2010) e a consequência é o aumento da pressão pesqueira sobre espécies pertencentes aos níveis tróficos mais baixos (Floeter, Halpern & Ferreira, 2006; Francini-Filho & Moura, 2008). Apesar das divergências regionais nas comunidades de peixes, os efeitos da pesca são consistentes em uma escala global, e últimos estudos indicam que a pesca reduziu a biomassa mundial de peixes herbívoros a menos da metade, quando se compara os locais onde há ou não atividade pesqueira (Edwards *et al.*, 2014). Os grupos funcionais mais afetados pela pressão pesqueira são os mais importantes para o controle das macroalgas nos recifes.

No Brasil, os peixes-papagaio tem sido alvo intenso de caça submarina durante as duas últimas décadas em muitos locais (Ferreira & Gonçalves, 1999; Roos, Pennino, Lopes & Cavalho, 2016). Em alguns estados brasileiros, uma porção considerável da produção pesqueira de herbívoros é exportada, a maior parte para os Estados Unidos. Do pescado exportado pelo Rio Grande do Norte, por exemplo, aproximadamente 21% da produção é de peixes-papagaio (Cunha, Carvalho & Araújo, 2012). No cenário brasileiro, onde todas as grandes espécies de budiões são endêmicas (Moura, Figueiredo & Sazima, 2001), essa pressão de pesca pode resultar inclusive em uma perda para a biodiversidade global. Devido a esta pressão, ao final de 2014, muitas espécies de peixes-papagaio passaram a figurar na lista de espécies aquáticas ameaçadas do Brasil. As espécies *Scarus zelindae*, *Sparisoma*

axillare, *Sp. frondosum* e *Sp. rocha* estão listadas na categoria vulnerável e a espécie *Scarus trispinosus* está incluída como espécie ameaçada de extinção. Em escala global, a avaliação da IUCN (International Union for Conservation of Nature) das famílias dos principais herbívoros de recifes de coral (Acanthuridae, Kyphosidae, Labridae, Pomacentridae e Siganidae) analisou 853 espécies quanto ao seu estado de conservação. Dentre estas famílias, que também possuem representantes carnívoros, onívoros e planctívoros, 13 espécies de herbívoros foram classificadas em algum nível de ameaça ou próximas de estarem incluídas (*Near Threatened*) neles (Tabela 1.2). *Acanthurus chronixis* (Acanthuridae), *Girella zonata* (Kyphosidae), quatro espécies de *Stegastes* (Pomacentridae) e duas de *Siganus* (Siganidae) estão listadas como vulneráveis devido a sua distribuição espacial restrita. Por outro lado, entre as 29 espécies ameaçadas de Labridae, cinco são herbívoras e seu grau de ameaça está mais associado com a pressão pesqueira em suas populações. Dentre os budiões listados como ameaçados pela IUCN, a espécie que ocupa a categoria mais próxima da extinção é a endêmica do Brasil, *Scarus trispinosus*, considerada em perigo de extinção devido a redução de suas populações (Bender *et al.*, 2014).

Uma das possíveis soluções de manejo para tal impacto é a criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs), considerada uma útil ferramenta de gestão disponível para superar problemas ecológicos incluindo a perda da biodiversidade (Bohnsack & Ault, 1996; Allison, Lubchenco & Carr, 1998; Dayton, Sala, Tegner & Thrush, 2000; Roberts & Hawkins, 2000; Jackson *et al.*, 2001), alteração da estrutura trófica dos ecossistemas, e crônica sobrepesca em todo o mundo (Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2002; Jackson *et al.*, 2001; Gell & Roberts, 2002). No entanto, a aceitação de reservas marinhas como ferramentas de gestão das pescas ainda permanece controversa, devido a fatores sociais na proibição da pesca (NRC, 2001; Hilborn, 2002). Todavia, é sabido que as espécies de peixes-papagaio possuem abundâncias significativamente maiores dentro das AMPs do que em outras demais localidades tanto no Brasil (Francini-Filho & Moura, 2008; Floeter, Halpern & Ferreira, 2006), quanto no mundo (Hughes *et al.*, 2007).

Recentemente, com o advento de técnicas de rastreamento (tracking) mais modernas, foi possível observar que os peixes-papagaio utilizam não mais do que 0,025 km² como área de vida (Welsh & Bellwood, 2012). Assim, para este grupo

de peixes em particular, a mais provável forma de dispersão de indivíduos para fora dos limites de uma AMP é através de seus ovos e larvas. Contudo, trabalhos que evidenciem a exportação de larvas destas áreas de maior abundância para áreas no entorno ainda são bastante escassos (Green *et al.*, 2015). No Brasil, nenhum estudo, até a presente data, avaliou a efetividade das AMPs como fontes de

Tabela 1.2 – Espécies de herbívoros listadas em alguma categoria de ameaça ou próximo a esta, pelos critérios da IUCN. Categorias da IUCN: NT = Quase ameaçada de extinção (Near Threatened); VU = Vulnerável a extinção (Vulnerable); EN = Em perigo de extinção (Endangered). Ameaças: DR = Distribuição restrita; PE = Pesca. Números em parênteses representam a quantidade de espécies avaliadas até o segundo semestre de 2017.

FAMÍLIA/ESPÉCIE	LOCALIDADE	IUCN	AMEAÇA
Acanthuridae (81)			
<i>Acanthurus chronixis</i>	Ilhas Carolinas - Pacífico Oeste	VU	DR
Kyphosidae (13)			
<i>Girella zonata</i>	Cabo Verde - Atlântico Oeste	VU	DR
Labridae (611)			
<i>Bolbometopon muricatum</i>	Indo-Pacífico	VU	PE
<i>Chlorurus bowersi</i>	Indonésia	NT	DR / PE
<i>Scarus guacamaia</i>	Caribe	NT	PE
<i>Scarus hypselopterus</i>	Indonésia ao Japão	NT	DR / PE
<i>Scarus trispinosus</i>	Brasil	EN	PE
Pomacentridae (128)			
<i>Stegastes baldwini</i>	Ilhas Clipperton - Pacífico Leste	NT	DR
<i>Stegastes beebei</i>	Ilhas: Galápagos/Cocos/Malpelo	VU	DR
<i>Stegastes leucorus</i>	Ilha Revillagigedo - Pacífico Leste	VU	DR
<i>Stegastes redemptus</i>	Ilha Revillagigedo- Pacífico Leste	VU	DR
Siganidae (20)			
<i>Siganus niger</i>	Tonga - Pacífico Leste	VU	DR
<i>Siganus uspi</i>	Fiji - Pacífico Leste	NT	DR

larvas para nenhuma espécie. Para o manejo efetivo da pesca dos peixes-papagaio, como também para a preservação das espécies de Scarini consideradas ameaçadas (como *Scarus trispinosus*) ou vulneráveis (como *Scarus zelindae*, *Sparisoma axillare*, *Sparisoma frondosum* e *Sparisoma rocha*), esse entendimento é essencial. Portanto, trabalhos de considerem a exportação larval dos peixes-papagaio criarão subsídios para o entendimento da conectividade entre AMPs e áreas adjacentes, contribuindo para o melhor planejamento destas para a conservação desse grupo chave para a ecologia dos recifes de coral brasileiros.

Referências Bibliográficas

- Adey, W.H. (1998). Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *Journal of Phycology*, 34: 393-406.
- Allison, G.W.; Lubchenco, J. & Carr, M.H. (1998). Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*, 8: 79-92.
- Araújo, M.E. & Albuquerque Filho, A.C. (2005). Biologia das principais espécies de peixes ornamentais marinhos do Brasil: uma revisão bibliográfica e documental. *Boletim Técnico Científico do CEPENE*, 13: 109-154.
- Araújo, M.E.; Carvalho, A.C.; Magalhães, H.S.; Santana, R.F.C.C.A.; Silva-Falcão, E.C.; Saraiva, A.A.F.; Alcântara, R. & Nunes, J.L.S. (2005). Distribuição espacial de Acanthuridae em uma poça de maré, Serrambi, Pernambuco. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 18: 25-31.
- Araújo, M.E.; Maranhão, H.A.; Vêras, D.P. & Hazin, F.H.V. (2009). Unusual coloration pattern in juveniles of *Stegastes fuscus* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Zootaxa*, 2081: 67-68.
- Araújo, M.E.; Paiva, A.C.G.; César, F.B. & Silva J.C.C. (2003). A sutil diagnose morfológica entre as espécies simpátricas *Stegastes fuscus* e *S. variabilis* (Actinopterygii: Pomacentridae). *Arquivos de Ciências do Mar*, 36: 37-43.
- 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.
- Aued, A.W. (2012). *Comportamento territorial e alimentar do peixe-donzela comum, Stegastes fuscus (Pisces: Pomacentridae) ao longo da costa brasileira* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

- Bak, R.P.; Brouns, J.J.W.M. & Heys, F.M.L. (1977). Regeneration and aspects of spatial competition in the scleractinian corals *Agaricia agaricites* and *Montastrea annularis*. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium*, 1: 143-148.
- Barbosa, L.M.; Bittencourt, A.C.S.P.; Dominguez, J.L. & Martin, L. (1986). The Quaternary coastal deposits of the state of Alagoas: influence of the relative sealevel changes. In J. Rabassa. (Ed.), *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula* (4, pp. 269-290). Leiden: Balkema Publisher.
- Barneche, D.R.; Floeter, S.R.; Ceccarelli, D.M.; Frensel, D.M.B.; Dinslaken, D.F.; Mário, H.F.S. & Ferreira, C.E.L. (2009). Feeding macroecology of territorial damselfishes (Perciformes: Pomacentridae). *Marine Biology*, 156(3): 289-299.
- Bellwood, D.R. (1988). Ontogenetic changes in the diet of early post-settlement *Scarus* species (Pisces: Scaridae). *Journal of Fish Biology*, 33: 213-219.
- Bellwood, D.R. (1994). A phylogenetic study of the parrotfishes family Scaridae (Pisces: Labroidei), with a revision of genera. *Records of the Australian Museum, Supplements*, 20: 1-86.
- Bellwood, D.R. (1995). Direct estimate of bioerosion by two parrotfish species, *Chlorurus gibbus* and *C. sordidus*, on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Biology*, 121: 419-429.
- Bellwood, D.R. & Choat, J.H. (1990). A functional analysis of grazing in parrotfishes (family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes*, 28: 189-214.
- Bellwood D.R., Hoey A.S., Bellwood O. & Goatley, C.H.R. (2014). Evolution of long-toothed fishes and the changing nature of fish - benthos interactions on coral reefs. *Nature Communications* 5, 3144.
- Bellwood, D.R.; Hoey, A.S. & Choat, J.H. (2003). Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs. *Ecological Letters*, 6: 281-285.
- Bellwood, D.R. & Hughes, T.P. (2001). Regional-scale assembly rules and biodiversity of coral reefs. *Science*, 292: 1532-1534.
- Bellwood, D.R.; Hughes, T.P.; Folke, C. & Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994): 827-833.
- Bellwood, D.R. & Wainwright, P.C. (2002). The history and biogeography of fishes on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 5-32). San Diego: Academic Press.

-
- Bender, M.G., Machado, G.R., de Azevedo Silva, P.J., Floeter, S.R., Monteiro-Netto, C., Luiz, O. J., & Ferreira, C.E. (2014). Local ecological knowledge and scientific data reveal overexploitation by multigear artisanal fisheries in the Southwestern Atlantic. *PLoS One*, 9(10), e110332.
- Birkeland, C. (1997). The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Proceedings of the 3rd International Coral Reef Symposium*, 1: 15-21.
- Bohnsack, J. & Ault, J.S. (1996). Management strategies to conserve marine biodiversity. *Oceanography*, 9: 73-82.
- Bonaldo, R.M. & Bellwood, D.R. (2011). Spatial variation in the effects of grazing on epilithic algal turfs on the Great Barrier Reef, Australia. *Coral Reefs* 30: 381-390.
- Bonaldo, R.M. & Krajewski, J.P. (2008). Differences in interspecific associations of initial and terminal phase parrotfish in north-eastern Brazil. *Marine Biodiversity Records*, 1: 87-87.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C. & Sazima, I. (2006). Foraging activity and resource use by three parrotfish species at Fernando de Noronha Archipelago, tropical West Atlantic. *Marine Biology*, 149(3): 423-433.
- Bonaldo, R.M.; Krajewski, J.P.; Sazima, C. & Sazima, I. (2007). Dentition damage in parrotfishes feeding on hard surfaces at Fernando de Noronha Archipelago, southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 342: 249-254.
- Brawley, S.H. & Adey, W.H. (1977). Territorial behavior of threespot damselfish (*Eupomacentrus planifrons*) increases reef algal biomass and productivity. *Environmental Biology of Fishes* 2: 45-51.
- Bruckner, A.W. & Bruckner, R.J. (1998). Destruction of coral by *Sparisoma viride*. *Coral Reefs*, 17: 350-350.
- Bruckner, A.W.; Bruckner, R.J. & Sollins, P. (2000). Parrotfish predation on live coral: 'spot biting' and 'focused biting'. *Coral Reefs*, 19: 50-50.
- Bruggemann, J.H.; Van Kessel, A.M.; Van Rooij, J.M. & Breeman, A.M. (1996). Bioerosion and sediment ingestion by the Caribbean parrotfish *Scarus vetula* and *Sparisoma viride*: implications of fish size, feeding mode and habitat use. *Marine Ecology Progress Series*, 134: 59-71.
- Bruno, J.F. & Selig, E.R. (2007). Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. *PLoS one*, 2(8):711-711.
- Bryan, P.G. (1975). Food habits, functional digestive morphology, and assimilation efficiency of the rabbitfish *Siganus spinus* (Pisces, Siganidae) on Guam. *Pacific Science*, 29(3): 269-277.
-

- Canan, B.; Souza, L.L.G.; Volpato, G.L.; Araújo, A. & Chellappa, S. (2010). Temporal dynamics of feeding and reproduction of the damsel fish (*Stegastes fuscus*). *Carpe Diem*, 8(8): 11-31.
- Carpenter, R.C. (1986). Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. *Ecological Monographs*, 56: 345-364.
- Carr, W.E.S. & Adams, C.A. (1973). Food habits of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society*, 102: 511-540.
- Ceccarelli, D.M. (2007). Modification of benthic communities by territorial damselfish: a multi-species comparison. *Coral Reefs*, 26: 853-866.
- Cesar, F. B. & Ferreira, B. P. (2004). Idade, crescimento e uso do habitat das espécies *Stegastes rocasensis*, no Atol das Rocas e *S. sanctipauli*, no Arquipélago de São Pedro e São Paulo. (Dissertação de Mestrado, PPGO - UFPE), Recife.
- Chaves, L.C.T. (2012). *Padrões de distribuição, idade e crescimento de peixes-donzela (Pomacentridae): uma abordagem de variações espaciais e temporais* (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Choat, J.H.; Clements, K. & Robbins, W. (2002). The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. I: Dietary analyses. *Marine Biology*, 140: 613-623.
- Choat, J.H. (1991). The biology of herbivorous fishes on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 120-155). San Diego: Academic Press.
- Clements, K.D. & Choat, J.H. (1993). Influence of season, ontogeny and tide on the diet of the temperate marine herbivorous fish *Odax pullus* (Odacidae). *Marine Biology*, 117: 213-220.
- Clements, K.D.; German, D.P.; Piché, J.; Tribollet, A. & Choat, J.H. (2017). Integrating ecological roles and trophic diversification on coral reefs: multiple lines of evidence identify parrotfishes as microphages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 120: 729-751
- Clements, K.D.; Raubenheimer, D. & Choat, J.H. (2009) Nutritional ecology of marine herbivorous fishes: ten years on. *Functional Ecology* 23: 79-92.
- Coles, S.L. (1988). Limitations on reef coral development in the Arabian Gulf: temperature or algal competition. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 3: 211-216.
- Connell S.D.; Foster, M.S. & Airoidi L. (2014). What are algal turfs? Towards a better description of turfs. *Marine Ecology Progress Series* 495, 299-307.
- Cordeiro, C.A.M.M. (2014). *Herbivoria em recifes rochosos em Arraial do Cabo/RJ* (Tese de Doutorado), Universidade Federal Fluminense, Niterói.

-
- Cunha, F.E.A.; Carvalho, R.A.A. & Araújo, M.E. (2012). Exportation of reef fish for human consumption: long-term analysis using data from Rio Grande do Norte, Brazil. *Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo*, 38(4): 369-378.
- Dayton, P.K.; Sala, E.; Tegner, M.J. & Thrush, S. (2000). Marine protected areas: parks, baselines, and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science*, 66: 617-634.
- De Ruyter Van Steveninck, E.D.; Van Mulekom, L.L. & Breeman, A.M. (1988). Growth inhibition of *Lobophora variegata* (Lamouroux) Womersley by scleractinian corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 115(2): 169-178.
- De'ath, G.; Fabricius, K.E.; Sweatman, H. & Puotinen, M. (2012). The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(44): 17995-17999.
- Dell, C.L., Longo, G.O. & Hay, M.E. (2016). Positive Feedbacks Enhance Macroalgal Resilience on Degraded Coral Reefs. *PloS One*, 11(5), e0155049.
- Dias, T.L.; Rosa, I.L. & Feitoza, B.M. (2001). Food resource and habitat sharing by the three Western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: *Acanthurus*) off Paraíba Coast, North-Eastern Brazil. *Aqua*, 5(1): 1-10.
- Dominguez, J.M.L.; Bittencourt, A.C.D.S.P.; Leão, Z.M.D.A.N. & De Azevedo, A.E.G. (1990). Geologia do Quaternário costeiro do Estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Geociências*, 20: 208-215.
- Done, T.J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiologia*, 247: 121-132.
- Duarte, C.S.A. & Acero, P. (1988). Hábitos alimentares de los peces del género *Acanthurus* (Perciformes: Acanthuridae) em la región de Santa Maria (Caribe Colombiano). *Revista de Biología Tropical*, 36(2B): 399-405.
- Duffy, J.E. & Hay, M.E. (1990). Seaweed adaptations to herbivory. *BioScience*, 40: 368-375.
- Duffy, J.E. & Paul, V.J. (1992). Prey nutritional quality and the effectiveness of chemical defenses against tropical reef fishes. *Oecologia*, 90: 333-339.
- 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. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1774): 20131835-20131835.
- Emanuel, K. (2005). Increasing destructiveness of tropical cyclones over the past 30 years. *Nature*, 436(7051): 686-688.
-

- Feeny, P. (1976). Plant apparency and chemical defense. *Recent Advances in Phytochemistry*, 10: 1-40.
- Feitosa, J.L.L. (2010). *Alimentação e ecomorfologia trófica de Stegastes fuscus e S. variabilis (Actinopterygii: Pomacentridae) nos recifes de Tamandaré, Pernambuco*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Feitosa, J.L.L. (2014). *Ecologia da herbivoria por peixes-papagaio no Atlântico Oeste: organização social, ontogenia e papel funcional*. (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Feitosa, J.L.L.; Cocentino, A.M.; Teixeira, S.F. & Ferreira, B.P. (2012). Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. *Journal of Sea Research*, 70: 42-49.
- Feitosa, J.L.L. & Ferreira, B.P. (2015). Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. *Marine Ecology*, 36(3): 462-474.
- Ferreira, B.P. & Maida, M. (2006). Monitoramento dos recifes de coral do Brasil. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- 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(7): 1093-1106.
- Ferreira, C.E.L.; Gasparini, J.L.; Carvalho-Filho, A. & Floeter, S.R. (2005). A recently extinct parrotfish species from Brazil. *Coral Reefs*, 24(1): 128-128.
- Ferreira, C.E.L. & Gonçalves, J.E.A. (1999). The unique Abrolhos reef formation (Brazil): need for specific management strategies. *Coral Reefs*, 18(4): 352-352.
- 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. *Journal of Fish Biology*, 69: 1533-1551.
- Ferreira, C.E.L.; Gonçalves, J.E.A.; Coutinho, R., & Peret, A. (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.; Peret, A.C. & Coutinho, R. (1998). Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. *Journal of Fish Biology*, 53: 222-235.
- Figueiredo, M.A.O.; Horta, P.A.; Pedrini, A.G. & Nunes, J.M.C. (2008). Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 258-269.

-
- Floeter, S.R.; Behrens, M.D.; Ferreira, C.E.L.; Paddock, M.J. & Horn, M.H. (2005). Geographical gradients of marine herbivorous fishes: patterns and processes. *Marine Biology*, 147: 1435-1447.
- Floeter, S.R.; Halpern, B.S. & Ferreira, C.E.L. (2006). Effects of fishing and protection on Brazilian reef fishes. *Biological Conservation*, 128: 391-402.
- Francini-Filho, R.B. & Moura, R.L. (2008). Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. *Fisheries Research*, 93: 346-356.
- Francini-Filho, R.B.; Ferreira, C.M.; Coni, E.O.C.; Moura, R.L. & Kaufman, L. (2010). Foraging activity of roving herbivorous reef fish (Acanthuridae and Scaridae) in eastern Brazil: influence of resource availability and interference competition. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 90: 481-492.
- Francini-Filho, R.B.; Moura, R.L.; Ferreira, C.M. & Coni, E.O.C. (2008). Live coral predation by parrotfishes (Perciformes: Scaridae) in the Abrolhos Bank, eastern Brazil, with comments on the classification of species into functional group. *Neotropical Ichthyology*, 6(2): 191-200.
- Freire, K.M. & Pauly, D. (2010). Fishing down Brazilian marine food webs, with emphasis on the east Brazil large marine ecosystem. *Fisheries Research*, 105: 57-62.
- Freitas, J.E.P.; Araújo, M.E. & Solé-Cava, A.M. (2003). Estruturação genética das populações de duas espécies de peixes recifais do Atol das Rocas e da costa do Ceará. *Tropical Oceanography*, 31: 171-180.
- Frost, S.H. (1977). Cenozoic reef system of the Caribbean. Prospects for Paleoecologic Synthesis. In: S.H. Frost, M.P. Weiss & J.B. Saunders (Eds.), *Reef and Related Carbonates, Ecology and Sedimentology* (4, pp. 93-110). Tulsa: American Association of Petroleum Geologists.
- Gaines, S.D. & Lubchenco, J. (1982). A unified approach to marine plant-herbivore interactions. II. Biogeography. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 13: 111-138.
- Galetti Jr, P.M.; Molina, W.F.; Affonso, P.R.A. & Aguilar, C.T. (2006). Assessing genetic diversity of Brazilian reef fishes by chromosomal and DNA markers. *Genetica*, 126: 161-177.
- Garbary, D.J. (2001). *Biogeography of Marine Algae*. New Jersey: eLS, John Wiley & Sons Ltd.
-

- Gardner, T.A.; Côté, I.M.; Gill, J.A.; Grant, A. & Watkinson, A.R. (2003). Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science*, 301(5635): 958-960.
- Gaspar, A. L. B. & Ferreira, B. P. (2006). Idade, crescimento e padrões de recrutamento do Bobó, *Sparisoma axillare*, na APA Costa dos Corais. (Dissertação de Mestrado, PPGO - UFPE), Recife.
- Gasparini, J.L.; Floeter, S.R.; Ferreira, C.E.L. & Sazima, I. (2005). Marine ornamental trade in Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 14(12): 2883-2899.
- Gasparini, J.L.; Joyeux, J.C. & Floeter, S.R. (2003). *Sparisoma tuiupiranga*, a new species of parrotfish (Perciformes: Labroidae: Scaridae) from Brazil, with comments on the evolution of the genus. *Zootaxa*, 384: 1-14.
- Gell, F.R. & Roberts, C.M. (2002). The fishery effects of marine reserves and fishery closures. Washington: World Wildlife Fund.
- Green, A.L.; Maypa, A.P.; Almany, G.R.; Rhodes, K.L.; Weeks, R.; Abesamis, R.A.; Gleason, M.G.; Mumby, P.J. & White, A.T. (2015). Larval dispersal and movement patterns of coral reef fishes, and implications for marine reserve network design. *Biological Reviews*, 90 (4), 1215-1247.
- Harmelin-Vivien, M.L. (2002). Energetics and fish diversity on coral reefs. In P. Sale (Ed.), *Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem* (pp. 265-274). San Diego: Academic Press.
- Hata, H. & Kato, M. (2004). Monoculture and mixed-species algal farms on a coral reef are maintained through intensive and extensive management by damselfishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 313: 285-296.
- Havelange, S.; Lepoint, G.; Dauby, P. & Bouquegneau, J.M. (1997). Feeding of the Sparid Fish *Sarpa salpa* in a Seagrass Ecosystem: Diet and Carbon Flux. *Marine Ecology*, 18: 289-297.
- Hay, M.E. (1981). The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*, 62: 739-750.
- Hay, M.E. (1984). Predictable spatial escapes from herbivory: how do these affect the evolution of herbivore resistance in tropical marine communities? *Oecologia*, 64: 396-407.
- Hay, M.E. (1985). Spatial patterns of herbivore impact and their importance in maintaining algal species richness. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 4: 29-34.

-
- Hay, M.E. (1991). Fish-seaweed interaction on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. In P. Sale (Ed.), *The Ecology of Fishes on Coral Reefs* (pp. 96-119). San Diego: Academic Press.
- Hay, M.E. (1996). Marine chemical ecology: what is known and what is next? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 200: 103-139.
- Hay, M.E. (1997). The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs*, 16(1): 67-76.
- Hay, M.E. & Steinberg, P.D. (1992). The chemical ecology of plant herbivore interactions in marine versus terrestrial communities. In J. Rosenthal & M. Berenbaum (Eds.), *Herbivores: their Interaction with Secondary Metabolites, Evolutionary and Ecological Processes* (pp. 371-413). San Diego: Academic Press.
- Heyward, A.J. & Negri, A.P. (1999). Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs*, 18(3): 273-279.
- Hiatt, R.W. & Strasburg, D.W. (1960). Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*, 30: 65-127.
- Hilborn, R. (2002). Marine reserves and fisheries management - Reply to C.M. Roberts. *Science*, 295: 1233-1234.
- Hixon, M.A. & Brostoff, W.N. (1996). Succession and herbivory: effects of differential fish grazing on Hawaiian coral-reef algae. *Ecology*, 66: 67-90.
- Hobson, E.S. (1974). Feeding relationships of teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fisheries Bulletin*, 72: 915-1031.
- Hoey, A.S. & Bellwood, D.R. (2008). Cross-shelf variation in the role of parrotfishes on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, 27: 37-47.
- Horn, M. H. (1989). Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanogr. Mar. Biol.*, 27, 167-272.
- Horta, P.A. (2000). *Macroalgas do infralitoral do sul do Brasil: taxonomia e biogeografia* (Tese de Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Horta, P.A.; Amancio, E.; Coimbra, C.S. & Oliveira, E.C. (2001). Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. *Hoehnea*, 28(3): 243-265.
- Hughes, T.P. (1989). Community structure and diversity of coral reefs: the role of history. *Ecology*, 70: 275-279.
- Hughes, T.P. (1994). Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*, 265: 1547-1551.
-

- Hughes, T.P.; Rodrigues, M.J.; Bellwood, D.R.; Ceccarelli, D.; Hoegh-Guldberg, O.; McCook, L.; Molschaniwskyj, N.; Pratchett, M.S.; Steneck, R.S. & Willis, B.L. (2007). Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. *Current Biology*, 17: 1-6.
- Jackson, J.B.C.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J. & Warner, R.R. (2001). Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. *Science*, 293, 629-638.
- Jompa, J. & McCook, L.J. (1998). Seaweeds save the reef?!: *Sargassum* canopy decreases coral bleaching on inshore reefs. *Reef Research*, 8: 5-5.
- Jones, G.P. & Andrew, N.L. (1990). Herbivory and patch dynamics on rocky reefs in temperate Australasia, the role of fish and seurchins. *Australian Journal of Ecology*, 15: 505-520.
- Jones, G.P.; Santana, L.; McCook, L.J. & McCormick, M.I. (2006). Resource use and impact of three herbivorous damselfish on coral reef communities. *Marine Ecology Progress Series*, 328: 215-224.
- Jones, R.S. (1968). Ecological relationships in Hawaiian and Johnston Island Acanthuridae (surgeonfishes). *Micronesica*, 4: 309-361.
- Kikuchi, R.K.P. & Leão, Z.M.A.N. (1998). The effects of Holocene sea level fluctuation on reef development and coral community structure, Northern Bahia, Brazil. *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 70: 159-171.
- Klumpp, D.W. & Polunin, N.V.C. (1989). Partitioning among grazers of food resources within damselfish territories on a coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 125(2): 145-169.
- Laborel, J.L. (1969). Madreporaires et hydrocoralliaires recifaux des côtes brésiliennes. Systematique, ecologie, repartition verticale et geographie. *Ann. Inst. Oceanogr. Paris* 47: 171-229.
- Lassuy, D.R. (1984). Diet, intestinal morphology and nitrogen assimilation efficiency in the damselfish *Stegastes lividus*, in Guam. *Environmental Biology of Fishes*, 10: 183-193.
- Leão, Z.M.A.N. & Kikuchi, R.K.P. (2005). A relic coral fauna threatened by global changes and human activities, Eastern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5): 599-611.

-
- Leão, Z.M.A.N.; Kikuchi, R.K.P. & Testa, V. (2003). Corals and coral reefs of Brazil. In: J. Cortés (Ed.), *Latin American Coral Reefs* (pp. 9-52). Amsterdam: Elsevier Science.
- Lessios, H.A. (1988). Mass mortality of *Diadema antillarum* in the Caribbean: what have we learned? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 19: 371-393.
- Letourneur, Y.; Galzin, R. & Harmelin-Vivien, M. (1997). Temporal variations in the diet of the damselfish *Stegastes nigricans* (Lacepède) on a Réunion fringing reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 217(1): 1-18.
- Lewis, S.M. (1986). The role of herbivorous fishes in the organization of a Caribbean reef community. *Ecological Monographs*, 56: 183-200.
- Lewis, S.M.; Norris, J.N. & Searles, R.B. (1987). The regulation of morphological plasticity in tropical reef algae by herbivory. *Ecology*, 68: 636-641.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1980). The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory tests of a functional form model. *The American Naturalist*, 116: 25-44.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1): 13-34.
- Littler, M.M. & Littler, D.S. (1997). Disease-induced mass mortality of crustose coralline algae on coral reefs provides rationale for the conservation of herbivorous fish stocks. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 719-724.
- Littler, M.M.; Taylor, P.R. & Littler, D.S. (1983). Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs*, 2(2): 111-118.
- Lobel, P.S. (1980). Herbivory by damselfish and their role in coral reef community ecology. *Bulletin of Marine Science*, 30: 273-289.
- Lobel, P.S. & Ogden, J.C. (1981). Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. *Marine Biology*, 64: 173-183.
- Longo, G. O., Ferreira, C.E.L. & Floeter, S. R. (2014). Herbivory drives large-scale spatial variation in reef fish trophic interactions. *Ecology and Evolution* 4, 4553-4566.
- Longo, G.O. & Hay, M.E. (2015). Does seaweed-coral competition make seaweeds more palatable? *Coral Reefs*, 34(1): 87-96.

- Longo, G.O.; Morais, R.A.; Martins, C.D.L.; Mendes, T.C.; Aued, A.W.; Cândido, D.V.; De Oliveira, J.C.; Nunes, L.T.; Fontoura, L.; Sissini, M.N.; Teschima, M.M.; Silva, M.B.; Ramlov, F.; Gouvea, L.P.; Ferreira, C.E.L.; Segal, B.; Horta, P.A. & Floeter, S.R. (2015). Between-Habitat Variation of Benthic Cover, Reef Fish Assemblage and Feeding Pressure on the Benthos at the Only Atoll in South Atlantic: Rocas Atoll, NE Brazil. *PLoS One*, v.10, p.e0127176.
- Longo, G.O. & Hay, M.E. (2017). Seaweed allelopathy to corals: are active compounds on, or in, seaweeds? *Coral Reefs*, 36(1): 247-253.
- Lonzetti, B.C. (2016) *Análise do território de Stegastes fuscus (Cuvier, 1830) (Pomacentridade) e os efeitos sobre seu comportamento de defesa, em Arraial do Cabo, Rio de Janeiro-Brasil.* (Monografia de Graduação), Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
- Lowe-McConnell, R.H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities.* Cambridge: Cambridge University Press.
- Lubchenco, J. & Gaines, S.D. (1981). A unified approach to marine plant-herbivore interactions: I. Populations and communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 12: 405-437.
- Lucena, L.A.F.; Kanagawa, A.I.; Martins, G.J.M.; Targino, C.H.; Miranda, G.E.C. & Horta, P.A. (2007) Levantamento da Flora do Infralitoral do Município de Pitimbu, Litoral Sul do Estado da Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, 5(2): 585-587.
- Macedo, E.C. (2009). *Um ensaio sobre a sedimentação e suas implicações ecológicas nos recifes costeiros de Tamandaré/PE* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Maida, M. & Ferreira, B.P. (1997). Coral reefs of Brazil: an overview. *Proceedings of the 8th international Coral Reef Symposium*, 1: 263-274.
- Mann, K.H. (1973). Seaweeds: their productivity and strategy for growth. *Science*, 182: 975-981.
- Marques, L.V.; Villaça, R. & Pereira, R.C. (2006). Susceptibility of macroalgae to herbivorous fishes at Rocas Atoll, Brazil. *Botanica Marina*, 49: 379-385.
- Marques, S. & Ferreira, B.P. (2010). Composição e características da pesca de armadilhas no litoral Norte de Pernambuco - Brasil. *Boletim Técnico Científico CEPENE*, 18: 49-60.
- Martin, L.; Flexor, J.M.; Blitzkow, D. & Suguio, K. (1985). Geoid change indications along the Brazilian coast during the last 7000 years. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 3: 85-90.

-
- McClanahan, T.R. (1997). Primary succession of coral-reef algae: Differing patterns on fished versus unfished reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 218: 77-102.
- McClanahan, T.R.; Maina, J.; Starger, C.J.; Herron-Perez, P. & Dusek, E. (2005). Detriments to post-bleaching recovery of corals. *Coral Reefs*, 24: 230-246.
- McCook, L.; Jompa, J. & Diaz-Pulido, G. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19(4): 400-417.
- McManus, J.W. (1985). Marine speciation, tectonics and sea-level changes in southeast Asia. *Proceedings of the 5th International Coral Reef Symposium*, 4: 133-138.
- Medeiros, P.R.; Souza, A.T. & Ilarri, M.I. (2010). Habitat use and behavioural ecology of the juveniles of two sympatric damselfishes (Actinopterygii: Pomacentridae) in the south-western Atlantic Ocean. *Journal of Fish Biology*, 77: 1599-1615.
- Meesters, E.H.; Pauchli, W. & Bak, R.P.M. (1997). Predicting regeneration of physical damage on a reef-building coral by regeneration capacity and lesion shape. *Marine Ecology Progress Series*, 146(1): 91-99.
- Meesters, H.W.G. & Bak, R.P.M. (1994). Effect of coral bleaching on tissue regeneration potential and colony survival. *Marine Ecology Progress Series*, 96: 189-198.
- Meesters, H.W.G.; Noordeloos, M. & Bak, R.P.M. (1994). Damage and regeneration links to coral growth in the reef-building coral *Montastrea annularis*. *Marine Ecology Progress Series*, 112: 119-128.
- Mendes, T.C.; Cordeiro, C.A.M. & Ferreira, C.E.L. (2015). An experimental evaluation of macroalgal consumption and selectivity by nominally herbivorous fishes on subtropical rocky reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471: 146-152.
- Mendes, T.C.; Mazzei, R.C.; Correal, G.O. & Ferreira, C.E.L. (2011). A new possible case of mimicry between two Brazilian endemic reef fish. *Marine Biodiversity Records*, 4: 29-29.
- Mendes, T.C.; Villaça, R.C. & Ferreira, C.E.L. (2009). Diet and trophic plasticity of an herbivorous blenny *Scartella cristata* of subtropical rocky shores. *Journal of Fish Biology*, 75(7): 1816-1830.
- Menegatti, J.V.; Vescovi, D.L. & Floeter, S.R. (2003). Interações agonísticas e forrageamento do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* (Perciformes: Pomacentridae). *Natureza on line*, 1(2): 45-50.
-

- Meyer, K.D. & Paul, V.J. (1995). Variation in secondary metabolite and aragonite concentrations in the tropical green seaweed *Neomeris annulata*: effects on herbivory by fishes. *Marine Biology*, 122: 537-545.
- Miller, M.W. & Hay, M.E. (1996). Coral-seaweed-grazer-nutrient interactions on temperate reefs. *Ecological Monographs*, 66(3): 323-344.
- Miller, M.W. & Hay, M.E. (1998). Effects of fish predation and seaweed competition on the survival and growth of corals. *Oecologia*, 113(2): 231-238.
- Molina, W.F. & Galetti Jr, P.M. (2004a). Multiple pericentric inversions and chromosomal divergence in the reef fishes *Stegastes* (Perciformes, Pomacentridae). *Genetics and Molecular Biology*, 27(4): 543-548.
- Molina, W.F. & Galetti, P.M. (2004b). Karyotypic changes associated to the dispersive potential on Pomacentridae (Pisces, Perciformes). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 309(1): 109-119.
- Monteiro-Neto, C.; Cunha, F.E.D.A.; Nottingham, M.C.; Araújo, M.E.; Rosa, I.L. & Barros, G.M.L. (2003). Analysis of the marine ornamental fish trade at Ceará State, northeast Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 12(6): 1287-1295.
- Montgomery, W.L. (1980). Comparative feeding ecology of two herbivorous damselfishes (Pomacentridae: Teleostei) from the Gulf of California, Mexico. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 47: 9-24.
- Moreira, A.L.P. (2012). *Uso do habitat e atividade de forrageio de duas espécies de Sparisoma (Labridae: Scarinae), na Área de Proteção Ambiental dos Recifes de Corais, Maracajaú-RN.* (Dissertação de Mestrado da Pós-Graduação em Ciências Biológicas da UFPB).
- Moreno-Sánchez, X.G.; Abitia-Cárdenas, L.A.; Escobar-Sánchez, O. & Palacios-Salgado, D.S. (2011). Diet of the cortex damselfish *Stegastes rectifraenum* (Teleostei: Pomacentridae) from the rocky reef at Los Frailes, Baja California Sur, Mexico. *Marine Biodiversity Records*, 4: 98-98.
- Morrison, D. (1988). Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology*, 69: 1367-1382.
- Moura, R.L.; Figueiredo, J.L. & Sazima, I. (2001). A new parrotfish (Scaridae) from Brazil, and revalidation of *Sparisoma amplum* (Ranzani, 1842), *Sparisoma frondosum* (Agassiz, 1831), *Sparisoma axillare* (Steindachner, 1878) and *Scarus trispinosus* Valenciennes, 1840. *Bulletin of Marine Science*, 68(3): 505-524.
- Mumby, P. (2009). Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean. *Coral Reefs*, 28(3): 761-773.

-
- Mumby, P.J.; Dahlgren, C.P.; Harborne, A.R.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; Brumbaugh, D.R.; Holmes, K.E.; Mendes, J.M.; Broad, K.; Sanchirico, J.N.; Buch, K.; Box, K.; Stoffle, R.W. & Gill AB. (2006). Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science*, 311: 98-101.
- Nelson, C.E.; Goldberg, S.J.; Kelly, L.W.; Haas, A.F.; Smith, J.E.; Rohwer, F. & Carlson, C.A. (2013). Coral and macroalgal exudates vary in neutral sugar composition and differentially enrich reef bacterioplankton lineages. *The ISME Journal*, 7(5): 962-962.
- Nelson, J.S. (2006). *Fishes of the World*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- NRC - National Research Council. (2001). *Marine Protected Areas: Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. Washington: National Academy Press.
- Noström, A.V., Nyström, M., Lokrantz, J. & Folke, C. (2009). Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series* Vol. 376: 295-306.
- Nugues, M.M.; Delvoye, L. & Bak, R.P. (2004). Coral defence against macroalgae: differential effects of mesenterial filaments on the green alga *Halimeda opuntia*. *Marine Ecology Progress Series*, 278: 103-114.
- Nunes, J. L. S. (2008). *Morfometria geométrica e ecomorfologia de Labridae e Pomacentridae no nordeste do Brasil* (Tese de Doutorado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Nunes, J.M.C. (2005). *Rodófitas marinhas bentônicas do estado da Bahia, Brasil* (Tese de Doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ogden, J.C. & Lobel, P.S. (1978). The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 3: 49-63.
- Osório, R.; Rosa, I.L. & Cabral, H. (2006). Territorial defence by the Brazilian damselfish *Stegastes fuscus* (Teleostei: Pomacentridae). *Journal of Fish Biology*, 69(1): 233-242.
- Pacheco, A.C.G. (2008). *Partilha de hábitat entre peixes territorialistas nos recifes de Tamandaré - PE* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Paddock, M. & Sponaugle, S. (2008). Recruitment and habitat selection of newly settled *Sparisoma viride* to reefs with low coral cover. *Marine Ecology Progress Series*, 369: 205-212.
- Palumbi, S.R. 1997. Molecular biogeography of the Pacific. *Coral Reefs*, 16: 47-52.
-

- Paul, V.J. (1997). Secondary metabolites and calcium carbonate as defenses of calcareous algae on coral reefs. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 707-712.
- Paul, V.J. & Hay, M.E. (1986). Seaweed susceptibility to herbivory: chemical and morphological correlates. *Marine Ecology Progress Series*, 33: 255-264.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R. & Torres Jr, F. (1998). Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860-863.
- Pauly, D.; Christensen, V.; Guénette, S.; Pitcher, T.J.; Rashid Sumaila, U.; Walters, C.J.; Watson, R. & Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418, 689-695.
- Pennings, S.C. & Paul, V.J. (1992). Effect of plant toughness, calcification, and chemistry on herbivory by *Dolabella auricularia*. *Ecology*, 3: 1606-1619.
- Pennings, S.C.; Puglisi, M.P.; Pitlik, T.J.; Himaya, A.C. & Paul, V.J. (1996). Effects of secondary metabolites and CaCO₃ on feeding by surgeonfishes and parrotfishes: within-plant comparisons. *Marine Ecology Progress Series* 134: 49-58.
- Pereira, P.H.; Santos, M.; Lippi, D.L. & Silva, P. (2016). Ontogenetic foraging activity and feeding selectivity of the Brazilian endemic parrotfish *Scarus zelindae*. *PeerJ*, 4: 2536-2536.
- Pereira, P.H.C.; Feitosa, J.L.; Medeiros, D.V. & Ferreira, B.P. (2013). Reef fishes foraging facilitation behavior: increasing the access to a food resource. *Acta Ethologica*, 16(1): 53-56.
- Pereira, S.M.B. (2002). Desenvolvimento e situação atual do conhecimento das macroalgas marinhas das regiões nordeste e norte. In: E.L. Araújo; A.N. Moura; E.V.D.S.B. Sampaio; L.M.S. Gestinari & J.D.M.T. Carneiro (Eds), *Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil* (pp. 117-121). Recife: Imprensa Universitária da UFRPE.
- Pereira, S.M.B.; Ribeiro, F.A. & Pedrosa, M.E.B. (2007). Algas pluricelulares do Infralitoral da praia de Gaibú (Pernambuco-Brasil). *Revista Brasileira de Biociências*, 5(2): 951-953.
- Pinheiro, H.T.; Gasparini, J.L. & Sazima, I. (2010). *Sparisoma rocha*, a new species of parrotfish (Actinopterygii: Labridae) from Trindade Island, South-western Atlantic. *Zootaxa*, 2493: 59-65.

-
- Pitlik, T.J. & Paul, V.J. (1997). Effects of toughness, calcite level, and chemistry of crustose coralline algae (Rhodophyta, Corallinales) on grazing by the parrotfish *Chlorurus sordidus*. *Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium*, 1: 701-706.
- Pitombo, F.B.; Ratto, C.C. & Belém, M.J.C. (1988). Species diversity and zonation pattern of hermatypic corals at two fringing reefs of Abrolhos archipelago, Brazil. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*, 2: 817-820.
- Ramos, C.A.C.; Kikuchi, R.K.P.; Amaral, F.D. & Fauth, J.E. (2014). A test of herbivory-mediated coral-algae interaction on a Brazilian reef during a bleaching event. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 456: 1-7.
- Randall, J.E. (1961). A contribution to the biology of the convict surgeonfish of the Hawaiian Islands, *Acanthurus triostegus sandvicensis*. *Pacific Science*, 15: 215-272.
- Randall, J.E. (1965). Grazing effect on seagrasses by herbivorous reef fishes in the West Indies. *Ecology*, 46: 255-260.
- Randall, J.E. (1967). Food habits of reef fishes of the West Indies. *Proceedings of the International Conference on Tropical Oceanography*, 5: 665-847.
- Randall, J.E. (1974). The effect of fishes on coral reefs. *Proceedings of the 2nd International Coral Reef Symposium*, 1: 159-166.
- Rasher, D.B. & Hay, M.E. (2014). Competition induces allelopathy but suppresses growth and anti-herbivore defence in a chemically rich seaweed. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 281(1777): 20132615-20132615.
- Rasher, D.B.; Stout, E.P.; Engel, S.; Kubanek, J. & Hay, M.E. (2011). Macroalgal terpenes function as allelopathic agents against reef corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(43): 17726-17731.
- Roberts, C.M. (1987). Experimental analysis of resource sharing between herbivorous damselfish and blennies on the Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 111: 61-75.
- Roberts, C.M. & Hawkins, J.P. (2000). Fully-protected marine reserves: a guide. Washington: World Wildlife Fund.
- Robertson, D.R. (1984). Cohabitation of competing territorial damselfishes on a Caribbean Coral Reef. *Ecology*, 65: 1121-1135.
-

- Rocha, L.A.; Bass, A.L.; Robertson, D.R. & Bowen, B.W. (2002). Adult habitat preferences, larval dispersal, and the comparative phylogeography of three Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae). *Molecular Ecology*, 11(2): 243-251.
- Rogers, C.S. (1983). Sublethal and lethal effects of sediments applied to common Caribbean reef corals in the field. *Marine Pollution Bulletin*, 14(10): 378-382.
- Roos, N.C.; Pennino, M.G.; Lopes, P.F.M. & Carvalho, A.R. (2016). Multiple management strategies to control selectivity on parrotfishes harvesting. *Ocean & Coastal Management*, 134: 20-29.
- Rosen, B.R. (1984). Reef coral biogeography and climate through the late Cainozoic: Just islands in the sun or a critical pattern of islands. *Geological Journal*, 11: 201-262.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2005). Selective predation by parrotfishes on the reef coral *Porites astreoides*. *Marine Ecology Progress Series*, 305: 193-201.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2006). Parrotfish abundance and corallivory on a Belizean coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335: 292-301.
- Rotjan, R.D. & Lewis, S.M. (2008) Impact of coral predators on tropical reefs. *Marine Ecology Progress Series* 367: 73-91.
- Ruitton, S.; Francour, P. & Boudouresque, C.F. (2000). Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 217-230.
- Russ, G.R. & John, J.S. (1988). Diets, growth rates and secondary production of herbivorous coral reef fishes. *Proceeding of the 6th International Coral Reef Symposium*, 2: 37-43.
- Sammarco, P.W.; Levinton, J.S. & Ogden, J. (1974). Grazing and control of coral reef community structure by *Diadema antillarum* Philippi (Echinodermata: Echinoidea): a preliminary study. *Journal of Marine Research*, 32: 47-53.
- Santos, M.V.B. (2013). *Distribuição espacial dos peixes Scarinae em recifes do litoral sul de Pernambuco* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Sazima, C.; Grossman, A. & Sazima, I. (2010). Turtle cleaners: reef fishes foraging on epibionts of sea turtles in the tropical Southwestern Atlantic, with a summary of this association type. *Neotropical Ichthyology*, 8(1): 187-192.

-
- Sazima, C.; Grossman, A.; Bellini, C. & Sazima, I. (2004). The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles in SW Atlantic. *Cybium*, 28(1): 47-53.
- Sazima, I. & Ferreira, C.E.L. (2006). A cocoon-producing parrotfish in the Southwestern Atlantic. *Coral Reefs*, 25(2): 212-212.
- Scheffer, M.; Carpenter, S.; Foley, J.A.; Folke, C. & Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Schupp, P.J. & Paul, V.J. (1994). Calcification and secondary metabolites in tropical seaweeds: variable effects on herbivorous fishes. *Ecology*, 75: 1172-1185.
- Schwamborn, S.H. & Ferreira, B.P. (2002). Age structure and growth of the dusky damselfish, *Stegastes fuscus*, from Tamandaré reefs, Pernambuco, Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, 63(1): 79-88
- Shulman, M.J. & Robertson, D.R. (1996). Changes in the coral reefs of San Blas, Caribbean Panama: 1983 to 1990. *Coral Reefs*, 15(4): 231-236.
- Silva, I.B. (2006). *Diversidade das macroalgas marinhas bentônicas dos recifes de Maracajaú, Área de Preservação Ambiental Recifes de Corais, Rio Grande de Norte, Brasil* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.
- Silvano, R.A.M. & Güth, A.Z. (2006). Diet and Feeding Behavior of *Kyphosus* spp. (Kyphosidae) in a Brazilian Subtropical Reef. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49: 623-629.
- Smith, J.E.; Shaw, M.; Edwards, R.A.; Obura, D.; Pantos, O.; Sala, E.; Sandin, S.A.; Smriga, S.; Hatay, M. & Rohwer, F.L. (2006). Indirect effects of algae on coral: algae-mediated, microbe-induced coral mortality. *Ecology Letters*, 9(7): 835-845.
- Souza, A.T. & Ilarri, M.I. (2014). Behavioral changes of a Brazilian endemic damselfish *Stegastes rocasensis* when guarding egg clutches. *Environmental Biology of Fishes*, 97(11): 1295-1303.
- Souza, A.T.; Ilarri, M.I.; Medeiros, P.R.; Sampaio, C.L. & Floeter, S.R. (2011). Unusual colour patterns of territorial damselfish (Pomacentridae: *Stegastes*) in the south-western Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 4:101-101.
- Souza, L.L.G.; Chellapa, S. & Gurgel, H.C.B. (2007). Biologia reprodutiva do peixe-donzela, *Stegastes fuscus* Cuvier, em arrecifes rochosos no nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(2): 419-425.
-

- Springer, V.G. & Williams, J.T. (1994). The Indo-West Pacific blenniid fish genus *Istiblennius* reappraised: A revision of *Istiblennius*, *Blenniella*, and *Paralticus*, new genus. *Smithsonian Contributions to Zoology*, 565: 1-193.
- Steneck, R.S. (1983). Escalating herbivory and resulting adaptive trends in calcareous algal crusts. *Paleobiology*, 9: 44-61.
- Steneck, R.S. (1986). The ecology of coralline algal crusts. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 17: 273-303.
- Steneck, R.S. & Adey, W.H. (1976). The role of environment in control of morphology in *Lithophyllum congestum*, a Caribbean algal ridge builder. *Botanica Marina*, 19: 197-215.
- Steneck, R.S. & Dethier, M.N. (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos*, 69(3): 476-498.
- Stephenson, W. & Searles, R.B. (1960). Experimental Studies on the Ecology of Intertidal Environments at Heron Island. I. Exclusion of Fish from Beach Rock. *Marine and Freshwater Research*, 11: 241-268.
- Trenberth, K. (2005). Uncertainty in hurricanes and global warming. *Science*, 308(5729): 1753-1754.
- Tsuda, R.T. & Bryan, P.G. (1973). Food preference of juvenile *Siganus rostratus* and *S. spinus* in Guam. *Copeia*, 1973: 604-606.
- Umar, M. J.; McCook, L.J. & Price, I.R. (1998). Effects of sediment deposition on the seaweed *Sargassum* on a fringing coral reef. *Coral Reefs*, 17(2): 169-177.
- Veras, D.P. (2008). *Biologia reprodutiva dos budiões-batata, Sparisoma axillare e Sparisoma frondosum (Actinopterygii: Scaridae), capturados na costa central do estado de Pernambuco* (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Veras, D.P.; Hazin, F.H.V.; Silva, R.C.O.C.; Moura, L.R. & Tolotti, M.T. (2009). Biologia reprodutiva do budião-batata, *Sparisoma frondosum* (Actinopterygii: Scaridae), capturado na costa central do estado de Pernambuco. *Arquivos de Ciências do Mar*, 42(1): 40-51.
- Villaça, R.; Pedrini, A.G.; Pereira, S.M.B.; Figueiredo, M.D.O.; Alves, R.J.V. & Castro, J.D.A. (2006). Flora marinha bentônica das ilhas oceânicas brasileiras. In R.J.V. Alves & J.W.A. Castro (Eds.), *Ilhas oceânicas brasileiras: da pesquisa ao manejo* (pp. 107-146). Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

-
- Vine, P.J. (1974). Effects of algal grazing and aggressive behaviour of the fishes *Pomacentrus lividus* and *Acanthurus sohal* on coral-reef ecology. *Marine Biology*, 24: 131-136.
- Webster, P.J.; Holland, G.J.; Curry, J.A. & Chang, H.R. (2005). Changes in tropical cyclone number, duration, and intensity in a warming environment. *Science*, 309(5742):1844-1846.
- Welsh, J.Q. & Bellwood, D.R. (2012). How far do schools of roving herbivores rove? A case study using *Scarus rivulatus*. *Coral Reefs*, 31: 991-1003.
- Wilson, M.E.J. & Rosen, B.R. (1998). Implications of paucity of corals in the Paleogene of SE Asia: Plate tectonics or Centre of Origin? In R. Hall & J.D. Holloway (Eds), *Biogeography and Geological Evolution of SE Asia* (pp. 165-195). Leiden: Backhuys Publishers.
- Wilson, S. & Bellwood, D.R. (1997). Cryptic dietary components of territorial damselfish (Pomacentridae, Labroidae). *Marine Ecology Progress Series*, 153: 299-310.
- Wolf, A.T. & Nugues, M.M. (2013). Synergistic effects of algal overgrowth and coral-ivory on Caribbean reef-building corals. *Ecology*, 94(8): 1667-1674.
- Zemke-White, W.L.; Clements, K.D. & Harris, P.J. (1999). Acid lysis of macroalgae by marine herbivorous fishes: myth or digestive mechanism? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233(1): 95-113.

CAPÍTULO 2

Jangadas ancoradas sobre os recifes de Porto de Galinhas.

Foto: Cláudio Macêdo.