



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM OCEANOGRAFIA

LUIZA PEREIRA GOMES

VARIAÇÃO DIÁRIA DO USO DO ESPAÇO E ALIMENTAÇÃO DO PEIXE-PAPAGAIO-
CINZA (*Sparisoma axillare*) EM UM RECIFE DE CORAL DO ATLÂNTICO SUL

Recife

2024

LUIZA PEREIRA GOMES

VARIAÇÃO DIÁRIA DO USO DO ESPAÇO E ALIMENTAÇÃO DO PEIXE-PAPAGAIO-
CINZA (*Sparisoma axillare*) EM UM RECIFE DE CORAL DO ATLÂNTICO SUL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Orientadora: Beatrice Padovani Ferreira

Co-orientador: Daniel Lino Lippi

Recife

2024

Catálogo de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Gomes, Luiza Pereira.

Variação diária do uso do espaço e alimentação do peixe-papagaio-cinza (*Sparisoma axillare*) em um recife de coral do Atlântico Sul / Luiza Pereira Gomes. - Recife, 2024.
82f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, 2024.

Orientação: Beatrice Padovani Ferreira.

Coorientação: Daniel Lino Lippi.

Inclui referências e anexos.

1. Telemetria acústica; 2. Core range; 3. Ciclo diário; 4. Herbivoria; 5. Abundância; 6. Padrões de movimento. I. Ferreira, Beatrice Padovani. II. Lippi, Daniel Lino. III. Título.

UFPE-Biblioteca Central

LUIZA PEREIRA GOMES

VARIAÇÃO DIÁRIA DO USO DO ESPAÇO E ALIMENTAÇÃO DO PEIXE-PAPAGAIO-
CINZA (*Sparisoma axillare*) EM UM RECIFE DE CORAL DO ATLÂNTICO SUL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Oceanografia da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Oceanografia.

Aprovada em:

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Beatrice Padovani Ferreira (Orientadora)
Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Dr. João Lucas Leão Feitosa (Examinador externo)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Leonardo Schlogel Bueno (Examinador externo)
Instituto Meros do Brasil

Prof^a Dr.^a Sigrid Neumann Leitão (Suplente interna)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Mauro Maida (Suplente externo)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Sou profundamente grata à Dra. Beatrice Padovani por todos os ensinamentos e por acreditar em mim ao longo desses quase três anos. Agradeço a confiança nesse trabalho. Não tenho palavras para agradecer a preocupação, o carinho e o zelo demonstrado em diversas situações. Nosso relacionamento e respeito mútuo permitiu a finalização dessa dissertação com amor! Obrigada!

Agradeço ao Dr. Daniel Lippi por todos os momentos de paciência com meus longos áudios, minhas confusões e meus dramas (que não foram poucos). Obrigada por sempre estar disponível e pela parceria! Sem você nada disso seria fácil ou possível! Obrigada!

Sou eternamente grata a meu namorado, André, por tantas coisas, que fica impossível falar em um texto curto. Obrigada por não me deixar desistir. Obrigada por coletar por mim quando eu estava grávida. Obrigada pelos mapas, dicas e pitacos. Obrigada pelo apoio, pelos carinhos, pela paciência, pelas conversas, por todo amor empregado e o mais importante: por me dar o filho mais lindo que esse mundo já viu! Obrigada!

Obrigada, meu filho. Por vir em um momento que mais precisávamos de você. Por me dar forças no caminho. Por me preencher com um sorriso e não permitir tristeza um minuto sequer. Por me permitir sorrir nos momentos mais difíceis. Você é luz, Gustavo.

À minha mãe e meu pai por me proporcionarem absolutamente tudo e apoiarem todas as minhas decisões. Com carinho, vocês me tornaram a pessoa que sou hoje e sei que estou completa. Não chegaria tão longe sem vocês. Obrigada!

Agradeço a Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo financiamento. Ao Programa Ecológico de Longa Duração Tamandaré Sustentável (PELD-TAMS), Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE) e Instituto Recifes Costeiros (IRCOS) por permitirem a execução desse projeto através do apoio logístico às saídas de campo. Obrigada Leonardo Messias, por abrir as portas do CEPENE e permitir essa pesquisa, e Fernanda pela logística das saídas de campo!

À Ale, Erika, Thiago, Ágatha, Thales e Paulinha pela amizade, conversas e fofocas edificantes. Nunca vou esquecer o que fizeram por mim.

Ao Selado (meu capitão), Thales e Ágatha pela companhia e ajuda em todas as saídas de campo. Obrigada (em especial) pelos mergulhos de 4 da manhã, sei que não foi fácil!

Agradeço a todos os meus amigos que, mesmo de longe, me ajudaram em momentos de crise: Vicky, Gustavo, Tainá, Carol, Lele, Let, Dani, Nands, Dedé, vocês são demais!

Ao Leo Francini por procurar 10 fotos no meio de 1 milhão. Você é o mala mais legal que eu conheço.

Às minhas 3 filhas felinas por serem tão fofas, a ponto de me fazer esquecer por um momento do caos interno.

À Cris por me ajudar durante a etapa de seleção do mestrado e Gigi por emprestar o computador! Vocês são incríveis!

Aos entes queridos que já se foram. Vocês fazem parte da minha história e serei eternamente grata. Sei que estão olhando por mim.

E por fim, obrigada a todos que, de alguma forma, me ajudaram nessa caminhada. Seja por uma conversa que me distraiu em um dia difícil, ou um sorriso dado no momento certo.

Resumo

Peixes-papagaio são considerados mediadores importantes na dinâmica competitiva entre corais e algas, sendo essenciais para a saúde e resiliência dos recifes de coral. Os padrões diários de movimentação, abundância e distribuição desses animais no recife são influenciados por diversos fatores. O *Sparisoma axillare* é um peixe herbívoro abundante nos recifes de Tamandaré e uma peça-chave na estruturação, resiliência e equilíbrio desse ecossistema. O objetivo do presente estudo foi compreender os padrões e fatores determinantes da movimentação diurna desta espécie, através da análise de dados de telemetria acústica, comportamento *in situ* e distribuição. O período diurno foi dividido em cinco blocos, sendo: B1 05:00 – 06:59; B2 07:00 – 09:59; B3 10:00 – 12:59; B4 13:00 – 15:59; B5 16:00 – 18:00. Para telemetria, foram calculadas as áreas de *core range* e os índices de sobreposição (*Overlap Index* – OI) individuais. Os menores valores de *core range* e número de detecções, foram em B1 e B5, e os maiores valores, em B3. É possível que isso indique que, ao meio dia, os peixes estão no pico da movimentação e aparentemente explorando áreas maiores, com declínio até o final da tarde. Esse padrão pode ser explicado pelos seguintes aspectos: (1) fidelidade aos sítios de descanso e chegada aos abrigos noturnos (2) valor nutricional das algas e estratégias de forrageamento; (3) interações inter- e intraespecíficas. Para herbivoria e abundância, foram coletados taxa de mordida e censos visuais. Em B1 e B5 (amanhecer e entardecer), as taxas de forrageamento foram, em média, as mais baixas e em B3 e B4 (meio-dia e meio da tarde), as mais altas. Os itens alimentares preferenciais foram divididos em quatro categorias: tapete multiespecífico dominado por algas calcárias articuladas + algas folhosas e corticadas - TURF; algas variadas cobertas de areia/detrito – AR, algas calcárias articuladas do gênero *Halimeda* spp – HAL e algas pardas (*Sargassum* spp, *Dictyopteris* spp e *Dictyota* spp) – AP. As categorias mais e menos consumidas foram, respectivamente, TURF e HAL. É possível que a herbivoria seja maior no meio do dia e a tarde, coincidindo com o pico da fotossíntese e valor nutricional das algas. Já a abundância, é menor ao longo dos recifes no meio do dia, muito provavelmente pela alta atividade de forrageamento ativo. Por fim, os valores no início da manhã e final da tarde se mostraram baixos em todos os aspectos (telemetria, herbivoria e abundância), sugerindo uma alta fidelidade aos sítios de descanso. O estudo destaca a complexa interação com variáveis ambientais determinantes nos padrões de movimentação de animais extremamente importantes para o equilíbrio de um sistema frágil, tal como o recife de coral. Esses resultados fornecem subsídios importantes para a gestão de áreas protegidas e para políticas de conservação, contribuindo para o manejo sustentável de espécies vulneráveis nos recifes.

Palavras-chave: telemetria acústica; *core range*; ciclo diário; herbivoria; abundância; padrões de movimento.

Abstract

Parrotfish are considered important mediators in the competitive dynamics between corals and algae, playing a crucial role in the health and resilience of coral reefs. The daily movement patterns, abundance, and distribution of these fish on the reef are influenced by various factors. *Sparisoma axillare* is an abundant herbivorous fish in the reefs of Tamandaré and a key species in structuring, maintaining resilience, and balancing this ecosystem. The objective of this study was to understand the patterns and determining factors of the diurnal movement of this species through the analysis of acoustic telemetry data, in situ behavioral observations, and distribution. The daytime period was divided into five blocks: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), and B5 (16:00 – 18:00). For telemetry analysis, core range areas and individual Overlap Index (OI) values were calculated. The smallest core range values and number of detections were observed in B1 and B5, while the highest values were found in B3. It is possible that this indicates that, at midday, the fish exhibit peak movement, apparently exploring larger areas, with a decline towards the end of the afternoon. This pattern may be explained by the following factors: (1) fidelity to resting sites and arrival at nocturnal shelters; (2) nutritional value of algae and foraging strategies; and (3) inter- and intraspecific interactions. For herbivory and abundance assessments, bite rates and visual censuses were conducted. In B1 and B5 (dawn and dusk), foraging rates were, on average, the lowest, while in B3 and B4 (midday and early afternoon), they were the highest. The preferred food items were classified into four categories: multispecies turf dominated by articulated calcareous algae, foliose, and corticated algae (TURF); various algae covered with sand/detritus (AR); articulated calcareous algae of the genus *Halimeda* spp. (HAL); and brown algae (*Sargassum* spp., *Dictyopteris* spp., and *Dictyota* spp.) (AP). The most and least consumed categories were TURF and HAL, respectively. It is possible that herbivory is higher at midday and in the afternoon, coinciding with peak photosynthesis and the nutritional value of algae. Meanwhile, fish abundance was lower on the reefs at midday, most likely due to high active foraging activity. Finally, the low values observed in the early morning and late afternoon across all aspects (telemetry, herbivory, and abundance) suggest a strong fidelity to resting sites. This study highlights the complex interactions with environmental variables that determine the movement patterns of these ecologically important fish, which contribute to the balance of such a fragile system as coral reefs. These findings provide valuable insights for the management of protected areas and conservation policies, supporting the sustainable management of vulnerable reef species.

Keywords: acoustic telemetry; core range; daily cycle; herbivory; abundance; movement patterns

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	14
1.1	PEIXES HERBÍVOROS RECIFAIS.....	15
1.2	HERBIVORIA E ABUNDÂNCIA DE PEIXES RECIFAIS.....	16
1.3	TELEMETRIA ACÚSTICA, MOVIMENTAÇÃO E ÁREA DE VIDA	17
1.4	CICLO DIÁRIO.....	17
1.5	JUSTIFICATIVA DO ESTUDO.....	18
1.6	OBJETIVO GERAL.....	19
1.7	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	19
1.8	ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO.....	19
Capítulo 1 – Variações diurnas na movimentação de um peixe-papagaio no Atlântico Sul		
1.	INTRODUÇÃO.....	21
2.	METODOLOGIA.....	23
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	23
2.2	COLETA DE DADOS.....	24
2.2.1	Instalação dos receptores.....	24
2.2.2	Marcação dos peixes.....	25
2.3	ANÁLISE DOS DADOS.....	27
3.	RESULTADOS.....	28
4.	DISCUSSÃO.....	34
Capítulo 2 – Variações diurnas na herbivoria e abundância de um peixe papagaio do atlântico sul		
1.	INTRODUÇÃO.....	40
2.	METODOLOGIA.....	41
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	41
2.2	COLETA DE DADOS.....	43
2.2.1	Herbivoria.....	43
2.2.2	Abundância.....	44
2.3	ANÁLISE DOS DADOS.....	45
2.3.1	Herbivoria.....	45
2.3.2	Abundância.....	46
3.	RESULTADOS.....	46
3.1	HERBIVORIA.....	46
3.2	ABUNDÂNCIA.....	50
4.	DISCUSSÃO.....	51
4.1	HERBIVORIA.....	51

SUMÁRIO

3.2	ABUNDÂNCIA.....	54
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	57
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	59
	ANEXO A - DADOS GERAIS DO MONITORAMENTO POR TELEMETRIA ACÚSTICA.....	73
	ANEXO B - MAPAS DE CORE RANGE.....	74
	ANEXO C - ÍNDICES DE SOBREPOSIÇÃO (<i>OVERLAP INDEX – OI</i>).....	80
	ANEXO D - COMPARAÇÃO PAR A PAR (<i>POST-HOC</i>) DOS ÍNDICES DE SOBREPOSIÇÃO (<i>OVERLAP INDEX – OI</i>)	81

1. Introdução geral

Os recifes de coral são considerados ambientes de alta diversidade biológica e imensurável importância comercial, sendo um dos ecossistemas mais importantes do mundo (Ferreira & Maida, 2006; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007). Fornecem diversos serviços a toda humanidade tais como alimentação, turismo, cultura, remédios e cosméticos, proteção costeira (Moberg & Folke, 1999; Hoegh-Guldberg *et al.* 2007) e extensa fonte de dados sobre a história e a vida na Terra. Possuem importância ecossistêmica relevante e configuram ambientes que servem como local de reprodução e proteção contra predadores, correntes marinhas e oscilação diária da luminosidade para inúmeras espécies, fator que pode ser atribuído principalmente à sua alta complexidade estrutural (Bellwood *et al.*, 2004; Ménard *et al.*, 2007; Pittman & Brown, 2011).

No entanto, há evidências de um declínio generalizado e em larga escala da biodiversidade, perda de complexidade estrutural e degradação dos recifes devido a múltiplos estressores (Alvarez-Filip *et al.*, 2009; De'ath *et al.*, 2012). Historicamente, os principais fatores que contribuíram para essa degradação, foram a remoção dos corais, pesca excessiva, poluição e o turismo desordenado (Jouffray *et al.*, 2020). Atualmente, com notável intensificação nas últimas décadas, as mudanças climáticas, que resultam no aumento da temperatura dos oceanos, tem causado o branqueamento dos corais, prejudicando sua sobrevivência (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Hughes *et al.*, 2017). Em paralelo, essa alteração na temperatura e crescente eutrofização resultou no aumento da cobertura de algas nos recifes de coral. De acordo com o Relatório Global de Monitoramento dos Recifes de Coral (*Global Coral Reef Monitoring Network – GCRMN*), a cobertura média de algas quase dobrou nos últimos 15 anos, enquanto a cobertura média de corais sofreu uma queda acentuada de 28,9% para 20,6% entre os anos de 2015 e 2019 (Souter *et al.*, 2021). Além disso, a acidificação dos oceanos, resultante da maior absorção de dióxido de carbono (CO₂) pela água do mar, reduz a capacidade dos corais de calcificar, comprometendo seu crescimento e a manutenção da estrutura dos recifes (Kleypas & Yates, 2009; Fabricius *et al.*, 2011). O aumento da poluição marinha, incluindo nutrientes provenientes de atividades terrestres, como a agricultura e o esgoto urbano, também contribui para a eutrofização das águas recifais, o que pode provocar o aumento de doenças nos corais e a degradação de sua saúde (Hughes *et al.*, 2003; Fabricius, 2005). A sobrepesca, especialmente de espécies herbívoras, têm acelerado a degradação dos recifes (Mumby *et al.*, 2006). A ausência desses peixes favorece a proliferação de algas bentônicas, que competem com os corais por espaço e luz, dificultando sua recuperação (Jackson *et al.*, 2014). Além de sua importância ecológica, os peixes herbívoros recifais também desempenham um papel socioeconômico

significativo. Muitas espécies são alvo de pesca comercial e recreativa, e sua abundância pode afetar a sustentabilidade das pescarias e a saúde do ecossistema recifal (Abelson *et al.*, 2016). Esse conjunto de fatores têm resultado em uma perda significativa da biodiversidade e da função ecológica dos recifes de coral, com projeções que indicam um futuro sombrio para esses ecossistemas, caso medidas de mitigação e conservação não sejam implementadas (Bruno & Selig, 2007; Hughes *et al.*, 2017). O declínio dos recifes de coral afeta não apenas a fauna associada, mas também as comunidades humanas que dependem desses ambientes para sua subsistência (Hughes *et al.*, 2003; Bellwood *et al.*, 2004).

1.1 Peixes herbívoros recifais

Os peixes herbívoros desempenham papel crucial na estrutura, equilíbrio e funcionamento dos ecossistemas recifais, sendo importantes mediadores na dinâmica competitiva entre algas e corais (Bellwood *et al.*, 2004; Hughes *et al.*, 2010; Bonaldo *et al.*, 2014; Cramer *et al.*, 2017). Favorecem a resiliência do recife após eventos estressantes e são capazes de moldar a dinâmica bentônica do ecossistema (Schmitz *et al.*, 2000; Eynaud *et al.*, 2016).

Os padrões de forrageio e o comportamento social dos peixes herbívoros são influenciados por uma variedade de fatores ambientais, incluindo composição bentônica (Tootell & Steele, 2016; Carlson *et al.*, 2017), qualidade e disponibilidade de recursos (Francini-filho *et al.*, 2008; 2010; Moreira, 2012), competição (Mumby & Wabnitz 2002; Francini-Filho *et al.*, 2008; Nash *et al.*, 2012; Davis *et al.*, 2017a) e risco de predação (Willis *et al.*, 2006; Madin *et al.*, 2010; Catano *et al.*, 2017; Davis *et al.*, 2017b). De acordo com Feitosa (2014), os peixes herbívoros recifais brasileiros são animais de alta plasticidade trófica, sendo provavelmente um fator importante para o sucesso de sua permanência em áreas impactadas.

A família Labridae (Scarini; Perciformes) pertence ao grupo dos peixes herbívoros errantes recifais e, conseqüentemente, tem grande importância na estruturação e equilíbrio do recife. Popularmente conhecidos como peixes-papagaio, apenas 10 das 85 espécies ocorrem na costa brasileira (Ferreira *et al.*, 2004) sendo todas endêmicas dessa região com exceção de *Sparisoma radians*, *Cryptotomus roseus* e *Nicholsina usta*, também encontrados no Caribe (Queiroz-Veras, 2023). O *S. axillare*, popularmente conhecido como bobó ou budião-batata, faz parte da família Scaridae e é restrito ao sudoeste do Atlântico, com registros desde o Parcel de Manoel Luís até a costa sul do Estado de Santa Catarina (Moura *et al.*, 2001). É considerada uma das espécies mais abundantes de águas rasas (Carvalho-Filho, 1992; Ferreira & Gonçalves, 2006; Francini-Filho *et*

al., 2010), assim como nos recifes de Tamandaré (Frédou, 2004; Gaspar, 2006).

1.2 Herbivoria e abundância de peixes recifais

A herbivoria exerce um controle *top-down* sobre a biomassa algal, evitando que macroalgas dominem o substrato e comprometam o recrutamento de corais e outros organismos recifais (Mumby *et al.*, 2006). Desempenha um papel crucial na estruturação das comunidades bentônicas e facilita o recrutamento de corais, criando espaços limpos para o assentamento de larvas (Mumby, 2009; Francini-Filho *et al.*, 2010). Este processo é indispensável e sustenta processos-chaves do ecossistema, permitindo resiliência e favorecendo a capacidade do ambiente de absorver impactos e se recuperar após distúrbios (Folke, 2006; Fischer *et al.*, 2007). Sabe-se que em áreas onde os peixes herbívoros são abundantes e ativos, há uma maior taxa de recrutamento e sobrevivência de corais jovens, reforçando a interdependência entre a função herbívora e a recuperação dos recifes (Hughes *et al.*, 2007).

Além do controle das macroalgas, os peixes herbívoros também consomem grandes quantidades de detritos e matéria orgânica associada às algas (Bardach, 1961; Choat & Clements, 1998; Crossman *et al.*, 2001; Wilson *et al.*, 2003; Ferreira & Gonçalves, 2006; Moreira, 2012). Em particular, peixes detritívoros-herbívoros, como algumas espécies de *Sparisoma*, utilizam a areia ingerida junto com o alimento para auxiliar na trituração de algas e na digestão dos nutrientes, contribuindo para uma reciclagem mais eficiente da matéria orgânica (Ferreira & Gonçalves, 2006; Bonaldo *et al.*, 2014). Peixes dos gêneros *Sparisoma* e *Acanthurus* são particularmente relevantes nos recifes tropicais, pois são os principais responsáveis pela raspagem e remoção de algas do substrato, contribuindo para o equilíbrio entre a cobertura coralina e algal (Burkepile & Hay, 2006; Francini-Filho *et al.*, 2010; Bonaldo *et al.*, 2014; Tebbett *et al.*, 2022). Essa interação complexa entre herbivoria, detritivoria e ciclos de nutrientes destaca a importância dos peixes herbívoros não apenas no controle de algas, mas também na manutenção da biodiversidade dos recifes de coral.

A abundância de peixes herbívoros nos recifes pode variar consideravelmente em função de fatores ambientais e bióticos, como luz, valor nutricional das algas, presença de predadores, entre outros (Colton *et al.*, 1981; Zemke-White *et al.*, 2002; Moreira, 2012; Catano *et al.*, 2017). A utilização de metodologias corretas e combinadas é capaz de fornecer *insights* acerca desse assunto. As vantagens e desvantagens dos procedimentos disponíveis na literatura são muitos. Pesquisas de telemetria rastreiam o movimento dos indivíduos, mas de maneira remota e, em muitos casos, o número de amostras é pequeno. Censos visuais vêm sendo muito utilizados para avaliar distribuição

e movimento dos peixes através de múltiplos habitats (p. ex. Unsworth *et al.*, 2007, Honda *et al.*, 2013), porém são muitas vezes instantâneos e pontuais (MacNeil *et al.*, 2008) e apresentam desafios práticos em horários com pouca luz (Nagelkerken *et al.*, 2000). Métodos para avaliar taxa de mordida, tal como amostragem de animal focal, revelam muito sobre o comportamento do animal porém tem alguns desafios, como possibilidade de fadiga do observador, dificuldades em captar a sincronia comportamental de grupos e a dependência da visibilidade constante do animal focal (Altmann, 1974). Porém, quando combinadas, essas abordagens são capazes de responder muitas questões ainda não respondidas.

1.3 Telemetria acústica, movimentação e área de vida

A telemetria acústica vem sendo utilizada como principal ferramenta para estudo de movimentação de organismos marinhos, sendo capaz de responder questões acerca dos padrões espaço-temporais das espécies, em seus habitats naturais (Heupel *et al.*, 2006; Marshel *et al.*, 2011). Esse recurso nos permite identificar rotas migratórias diárias, reconhecer períodos de permanência em áreas específicas e traçar estratégias de exploração espacial, contribuindo para uma compreensão mais aprofundada das dinâmicas ecológicas nos recifes (Lowe *et al.*, 2006). O espaço utilizado por um indivíduo durante suas atividades e migrações diárias revela muito sobre seu comportamento (Kramer & Chapman, 1999; Welsh & Bellwood, 2012) e compreende a área de vida ou *home range* do animal (Powell, 2000). Dentro do seu *home range*, os indivíduos têm sua área núcleo, na qual permanecem durante a maior parte do tempo e compreende o *core range* ou áreas de uso preferencial (Samuel *et al.*, 1985). Conhecer e interpretar essas medidas são peças importantes que revelam muito acerca dos locais de alimentação e abrigo, das estratégias de reprodução e da dinâmica de repouso das espécies (Kramer & Chapman, 1999). Movimentos migratórios rotineiros otimizam a sobrevivência e taxa de crescimento dos organismos e minimizam risco de predação (Hitt *et al.*, 2011). Estudos anteriores afirmam que, muitas espécies de peixes recifais exibem padrões de movimentação diários (Pittman *et al.*, 2014), o que nos permite, através da telemetria, compreender certos parâmetros ecológicos da espécie.

1.4 Ciclo diário

O ciclo diário tem um papel fundamental na regulação de processos biológicos de organismos marinhos (Helfman *et al.*, 2009). Esse ciclo é controlado por fatores ambientais previsíveis, como variações na luminosidade, temperatura e amplitude das marés, que influenciam

diretamente na atividade, alimentação e reprodução de diversas espécies (Nightingale *et al.*, 2000). Para os peixes recifais, em particular, a variação da luminosidade desempenha um papel fundamental na organização de suas atividades, como busca por alimento, interação social, estratégias contra predação e territorialidade (Bellwood & Choat, 1990). De acordo com McFarland (1986), sob a superfície do oceano, as três propriedades básicas da luz (intensidade, frequência de vibração eletromagnética e polarização) são modificadas de forma a afetar os mecanismos fisiológicos e bioquímicos que controlam o comportamento dos organismos. Sabe-se que pequenas mudanças na luminosidade podem afetar: sucesso de forrageamento, risco de predação, defesa por território, configuração do cardume, palatabilidade das algas (e consequente alteração momentânea na estratégia de forrageamento), entre outros (Taborsky & Limberger, 1980; Reebs, 2002). Inclusive, é muito provável que esse seja um dos principais fatores responsáveis por regular o comportamento e os padrões de atividades diárias das espécies (McFarland, 1986; Castro & Caballero, 2004; Rickel & Genin, 2005).

1.5 Justificativa do estudo

O estudo da movimentação de peixes recifais tem ganhado relevância nos últimos anos, especialmente pelo papel crítico que esses organismos desempenham na manutenção da saúde dos ecossistemas recifais. Entretanto, a variação espaço-temporal nos padrões de comportamento alimentar e de abundância em relação a fatores abióticos, como o ciclo diário, ainda é um campo em aberto, com poucos estudos explorando tais dinâmicas de forma detalhada. O uso de técnicas como telemetria acústica, censos visuais e amostragem de animal focal oferece a oportunidade de entender em maior profundidade a dinâmica espacial desses herbívoros ao longo do dia, o que é essencial para a compreensão de como esses peixes respondem a mudanças no ambiente e como isso afeta a estrutura dos recifes. O presente estudo busca preencher essa lacuna ao investigar os padrões diários de movimentação e abundância de peixes herbívoros, com foco no *Sparisoma axillare*, contribuindo para a compreensão de sua importância ecológica em ambientes recifais tropicais. Dessa forma, os resultados deste trabalho têm implicações diretas para a conservação e manejo dos recifes de coral, uma vez que a compreensão dos padrões de herbivoria e comportamento desses peixes é fundamental para prever como os recifes podem responder a pressões ambientais, como mudanças climáticas e impactos antrópicos.

1.6 Objetivo geral

Compreender os padrões de movimentação diária e padrões de forrageamento de uma espécie de peixe recifal vagueador herbívora, o *Sparisoma axillare*, em diferentes blocos de hora ao longo do dia.

1.7 Objetivos específicos

- Analisar os padrões de movimentação diária de *S. axillare*, utilizando telemetria acústica para determinar as variações no *core range* (KUD 50%) ao longo do período diurno e identificar os possíveis efeitos das horas do dia sobre a variação espacial;
- Avaliar as taxas de herbivoria de *S. axillare* em diferentes períodos do dia, determinando a relação entre o ciclo diário e as preferências alimentares da espécie, além das variações no consumo de substratos;
- Determinar a influência das interações agonísticas da donzelinha (*Stegastes* spp.) sobre o comportamento alimentar de *S. axillare*;
- Investigar as variações na abundância de *S. axillare* ao longo do ciclo diário;
- Relacionar os padrões de movimentação encontrados na telemetria acústica com os padrões alimentares e de abundância da espécie, durante o período diurno.

1.8 Estrutura da dissertação

Os resultados da dissertação estão apresentados em dois capítulos. No capítulo I, intitulado “Variações diurnas na movimentação de um peixe-papagaio do atlântico sul”, a telemetria acústica foi utilizada para investigar o uso do espaço ao longo do período diurno por uma das espécies mais abundantes de peixes-papagaio no Brasil, o bobó ou budião cinza, o *S. axillare* (Steindachner, 1878) (Labridae, Scarini). No capítulo II, intitulado “Variações diurnas na herbivoria e abundância de um peixe papagaio do atlântico sul”, censos visuais e coletas por vídeo foram empregadas investigar a variação diurna no comportamento alimentar e na abundância de *S. axillare*, com foco nos padrões de herbivoria e nas interações com outros herbívoros recifais.

CAPÍTULO 1

VARIAÇÕES DIURNAS NA MOVIMENTAÇÃO DE UM PEIXE-PAPAGAIO DO ATLÂNTICO SUL

1. Introdução

Os peixes herbívoros recifais, tais como os peixes-papagaio, são considerados mediadores importantes na dinâmica competitiva entre corais e algas, sendo essenciais para a saúde e resiliência dos recifes de coral (Bellwood *et al.*, 2004; Hughes *et al.*, 2010; Bonaldo *et al.*, 2014; Cramer *et al.*, 2017). Estudos indicam que os padrões de movimentação desses peixes são influenciados por diversos fatores, incluindo complexidade do habitat, disponibilidade de recursos, preferência alimentar, status social e competições interespecíficas com espécies territorialistas (Afonso *et al.*, 2008a; Welsh & Bellwood, 2012; Carlson *et al.*, 2017; Davis *et al.*, 2017a, 2017b). O comportamento e distribuição desses animais também estão intimamente relacionados ao ciclo diário e variações da luz ao longo do período diurno (Taborsky & Limberger, 1980; Reeb, 2002; Zemke-White *et al.*, 2002; Davis *et al.*, 2017b). O ciclo diário tem um papel fundamental na regulação de processos biológicos de organismos marinhos (Helfman *et al.*, 2009) e pode ser controlado por fatores ambientais previsíveis, como variações na luminosidade, temperatura e amplitude das marés. Tais fatores são capazes de influenciar diretamente na atividade, alimentação e reprodução de diversas espécies (Nightingale *et al.*, 2000) e, para os peixes recifais em particular, a variação da luminosidade desempenha um papel fundamental na organização de suas atividades (Bellwood & Choat, 1990). Portanto, peixes recifais possuem padrões no comportamento e, consequentemente, em suas atividades diárias (Pittman *et al.*, 2014), que podem ser investigados por meio de telemetria acústica.

A telemetria acústica surgiu como uma ferramenta poderosa para o estudo de animais aquáticos em seus habitats naturais, permitindo o monitoramento detalhado dos padrões de movimento e uso do espaço de diversas espécies (Lowe *et al.*, 2003; Heupel *et al.*, 2006; Hussey *et al.*, 2015). Para isso, receptores omnidirecionais, fixados ao substrato, registram a presença de indivíduos marcados em um raio máximo que depende da tecnologia do equipamento (Heupel *et al.*, 2006; Heupel & Webber, 2012). O espaço utilizado por um indivíduo durante suas atividades e migrações diárias revela muito sobre seu comportamento (Kramer & Chapman, 1999; Welsh & Bellwood, 2012) e compreende a área de vida ou *home range* do animal (Powell, 2000). Dentro do seu *home range*, os indivíduos têm sua área núcleo, na qual permanecem durante a maior parte do tempo e compreende o *core range* ou áreas de uso preferencial (Samuel *et al.*, 1985). Essas medidas são peças importantes para compreender os locais de alimentação e abrigo, estratégias de reprodução e dinâmica de repouso das espécies (Kramer & Chapman, 1999). O tamanho dessas medidas, assim como os padrões de movimentação, podem variar devido diversos processos

biológicos e ecológicos (Abesamis & Russ, 2005; Afonso *et al.*, 2008a; 2008b; Ortiz & Tissot, 2008; Meyer *et al.*, 2010; Welsh & Bellwood, 2012; Welsh *et al.*, 2012; Bosiger & McCormick, 2014; Pittman *et al.*, 2014; Davis *et al.*, 2017b; Froehlich *et al.*, 2019) e essas variações revelam muito acerca do comportamento único da espécie. Embora amplamente utilizada em várias regiões do mundo, a aplicação da telemetria acústica no Brasil ainda é limitada, devido a seu alto custo e dificuldade de manutenção a longo prazo, especialmente no estudo de peixes herbívoros recifais, como o *S. axillare*.

O uso dessa ferramenta em ambientes recifais vem se tornando uma peça importante na criação de medidas para conservação desse ecossistema (Abecasis *et al.*, 2014, 2015; Di Lorenzo *et al.*, 2016). De acordo com Kramer & Chapman (1999) e Di Franco *et al.* (2018), o movimento e, conseqüentemente, o monitoramento remoto de organismos marinhos, é uma condição prévia para decisões de manejo e permitem compreender mudanças no ecossistema, uma vez que os animais respondem a estímulos externos. Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) são áreas delimitadas no ambiente marinho que tem por objetivo conservar o ecossistema e sabe-se que são eficazes no aumento do tamanho, abundância e biomassa dos peixes (Polunin & Roberts, 1993; Gell & Roberts, 2003; Halpern & Warner, 2003). O sucesso das AMPs depende de um design adequado que considere informações detalhadas sobre a ecologia espacial das espécies-alvo, incluindo os padrões de movimentação e uso do habitat (Lowe *et al.*, 2003; Heupel *et al.*, 2006). Com o aumento das ameaças aos recifes de coral, como a sobrepesca, poluição e mudanças climáticas, a necessidade de estratégias de manejo eficazes torna-se cada vez mais urgente (Hughes *et al.*, 2003; Bellwood *et al.*, 2004).

Neste capítulo, a telemetria acústica foi utilizada para investigar o uso do espaço ao longo do período diurno por uma das espécies mais abundantes de peixes-papagaio no Brasil, o bobó ou budião cinza, o *S. axillare* (Steindachner, 1878) (Scarinae, Labridae). Esta espécie herbívoro-detritívora tem grande importância para a pesca na região nordeste (Silveira, 2018), e é considerada ameaçada de extinção, estando classificada como vulnerável (VU) no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (2018) e na portaria nº 148 do MMA de 2022. Os resultados apresentados aqui visam elucidar questões sobre padrões espaciais e temporais da espécie, assim como processos ecológicos que sustentam a resiliência dos recifes de coral. Esses dados são capazes de fornecer informações valiosas para o monitoramento das comunidades de peixes recifais como um todo e para a implementação de estratégias de conservação. Além disso, há uma carência de informações sobre a ecologia espacial dos táxons individuais responsáveis por moldar processos

ecossistêmicos e de herbivoria (Lindholm *et al*, 2006; Welsh & Bellwood, 2012). Compreender essas dinâmicas permitirá a formulação de estratégias de manejo que sejam não apenas eficazes, mas também adaptativas, garantindo a preservação dos recifes de coral frente à ameaças crescentes, como a sobrepesca e as mudanças climáticas.

2. Metodologia

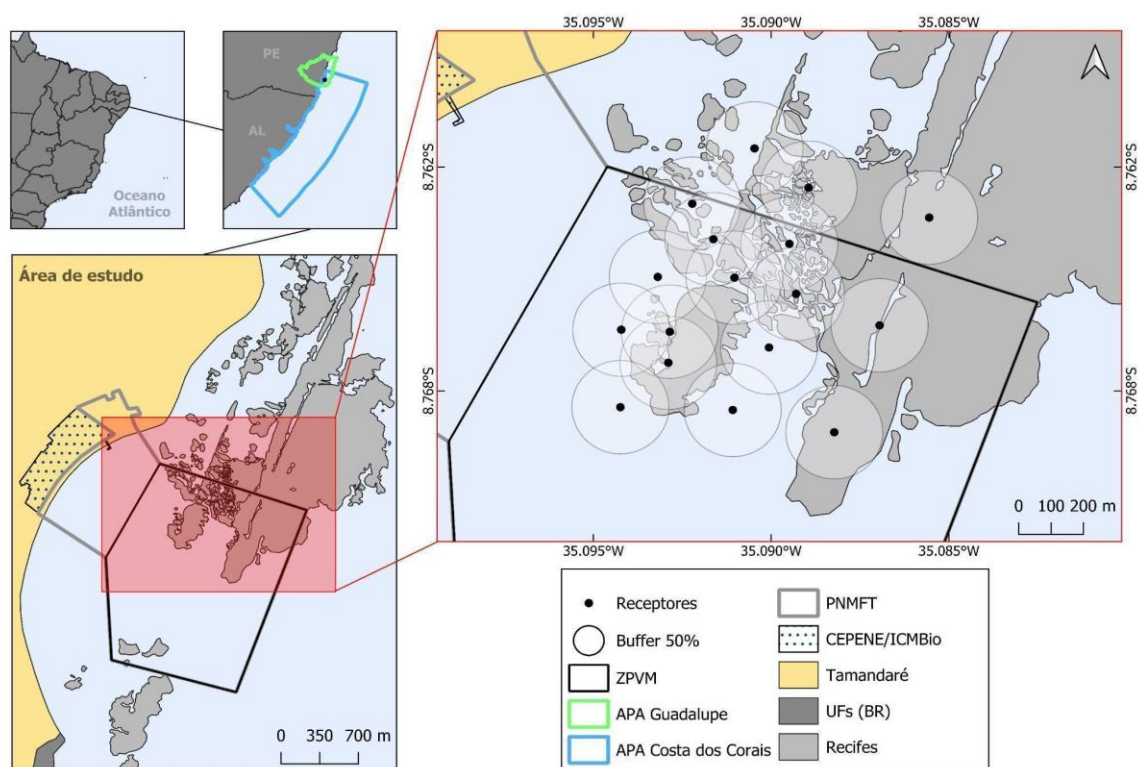
2.1 Área de estudo

O complexo recifal de Tamandaré está localizado no litoral sul de Pernambuco, a aproximadamente 114 km da cidade do Recife. O clima da região é classificado como tropical úmido e as precipitações anuais médias mais altas e baixas ocorrem, respectivamente, nos meses de julho e dezembro (Pinheiro, 2006). A temperatura da água do mar varia de 24°C a 30,5°C e a visibilidade varia de um metro a 20 metros, a depender da estação, precipitação, regime de ventos e correntes (Maida & Ferreira, 1997). O regime de marés da região é do tipo mesomaré e a amplitude interfere bastante na dinâmica costeira (Araújo, 2003). O complexo recifal está distribuído em três linhas paralelas à costa, assemelhando-se aos recifes de franja e crescem isolados, em profundidade de 1 a 8 m. Formam estruturas grandes com sistema interconectado de cavernas, zonas de sombra e inúmeras locas que são utilizadas como abrigos (Ferreira & Maida, 2006). Algumas áreas do recife ficam com o topo exposto durante a maré baixa e formam piscinas, com zonas abrigadas da ação das ondas e correntes no *backreef*. É margeado por sedimento arenoso e cascalho, com algumas áreas ocorrendo manchas de angiospermas marinhas e macroalgas.

Os recifes estão inseridos em um mosaico de três unidades de conservação: Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (APA Guadalupe), Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (PNMFT) e APA Costa dos Corais (APACC), sendo essa última, estritamente marinha. A APACC foi criada em 1997, sendo a primeira a proteger os recifes costeiros e é a maior unidade de conservação federal marinha costeira do Brasil, com mais de 400 mil hectares e 120 km de praias, estuários e manguezais (ICMBio, 2021). Estende-se do município de Maceió (AL) até o município de Tamandaré (PE), totalizando 13 municípios (figura 1). Dentro da APACC, zonas foram estabelecidas “com o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da unidade possam ser alcançados de forma harmônica e eficaz” (ICMBio, 2021). A área de exclusão à pesca, estabelecida em 1999 e que também faz parte do PNMFT, possui uma área de 266,28 hectares e está localizada em frente ao Centro Nacional de

Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE) (figura 1). Esta área se insere também no sitio do Programa Ecológico de Longa Duração Tamandaré Sustentável, PELD TAMS (CNPQ/FACEPE), em cujo âmbito foram realizados os experimentos de telemetria (Giacalone *et al.*, 2016; Lippi, 2021; Lippi *et al.*, 2022).

Figura 1 - Representação da área de estudo com as delimitações das Unidades de Conservação (Área de Preservação Ambiental de Guadalupe em verde e Área de Preservação Ambiental Costa dos Corais em azul), do Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (PNMFT), do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), da Zona de Preservação da Vida Marinha (ZPVM) de Tamandaré e a localização dos receptores (buffer 150m).



Fonte: O autor (2024) – adaptado de Silveira *et al.*, 2019 e Lippi *et al.*, 2022

2.2 Coleta de dados

2.2.1 Instalação dos receptores

De dezembro de 2016 a agosto de 2018, foram instalados 17 receptores de monitoramento acústico omnidirecional (VR2W-69kHz, VEMCO) (figura 2), sendo 14 dentro da ZPVM e três fora, colocados próximos à borda norte do polígono, devido à maior concentração de área recifal dentro da ZPVM (figura 1).

Figura 2 - Receptor acústico omnidirecional (VR2W-69kHz, VEMCO) instalado sobre substrato arenoso. Foram utilizadas poitas de cimento para fixação e boias circulares para localização na superfície.



Fonte: Lippi (2021)

De acordo com os testes de alcance realizados, a taxa de detecção mínima de 50% foi obtida para receptores a 150m de distância, tornando essa faixa a diretriz para a instalação do equipamento (Giacalone *et al.*, 2016). Todos os receptores foram instalados no fundo arenoso ao redor da formação recifal para evitar exposição durante marés baixas e foram ancorados em tubos de PVC presos à uma base de concreto para garantir uma posição vertical e evitar arrastos (Lippi *et al.*, 2022). Um receptor foi perdido durante o inverno de 2017 devido às condições severas do mar. O *download* dos dados, verificação das baterias e limpeza de organismos incrustantes ocorreram a cada 1-2 meses.

2.2.2 Marcação dos peixes

De dezembro de 2016 a maio de 2017, 20 indivíduos da espécie *S. axillare* foram capturados exclusivamente dentro da ZPVM (anexo A). A coleta de dados fez parte do estudo de telemetria acústica de Giacalone *et al.* (2016), Lippi (2021) e Lippi *et al.* (2022). A captura dos indivíduos foi realizada com o auxílio de puçá por mergulhadores autônomos durante a noite para minimizar o impacto e coletar apenas as espécies alvo com tamanho ideal, uma vez que essa espécie dorme durante o período noturno facilitando assim a localização, seleção e captura de indivíduos adequados. Os indivíduos coletados foram transportados para o CEPENE, onde foram mantidos em tanques com água do mar de 1.000 L e monitorados por 24h antes do implante dos

transmissores acústicos V9-4L (codificados individualmente, intervalo de 30 a 90 s, vida útil esperada de 476 dias, peso do transmissor de 4,5 g, VEMCO). Antes da cirurgia, os peixes foram transferidos para um tanque menor e anestesiados em uma solução de 0,04 ml l-1 de água do mar e eugenol (Pastor *et al.*, 2009; Lee *et al.*, 2015; Honda *et al.*, 2016; 2017), pesados e medidos. Em seguida, os indivíduos foram colocados em uma cama em formato de 'V', e as escamas foram retiradas da linha média ventral para expor a área de inserção do transmissor. Os transmissores foram limpos com povidona-iodo para prevenir infecções (Abecasis *et al.*, 2009; Ferguson *et al.*, 2013) e, em seguida, inseridos cirurgicamente na cavidade peritoneal através de uma incisão de 1,5–2,0 cm, que foi fechada com 3 pontos de sutura monofilamento absorvível 4/0 (figura 3). Ao final, os peixes foram soltos no mesmo sítio de coleta. Para mais informações sobre instalação dos receptores e marcação dos peixes, ver Lippi *et al.* (2022).

Figura 3 - Representação dos processos utilizados para inserção dos transmissores nos indivíduos da espécie *S. axillare* para monitoramento remoto através da telemetria, sendo a) identificação no ambiente natural; b) pesagem; c) medição do comprimento total; d) anestesia; e) incisão; f) inserção do tag; g) sutura; h) recuperação individual; i) tanque de recuperação.



Fonte: Lippi (2021)

2.3 Análise dos dados

Os dados foram analisados levando em consideração cinco blocos de hora pré-definidos para que fosse possível avaliar as pequenas variações ao longo do período diurno de forma padronizada (tabela 1).

Tabela 1 - Horas do período diurno divididas em cinco blocos, sendo que os blocos B1 e B5 contém 2h cada, enquanto que B2, B3 e B4 contém 3h cada.

Bloco	Intervalo
B1	05:00 - 06:59
B2	07:00 - 09:59
B3	10:00 - 12:59
B4	13:00 - 15:59
B5	16:00 - 18:00

As primeiras 24 horas de detecção foram excluídas para evitar comportamentos alterados no período imediato pós soltura. Todas as análises foram realizadas de forma individual para cada peixe com o intuito de compreender as preferências, fidelidade e distribuição no ambiente recifal nos diferentes blocos de hora do período diurno. Dos 20 peixes marcados, 14 foram levados em consideração para as análises. Quatro indivíduos foram excluídos das análises por apresentarem períodos de detecção inferiores a sete dias ou ausência de movimentação (indicando mortalidade logo após a soltura) (Lippi, *et al.*, 2022). Outros dois indivíduos foram excluídos devido à ausência de detecção em um ou mais blocos de hora.

Para estimativa do uso do espaço individual, foram calculados os centros de atividades (*center of activity* - COAs) em intervalos de 60 minutos (Simpfendorfer *et al.*, 2002). Nesse método, são extraídas as médias ponderadas da quantidade de detecções registradas por cada receptor a partir da latitude e longitude média e fornecidas as posições dos peixes estimadas por hora. Com os valores de COAs, foi possível calcular a área de uso preferencial em km² (*core range*), utilizando a distribuição não-paramétrica de utilização de kernel (KUD 50%). As distribuições de utilização foram estimadas com base em kernels fixos bivariados (Worton, 1989) em uma grade de células de 25 x 25 m e um fator de suavização de largura de banda fixo (h) de 150 m (correspondente à faixa de probabilidade de detecção de 50%). Os valores foram calculados para cada indivíduo, dentro de cada bloco de hora, totalizando 70 valores de *core range* (CRbh = 14 peixes e 5 blocos de hora) e foi utilizada a ferramenta HRT 2.0 no *software* ArcGIS® (Rodgers *et al.*, 2015). O *core range* total (CRt) para cada indivíduo foi calculado a partir da junção de

todos os cinco blocos com as funções *union* e *dissolve* no software ArcGIS®. Essas ferramentas foram utilizadas para impedir que as sobreposições fossem levadas em consideração. A área de vida (*Home Range* – KUD 95%), não foi calculada pois foi considerada uma superestimação da real área de uso da espécie. Sabe-se que o *S. axillare* é fortemente associado ao recife e o uso de área de areia é limitado às proximidades dos recifes (Lippi, 2021). Além disso, o uso do *core range* permite focar em habitats críticos, oferece uma compreensão detalhada dos comportamentos dos peixes e simplifica a análise de dados ao destacar as áreas mais essenciais para sua sobrevivência.

A partir dos valores dos *core ranges* (CRbh), foi possível obter a área de sobreposição (interseção) para cada combinação de blocos de hora (p.ex. sobreposição entre B1 e B2) de um mesmo indivíduo. Os valores foram calculados utilizando a ferramenta *intersect* do ArcGIS®. Um índice de sobreposição ($OI = \text{Overlap Index}$) foi então calculado para cada combinação de blocos de hora utilizando a fórmula $OI_{x,y} = OV_{x,y} / (CR_x + (CR_y - OV_{x,y}))$, onde OV_{xy} (*Overlap Value*) é o valor obtido no cálculo da sobreposição entre os *core ranges* dos blocos de hora *X* e *Y*, CR_x é a área do *core range* do bloco *X* e CR_y é a área do *core range* do bloco *Y* (p.ex. se o $OI_{1,2}$ está sendo calculado para o par “B1-B2”, o CR_1 é o *core range* de B1 e CR_2 refere-se ao *core range* de B2).

Para verificar se houve diferenças significativas no número de detecções, no tamanho do *core range* e no *OI* entre os blocos de hora, foram aplicados testes de ANOVA de medidas repetidas. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados e atendidos. Para todas as variáveis, os resíduos não apresentaram tendência normal de acordo com gráficos Q-Q plot. Para o número de detecções e *OI*, o teste de esfericidade não se mostrou significativo ($p < 0,005$), portanto foi necessária correção de Greenhouse-Geisser. Para o tamanho do *core range*, o teste de esfericidade foi significativo ($p = 0,259$), não sendo necessárias correções. Nos três casos, foram realizadas comparações par a par (*post-hoc* sem correção). O nível de significância considerado foi $p < 0,05$. Todos os testes foram realizados utilizando o software gratuito Jamovi.

3. Resultados

Os resultados dos números de detecção e valores de *core range* (KUD 50%) estão disponíveis na tabela 2. Os números de detecção por bloco de hora (DETbh) variaram entre 3 e 1.849, para o indivíduo SPAAXI #11 (B5) e para o indivíduo SPAAXI #16 (B2), respectivamente. Já os valores totais (DETT) variaram entre 125 e 7.308 para os mesmos peixes. Os tamanhos de

core range por bloco de hora (CRbh) variaram entre 0,042 e 0,175 km², para o indivíduo SPAAXI #16 (B3) e para o indivíduo SPAAXI #04 (B3), respectivamente. Já os valores totais (CRt) variaram entre 0,044 e 0,266 km², para o indivíduo SPAAXI #11 e SPAAXI #04, respectivamente. A maioria dos indivíduos apresentou aumento no número de detecções e dos tamanhos do *core range* em B2, B3 e B4, e menores valores em B1 e B5.

Tabela 2 - Resumo dos dados de *detecções* e *core range* para os indivíduos marcados de *S. axillare* (n = 14) no complexo recifal de Tamandaré. Número de detecções por bloco de hora (N° DETbh); Número de detecções total (N° DETt); Core range por blocos de hora (CRbh, km²); Core range total (CRt, km²). Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

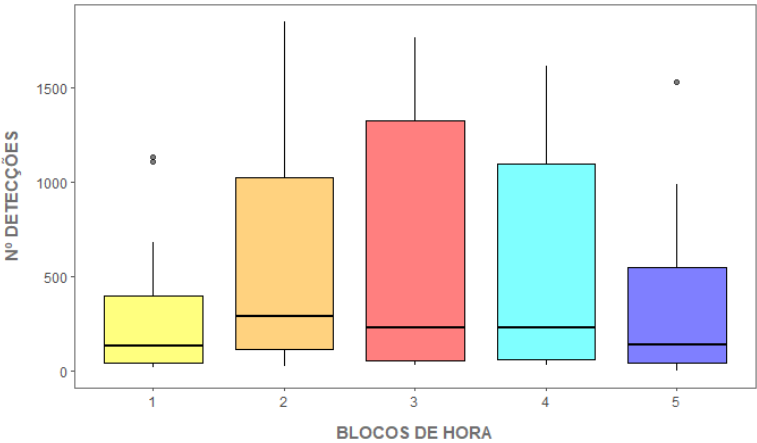
ID peixe	N° DETbh					N° DETt	CRbh (km ²)					CRt (km ²)
	B1	B2	B3	B4	B5		B1	B2	B3	B4	B5	
SPAAXI #01	462	1136	1423	1339	1527	5,887	0.065	0.086	0.066	0.055	0.046	0.093
SPAAXI #03	59	686	1023	671	183	2,622	0.068	0.080	0.079	0.076	0.060	0.110
SPAAXI #04	205	331	214	255	142	1,147	0.069	0.130	0.175	0.134	0.092	0.266
SPAAXI #07	18	106	47	49	108	328	0.055	0.075	0.115	0.086	0.101	0.183
SPAAXI #08	93	243	43	46	12	437	0.050	0.057	0.052	0.084	0.068	0.084
SPAAXI #10	38	89	144	157	27	455	0.067	0.078	0.064	0.082	0.071	0.131
SPAAXI #11	21	25	31	45	3	125	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044	0.044
SPAAXI #13	22	41	28	29	14	134	0.061	0.068	0.065	0.058	0.047	0.090
SPAAXI #15	682	1169	1439	1235	671	5,196	0.045	0.053	0.052	0.052	0.044	0.056
SPAAXI #16	1110	1849	1765	1615	969	7,308	0.045	0.043	0.042	0.046	0.043	0.046
SPAAXI #17	1131	1684	1503	1381	985	6,684	0.049	0.077	0.083	0.065	0.044	0.089
SPAAXI #18	201	459	522	381	172	1,735	0.058	0.065	0.071	0.087	0.054	0.093
SPAAXI #19	161	179	81	85	135	641	0.109	0.088	0.099	0.069	0.047	0.173
SPAAXI #20	104	138	245	198	95	780	0.058	0.070	0.092	0.091	0.049	0.107

Houve diferença significativa no número de detecções entre os blocos de hora (ANOVA_{mr} = [F(1,94; 29,15) = 5,27; p = 0,012]). A comparação par a par (*post-hoc* sem correção) revelou que B1 e B5 diferem de todos os demais blocos (mas não entre si) e B3 difere de B4 (tabela 3). As médias marginais estimadas indicam um padrão crescente do amanhecer ao meio dia, quando os peixes estão no pico da movimentação e aparentemente explorando áreas maiores, com declínio até o final da tarde (figura 4). Isso significa que B1 e B5 apresentaram os menores números de detecção, enquanto que os maiores valores foram registrados em B3.

Tabela 3 - Resultado do *post-hoc* realizado em conjunto com a ANOVA de medidas repetidas para bloco versus número de detecções. A partir da comparação par a par, é possível observar que B1 difere de todos os blocos com exceção de B5 (mas não entre si) e B3 difere de B4. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

Comparação par a par	<i>t</i>	<i>p</i>
B1-B2	-2.965	0.010
B1-B3	-2.457	0.027
B1-B4	-2.251	0.040
B1-B5	-0.426	0.676
B2-B3	-0.482	0.637
B2-B4	1.462	0.164
B2-B5	2.409	0.029
B3-B4	2.480	0.025
B3-B5	2.519	0.024
B4-B5	2.328	0.034

Figura 4 - Boxplot dos números de detecções nos cinco blocos de hora pré-definidos: B1(05:00 – 06:59, em amarelo), B2 (07:00 – 09:59, em laranja), B3 (10:00 – 12:59, em vermelho), B4 (13:00 – 15:59, em azul), B5 (16:00 – 18:00, em roxo). Os pontos representam os outliers.



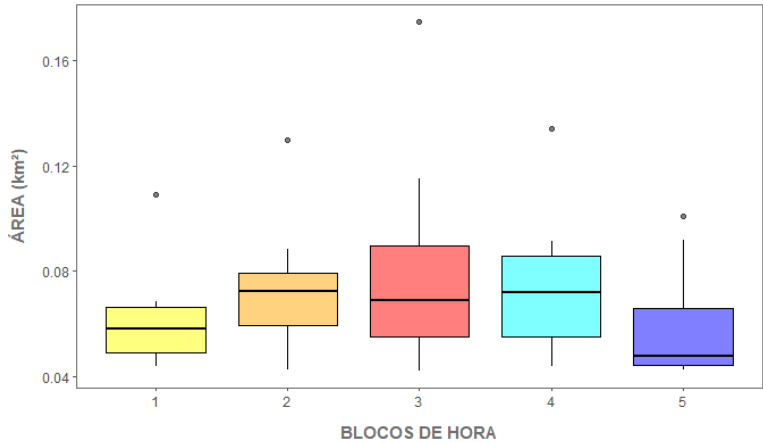
Fonte: O autor (2024)

Houve diferença significativa no tamanho do *core range* entre os blocos de hora (ANOVA_{mr} = [F = 4,31; p = 0,004]). A comparação par a par (*post-hoc* sem correção) revelou que tanto B1 quanto B5 diferem de B2 e B3 (tabela 4). As médias marginais estimadas mostraram uma distribuição em forma de parábola dos valores de *core range* em relação às horas do período diurno (figura 5), o que significa que os menores valores do *core range* em km² foram observados em B1 (0,059 ± 0,016) e B5 (0,055 ± 0,023), e o maior valor observado em B3 (0,078 ± 0,032).

Tabela 4 - Resultado do *post-hoc* realizado em conjunto com a ANOVA de medidas repetidas para bloco versus tamanho de core range. A partir da comparação par a par, é possível observar que tanto B1 quanto B5 diferem de B2 e B3. As células em cinza destacam os resultados significativos. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

Comparação par a par	<i>t</i>	<i>p</i>
B1-B2	-3.213	0.006
B1-B3	-2.550	0.022
B1-B4	-1.198	0.249
B1-B5	0.700	0.495
B2-B3	-0.653	0.524
B2-B4	0.822	0.424
B2-B5	3.138	0.007
B3-B4	1.323	0.206
B3-B5	3.473	0.003
B4-B5	1.752	0.100

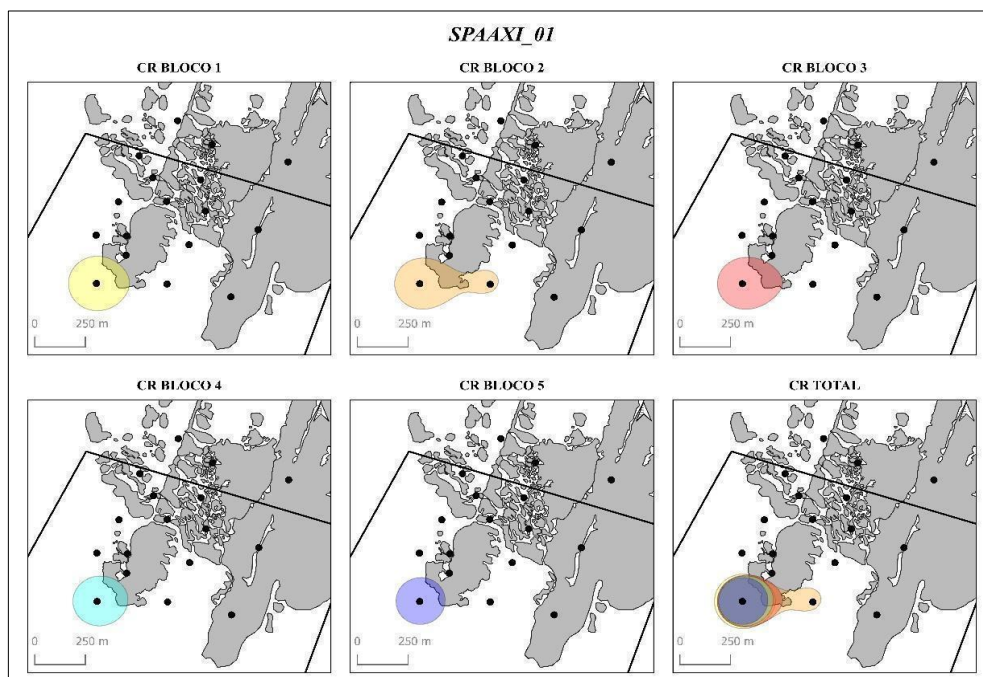
Figura 5 - Boxplot dos valores do core range (km²) nos cinco blocos de hora pré-definidos: B1 (05:00 – 06:59, em amarelo), B2 (07:00 – 09:59, em laranja), B3 (10:00 – 12:59, em vermelho), B4 (13:00 – 15:59, em azul), B5 (16:00 – 18:00, em roxo). Os pontos representam os outliers.



Fonte: O autor (2024)

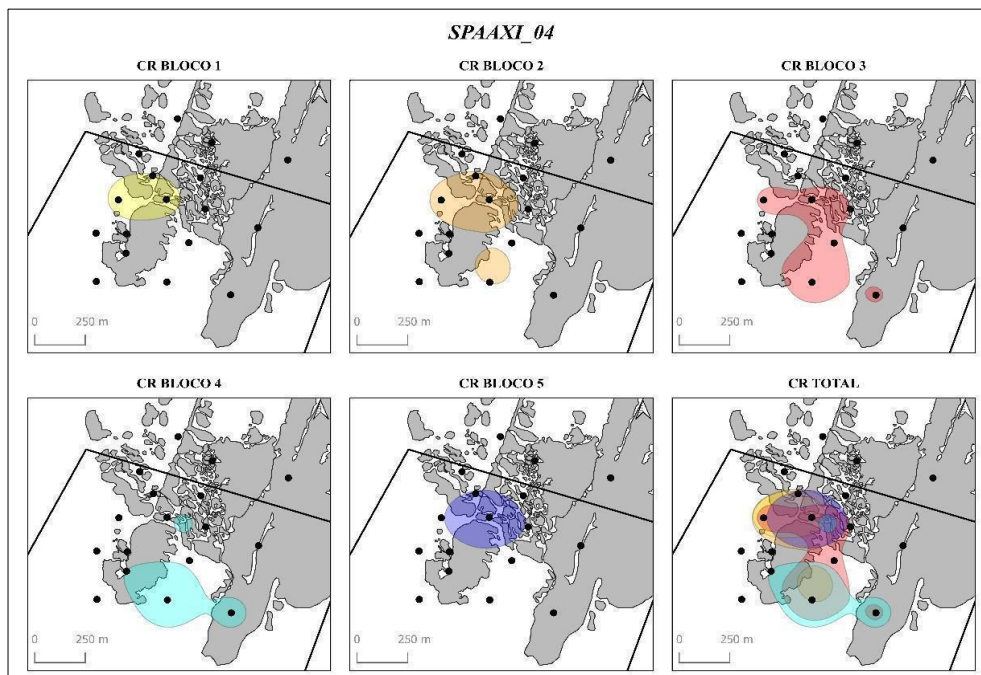
A mesma tendência se manteve, com: o *core range* menor em B1 e B5 em comparação aos blocos de hora centrais (B2, B3 e B4), indicando aumento até o pico no meio do dia com decréscimo subsequente. Nas figuras 6 a 8, é possível ver essa tendência, sendo: SPAAXI #01 com o maior *core range* em B2 (figura 6); SPAAXI #06 com maior *core range* em B3 (figura 7); e SPAAXI #10 com maior *core range* registrado em B4 (figura 8). As figuras com os mapas dos onze indivíduos restantes estão disponíveis no anexo B.

Figura 6 - Core range para SPAAXI #01 nos cinco blocos de hora pré-definidos: B1 (05:00 – 06:59, em amarelo), B2 (07:00 – 09:59, em laranja), B3 (10:00 – 12:59, em vermelho), B4 (13:00 – 15:59, em azul), B5 (16:00 – 18:00, em roxo).O último quadro apresenta a sobreposição de todos os core ranges para o indivíduo.



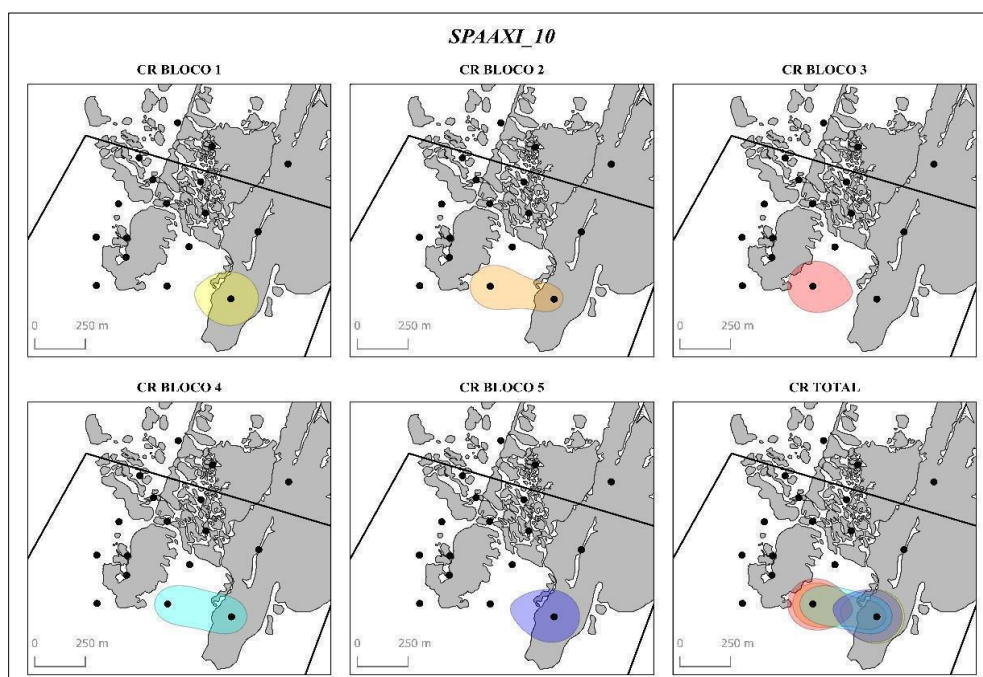
Fonte: O autor (2024) – adaptado de Silveira *et al.*, 2019 e Lippi *et al.*, 2022

Figura 7 - Core range para SPAAXI #04 nos cinco blocos de hora pré-definidos: B1 (05:00 – 06:59, em amarelo), B2 (07:00 – 09:59, em laranja), B3 (10:00 – 12:59, em vermelho), B4 (13:00 – 15:59, em azul), B5 (16:00 – 18:00, em roxo).O último quadro apresenta a sobreposição de todos os core ranges para o indivíduo.



Fonte: O autor (2024) – adaptado de Silveira *et al.*, 2019 e Lippi *et al.*, 2022

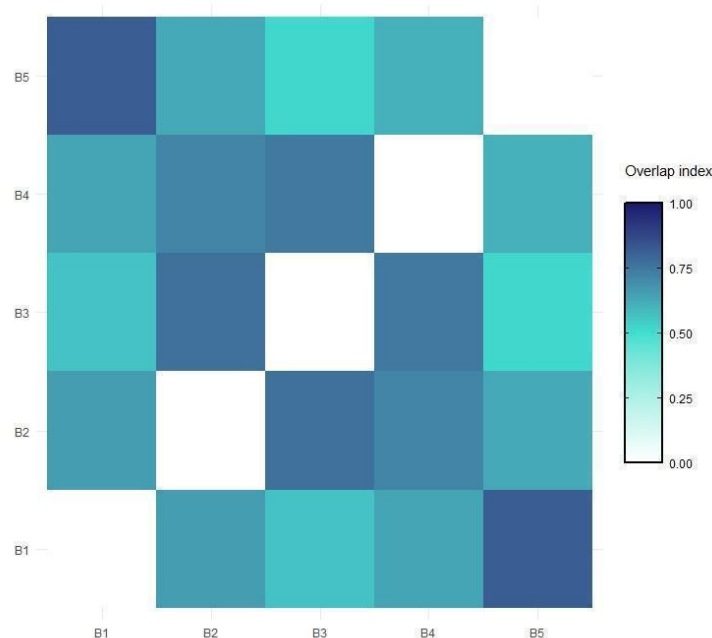
Figura 8 - Core range para SPAAXI #10 nos cinco blocos de hora pré-definidos: B1 (05:00 – 06:59, em amarelo), B2 (07:00 – 09:59, em laranja), B3 (10:00 – 12:59, em vermelho), B4 (13:00 – 15:59, em azul), B5 (16:00 – 18:00, em Roxo). O último quadro apresenta a sobreposição de todos os core ranges para o indivíduo.



Fonte: O autor (2024) – adaptado de Silveira *et al.*, 2019 e Lippi *et al.*, 2022

Houve diferença significativa nos valores dos índices de sobreposição (*OI*) entre os blocos de hora ($\text{ANOVA}_{mr} = [F(3,21; 41,73) = 4,31; p = 0,009]$). Para padronização da nomenclatura e melhor visualização, as combinações dos blocos foram categorizados da seguinte forma: *OI1* – B1-B2; *OI2* – B1-B3; *OI3* – B1-B4; *OI4* – B1-B5; *OI5* – B2-B3; *OI6* – B2-B4; *OI7* – B2-B5; *OI8* – B3-B4; *OI9* – B3-B5; *OI10* – B4-B5. De forma geral, as áreas de *core range* se sobrepuseram em todos os blocos. Os valores mais altos de *OI* foram observados entre B1 e B5 (*OI4*). Já os mais baixos, entre B3 e B5 (*OI9*) e B1 e B3 (*OI2*). *OI5* e *OI8* apresentaram valores médios (figura 9). A tabela com todos os valores dos respectivos índices de sobreposição dos blocos encontra-se no anexo C. A comparação par a par (*post-hoc* sem correção) revelou que *OI4* difere de todas as outras combinações com exceção de *OI1* e *OI8*. Para consulta de outras combinações, a tabela completa das comparações par a par se encontra no anexo D.

Figura 9 - Matriz dos valores médios do índice de sobreposição (Overlap Index) entre os core ranges dos diferentes blocos de horas (B1 a B5). Os tons mais escuros indicam uma maior sobreposição das áreas utilizadas entre diferentes horários. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).



Fonte: O autor (2024)

4. Discussão

Os dados de telemetria acústica apresentaram uma movimentação clara dos peixes no que diz respeito às horas do período diurno. Em média, o maior número de detecções e maior área de *core range* foram registrados entre 10:00 e 13:00 horas (B3). De modo contrário, os peixes foram menos detectados e ocuparam *core ranges* menores durante o início da manhã (B1) e final de tarde (B5). Ao mesmo tempo, os índices de sobreposição (*Overlap Index - OI*) se mostraram mais altos entre os períodos do amanhecer e entardecer (B1 com B5) e mais baixos entre o meio do dia e os períodos de amanhecer e entardecer (B3 com B1 e B3 com B5). Esses resultados sugerem que, no meio do dia, os peixes-papagaios estão no pico da movimentação e exploram áreas maiores que nos outros horários e, durante o amanhecer e entardecer, o inverso. Um padrão semelhante foi observado por La Mesa *et al.* (2012), onde quatro peixes-papagaio apresentaram um claro padrão diário de atividades, com um número significativamente menor durante o período noturno. O padrão de movimento de peixes papagaios pode ser relacionado a diversos fatores ambientais, biológicos e ecológicos (Bosiger & McCormick, 2014; Bonaldo, *et al.*, 2014;

Abesamis & Russ, 2005). No caso do bobó (*S. axillare*), aparentemente esteve associada aos seguintes aspectos: (1) fidelidade aos sítios de descanso e chegada aos abrigos noturnos (2) valor nutricional das algas e estratégias de forrageamento; (3) interações inter- e intraespecíficas.

Os resultados encontrados neste estudo para *S. axillare* corroboram com resultados de estudos anteriores para a família que reportam que, peixes-papagaio, são fieis aos sítios de descanso (Lippi *et al.*, 2022; Pickholtz, *et al.*, 2022). Lippi (2021) observou em seu estudo que sete indivíduos de *S. axillare* tiveram pouca (ou nenhuma) detecção noturna e diversos estudos observaram uma relação positiva para peixes papagaio entre baixa detecção de sinal e comportamento de abrigo durante período noturno (Ogden & Buckman, 1973; Sadovy *et al.*, 2003). Sabe-se que o alcance de detecção dos receptores e a propagação do sinal são afetados devido à complexidade estrutural e disponibilidade de locas/abrigos dos recifes de coral (Welsh & Bellwood, 2012; Selby *et al.*, 2016). Sendo assim, a baixa quantidade de detecção durante a amanhecer e entardecer pode estar relacionada a diminuição da atividade, com posterior permanência nos locais de descanso durante esse período e, conseqüentemente, a diminuição da captação de sinal pelo receptor. Estudos com espécies de peixes papagaios do Pacífico (*Chlorurus microrhinos* e *Scarus ovifrons*), revelaram que o movimento desses animais está relacionado a buscas por abrigo no crepúsculo (Davis *et al.*, 2017b; Gomi *et al.*, 2021). Esses peixes migravam para os locais de refúgio noturno exatamente ao pôr do sol. Nosso trabalho não incluiu detecções noturnas, visto que o objetivo principal foi trabalhar com alterações no comportamento e distribuição de herbívoros nômades apenas durante o período diurno. Porém, durante os mergulhos realizados ao nascer do sol e ao pôr do sol, foi observado o mesmo comportamento em indivíduos de *S. axillare*. Ao nascer do sol era possível vê-los saindo das tocas e, ao pôr do sol, buscando abrigos. Além disso, os dados de abundância também corroborando com essa afirmação, uma vez que se mostraram mais baixos nesses períodos (ver capítulo dois). Davis *et al.* (2017b) também observou que os indivíduos de *C. microrhinos* realizavam excursões rotineiras provavelmente relacionadas a eventos de desova, que poderia também estar influenciando o padrão de movimento desses indivíduos. Essas excursões foram bem previstas pelo ciclo das marés. No nosso caso, analisar como a variação da maré influencia no uso do espaço de *S. axillare*, se tornou inviável. O ambiente em que os receptores se encontram é extremamente raso e a quantidade de material particulado durante a maré alta é muito grande. De acordo com testes realizados por Giacalone *et al.* (2016), o nível da maré teve efeito negativo na probabilidade de detecção, ou seja, a quantidade de detecções nos diferentes níveis de maré não necessariamente

reflete a real atividade do peixe.

Em um estudo realizado na Grande Barreira de Corais (AUS), duas espécies de rodófitas e algas *turf* apresentaram um padrão diário na variação do valor nutricional (Zemke-White *et al.*, 2002). Havia um aumento durante o dia até atingir seu pico no meio do dia e se mantinha estável durante o período da tarde, com declínio acelerado no entardecer. Esse padrão de produção de nutrientes se correlacionou com o padrão alimentar diário em muitas espécies de peixes herbívoros marinhos, com o aumento da taxa de alimentação até o final da manhã, a constância ao longo do período diurno e um declínio no final da tarde (Polunin & Klumpp, 1989; Choat & Clements, 1993; Bruggemann *et al.*, 1994; Ferreira *et al.*, 1998; Zemke-White *et al.*, 2002; Bonaldo *et al.*, 2006 e Moreira, 2012). Estudos mais antigos explicam esse padrão com a hipótese de que o forrageamento temporal de peixes herbívoros é adaptável à variação diurna na palatabilidade e valor nutricional das algas (Taborsky & Limberger, 1980; Polunin & Klumpp, 1989; e Letourneur *et al.*, 1997). Apesar de Pickholtz, *et al.* (2022) afirmar que não se pode igualar altos níveis de atividade à forrageamento, é possível que, mediante aos resultados apresentados nesse estudo, o pico da movimentação dos *S. axillare* em B3 (meio do dia) esteja atrelado a questões de forrageamento em pequena escala (ver capítulo dois).

Em um estudo realizado no Golfo de Aqaba (oc. Índico), os peixes papagaios mantiveram seus respectivos padrões de uso de espaço independentemente de uma floração de macroalgas ocorrendo na parte mais rasa do recife. Pickholtz *et al.* (2022) concluiu que isso poderia ser um indicativo de que esses animais não rastreiam ativamente a abundância de algas em larga escala no recife, embora façam isso em pequena escala (local). Outros estudos apresentaram forte relação entre distribuição (Moreira, 2012) e consumo (Bonaldo *et al.*, 2006) dos *S. axillare* com disponibilidade de recurso. Um conceito conhecido como “distribuição ideal livre” diz que, em condições ideais, espera-se que os animais se distribuam pelos diferentes habitats de forma proporcional à quantidade de alimento disponível (Fretwell & Lucas, 1970; Fretwell, 1972). Entretanto, de acordo com Tootell & Steele (2016), vários fatores além da distribuição de recursos podem influenciar as decisões de forrageamento dos animais, tornando esse conceito ultrapassado. No presente estudo, a disponibilidade de recursos do recife não foi avaliada, porém, é possível que haja uma forte relação entre consumo e substrato disponível. Dessa forma, não seriam necessárias grandes excursões para alimentação e a permanência deles naquele local pode estar relacionada às preferências da espécie (ver capítulo 2). Entretanto, já foram observadas estratégias alimentares oportunistas e generalistas pelos *S. axillare* nos recifes de Tamandaré, tais como:

consumo de fragmentos de algas flutuantes na coluna d'água, de resíduos do forrageamento de outros peixes herbívoros e de fezes de outros peixes (observação pessoal). Então, o motivo da seleção do sítio dentro do recife pelos *S. axillare* pode estar associado também à outras questões além da seletividade alimentar, tais como: disponibilidade de abrigos noturnos, topografia do recife e/ou complexidade do habitat (Welsh & Bellwood, 2012; Howard *et al.*, 2013; Lippi *et al.*, 2022; Pickholtz *et al.*, 2022).

Além disso, o uso do espaço por peixes-papagaio, inclusive *S. axillare*, podem estar também associado a comportamentos reprodutivos e interações sociais (Afonso *et al.*, 2008a; Davis *et al.*, 2017b). Não foi possível averiguar comportamentos reprodutivos nesse estudo, entretanto, interações agonísticas com as espécies *Stegastes fuscus* e *Stegastes variabilis* foram documentadas. Foi observado que essas duas espécies influenciam significativamente no forrageamento dos *S. axillare* (ver capítulo dois), mesmo que não haja diferença entre os blocos de horários. Esse resultado corrobora com Jones (2005), que afirma que a maioria das espécies da família Pomacentridae são herbívoros territoriais que afugentam agressivamente outros peixes.

Diversos estudos relatam a importância de Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) para recuperação de espécies ameaçadas (Ferreira & Maida, 2007; Afonso *et al.*, 2011; Garcia *et al.*, 2014) e exportação de adultos para recuperação de estoques pesqueiros através do transbordamento (*spillover*) (Edgar *et al.*, 2014). Além disso, é sugerido que o comportamento dos peixes pode se moldar à pesca e, conseqüentemente, a certas medidas de gestão pesqueira (Thorbjørnsen *et al.*, 2021). Green *et al.*, (2015) afirma que a eficácia da AMP para as populações de peixes está diretamente ligada ao movimento da espécie a ser protegida, sendo de suma importância estudos que abordem essa temática. As áreas de *core range* calculadas por bloco de horas e de forma isolada para cada indivíduo evidenciam essa importância, onde todos os 14 indivíduos dependiam da AMP para alguma atividade fisiológica. Para o peixe de nº 19, por exemplo, é provável que seu local de descanso se localizava fora do limite de proteção, porém, suas atividades diárias dependiam da AMP (anexo B).

Os resultados obtidos nesse estudo revelaram uma forte ligação entre a movimentação de peixes papagaios da espécie *S. axillare* e as horas do período diurno. Aparentemente, o uso do espaço por esses indivíduos é moldado por variações físicas, químicas, sociais e ambientais ocasionadas pela oscilação de luz na coluna d'água ao longo do dia. Nossa pesquisa foi capaz de mapear a movimentação diurna de uma espécie Vulnerável (VU – IUCN), altamente pescada na Baía de Tamandaré (Silveira, 2018). Compreender padrões de movimentação de peixes

herbívoros nômades fornece subsídios para proteção do habitat natural dessas espécies (muitas vezes ameaçadas), além de gerar subsídios para tomadas de decisão em relação ao manejo de recursos pesqueiros e áreas protegidas. De acordo com Kraft *et al.* (2023), não existe um estimador de uso do espaço perfeito e por isso, outras metodologias devem ser utilizadas em conjunto com a telemetria acústica para confrontar/corroborar os padrões de movimento observados. Por esse motivo, ainda são necessários estudos para compreender as estratégias e motivações do uso do espaço por indivíduos de *S. axillare*, assim como de outros peixes herbívoros. No próximo capítulo desta dissertação, a observação direta através de mergulho é empregada para ampliar o conhecimento sobre a ecologia da espécie.

CAPÍTULO 2

VARIAÇÕES DIURNAS NA HERBIVORIA E ABUNDÂNCIA DE UM PEIXE PAPAGAIO DO ATLÂNTICO SUL

1. Introdução

A herbivoria desempenha um papel crucial em recifes de coral, influenciando diretamente na produtividade (McNaughton *et al.*, 1997), distribuição (Adler *et al.*, 2001), diversidade (Huntly, 1991) e abundância (Mumby & Steneck 2008; Russ *et al.*, 2015) das comunidades de algas, prevenindo o domínio desses grupos em detrimento dos corais e garantindo o equilíbrio do ecossistema (McClanahan & Shafir 1990; Estes *et al.*, 2011). A ação de peixes herbívoros ajuda a configurar a estrutura dos recifes ao longo do tempo, moldando processos de competição entre corais e algas (Sandin & McNamara 2012; Eynaud *et al.*, 2016) e provocando mudanças de fases nesses importantes ecossistemas (Schmitz *et al.*, 2000).

O bobó ou budião-cinza (*Sparisoma axillare*) (Steindachner, 1878), é uma espécie endêmica do Atlântico Sul Ocidental (Moura *et al.*, 2001) e de grande importância para a pesca de pequena escala. Seu status é atualmente considerado vulnerável e sua pesca regulada por um plano de recuperação (Queiroz-Véras *et al.*, 2023). O comportamento diário de peixes recifais pode ser impactado por fatores naturais e antrópicos, sendo a variação de luz na coluna d'água um fator importante (Helfman, 1986; Halpern *et al.*, 2008; Catano *et al.*, 2014; Leal *et al.*, 2015). A luz no oceano modifica suas propriedades, influenciando processos fisiológicos e bioquímicos dos organismos (McFarland, 1986). Estudos indicam que pequenas mudanças na luminosidade afetam o sucesso de forrageamento, risco de predação, defesa territorial, formação de cardumes e palatabilidade das algas (Taborsky & Limberger, 1980; Reebs, 2002). Esses fatores provavelmente regulam os padrões de comportamento e atividades diárias das espécies recifais (McFarland, 1986; Castro & Caballero, 2004; Rickel & Genin, 2005).

Assim como muitas outras espécies de peixes recifais, os peixes-papagaios exibem padrões de movimentação diários (Pittman *et al.*, 2014), o que nos permite obter uma compreensão mais ampla acerca de alguns parâmetros ecológicos da espécie. Porém, muitos são os fatores que influenciam na distribuição e movimentação desses animais, incluindo composição bentônica (Tootell & Steele 2016, Carlson *et al.* 2017), qualidade e disponibilidade de recursos (Francini-filho *et al.*, 2008, 2010; Moreira, 2012), competição (Mumby & Wabnitz 2002, Francini-Filho *et al.*, 2008, Nash *et al.* 2012, Davis *et al.* 2017a) e risco de predação (Willis *et al.*, 2006; Madin *et al.* 2010; Catano *et al.*, 2017; Davis *et al.*, 2017b). Por isso, estudos que buscam entender as principais forças que influenciam na utilização do espaço por esses peixes são essenciais para desvendar os padrões diários de movimentação e distribuição e suas implicações para a resiliência dos recifes de coral, contribuindo para a preservação e manutenção da biodiversidade desses ecossistemas.

Neste capítulo, a variação diurna no comportamento alimentar e na abundância de *S. axillare* foi avaliada, com foco nos padrões de herbivoria e nas interações com outros herbívoros recifais. Os resultados obtidos buscam esclarecer como esses padrões variam em resposta a fatores nutricionais, ambientais e sociais, além de destacar a importância ecológica da espécie na manutenção da saúde dos recifes de coral. As informações apresentadas são fundamentais para aprimorar o conhecimento sobre o comportamento alimentar de espécies herbívoras e suas contribuições para a resiliência dos ecossistemas recifais. Esses dados poderão subsidiar estratégias de manejo e conservação que considerem as dinâmicas diurnas e interações tróficas essenciais para a preservação dos recifes frente às ameaças ambientais atuais e futuras.

2. Metodologia

2.1 Área de estudo

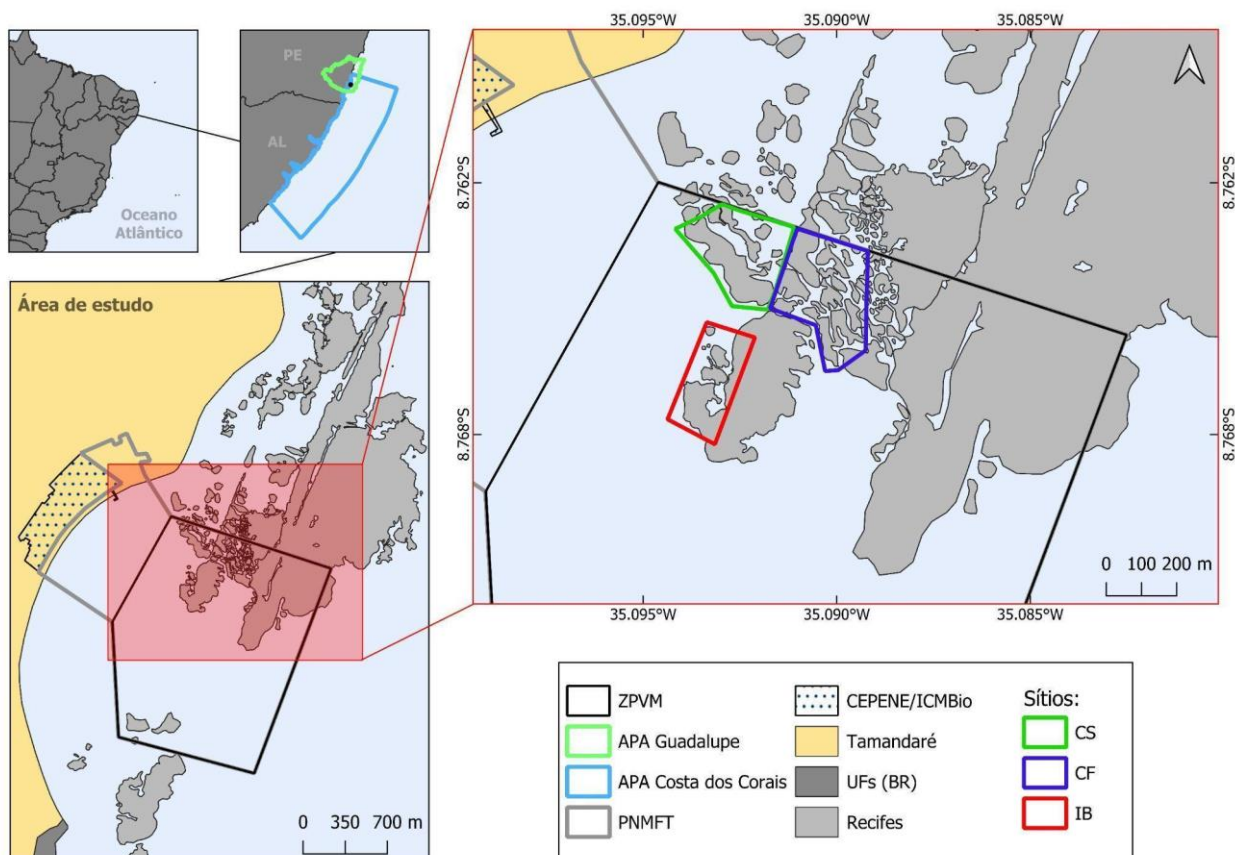
O complexo recifal de Tamandaré está localizado no litoral sul de Pernambuco, a aproximadamente 114 km da cidade do Recife. O clima da região é classificado como tropical úmido e as precipitações anuais médias mais altas e baixas ocorrem, respectivamente, nos meses de julho e dezembro (Pinheiro, 2006). A temperatura da água do mar varia de 24°C a 30,5°C e a visibilidade varia de um metro a 20 metros, a depender da estação, precipitação, regime de ventos e correntes (Maida & Ferreira, 1997). O regime de marés da região é do tipo mesomaré, com amplitudes em torno de dois metros e que interfere bastante na dinâmica costeira (Araújo, 2003). Está distribuído em três linhas paralelas à costa, assemelhando-se aos recifes de franja e crescem isolados, em profundidade de 1 a 8 m. Formam estruturas grandes com sistema interconectado de cavernas, zonas de sombra e inúmeras locas que são utilizadas como abrigos (Ferreira & Maida, 2006). Algumas áreas do recife ficam com o topo exposto durante a maré baixa e formam piscinas, com zonas abrigadas da ação das ondas e correntes no *backreef*. É margeado por sedimento arenoso e cascalho, com algumas áreas ocorrendo manchas de angiospermas marinhas e macroalgas, como do gênero *Sargassum*, *Caulerpa*, *Padina*, *Dictyota*, *Dictyopteris*, entre outros (Maida & Ferreira, 1997). A região abriga diversas espécies importantes de peixes recifais, como das famílias Scaridae, Labridae, Acanthuridae, Chaetodontidae e Mulidae.

Os recifes estão inseridos em um mosaico de três unidades de conservação costeiro-marinhas: Área de Proteção Ambiental de Guadalupe (APA), Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (PNMFT) e APA Costa dos Corais (APACC), sendo essa última, estritamente marinha. A APACC foi criada em 1997, sendo a primeira a proteger os recifes costeiros e é a maior

unidade de conservação federal marinha costeira do Brasil, com mais de 400 mil hectares e 120 km de praias, estuários e manguezais (ICMBio, 2021). Estende-se do município de Maceió (AL) até o município de Tamandaré (PE), totalizando 13 municípios. Dentro da APACC, zonas foram estabelecidas “com o propósito de proporcionar os meios e as condições para que todos os objetivos da unidade possam ser alcançados de forma harmônica e eficaz” (ICMBio, 2021). A área de exclusão à pesca possui uma área de 266,28 hectares e está localizada em frente ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE) (figura 1).

Foram selecionados três sítios dentro da Zona de Proteção da Vida Marinha (ZPVM) de Tamandaré, em zonas que coincidem com a área de estudo da telemetria (ver capítulo 1). Os sítios são conhecidos como: Cabeço do Sapé, Coruba Funda e Ilha da Barra, e estão representados na figura 1.

Figura 1 - Representação da área de estudo com as delimitações das Unidades de Conservação (Área de Preservação Ambiental de Guadalupe em verde e Área de Preservação Ambiental Costa dos Corais em azul), do Parque Natural Municipal do Forte de Tamandaré (PNMFT), do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Nordeste (CEPENE), da Zona de Preservação da Vida Marinha (ZPVM) de Tamandaré e a localização dos sítios, sendo vermelho = Ilha da Barra (IB), verde = Cabeço do Sapé (CS), azul = Coruba Funda (CF).



Fonte: O autor (2024). Adaptado de Silveira *et al.* (2019) e Lippi *et al.* (2022).

2.2 Coleta de dados

Todos os dados foram coletados respeitando os limites dos cinco blocos de hora utilizados para analisar os dados de telemetria acústica e os intervalos referentes a cada bloco estão novamente disponíveis na tabela 1. O número de indivíduos filmados (Nº IF), tempo de vídeo (Tv) e número de transectos (Nº T) em cada bloco de hora também estão disponíveis na tabela 1.

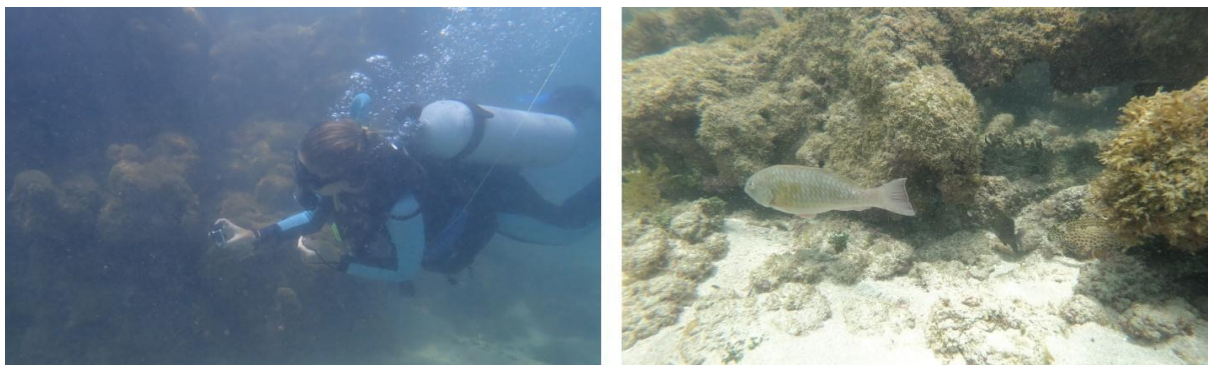
Tabela 1 - Resumo dos dados de herbivoria e abundância coletados em cada bloco de hora, sendo: Nº IF = Número de Indivíduos Filmados; Tv = Tempo de vídeo em hora, minutos e segundos (h/m/s); Nº T = Números de Transectos. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

Bloco	Intervalo	Nº IF	Tv (h/m/s)	Nº T
B1	05:00 - 06:59	9	00:48:24	10
B2	07:00 - 09:59	9	01:04:24	19
B3	10:00 - 12:59	11	01:14:04	17
B4	13:00 - 15:59	12	01:13:59	20
B5	16:00 - 18:00	14	01:31:01	24

2.2.1 Herbivoria

Todos os dados de herbivoria foram coletados utilizando o método adaptado da amostragem focal do animal, onde o observador acompanha a natação de diferentes indivíduos por um período previamente determinado, bem como seu comportamento (Altmann, 1974) (figura 2). Para esse estudo, foram coletados vídeos de 4 a 8 minutos do comportamento de indivíduos de *S. axillare* utilizando câmera GoPro 10. Para redução do impacto, todos os vídeos foram captados com uma distância mínima de 5 metros entre o observador e o peixe (Pereira *et al.*, 2016). Todos os indivíduos foram acompanhados por dois minutos antes de iniciar o vídeo, com o intuito de diminuir os impactos no comportamento causados pelo observador. O tamanho dos peixes foi selecionado por estimativa visual de acordo com o estudo da telemetria, que variou entre 20 e 35 cm. Ao todo, foram realizadas 18 saídas no período do verão dos anos de 2022, 2023 e 2024. Foi captado um vídeo por indivíduo, totalizando 57 vídeos (5 horas e 52 minutos) (tabela 1).

Figura 2 - Processo para coleta de dados de herbivoria. À esquerda, mergulhadora captando vídeo de um indivíduo de *S. axillare* e à direita, screenshot de um dos vídeos coletados. Na imagem, é possível ver o animal nadando livremente.

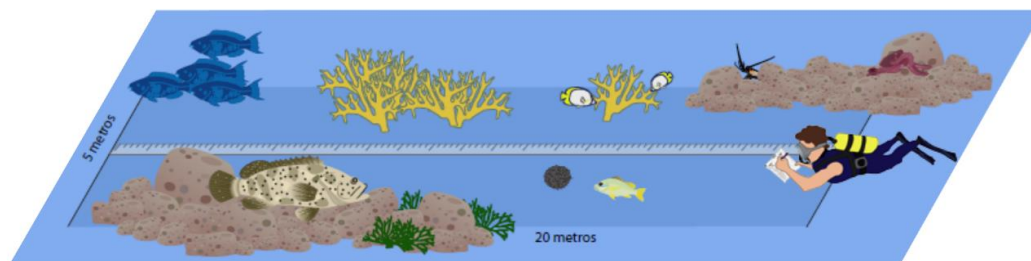


Fonte: esquerda - Thales Jean Vidal; direita - Luiza Gomes (2024)

2.2.2 Abundância

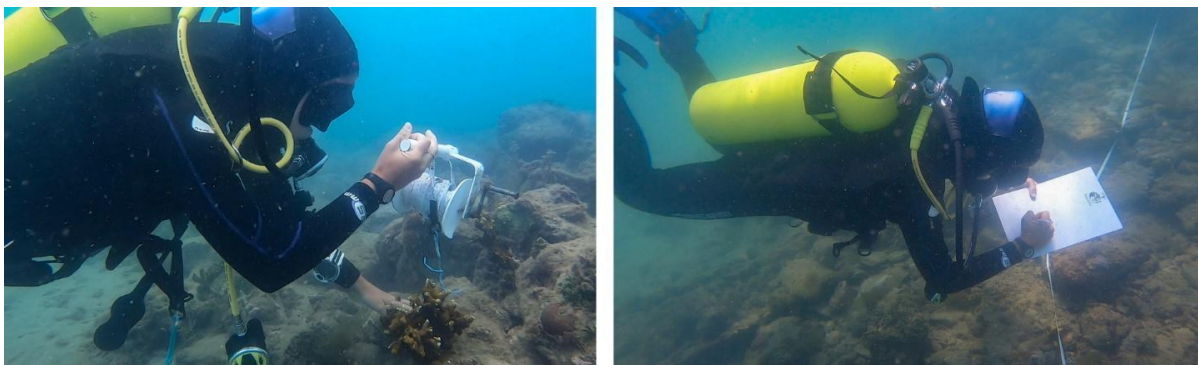
Os dados de abundância foram coletados utilizando a metodologia adaptada de censo visual do protocolo Reef Check Brasil. De acordo com o Manual de Monitoramento Reef Check Brasil (2018), nessa metodologia são utilizados quatro transectos de faixa de 20m de comprimento por 5m de largura (2,5m para cada lado), totalizando 100m² de área e 400m² por sítio. Os transectos de faixa são dispostos sobre a zona principal de crescimento de corais, que são, na maioria dos casos, na crista do recife. O observador, utilizando equipamento de mergulho autônomo, nada vagarosamente por esse percurso anotando, a nível de espécie, a quantidade e o tamanho dos peixes à sua frente (figuras 3 e 4). Para esse estudo, foram utilizados cinco transectos. Foram realizadas 17 saídas no período de verão dos anos de 2022, 2023 e 2024, totalizando 90 transectos (tabela 1).

Figura 3 - Ilustração do transecto de faixa de acordo com a metodologia utilizada para censo de peixes do protocolo Reef Check Brasil. O transecto contém 20m de comprimento por 5m de largura (2,5m para cada lado) e o mergulhador anota todas as espécies de peixes observadas dentro do perímetro.



Fonte: Manual de Monitoramento Reef Check Brasil (2018)

Figura 4 - Processo para coleta de dados de abundância de peixes. À esquerda, mergulhadora posicionando as trenas ao longo da borda recifal e à direita, realizando o censo de peixes sob o recife.



Fonte: Deusdélia Andrade (2024)

2.3 Análise dos dados

2.3.1 Herbivoria

Os vídeos foram analisados a uma velocidade de 0,25x para que fosse possível acompanhar todos os movimentos do animal. Foram levados em consideração três observações principais: taxa de mordida (mordidas/minuto), tipo de substrato consumido (itens alimentares preferenciais) e relações antagonistas com indivíduos do gênero *Stegastes*, levando em consideração apenas os ataques aos *Sparisoma axillare*.

Para verificar se houve diferença significativa na taxa de mordida entre os blocos de hora, uma ANOVA de uma via foi aplicada. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados e atendidos. A distribuição dos dados mostrou normal ($p > 0,05$), assim como os resíduos de acordo com o gráfico Q-Q plot. Para verificar se houve diferença significativa na taxa de mordida entre as categorias de substratos nos diferentes blocos de hora, foram aplicados quatro testes Kruskal-Wallis, referentes aos quatro substratos preferenciais da espécie. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados. A distribuição dos dados ($p < 0,05$), assim como a distribuição dos resíduos não se mostraram normais. Comparações par a par (*post-hoc* sem correção) foram realizadas para as variáveis significativas. Todos os testes foram realizados utilizando o *software* gratuito Jamovi.

Para avaliar se o fator “interação com *Stegastes* spp.” influenciava nas taxas de mordida ao longo do período diurno, um teste ANCOVA foi utilizado. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados e atendidos. Não há efeito do bloco sobre a covariável ($p > 0,05$) e há homogeneidade nos parâmetros de regressão ($p > 0,05$). Além disso, as mesmas variáveis (“interação

com *Stegastes* spp.” e “taxa de mordida”) foram submetidas a cinco testes de correlação, referentes aos cinco blocos de hora. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados. Para B1, B3 e B4, os dados se mostraram normais ($p > 0,05$) mas não homocedásticos. Para B2, os dados se mostraram não normais ($p < 0,05$) mas homocedásticos. E para B5, os dados se mostraram não normais ($p < 0,05$) e não homocedásticos. Por isso e pelo baixo número amostral, o método não paramétrico tau-b de Kendall (τ) foi o que melhor representou o conjunto de dados.

2.3.2 Abundância

Devido a diferença de esforço amostral em cada bloco de hora, médias de indivíduos por transecto foram obtidas para padronização e todas as análises foram realizadas com esses valores médios.

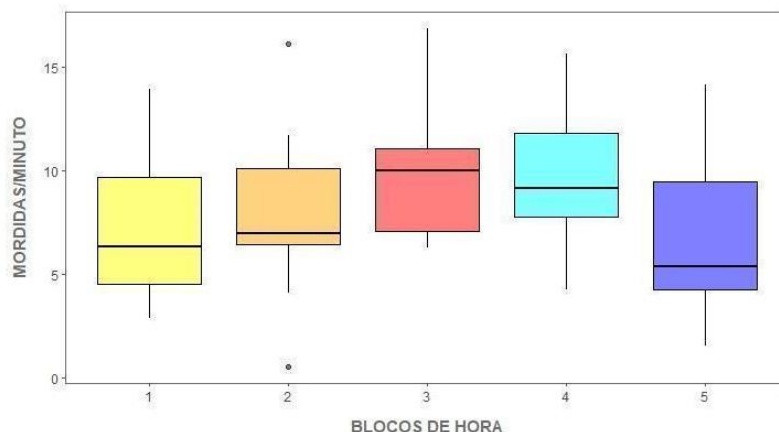
Para verificar se houve diferença significativa na abundância entre os blocos de hora foi aplicado um teste de Kruskal-Wallis. Primeiramente, os pressupostos dos testes foram testados. A distribuição dos dados ($p < 0,05$), assim como a distribuição dos resíduos não se mostraram normais. Para compreensão da abundância dos indivíduos de *S. axillare* por tamanho corporal entre os blocos de hora, os peixes foram divididos em duas categorias, as mesmas utilizadas pelo protocolo Reef Check Brasil: < 20 e ≥ 20 cm. Entretanto, apenas a categoria ≥ 20 cm foi levada em consideração, uma vez que apenas os peixes dessa categoria foram contemplados nos estudos de telemetria e herbivoria desse mesmo trabalho. Devido à não normalidade dos dados ($p < 0,05$) nem dos resíduos, um teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para verificar a influência do bloco de hora sobre a abundância desses animais de acordo com seus tamanhos corporais. Todos os testes foram realizados utilizando o *software* gratuito Jamovi.

3. Resultados

3.1 Herbivoria

Não houve diferença significativa na taxa de mordida entre os blocos de hora (ANOVA = $[F=1,62 ; p=0,184]$). Porém, é possível observar variações na taxa de mordida ao longo do período amostrado (figura 5). Nota-se que os valores tenderam a ser maiores nos blocos no meio do dia e menores na alvorada e ao entardecer.

Figura 5 - Boxplot dos valores de taxa de mordida em relação aos cinco blocos que dividem as horas do período diurno com luz (ou seja, entre 5 da manhã e 6 da tarde). As cores representam os cinco blocos: amarelo – bloco 1 (05:00 – 06:59), laranja – bloco 2 (07:00 – 09:59), vermelho – bloco 3 (10:00 – 12:59), azul claro – bloco 4 (13:00 – 15:59), roxo – bloco 5 (16:00 – 18:00).



Fonte: O autor (2024)

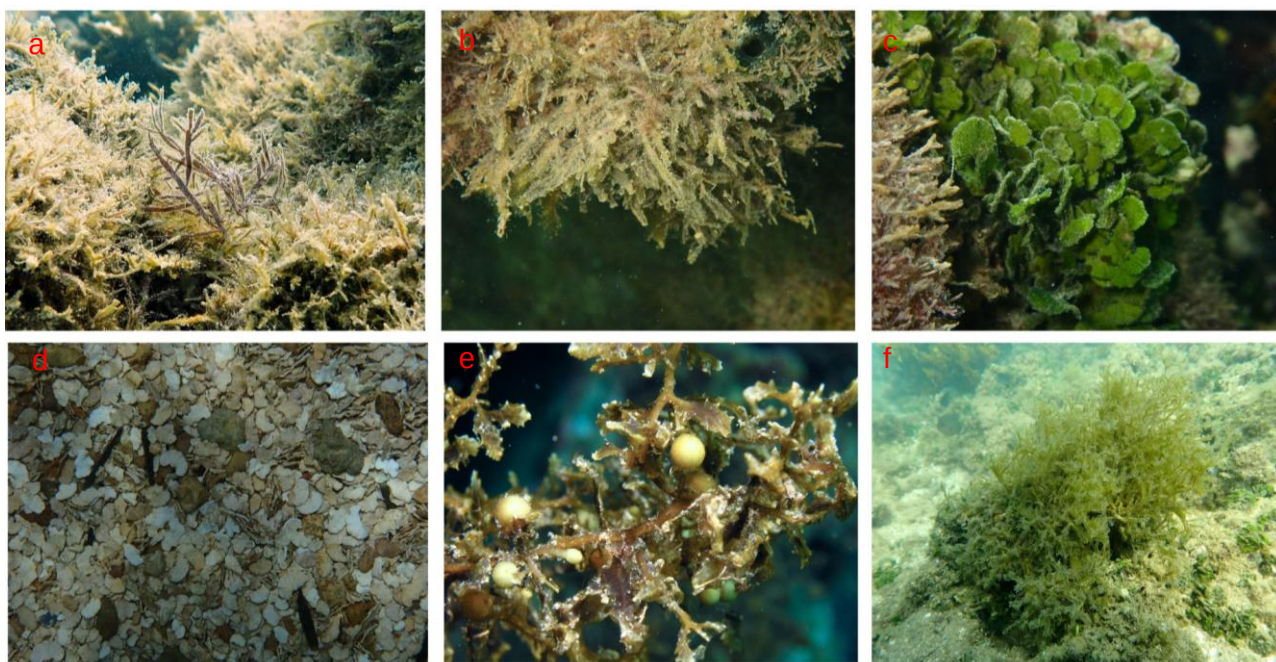
Não houve diferença na taxa de mordida entre os blocos de hora mesmo após o controle para o efeito da “interação com *Stegastes* spp.” (ANCOVA = $[F(4,49) = 1,55; p=0,202]$). Porém, houve um efeito significativo da covariável na taxa de mordida (ANCOVA = $[F(1,49) = 6,42; p=0,0015]$). As correlações de tau-b de Kendall aplicadas aos cinco blocos de horas mostraram que há correlação negativa e moderada entre taxa de mordida e interação com *Stegastes* spp, com exceção de B2. Os resultados das correlações de tau-b de Kendall estão disponíveis na tabela 5.

Tabela 5 - Resultados dos testes de correlação de tau-b de Kendall para os cinco blocos de hora. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

bloco	τ	p
B1	-0.556	0.037
B2	-0.444	0.095
B3	-0.600	0.010
B4	-0.606	0.006
B5	-0.626	0.002

Em relação aos itens alimentares preferenciais da espécie, foi possível observar cinco categorias, divididas, nesse estudo, da seguinte forma: *Turf* (tapete multiespecífico dominado por algas calcárias articuladas + algas folhosas e corticadas) – TURF, algas variadas cobertas de areia/detrimento – AR, algas calcárias articuladas do gênero *Halimeda* spp – HAL e algas pardas (*Sargassum* spp, *Dictyopteris* spp e *Dictyota* spp) – AP (figura 6).

Figura 6 – Fotografias dos quatro itens alimentares preferenciais dos *S. axillare* observados, sendo: a) composto de algas calcárias articuladas e mix de algas corticadas e folhosas - TURF; b) TURF; c) Algas do gênero *Halimeda* spp. - HAL; d) Areia e detritos - AR; e) Algas pardas (*Sargassum* spp.) - AP; f) Algas pardas (Dictyotales) - AP.



Fonte: a,b,c,d,f – Ágatha Naiara Ninow; e – Leo Francini (2024)

A porcentagem da taxa de mordida ao longo do período em cada categoria de substrato estão disponíveis na tabela 2 e figura 7. De forma geral, as categorias mais e menos consumidas pelos *S. axillare* foram, respectivamente, TURF e HAL. Entretanto, quando analisadas por blocos de hora, esse padrão se altera. Em B1, B4 e B5, o consumo de TURF se manteve o maior, porém, nos blocos restantes (B2 e B3), a maior porcentagem é da categoria AP. Em paralelo, a categoria HAL só possui o menor consumo em B1, B2 e B3, visto que a categoria HAL apresentou valores mais baixos em B4 e B5. A categoria AP também se mostrou importante na alimentação da espécie e foi a única categoria significativa para as diferentes horas do período diurno quando submetida ao teste Kruskal-Wallis [$\chi^2(2) = 17,17$; $p=0,002$] (tabela 3). O resultado da comparação par a par (*post-hoc* sem correção) está disponível na tabela 4 e, de acordo com ele, a diferença se encontra entre em B1 com B2 e B3.

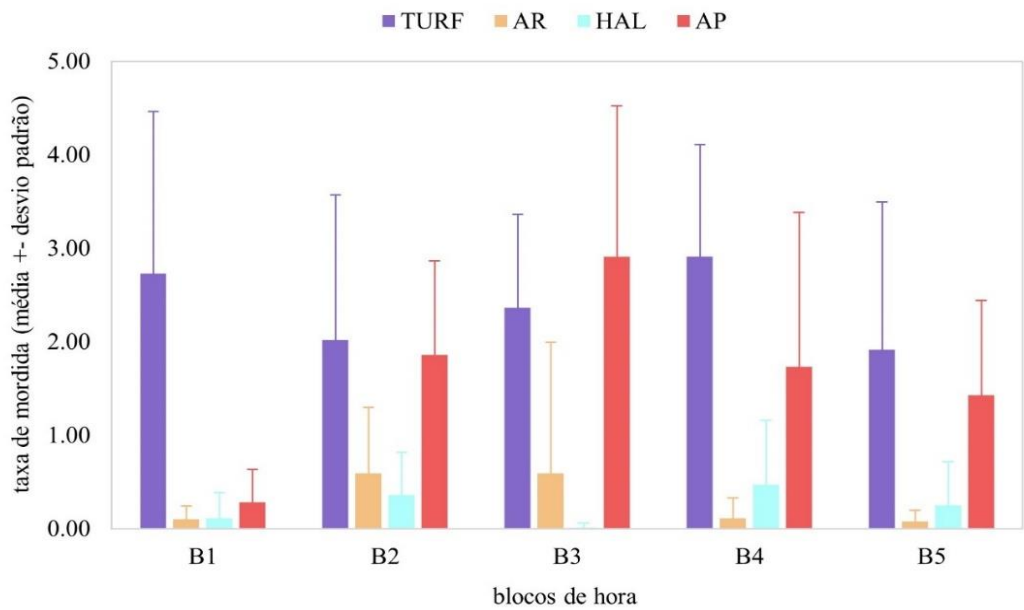
Tabela 2 – Porcentagem da taxa de mordida (média ± intervalo de confiança 95%) em relação aos itens alimentares preferenciais da espécie para cada bloco de hora. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

Bloco	% TURF	% AR	% AP	% HAL
B1	78.33 ± 17.23	5.59 ± 6.46	14.04 ± 13.31	2.04 ± 3.50
B2	35.70 ± 14.45	11.46 ± 9.72	45.92 ± 19.06	6.92 ± 6.48
B3	41.98 ± 9.84	7.02 ± 9.35	50.73 ± 13.96	0.27 ± 0.60
B4	56.89 ± 8.75	2.40 ± 3.70	29.59 ± 14.57	11.12 ± 11.25
B5	47.09 ± 12.17	1.66 ± 1.45	41.75 ± 15.32	9.50 ± 9.21

Tabela 3 - Resultado dos quatro testes Kruskal-Wallis aplicados às quatro categorias de substratos preferenciais da espécie *S. axillare* levando em consideração os cinco blocos de hora, sendo gl = graus de liberdade e Sig = valor de significância. A coluna cinza indica a variável com resultado significativo.

	TURF	AR	AP	HAL
H de K-W	5.536	6.915	17.168	6.611
gl	4	4	4	4
Sig	0.237	0.140	0.002	0.158

Figura 7 - Representação da taxa de mordida média dos indivíduos de *S. axillare* em relação às categorias de substratos preferenciais da espécie ao longo dos blocos de hora. Cada cor representa uma categoria, sendo: roxo – SM; laranja – AR; azul – HAL; vermelho - AP. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).



Fonte: O autor (2024)

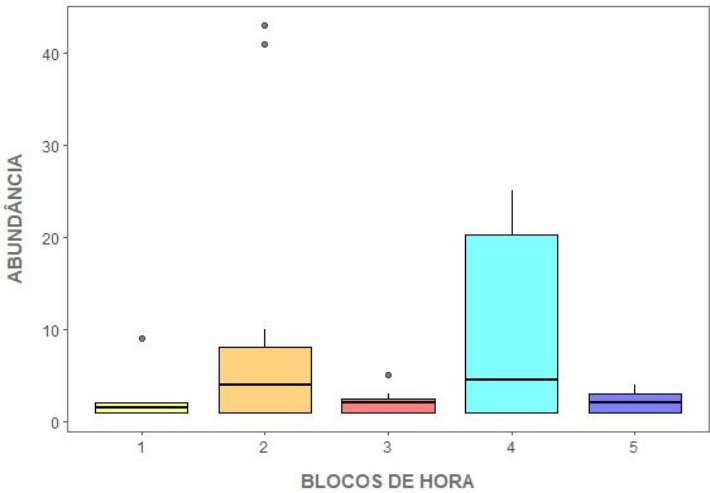
Tabela 4 - Resultado do *post-hoc* realizado em conjunto com o teste Kruskal-Wallis para bloco *versus* taxa de mordida em AP. A partir da comparação par a par, é possível observar que tanto B1 quanto B5 diferem de B2 e B3. As células em cinza destacam os resultados significativos. Os blocos se dividem da seguinte forma: B1 (05:00 – 06:59), B2 (07:00 – 09:59), B3 (10:00 – 12:59), B4 (13:00 – 15:59), B5 (16:00 – 18:00).

Comparação par a par	<i>t</i>	<i>p</i>
B1-B2	4.227	0.023
B1-B3	5.251	0.002
B1-B4	2.617	0.345
B1-B5	3.795	0.056
B2-B3	2.417	0.428
B2-B4	-0.403	0.999
B2-B5	-1.693	0.753
B3-B4	-2.181	0.535
B3-B5	-3.252	0.145
B4-B5	-0.439	0.998

3.2 Abundância

Não houve diferença significativa na abundância total entre os blocos de hora (K-W = [$X^2(4) = 4,093$; $p = 0,394$]), nem na abundância da categoria de peixes $\geq 20\text{cm}$ entre os blocos de hora (K-W = [$X^2(4) = 2,424$; $p = 0,658$]). Porém, é possível observar variações da abundância dos indivíduos $\geq 20\text{cm}$ ao longo do período diurno (figura 8). Nota-se uma distribuição com quedas e picos acentuados, onde B1, B3 e B5 são os blocos de horas com menor abundância ($5,4 \pm 2,79$, $9,05 \pm 6,42$ e $8,50 \pm 5,01$, respectivamente) de peixes próximo à crista do recife.

Figura 8 - Abundância por transecto de indivíduos $\geq 20\text{cm}$ da espécie *S. axillare* encontrada nos censos visuais.



Fonte: O autor (2024)

4. Discussão

4.1 Herbivoria

A taxa de mordida não variou de forma significativa entre as horas do período diurno, entretanto, algumas diferenças se mostraram relevantes. Ao amanhecer e entardecer, as taxas de mordida foram as menores do dia. Já no meio do dia, a herbivoria atinge seu pico e se mantém estável durante toda a tarde, até despencar no final da tarde. Estudos como Polunin & Klumpp, 1989; Choat & Clements, 1993; Bruggemann *et al.*, 1994; Ferreira *et al.*, 1998; Zemke-White *et al.*, 2002; Bonaldo *et al.*, 2006 e Moreira, 2012, observaram padrões semelhantes, em que a taxa de alimentação de peixes papagaio (os dois últimos trabalhando também com *S. axillare*) se manteve alta no meio do dia até o final da tarde. Como já discutido no capítulo um, esse padrão pode ser explicado por alterações na palatabilidade, valor nutricional e produtos fotossintéticos das algas durante o dia (Taborsky & Limberger, 1980; Letourneur *et al.* 1997; Polunin & Klumpp 1989). De acordo com esses estudos, as algas utilizam, durante a noite, as substâncias acumuladas ao longo do período diurno para processos metabólicos e divisão celular. Por esse motivo, o valor nutricional encontrado por peixes herbívoros pela manhã é extremamente baixo e, como consequência, há pouca atividade de forrageamento ativa. No meio do dia, ocorre o pico da fotossíntese (Klumpp *et al.*, 1987) e portanto, o pico da herbivoria. Esse valor se mantém estável até o final da tarde, quando o sol se põe e a fotossíntese se encerra. Isso, em conjunto com o fato de *S. axillare* ser um espécie diurna e procurar seu sítio de descanso antes do pôr do sol, explica também a baixa taxa de herbivoria ao final da tarde.

O substrato mais consumido pela espécie, de forma geral, foi o TURF. A categoria nesse estudo, se refere à um complexo multiespecífico de algas calcárias articuladas misturada à outras algas (corticadas e folhosas), com ou sem a presença de detritos, descritas para a região, como: mix de *Jania* spp., *Amphiroa* spp., *Gelidiella* spp., *Gelidium* spp. *Hypnea* spp., entre outras (Guimarães-Barros, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2019; Ninow, 2024). Estudos anteriores destacam que essa categoria compreende 62% da cobertura algal dos recifes de Tamandaré, sendo a categoria mais abundante e comum da região (Ninow, 2024). Já é sabido também que peixes papagaios podem ser considerados animais herbívoros e detritívoros (Choat & Bellwood, 1985; Wilson *et al.*, 2003; Bonaldo *et al.*, 2006; Karkarey *et al.*, 2020), e que algas filamentosas e epífitas crescem sob algas calcárias (Walters *et al.*, 2002; Ferreira & Gonçalves, 2006), o que significa um aproveitamento de todos os recursos disponíveis nas algas *turf*. Além disso, Moreira (2012) relacionou a distribuição de adultos de *S. axillare* com a disponibilidade de recursos alimentares e encontrou grande

abundância desses animais em ambientes de substrato misto e *turf*. Os *S. axillare* parecem obter nutrientes suficientes e ser extremamente adaptados a esse tipo de substrato. Segundo Connell *et al.*, 2014, o termo *turf* é variado e bastante discutido mas, para a as assembleias de Tamandaré, o grupo se distingue do que se refere ao EAC (*epilithic algal communities*). É possível que algas *turf* sejam substrato chave na nutrição da espécie, já que apresenta ampla disponibilidade, variedade e distribuição.

A segunda categoria de maior importância na alimentação dos *S. axillare* foi a AP, que compreende algas da ordem Dictyotales e gênero *Sargassum*, pertencentes ao grupo de macroalgas pardas (Lobban & Harrison, 1994). De acordo com Nicholson & Clements (2020), esse grupo não é visado por peixes papagaio em recifes de corais, provavelmente por apresentar metabólitos secundários capazes de inibir a ação de herbívoros (Montgomery & Gerking, 1980; Pereira & Gama, 2008) e por apresentar menor valor nutricional do que algas verdes e vermelhas (Zemke-White *et al.*, 1999; Patarra *et al.*, 2011; Mendes *et al.*, 2015). Entretanto, estudos revelam que, em muitos casos, a defesa química não é capaz de dissuadir a herbivoria (Ferreira & Gonçalves, 2006; Bonaldo *et al.*, 2006; Vidal Marques *et al.*, 2006; Francini-Filho *et al.*, 2010) e que algumas alga marrons apresentaram altos teores de proteínas (Montgomery e Gerking, 1980; Kaehler e Kennish, 1996; McDermid e Stuercke, 2003). Em primeiro lugar, de acordo com Becerro *et al.*, (2001) e Pereira *et al.* (2002), variações qualitativas ou quantitativas na produção de metabólitos secundários podem ocorrer em diferentes níveis, a depender de inúmeros fatores. Além disso, algas marrons (principalmente *Dictyota* spp. e *Dictyopteris* spp.) possuem uma fonte vital de lipídios (Clements & Choat, 2018) e podem ser colonizadas por cianobactérias (Penhale & Capone, 1981). Clements *et al.* (2017) sugere que peixes do gênero *Sparisoma* sejam microfágicos, tendo como alvo microrganismos autotróficos ricos em proteínas, predominantemente cianobactérias. Fatores externos também são capazes de direcionar a herbivoria de certas espécies, principalmente àquelas com elevada plasticidade alimentar, tal como *S. axillare* (Ferreira & Gonçalves, 2006). Francini-Filho, *et al.* (2010) mostrou que os *Sparisoma* estudados se alimentam de algas carnudas (*Dictyota* spp. e *Sargassum* spp.) em ambientes dominados por elas e de *Halimeda* spp. em ambientes com alta interação antagonística, mas evitaram tais espécies em sítios com disponibilidade de itens alimentares de melhor qualidade. Por fim, os resultados de Vidal Marques *et al.* (2006) sugerem que a sazonalidade pode interferir no consumo de uma espécie de *Dictyota*, já que no período do verão os peixes estudados consumiram mais dessas espécies do que no período de inverno. Esse padrão pode ter semelhança com os encontrados no presente estudo, visto que todas as coletas foram

realizadas durante o verão.

A taxa de mordida entre as categorias de substrato não apresentou variação ao longo do período diurno, com exceção da categoria AP, que apresentou um padrão em parábola e diferença significativa entre os horários de nascer do sol e meio do dia. Esse padrão se assemelha ao encontrado no resultado geral da taxa de mordida e, como já mencionado anteriormente, as algas, principalmente folhosas, sofrem alterações na palatabilidade e valor nutricional ao longo do dia (Taborsky & Limberger, 1980; Polunin & Klumpp, 1989; Letourneur *et al.*, 1997). É possível que as algas pardas deste estudo apresentem uma resposta semelhante, o que explicaria a variação observada na taxa de mordida. Embora as algas *turf* também tenham um alto potencial para exibir esse padrão, a ausência de variação no consumo pode ser atribuída à sua natureza multiespecífica, em combinação com a alta plasticidade alimentar de *S. axillare* (Ferreira & Gonçalves, 2006). Além disso, variações nos padrões de forrageamento dos diferentes itens alimentares podem ser explicadas pela diferença de disponibilidade de recursos e intensidade de competição (Francini-Filho *et al.*, 2008), tornando a herbivoria muitas vezes imprevisível.

As categorias HAL e AR foram as menos consumidas pelos indivíduos de *S. axillare* durante o presente estudo. As macroalgas calcárias articuladas, como do gênero *Halimeda*, são nutricionalmente pobres e possuem defesas químicas e morfológicas capazes de resistir à herbivoria (Littler *et al.*, 1983; Hay, 1991), tais como elevado grau de calcificação e presença de compostos terpenoides secundários (Paul & Fenical 1983; Hay & Fenical 1988). Entretanto, estudos anteriores apontam altas taxas de herbivoria em algas calcárias articuladas, sugerindo que sua estrutura não impede por completo a pressão da herbivoria (Overholtzer & Motta, 1999; Walters *et al.*, 2002; Bonaldo *et al.*, 2006; Mantyka e Bellwood, 2007; Francini-Filho *et al.*, 2010). Esse padrão pode ser atribuído ao potencial dessas algas de acumular algas epífitas palatáveis e detritos em sua superfície, fontes fundamentais de nutrição e esse último, importante para processos fisiológicos de alguns herbívoros-detritívoros, tal como mastigação mecânica (Bonaldo *et al.*, 2014). Indivíduos adultos de *S. axillare* dependem de detritos para nutrição (Ferreira & Gonçalves, 2006) e de acordo com Ferreira *et al.* (1998), grande parte é obtida por macroalgas. Além disso, os detritos (orgânicos e inorgânicos) podem ser obtidos de outras formas e é possível que uma delas seja por consumo de areia (Feitosa, 2015). Diversos estudos sugerem que a areia é um fator importante na alimentação de herbívoros-detritívoros pois serve como triturador da parede celular de algas e auxilia na assimilação de nutrientes, além de ser uma mistura riquíssima de detritos orgânicos e inorgânicos, tornando-se uma fonte de nutriente tão importante quanto as algas (Bardach, 1961; Choat &

Clements, 1998; Crossman *et al.*, 2001; Wilson *et al.*, 2003; Moreira, 2012).

A competição entre *S. axillare* e espécies do gênero *Stegastes*, assim como a interferência em sua alimentação, foi confirmada pelos resultados obtidos no presente estudo. A taxa de mordida variou com os ataques de *Stegastes* spp., mas de forma constante ao longo do período diurno, visto que não houve variação da interação entre os blocos de hora. Ao longo dos blocos de hora, a correlação entre taxa de mordida e interação antagônica é negativamente proporcional, ou seja, é provável que, quanto maior a interação, menor a taxa de mordida e *vice-versa*. Além disso, é possível que em B2, a interação não ocorra de forma tão significativa por não ser um horário de pico de alimentação. Moreira (2012) afirma em seu estudo, que 79% dos ataques observados contra *Sparisoma* foram de indivíduos do gênero *Stegastes* e afirma que budiões representam uma das principais famílias de herbívoros que sofrem ataques de *Stegastes* spp. De acordo com o mesmo estudo e Feitosa (2012), é provável que isso ocorra devido à similaridade de recursos. Catano *et al.* (2014) observou que a abundância de peixes-donzela territoriais influenciou na dieta de todos os herbívoros desse estudo.

4.2 Abundância

Os resultados dos censos visuais indicaram baixa relação entre bloco de hora e abundância de *S. axillare* e esse padrão já foi descrito para outras espécies de peixes (Rooker & Denis, 1991; Spyker & Van Den Berghe 1995; Thompson & Mapstone 2002; Cartamil *et al.*, 2003; Willis *et al.*, 2006). Entretanto, algumas diferenças foram levadas em consideração: as maiores abundâncias de peixes foram observadas entre 7 e 10h da manhã (B2) e entre 13 e 16h da tarde (B4), à medida que as menores abundâncias, estavam nos blocos um (amanhecer), três (meio dia) e cinco (entardecer). Esse padrão é comparável, em parte, ao encontrado por Mallet *et al.* (2016) em que peixes herbívoros-detritívoros foram menos abundantes ao meio-dia. Entretanto, difere sobre as maiores abundâncias, que se mostraram no amanhecer e ao entardecer. Para os nossos dados, esse padrão de abundância de *S. axillare* com topos e fundos abruptos observado nos recifes de Tamandaré, pode ser possivelmente explicado por alguns motivos: migrações diárias e fidelidade aos sítios de descanso (Colton *et al.*, 1981; Rooker & Denis, 1991; Lippi *et al.*, 2022; Pickholtz *et al.*, 2022); períodos de silêncio (Hobson, 1975; McFarland *et al.*, 1979); baixa visibilidade durante coleta (Willis *et al.*, 2006); estratégia de evasão de predadores (Catano *et al.*, 2017) e valor nutricional das algas (Taborsky & Limberger, 1980; Polunin & Klumpp, 1989; Letourneur *et al.*, 1997; Zemke-White *et al.*, 2002).

A observação ao final da tarde pode ter sido prejudicada pela tendências dessas espécies a buscar abrigos ao entardecer. Rooker & Denis (1991) sugere ainda que diminuições na abundância de algumas espécies ao entardecer possam estar relacionadas a migrações previsíveis e, de acordo com Colton *et al.* (1981), peixes-papagaios exibem movimentos diários que impactam na abundância em diferentes momentos do dia. Além disso, Hobson (1975) e McFarland *et al.* (1979) relatam “períodos de silêncio” durante o amanhecer e entardecer. Esse fenômeno refere-se ao momento em que nem peixes diurnos nem peixes noturnos ocupam a coluna d’água sobre o recife por aproximadamente 20 minutos, devido ao processo de adaptação à luz (amanhecer) e à falta dela (anoitecer). A pouca luz nesses períodos pode também ter influenciado na contagem e avistagem dos peixes pelo observador e nas estratégias de evasão de predadores pelos indivíduos de *S. axillare* (Willis *et al.*, 2006; Catano *et al.*, 2017).

A baixa abundância no meio do dia pode estar associada, possivelmente, às estratégias de forrageamento da espécie. Algumas espécies de algas possuem alto valor nutricional ao meio dia, ocasionado pelo pico da fotossíntese nesse período (Zemke-White *et al.*, 2002). Além disso, Ferreira *et al.* (1998) observou que o pico da alimentação de duas espécies de herbívoros errantes do Atlântico (*A. bahianus* e *S. tuiupiranga*) se mostraram também no meio do dia, assim como o estudo de Moreira (2012). Outros estudos ainda, descrevem os períodos vespertino como sendo aquele em que o acúmulo de produtos fotossintéticos é maior e, conseqüentemente, a taxa de herbivoria (Taborsky & Limberger, 1980; Polunin & Klumpp, 1989; Letourneur *et al.*, 1997). Entretanto, é possível que a variação do período em que ocorre o pico da herbivoria esteja mais relacionado à espécie, habitat, complexidade estrutural e temperatura da água do que à hora do dia, visto que na literatura, diferentes situações apresentam diferentes padrões de forrageamento. Sendo assim, é necessário cautela e estudos mais profundos acerca das preferências da espécie para afirmar um padrão de forrageamento. Entretanto, levando em consideração os dados aqui apresentados de telemetria e taxa de herbivoria, é provável que a baixa abundância no meio do dia ao longo dos recifes esteja relacionado com as estratégias de forrageamento da espécie (maior valor nutricional das algas – maior taxa de herbivoria – maior movimentação – menor abundância nos recifes).

Os resultados obtidos neste estudo mostram uma importante variação na atividade de *S. axillare* ao longo do período diurno, evidenciando que o comportamento alimentar desses indivíduos é influenciado por fatores nutricionais, ambientais e sociais ao longo do ciclo diário. O consumo preferencial do complexo multiespecífico de algas *turf* predominante na região, reflete a plasticidade alimentar da espécie e sua capacidade de se adaptar às variações na qualidade dos

recursos alimentares. Além disso, as interações antagônicas com espécies como *Stegastes* influenciam diretamente as taxas de herbivoria, mostrando que o comportamento alimentar de *S. axillare* é moldado não apenas pela disponibilidade de alimentos, mas também por fatores sociais e competitivos. A variação na abundância de indivíduos ao longo do período diurno sugere que estratégias de forrageamento, migração diária e a busca por locais de descanso são fatores importantes que direcionam o uso do espaço nos recifes de Tamandaré. Esses achados oferecem importantes subsídios para a conservação de habitats recifais e o manejo de espécies herbívoras ameaçadas, como *S. axillare*, destacando a importância de estudos adicionais que integrem diferentes abordagens metodológicas para uma compreensão mais profunda dos padrões de herbivoria dessa e de outras espécies de peixes recifais.

5. Considerações finais

O presente estudo investigou os padrões de movimentação de uma espécie recifal errante e herbívora-detritívora, o *Sparisoma axillare*, com foco nas variações diurnas e nas interações entre o uso do espaço, herbivoria e abundância dessa espécie. Integrando telemetria acústica e dados de observação, foi possível verificar que os peixes apresentam um claro padrão de movimentação ao longo do período diurno. A telemetria acústica nos permitiu registrar picos de atividade e maior utilização do espaço por esses animais no meio do dia, assim como o inverso ao amanhecer e entardecer. A literatura disponível explica esses padrões de diferentes formas, com metodologias muito diversas, tais como verificação *in situ* ou *ex situ*, análises de vídeo, conteúdo estomacal, isótopos estáveis, produção fotossintética em algas, entre muitos outros. Isso nos permitiu responder alguns padrões encontrados no presente estudo, porém, os dados de observação nos forneceram a confirmação para algumas questões.

Nos primeiros raios de sol, a movimentação se inicia de forma lenta e não há busca ativa por alimento, já que nesse primeiro momento, o valor nutricional das algas é baixo (**B1 - core range, detecção, herbivoria, e abundância baixos**). Ao longo da manhã, os peixes estão dispostos no recife, protegidos de predadores e se alimentando do que tem disponível (**B2 - core range, detecção, herbivoria médios; abundância alta**). No meio do dia, ocorre o ápice da movimentação diária devido à busca ativa por algas com elevado valor nutricional. Nesse período, os peixes apresentam maior resistência às interações agressivas, provavelmente pela necessidade de se alimentar (**B3 - core range, detecção, herbivoria altos; abundância baixa**). No meio da tarde, os produtos fotossintéticos das algas e, conseqüentemente, o forrageamento, se mantêm altos, assim como a resistência aos ataques de *Stegastes* spp. Porém, os peixes gradualmente retornam para regiões mais abrigadas, próximas aos seus sítios de descanso (**B4 - core range, detecção, abundância médios; herbivoria alta**). Com o pôr do sol, a taxa de forrageamento despenca e ocorre a rápida migração para as locas de descanso, onde permanecerão, muito provavelmente, a noite toda (**B5 - core range, detecção, herbivoria e abundância baixos**). Em resumo, a movimentação diária dos *S. axillare* parece estar diretamente relacionada à busca por recursos alimentares de qualidade, abrigos noturnos e relações sociais, principalmente com espécies do gênero *Stegastes*.

No mais, o estudo demonstra que as áreas marinhas protegidas (AMPs) desempenham um papel crucial na proteção da espécie *S. axillare*, que é considerada vulnerável pela lista vermelha da IUCN. Todos os indivíduos monitorados dependiam diretamente dessa área, o que destaca sua

importância para a manutenção e preservação de populações de peixes herbívoros recifais. Por esse motivo, a constante proteção dessas áreas e estudos que evidenciem isso são essenciais para garantir que inúmeras espécies possam continuar desempenhando seu papel ecológico nesses ecossistemas. Esses resultados fornecem subsídios importantes para a gestão de áreas protegidas e para políticas de conservação, contribuindo para o manejo sustentável de espécies vulneráveis nos recifes.

6. Referências bibliográficas

- ABECASIS, D.; AFONSO, P.; ERZINI, K. (2014) Combining multispecies home range and distribution models aids assessment of MPA effectiveness. **Marine Ecology Progress Series** 513, 155–169.
- ABECASIS D.; BENTES L.; ERZINI K (2009) Home range, residency and movements of *Diplodus sargus* and *Diplodus vulgaris* in a coastal lagoon: connectivity between nursery and adult habitats. **Estuar Coast Shelf Sci** 85:525–529
- ABECASIS, D.; COSTA, B.H.; AFONSO, P.; GONÇALVES, E.J.; ERZINI, K. (2015) Early reserve effects linked to small home ranges of a commercial fish, *Diplodus sargus*, Sparidae. **Marine Ecology Progress Series** 518, 255–266.
- ABELSON, A. *et al.* (2016) Restocking herbivorous fish populations as a social-ecological restoration tool in coral reefs. **Frontiers in Marine Science**, v. 3, p. 138.
- ABESAMIS, R.A.; RUSS, G.R. (2005) Density-Dependent Spillover from a Marine Reserve: Long-Term Evidence. **Ecological Applications** 15, 1798–1812.
- ADLER P.B.; RAFF D.A.; LAUENROTH W.K. (2001) The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. **Oecologia** 128:465–479.
- AFONSO, P.; FONTES, J.; HOLLAND, K.N.; SANTOS, R.S. (2008a) Social status determines behavior and habitat usage in a temperate parrotfish: implications for marine reserve design. **Marine Ecology Progress Series** 359, 215–227.
- AFONSO, P., MORATO, T., SANTOS, R.S. (2008b). Spatial patterns in reproductive traits of the temperate parrotfish *Sparisoma cretense*. **Fisheries Research** 90, 92–99.
- AFONSO, P.; FONTES, J.; SANTOS, R.S. (2011) Small marine reserves can offer long term protection to an endangered fish. **Biological Conservation** v. 144, n. 11, p. 2739–2744.
- ALTMANN, J. (1974) Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, v. 49, n. 3-4, p. 227-267.
- ALVAREZ-FILIP, L.; DULVY, N. K.; GILL, J. A.; CÔTÉ, I. M.; WATKINSON, A. R. (2009) Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 276, n. 1669, p. 3019-3025.
- ARAÚJO, M.C.B. (2003) Resíduos sólidos em praias do litoral sul de Pernambuco: origens e consequências. Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Tecnologia e Geociências. Depto. de Oceanografia. **Dissertação de mestrado**. 104p
- BARDACH, J.E. (1961) Transport of calcareous fragments by reef fishes. **Science**, v. 133, n. 3446, p. 98-99.
- BECERRO, M.A.; GOETZ, G.; PAUL, V.J; *et al.* (2001) Chemical Defenses of the Sacoglossan Mollusk *Elysia rufescens* and Its Host Alga *Bryopsis* sp. **J Chem Ecol** 27, 2287–2299.

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.; HUGHES T.P.; FOLKE C.; NYSTROM M. (2004) Confronting the coral reef crisis. **Nature** 429:827–833

BONALDO R.M.; BELLWOOD D.R. (2008) Size-dependent variation in the functional role of the parrotfish *Scarus rivulatus* on the Great Barrier Reef, Australia. **Mar Ecol Prog Ser** 360:237–244

BONALDO, R.M.; HOEY, A.S.; BELLWOOD D.R. (2014) The ecosystem roles of parrotfishes on tropical reefs. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review** 52: 81–132.

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** 149,423–433.

BOSIGER, Y.J.; MCCORMICK, M.I. (2014) Temporal links in daily activity patterns between coral reef predators and their prey. **PLoS One** 9, v. 9, n. 10, p. e111723, 2014.

Burkepile D.E.; Hay M.E. (2006) Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. **Ecology** 87:3128–3139

BRUGGEMANN, J.H. (1994) Parrotfish grazing on coral reefs: a trophic novelty. **PhD Thesis**, University of Groningen.

BRUGGEMANN, J.H.; VAN OPPEN, M.J.; BREEMAN, A.M. (1994) Foraging by the stoplight parrotfish *Sparisoma viride*. I. Food selection in different, socially determined habitats. **Marine Ecology Progress Series** 106:41–41.

BRUNO, J.F.; SELIG, E.R. (2007) Regional decline of coral cover in the Indo-Pacific: timing, extent, and subregional comparisons. **PLoS ONE**, v. 2, n. 8, p. e711.

CARLSON P.M.; DAVIS K.; WARNER R.R.; CASELLE J.E. (2017) Fine-scale spatial patterns of parrotfish herbivory are shaped by resource availability. **Marine Ecology Progress Series** 577:165–176

CARTAMIL, D.P.; *et al.* (2003) Diel movement patterns of the Hawaiian stingray, *Dasyatis lata*: implications for ecological interactions between sympatric elasmobranch species. **Marine Biology**, v. 142, p. 841-847.

CARVALHO-FILHO, A. (1992) Peixes: costa brasileira. **Editora Marca D'Agua**.

CASTRO, J.J.; CABALLERO, C. (2004) Effect of the light intensity upon the agonistic behaviour of juvenile of white-seabream (*Diplodus sargus cadenati* de la Paz, Bauchot and Daget, 1974). **Aggressive Behavior: Official Journal of the International Society for Research on Aggression**, v. 30, n. 4, p. 313-318.

CATANO, L.B. *et al.* (2017) Predator identity and time of day interact to shape the risk–reward trade-off for herbivorous coral reef fishes. **Oecologia**, v. 183, p. 763-773.

CATANO, L.B.; SHANTZ, A.A.; BURKEPILE, D.E. (2014) Predation risk, competition, and territorial damselfishes as drivers of herbivore foraging on Caribbean coral reefs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 511, p. 193-207.

CHOAT, J. H. (1991) The biology of herbivorous fishes on coral reefs. **The Ecology of Fishes on Coral Reefs** (Sale, P. F., ed.), pp. 39–66. San Diego, CA: Academic Press.

CHOAT, J.H.; BELLWOOD, D.R. (1985) Interactions amongst herbivorous fishes on a coral reef: influence of spatial variation. **Marine Biology**. 89: 221-234.

CHOAT, J.H.; CLEMENTS, K.D. (1993) Daily feeding rates in herbivorous labroid fishes. *Marine Biology* 117, 205–211.

CHOAT, J.H.; CLEMENTS, K.D. (1998) Vertebrate herbivores in marine and terrestrial environments: a nutritional ecology perspective. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 29, n. 1, p. 375-403.

CHOAT J.H; CLEMENTS K.D.; ROBBINS W.D. (2002) The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs—I: dietary analyses. **Mar Biol** 140:613–623

CLEMENTS, K.D.; CHOAT, J. (2018) Howard. Nutritional ecology of parrotfishes (Scarinae, Labridae). In: **Biology of parrotfishes**. CRC Press. p. 42-68.

CLEMENTS, K.D.; *et al.* (2017) Integrating ecological roles and trophic diversification on coral reefs: multiple lines of evidence identify parrotfishes as microphages. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 120, n. 4, p. 729-751.

COLTON, D.E.; ALEVIZON, W.S. (1981) Diurnal variability in a fish assemblage of a Bahamian coral reef. **Environmental Biology of Fishes**, v. 6, p. 341-345.

CONNELL, S. D.; FOSTER, M. S.; AIROLDI, L. (2014) What are algal turfs? Towards a better description of turfs. **Marine Ecology Progress Series**, v. 495, p. 299-307.

CRAMER K.L.; O'DEA A.; CLARK T.R.; ZHAO J.X., NORRIS R.D. (2017) Prehistorical and historical declines in Caribbean coral reef accretion rates driven by loss of parrotfish. **Nat Commun** 8:14160

CROSSMAN, D.J.; CHOAT, J.H.; CLEMENTS, K.D.; HARDY, T; MCCONOCHIE, J. (2001) Detritus as food for grazing fishes on coral reefs. **Limnology and Oceanography** 46, 1596–1605.

DAVIS, K.; *et al.* (2017a) Predation risk influences feeding rates but competition structures space use for a common Pacific parrotfish. **Oecologia**, v. 184, p. 139-149.

DAVIS, K.; CARLSON, P.; LOWE, C.; WARNER, R.; CASELLE, J. (2017b) Parrotfish movement patterns vary with spatiotemporal scale. **Marine Ecology Progress Series** 577.

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**, v. 109, n. 44, p. 17995-17999.

DE QUEIROZ-VÉRAS, L.V.M.V.; FERREIRA, B.P.; FREITAS, M. *et al.* (2023) A critical review and knowledge gaps to assess and manage threatened parrotfishes stocks in Brazil. **Aquat Sci** 85, 44.

DI FRANCO, A.; PLASS-JOHNSON, J.G.; DI LORENZO, M.; MEOLA, B.; CLAUDET, J.; GAINES, S.D.; GARCÍA-CHARTON, J.A.; GIAKOUMI, S.; GRORUD-COLVERT, K.; HACKRADT, C.W.; *et al.* (2018) Linking home ranges to protected area size: The case study of the Mediterranean Sea. **Biological Conservation** 221, 175–181.

DI LORENZO, M.; CLAUDET, J.; GUIDETTI, P. (2016) Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. **Journal for Nature Conservation**, v. 32, p. 62–66.

EDGAR, G.J.; STUART-SMITH, R.D.; WILLIS, T.J.; KININMONTH, S.; BAKER, S.C.; BANKS, S.; BARRETT, N.S.; BECERRO, M.A.; BERNARD, A.T.F.; BERKHOUT, J.; *et al.* (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. **Nature** 506, 216–220.

ESTES J.A.; TERBORGH J.; BRASHARES J.S.; POWER M.E.; BERGER J.; BOND W.J.; CARPENTER S.R.; ESSINGTON T.E.; HOLT R.D.; JACKSON J.B.C.; MARQUIS R.J.; OKSANEN L.; OKSANEN T.; PAINE R.T.; PIKITCH E.K.; RIPPLE W.J.; SANDIN S.A.; SCHEFFER M.; SCHOENER T.W.; SHURIN J.B.; SINCLAIR A.R.E.; SOULÉ M.E.; VIRTANEN R.; WARDLE D.A. (2011) Trophic downgrading of planet earth. **Science** 333:301–306

EYNAUD, Y.; MCNAMARA, D.E.; SANDIN, S.A. (2016) Herbivore space use influences coral reef recovery. **Royal Society Open Science**, v. 3, n. 6, p. 160262.

FABRICIUS, K.E. (2005) Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: Review and synthesis. **Marine Pollution Bulletin**, v. 50, n. 2, p. 125-146.

FABRICIUS, K.E.; DE'ATH, G.; PUOTINEN, M.; DONE, T.; COOPER, T.F.; BURKE, L.W. (2011) Disturbance gradients on inshore and offshore coral reefs caused by a severe tropical cyclone. **Limnology and Oceanography**, v. 56, n. 6, p. 1844-1856.

FEITOSA, J.L.L. (2014) Ecologia da herbivoria por peixes-papagaio no Atlântico Oeste: organização social, ontogenia e papel funcional.

FEITOSA, J.L.L. *et al.* (2012) Food resource use by two territorial damselfish (Pomacentridae: Stegastes) on South-Western Atlantic algal-dominated reefs. **Journal of sea research**, v. 70, p. 42-49.

FEITOSA, J.L.L.; FERREIRA, B.P. (2015) Distribution and feeding patterns of juvenile parrotfish on algal-dominated coral reefs. **Marine Ecology**, v. 36, n. 3, p. 462-474.

FERGUSON A.M.; HARVEY E.S.; TAYLOR M.D.; KNOTT N.A. (2013) A herbivore knows its patch: Luderick, *Girella tricuspidata*, exhibit strong site fidelity on shallow subtidal reefs in a temperate marine park. **PLOS ONE** 8: e65838

FERREIRA, B. P. *et al.* (2018) Manual de Monitoramento Reef Check Brasil. **Ministério do Meio**

Ambiente: Brasília, Brazil.

FERREIRA, B. P.; MAIDA, M. (2006) Monitoramento dos recifes de coral do Brasil: Situação atual e perspectivas. Brasília, MMA. **Série Biodiversidade** 18. 120 pp.

FERREIRA B.P.; MAIDA M. (2007) Características e Perspectivas para o Manejo da pesca na Área de Proteção Ambiental marinha da APA Costa dos Corais. In: MMA/SBF (ed) Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira, Série Áreas Protegidas do Brasil 4. **Ministério do Meio Ambiente**, Brasília, DF.

FERREIRA, C.E.L. *et al.* (2004) Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 7, p. 1093-1106.

FERREIRA, C.E.L.; GONÇALVES, J.E.A. (2006) Community structure and diet of roving herbivorous reef fishes in the Abrolhos Archipelago, south-western Atlantic. **Journal of Fish Biology**, v. 69, n. 5, p. 1533-1551.

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.

FISCHER J.; LINDENMAYER D.; BLOMBERG S.; MONTAGUE-DRAKE R.; FELTON A.; STEIN J. (2007) Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. **Ecosystems** 10: 964–974.

FOLKE C. (2006) Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. **Glob Environ Change** 16: 253–267.

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 groups. **Neotropical Ichthyology**. 6 (2):191-200.

FRÉDOU, T. (2004). The fishing activity on coral reefs and adjacent ecosystems, a case study of the northeast of Brazil. **Tese de Doutorado em Oceanografia. Universidade Federal de Pernambuco** - Recife, 200p.

FRETWELL S.D. (1972) Populations in a seasonal environment. **Princeton University Press**, Princeton

FRETWELL S.D.; LUCAS H.L. (1970) On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. **Acta Biotheor** 19:16–36

FROEHLICH, C.Y.M.; GARCIA, A.; KLINE, R.J. (2019) Daily movement patterns of red snapper (*Lutjanus campechanus*) on a large artificial reef. **Fisheries Research** 209, 49–57.

GARCIA, J.; ROUSSEAU, Y.; LEGRAND, H.; SARAGONI, G.; LENFANT, P. (2014) Movement patterns of fish in a Martinique MPA: implications for marine reserve design. **Marine Ecology Progress Serie** 513: 171–185.

GASPAR, A.L.B. (2006) Idade, crescimento e padrões de recrutamento do bobó, *Sparisoma axillare*, na APA Costa dos Corais. 2006. **Dissertação (Mestrado em Oceanografia)** – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

GELL, F.R.; ROBERTS, C.M. (2003) Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. **Trends in Ecology & Evolution** 18, 448–455.

GIACALONE, V.M.; SIMON, T.; FERREIRA, B.P.; COXEY, M.S.; MAIDA, M. (2016) A pilot study on movement patterns of Brazilian reef fish using acoustic telemetry. 18.

GOMI, K.; NANAMI, A.; TAKADA, Y., SANO, M. (2021) Diel vertical movements and feeding behavior of blue humphead parrotfish *Scarus oviifrons* in a temperate reef of Japan. **Environmental Biology of Fishes**, 104(3), 263-277.

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, 1215–1247.

GUIMARÃES-BARROS, N. C. (2013) Algas marinhas bentônicas como bioindicadoras da qualidade ambiental em área recifal de Tamandaré, Pernambuco, Brasil. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal de Pernambuco.

HALPERN B.S.; WALBRIDGE S.; SELKOE K.A.; KAPPEL C.V. *et al.* (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. **Science** 319:948–952.

HALPERN, B.S.; WARNER, R.R. (2003) Matching marine reserve design to reserve objectives. **Proc Biol Sci** 270, 1871–1878.

HAY M.E. (1981) The functional morphology of turf-forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. **Ecology** 62:739–750.

HAY, M.E. (1991) Fish-seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. **The Ecology of Fishes on Coral Reefs** (Sale, P. F., ed.), pp. 96–119. San Diego, CA: Academic Press.

HAY, M.E.; FENICAL, W. (1988) Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defense. **Annual review of ecology and systematics**, p. 111-145.

HELFMAN, G.S. (1986) Fish behaviour by day, night and twilight. In: **The behaviour of teleost fishes**. Boston, MA: Springer US. p. 366-387.

HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B.; FACEY, D.E. (2009) **The Diversity of Fishes: Biology, Evolution, and Ecology**. Wiley-Blackwell.

HEUPEL, M.R.; SEMMENS, J.M.; HOBDAY, A.J. (2006) Automated acoustic tracking of aquatic

animals: scales, design and deployment of listening station arrays. **Marine and Freshwater Research**, v. 57, n. 1, p. 1-13.

HEUPEL, M., WEBBER, D. (2012). Trends in acoustic tracking: where are the fish going and how will we follow them? **American Fisheries Society Symposium** 76, 219–231.

HITT, S.; PITTMAN, S.J.; BROWN, K.A. (2011) Tracking and mapping sun-synchronous migrations and diel space use patterns of *Haemulon sciurus* and *Lutjanus apodus* in the U.S. Virgin Islands. **Environ Biol Fish** 92, 525–538.

HOBSON, E.S. (1975) Feeding patterns among tropical reef fishes. **Am Sci**, v. 63, n. 4, p. 382-392.

HOEGH-GULDBERG, O.; MUMBY, P. J.; HOOTEN, A. J.; STENECK, R. S.; GREENFIELD, P.; GOMEZ, E.; HARVELL, C. D.; SALE, P. F.; EDWARDS, A. J.; CALDEIRA, K.; KNOWLTON, N.; EAKIN, C. M.; IGLESIAS-PRIETO, R.; MUTHIGA, N.; BRADBURY, R. H.; DUBI, A.; HATZIOLOS, M. E. (2007) Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. **Science**, v. 318, p. 1737-1742.

HONDA K.; NAKAMURA Y.; NAKAOKA M.; UY W.H.; FORTES M.D. (2013) Habitat use by fishes in coral reefs, seagrass beds and mangrove habitats in the Philippines. **PLoS ONE** 8: e65735.

HONDA K.; UY W.H.; BASLOT D.I.; PANTALLANO A.D.S.; NAKAMURA Y.; NAKAOKA M. (2016) Diel habitat-use patterns of commercially important fishes in a marine protected area in the Philippines. **Aquat Biol** 24: 163–174.

HONDA K.; UY W.H.; BASLOT D.I.; PANTALLANO A.D.S.; SATO M.; NAKAMURA Y.; NAKAOKA M. (2017) Importance of outer reef slopes for commercially important fishes: implications for designing a marine protected area in the Philippines. **Fish Sci** 83: 523–535.

HOWARD, K.G.; CLAISSE, J.T.; CLARK, T.B.; BOYLE, K.; PARRISH, J.D. (2013) Home range and movement patterns of the Redlip Parrotfish (*Scarus rubroviolaceus*) in Hawaii. **Mar Biol** 160, 1583–1595.

HUGHES T.P.; BAIRD A.H.; BELLWOOD D.R.; CARD M.; *et al.* (2003) Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. **Science** 301: 929–933

HUGHES, T.P.; BARNES, M.L.; BELLWOOD, D.R.; *et al.* (2017) Coral reefs in the Anthropocene. **Nature**, v. 546, n. 7656, p. 82-90.

HUGHES T.P.; GRAHAM N.A.; JACKSON J.B.; MUMBY P.J.; STENECK R.S. (2010) Rising to the challenge of sustaining coral reef resilience. **Trends Ecol Evol** 25:633–642.

HUGHES T.P.; RODRIGUES M.J.; BELLWOOD D.R.; CECCARELLI D. *et al.* (2007) Phase shifts, herbivory, and the resilience of coral reefs to climate change. **Curr Biol** 17: 360–365.

HUNTLY N.J. (1991) Herbivores and the dynamics of communities and ecosystems. **Annu Rev Ecol Syst** 22:477–503.

HUSSEY, N.E.; KESSEL, S.T.; AARESTRUP, K.; COOKE, S.J.; COWLEY, P.D.; FISK, A.T.; HARCOURT, R.G.; HOLLAND, K.N.; IVERSON, S.J.; KOCIK, J.F.; MILLS FLEMMING, J.E.;

WHORISKEY, F.G. (2015) Aquatic animal telemetry: A panoramic window into the underwater world. **Science**, v. 348, n. 6240, p. 1255642–1255642.

ICMBio (2021) **Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Tamandaré/PE.

JACKSON, J.B.C.; DONOVAN, M.K.; CRAMER, K.L.; LAM, V.V. (2014). **Status and trends of Caribbean coral reefs: 1970-2012**. Global Coral Reef Monitoring Network, IUCN.

JONES, K.M.M. (2005) Home range areas and activity centers in six species of Caribbean wrasses (Labridae). **Journal of Fish Biology** 66, 150–166.

JOUFFRAY, J-B. *et al.* (2020) The blue acceleration: the trajectory of human expansion into the ocean. **One Earth**, v. 2, n. 1, p. 43-54.

KAEHLER, S; KENNISH, R. (1996) Summer and Winter Comparisons in the Nutritional Value of Marine Macroalgae from Hong Kong **Botanica Marina**, vol. 39, no. 1-6, pp. 11-18

KARKAREY, R.; RATHOD, P.; ARTHUR, R.; *et al.* (2020) Wave exposure reduces herbivory in post-disturbed reefs by filtering species composition, abundance and behaviour of key fish herbivores. **Sci Rep** 10, 9854.

KLEYPAS, J.A.; YATES, K.K. (2009) Coral reefs and ocean acidification. **Oceanography**, v. 22, n. 4, p. 108-117.

KLUMPP, D.W.; MCKINNON, D.; DANIEL, P. (1987) Feeding ecology and daily ration of a herbivorous damselfish *Pomacentrus coeruleus*, from the Great Barrier Reef. **Marine Biology**, v. 96, n. 4, p. 557-568.

KRAFT, S.; GANDRA, M.; LENNOX, R.J; *et al.* (2023) Residency and space use estimation methods based on passive acoustic telemetry data. **Mov Ecol** 11, 12.

KRAMER, D.L.; CHAPMAN, M.R. (1999) Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. **Environmental biology of Fishes**, v. 55, p. 65-79.

LA MESA, G.; CONSALVO I.; ANNUNZIATELLIS A.; CANESE S. (2012) Movement patterns of the parrotfish *Sparisoma cretense* in a Mediterranean marine protected area. **Marine Environmental Research**, v. 82, p. 59–68.

LEAL, I.C.S. *et al.* (2015) The influence of fire-coral colony size and agonistic behaviour of territorial damselfish on associated coral reef fish communities. **Marine Environmental Research**, v. 108, p. 45-54.

LEE K.A.; HUveneERS C.; MACDONALD T.; HARCOURT R.G. (2015) Size isn't everything: Movements, home range, and habitat preferences of eastern blue groper (*Achoerodus viridis*) demonstrate the efficacy of a small marine reserve. **Aquat Conserv** 25: 174–186.

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**. 217,1–18.

LINDHOLM, J. *et al.* (2006) Site fidelity and movement of the parrotfishes *Scarus coeruleus* and *Scarus taeniopterus* at Conch Reef (northern Florida Keys). **Caribbean Journal of Science**, v. 42, n. 1, p. 138-144.

LIPPI, D. L. (2021) Padrões espaço-temporais de movimentação de peixes recifais: telemetria acústica como subsídio para efetividade de áreas marinhas protegidas. **Tese (Doutorado em Oceanografia)** – Universidade Federal de Pernambuco.

LIPPI, D.L.; *et al.* (2022) Use of acoustic telemetry to evaluate fish movement, habitat use, and protection effectiveness of a coral reef no-take zone (NTZ) in Brazil. **Marine Ecology Progress Series**, v. 688, p. 113-131.

LITTLER, M.M.; TAYLOR, P.; LITTLER, D.S. (1983) Algal resistance to herbivory on a Caribbean coral reef. **Coral Reefs** 2, 111–118.

LOBBAN C.S.; HARRISON P.J. (1994) Seaweed ecology and physiology. **Cambridge University Press**, Cambridge.

LOWE C.G.; TOPPING D.T.; CARTAMIL D.P.; PAPASTAMATIOU Y.P. (2003) Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-take marine reserve. **Marine Ecology Progress Series** 256:205–216

LOWE, C.G.; WETHERBEE, B.M.; MEYER, C.G. (2006) Using acoustic telemetry monitoring techniques to quantify movement patterns and site fidelity of sharks and giant trevally around French Frigate Shoals and Midway Atoll. **Atoll Research Bulletin**.

MACNEIL M.; GRAHAM N.A.J.; CONROY M.J.; FONNESBECK C.J. *et al.* (2008) Detection heterogeneity in underwater visual-census data. **J Fish Biol** 73: 1748–1763

MADIN E.M.P.; GAINES S.D.; WARNER R.R. (2010) Field evidence for pervasive indirect effects of fishing on prey foraging behavior. **Ecology**, 91, 3563-3571.

MAIDA, M.; FERREIRA, B.P. (1997) Coral reefs of Brazil: an overview. **International Coral Reef Symposium**. 8th.1997. Panamá, p 263-274, 1997.

MALLET, D.; *et al.* (2016) Diurnal temporal patterns of the diversity and the abundance of reef fishes in a branching coral patch in New Caledonia. **Austral Ecology**, v. 41, n. 7, p. 733-744.

MANTYKA, C.S.; BELLWOOD, D.R. (2007) Macroalgal grazing selectivity among herbivorous coral reef fishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 352, p. 177-185.

MARSHALL, A.; MILLS, J.S.; RHODES, K.L.; MCILWAIN, J. (2011) Passive acoustic telemetry reveals highly variable home range and movement patterns among unicornfish within a marine reserve. **Coral Reefs**, v. 30, n. 3, p. 631–642.

MCAFEE, S.T.; MORGAN, S.G. (1996) Resource use by five sympatric parrotfishes in the San Blas Archipelago, Panama. **Marine Biology**, v. 125, p. 427-437.

MCCLANAHAN T.R. (1997) Primary succession of coral-reef algae: differing patterns on fished versus unfished reefs. **J Exp Mar Biol Ecol** 218:77–102.

- MCCLANAHAN T.R.; SHAFIR S.H. (1990) Causes and consequences of sea urchin abundance and diversity in Kenyan coral. **Oecologia** 83:362–370.
- MCDERMID, K.J.; STUERCKE, B. (2003) Nutritional composition of edible Hawaiian seaweeds. **Journal of Applied Phycology** 15, 513–524.
- MCFARLAND, W.N. (1986) Light in the sea—correlations with behaviors of fishes and invertebrates. **American Zoologist**, v. 26, n. 2, p. 389-401.
- MCFARLAND, W.N.; OGDEN, J.C.; LYTHGOE, J.N. (1979) The influence of light on the twilight migrations of grunts. **Environmental Biology of Fishes**, v. 4, p. 9-22.
- MCNAUGHTON S.J.; BANYIKWA F.F.; MCNAUGHTON M.M. (1997) Promotion of the cycling of diet-enhancing nutrients by African grazers. **Science** 278:1798–1800.
- MÉNARD, A.; TURGEON, K.; KRAMER, D.L. (2007) Selection of diurnal refuges by the nocturnal squirrelfish, *Holocentrus rufus*. **Environmental Biology of Fishes**, v. 82, n. 1, p. 59–70.
- MENDES, T.C.; CESAR AUGUSTO M.M.C.; CARLOS EDUARDO 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**, V.471,146-152.
- MEYER, C.G.; PAPASTAMATIOU, Y.P.; CLARK, T.B. (2010) Differential movement patterns and site fidelity among trophic groups of reef fishes in a Hawaiian marine protected area. **Mar Biol** 157, 1499–1511.
- MOBERG, F.; FOLKE, C. (1999) Ecological goods and services of coral reef ecosystems. **Ecol. Econ.** 29, 215–233.
- MONTGOMERY, W.L.; GERKING, S.D. (1980). Marine macroalgae as foods for fishes: an evaluation of potential food quality. **Environmental Biology of Fishes**. 5: 143–153.
- MOREIRA, A. C. O. (2012) Efeitos da proteção e da complexidade estrutural de recifes artificiais sobre a densidade e a biomassa de Scaridae (Perciformes: Labroidae) em recifes tropicais de Maracajaú, RN. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal da Paraíba.
- MOURA, R.L.; FIGUEIREDO, J.L.; SAZIMA, I. (2001) 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.J. (2009) Phase shifts and the stability of macroalgal communities on Caribbean coral reefs. **Coral Reefs** 28: 761–773
- MUMBY, P.J. *et al.* (2006) Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. **Science**, v. 311, n. 5757, p. 98-101.
- MUMBY P.J.; STENECK R.S. (2008) Coral reef management and conservation in light of rapidly evolving ecological paradigms. **Trends Ecol Evol** 23:555–563

MUMBY, P.J.; WABNITZ, C.C.C. (2002) Spatial patterns of aggression, territory size, and harem size in five sympatric Caribbean parrotfish species. **Environmental Biology of Fishes**, v. 63, n. 3, p. 265-279.

NAGELKERKEN I.; DORENBOSCH M.; VERBERK W.C.E.P.; COCHERET DE LA MORINIÈRE E.; VAN DER VELDE G. (2000) Day–night shifts of fishes between shallow-water biotopes of a Caribbean bay, with emphasis on the nocturnal feeding of Haemulidae and Lutjanidae. **Mar Ecol Prog Ser** 194: 55–64

NASH, K.L. *et al.* (2012) Influence of habitat condition and competition on foraging behaviour of parrotfishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 457, p. 113-124.

NICHOLSON G.M.; CLEMENTS K.D. (2020) Resolving resource partitioning in parrotfishes (Scarini) using microhistology of feeding substrata. **Coral Reefs** 39:1313–1327.

NIGHTINGALE, B.P.; CATO, D.H. (2000) Marine animal behavior and oceanographic features: the role of water temperature and light intensity. **Marine and Freshwater Research**, v. 51, n. 7, p. 681-689.

NINOW, A.N. (2024) Comunidade de macroalgas marinhas de recifes tropicais rasos: distribuição e ocorrência em relação a forçantes ambientais e humanas. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal de Pernambuco.

OGDEN, J.C.; BUCKMAN, N.S. (1973) Movements, Foraging Groups, and Diurnal Migrations of the Striped Parrotfish *Scarus croicensis* Bloch (Scaridae). **Ecology** 54, 589–596.

ORTIZ, D.; TISSOT, B. (2008) Ontogenetic patterns of habitat use by reef-fish in a Marine Protected Area network: A multi-scaled remote sensing and in situ approach. **Marine Ecology Progress Series** 365, 217–232.

OVERHOLTZER, K.L.; MOTTA, P.J. (1999) Comparative resource use by juvenile parrotfishes in the Florida Keys. **Marine Ecology Progress Series**, v. 177, p. 177-187.

PASTOR J.; VERDOIT-JARRAYA M.; ASTRUCH P.; DALIAS N.; NELVA PASQUAL J.S.; SARAGONI G.; LENFANT P. (2009) Acoustic telemetry survey of the dusky grouper (*Epinephelus marginatus*) in the Marine Reserve of Cerbere-Banyuls: information on the territoriality of this emblematic species. **C R Biol** 332: 732–740

PATARRA, R.F.; PAIVA, L.; NETO, A.I.; LIMA, E.; BAPTISTA, J. (2011) Nutritional value of selected macroalgae. **J. Appl. Phycol.** 23, 205–208.

PAUL, V.J.; FENICAL, W. (1983) Isolation of halimedatrial: chemical defense adaptation in the calcareous reef-building alga Halimeda. **Science**, v. 221, n. 4612, p. 747-749.

PENHALE, P.A.; CAPONE, D.G. (1981) Primary productivity and nitrogen fixation in two macroalgae-cyanobacteria associations. **Bulletin of Marine Science**, v. 31, n. 1, p. 164-169.

PEREIRA, P.H.C. *et al.* (2016) Ontogenetic foraging activity and feeding selectivity of the Brazilian endemic parrotfish *Scarus zelindae*. **PeerJ**, v. 4, p. e2536.

PEREIRA, R.C.; *et al.* (2002) Field experimental evaluation of secondary metabolites from marine invertebrates as antifoulants. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, p. 311-320.

PEREIRA, R.C.; GAMA, B.A.P. (2008) Macroalgal chemical defenses and their roles in structuring tropical marine communities. In: **Algal chemical ecology**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 25-55.

PICKHOLTZ, R.; KIFLAWI, M.; CROSSIN, G.T; *et al.* (2022) Highly repetitive space-use dynamics in parrotfishes. **Coral Reefs** 41, 1059–1073.

PINHEIRO, B.R. (2006) Recrutamento de corais no recife da Ilha da Barra - Tamandaré / PE. **Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica)** – Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

PITTMAN, S.J.; BROWN, K.A. (2011) Multi-scale approach for predicting fish species distributions across coral reef seascapes. **PloS one**, vol. 6, ed. 5.

PITTMAN, S.J.; MONACO, M.E.; FRIEDLANDER, A.M.; LEGARE, B.; NEMETH, R.S.; KENDALL, M.S.; POTI, M.; CLARK, R.D.; WEDDING, L.M.; CALDOW, C. (2014) Fish with Chips: Tracking Reef Fish Movements to Evaluate Size and Connectivity of Caribbean Marine Protected Areas. **PLOS ONE** 9, e96028.

POLUNIN, N.V.C.; KLUMPP, D.W. (1989) Ecological correlates of foraging periodicity in herbivorous reef fishes of the Coral Sea. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 126, 1–20.

POLUNIN, N.; ROBERTS, C. (1993) Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. **Marine Ecology Progress Series** 100, 167–176.

POWELL, R. (2000). **Animal home ranges and territories and home range estimators. Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences** 65–110.

REEBS, S.G. (2002) Plasticity of diel and circadian activity rhythms in fishes. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 12, 349–371.

RICKEL, S.; GENIN, A. (2005) Twilight transitions in coral reef fish: the input of light-induced changes in foraging behaviour. **Animal behaviour**, v. 70, n. 1, p. 133-144.

RODGERS A.R.; KIE J.G.; WRIGHT D.; BEYER H.L.; CARR A.P. (2015) HRT: Home Range Tools for ArcGIS. Version 2.0. **Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry**, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay.

ROOKER, J.R.; DENNIS, G.D. (1991) Diel, lunar and seasonal changes in a mangrove fish assemblage off southwestern Puerto Rico. **Bulletin of Marine Science**, v. 49, n. 3, p. 684-698.

RUSS G.R.; QUESTEL S.A.; RIZZARI J.R.; ALCALA A.C. (2015) The parrotfish–coral relationship: refuting the ubiquity of a pre-vailing paradigm. **Mar Biol** 162: 2029–2045.

SADOVY, Y.; KULBICKI, M.; LABROSSE, P.; LETOURNEUR, Y.; LOKANI, P.; DONALDSON, T.J. (2003) The Humphead Wrasse, *Cheilinus Undulatus*: Synopsis of a Threatened

- and Poorly Known Giant Coral Reef Fish. **Reviews in Fish Biology and Fisheries** 13, 327–364.
- SANDIN, S.A.; MCNAMARA, D.E. (2012) Spatial dynamics of benthic competition on coral reefs. **Oecologia**, v. 168, p. 1079-1090.
- SAMUEL, M.D., PIERCE, D.J., GARTON, E.O. (1985). Identifying Areas of Concentrated Use within the Home Range. **Journal of Animal Ecology** 54, 711–719.
- SCHMITZ O.J.; HAMBÄCK P.A.; BECKERMAN A.P. (2000) Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. **Am Nat** 155:141–153.
- SELBY, T.H.; HART, K.M.; FUJISAKI, I.; SMITH, B.J.; POLLOCK, C.J.; HILLIS-STARR, Z.; LUNDGREN, I.; OLI, M.K. (2016) Can you hear me now? Range-testing a submerged passive acoustic receiver array in a Caribbean coral reef habitat. **Ecology and Evolution** 6, 4823–4835.
- SILVEIRA, C.B.L. (2019) Diversidade de habitats, conectividade e impactos humanos em recifes costeiros: uma análise integrada para o Planejamento Espacial Marinho. **Tese (Doutorado em Oceanografia)**. Universidade Federal de Pernambuco.
- SILVEIRA M.F. (2018) Pesca artesanal e manejo: uma abordagem temporal comparativa em Tamandaré - PE. **Dissertação de Mestrado**, Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco. 54 p.
- SIMPFENDORFER, C.A.; HEUPEL, M.R.; HUETER, R.E. (2002) Estimation of short-term centers of activity from an array of omnidirectional hydrophones and its use in studying animal movements. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 59, 23–32.
- SOUTER, D. *et al.* (2021) **Status of coral reefs of the world: 2020**. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN) e International Coral Reef Initiative (ICRI).
- SPYKER, K.A.; VAN DEN BERGHE, E.P. (1995) Diurnal abundance patterns of Mediterranean fishes assessed on fixed transects by scuba divers. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 124, n. 2, p. 216-224.
- STEINDACHNER, F. (1878) **Ichthyologische Beiträge**. VI. Sitzungsber. Akad. Wiss. Wien. 77(1): 379– 392.
- TABORSKY, M.; LIMBERGER, D. (1980) The activity rhythm of *Blennius sanguinolentus* Pallus: an adaptation to its food source? **Marine Ecology** 1:143–153.
- Tebbett S.B.; Siqueira A.C.; Bellwood D.R. (2022) The functional roles of surgeonfishes on coral reefs: past, present and future. **Rev Fish Biol Fisheries** 32:387–439.
- THOMPSON, A.A.; MAPSTONE, B.D. (2002) Intra-versus inter-annual variation in counts of reef fishes and interpretations of long-term monitoring studies. **Marine Ecology Progress Series**, v. 232, p. 247-257.
- THORBJØRNSSEN, S. H.; MOLAND, E.; VILLEGAS-RÍOS, D.; BLEEKER, K.; KNUTSEN, H.; & OLSEN, E. M. (2021) Selection on fish personality differs between a no-take marine reserve and fished areas. **Evolutionary Applications** 14(7), 1807–1815.

TOOTELL, J.S.; STEELE, M.A. (2016) Distribution, behavior, and condition of herbivorous fishes on coral reefs track algal resources. **Oecologia** 181, 13–24.

UNSWORTH R.K.F.; BELL J.J.; SMITH D.J. (2007) Tidal fish connectivity of reef and sea grass habitats in the IndoPacific. **Journal of Marine Biology Assessment** U.K 87, 1287-1296.

VASCONCELOS, E.; VASCONCELOS, J.; REIS, T.; CONCENTINO, A.; MALLEA, A.; MARTINS, G.; NETO, A.; FUJII, M. (2019) Macroalgal responses to coastal urbanization: relative abundance of indicator species. **Journal of Applied Phycology**, 31, pp.893-903.

VIDAL MARQUES, L.; VILLACA, R.; CRESPO PEREIRA, R. (2006) Susceptibility of macroalgae to herbivorous fishes at Rocas Atoll, Brazil. **Botanica Marina**, vol. 49.

VERMEIJ M.J.A.; VAN MOORSELAAR I.; ENGELHARD S.; HORNLEIN C.; VONK S.M.; VISSER P.M. (2010) The effects of nutrient enrichment and herbivore abundance on the ability of turf algae to overgrow coral in the Caribbean. **PLoS One** 5:e14312.

WALTERS, L.J. *et al.* (2002) Asexual propagation in the coral reef macroalga *Halimeda* (Chlorophyta, Bryopsidales): production, dispersal and attachment of small fragments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 278, n. 1, p. 47-65.

WILLIS T.J.; BADALAMENTI F; MILAZZO M. (2006) Diel variability in counts of reef fishes and its implications for monitoring. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. 331 (1), 108–120.

WILSON, K.S.; BELLWOOD, D.R.; CHOAT, J.R.; FURNAS, M.J. (2003) Detritus in the epilithic algal matrix and its use by coral reef fishes. **Oceanography and Marine Biology: an Annual Review**. 41, 279–309.

WELSH J.Q.; BELLWOOD D.R. (2012) Spatial ecology of the steephead parrotfish (*Chlorurus microrhinos*): an evaluation using acoustic telemetry. **Coral Reefs** 31:55–65

WELSH, J.Q.; FOX, R.J.; WEBBER, D.M.; BELLWOOD, D.R. (2012) Performance of remote acoustic receivers within a coral reef habitat: implications for array design. **Coral Reefs** 31, 693–702.

WORTON, B.J. (1989) Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. **Ecology** 70, 164–168.

ZEMKE- WHITE, W.L.; CHOAT, J.H; CLEMENTS, K.D; (2002) A re- evaluation of the diel feeding hypothesis for marine herbivorous fishes. **Marine Biology** 141, 571–579.

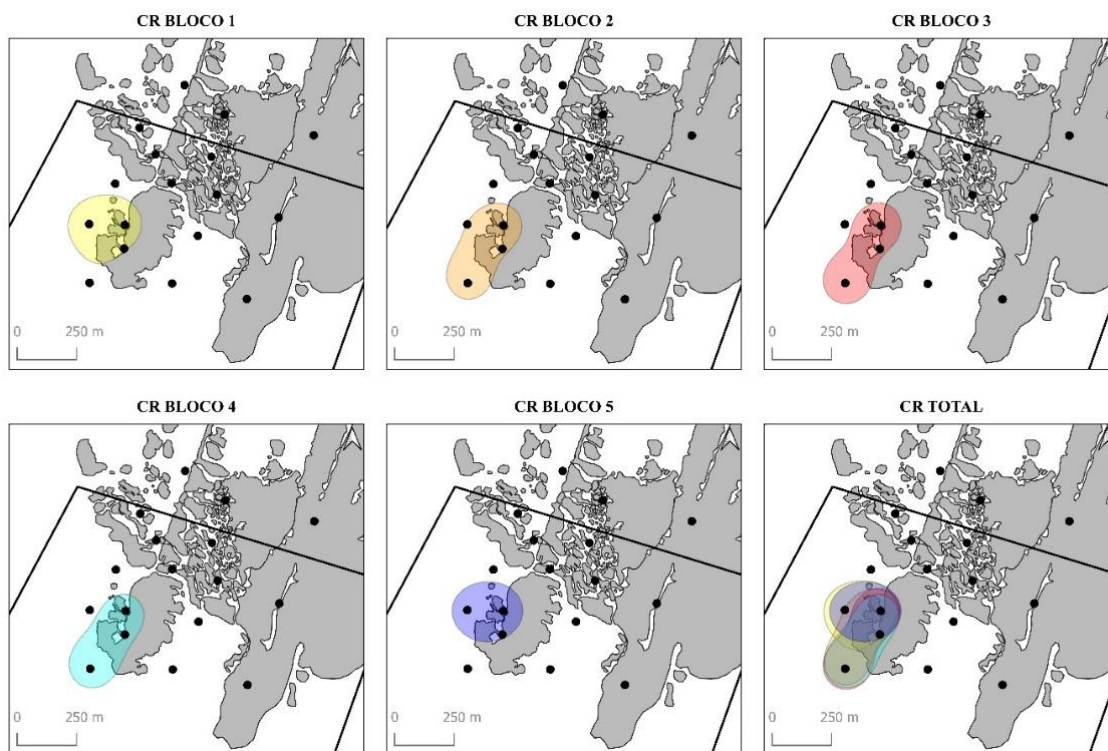
ZEMKE-WHITE, W.L.; CLEMENTS, K.D.; HARRIS, P.J. (1999) Acid lysis of macroalgae by marine herbivorous fishes: myth or digestive mechanism? **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** 233, 95–113.

**ANEXO A – DADOS GERAIS DO MONITORAMENTO POR TELEMETRIA
ACÚSTICA**

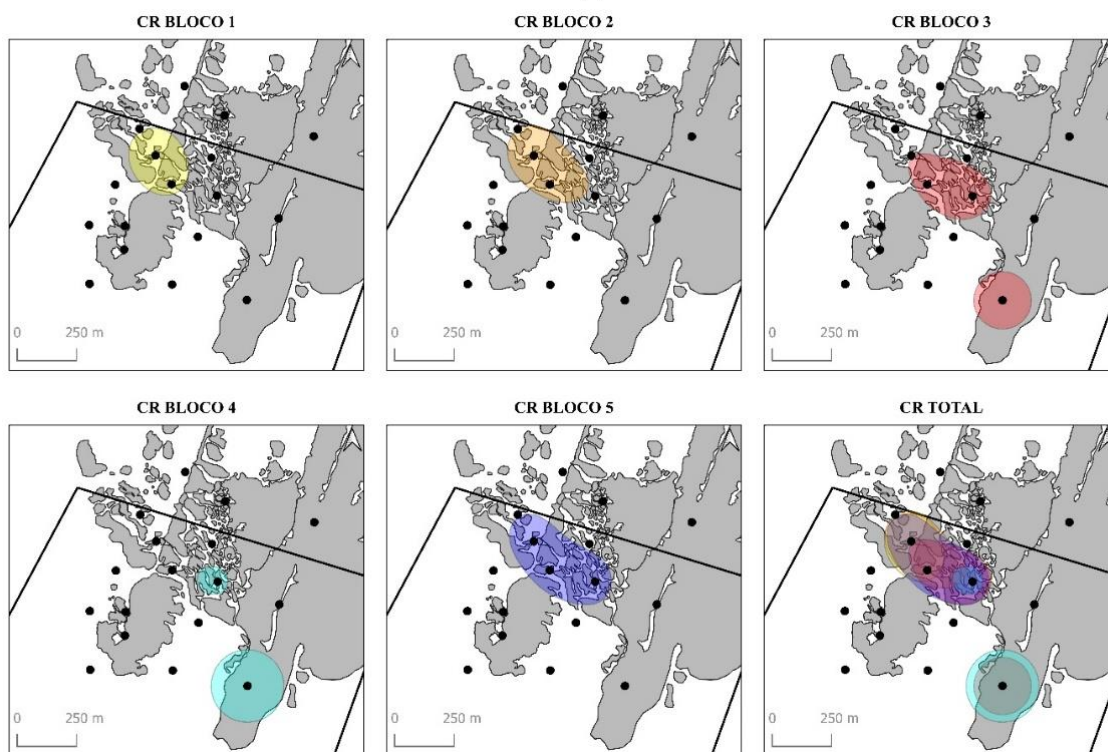
ID peixe	Comprimento total (cm)	Peso total (g)	Data de captura (dd/mm/aa)	Data de soltura (dd/mm/aa)	Última deteccção (dd/mm/aa)	Período detectado	Dias detectados
SPAAXI #01	26.2	267.1	09/12/16	13/12/16	01/02/17	51	51
SPAAXI #03	25.5	272.0	09/01/17	12/01/17	28/01/17	18	18
SPAAXI #04	25.0	240.7	10/01/17	12/01/17	05/02/17	25	25
SPAAXI #07	27.7	342.2	12/01/17	14/01/17	30/01/17	17	17
SPAAXI #08	33.0	539.3	17/01/17	20/01/17	06/05/17	107	62
SPAAXI #10	25.4	258.1	18/01/17	20/01/17	15/03/17	55	50
SPAAXI #11	27.5	326.9	18/01/17	20/01/17	20/04/17	91	39
SPAAXI #13	25.2	249.6	23/01/17	26/01/17	22/03/17	56	39
SPAAXI #15	25.0	246.0	28/03/17	30/03/17	27/05/17	58	58
SPAAXI #16	24.5	250.0	28/03/17	30/03/17	25/09/17	180	34
SPAAXI #17	26.8	322.0	28/03/17	30/03/17	06/05/17	38	38
SPAAXI #18	24.3	261.4	26/04/17	28/04/17	03/10/17	159	151
SPAAXI #19	25.6	302.5	26/04/17	28/04/17	25/05/17	28	25
SPAAXI #20	24.2	243.4	26/04/17	28/04/17	31/10/17	187	134

ANEXO B – MAPAS DE CORE RANGE

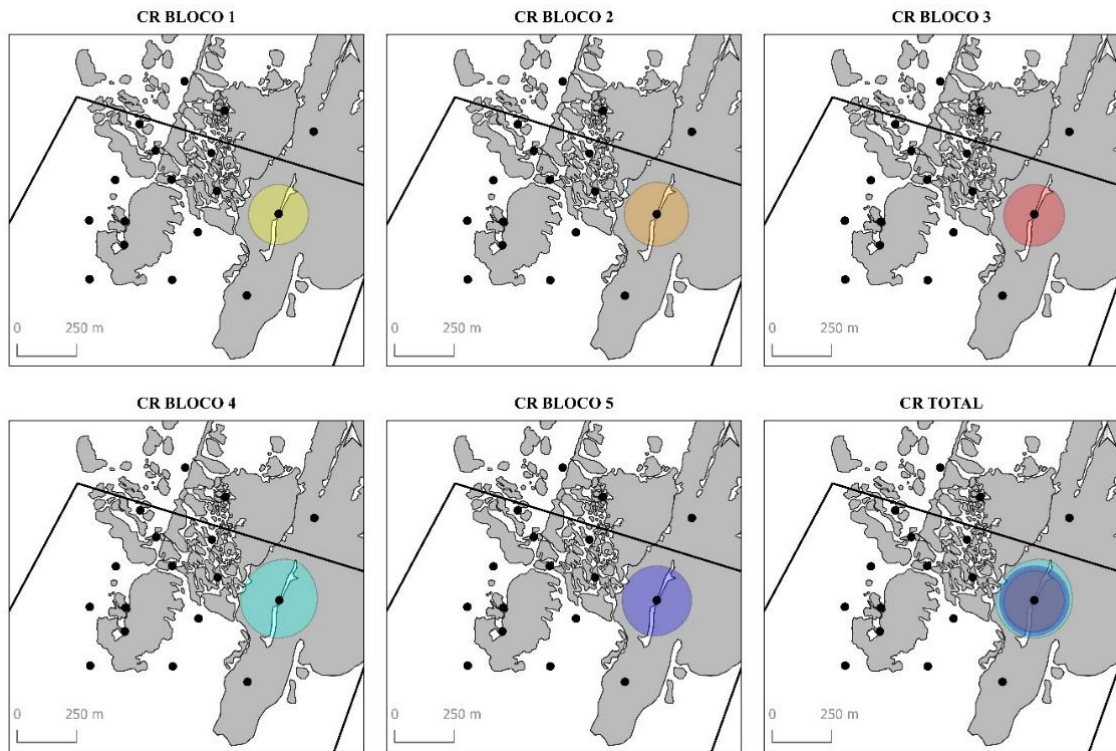
SPAAXI_03



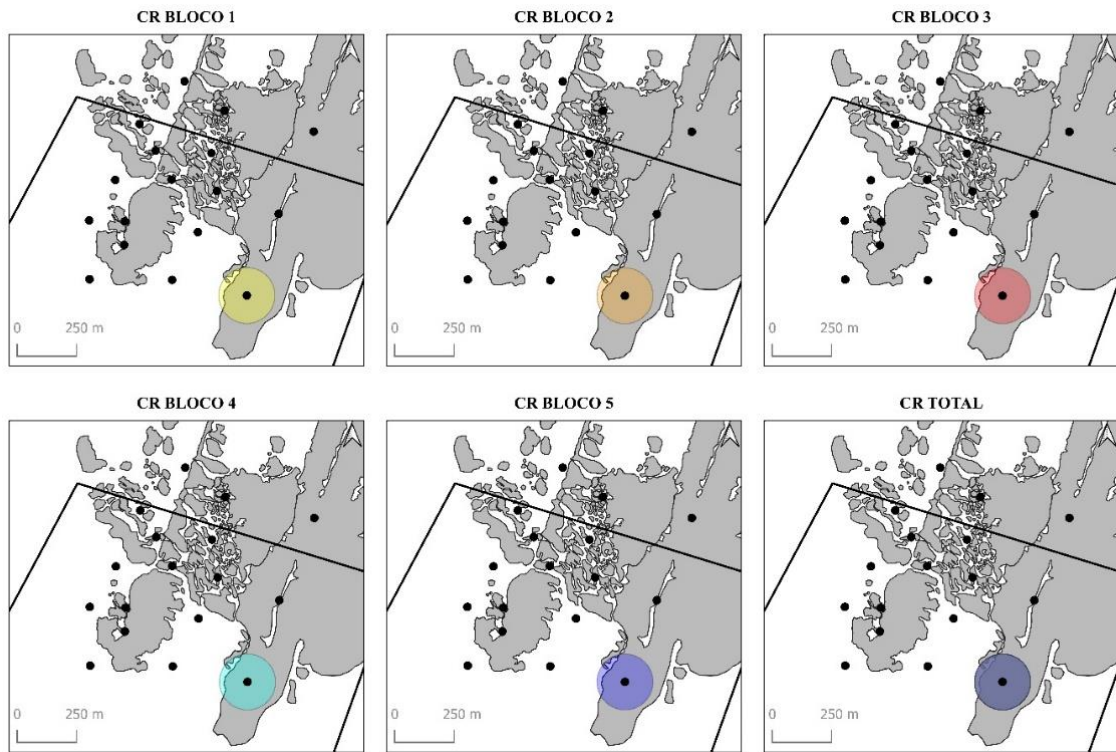
SPAAXI_07



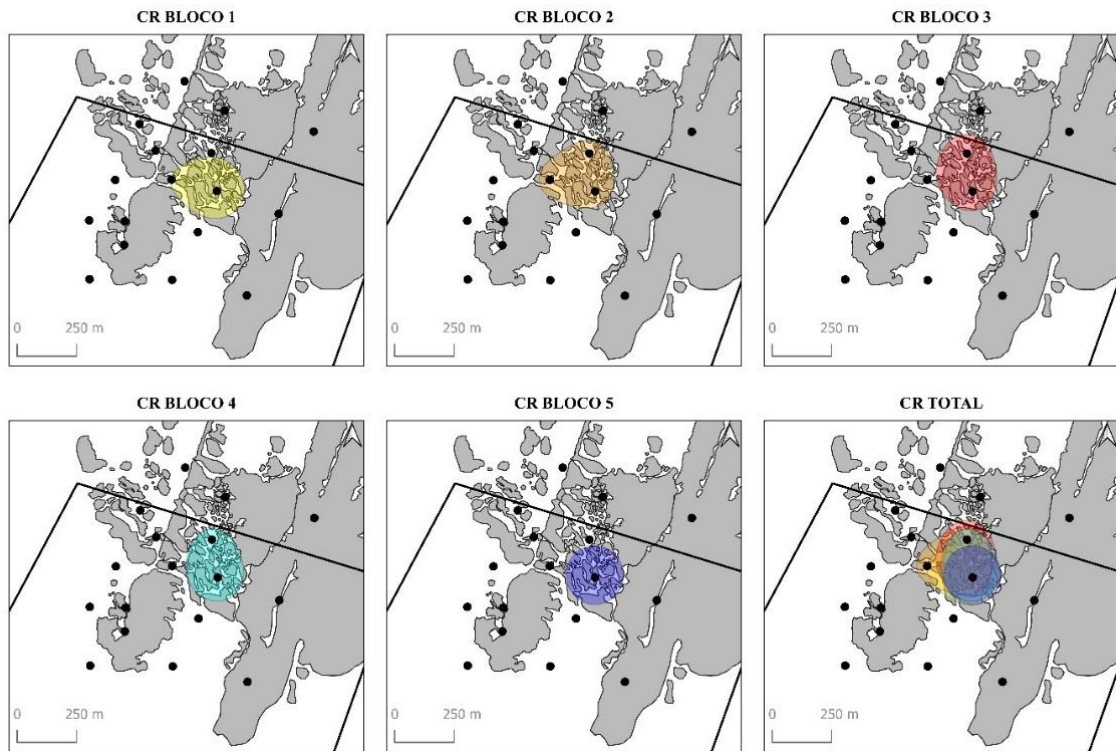
SPAAXI_08



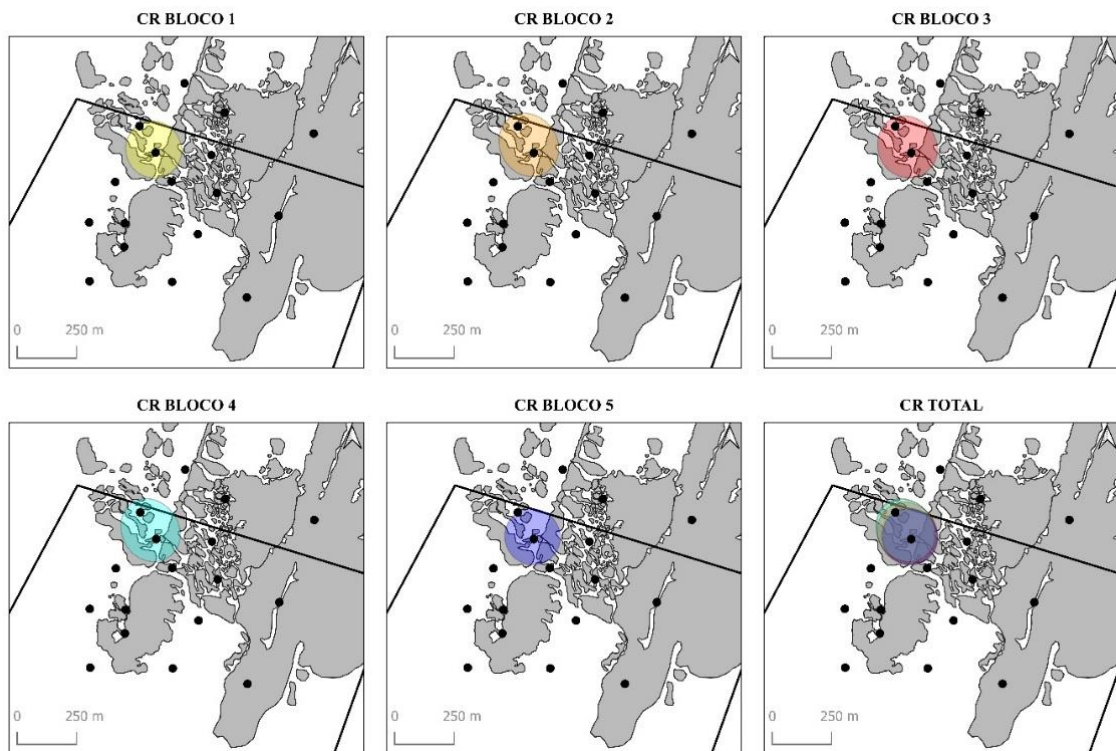
SPAAXI_11



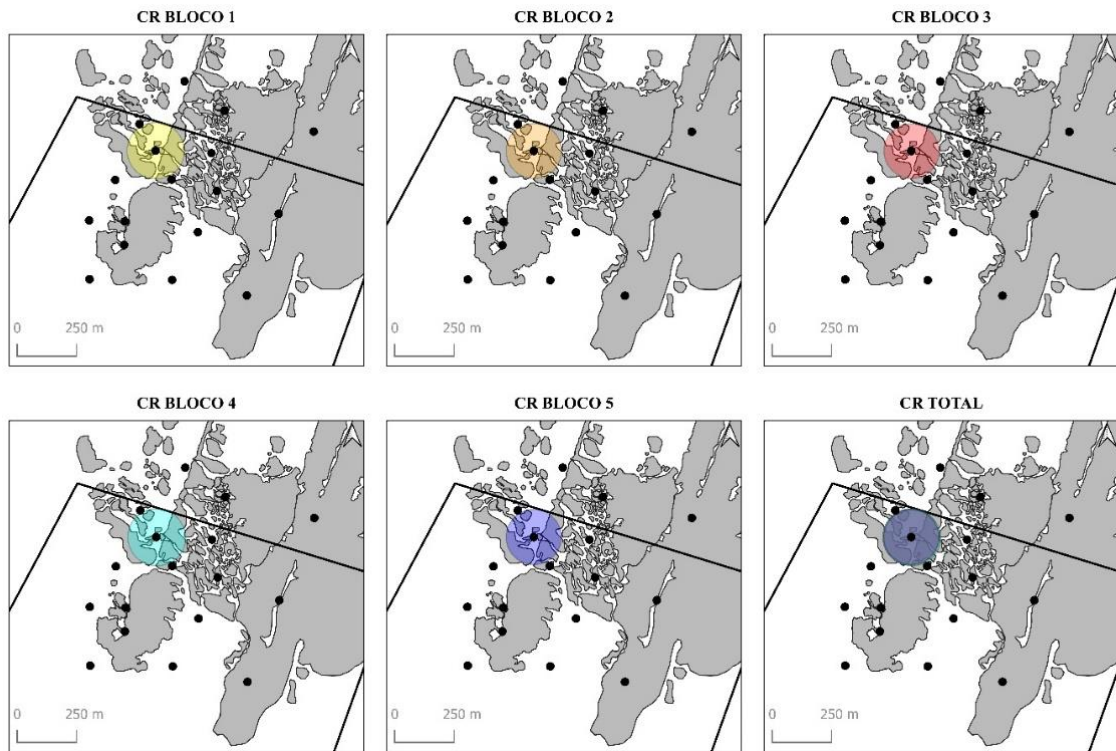
SPAAXI_13



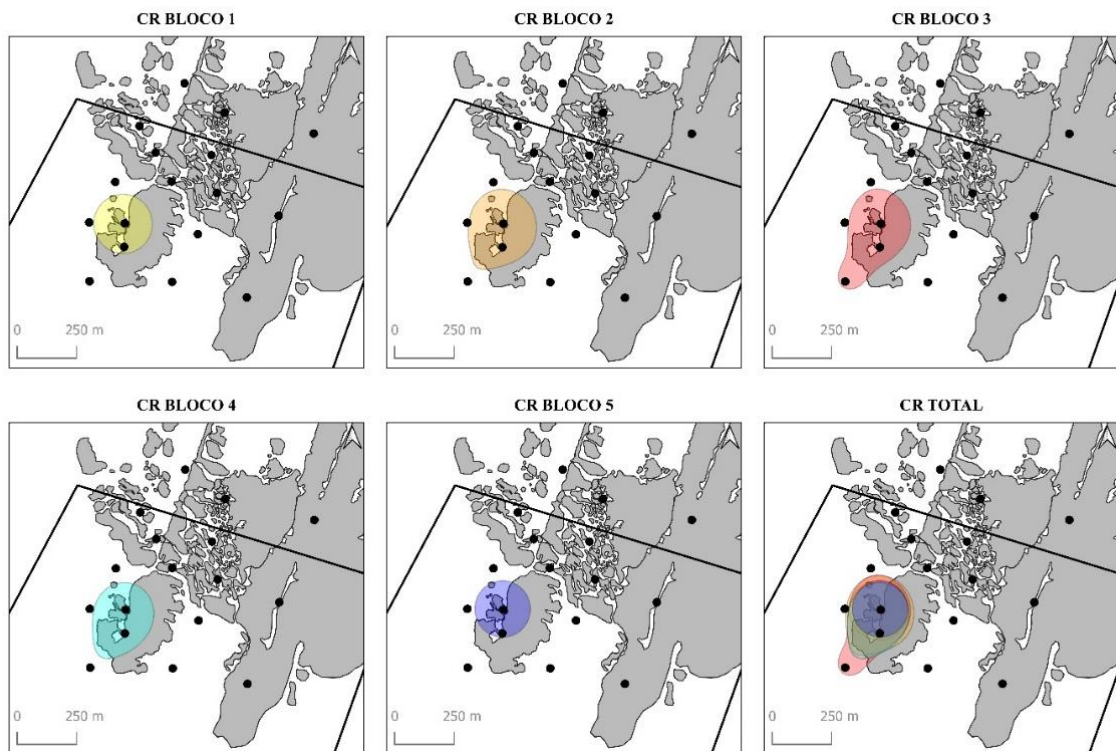
SPAAXI_15



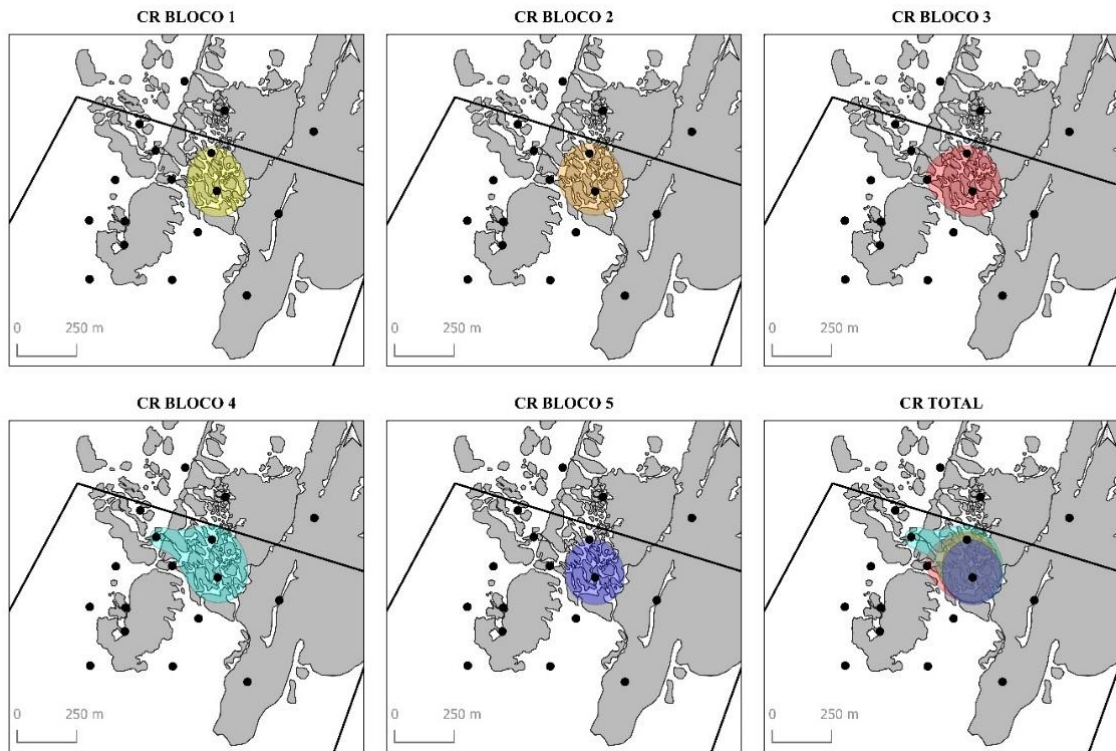
SPAAXI_16



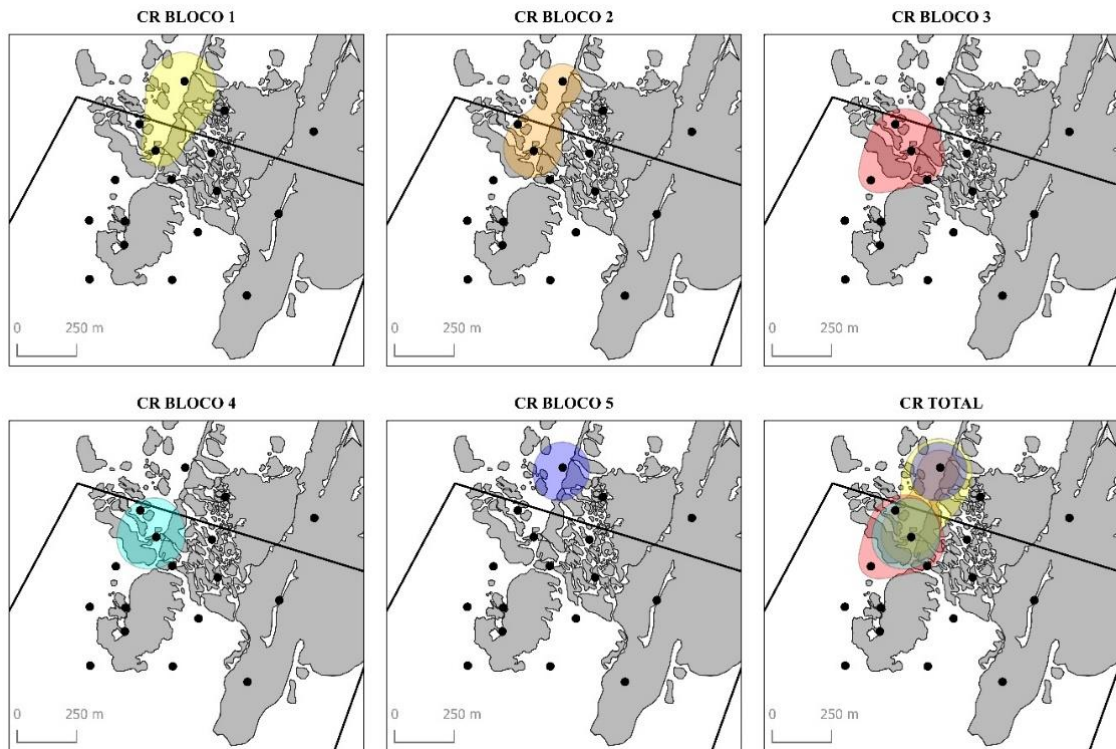
SPAAXI_17



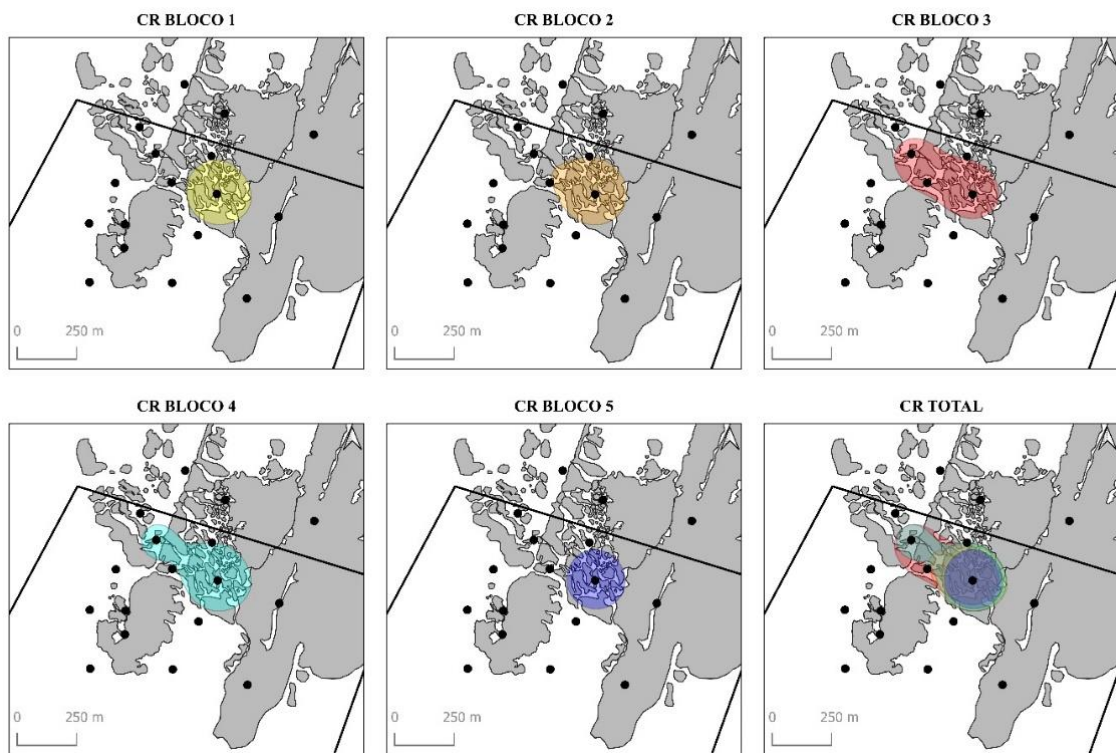
SPAAXI_18



SPAAXI_19



SPAAXI_20



ANEXO C – ÍNDICES DE SOBREPOSIÇÃO (*OVERLAP INDEX – OI*)

ID	<i>OI</i> #1	<i>OI</i> #2	<i>OI</i> #3	<i>OI</i> #4	<i>OI</i> #5	<i>OI</i> #6	<i>OI</i> #7	<i>OI</i> #8	<i>OI</i> #9	<i>OI</i> #10
<i>SPAAXI</i> #01	0.640	0.827	0.833	0.704	0.746	0.633	0.535	0.823	0.696	0.845
<i>SPAAXI</i> #03	0.478	0.393	0.352	0.803	0.829	0.781	0.460	0.861	0.393	0.334
<i>SPAAXI</i> #04	0.524	0.216	0.007	0.500	0.410	0.135	0.602	0.395	0.312	0.030
<i>SPAAXI</i> #07	0.687	0.140	0.000	0.486	0.256	0.020	0.653	0.409	0.451	0.069
<i>SPAAXI</i> #08	0.879	0.965	0.597	0.741	0.910	0.679	0.843	0.619	0.768	0.806
<i>SPAAXI</i> #10	0.248	0.035	0.382	0.849	0.582	0.720	0.302	0.399	0.074	0.456
<i>SPAAXI</i> #11	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
<i>SPAAXI</i> #13	0.567	0.552	0.661	0.753	0.657	0.597	0.413	0.758	0.516	0.694
<i>SPAAXI</i> #15	0.781	0.842	0.746	0.956	0.913	0.954	0.747	0.872	0.808	0.714
<i>SPAAXI</i> #16	0.946	0.937	0.977	0.946	0.979	0.924	0.998	0.915	0.978	0.924
<i>SPAAXI</i> #17	0.629	0.584	0.700	0.897	0.790	0.803	0.571	0.768	0.529	0.643
<i>SPAAXI</i> #18	0.830	0.771	0.656	0.874	0.854	0.741	0.736	0.711	0.696	0.585
<i>SPAAXI</i> #19	0.529	0.202	0.231	0.426	0.408	0.515	0.293	0.692	0.000	0.000
<i>SPAAXI</i> #20	0.779	0.440	0.624	0.832	0.548	0.723	0.695	0.737	0.434	0.530

**ANEXO D – COMPARAÇÃO PAR A PAR (POST-HOC) DOS ÍNDICES DE
SOBREPOSIÇÃO (OVERLAP INDEX – OI)**

Comparação par a par	<i>t</i>	<i>p</i>
OI1-OI2	2.128	0.053
OI1-OI3	1.852	0.087
OI1-OI4	-1.594	0.135
OI1-OI5	-0.472	0.645
OI1-OI6	0.276	0.787
OI1-OI7	2.104	0.055
OI1-OI8	-0.632	0.538
OI1-OI9	3.092	0.009
OI1-OI10	1.910	0.078
OI2-OI3	0.208	0.838
OI2-OI4	-2.946	0.011
OI2-OI5	-3.048	0.009
OI2-OI6	-1.362	0.196
OI2-OI7	-1.146	0.272
OI2-OI8	-2.397	0.032
OI2-OI9	0.519	0.612
OI2-OI10	0.436	0.669
OI3-OI4	-4.025	0.001
OI3-OI5	-3.251	0.006
OI3-OI6	-2.321	0.037
OI3-OI7	-1.065	0.306
OI3-OI8	-3.002	0.010
OI3-OI9	0.140	0.891
OI3-OI10	0.366	0.720
OI4-OI5	1.849	0.087
OI4-OI6	2.816	0.015
OI4-OI7	2.480	0.028
OI4-OI8	1.340	0.203
OI4-OI9	3.585	0.003
OI4-OI10	3.989	0.002
OI5-OI6	1.257	0.231
OI5-OI7	1.322	0.209
OI5-OI8	-0.138	0.892
OI5-OI9	3.141	0.008
OI5-OI10	3.417	0.005
OI6-OI7	0.346	0.735
OI6-OI8	-1.123	0.282
OI6-OI9	1.460	0.168
OI6-OI10	2.019	0.065

<i>OI7-OI8</i>	-1.318	0.210
<i>OI7-OI9</i>	2.161	0.050
<i>OI7-OI10</i>	1.220	0.244
<i>OI8-OI9</i>	2.680	0.019
<i>OI8-OI10</i>	2.575	0.023
<i>OI9-OI10</i>	0.035	0.973