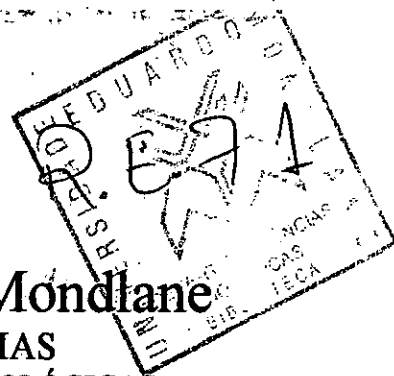




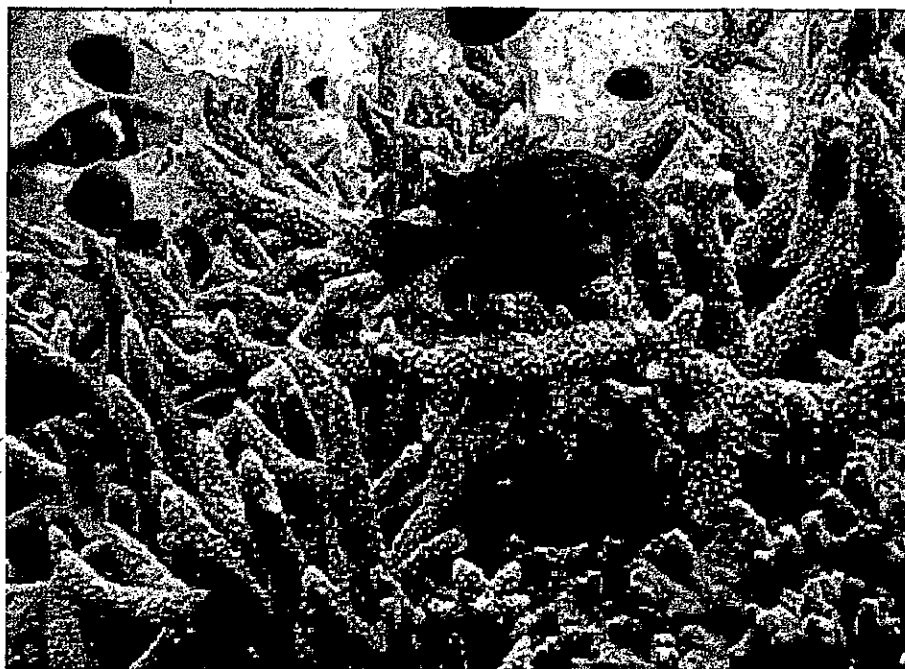
BIO-166



**Universidade Eduardo Mondlane**  
FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

## **TESE DE LICENCIATURA**

**“Estudo Comparativo das Comunidades Ictiológicas de dois Recifes de Coral da Ilha da Inhaca e sua Relação com a Estrutura do Habitat”**



**Por: Marcos A. M. Pereira**



**Universidade Eduardo Mondlane**

FACULDADE DE CIÊNCIAS  
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

R.E. 71

**TESE DE LICENCIATURA**

**“Estudo Comparativo das Comunidades Ictiológicas de  
dois Recifes de Coral da Ilha da Inhaca e sua Relação com  
a Estrutura do Habitat”**

Por: Marcos A. M. Pereira

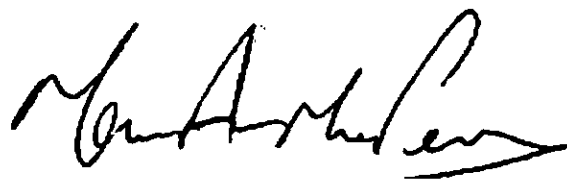
Supervisor: dr. Domingos Z. Gove  
Co-Supervisor: dr. Adriano A. Macia Jr.

Maputo, Maio de 2000

## AGRADECIMENTOS:

As palavras que aqui registo, não chegam a expressar todo o sentimento de gratidão que nutro pelas pessoas abaixo mencionadas e, naturalmente, por muitas outras não mencionadas:

- Um muito obrigado aos meus supervisores: dr. Domingos Z. Gove e dr. Adriano A. Macia Jr.; todas as palavras serão poucas para agradecer o auxílio prestado;
- Ao MICOA-UGC, através da dra. Helena Motta, pelo apoio financeiro e não só, sem o qual este trabalho não teria sido realizado;
- A todo o pessoal da EBM da Ilha da Inhaca, especialmente os Srs. Morgado Manganhela e Santos Luis Mucave, que muito contribuíram para o sucesso do trabalho de campo;
- À Carla Ng, João Saraiva, Maria Dornelas e Tiago Simões que, na Inhaca, ajudaram a suportar aquela primeira semana infernal;
- À Maria João Rodrigues por toda ajuda desde o princípio;
- Um agradecimento especial ao Doutor Michael Schleyer (ORI - Durban), por todo o aconselhamento científico e não só, que nunca hesitou em prestar;
- Ao Sr. Andrew Bentley do JLB Smith's Institute of Ichthyology (Grahamstown - RSA), por toda a ajuda relativa ao material bibliográfico que se dispôs a disponibilizar sem a menor hesitação;
- A todos os docentes do Departamento de Ciências Biológicas (e não só), que ao longo destes 5 anos deram o melhor de si para que se formasse mais um biólogo em Moçambique: Missão cumprida!
- A todo o CTA do DCB, especialmente a D. Eduarda e D. Janete por toda a paciência e generosidade aquando do empréstimo de material bibliográfico e a todos os outros não mencionados;
- Aos meus amigos, que tiveram que suportar, durante estes 5 anos, muitas gazetas às "farras" de Sexta e Sábado à noite;
- À Alice Costa, que me ajudou na fase inicial do trabalho de campo;
- À Cristina I. M. Louro, minha "dive buddy" que ajudou-me desde a fase inicial de pesquisa bibliográfica;
- Aos meus, inicialmente colegas, depois... amigos para todas as horas, Tânia Pereira e Miguel Gonçalves; pela vossa ajuda e por terem partilhado comigo a vossa alegria, entusiasmo e boa disposição sempre presentes;
- Aos meus pais Iolanda Pereira e Santos Pereira, meu irmão Sérgio Pereira por todo incentivo e apoio que me ofereceram desde o início das minhas aventuras "marinhas" e por estarem presentes nos momentos mais difíceis;
- Por último, mas de modo algum menos importante, à Micaela por toda a força e apoio nos momentos de fraqueza, pela confiança nas minhas capacidades e sobretudo por todo o amor...




## DEDICATÓRIA

*À memória da minha querida irmã Cláudia C. M. Pereira, que foi e será sempre, uma fonte inesgotável de inspiração ...*

## DECLARAÇÃO DE HONRA

Declaro por minha honra, que este trabalho é fruto do meu esforço e dedicação, da minha inteira responsabilidade e que a informação aqui contida, reflecte só, e nada mais que a realidade.

Maputo, 30 de Maio de 2000



A handwritten signature in black ink, written over a horizontal line. The signature is stylized and appears to be 'M. A. L.' followed by a flourish.

*O organismo está à mercê do ambiente.*

**R. B. Platt**

## RESUMO

As comunidades ictiológicas dos recifes da Barreira Vermelha (RBV) e Ponta Torres (RPT), Ilha da Inhaca, foram estudadas nos meses de Janeiro e Abril de 2000, usando técnicas visuais e equipamento "SCUBA", com o objectivo de estimar e comparar a sua diversidade, densidade, biomassa e composição específica e estudar a sua relação com a estrutura do habitat.

Houve diferenças significativas de salinidade e visibilidade horizontal (superiores no RPT), tendo os outros parâmetros abióticos mostrado diferenças não significativas. Não significativas, foram também as diferenças entre os dois recifes, em relação aos seguintes parâmetros do substrato: profundidade de Sechii, profundidade total, diversidade de composição do substrato (DCS), percentagem de cobertura de material vegetal e de areia. No entanto, a complexidade estrutural do substrato (CES) e a percentagem de cobertura de coral duro vivo, foram significativamente superiores no RPT e RBV, respectivamente.

O RBV apresentou uma diversidade específica da ictiofauna (Shannon-Wiener  $H' = 3.43$ ) significativamente superior à do Recife da Ponta Torres (RPT) ( $H' = 2.64$ ), que no entanto, apresentou valores significativamente superiores de densidade ( $1894.50 \text{ ind}/250 \text{ m}^2$ ) e biomassa fresca total ( $6636.34 \text{ Kg/ha}$ ) comparativamente ao RBV (respectivamente  $195.14 \text{ ind}/250 \text{ m}^2$  e  $1968.44 \text{ Kg/ha}$ ). Em termos de densidade, a principal família no RBV, foi a família Pomacentridae (25.33%), enquanto que no RPT a família Lutjanidae (56.20%) foi a mais representada. A família Acanthuridae (38.76%) foi a que apresentou a maior biomassa no RBV, enquanto que para o RPT, Lutjanidae (52.70%) foi a família dominante.

Em relação aos grupos tróficos, os herbívoros dominaram no RBV, tanto em termos de densidade (34.62%) como biomassa (45.19%), enquanto que no RPT, os carnívoros foram os mais importantes em densidade (64.68%) e em biomassa (61.84%).

Técnicas estatísticas uni- e multivariadas revelaram que as comunidades ictiológicas são principalmente influenciadas pelos parâmetros CES, DCS e percentagem de cobertura de coral duro vivo.

# ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	
DEDICATÓRIA	
DECLARAÇÃO DE HONRA	
RESUMO	
ÍNDICE	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE ANEXOS	
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	

1. INTRODUÇÃO .....	1
2. HIPÓTESES .....	5
3. OBJECTIVOS .....	6
4. MATERIAL E MÉTODOS .....	7
4.1 Área de Estudo .....	7
4.2 Material Usado .....	9
4.3 Métodos .....	10
4.3.1 Período de Amostragem .....	10
4.3.2 Estudo Preliminar .....	10
4.3.3 Estudo do Habitat .....	11
4.3.3.1 Factores Abióticos .....	11
4.3.3.2 Determinação da Percentagem de Cobertura de cada Tipo de Substrato .....	11
4.3.4 Estudo da Ictiofauna .....	13
4.4 Análise de Dados .....	17
4.4.1 Parâmetros Estudados .....	17
4.4.2 Comparação entre o RBV e RPT .....	18
4.4.3 Relação entre as Comunidades Ictiológicas e a Estrutura do Habitat .....	19
5. RESULTADOS .....	21
5.1 Número de Amostras .....	21
5.2 Comparação entre o RBV e RPT .....	22
5.2.1 Factores Abióticos e Estrutura do Substrato .....	22
5.2.1.1 Factores Abióticos .....	22
5.2.1.2 Estrutura do Substrato .....	23
5.2.2 Parâmetros da Ictiofauna .....	24
5.2.2.1 Densidade .....	24
5.2.2.2 Biomassa .....	26
5.2.2.3 Classes de Tamanhos .....	29
5.2.2.4 Composição Específica e Diversidade .....	30
5.3 Relação Ictiofauna – Estrutura do Habitat .....	33
5.3.1 Correlação entre os Parâmetros do Habitat e os da Ictiofauna .....	33
5.3.2 Regressão Múltipla .....	36
5.3.3 Análise Multivariada .....	37



<b>6. DISCUSSÃO</b> .....	39
<b>6.1 Métodos e Número de Amostras</b> .....	39
<b>6.2 Comparação entre o RBV e RPT</b> .....	40
6.2.1 Factores Abióticos e Estrutura do Substrato .....	40
6.2.2 Parâmetros da Ictiofauna .....	42
6.2.2.1 <i>Densidade e Biomassa</i> .....	42
6.2.2.2 <i>Classes de Tamanhos</i> .....	46
6.2.2.3 <i>Composição Específica e Diversidade</i> .....	46
<b>6.3 Relação Ictiofauna – Estrutura do Habitat</b> .....	50
<b>7. CONCLUSÕES</b> .....	52
<b>7.1 Parâmetros do Habitat</b> .....	52
<b>7.2 Parâmetros da Ictiofauna</b> .....	52
7.2.1 Densidade .....	52
7.2.2 Biomassa .....	53
7.2.3 Diversidade .....	53
7.2.4 Relação Ictiofauna – Estrutura do Habitat .....	54
<b>8. RECOMENDAÇÕES</b> .....	55
<b>9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	56
<b>ANEXOS</b> .....	68

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Localização das áreas de estudo: (1) Recife da Barreira Vermelha (RBV) e (2) Recife da Ponta Torres (RPT) (os recifes de coral não estão representados à escala) .....	8
<b>Figura 2.</b> Número cumulativo de espécies observadas em cada recife (RBV – Recife da Barreira Vermelha; RPT – Recife da Ponta Torres) .....	21
<b>Figura 3.</b> Número de indivíduos de cada classe de tamanho (cm), das principais famílias de interesse comercial, em ambos recifes .....	29
<b>Figura 4.</b> Dendrograma baseado no método UPGMA a partir dos índices de dissimilaridade de Sorenson (presença/ausência de espécies) dos diferentes transectos efectuados nos recifes da Barreira Vermelha (BV) e Ponta Torres (PT) .....	30
<b>Figura 5.</b> Dendrograma baseado no método UPGMA a partir dos índices de dissimilaridade de Bray-Curtis (com base em $\sqrt{\sqrt{\text{número de indivíduos de cada espécie, em cada transecto}}}$ ) dos diferentes transectos efectuados nos recifes da Barreira Vermelha (BV) e Ponta Torres (PT) .....	31

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b>	Valores médios e respectivos desvios padrão, dos diferentes parâmetros medidos nos dois recifes estudados .....	22
<b>Tabela 2.</b>	Valores médios e respectivos desvios padrão, dos parâmetros relativos à estrutura do substrato nos dois recifes estudados .....	23
<b>Tabela 3.</b>	Densidade média, desvio padrão (dp) e percentagem do total das principais famílias, em ambos recifes estudados (N – número de transectos efectuados em cada recife) .....	25
<b>Tabela 4.</b>	Densidade média (número de indivíduos/250 m <sup>2</sup> ) e desvio padrão dos grupos tróficos, nos dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados em cada recife) .....	25
<b>Tabela 5.</b>	Biomassa média (Kg/ha) das principais famílias estimada para os dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados por recife) .....	27
<b>Tabela 6.</b>	Biomassa média (Kg/ha) estimada, para cada um dos grupos tróficos, nos dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados por recife) .....	27
<b>Tabela 7.</b>	Valores médios do número de espécies, diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') e respectivos desvios padrão calculados para cada recife estudado .....	32
<b>Tabela 8.</b>	Resultados dos testes de correlação de Spearman (bilateral), entre os parâmetros da ictiofauna e do habitat (N = 13). Onde: CES – complexidade estrutural do substrato; DCS – diversidade de composição do substrato; Prof – profundidade média; Temp – temperatura (°C); Sal – salinidade (‰); Sec – profundidade do disco de Sechii e Vis – visibilidade horizontal; H' – índice de diversidade de Shannon-Wiener; J' – índice de equitabilidade de Pielou e N° spp. – número de espécies. Os níveis de significância são apresentados como $P < 0.05^*$ , $P < 0.01^{**}$ e $P < 0.005^{***}$ .....	34
<b>Tabela 9.</b>	Valores dos coeficientes beta resultantes da análise de regressão múltipla de cada variável da ictiofauna em relação à todos parâmetros do habitat. Onde: CES – complexidade estrutural do substrato; DCS – diversidade de composição do substrato; PROF – profundidade; SAL – salinidade; % CDV – percentagem de cobertura de coral duro vivo; VIS – visibilidade horizontal; R – coeficiente de correlação múltipla; * - parâmetros significativos; os valores apresentados em itálicos, apesar de não significativos, são importantes na variação do respectivo parâmetro da ictiofauna .....	36
<b>Tabela 10.</b>	Grupos de parâmetros da ictiofauna e do habitat que foram submetidos à análise de correlação canónica. Onde: H' – índice de diversidade de Shannon-Wiener; J' – índice de equitabilidade de Pielou; N° spp. – número de espécies; SAL – salinidade; VIS – visibilidade horizontal; PROF – profundidade; % CD – percentagem de coral duro vivo .....	37
<b>Tabela 11.</b>	Correlação entre os parâmetros do habitat e a primeira raiz canónica, em cada um dos grupos. * – Valores de correlação dos parâmetros responsáveis pelas maiores variações dos parâmetros da ictiofauna .....	38

## LISTA DE ANEXOS

- Anexo 1.** Lista de 83 espécies e grupos de espécies seleccionadas, em 18 famílias, que foram estudadas nos transectos de faixa. Baseado na literatura, elas foram agrupadas em 5 grupos tróficos: Ca – carnívoros; Co – coralívoros; H – herbívoros; O – omnívoros; e Pl – planctívoros.
- Anexo 2.** Diversas categorias do substrato consideradas, segundo English *et al.* (1994).
- Anexo 3A.** Valores dos factores abióticos registados em cada transecto nos dois recifes estudados.
- Anexo 3B.** Valores dos parâmetros relativos à estrutura do habitat, em cada transecto nos dois recifes estudados (CES – complexidade estrutural do substrato; DCS – diversidade de composição do substrato).
- Anexo 3C.** Valores percentuais de cada categoria do substrato, médias (M) e respectivos desvios padrão (dp), registados em cada transecto nos dois recifes. Para os significados dos códigos das categorias, consultar o Anexo 2.
- Anexo 4A.** Valores médios de densidade ( $n^{\circ}$  indivíduos/250m<sup>2</sup>), biomassa (Kg/ha), número de espécies, diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') registados em cada transecto nos dois recifes estudados.
- Anexo 4B.** Valores médios de densidade – D (número de indivíduos/250 m<sup>2</sup>) e biomassa – B (Kg/ha) dos grupos tróficos, registados em cada transecto, nos dois recifes estudados.
- Anexo 5.** Densidade média – D (número de indivíduos/250 m<sup>2</sup>), biomassa média – B (Kg/ha), desvios padrão (dp), percentagem do total (%) e classificação por ordem decrescente (R) de cada espécie, registados em cada recife estudado (N – número de transectos efectuados em cada recife).
- Anexo 6.** Lista de espécies observadas em ambos recifes estudados. Presença indicada por "+". Taxonomia e nomes vulgares em inglês segundo Smith & Heemstra (1995). Nomes vulgares em português segundo Fischer *et al.* (1990). RBV – Recife da Barreira Vermelha; RPT – Recife da Ponta Torres.
- Anexo 7.** Cálculo da área de cada recife estudado.
- Anexo 8A.** Valores de biomassa – B (Kg/ha) em vários habitats da Ilha da Inhaca e em diversos recifes de coral
- Anexo 8B.** Valores de diversidade (H') da ictiofauna de vários habitats estudados na Ilha da Inhaca, em outros recifes em Moçambique e em outros habitats de várias partes do mundo

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- Ca** – Carnívoro  
**CES** – complexidade estrutural do substrato  
**Co** – Coralívoro  
**CTA** – Corpo técnico administrativo  
**DCB** – Departamento de Ciência Biológicas  
**DCS** – diversidade de composição do substrato  
**EBM** – Estação de Biologia Marítima  
**gl** – Graus de liberdade  
**H** – Herbívoro  
**H'** – Índice de similaridade de Shannon-Wiener  
**J'** – Índice de equitabilidade de Pielou  
**LIT** – “Line Intercept Transect” (Transecto de Linha Interceptada)  
**MICOA** – Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental  
**O** – Omnívoro  
**ORI** – “Oceanographic Research Institute” (Instituto de Investigação Oceanográfica)  
**P** – Probabilidade  
**Pl** – Planctívoro  
**RBV** – Recife da Barreira Vermelha;  
**RPT** – Recife da Ponta Torres;  
**RSA** – República Sul-Africana;  
**SCUBA** – “Self-contained Underwater Breathing Apparatus” (Escafandro Autónomo de Circuito Aberto);  
**UGC** – Unidade de Gestão Costeira;

# 1. INTRODUÇÃO

As comunidades dos recifes de corais constituem um dos ecossistemas mais importantes do nosso planeta, sendo as suas principais características uma complexidade de interações entre organismos e valores extremamente elevados de produtividade, densidade, biomassa e diversidade, sendo muitas vezes comparadas às comunidades das florestas tropicais (Goldman & Talbot, 1976; Nybakken, 1993; Sorokin, 1995).

A ocorrência dos recifes de coral está restrita às regiões tropicais e subtropicais, em que a temperatura mínima da água se situa à volta dos 20 °C (Lowe-McConnell, 1987).

Uma das comunidades mais importantes dos recifes de coral, tanto em diversidade, densidade, biomassa assim como em produtividade, é a comunidade ictiológica (Sheppard *et al.*, 1992; Sorokin, 1995). Os peixes de coral influenciam a estrutura, funcionamento e estado de equilíbrio das comunidades que constituem o recife (Goldman & Talbot, 1976; Sheppard *et al.*, 1992), participando directamente na distribuição e zonação da comunidade coralina (Neudecker, 1979; Sammarco & Carleton, 1981), predação de invertebrados (Alheit, 1981; Jones *et al.*, 1991), herbivoria (Hixon & Brostoff, 1981; Nelson & Tsutsui, 1981), bioerosão (Sammarco & Carleton, 1986; Sammarco *et al.*, 1987; Bruggemann, 1994), reciclagem de nutrientes (Lowe-McConnell, 1987; Polunin & Koike, 1987; Sheppard *et al.*, 1992), entre outros.

Goldman & Talbot (1976), definem peixes de coral, como sendo aqueles que habitam permanentemente no recife de coral, ou em sua vizinhança, fazendo uso dos recursos tróficos disponíveis no recife. Vivien (1973, citado por Sorokin, 1995), inclui também algumas espécies que passam parte do seu ciclo de vida nos recifes de coral.

De acordo com Sorokin (1995), o número total de espécies de peixe de coral, situa-se entre 6000 e 8000, cerca de um terço do total de espécies de peixes teleósteos conhecidos.

Existem várias teorias que tentam explicar esta elevada diversidade; (i) o facto de os recifes de coral serem ecossistemas muito antigos – datam de a 50 milhões de anos ou mais (muitos desde tempos Eocénicos) – com condições relativamente estáveis (Sorokin, 1995; Lowe-McConnell, 1987), deu tempo a que um elevado número de interações complexas entre as comunidades que constituem os

recifes se estabelecessem, o que poderá ter conduzido a; (ii) um alto nível de especialização ecológica e partição de recursos (que inclui hábitos alimentares e reprodutivos especializados, comportamento territorial para alimentação, reprodução ou refúgio e uma actividade diurna-nocturna bem definida) (ver Hiatt & Strasburg, 1960; Low, 1971; Sammarco & Carleton, 1981; Sale, 1984; Bouchon-Navaro, 1986; Roberts, 1987; Klumpp & Polunin, 1989) que mantêm a competição inter-específica a um nível sustentável, suportando desse modo uma elevada diversidade (Lowe-McConnell, 1987).

Outras das razões que pode explicar esta elevada diversidade, é o grande número de habitats e/ou nichos ecológicos que os recifes de coral apresentam (Goldman & Talbot, 1976; Nybakken, 1993), tendo sido observadas por vários autores (por exemplo Carpenter *et al.*, 1981; McClanahan, 1994; Chabanet *et al.*, 1997; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman *et al.*, 1998a) correlações positivas entre a diversidade da ictiofauna e a complexidade de estrutura do substrato (CES) e a diversidade de composição do substrato (DCS).

Outros parâmetros da ictiofauna coralina, como a biomassa e densidade, também estão correlacionados positivamente com várias características do habitat, nomeadamente: CES (McClanahan, 1994), DCS (Chabanet *et al.*, 1997), percentagem de cobertura de coral vivo (Carpenter *et al.*, 1981; Chabanet *et al.*, 1997; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman, 1999), disponibilidade de locais de refúgio (Hixon & Beets, 1993; Steele, 1999) e profundidade (Goldman & Talbot, 1976; Carpenter *et al.*, 1981; Friedlander & Parrish, 1998).

Factores abióticos inerentes ao habitat, influenciam igualmente as comunidades ictiológicas: nutrientes, hora do dia, época do ano (Goldman & Talbot, 1976; Nybbaken, 1993), turbidez (Amesbury, 1981) e tempestades (Woodley *et al.*, 1981; Kaufman, 1983), são alguns exemplos. Por outro lado, factores bióticos como a predação (Hixon, 1991), competição (Williams, 1979), recrutamento (Öhman *et al.*, 1998c; Booth & Brosnan, 1995; Leis, 1997) e até factores antropogénicos (Russ, 1991; Öhman *et al.*, 1993), foram já reportados como reguladores da estrutura das comunidades ictiológicas.

Em Moçambique, devido à estreita plataforma continental, as formações de coral são encontradas apenas muito perto da costa (Wells, 1991). Os recifes de coral em Moçambique, ocupam uma área estimada de cerca de 2.500 Km<sup>2</sup> (IUCN/UNEP, 1982 citado por Gove, 1995), porém, estimativas

mais recentes apontam para uma área de cerca de 1290 Km<sup>2</sup> (Rodrigues & Motta, em preparação). É unanimemente reconhecido (por exemplo Gove, 1991; Wells, 1991; UNEP, 1997) que existe pouca informação sobre a sua natureza biológica e estado de conservação, exceptuando os da Ilha da Inhaca, que foram amplamente estudados e descritos por Macnae & Kalk (1969), Salm (1976), Wells (1991) e Kalk (1995a). Actualmente está a ser dada uma maior atenção às comunidades dos recifes de coral de outros quadrantes do país; exemplo disso são os vários estudos efectuados em diversos recifes do país como por exemplo, os recifes situados entre a Ponta do Ouro e o Cabo de Santa Maria (Robertson *et al.*, 1996), Baixos de Inhampura (UNEP, 1997), Inhambane (Whittington *et al.*, 2000), distrito de Mécufi (Loureiro, 1998), Ilha do Ibo (Rodrigues, 1996), Arquipélago das Quirimbas (Whittington *et al.*, 1997; Heasman *et al.*, 1998; Stanwell-Smith *et al.*, 1998) e em vários recifes do país, num estudo inserido no Programa Nacional de Monitoria dos Recifes de Coral (Rodrigues *et al.*, 1999).

Da escassa informação existente, sobre a distribuição e conservação dos recifes de coral em Moçambique (ver revisão por Rodrigues *et al.*, 2000; Rodrigues & Motta, em preparação), poucos estudos, directamente relacionados com a ecologia da ictiofauna coralina, foram efectuados. Loureiro (1998) no distrito de Mécufi, debruçou-se principalmente sobre aspectos relacionados com a actividade pesqueira, enquanto que Whittington *et al.* (1997), no arquipélago das Quirimbas, estudaram a densidade e diversidade específica da ictiofauna coralina. Mais recentemente, nos Baixos de Inhampura, estudou-se apenas a densidade e diversidade de algumas espécies de importância comercial (UNEP, 1997).

Em relação a Ilha da Inhaca, foram efectuados estudos ictiológicos em diversos ecossistemas [por exemplo tapetes de ervas marinhas (Almeida *et al.*, 1995a, b, c; André, 1995), mangais (Almeida *et al.*, 1995d) e zonas de substrato lodoso e arenoso (Pegado 1995; Chuquela, 1996; Jocene, 1997; Mabote, 1997; Manjate, 1999)] que se debruçaram sobre aspectos ligados à ecologia (nomeadamente composição específica, diversidade, densidade, biomassa entre outros) e pescarias. No entanto, poucos estudos sobre as comunidades ictiológicas dos recifes de coral foram efectuados. Os primeiros estudos publicados remontam à década de 30, em que foram apresentadas "...com mero intuito de divulgação pela imagem e por breve apontamento diagnóstico...", algumas espécies colectadas pelo Museu "Dr. Álvaro de Castro" (Lopes, 1937, 1938).



Nas décadas de 50 e 60, foram realizados vários estudos de cariz taxonómico e inventariação de espécies (Smith, 1958; Sanches, 1963; Smith, 1968). Mais recentemente, outros aspectos ligados à ictiofauna coralina começaram a ser focados. Apesar de Kalk (1995a), abordar alguns aspectos sobre a composição trófica da ictiofauna coralina, outros estudos realizados debruçaram-se principalmente sobre aspectos comparativos da abundância relativa e diversidade das espécies, pescarias e interacção destas, com o turismo (Nägel & Degerstedt, 1999; Simões, em preparação).

De um modo geral, os estudos acima mencionados, mostraram que os recifes de coral da Ilha da Inhaca apresentam uma elevada diversidade ictiológica, congregando espécies tipicamente tropicais e também de zonas temperadas (Smith, 1958), tendo sido identificadas mais de 200 espécies (Simões, em preparação), distribuídas por 25 famílias (Kalk, 1995a). Recentemente, Nagel & Degerstedt (1999), reportaram que o Recife da Ponta Torres (RPT) apresenta uma diversidade específica (baseada no índice de diversidade de Shannon-Wiener) significativamente superior a do Recife da Barreira Vermelha (RBV), apesar de o número de espécies identificadas em ambos recifes ter sido muito similar. Esta diferença foi atribuída ao facto de se ter observado um maior número médio de espécies no RPT e também à elevada densidade da ictiofauna neste recife.

Tendo em conta o reduzido número de estudos sobre a ictiofauna coralina da Ilha da Inhaca e o conhecimento escasso da sua ecologia, este estudo pretende ser um contributo ao conhecimento ecológico da ictiofauna coralina da Ilha da Inhaca, pretendendo servir de ponte a outros trabalhos futuros, nesta área tão pouco estudada e que necessita de um conhecimento de base tanto para efeitos de uso, gestão e conservação de recursos piscatórios de recife de coral, como também de monitoria e avaliação de danos ambientais provocados pela indústria turística (em franco crescimento em Moçambique), branqueamento de corais ("coral bleaching"), entre outras causas (Macia & Hernroth, 1995; Schleyer *et al.* 1999).

## 2. HIPÓTESES

Neste trabalho foram testadas as seguintes hipóteses:

- **A comunidade ictiológica do RPT apresenta maior diversidade, densidade e biomassa em relação à comunidade ictiológica do RBV;**

De acordo com Nagel & Degerstedt (1999), a comunidade ictiológica do RPT, apresenta maior diversidade devido ao maior número de espécies observadas em cada amostragem, principalmente derivado da elevada densidade da ictiofauna, que resulta da menor área ocupada por este recife. Isto poderá conduzir a um valor de biomassa superior ao do RBV.

- **A diversidade específica da ictiofauna, está directamente relacionada com a complexidade estrutural e diversidade de composição do substrato;**

A complexidade estrutural do substrato providencia alimento e abrigo e juntamente com a diversidade de composição do substrato, um maior número de nichos fica disponível para que um maior número de espécies possa colonizar o recife (Sheppard *et al.*, 1992; Öhman & Rajasuriya, 1998).

- **A densidade e biomassa da ictiofauna estão directamente relacionadas com a percentagem de cobertura de coral vivo, complexidade estrutural do substrato e com a profundidade;**

A complexidade estrutural do substrato e a percentagem de coral vivo, providenciam maior quantidade de alimento e abrigo (Carpenter *et al.*, 1981; Sorokin, 1995), providenciando que um maior número de indivíduos sobreviva aos predadores (Steele, 1999); por outro lado, o aumento da profundidade favorece a ocorrência de um grande número de espécies coralívoras e planctívoras (e carnívoras que se alimentam destas), devido ao aumento da quantidade de alimentos disponíveis em zonas de maior profundidade, derivado do intenso crescimento de corais (Sorokin, 1995).

### 3. OBJECTIVOS

Este trabalho teve como objectivo geral, comparar as comunidades ictiológicas de dois recifes de coral (Barreira Vermelha e Ponta Torres) e estudar a sua relação com a estrutura do habitat. Mais especificamente, os objectivos foram:

- Estimar e comparar a densidade e diversidade de peixes de recife de coral, das duas áreas de estudo;
- Estimar e comparar a biomassa fresca (Kg/ha) de peixes de recife de coral das duas áreas de estudo;
- Estudar e comparar a composição estrutural do habitat, nos dois recifes a estudar;
- Relacionar aspectos da estrutura do habitat (percentagens de cobertura das diferentes categorias de substrato, complexidade estrutural e diversidade de composição do substrato), factores abióticos (turbidez, visibilidade horizontal, temperatura, salinidade e profundidade máxima) com a densidade, diversidade, biomassa e grupos tróficos da ictiofauna dos dois recifes em estudo;

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDO

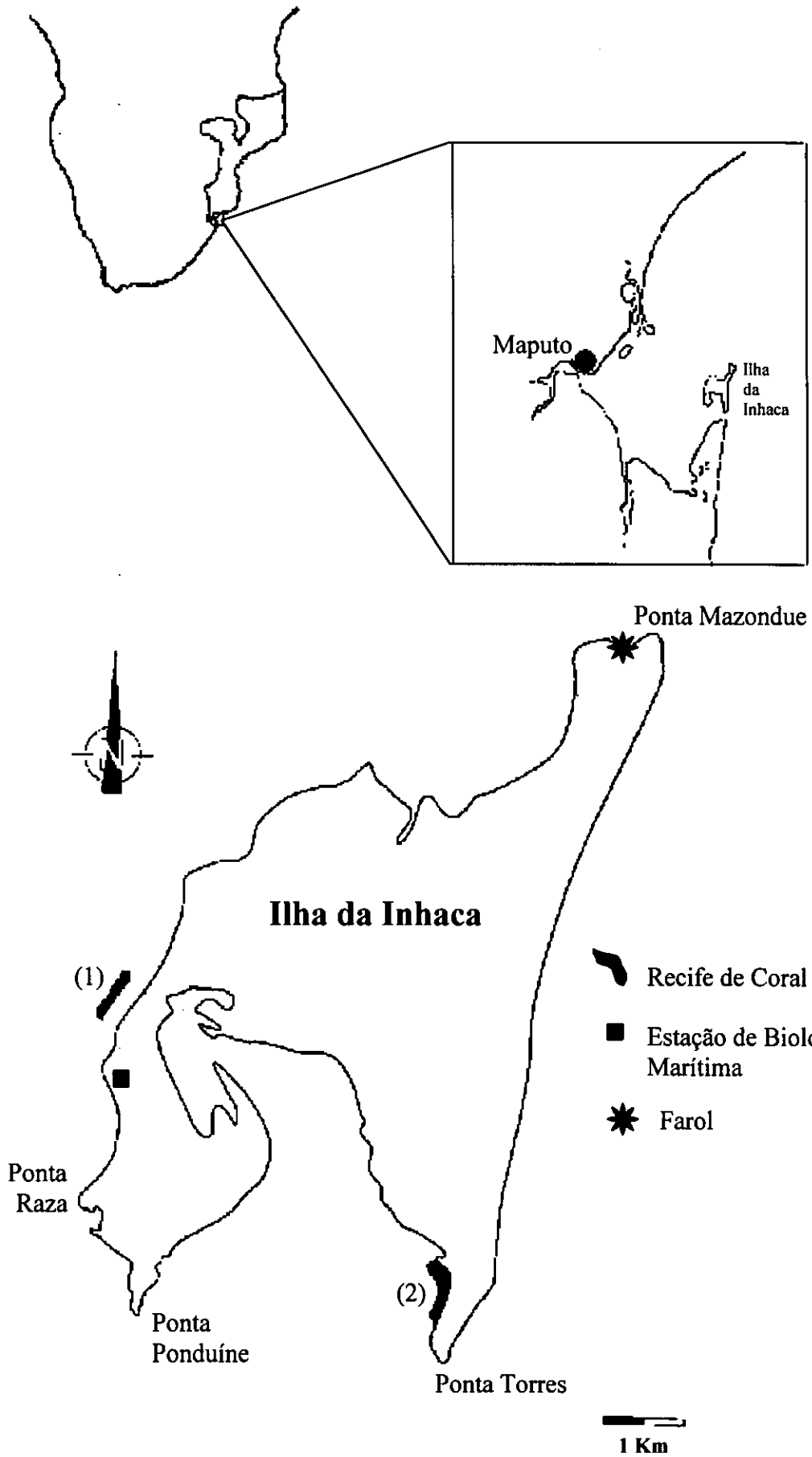
Este trabalho foi realizado em duas áreas de estudo, nomeadamente: Recife da Barreira Vermelha (RBV) e Recife da Ponta Torres (RPT), na Ilha da Inhaca.

A Ilha da Inhaca (Latitude 26° Sul e Longitude 33° Este) situa-se no Oceano Índico, a sul de Moçambique e a 32 Km, a leste, da Cidade de Maputo (Figura 1). Ela possui 12.5 Km, desde a Ponta Mazondue (Norte) até a Ponta Torres (Sudeste) e uma área total de cerca de 42 Km<sup>2</sup>. A sua largura máxima é de cerca de 7 Km, na parte central (Kalk, 1995b).

A Ilha localiza-se numa região de transição de clima tropical a clima temperado quente, dentro do padrão de verões quentes e chuvosos e invernos frescos e secos. A temperatura média no verão (Outubro a Março) é de cerca de 24.7° C e no inverno (Abril a Setembro) aproxima-se a 21° C. As chuvas caem durante todo o ano, atingindo cerca de 900 mm/ano (Macnae & Kalk, 1969; Kalk, 1995b).

A temperatura da água do mar varia de 18° C a 28° C e a salinidade ronda as 35 ‰ (Gove & Cuamba, 1990). As marés são do tipo semi-diurno e apresentam amplitudes máximas de cerca de 3.1 metros nas marés vivas (Macnae & Kalk, 1969).

Dois recifes de coral em franja ocorrem na Ilha da Inhaca (Figura 1): o RPT, com cerca de 1 Km de comprimento (Salm, 1976) e o RBV, com cerca de 2 Km de comprimento (Gove, 1991). O RPT está situado a cerca de 50 metros do nível da preia-mar e está mais protegido da acção das ondas que o da Barreira Vermelha (que situa-se a cerca de 350 metros do nível da preia-mar) (Kalk, 1995a; Nagel & Degerstedt, 1999). De certo modo, ambos recifes apresentam um padrão de zonação horizontal similar: tapetes de ervas marinhas e extensões de areia são seguidas de áreas de coral ramificado morto e de zonas rochosas cobertas de algas, a que se seguem áreas de coral ramificado vivo (dominado pelo género *Acropora*) e posteriormente grandes cabeços de coral maciço do género *Porites* dominam a zona mais ocidental dos recifes (Nagel & Degerstedt, 1999; observação pessoal).



**Figura 1.** Localização das áreas de estudo: (1) Recife da Barreira Vermelha (RBV) e (2) Recife da Ponta Torres (RPT) (os recifes de coral não estão representados à escala).

## 4.2 MATERIAL USADO

Para a elaboração deste estudo, foi usado o seguinte material:

- Barco (6 m) com motor Yamaha (25 CV) fora de bordo;
- Equipamento de mergulho completo: fato de neoprene, máscara e tubo respiradouro, barbatanas, colete de controle de flutuabilidade, cilindros de ar comprimido, regulador de pressão, cinto de pesos de chumbo, faca;
- Sonda digital com termómetro e salinómetro (YSI 30);
- Profundímetro digital (Casio Depthsensor 100 m);
- Fita métrica de fibra de vidro (50 m);
- Corda de nylon (20 m) contendo pesos de chumbo de 50 em 50 cm;
- Placa de perspex para escrita subaquática e lápis;
- Disco de Sechii de 30 cm de diâmetro;
- Literatura de identificação;

## 4.3 MÉTODOS

### 4.3.1 Período de Amostragem

Este estudo foi efectuado durante os meses de Janeiro e Abril de 2000. Devido ao fenómeno das cheias que assolou a parte Sul do país no presente ano, houve uma interrupção durante os meses de Fevereiro e Março.

As amostragens foram efectuadas durante as marés cheias. Dado que ambos recifes estudados apresentam baixas profundidades, o período da maré cheia apresentava-se como o mais propício para a amostragem. Este procedimento foi adoptado devido à dificuldade de movimento durante as marés baixas e provável efeito da pouca quantidade de água no recife, sobre as comunidades ictiológicas.

De modo a evitar a mudança diurno-nocturna das comunidades ictiológicas, todas amostragens da ictiofauna foram efectuadas dentro do período compreendido entre às 8:30 e às 17:00 horas como recomendam Halford & Thompson (1994).

### 4.3.2 Estudo Preliminar

No estudo preliminar foi efectuado um treinamento na identificação e estimativa dos comprimentos dos peixes, usados para estimar a biomassa fresca. Para tal foi usado tubo PVC, cortado em diversas medidas, unidos por uma corda como descrito por English *et al.* (1994).

Foi igualmente efectuada uma lista das espécies que constituiu a base do estudo quantitativo da densidade, diversidade e biomassa da ictiofauna. Esta selecção foi baseada nos critérios descritos por English *et al.* (1994) que incluem: espécies visual e numericamente dominantes, sem comportamento críptico; facilmente identificáveis; que sejam “bioindicadoras” e espécies exploradas comercialmente (Anexo 1).

### 4.3.3 Estudo do Habitat

#### 4.3.3.1 Factores Abióticos

Os factores abióticos estudados incluíram: (i) turbidez da água, medida através de um disco de Sechii; (ii) visibilidade horizontal, estimada visualmente dentro da água com o auxílio de uma fita métrica; (iii) temperatura e salinidade da água, medidas através de uma sonda digital; e (iv) profundidade máxima, da qual foi obtido o valor médio usando um profundímetro digital. A turbidez, temperatura e salinidade da água foram medidas no início e no fim de cada transecto, de modo a obter-se um valor médio.

#### 4.3.3.2 Determinação da Percentagem de Cobertura de cada Tipo de Substrato

Para o estudo da composição e percentagem de cobertura do substrato foi usado o "Line Intercept Transect" – LIT (Transecto de Linha Interceptada) (English *et al.*, 1994), que é um dos métodos mais usados no estudo das comunidades bentónicas dos recifes de coral (por exemplo Öhman *et al.*, 1993; Chabanet *et al.*, 1997; Rajasuriya *et al.*, 1997; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman *et al.*, 1998 a, b).

Neste método é efectuado um transecto de 20 metros de comprimento, usando-se uma fita métrica de fibra de vidro. A fita é colocada firmemente junto ao substrato de modo que seja evitada a sua movimentação. Após a colocação da fita, o observador move-se lentamente, ao longo do transecto, registando os diferentes substratos encontrados debaixo da fita. Nos pontos em que o tipo de substrato muda, anota-se o ponto de transição em centímetros. Deste modo, obtêm-se, o comprimento de cada tipo de substrato.

A percentagem de cobertura de cada tipo de substrato, foi calculada através da relação entre o comprimento total de cada tipo de substrato e o comprimento total do transecto (1) (English *et al.* (1994):

$$\% \text{ cobertura da categoria X} = \frac{\text{Comprimento total da categoria X}}{\text{Comprimento total do transecto}} \times 100 \quad (1)$$

Os transectos foram colocados (7 no RBV e 6 no RPT) paralelamente à costa e longitudinalmente em relação aos recifes. Dado que os recifes estudados são pouco profundos e de certo modo não



existe estratificação, os transectos foram efectuados a um único nível do recife, na zona de inclinação ("Reef Slope"), que normalmente apresenta uma maior diversidade específica e é a zona de maior crescimento dos corais (Sorokin, 1995). Dado que os transectos para o estudo da ictiofauna possuíam 50 metros de comprimento, foram efectuados dois LIT's de 20 metros (separados por uma distância intermédia de 10 metros), para cada transecto. A informação obtida a partir dos dois LIT's foi compilada num único transecto de 40 metros cobrindo assim uma maior área, de modo a equiparar as áreas dos transectos efectuados para a ictiofauna e para o substrato. Note-se que cada LIT foi acompanhado por um transecto para estudo da ictiofauna; isto é, após a colocação da fita métrica efectuou-se primeiro o estudo da ictiofauna e posteriormente o do substrato (English *et al.*, 1994)

As categorias de substrato foram classificadas de acordo com English *et al.* (1994) e incluíram: areia, rocha, cascalho, macroalgas, coral morto, coral duro vivo (subdividido nas seguintes formas de crescimento – massivo, encrustante e ramificado), outros (esponjas, ouriços, moluscos) ou uma combinação de várias categorias; por exemplo rocha com alga (Anexo 2).

Neste trabalho, a diversidade de composição do substrato (DCS) é definida como o número de diferentes substratos existentes no recife, representado pelo índice de diversidade de Shannon-Wiener (2) (Krebs, 1989) e para o seu cálculo, foram incluídas todas as categorias de substrato observadas.

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i) \log_2(p_i) \quad (2)$$

Onde:  $H'$  = índice de diversidade específica de Shannon-Wiener;

$p_i$  = proporção do substrato  $i$ ;

$s$  = número total de substratos;

A complexidade estrutural do substrato (CES), é definida como a relação existente entre a distância, em linha recta, do substrato e a distância de contorno do mesmo substrato. Dada pela equação (3) (McClanahan, 1994; Friedlander & Parrish, 1998), foi obtida através da relação entre a distância do transecto em linha recta (20 metros) e a distância do contorno do substrato. Esta, foi medida através de uma corda de 20 metros de comprimento, contendo pesos de chumbo de 0.5 em 0.5 metros, colocada sobre o substrato, contornando-o. Esta corda teve o seu início no mesmo ponto que o LIT e a distância restante até se completarem os 20 metros de comprimento do LIT, dava uma indicação da complexidade do substrato.

$$\text{CES} = \frac{20}{Dc} \quad (3)$$

Onde: CES = índice de complexidade do substrato;

Dc = distância do contorno do substrato;

#### 4.3.4 Estudo da Ictiofauna

Vários métodos têm sido usados para se estudar as comunidades da ictiofauna dos recifes de coral (ver revisões por Russel *et al.*, 1978; Helfman, 1983; Souto, 1993; De Groot, 1995; Ribeiro, 1997), no entanto, ultimamente os métodos visuais tem sido preferidos porque são não-destrutivos, são rápidos, económicos, fiáveis, exigem pouco equipamento, fornecem grande quantidade de informação em pouco tempo e são independentes das especificidades das artes de pesca usadas nos outros métodos (Russel *et al.*, 1978; Bellwood & Alcala, 1988; St. John *et al.*, 1990; English *et al.*, 1994). De acordo com Öhman (1998), dentre os métodos visuais usados actualmente, que incluem transectos, círculos, quadriculas ou outros métodos não parcelados ("plotless methods"), o mais usado e recomendado é o transecto de faixa ("strip" ou "belt transect") (por exemplo Brock, 1954; Carpenter *et al.*, 1981; Choat & Ayling, 1987; Buckley & Hueckel, 1989; McClanahan, 1994; Hart *et al.*, 1996; Chabanet *et al.*, 1997; Öhman *et al.*, 1997; Wantiez *et al.*, 1997; Fennessy *et al.*, 1998; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman *et al.*, 1998a), que já foi provado como fiável em estudos de populações de peixes que envolvem contagem, porque apresenta uma baixa probabilidade de se contar o mesmo indivíduo mais do que uma vez (o que acontece quando se usa quadriculas ou círculos) e não envolve a estimativa da distância entre o peixe observado e a linha de transecto (método do transecto linear) (De Groot, 1995; Öhman, 1998).

Neste trabalho, foi usado o método de transecto de faixa, através de mergulhos com o uso de equipamento "SCUBA".

Neste método, o observador movimenta-se em linha recta (orientado por uma fita métrica presa ao substrato com auxílio de pesos de chumbo), percorrendo um corredor de 50 metros de comprimento por 5 metros de largura (2.5 metros para cada lado do observador), cobrindo uma área de 250 m<sup>2</sup> (English *et al.*, 1994). O censo dos peixes foi efectuado entre 5 a 15 minutos após a colocação da

fita métrica, de modo a que os peixes regressassem ao seu comportamento normal (Carpenter *et al.*, 1981).

Foram efectuados 7 transectos no RBV e 6 no RPT, traçados paralelamente à costa e longitudinalmente ao recife, perfazendo um total de 13 transectos. Dado que os recifes estudados são pouco profundos e de certo modo não existe estratificação, os transectos foram efectuados do mesmo modo que os LIT, isto é, a um único nível do recife, na zona de inclinação ("Reef Slope"), que normalmente apresenta uma maior diversidade e densidade da ictiofauna (Goldman & Talbot, 1976; Lowe-McConnell, 1987), acompanhando a elevada diversidade e crescimento dos corais (Sorokin, 1995).

Cada peixe observado, foi identificado até ao nível mais baixo possível (espécie ou género), usando a seguinte literatura: Fischer *et al.* (1990); Debelius (1993); Smith & Heemstra (1995); King (1997); Allen & Steene (1998) e Lieske & Myers (1999) e estimado o seu comprimento total. Foram consideradas classes de tamanhos com intervalo de 5 cm (Choat & Ayling, 1987), sendo o tamanho mínimo considerado de 5 cm (Bellwood & Alcalá, 1988).

O peso médio de cada classe ( $W_1$  = peso da classe 5-10 cm;  $W_2$  = peso da classe 11-16 cm;  $W_3$  = peso da classe 17-22 cm;  $W_4$  = peso da classe 23-28 cm; etc.), foi calculado usando a equação (4) (Russel *et al.*, 1978; Harmelin-Vivien & Bouchon-Navarro, 1983; Letourneur, 1998; Letourneur *et al.*, 1998), que relaciona o peso ao valor médio dos comprimentos totais, correspondente à mediana de cada classe ( $L_1 = 7.5$  cm;  $L_2 = 13.5$  cm;  $L_3 = 19.5$  cm;  $L_4 = 25.5$  cm; etc.) (Harmelin-Vivien & Bouchon-Navarro, 1983).

$$W = a \times L^b \quad (4)$$

Onde:  $W$  = peso médio da classe (g);

$L$  = comprimento médio (cm);

$a, b$  = constantes específicas para cada espécie;

Os valores das constantes  $a$  e  $b$ , são valores tabelados, tendo sido obtidos por Harmelin-Vivien & Bouchon-Navarro (1983), Van der Elst & Adkin (1991), Letourneur (1998), Letourneur *et al.* (1998), Froese & Pauly (1999) e Gell (1999) através da transformação logarítmica da equação (4), tendo sido obtida a equação (5):

$$\ln W = \ln a + b \cdot \ln L \quad (5)$$

Os parâmetros **a** e **b**, foram de seguida, estimados por regressão linear simples (Letourneur, 1998; Letourneur *et al.*, 1998).

Para o cálculo da biomassa fresca total (**B**) de cada espécie, foi usada a equação (6) (Harmelin-Vivien & Bouchon-Navaro, 1981, 1983):

$$B = \sum_{i=1}^i (W_i \times N_i) \quad (6)$$

Onde: **B** = Biomassa fresca (g) da espécie;

$N_i$  = número de indivíduos da classe  $i$ ;

$W_i$  = peso médio da classe  $i$ ;

Quando os valores das constantes **a** e **b** não eram disponíveis para alguma espécie, foram usados os valores de uma espécie morfológicamente similar, pertencente ao mesmo género, como sugerido por Jennings & Polunin (1996). De modo a reduzir os erros de estimativa da biomassa, a análise dos valores de biomassa foi efectuada usando grupos tróficos e categorias taxonómicas mais elevadas, nomeadamente famílias, como recomendam Samoily & Carlos (1992 citados por Jennings & Polunin, 1996).

Incluídas na análise da relação entre a estrutura do habitat e as comunidades ictiológicas, foram consideradas as seguintes categorias tróficas, discriminadas por Goldman & Talbot (1976) e Öhman & Rajasuriya (1998):

- **Coralívoros.** Alimentam-se unicamente de pólipos de coral; incluiu espécies da família Chaetodontidae.
- **Carnívoros.** Alimentam-se de peixe, moluscos, equinodermes, cefalópodes, invertebrados bentónicos. Incluiu espécies das famílias Diodontidae, Haemulidae, Lethrinidae, Lutjanidae, Mullidae e Serranidae.
- **Herbívoros.** Alimentam-se de algas e ervas marinhas e incluíram espécies das famílias Acanthuridae, Kyphosidae, Pomacentridae, Scaridae e Siganidae.

- **Omnívoros.** Alimentam-se de uma variedade de itens, desde algas, ervas marinhas, moluscos, crustáceos, esponjas, peixe, etc. Algumas das famílias representadas foram: Balistidae, Chaetodontidae, Labridae, Pomacanthidae, Pomacentridae e Tetraodontidae.
  
- **Planctívoros.** Espécies que se alimentam de plâncton e que se agrupam em grandes cardumes posicionados na coluna de água. Incluiu espécies das famílias: Caesionidae e Pomacentridae.

As espécies de peixes identificadas, foram agrupadas nas diferentes categorias tróficas (Anexo 1), com base na seguinte literatura: Hiatt & Strasburg (1960), Branch *et al.* (1995), King (1997), Van der Elst (1995), Smith & Heemstra (1995) e Lieske & Myers (1999).

Para cada transecto efectuado, foram calculados a densidade e biomassa total, densidade e biomassa de cada grupo trófico, densidade e biomassa de cada família e riqueza específica (número de espécies observadas).

Foram igualmente calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (7) e Equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) (8) (Krebs, 1989).

$$H' = \sum_{i=1}^s (p_i) \log_2 (p_i) \quad (7)$$

$$J' = \frac{H'}{\ln S} \quad (8)$$

Onde:  $H'$  = índice de diversidade específica de Shannon-Wiener;

$J'$  = índice de equitabilidade de Pielou;

$p_i$  = proporção do número de indivíduos da espécie  $i$ ;

$s$  = número total de espécies;

O índice de Equitabilidade de Pielou dá uma indicação quantitativa da equi-repartição do número de indivíduos por espécie e varia de 0 a 1.  $J' = 0$  quando uma única espécie está presente e  $J' = 1$  quando todas espécies estão presentes na mesma proporção e  $H$  iguala a  $\ln S$ , ou seja a diversidade é máxima (Bernardo, 1995; Krebs, 1989).

## 4.4 ANÁLISE DE DADOS

Para estudar as relações entre os parâmetros da ictiofauna e do habitat, foram usadas técnicas univariadas e multivariadas. Para uma descrição dos procedimentos das técnicas multivariadas, recomenda-se Digby & Kempton (1994), Ter Braak (1995), Van Tongeren (1995) e Manly (1998).

Foram usados na análise de dados, os seguintes pacotes informáticos: STATISTICA (versão 4.5 de 1993 – StatSoft Inc), PRIMER (versão 4.0 de 1997 – Plymouth Marine Laboratory), Microsoft Excel 97 SR-1 (Microsoft Corporation) e DIVERS (versão 3.0 – Krebs, 1989).

Todos os testes foram efectuados a um nível de significância de 5%, exceptuando casos especiais, onde é indicado o nível de significância considerado.

### 4.4.1 Parâmetros Estudados

Os parâmetros da ictiofauna analisados foram:

- (i) Densidade (número de indivíduos/250 m<sup>2</sup>) e biomassa (Kg/ha);
- (ii) Diversidade de Shannon-Wiener (H') e Equitabilidade de Pielou (J');
- (iii) As famílias mais importantes em termos de densidade e biomassa nos dois recifes;
- (iv) A riqueza específica (número de espécies observadas); e
- (v) Grupos tróficos (densidade e biomassa);

Na análise dos dados da família Acanthuridae (cirurgiões), um grupo de espécies (designadamente *Acanthurus blochii*, *A. nigrofuscus*, *A. nigricauda*, *Ctenochaetus binotatus*, *C. striatus*, e *C. strigosus*) foram englobadas num único grupo designado “cirurgiões castanhos”. Dado que estas espécies apresentam uma funcionalidade ecológica similar (nomeadamente trófica, reprodutiva e aspectos relacionados com requisitos de habitat – ver Hiatt & Strasburg, 1960; Lowe-McConnell, 1987; Choat, 1991), este procedimento foi adoptado; aliado ao facto de estas espécies apresentarem uma morfologia muito parecida, dificultando sobremaneira a sua identificação.

Os parâmetros do habitat estudados foram:

- (i) Profundidade máxima (m);
- (ii) Profundidade de Sechii e visibilidade horizontal (m);

- (iii) Temperatura (°C) e salinidade (‰) da água;
- (iv) Percentagem de cobertura de coral duro vivo, percentagem de cobertura de material vegetal (que incluiu todos substratos que apresentam material vegetal – ver Anexo 2), e percentagem de cobertura de areia;
- (v) Complexidade estrutural do substrato (CES) e diversidade de composição do substrato (DCS).

#### 4.4.2 Comparação entre o RBV e RPT

Para se testar a existência de diferenças entre os recifes, em relação aos parâmetros da ictiofauna e do habitat, foi usado o teste paramétrico Student *t*-test bilateral (Bakus, 1990; Fowler & Cohen, 1996; Zar, 1999), tendo sido previamente efectuado o teste *F*-test bilateral (Fowler & Cohen, 1996) de modo a confirmar a homogeneidade de variâncias; foi igualmente confirmada a normalidade de distribuição dos dados. Os dados relativos a percentagem de cobertura de coral vivo, densidade e biomassa dos carnívoros e omnívoros, sofreram transformações porque não apresentavam uma homogeneidade de variâncias (Bakus, 1990; Fowler & Cohen, 1996); respectivamente  $\arcsen x$ , para os dados relativos as percentagens de cobertura de coral vivo e  $\log_{10} x$ , para os dados relativos aos grupos tróficos mencionados anteriormente. Posteriormente, foi efectuada a comparação entre os dois recifes através do teste *t*-Student.

Para analisar a composição específica de ambos recifes foram usados dois tipos de índices de dissimilaridade: (i) coeficiente binário de dissimilaridade; que foi usado para uma análise específica qualitativa de dissimilaridade, porque baseia-se em dados derivados da presença/ausência de espécies; e (ii) coeficiente de distância; que foi usado para uma análise quantitativa, porque requer dados relativos a abundância de cada espécie na comunidade (Krebs, 1989).

Para a análise qualitativa foi usado o índice de similaridade de Sorenson (9), que é uma modificação do índice de Bray-Curtis, para análise de dados derivados da presença/ausência de espécies (Clarke & Warwick, 1994).

$$Ss = \frac{2a}{2a + b + c} \times (100) \quad (9)$$

Onde: *Ss* – Índice de similaridade de Sorenson;

*a* – número de espécies comuns em ambas amostras;

*b* – número de espécies presentes apenas na amostra A;

*c* – número de espécies presentes apenas na amostra B

Para o estudo quantitativo da composição específica, foi usado o índice de similaridade de Bray-Curtis (10) (Krebs, 1989; Clarke & Warwick, 1994), baseado na  $\sqrt{\quad}$  do número total de indivíduos de cada espécie observado em cada um dos transectos (transformação efectuada de modo a equilibrar a contribuição das espécies mais raras em relação as mais numerosas) (Bakus, 1990; Clarke & Warwick, 1994).

$$\delta = \left\{ 1 - \frac{\sum |X_{ij} - X_{ik}|}{\sum (X_{ij} + X_{ik})} \right\} \times (100) \quad (10)$$

Onde:  $\delta$  – Índice de similaridade de Bray-Curtis;

$X_{ij}, X_{ik}$  – número de indivíduos da espécie  $i$  em cada amostra  $j$  e  $k$ ;

Ambos valores de similaridade foram posteriormente transformados em valores de dissimilaridade ( $\delta = 100 - S$ ), que variam de 0 (ausência de dissimilaridade) a 100 (dissimilaridade total) (Clarke & Warwick, 1994).

Para ambos os casos (análise qualitativa e quantitativa), foi usada a técnica multivariada “Cluster Analysis” (Clarke & Warwick, 1994; Manly, 1998) que permitiu realizar o agrupamento hierárquico das comunidades ictiológicas por transecto, sob a forma de um dendrograma com base nos valores da sua dissimilaridade. Para este fim foi usado o método UPGMA (“Unweighted pair-group method using arithmetic average”) que analisa a dissimilaridade de um candidato à adesão a um grupo previamente formado, ponderando igualmente todos os elementos desse grupo (Sneath & Sokal, 1973 citados por Ribeiro, 1997). Este método tem sido largamente usado no estudo das comunidades ictiológicas (por exemplo Bortone *et al.*, 1981; McManus *et al.*, 1981; Ribeiro, 1997).

#### 4.4.3 Relação entre as Comunidades Ictiológicas e a Estrutura do Habitat

A relação entre os parâmetros da ictiofauna e do habitat, foi analisada usando a Correlação de Spearman bilateral (teste estatístico não paramétrico) (Fowler & Cohen, 1996) e o teste de Regressão Múltipla (Zar, 1999).

Para se testar mais profundamente a relação entre os parâmetros do habitat e da ictiofauna, foi usada uma técnica multivariada não paramétrica – a técnica CCA (“Canonical Correlation Analysis” –



Análise de Correlação Canónica) (Digby & Kempton, 1994; Ter Braak, 1995; Manly, 1998), tendo sido efectuada, anteriormente, a standartização das variáveis de modo a que apresentassem uma média igual a 0 (zero) e uma variância igual a 1 (um), como recomenda Manly (1998).

## 5. RESULTADOS

### 5.1 NÚMERO DE AMOSTRAS

A Figura 2, apresenta a variação do número cumulativo de espécies novas observadas em cada recife, ao longo do período de amostragem. Observa-se uma tendência de estabilização do número de espécies observadas, com o aumento do número de amostras.

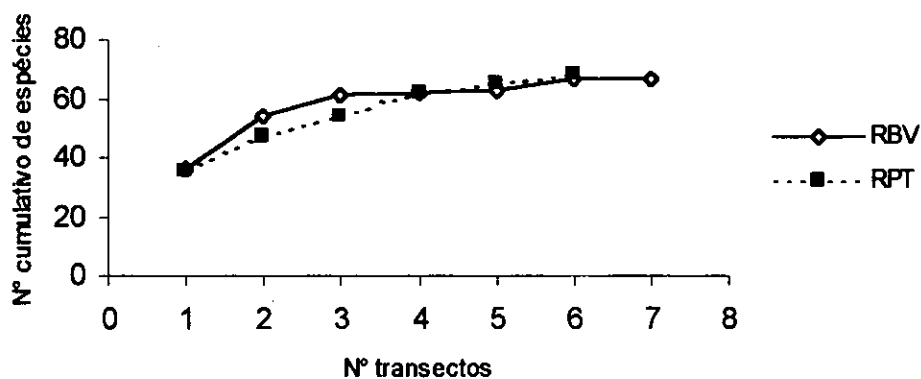


Figura 2. Número cumulativo de espécies observadas em cada recife (RBV – Recife da Barreira Vermelha; RPT – Recife da Ponta Torres).

## 5.2 COMPARAÇÃO ENTRE O RBV E RPT

### 5.2.1 Factores Abióticos e Estrutura do Substrato

#### 5.2.1.1 Factores Abióticos

No RBV, foi registado um valor médio de temperatura, inferior ao registado no RPT (Tabela 1), no entanto esta diferença não foi significativa (teste *t*-student bilateral,  $t = -1.557$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.148$ ). A temperatura variou de 25.90 a 26.30° C, no RBV e 25.75 a 26.80° C, no RPT (Anexo 3A).

O valor da salinidade variou de 31.55 a 32.65 ‰ no RBV e de 32.85 a 34.45 ‰ no RPT (Anexo 3A). O valor médio da salinidade no RPT (Tabela 1), foi significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = -5.381$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.0002$ ) ao do RBV.

**Tabela 1.** Valores médios e respectivos desvios padrão, dos diferentes parâmetros medidos nos dois recifes estudados.

Parâmetro	RBV	RPT
Temperatura (°C)	26.09 ± 0.14	26.37 ± 0.45
Salinidade (‰)	32.08 ± 0.37	33.57 ± 0.62
Visibilidade horizontal (m)	3.36 ± 0.56	5.42 ± 1.50
Profundidade Sechii (m)	2.56 ± 0.40	2.16 ± 1.01
Profundidade máxima (m)	2.37 ± 0.54	1.82 ± 0.53

O valor médio da visibilidade horizontal registado no RPT, foi significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = -3.397$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.006$ ) ao do RBV, tendo variado de 3.5 a 8.0 metros, enquanto que no RBV esta variação foi de 2.5 – 4.0 metros (Anexo 3A).

Os valores da profundidade de Sechii não foram significativamente diferentes (teste *t*-student bilateral,  $t = 0.980$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.348$ ) nos dois recifes tendo variado em 2.15 – 3.05 metros e 0.69 – 3.20 metros, respectivamente no RBV e RPT (Anexo 3A).

Ambos recifes são pouco profundos e não apresentaram uma diferença significativa de profundidade máxima (Tabela 1) (teste *t*-student bilateral,  $t = 1.866$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.089$ ), tendo esta variado, de 1.80 a 3.4 metros no RBV e 1.4 a 2.6 no RPT (Anexo 3A).

### 5.2.1.2 Estrutura do Substrato

Os valores da complexidade estrutural do substrato (CES), variaram, no RBV, de 1.07 a 1.19 enquanto que no RTP a variação foi de 1.11 a 1.32 (Anexo 3B). Em termos de valores médios (Tabela 2), o RTP apresentou uma CES significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = -2.659$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.022$ ) à do RBV.

A diversidade de composição do substrato (DCS) foi de 1.86 e 1.99, no RBV e RTP, respectivamente (Tabela 2), tendo o RBV apresentado uma maior variação (Anexo 3B), nomeadamente de 1.22 a 2.45. A variação no RTP foi de um mínimo de 1.39 a um valor máximo de 2.40. A diferença da DCS entre os dois recifes não foi, no entanto, significativa (teste *t*-student bilateral,  $t = -0.553$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.591$ ).

Tabela 2. Valores médios e respectivos desvios padrão, dos parâmetros relativos à estrutura do substrato nos dois recifes estudados.

Parâmetro	RBV	RPT
CES	1.09 ± 0.05	1.19 ± 0.08
DCS (H')	1.86 ± 0.45	1.99 ± 0.39
Coral duro vivo (%)	28.24 ± 24.34	22.13 ± 7.83
Material vegetal (%)	48.39 ± 27.16	30.36 ± 14.10
Areia (%)	23.34 ± 32.91	44.43 ± 18.32

A percentagem de coral duro vivo foi significativamente maior no RBV (teste *t*-student bilateral,  $t = 6.370$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.00005$ ) (Tabela 2). Houve uma grande variação dos valores percentuais de coral duro vivo no RBV, tendo-se observado largas extensões de coral morto. O RBV apresentou um máximo de 67.08 % e um valor mínimo de 2.58% de cobertura de coral duro vivo. No RTP esta variação não foi tão pronunciada, tendo-se observado valores dentro do intervalo 16.60% a 32.43% (Anexo 3B).

Os valores de percentagem de cobertura de material vegetal não foram significativamente diferentes nos dois recifes estudados (teste *t*-student bilateral,  $t = 1.460$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.172$ ), apesar de ter sido superior no RBV (Tabela 2). Foi igualmente no RBV que se registou a maior variação na percentagem de cobertura de material vegetal (de 19.83% a 89.65%) em relação aos valores encontrados no RTP (13.53% a 44.78%) (Anexo 3B).

Relativamente à percentagem de cobertura de areia, observou-se um valor médio superior no RPT em relação ao encontrado no RBV (Tabela 2), que não foi estatisticamente significativo (teste *t*-student bilateral,  $t = -1.391$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.192$ ). Notou-se uma elevada variação no RBV, em que houve zonas contendo uma elevada quantidade de areia (73.0%) contrastando com outras zonas que apresentaram valores muito baixos (3.0%). No RPT por outro lado, a variação foi menos pronunciada (28.60% a 69.10 %) (Anexo 3B).

No Anexo 3C, são apresentados os valores de percentagem de cobertura de cada categoria de substrato, observados em cada transecto.

## 5.2.2 Parâmetros da Ictiofauna

### 5.2.2.1 Densidade

A densidade total média foi significativamente superior no RPT (1894.50 ind/250 m<sup>2</sup>) em relação à observada no RBV (195.14 ind/250 m<sup>2</sup>) (teste *t*-student bilateral,  $t = -5.586$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.0002$ ). O RPT apresentou sempre valores superiores aos observados no RBV, variando de uma densidade mínima de 454 ind/250 m<sup>2</sup> a um valor máximo de 2655 ind/250 m<sup>2</sup>; por outro lado no RBV a densidade variou de 47 ind/250 m<sup>2</sup> a 302 ind/250 m<sup>2</sup> (Anexo 4A).

Na Tabela 3 estão apresentados os valores médios de densidade, desvio padrão e percentagem do total, das famílias mais representadas em ambos recifes estudados. No RBV as famílias Pomacentridae (49.43 ind/250m<sup>2</sup>), Acanthuridae (38.00 ind/250m<sup>2</sup>), Chaetodontidae (30.57 ind/250m<sup>2</sup>) e Scaridae (26.71 ind/250m<sup>2</sup>) foram as que apresentaram maior densidade. Outras famílias bem representadas incluem Labridae, Lutjanidae e Caesionidae que apresentaram, no entanto, densidades inferiores a 20 ind/250 m<sup>2</sup>. Por outro lado, o RPT foi dominado pela família Lutjanidae (1064.67 ind/250 m<sup>2</sup>) seguido pela família Pomacentridae (362.17 ind/250 m<sup>2</sup>). As famílias Labridae, Acanthuridae, Chaetodontidae, Caesionidae e Scaridae foram igualmente bem representadas, apresentando, no entanto, valores inferiores a 100 ind/250 m<sup>2</sup>.

**Tabela 3.** Densidade média, desvio padrão (dp) e percentagem do total das principais famílias, em ambos recifes estudados (N – número de transectos efectuados em cada recife).

Famílias	RBV (N = 7)			RPT (N = 6)		
	Média	dp	%	Média	dp	%
Acanthuridae	38.00	25.76	19.47	93.83	67.13	4.95
Caesionidae	5.00	13.23	2.56	55.17	46.48	2.91
Chaetodontidae	30.57	28.32	15.66	91.50	45.42	4.83
Labridae	15.29	13.06	7.83	96.83	86.16	5.11
Lutjanidae	14.29	35.61	7.32	1064.67	532.51	56.20
Pomacentridae	49.43	32.93	25.33	362.17	311.27	19.12
Scaridae	26.71	28.15	13.69	51.00	54.16	2.69

Em termos específicos, as espécies que apresentaram maior densidade foram, no RBV, *Acanthurus* spp. e *Ctenochaetus* spp. (35.00 ind/250 m<sup>2</sup>), a castanheta lunar *Neopomacentrus cyanomos* (25.43 ind/250 m<sup>2</sup>) e o papagaio de escamas amarelas *Scarus ghobban* (25.29 ind/250 m<sup>2</sup>). No RPT, duas espécies da família Lutjanidae dominaram: *Lutjanus fulviflamma* (808.33 ind/250 m<sup>2</sup>) e *L. kasmira* (203.33 ind/250 m<sup>2</sup>). Outra espécie importante foi a castanheta sargento *Abudefduf vaigiensis* que apresentou uma densidade de 250.50 ind/250 m<sup>2</sup> (Anexo 5).

A Tabela 4, apresenta os valores de densidade média de cada categoria trófica, registada nos dois recifes estudados. No Anexo 4B, estão apresentados os valores de densidade dos grupos tróficos em cada transecto, dando uma ideia da variação em cada recife. No RPT, os carnívoros (principalmente as espécies *Lutjanus fulviflamma* e *L. kasmira* – Anexo 5) apresentaram uma densidade média muito elevada que, quando comparada com a densidade observada no RBV, se revelou estatisticamente significativa (teste *t*-student bilateral,  $t = 5.963$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.00009$ ). Os omnívoros foram, igualmente, bem representados (principalmente pela espécie *Abudefduf vaigiensis* – Anexo 5) no RPT, sendo significativa a diferença entre as densidades encontradas nos dois recifes (teste *t*-student bilateral,  $t = -5.845$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.0001$ ).

**Tabela 4.** Densidade média (número de indivíduos/250 m<sup>2</sup>) e desvio padrão dos grupos tróficos, nos dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados em cada recife).

Grupo Trófico	RBV (N = 7)	%	RPT (N = 6)	%
Carnívoros	42.29 ± 35.72	21.67	1225.33 ± 604.43	64.68
Coralívoros	10.29 ± 20.37	5.27	12.17 ± 20.57	0.64
Herbívoros	67.57 ± 41.94	34.62	151.50 ± 115.61	8.00
Omnívoros	26.00 ± 11.63	13.32	358.17 ± 295.05	18.91
Planctívoros	49.00 ± 41.15	25.11	147.33 ± 51.29	7.78

Os coralívoros foram a categoria trófica mais pobremente representada em ambos recifes, não sendo significativa a diferença entre as densidades médias observadas nos dois recifes (teste *t*-student bilateral,  $t = 0.165$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.872$ ). Apesar de os herbívoros, apresentarem-se como os mais bem representados no RBV, o valor médio de densidade deste grupo trófico no RPT foi superior ao registado no RBV, não sendo, no entanto, significativa esta diferença (teste *t*-student bilateral,  $t = -1.799$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.100$ ).

Os planctívoros tiveram uma representação discreta, apesar de no RBV, constituírem o segundo maior grupo trófico. No entanto, seguindo a tendência demonstrada pelos outros grupos tróficos, o RPT apresentou uma densidade significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = 3.839$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.003$ ) à registada no RBV.

#### 5.2.2.2 Biomassa

A biomassa total média estimada para o RBV foi de 1968.44 Kg/ha, tendo variado de 319.90 Kg/ha a 5467.66 Kg/ha. Para o RPT, a biomassa total média foi estimada em 6636.34 Kg/ha; neste recife a variação foi de um valor mínimo de 8552.26 Kg/ha a um valor máximo de 11511.62 Kg/ha (Anexo 4A). A diferença entre os valores médios estimados para cada recife é muito elevada, sendo o valor estimado no RPT, quase três vezes superior ao estimado no RBV. Esta diferença foi estatisticamente significativa (teste *t*-student bilateral,  $t = -2.633$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.023$ ).

As famílias mais representadas em termos de biomassa foram, no RBV, Acanthuridae (763.04 Kg/ha) e Chaetodontidae (322.43 Kg/ha) que representaram, respectivamente 38.76 e 16.38%. A família Scaridae foi a terceira família melhor representada (120.54 Kg/ha – 6.12%) (Tabela 5).

No RPT, três famílias apresentaram valores superiores a 500 Kg/ha: Lutjanidae (4173.43 Kg/ha), Pomacentridae (1218.95 Kg/ha) e Acanthuridae (861.17 Kg/ha), que representaram respectivamente 52.70, 15.38 e 10.87% respectivamente.

**Tabela 5.** Biomassa média (Kg/ha) das principais famílias estimada para os dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados por recife).

Famílias	RBV (N = 7)			RPT (N = 6)		
	Média	dp	%	Média	dp	%
Acanthuridae	763.04	587.70	38.76	861.17	391.79	10.87
Chaetodontidae	322.43	262.96	16.38	641.57	345.74	8.10
Haemulidae	57.83	60.58	2.94	51.26	42.25	0.65
Labridae	82.67	87.96	4.20	96.73	70.84	1.22
Lutjanidae	30.80	68.04	1.56	4173.43	2184.23	52.70
Mullidae	42.39	59.93	2.15	355.24	356.59	4.49
Pomacanthidae	104.35	117.02	5.30	104.59	89.74	1.32
Pomacentridae	97.65	93.34	4.96	1218.95	881.22	15.39
Scaridae	120.54	112.00	6.12	221.69	155.00	2.80

Em termos de espécies, no RBV as espécies mais importantes foram *Acanthurus* spp. e *Ctenochaetus* spp. (748.68 Kg/ha), seguido da espécie *Diodon liturosus* (240.49 Kg/ha), da qual foi observado apenas um indivíduo e por último o papagaio *Scarus ghobban* (105.50 Kg/ha), que representaram respectivamente 38.03, 12.22 e 5.36 %. Por outro lado no RPT as principais espécies em relação a biomassa foram: *Lutjanus fulviflamma* (3380.70 Kg/ha), representando cerca de 42.97%; *Abudefduf vaigiensis* (859.61 Kg/ha), cerca de 10.93% e finalmente *Acanthurus* spp. e *Ctenochaetus* spp. (780.29 Kg/ha) representaram 9.92% (Anexo 5).

A biomassa estimada de cada grupo trófico, para cada recife, é apresentada na Tabela 6. O RPT apresentou uma biomassa significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = 3.927$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.002$ ) de carnívoros, em relação ao RBV. A variação foi mais acentuada no RPT (431.78 Kg/ha a 7952.50 Kg/ha) do que no RBV (52.78 Kg/ha a 2133.02 Kg/ha) (Anexo 4B).

**Tabela 6.** Biomassa média (Kg/ha) estimada, para cada um dos grupos tróficos, nos dois recifes estudados (N – número de transectos efectuados por recife).

Grupo Trófico	RBV (N = 7)			RPT (N = 6)		
	Média	dp	%	Média	dp	%
Carnívoros	524.18	735.17	26.63	4897.30	2517.13	61.84
Coralívoros	32.23	51.61	1.64	19.89	26.83	0.25
Herbívoros	889.60	695.14	45.19	1104.59	515.61	13.95
Omnívoros	408.07	345.66	20.73	1722.44	945.48	21.75
Planctívoros	114.36	133.72	5.81	175.45	119.51	2.22

A biomassa dos omnívoros foi significativamente superior (teste *t*-student bilateral,  $t = 3.661$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.004$ ) no RPT, tendo, em termos percentuais relativamente ao total de cada recife,



ambos recifes apresentado valores muito similares (Tabela 6). No entanto o RPT apresentou uma variação muito elevada (Tabela 6 e Anexo 4B) quando comparada com a do RBV.

A biomassa estimada dos coralívoros foi superior no RBV, apesar de não ter sido estatisticamente significativa (teste *t*-student bilateral,  $t = -0.526$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.609$ ). O RPT, por outro lado, apresentou uma menor variação (0 – 70.50 Kg/ha) em relação ao RBV (0 – 135.78 Kg/ha) (Anexo 4B).

Não significativas foram, igualmente, as diferenças de biomassa estimada dos herbívoros (teste *t*-student bilateral,  $t = 0.623$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.546$ ) e planctívoros (teste *t*-student bilateral,  $t = 0.861$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.407$ ) nos dois recifes. Em ambas categorias tróficas, o RBV apresentou uma maior variação (Tabela 6 e Anexo 4B).

### 5.2.2.3 Classes de Tamanhos

A Figura 3 apresenta o número de indivíduos das principais famílias de interesse comercial, distribuídos pelas diversas classes de tamanhos.

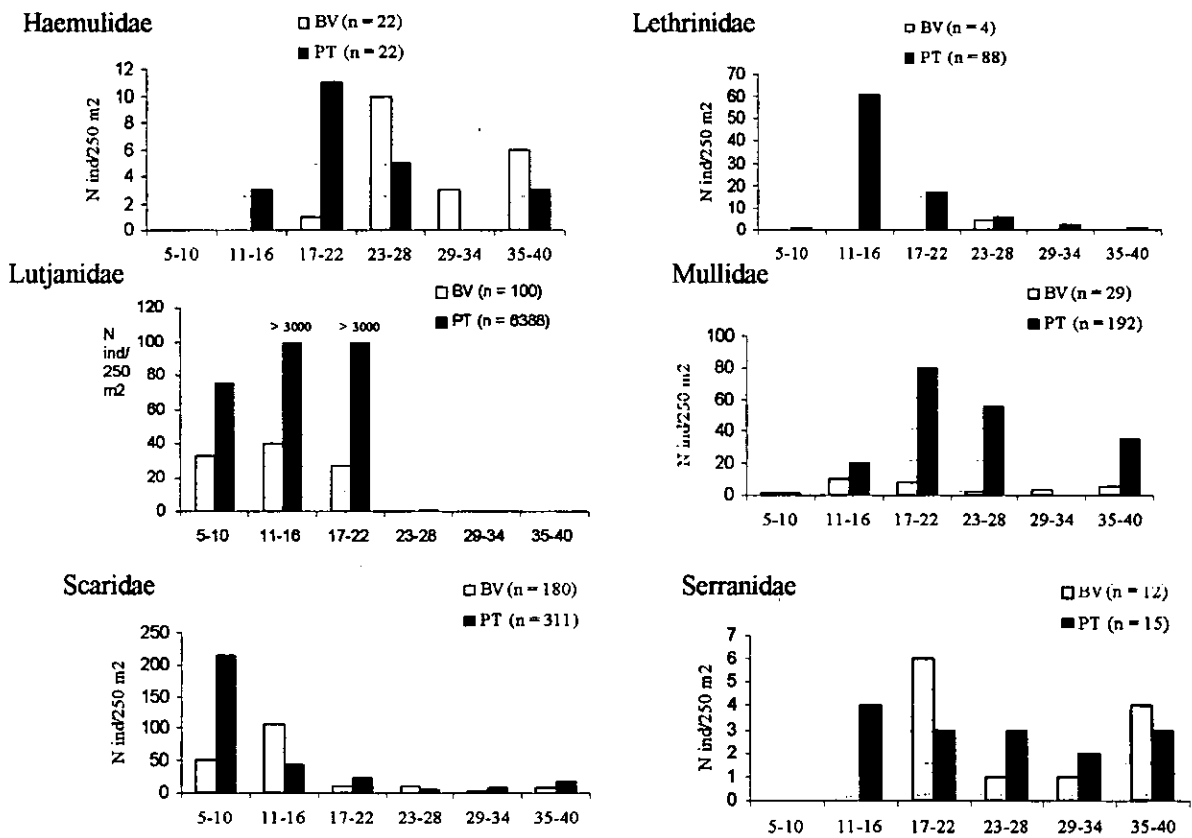


Figura 3. Número de indivíduos de cada classe de tamanho (cm), das principais famílias de interesse comercial, em ambos recifes.

De um modo geral, nota-se a ocorrência de indivíduos de todas as classes de tamanhos em ambos recifes, apesar de o RBV apresentar, para as famílias Lutjanidae, Mullidae e Scaridae, e o RPT para as famílias Lethrinidae, Lutjanidae e Scaridae, uma tendência para a ocorrência de um maior número de indivíduos de menor tamanho.

#### 5.1.2.4 Composição Específica e Diversidade

A partir dos dados resultantes dos transectos efectuados em cada recife, foi efectuada a análise grupal qualitativa (baseada na presença/ausência das espécies em cada transecto através do índice de Sorenson), estando representada na Figura 4. De um modo geral, verifica-se a existência de três grupos distintos, em que estão incluídos no grupo I os três últimos transectos efectuados no RBV; no grupo II, todos transectos efectuados no RPT; e por último, no grupo III os primeiros transectos efectuados no RBV.

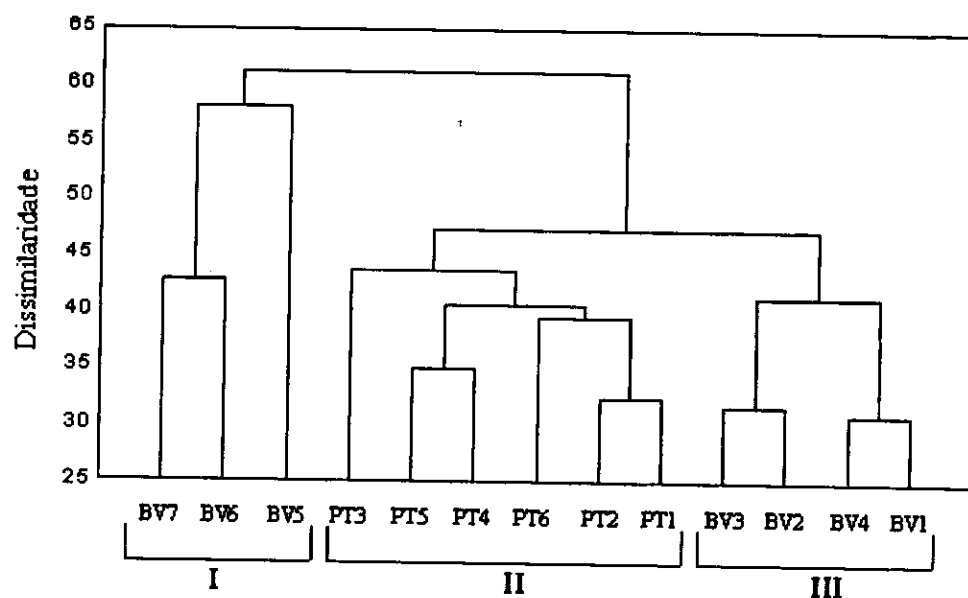
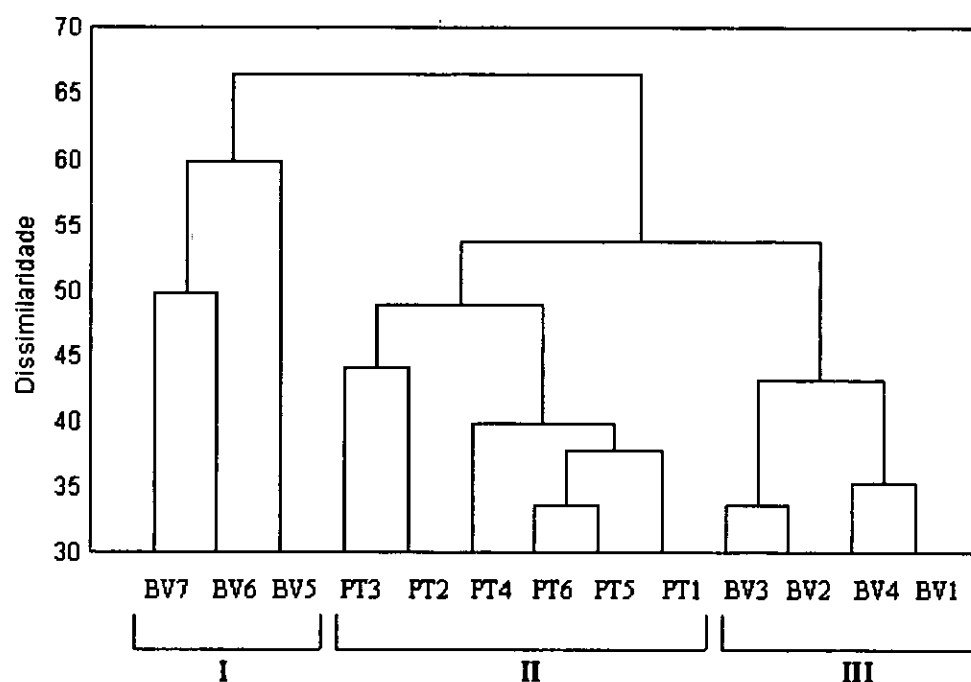


Figura 4. Dendrograma baseado no método UPGMA a partir dos índices de dissimilaridade de Sorenson (presença/ausência de espécies) dos diferentes transectos efectuados nos recifes da Barreira Vermelha (BV) e Ponta Torres (PT).

Foi igualmente efectuada, uma análise grupal quantitativa, baseada na  $\sqrt{d}$  do número total de indivíduos de cada espécie observado em cada um dos transectos (através do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) que se encontra representada na Figura 5. Neste dendrograma, nota-se a presença de três grupos bem distintos, tal qual como no dendrograma da análise qualitativa (Figura 4). O grupo I é constituído pelos últimos transectos efectuados no RBV; no grupo II estão englobados todos transectos efectuados no RPT; e no grupo III encontram-se os primeiros transectos realizados no RBV.



**Figura 5.** Dendrograma baseado no método UPGMA a partir dos índices de dissimilaridade de Bray-Curtis (com base em  $\sqrt{d}$  número de indivíduos de cada espécie, em cada transecto) dos diferentes transectos efectuados nos recifes da Barreira Vermelha (BV) e Ponta Torres (PT).

Foram identificadas no total, 138 espécies, distribuídas por 36 famílias, em ambos recifes, sendo 117 espécies no RBV (27 famílias) e 110 espécies (34 famílias) no RPT (Anexo 6). Foram observadas 87 espécies comuns aos dois recifes (correspondentes a 63% das espécies).

De um modo geral, as famílias melhor representadas no RBV foram: Labridae (18), Chaetodontidae (17) e Pomacentridae (15), representando respectivamente 15.4, 14.5 e 12.8% do total de espécies identificadas neste recife. No RPT as famílias Chaetodontidae (15 espécies, representando 13.8%),

Pomacentridae com 13 espécies (11.9%) e Acanthuridae e Serranidae (com 9 espécies cada – representando 8.3% do total de espécies) foram as mais representadas.

A Tabela 7 apresenta os valores médios dos índices de diversidade considerados, para ambos recifes. O número médio de espécies observadas por transecto, no RPT foi superior ao observado no RBV, não sendo, no entanto significativa esta diferença (teste *t*-student bilateral,  $t = -1.870$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.088$ ). Uma variação mais elevada foi observada no RBV (12 a 42 espécies), quando comparada à observada no RPT (31 a 45 espécies) (Anexo 4A).

**Tabela 7.** Valores médios do número de espécies, diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e respectivos desvios padrão calculados para cada recife estudado.

Recife	Nº espécies	$H'$	$J'$
RBV	27.43 ± 12.16	3.43 ± 0.59	0.75 ± 0.14
RPT	37.33 ± 4.68	2.64 ± 0.68	0.51 ± 0.09

Os índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) (teste *t*-student bilateral,  $t = 2.266$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.045$ ) e equitabilidade de Pielou (teste *t*-student bilateral,  $t = 3.701$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.004$ ) foram ambos significativamente superiores no RBV. O índice  $H'$ , variou no RBV, de um máximo de 4.28 a um valor mínimo de 2.79; no RPT a variação foi de 3.71 a 1.83. Quanto ao índice  $J'$ , observou-se uma maior variação no RPT (0.75 a 0.35) em relação ao RBV (0.89 a 0.63) (Anexo 4A).

## 5.3 RELAÇÃO ICTIOFAUNA – ESTRUTURA DO HABITAT

### 5.3.1 Correlação entre os Parâmetros do Habitat e os da Ictiofauna

A Tabela 8, apresenta os valores dos coeficientes de correlação de Spearman ( $r_s$ ), obtidos através da correlação entre os parâmetros da ictiofauna e do habitat.

Uma correlação positiva altamente significativa ( $P < 0.005$ ), entre os parâmetros densidade ( $r_s = 0.907$ ) e biomassa ( $r_s = 0.896$ ) da ictiofauna com a complexidade estrutural do substrato (CES), foi observada. Igualmente significativas, mas não tão fortes ( $P < 0.05$ ), foram as correlações entre a equitabilidade de Pielou ( $r_s = -0.632$ ) e o número de espécies observadas ( $r_s = 0.696$ ) com a CES. Todos os grupos tróficos apresentaram correlações positivas significativas com a CES, destacando-se os omnívoros ( $r_s = 0.857$ ) e planctívoros ( $r_s = 0.753$ ), em que estas foram altamente significativas ( $P < 0.005$ ). Todas as famílias seleccionadas correlacionaram-se positivamente com a CES, sendo de destacar as famílias Chaetodontidae, Labridae e Pomacentridae com coeficientes de correlação de Spearman ( $r_s$ ) altamente significativos ( $P < 0.005$ ). As famílias Acanthuridae ( $r_s = 0.637$ ) e Pomacanthidae ( $r_s = 0.669$ ) correlacionaram-se, também significativamente, com a CES ( $P < 0.05$ ).

A diversidade de composição do substrato (DCS), apresentou correlações positivas, com a maior parte dos parâmetros da ictiofauna. Altamente significativas ( $P < 0.005$ ), foram as correlações com o número de espécies observadas ( $r_s = 0.740$ ), com os coralívoros ( $r_s = 0.793$ ), herbívoros ( $r_s = 0.725$ ) e com as famílias Acanthuridae ( $r_s = 0.797$ ), Chaetodontidae ( $r_s = 0.709$ ) e Scaridae ( $r_s = 0.724$ ). Apenas o índice de equitabilidade de Pielou ( $J'$ ) e a família Lutjanidae, apresentaram correlações negativas, que foram, no entanto, muito fracas e não significativas.

Os parâmetros profundidade máxima e temperatura, apresentaram de um modo geral correlações fracas, não significativas, com os parâmetros da ictiofauna, exceptuando o caso dos cirurgiões (família Acanthuridae), que correlacionou-se de uma forma negativa, fracamente significativa ( $r_s = -0.601$ ,  $P < 0.05$ ), com a profundidade máxima. De realçar, são as correlações negativas fortes ( $r_s > -0.500$ ), apesar de não significativas, da profundidade máxima com os omnívoros, peixes-borboleta (família Chaetodontidae) e com os bodiões (família Labridae).

**Tabela 8.** Resultados dos testes de correlação de Spearman (bilateral), entre os parâmetros da ictiofauna e do habitat (N = 13). Onde: CES - complexidade estrutural do substrato; DCS - diversidade de composição do substrato; Prof - profundidade máxima média; Temp - temperatura (° C); Sal - salinidade (%); Sec - profundidade do disco de Sechii e Vis - visibilidade horizontal; H' - índice de diversidade de Shannon-Wiener; J' - índice de equitabilidade de Pielou e N° spp. - número de espécies. Os níveis de significância são apresentados como  $P < 0.05^*$ ,  $P < 0.01^{**}$  e  $P < 0.005^{***}$ .

	CES	DCS	Prof	Temp	Sal	Sec	Vis	Coral duro vivo	Material vegetal	Areia
Densidade	0.907 ***	0.549	-0.406	0.025	0.631 *	-0.306	0.724 **	0.368	-0.132	0.093
Biomassa	0.896 ***	0.505	-0.265	0.080	0.587 *	-0.259	0.744 **	0.412	-0.203	0.082
H'	-0.231	0.319	0.116	-0.268	-0.576 *	-0.267	-0.273	0.363	0.368	-0.352
J'	-0.632 *	-0.055	0.157	-0.243	0.628 *	-0.121	-0.546	-0.044	0.379	-0.247
N° spp.	0.696 *	0.740 **	-0.081	-0.261	0.149	-0.428	0.448	0.724 **	0.069	0.184
Carnívoros	0.682 *	0.160	-0.341	0.235	0.768 ***	-0.087	0.676 *	0.107	-0.407	0.385
Coralívoros	0.599 *	0.793 ***	0.074	-0.456	-0.067	-0.472	0.269	0.758 ***	0.148	-0.292
Herbívoros	0.621 *	0.725 **	-0.676 *	-0.303	0.110	-0.482	0.254	0.511	0.429	-0.434
Omnívoros	0.857 ***	0.500	-0.546	-0.099	0.612 *	-0.441	0.724 **	0.385	-0.121	0.033
Planctívoros	0.753 ***	0.396	-0.218	-0.025	0.512	-0.237	0.549	0.363	0.148	0.110
Acanthuridae	0.637 *	0.797 ***	-0.601 *	-0.248	0.072	-0.394	0.176	0.401	0.577 *	-0.429
Chaetodontidae	0.912 ***	0.709 **	-0.519	-0.182	0.386	-0.567 *	0.646 *	0.473	0.055	-0.093
Haemulidae	0.352	0.028	0.154	0.215	0.196	0.067	0.339	0.061	-0.271	0.246
Labridae	0.804 ***	0.444	-0.526	-0.010	0.606 *	-0.395	0.733 *	0.438	-0.154	-0.006
Lutjanidae	0.493	-0.095	-0.260	0.338	0.883 ***	0.068	0.609 *	-0.086	-0.602 *	0.552
Pomacanthidae	0.669 *	0.319	0.065	0.309	0.411	-0.074	0.807 ***	0.297	-0.316	0.190
Pomacentridae	0.808 ***	0.484	-0.262	-0.124	0.479	-0.256	0.468	0.451	-0.093	-0.005
Scaridae	0.525	0.724 **	-0.488	-0.350	-0.075	-0.499	0.247	0.646 *	0.387	-0.541

A salinidade da água apresentou uma correlação positiva, altamente significativa ( $r_s = 0.768$ ,  $P < 0.005$ ), com os carnívoros e com a família Lutjanidae ( $r_s = 0.883$ ). Outras correlações fracamente significativas, verificaram-se entre a salinidade e a densidade, biomassa, índice de equitabilidade de Pielou, omnívoros, família Labridae (todas positivas) e diversidade de Shannon-Wiener (correlação negativa).

A profundidade de Sechii apenas se correlacionou significativamente com a família Chaetodontidae (correlação negativa e fraca;  $r_s = -0.567$ ,  $P < 0.05$ ), sendo no entanto de destacar as correlações negativas não significativas, com a densidade e número de espécies observadas. Na correlação entre a visibilidade horizontal e os parâmetros da ictiofauna densidade e biomassa, observaram-se valores do coeficiente de correlação moderadamente significativos ( $P < 0.01$ ). A visibilidade horizontal correlacionou-se também positivamente, com a família Pomacanthidae (correlação altamente significativa,  $r_s = 0.807$ ,  $P < 0.005$ ), com os omnívoros (moderadamente significativa,  $r_s = 0.724$ ,  $P < 0.01$ ) e com os carnívoros, peixes-borboleta (Chaetodontidae), bodiões (Labridae) e pargos (Lutjanidae) (correlações fracamente significativas,  $P < 0.05$ ).

A percentagem de coral duro vivo correlacionou-se positiva e significativamente com os coralívoros (correlação altamente significativa,  $r_s = 0.807$ ,  $P < 0.005$ ), número de espécies (moderadamente significativa,  $r_s = 0.724$ ,  $P < 0.01$ ) e com a família Scaridae (fracamente significativa,  $r_s = 0.646$ ,  $P < 0.05$ ). Exceptuando duas, todas as restantes correlações entre a percentagem de coral duro vivo e os parâmetros da ictiofauna, foram positivas e não significativas, sendo de realçar os coeficientes de correlação relativamente elevados dos herbívoros ( $r_s = 0.511$ ), da família Chaetodontidae ( $r_s = 0.473$ ) e das castanhetas (família Pomacentridae,  $r_s = 0.451$ ).

A percentagem de cobertura de material vegetal, correlacionou-se significativamente com as famílias Acanthuridae ( $r_s = 0.577$ ,  $P < 0.05$ ) e Lutjanidae ( $r_s = -0.602$ ,  $P < 0.05$ ), sendo no entanto, de destacar (apesar de não significativas) as correlações com os carnívoros ( $r_s = -0.407$ ), herbívoros ( $r_s = 0.429$ ) e com a família Scaridae ( $r_s = 0.387$ ).

Por último, todas as correlações entre a percentagem de cobertura de areia com os parâmetros da ictiofauna não foram significativas, tendo as famílias Lutjanidae ( $r_s = 0.552$ ) e Scaridae ( $r_s = -0.541$ ) apresentado os valores de coeficiente de correlação mais elevados.



### 5.3.2 Regressão Múltipla

A Tabela 9, apresenta os valores dos coeficientes beta de cada um dos parâmetros do habitat (variáveis independentes), após a realização do teste de regressão múltipla, em relação a cada um dos parâmetros da ictiofauna.

A complexidade estrutural do substrato (CES) e a salinidade apresentaram valores elevados e significativos dos coeficientes beta, revelando uma marcada influência positiva sobre a densidade e biomassa. De notar ainda, o relativamente elevado, mas não significativo, valor do coeficiente da visibilidade, influenciando negativamente a densidade.

**Tabela 9.** Valores dos coeficientes beta resultantes da análise de regressão múltipla de cada variável da ictiofauna em relação a todos parâmetros do habitat. Onde: CES – complexidade estrutural do substrato; DCS – diversidade de composição do substrato; PROF – profundidade máxima; SAL – salinidade; % CDV – percentagem de cobertura de coral duro vivo; VIS – visibilidade horizontal;  $R^2$  – coeficiente de correlação múltipla; \* - parâmetros significativos; os valores apresentados em *itálicos*, apesar de não significativos, são importantes na variação do respectivo parâmetro da ictiofauna.

	CES	DCS	PROF	SAL	% CDV	VIS	$R^2$
Densidade	0.845*	-0.140	0.170	0.683*	0.112	-0.320	0.859
Biomassa	0.782*	-0.010	0.117	0.360*	0.165	0.063	0.878
H'	-0.740	0.623	-0.040	-0.450	0.116	0.319	0.629
Nº spp.	0.258	0.334	0.032	0.313	0.493	0.159	0.824
Carnívoros	0.753*	-0.150	0.127	0.690*	0.096	-0.180	0.826
Coralívoros	0.338	0.574	0.550	0.006	0.182	0.083	0.701
Herbívoros	0.006	0.589	-0.230	0.835	0.186	-0.540	0.724
Omnívoros	1.050*	-0.370	-0.260	0.407	0.072	-0.620	0.789
Planctívoros	0.615	-0.070	0.014	0.260	0.086	0.185	0.686
Acanthuridae	-0.070	0.697	-0.310	0.782	-0.080	-0.520	0.753
Chaetodontidae	0.862*	0.036	0.037	0.196	0.154	-0.040	0.880
Labridae	0.514	0.161	0.146	0.609	0.147	-0.190	0.578
Lutjanidae	0.771*	-0.200	0.115	0.687	0.095	-0.200	0.814
Pomacentridae	1.110*	-0.360	-0.190	0.345	0.072	-0.620	0.801
Scaridae	0.163	0.293	-0.090	0.683	0.494	-0.480	0.578

Nenhum parâmetro do habitat apresentou coeficientes beta, significativos em relação aos índices de diversidade H' e número de espécies observadas. É, no entanto, importante referir que a DCS apresentou um valor relativamente alto para os dois índices, seguido dos parâmetros CES (valor de beta elevado e negativo em relação a H') e percentagem de cobertura de coral duro vivo (valor razoavelmente elevado e positivo em relação ao número de espécies).

Tanto os carnívoros como os omnívoros, apresentaram significativa influência da CES, sendo a salinidade igualmente importante para estes dois grupos tróficos. Por outro lado, os coralívoros, herbívoros e planctívoros não mostraram sofrer significativas influências dos parâmetros do habitat, sendo relevante notar no entanto, os valores elevados de coeficientes dos parâmetros DCS e profundidade máxima (em relação aos coralívoros), salinidade e DCS (herbívoros) e CES (planctívoros).

Apenas o parâmetro CES mostrou influenciar significativamente as famílias Chaetodontidae, Lutjanidae e Pomacentridae, tendo sido igualmente importante para a família Labridae. Outros parâmetros importantes foram a salinidade (influenciando as famílias Acanthuridae, Labridae, Lutjanidae e Scaridae), DCS (Acanthuridae) e visibilidade horizontal (Pomacentridae).

### 5.3.3 Análise Multivariada

A Tabela 10, apresenta os resultados de três testes de análise de correlação canônica, que foram efectuadas usando 3 grupos de parâmetros da ictiofauna analisados em relação a outros 3 grupos de parâmetros do habitat.

**Tabela 10.** Grupos de parâmetros da ictiofauna e do habitat que foram submetidos à análise de correlação canônica. Onde: H' – índice de diversidade de Shannon-Wiener; J' – índice de equitabilidade de Pielou; N° spp. – número de espécies; SAL – salinidade; VIS – visibilidade horizontal; PROF – profundidade máxima; % CD – percentagem de coral duro vivo.

GRUPO 1		GRUPO 2		GRUPO 3	
Ictiofauna	Habitat	Ictiofauna	Habitat	Ictiofauna	Habitat
Densidade	CES	Carnívoros	CES	Acanthuridae	CES
Biomassa	DCS	Coralívoros	DCS	Chaetodontidae	DCS
H'	SAL	Herbívoros	SAL	Labridae	SAL
J'	VIS	Omnívoros	VIS	Lutjanidae	VIS
N° spp.	PROF	Planctívoros	PROF	Pomacentridae	% CDV
	% CDV		% CDV	Scaridae	

Os parâmetros do habitat foram escolhidos porque apresentaram fortes correlações com os parâmetros da ictiofauna (Tabela 8), sendo portanto, potenciais características influenciadoras dos parâmetros da ictiofauna.

Na análise dos 3 grupos, 5 correlações canônicas foram extraídas, porque este é o número mínimo de variáveis (parâmetros estudados) de qualquer um dos subgrupos estudados. No entanto, são apresentadas apenas as correlações entre a primeira raiz canônica de correlação de cada um dos grupos e os parâmetros do habitat, que são responsáveis pelos maiores valores de correlação e de variação dos parâmetros da ictiofauna (Tabela 11).

**Tabela 11.** Correlação entre os parâmetros do habitat e a primeira raiz canônica, em cada um dos grupos. \* – Valores de correlação dos parâmetros responsáveis pelas maiores variações dos parâmetros da ictiofauna.

Parâmetro	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
CES	0.697 *	- 0.907 *	0.906 *
DCS	0.507 *	- 0.757 *	0.592 *
PROF	- 0.002	- 0.338	
SAL	0.298	- 0.321	0.457
VIS	0.617 *	- 0.349	0.445
% CDV	0.506 *	0.506 *	0.268

Dos valores de correlação acima apresentados, observa-se que os parâmetros CES e DCS são os principais responsáveis pela variação dos 3 grupos de parâmetros da ictiofauna. Outros parâmetros que podem igualmente influenciar a ictiofauna, neste caso apenas os parâmetros do Grupo 1 e em menor escala, são a visibilidade horizontal e a percentagem de cobertura de coral duro vivo.

## 6. DISCUSSÃO

### 6.1 MÉTODOS USADOS E NÚMERO DE AMOSTRAS

A metodologia usada neste trabalho tem sido amplamente usada em estudos ecológicos das comunidades ictiológicas e coralinas. Os métodos visuais, para estudo da ictiofauna e comunidades coralinas foram amplamente discutidos por Loya (1978), Russel *et al.* (1978), Sale & Douglas (1981), Brock (1982), Helfman (1983), Bohnsack & Bannerot (1986), Fowler (1987), Bellwood & Alcala (1988), St. John *et al.* (1990), Souto (1993), English *et al.* (1994), Carleton & Done (1995), De Groot (1995), Almeida (1997) e Ribeiro (1997).

O número de transectos efectuados (6 e 7 respectivamente para o RPT e RBV), aparenta ser suficiente, já que a curva representativa do número cumulativo de espécies por transectos efectuados (Figura 2), mostra tendência de se estabilizar. Este é, aliás, o número mínimo de transectos efectuados por recife, por Öhman *et al.* (1997), Öhman & Rajasuriya (1998) e Öhman *et al.* (1998a); é o número igualmente recomendado por Bellwood & Alcala (1988) e English *et al.* (1994) para estudos de curta duração que envolvem o censo da ictiofauna coralina.

## 6.2 COMPARAÇÃO ENTRE O RBV E RPT

### 6.2.1 Factores Abióticos e Estrutura do Substrato

Os valores médios de temperatura registados nos dois recifes estudados, não apresentaram diferenças significativas entre em si. Segundo Gove & Cuamba (1990), as águas circundantes à Ilha da Inhaca, não apresentam, devido às baixas profundidades, uma estratificação vertical, e por isso seguem o padrão da temperatura atmosférica. Os valores médios encontrados neste estudo, à volta dos 26° C, são muito similares aos reportados por Gove & Cuamba (1990) (18°C – 28°C variação anual), Pinto (1996) (25.4° C – na costa Ocidental da Ilha da Inhaca) e Gonçalves (em preparação) (23.8° C) nos mesmos locais de estudo.

A salinidade medida nos dois recifes foi significativamente diferente, tendo sido superior no RPT. Gonçalves (em preparação) encontrou valores similares. Este facto é provavelmente explicado pela proximidade deste recife ao canal de Santa Maria, que recebe água directamente vinda do oceano. Outra possível causa desta diferença, é o facto de normalmente ocorrer a drenagem de grandes quantidades de água doce proveniente da duna da Barreira Vermelha (“seepage”) (Kalk, 1954), e pode ter, de alguma maneira, influenciado a salinidade neste recife. Entretanto, comparando os valores de salinidade com os reportados por outros autores, notam-se diferenças muito grandes. Gove & Cuamba (1990) reportaram valores médios na zona Ocidental da Ilha, rondando as 35 ‰, enquanto que Pinto (1996) reportou para a mesma zona, valores à volta das 38 ‰. Estas diferenças são muito provavelmente, explicadas pelas intensas chuvas que se registaram no início do presente ano, que poderão ter aumentado o efeito de “seepage” sobre a salinidade das águas circundantes à Ilha, além da possível influência das águas estuarinas da Baía de Maputo (caracterizadas por valores de salinidade muito baixos devido às descargas excessivas da sua rede hidrográfica – derivado do fenómeno das cheias).

A visibilidade horizontal foi significativamente superior no RPT, principalmente devido ao facto de o RBV apresentar partículas suspensas de menor tamanho (Gonçalves, em preparação e Gonçalves comunicação pessoal, 2000), que se mantêm na coluna de água por muito tempo, diminuindo desse modo a visibilidade.

Dado que ambos recifes apresentaram uma profundidade relativamente reduzida, questionou-se a validade do uso do disco de Sechii como indicador da turbidez da água, já que na maior parte dos casos a profundidade de Sechii coincidia com a profundidade máxima. O teste de Correlação de Spearman confirmou esta linearidade, sendo o resultado final uma correlação positiva significativa ( $r_s = 0.61$ ,  $n = 13$ ,  $P < 0.05$ ). Este resultado foi igualmente reportado por Gove & Cuamba (1990) e Pinto (1996), indicando que o disco de Sechii, não é provavelmente, o melhor método de se estimar a turbidez em áreas de águas pouco profundas, como são os recifes de coral e outras zonas de baixa profundidade, circundantes à Ilha da Inhaca.

A composição do substrato foi avaliada quantitativamente, através do índice DCS (diversidade de composição do substrato), usando o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ). A DCS foi superior, apesar de não significativamente, no RPT. A concorrer para o facto de a DCS não ter sido significativamente diferente, poderão estar as grandes extensões de coral vivo ramificado do género *Acropora*, no RBV e *Porites*, no RPT, que dominaram os respectivos recifes, baixando de certo modo a DCS. Foram usadas as percentagens de cobertura de diversas categorias de substrato, reportadas para os mesmos locais, por Rodrigues *et al.* (1999), para calcular o índice DCS. Assim, tanto o RBV (DCS = 3.38), como o RPT (DCS = 2.47), apresentam valores muito superiores aos encontrados neste estudo (respectivamente 1.86 e 1.99). Três razões podem estar na origem destas diferenças:

- (i) O estudo efectuado por Rodrigues *et al.* (1999), não foi representativa em termos da extensão total do recife;
- (ii) A técnica utilizada por Rodrigues *et al.* (1999), foi o Vídeo Transecto (VT), que, apesar de estes autores não terem encontrado diferenças significativas com o método LIT para recifes de Inhambane, Bazaruto e Pemba, poderá fornecer resultados diferentes, quando um reduzido número de amostras são comparadas; Carleton & Done (1995), reportaram que os dois métodos apenas apresentaram diferenças não significativas, para metade das categorias consideradas;
- (iii) Rodrigues *et al.* (1999), consideraram um número de categorias muito superior ao que foi considerado neste estudo, o que terá com certeza influenciado os valores da DCS.

O índice CES (complexidade estrutural do substrato – também conhecida por rugosidade) foi significativamente superior no RPT devido principalmente ao facto de este recife ser constituído por grandes cabeços de coral massivo principalmente do género *Porites* (Salm, 1976; Kalk, 1995a; Nagel & Degerstedt, 1999; Rodrigues *et al.*, 1999; Schleyer *et al.*, 1999 e observação pessoal), que contrasta com a percentagem elevada de coral ramificado no RBV. O método usado para se avaliar a rugosidade foi o do contorno do substrato, em que a corda estendida sobre este não dava uma indicação da verdadeira rugosidade das colónias ramificadas porque não penetrava por entre as ramificações. Apesar de vários autores (por exemplo Carpenter *et al.*, 1981; McClanahan, 1994; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman *et al.*, 1998a) terem usado o método da distância de contorno do substrato, ou apenas considerarem a proporção de coral ramificado (Chabanet *et al.*, 1997) como uma medida de rugosidade do recife, estes poderão não reflectir, pelo menos isoladamente, a verdadeira rugosidade do recife, considerando que várias espécies encontram abrigo, junto das ramificações do coral ramificado. Entretanto, é preciso ter em conta que o método do contorno, dá uma importante noção da rugosidade, criada pelas crateras, aberturas, buracos e outras cavidades existentes no recife.

O RBV apresentou uma percentagem de cobertura coral vivo significativamente superior à do RPT, principalmente devido às grandes extensões de coral vivo ramificado do género *Acropora*. Este resultado foi igualmente reportado por Rodrigues *et al.* (1999); no entanto estes autores reportam valores muito superiores aos encontrados no presente estudo. Isto deve-se ao facto de estes autores terem colectado poucas amostras, não terem amostrado toda a extensão dos recifes e terem efectuado a amostragem exactamente nos locais de maior crescimento de coral. Outras categorias do substrato, como percentagem de cobertura de material vegetal e areia, foram igualmente mal representadas por Rodrigues *et al.* (1999), exactamente pelas mesmas razões apresentadas acima.

## **6.2.2 Parâmetros da Ictiofauna**

### *6.2.2.1 Densidade e Biomassa*

A densidade e biomassa totais da ictiofauna foram significativamente superiores no RPT. Este facto poderá estar, de algum modo, relacionado com pressão piscatória que é feita sobre os recifes (superior no RBV), apesar de ambos constituírem reservas integrais sob alçada da EBM. O RBV

localiza-se perto de uma zona com alta densidade populacional (Bairros de Nhaquene e Ridjene), tendo já ocorrido em diversas ocasiões, a violação da reserva, tanto por parte de pessoas locais como por turistas (Augusto Nhaca, comunicação pessoal, 2000; observação pessoal). Vários pedaços de rede e linha de pesca foram inclusive, recolhidos pelo autor durante a realização do trabalho de campo. Por outro lado, foi reportado (Chuquela, 1996), que existe pesca de arrasto na “praia de coral” da costa Ocidental da Ilha da Inhaca. Esta actividade é levada a cabo nas imediações da reserva, e naturalmente, captura peixes que habitam a área considerada protegida.

Actualmente, devido a ausência de bóias sinalizadoras (observação pessoal), os limites da reserva não se encontram sinalizados, o que poderá ter uma influência incrementadora na violação da mesma. Aliado ao facto de se situar junto a uma zona populosa, há ainda o factor protecção das reservas. Segundo o Sr. Augusto Nhaca (comunicação pessoal, 2000), os guardas das reservas apenas permanecem nos seus postos de trabalho, na Reserva da Barreira Vermelha, das 7:30 até às 15:00 aproximadamente. Apesar de ocorrerem violações no RPT (Mabote, 1997 reportou que a principal arte de pesca nesta zona é a linha de mão tendo sido encontrados e recolhidos principalmente pedaços de linha de pesca em muito mau estado e já cobertos de algas – aparentando não serem recentes) estas aparentam ocorrer em menor escala, não só porque na Reserva da Ponta Torres o regime de protecção é de 24 horas por dia, mas também porque o número de habitantes nesta área é menor (Sr. Augusto Nhaca, comunicação pessoal, 2000). Öhman *et al.* (1993), no Sri Lanka, reportaram uma relação directa entre a proximidade e tamanho das populações e o grau de exploração e destruição dos recifes. Outro factor que poderá influenciar a diferença de densidade e biomassa entre o RBV e o RPT, é o elevado número de turistas provenientes do navio “Symphony”, que visitam na sua grande maioria o RBV (D. Z. Gove, comunicação pessoal).

Vários autores (por exemplo Alcalá, 1988; Russ, 1991; McClanahan, 1994; Jennings *et al.*, 1994; Harmelin *et al.*, 1995; Jennings *et al.*, 1995; Roberts, 1995; Jennings & Polunin, 1996; Watson *et al.*, 1996; Wantiez *et al.*, 1997; Edgar & Barrett, 1999) reportaram igualmente, a ocorrência de valores superiores de densidade, biomassa e tamanhos dos peixes, em áreas de maior protecção em relação a zonas não protegidas.

Outros aspectos, que poderão ter influenciado (e provavelmente com maior peso) a elevada densidade e biomassa no RTP, são: (i) a significativa superioridade da CES neste recife, em relação ao RBV: uma maior rugosidade do substrato, implica a existência de um maior número de locais de



refúgio, que se reflecte num aumento da densidade e biomassa das potenciais presas (Goldman & Talbot, 1976; Hixon & Beets, 1993; Lowe-McConnell, 1987; Steele, 1999), atendendo que a predação é um dos grandes factores reguladores das comunidades ictiológicas (Hixon, 1991; Jones, 1991). A maior CES no RTP poderá influenciar principalmente a biomassa, já que a presença de grandes quantidades de coral ramificado possibilita que apenas pequenos peixes possam encontrar abrigo, o que pode de certa forma influencia o valor total de biomassa; e (ii) devido ao facto de o RTP apresentar uma área menor (Anexo 7), as comunidades ictiológicas agregam-se junto às zonas de crescimento dos corais (Nagel & Degerstedt, 1999), o que poderá ter causado uma sobre-estimação da densidade e biomassa.

Comparando os valores totais de biomassa estimados neste estudo, com os de outros estudos efectuados tanto na Ilha da Inhaca, como em outros recifes de coral do mundo (Anexo 8A), destacam-se dois aspectos principais:

- (i) Ambos recifes de coral apresentam valores muito superiores de biomassa fresca, em relação aos outros habitats estudados. Este facto poderá estar relacionado com o facto de os recifes de coral apresentarem como característica intrínseca, valores elevados de biomassa e produtividade, derivados da elevada taxa de reciclagem de nutrientes, alto grau de especialização ecológica e partição de recursos por parte das espécies que constituem as comunidades ictiológicas (Sale, 1984; Lowe-McConnell, 1987; Sorokin, 1995); além de um factor extremamente importante, que é a actividade pesqueira. Nos outros habitats estudados, a actividade pesqueira está bem desenvolvida (Chuquela, 1996; Mabote, 1997), o que poderá sem dúvida pesar na diferença entre os valores de biomassa. Finalmente, o facto de estes habitats jogarem o papel ecológico de viveiros ou zonas de engorda (André, 1995; Pegado, 1995; Jocene, 1995), faz com que apresentem, com certeza, valores de biomassa mais reduzidos, devido à ausência de indivíduos de maior porte.
- (ii) Os valores de biomassa estimados em ambos recifes da Ilha da Inhaca, são de certo modo, elevados. Estas diferenças, podem por um lado, estar relacionadas com as diferentes metodologias usadas para a estimativa dos valores de biomassa (Goldman & Talbot, 1976). Por outro lado, este trabalho foi realizado em recifes que até certo ponto são protegidos, podendo com alguma naturalidade, apresentar valores relativamente altos de biomassa. Por último, é importante frisar, o facto de se ter estudado as comunidades ictiológicas apenas da zona

conhecida por "reef slope", que é caracterizada por uma elevada diversidade e abundância da ictiofauna (por exemplo Jones & Chase, 1975; Goldman & Talbot, 1976; Lowe-McConnell, 1987; Williams, 1991; Sorokin, 1995; Letourneur, 1996), que não representam a real distribuição da biomassa em toda a extensão do recife.

As famílias Lutjanidae e Pomacentridae, foram as mais representadas, no RPT, tanto em densidade (Tabela 3) como em biomassa (Tabela 5). Isto deveu-se principalmente ao elevado número de indivíduos das espécies *Lutjanus fulviflamma* e *Abudefduf vaigiensis* (Anexo 5), que se agregavam junto aos grandes cabeços de coral do género *Porites*. Estas espécies influenciaram igualmente, o domínio dos grupos tróficos carnívoros (*L. fulviflamma*) e omnívoros (*A. vaigiensis*) neste recife. Rodrigues *et al.* (1999), reportaram o mesmo resultado, tendo a família Lutjanidae e os carnívoros dominado o RPT. A dominância destas famílias, dos carnívoros e omnívoros, poderá estar relacionada com a maior disponibilidade de alimentos neste recife, derivado da maior CES e percentagem de cobertura de areia em relação ao RBV.

No RBV, a família Acanthuridae foi a mais importante tanto em biomassa como em diversidade, sendo seguida pelas famílias Pomacentridae (densidade) e Chaetodontidae (biomassa) (Tabelas 3 e 5). Esta dominância dos cirurgiões, que derivou o domínio dos herbívoros (em termos de grupos tróficos), é provavelmente explicada pela elevada percentagem de cobertura de material vegetal neste recife (quase 50%) (Tabela 2).

Vários estudos têm revelado diferentes resultados de dominância entre os herbívoros e carnívoros. Odum & Odum (1955 citados por Goldman & Talbot, 1976), reportaram para o Atoll de Eniwetok, uma superioridade dos herbívoros em relação aos carnívoros. Segundo Sorokin (1995), os herbívoros constituem entre 15 a 50% da biomassa total da ictiofauna. Por outro lado, vários autores têm reportado um domínio da biomassa por parte dos carnívoros; Bakus (1969 citado por Goldman & Talbot, 1976) reportou um valor de 70% da biomassa para os carnívoros e apenas 16% para os herbívoros. Goldman & Talbot (1976) reportaram valores muito similares (72% e 18% respectivamente). Estes autores postulam que os carnívoros constituem 3.4 vezes a biomassa dos herbívoros. Esta discrepância pode estar relacionada com a natureza e características de cada recife (Lowe-McConnell, 1987): nomeadamente localização geográfica, idade geológica, produtividade, profundidade, nutrientes, níveis de luminosidade), fenómenos extraordinários como o branqueamento de coral, mortalidade excessiva de ouriços-do-mar e explosões demográficas da

estrela-do-mar *Acanthaster plancii*, ou às diferentes épocas e métodos de amostragem usados. Até certo ponto os recifes da Barreira Vermelha e da Ponta Torres ajustam-se a ambas tendências: o RBV foi dominado por herbívoros e o RPT por carnívoros.

A proporção dos diferentes grupos tróficos, têm ultimamente sido usada como uma importante indicação da "saúde" dos recifes de coral, em termos de variação temporal, sendo principalmente as proporções dos carnívoros e herbívoros, usados respectivamente, como indicadores da pressão piscatória e quantidade de algas existentes no recife (competidoras directas dos corais) (Öhman *et al.*, 1999; Rodrigues *et al.*, 1999).

#### 6.2.2.2 *Classes de Tamanhos*

Todas as classes de tamanhos foram bem representadas em ambos recifes (Figura 2), apesar de o RBV apresentar, para as famílias Lutjanidae, Mullidae e Scaridae, uma certa tendência para a ocorrência de um maior número de indivíduos de menor tamanho. Este resultado foi igualmente reportado por Rodrigues *et al.* (1999). De notar, que apesar de não representados (por não terem sido observados durante a efectuação dos transectos), vários indivíduos de tamanhos superiores a 40 cm (principalmente da família Scaridae) foram observados em ambos recifes. Estes indivíduos dariam com certeza uma outra configuração à distribuição das classes de tamanhos.

#### 6.2.2.3 *Composição Específica e Diversidade*

A análise grupal das comunidades da ictiofauna baseadas na informação colectada em cada transecto, revelou tanto em termos qualitativos (Figura 4), como quantitativos (Figura 5), um padrão bem definido de classificação das comunidades ictiológicas. De certo modo, este padrão reflecte a estrutura do habitat em que cada transecto foi efectuado:

- (i) O primeiro grupo foi constituído pelos transectos efectuados na zona Sul do RBV (BV5, BV6 e BV7); que são caracterizados por valores muito baixos de percentagem de coral duro vivo e percentagens elevadas de areia e material vegetal (Anexo 3C).
- (ii) O grupo II, constituído por todos transectos realizados no RPT, caracterizou-se por uma certa constância no valor de percentagem de cobertura de coral vivo e elevadas percentagens de areia (Anexo 3C), além de valores elevados de rugosidade do substrato (Anexo 3B);

- (iii) Finalmente o grupo III, constituído pelos transectos efectuados na parte norte do RBV, foi caracterizado pela elevada percentagem de cobertura de coral vivo e baixa proporção de areia.

A técnica multivariada "Cluster Analysis", revela eficazmente padrões bem definidos da relação ictiofauna-habitat, em que se nota com clareza, a influência da estrutura do habitat na moldagem das comunidades ictiológicas. McManus *et al.* (1981), usando a mesma técnica, reportaram que o uso de "Cluster Analysis" é útil para se definir a estruturação das comunidades ictiológicas com base nas características do habitat, nomeadamente a profundidade.

As famílias Labridae, Chaetodontidae, Pomacentridae, Acanthuridae e Serranidae foram as que apresentaram maior número de espécies. Esta parece ser uma tendência generalizada nos recifes de coral em Moçambique, tendo sido reportada para vários recifes na zona entre a Ponta do Ouro e o cabo de Santa Maria (Robertson *et al.*, 1996); Inhambane (Whittington *et al.*, 2000); Nacala-Porto e Mossuril (Telford, 1999); Arquipélago das Quirimbas (Whittington *et al.*, 1998) e Mécufi (Loureiro, 1998). Este padrão é de certo modo comum, à maioria dos recifes (Sorokin, 1995). Segundo Sale (1980) e Talbot & Gilbert (1981) todos citados por Sorokin (1995), o grau de diversidade taxonómica da ictiofauna coralina não depende da latitude ou localização do recife.

De acordo com Krebs (1989) e Bernardo (1995), o índice de diversidade de Shannon-Wiener  $H'$  varia não só com o número de espécies presentes, mas também com o número de indivíduos de cada espécie e com a equitabilidade (semelhança das frequências das espécies). Neste estudo, o índice  $H'$  da ictiofauna, foi significativamente superior no RBV, contrariando os resultados reportados por Nagel & Degerstedt (1999), apesar de o número médio de espécies observadas no RPT ter sido superior (mas não significativamente) (Tabela 7). Esta diferença é explicada, principalmente pela elevada e significativa, equirepartição das espécies observadas no RBV.

O RPT, pode ser considerado um caso típico de "... uma comunidade muito mais influenciada por factores físicos do que biológicos, sob influência de condições extremas..." (Odum, 1997). Por exemplo, o valor de salinidade é mais elevado neste recife (Tabela 1; Gonçalves, em preparação), sendo também a corrente e a quantidade de sedimento sobre o recife (Gonçalves, em preparação). Kalk (1995a), faz referência ao facto de este recife estar em permanente estado de rejuvenescimento devido às condições abióticas extremas a que está sujeito, sendo a comunidade coralina, dominada

por espécies altamente resistentes à sedimentação. Este tipo de comunidades é caracterizado por possuir altos valores de abundância e relativamente baixos valores de diversidade e equitabilidade. Isto é, a abundância (neste caso, qualquer medida que expresse "importância biológica" – densidade ou biomassa) está concentrada em apenas algumas espécies.

De certa forma os recifes de coral da Ilha da Inhaca apresentam uma diversidade superior a outros habitats já estudados, tanto na Ilha da Inhaca, como noutros recifes em Moçambique (Anexo 8B), incluindo os recifes do Arquipélago das Quirimbas, tido como um dos mais ricos em termos de biodiversidade em Moçambique (Tinley, 1971; Whittington *et al.*, 1998). Isto poderá estar relacionado com o facto de os recifes da ilha da Inhaca estarem protegidos e não sofrerem tão intensamente a pressão humana, como os outros locais considerados (Chuquela, 1996; Mabote, 1997; Loureiro, 1998; MICOA/IIP, 1999; Rodrigues *et al.*, 1999).

Em relação a outros habitats de outras regiões do mundo, da literatura consultada, apenas 2 recifes de coral da região do Indo-Pacífico, apresentam maior diversidade (Anexo 8B). De um modo geral este facto, reforça a tendência da elevada diversidade dos recifes de coral em relação a outros tipos de recife (como os rochosos, artificiais, etc.) e enquadra os recifes da Ilha da Inhaca, num grupo de recifes de coral de elevada diversidade, em que os valores de  $H'$  variam de 3.4 a 5.2 (Sorokin, 1995).

Um total de 138 espécies em 36 famílias foram identificadas, em ambos recifes. Kalk (1995a), enumera para a Ilha da Inhaca, 25 famílias de peixes, sendo este estudo, um acréscimo ao conhecimento da ictiofauna da Ilha da Inhaca, com a adição de 11 novas famílias. O número de espécies identificadas, é muito similar às 139 espécies identificadas por Nagel & Degerstedt (1999), mas situa-se abaixo das mais de 200 espécies identificadas por Simões (em preparação) nos mesmos locais de estudo. Esta diferença substancial, é provavelmente devida ao menor número de amostras colectadas no presente estudo em relação ao de Simões (em preparação); diferentes métodos usados, poderão igualmente ter influenciado. No entanto, o número de espécies identificadas no presente estudo, aproxima-se às 148 identificadas em Inhambane (Whittington *et al.*, 2000) e às cerca de 150 identificadas por Robertson *et al.* (1996), na zona compreendida entre o Cabo de Santa Maria e a Ponta do Ouro. Os recifes de coral da zona sul de Moçambique, parecem ser mais pobres em termos ictiológicos, pelo menos a avaliar pelo número de espécies identificadas em outros recifes mais a norte; por exemplo no Arquipélago do Bazaruto aproximadamente 300 espécies foram identificadas

(Dutton & Zolho, 1989 citados por Rodrigues *et al.*, 2000) enquanto que no Arquipélago das Quirimbas, 375 espécies foram já identificadas (Whittington *et al.*, 1998); no entanto estudos de cariz biogeográfico e taxonómico são definitivamente necessários para se avaliar a verdadeira riqueza, em termos de ictiofauna, dos recifes de coral em Moçambique.

### 6.3 RELAÇÃO ICTIOFAUNA – ESTRUTURA DO HABITAT

Os resultados dos testes de correlação de Spearman foram de certa forma confirmados pela regressão múltipla e análise de correlação canónica. A influência positiva da complexidade estrutural dos substrato (CES) sobre a densidade e biomassa totais, número de espécies, grupos tróficos e grande parte das famílias estudadas (Tabela 8), foi igualmente reportada por vários autores (Carpenter *et al.*, 1981; Chandler *et al.*, 1985; McClanahan, 1994; Chabanet *et al.*, 1997; Friedlander & Parrish, 1998; Öhman & Rajasuriya, 1998; Öhman *et al.*, 1998a; Öhman *et al.*, 1999). Segundo Randall (1963 citado por Goldman & Talbot, 1976) "... independentemente da atractividade que uma área possa ter sob ponto de vista de abundância alimentar, ela não suportará um número apreciável de peixes, se não existir uma complexidade suficiente do recife para fornecer refúgio...". Assim, a CES joga um papel importante, principalmente pelo facto de fornecer refúgio e um maior "espaço biológico", de modo que um maior número de peixes possa habitar o recife (Goldman & Talbot, 1976; Hixon & Beets, 1993; Lowe-McConnell, 1987; Steele, 1999).

Por outro lado a diversidade de composição do substrato e a percentagem de coral vivo duro, influenciaram principalmente aspectos relacionados com a diversidade da ictiofauna. Esta relação tem sido pouco clara na literatura, principalmente devido à difícil taxonomia dos corais (Chabanet *et al.*, 1997). Em alguns estudos foram encontradas correlações positivas (por exemplo Carpenter *et al.*, 1981; Chabanet *et al.*, 1997) enquanto que outros não encontraram essa correlação (McManus *et al.*, 1981; Öhman & Rajasuriya, 1998). De qualquer maneira, alguns autores (Williams, 1986; Sano *et al.*, 1987 todos citados por Chabanet *et al.*, 1997; Galzin *et al.*, 1994) sugerem que a uma grande variedade de coral vivo e diversidade de substrato, suporta uma maior diversidade de peixes especialistas, devido ao aumento de microhabitats. Esta hipótese é suportada também neste estudo, no caso, por exemplo, dos coralívoros que apresentaram uma correlação positiva muito forte ( $P < 0.005$ ) com a percentagem de cobertura de coral vivo e das famílias Acanthuridae, Chaetodontidae e Labridae que apresentaram correlações positivas com a DCS (Tabela 8), provavelmente por apresentarem uma variada gama de preferências alimentares.

A profundidade pode também influenciar as comunidades ictiológicas dos recifes de coral (Gosline, 1965; Goldman & Talbot, 1976). No entanto, tal como reportado por Öhman & Rajasuriya (1998), não se observou um padrão definitivo entre a profundidade máxima e os parâmetros da ictiofauna, com excepção da família Acanthuridae e dos herbívoros que se correlacionaram de uma forma

negativa significativa (igualmente reportada por Öhman & Rajasuriya, 1998). Esta relação é perfeitamente aceitável, porque os herbívoros estão restritos à zonas pouco profundas, onde a actividade fotossintética é maior (Hiatt & Strasburg, 1960; Hay, 1991); esta relação é agravada pelo facto de as águas circundantes à Ilha da Inhaca apresentarem uma turbidez considerável (Macnae & Kalk, 1969).

A salinidade foi o factor abiótico que apresentou o maior número de correlações positivas significativas com os parâmetros da ictiofauna (Tabela 8), tendo sido igualmente evidenciada a sua importância na estruturação das comunidades ictiológicas pela análise de regressão múltipla e análise de correlação canónica (Tabelas 9 e 10). As variações de salinidade influenciam em grande medida, não só a fisiologia da ictiofauna (Eckert & Randall, 1983), como também dos corais (Sorokin, 1995). No entanto, as variações observadas (Anexo 3A), foram inferiores a 2 ‰. Assim, como referem Fowler & Cohen (1996), porque duas variáveis se correlacionam significativamente, nem sempre significa que uma tenha efeito sobre, ou que cause a outra, podendo existir um factor desconhecido por detrás. Este parece ser o caso, no entanto estudos sobre a variação da salinidade e os seus efeitos nas comunidades coralinas são necessários.

A visibilidade horizontal é um dos factores limitantes mais importantes, nos estudos de comunidades ictiológicas, que usam técnicas visuais (Brock, 1954; Helfman, 1983; Bohnsack & Bannerot, 1986; Souto, 1993; Almeida, 1997; Ribeiro, 1997). Neste estudo, foi encontrada uma relação directa entre o número de peixes observados e a visibilidade horizontal. No entanto, é preciso levar em conta que a turbidez (avaliada indirectamente pela visibilidade horizontal), não só influencia a capacidade do mergulhador em observar os peixes, como também tem influência em vários aspectos ecológicos da ictiofauna (Cyrus & Blaber, 1987a, b; Hecht & Van der Lingen, 1992). Por exemplo Hecht & Van der Lingen (1992), reportaram que a taxa de alimentação, principalmente em predadores visuais, foi significativamente afectada com o aumento da turbidez. Foram observadas, no presente estudo, correlações positivas significativas entre os carnívoros, omnívoros e as famílias Chaetodontidae, Labridae, Lutjanidae e Pomacanthidae com a visibilidade horizontal (todos predadores visuais) (Tabela 8). Por outro lado, Amesbury (1981), reportou uma diminuição da abundância e diversidade da ictiofauna com o aumento da turbidez, o que foi igualmente, observado no presente estudo (correlações negativas entre a visibilidade horizontal e os índices de diversidade  $H'$  e  $J'$ ).



## 7. CONCLUSÕES

### 7.1 PARÂMETROS DO HABITAT

- A salinidade e visibilidade horizontal da água foram superiores no Recife da Ponta Torres (RPT);
- A temperatura, diversidade de composição do substrato e percentagem de cobertura de material vegetal foram similares nos dois recifes;
- O RPT apresentou uma maior complexidade estrutural do substrato (CES) que o da Barreira Vermelha (RBV);
- A percentagem de cobertura de coral duro vivo foi superior no (RBV);

### 7.2 PARÂMETROS DA ICTIOFAUNA

#### 7.2.1 Densidade

- O RPT apresentou maior densidade de peixes de coral (1894.50 ind/250 m<sup>2</sup>) que o RBV (195.14 ind/250 m<sup>2</sup>);
- As famílias mais importantes nos recifes da Barreira Vermelha e Ponta Torres, em termos de densidade, foram respectivamente Pomacentridae (castanhetas) (25.33 %) e Lutjanidae (pargos) (56.20 %);
- A principal espécie, em termos de densidade, no RPT foi: *Lutjanus fulviflamma* (808.33 ind/250 m<sup>2</sup>); enquanto que no RBV as espécies *Acanthurus* spp. e *Ctenochaetus* spp. (35.00 ind/250 m<sup>2</sup>) foram as mais importantes;
- Os herbívoros (34.62 %), no RBV e os carnívoros (64.68 %) no RPT, foram os grupos tróficos mais importantes em termos de densidade;

### 7.2.2 Biomassa

- O Recife da Ponta Torres apresentou maior biomassa fresca de peixes de coral (6636.34 Kg/ha) em relação ao recife da Barreira Vermelha (1968.44 Kg/ha);
- As famílias mais importantes nos recifes da Barreira Vermelha e Ponta Torres, em termos de biomassa, foram respectivamente Acanthuridae (cirurgiões) (38.76 %) e Lutjanidae (pargos) (52.70 %);
- O principal grupo de espécies, em termos de biomassa, no Recife da Barreira Vermelha foi constituído pelas espécies *Acanthurus* spp. e *Ctenochaetus* spp. (748.68 Kg/ha) enquanto que no Recife da Ponta Torres a espécie *Lutjanus fulviflamma* (3380.70 Kg/ha) foi a mais importante;
- Os carnívoros (61.84 %), no Recife da Ponta Torres e os herbívoros (45.19 %) no Recife da Barreira Vermelha, foram os grupos tróficos mais importantes em termos de biomassa;

### 7.2.3 Diversidade

- Um total de 138 espécies foram identificadas, distribuídas por 36 famílias, sendo 117 no Recife da Barreira Vermelha e 110 no Recife da Ponta Torres;
- No Recife da Barreira Vermelha as famílias melhor representadas em termos de diversidade foram Labridae (18 espécies) e Chaetodontidae (17 espécies), enquanto que no Recife da Ponta Torres, Chaetodontidae (15 espécies) e Pomacentridae (13 espécies) foram as famílias melhor representadas;
- O Recife da Barreira Vermelha apresentou uma diversidade específica de Shannon-Wiener ( $H' = 3.43$ ), significativamente superior à do Recife da Ponta Torres ( $H' = 2.64$ );

#### **7.2.4 Relação Ictiofauna – Estrutura do Habitat**

- As comunidades ictiológicas dos recifes de coral da Ilha da Inhaca são altamente influenciadas pela estrutura do habitat;
- A complexidade estrutural do substrato (CES), diversidade de composição do substrato (DCS) e percentagem de coral vivo foram os parâmetros do habitat, que mais influenciaram as comunidades ictiológicas;

## 8. RECOMENDAÇÕES

Para uma melhor compreensão dos diversos processos que regulam e influenciam as comunidades ictiológicas dos recifes de coral na Ilha da Inhaca, sugere-se alguns temas para estudos futuros:

- Mapeamento físico e biológico dos recifes, de modo a que se tenha uma ideia clara da sua dimensão e biodiversidade;
- O acompanhamento contínuo a longo prazo, das comunidades ictiológicas para se poder compreender melhor a influência dos factores abióticos extremos a que os recifes estão sujeitos (por exemplo turbidez, variações de salinidade, correntes, etc.);
- Um estudo de avaliação dos impactos causados pelo crescente número de turistas, não só à estrutura física dos recifes, como também às comunidades ictiológicas, deverá ser efectuado de modo a que seja fixado um número máximo de visitantes por ano (capacidade de carga);

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcala, A. C. (1988). Effects of Marine Reserves on Coral Fish Abundance and Yields of Philippine Coral Reefs. *Ambio*, 17: 194–199.
- Alheit, J. (1981). Feeding Interactions Between Coral Reef Fishes and the Zoobenthos. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 546–552.
- Allen, G. R. & R. Steene (1998). Indo-Pacific Coral Reef Field Guide. 378 pp. Singapore, Tropical Reef Research.
- Almeida, A. J., L. Saldanha & E. André (1995a). Fishes of the Seagrass Beds of the Inhaca Island (Mozambique) – Community Structure and Dynamic. In: Hemminga, M. A. (Coordenador). Interlinkages Between Eastern-African Coastal Ecosystems. Contract N° TS3\*-CT92-0114, Final Report, 284–297 pp.
- Almeida, A. J., L. Amoedo & Saldanha (1995b). Fishes of the Seagrass Beds of the Inhaca Island (Mozambique) – Cold Season. In: Hemminga, M. A. (Coordenador). Interlinkages Between Eastern-African Coastal Ecosystems. Contract N° TS3\*-CT92-0114, Final Report, 298–306 pp.
- Almeida, A. J., A. Marques & L. Saldanha (1995c). Fishes of the Seagrass Beds of the Inhaca Island (Mozambique) – Dynamic, Feeding Habits and Sexual Development of Three Species. In: Hemminga, M. A. (Coordenador). Interlinkages Between Eastern-African Coastal Ecosystems. Contract N° TS3\*-CT92-0114, Final Report, 307–314 pp.
- Almeida, A. J., L. Saldanha & A. Pegado (1995d). Mangrove Fishes from Inhaca Island (Mozambique). In: Hemminga, M. A. (Coordenador). Interlinkages Between Eastern-African Coastal Ecosystems. Contract N° TS3\*-CT92-0114, Final Report, 315–319 pp.
- Almeida, O. R. C. (1997). Estudo Comparativo das Comunidades Ictiológicas de um Recife Artificial e um Recife Natural Vizinho na Costa Sul Algarvia. Tese de Licenciatura. 40 pp. Faro, Universidade do Algarve.
- André, E. R. (1995). Estudo da Fauna Ictiológica de dois Povoamentos de Fanerogâmicas da Ilha da Inhaca. Tese de Licenciatura. 44 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Amesbury, S. S. (1981). Effects of Turbidity on Shallow-Water Reef Fish Assemblages in Truk, Eastern Caroline Islands. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 1: 155–159.
- Bakus, G. J. (1990). Quantitative Ecology and Marine Biology. 157 pp. Rotterdam, A. A. Balkema.
- Bardach, J. E. (1959). The Summer Standing Crop of Fish on a Shallow Bermuda Reef. *Limnology and Oceanography*, 4: 77–85.
- Bellwood, D. R. & A. C. Alcala (1988). The Effect of a Minimum Length Specification on Visual Estimates of Density and Biomass of Coral Reef Fishes. *Coral Reefs*, 7 (1): 23–27.

- Bernardo, J. M. (1995). Ecologia das Populações e das Comunidades. 81 pp. Lisboa, Universidade Aberta.
- Bohnsack, J. A. & S. P. Bannerot (1986). A Stationary Visual Census Technique for Quantitatively Assessing Community Structure of Coral Reef Fishes. NOAA Technical Report NMFS 41: 1-15.
- Booth, D. J. & D. M. Brosnan (1995). The Role of Recruitment Dynamics in Rocky Shore and Coral Reef Fish Communities. *Advances in Ecological Research*, **26**: 309-385.
- Bortone, S. A., D. Siegel & J. L. Oglesby (1981). The Use of Cluster Analysis in Comparing Multi-source Feeding Studies. *Northeast Gulf Science*, **5**: 81-86.
- Bouchon-Navarro, Y. (1986). Partitioning of Food and Space Resources by Chaetodontid Fishes on Coral Reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **103**: 21-40.
- Branch, G. M., C. L. Griffiths, M. L. Branch & L. E. Beckley (1995). Two Oceans – A Guide to the Marine Life of Southern Africa. 359 pp. Cape Town, David Philip.
- Brock, V. E. (1954). A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations. *Journal of Wildlife Management*, **18**: 297-308.
- Brock, R. E. (1982). A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations. *Bulletin of Marine Science*, **32**: 269-276.
- Bruggemann, J. H. (1994). Parrotfish Grazing on Coral Reefs – A Trophic Novelty. PhD Thesis, 213 pp. Haren, University of Groningen.
- Buckley, R. M. & G. J. Huekel (1989). Analysis of Visual Transects for Fish Assessment on Artificial Reefs. *Bulletin of Marine Science*, **44** (2): 893-898.
- Burchmore, J. J., D. A. Pollard, J. D. Bell, M. J. Middleton, B. C. Pease & J. Matthews (1985). An Ecological Comparison of Artificial and Natural Rocky Reef Fish Communities in Botany Bay, New South Wales, Australia. *Bulletin of Marine Science*, **37**: 70-85.
- Carleton, J. H. & T. J. Done (1995). Quantitative Video Sampling of Coral Reef Benthos: Large-scale Application. *Coral Reefs*, **14**: 35-46.
- Carpenter, K. E., R. I. Micalat, V. D. Albaladejo & V. T. Corpuz (1981). The Influence of Substrate Structure on the Local Abundance and Diversity of Philippine Reef Fishes. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 497-502.
- Chabanet, P., H. Ralambondrainy, M. Amanieu, G. Faure & R. Galzin (1997). Relationships Between Coral Reef Substrata and Fish. *Coral Reefs*, **16**: 93-102.
- Chandler, C. R., R. M. Sanders & A. M. Landry (1985). Effects of Three Substrate Variables on Two Artificial Reef Fish Communities. *Bulletin of Marine Science*, **37**: 129-142.

- Choat, J. H. (1991). The Biology of Herbivorous Fishes on Coral Reefs. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 120–155 pp. San Diego, Academic Press.
- Choat, J. H. & A. M. Ayling (1987). The Relationship Between Habitat Structure and Fish Faunas on New Zealand Reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **110**: 257–284.
- Chuquela, L. C. (1996). Estudo da Pescaria de Arrasto na Zona Ocidental da Ilha da Inhaca. Tese de Licenciatura. 40 pp. Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Clarke, K. R. & R. M. Warwick (1994). Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. 144 pp. Natural Environmental Research Council, UK.
- Cyrus, D. P. & S. J. M. Blaber (1987a). The Influence of Turbidity on Juvenile Marine Fishes in Estuaries. Part 1. Field Studies at Lake St. Lucia on the Southeastern Coast of Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **109**: 53–70.
- Cyrus, D. P. & S. J. M. Blaber (1987b). The Influence of Turbidity on Juvenile Marine Fishes in Estuaries. Part 2. Laboratory Studies, Comparisons with Field Data and Conclusions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **109**: 71–91.
- Debelius, H. (1993). Indian Ocean – Tropical Fish Guide. 321 pp. Neu Isenburg, Aquaprint.
- De Groot, J. D. (1995). Fish-Collecting Methods in Seagrass Beds, Coral Reefs and Mangrove Estuaries: A Literature Review. Report n° 168, 63 pp. Nijmegen, University Of Nijmegen.
- Dennis, G. D. & T. J. Bright (1988). Reef Fish Assemblages on Hard Banks in the Northwestern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, **43**: 280–307.
- Diamant, A., A. Ben Tuvia, A. Baranes & D. Golani (1986). An Analysis of Rocky Coastal Eastern Mediterranean Fish Assemblages and a Comparison with an Adjacent Small Artificial Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **97**: 269–285.
- Digby, P. G. N & R. A. Kempton (1994). Multivariate Analysis of Ecological Communities. 206 pp. London, Chapman & Hall.
- Eckert, R. & D. Randall (1983). Animal Physiology: Mechanisms and Adaptations. Second Edition, 830 pp. New York, W. H. Freeman.
- Edgar, G. J. & N. S. Barret (1999). Effects of the Declaration of Marine Reserves on Tasmanian Reef Fishes, Invertebrates and Plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **242**: 107–144.
- English, S., C. Wilkinson & V. Baker (editores) (1994). Survey Manual for Tropical Marine Resources. 368 pp. Townsville, Australian Institute of Marine Science.
- Fennessy, S. T., P. Lotter & S.C. Chater (1998). Fish Species Composition and Abundance on a Subtropical, Artificial Reef on the East Coast of South Africa. *South African Journal of Zoology*, **33** (3): 147–155.

- Fischer, W., I. Sousa, C. Silva, A. de Freitas, J. M. Poutiers, W. Schneider, T. C. Borges, J. P. Féral & A. Massinga (1990). Guia de Campo das Espécies Comerciais Marinhas e de Aguas Salobras de Moçambique. 424 pp. Roma, FAO.
- Fowler, A. J. (1987). The Development of Sampling Strategies for Population Studies of Coral Reef Fishes. A Case Study. *Coral Reefs*, **6**: 49–58.
- Fowler, J. & L. Cohen (1996). Practical Statistics for Field Biology. 227 pp. Chichester, John Wiley.
- Friedlander, A. M. & J. D. Parrish (1998). Habitat Characteristics Affecting Fish Assemblages on a Hawaiian Coral Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **224**: 1–30.
- Froese, R. & D. Pauly (editores) (1999). FishBase 99. World Wide Web Electronic Publication. Available at URL: [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- Galzin, R., S. Planes, V. Dufour & B. Salvat (1994). Variation in Diversity of Coral Reef Fish Between French Polynesian Atolls. *Coral Reefs*, **13**: 175–180.
- Gell, F. R. (1999). Fish and Fisheries in the Seagrass Beds of the Quirimba Archipelago, Northern Mozambique. PhD Thesis, 300 pp. York, University of York.
- Goldman, B. & F. H. Talbot (1976). Aspects of the Ecology of Coral Reef Fishes. In: Jones, O. A. & R. Endean (editores). Biology and Geology of Coral Reefs. Vol. III: Biology 2. 125–154 pp. New York, Academic Press.
- Gosline, W. A. (1965). Vertical Zonation of Inshore Fishes in the Upper Water Layers of the Hawaiian Islands. *Ecology*, **46**: 823–831.
- Gove, D. Z. (1991). A Brief Description of Coral Reefs of Mozambique and Perspectives for Further Studies. *Workshop on Coral Reef Research in Western Indian Ocean*. 30-31/10/1991, Mafia Island, Tanzania.
- Gove, D. Z. (1995). The Coastal Zone of Mozambique. In: Lindén, O. (editor). Workshop and Policy Conference on Integrated Coastal Zone Management in Eastern Africa Including the Island States. Conference Proceedings 1. 251–273 pp. Manila, Coastal Management Center (CMC).
- Gove, D. Z. & N. J. Cuamba (1990). Seasonal Variation of Plankton from Inhaca Island. 19 pp. Internal Report. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Halford, A. R. & A. A. Thompson (1994). Long-term Monitoring of the Great Barrier Reef. Visual Census of Reef Fish. Standard Operational Procedure N° 3, 11 pp. Townsville, Australian Institute of Marine Marine Science.
- Harmelin, J.-G., F. Bachet & F. Garcia (1995). Mediterranean Marine Researves: Fish Indices as Tests of Protection Efficiency. *P.S.Z.N. I: Marine Ecology*, **16**: 233–250.



- Harmelin-Vivien, M. L. & Y. Bouchon-Navaro (1981). Trophic Relationships Among Chaetodontid Fishes in the Gulf of Aqaba (Red Sea). *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 537-544.
- Harmelin-Vivien, M. L. & Y. Bouchon-Navaro (1983). Feeding Diets and Significance of Coral Feeding Among Chaetodontid Fishes in Moorea (French Polynesia). *Coral Reefs*, 2 (2): 119-127.
- Hart, A. M., D. W. Klumpp & G. R. Russ (1996). Response of Herbivorous Fishes to Crown-of-Thorns Starfish *Acanthaster planci* Outbreaks. II. Density and Biomass of Selected Species of Herbivorous Fish and Fish-Habitat Correlations. *Marine Ecology Progress Series*, 132: 21-30.
- Hay, M. E. (1991). Fish-Seaweed Interactions on Coral Reefs: Effects of Herbivorous Fishes and Adaptations of their Prey. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 96-119 pp. San Diego, Academic Press.
- Heasman, M. S., M. A. António, M. Myers, D. Stanwell-Smith & M. W. Whittington (1998). Marine Biological and Resource Use Surveys of the Quirimba Archipelago, Mozambique. Technical Report 4: Southern Islands Group - Mefunvo, Quisiva and Quipaco Islands. 162 pp. Maputo, SEE/MICOA.
- Hecht, T. & C. D. van der Lingen (1992). Turbidity-induced Changes in Feeding Strategies of Fish in Estuaries. *South African Journal of Zoology*, 27: 95-107.
- Helfman, S. (1983). Underwater Methods. In: Nielsen, L. A. & D. L. Johnson (editores). Fisheries Techniques. 349-369pp. Bethesda, American Fisheries Society.
- Hiatt, R. W. & D. W. Strasburg (1960). Ecological Relationships of the Fish Fauna on Coral Reefs of the Marshall Islands. *Ecological Monographs*, 30: 65-127.
- Hixon, M. A. (1991). Predation as a Process Structuring Coral Reef Fish Communities. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 475-508 pp. San Diego, Academic Press.
- Hixon, M. A. & W. N. Brostoff (1981). Fish Grazing and Community Structure of Hawaiian Reef Algae. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 507-514.
- Hixon, M. A. & J. P. Beets (1993). Predation, Prey Refuges, and the Structure of Coral-Reef Fish Assemblages. *Ecological Monographs*, 63 (1): 77-101.
- Jennings, S., A. S. Brierley & J. W. Walker (1994). The Inshore Fish Assemblages of the Galápagos Archipelago. *Biological Conservation*, 70: 49-57.
- Jennings, S., E. M. Grandcourt & N. V. C. Polunin (1995). The Effects of Fishing on the Diversity, Biomass and Trophic Structure of Seychelles' Reef Fish Communities. *Coral Reefs*, 14: 225-235.

- Jennings, S. & N. V. C. Polunin (1996). Effects of Fishing Effort and Catch Rate upon the Structure and Biomass of Fijian Reef Fish Communities. *Journal of Applied Ecology*, **33**: 400–412.
- Jocene, D. F. (1997). Estudo da Comunidade Ictiológica e Dieta dos Peixes do Saco da Ilha da Inhaca. Tese de Licenciatura. 51 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Jones, R. S. & J. A. Chase (1975). Community Structure and Distribution of Fishes in an Enclosed High Island Lagoon in Guam. *Micronesica*, **11**: 127–148.
- Jones, G. P. (1991). Postrecruitment Processes in the Ecology of Coral Reef Fish Populations: A Multifactorial Perspective. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 156–179 pp. San Diego, Academic Press.
- Jones, G. P., D.J. Ferrell & P. F. Sale (1991). Fish Predation and its Impact on the Invertebrates of Coral Reefs and Adjacent Sediments. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 156–179 pp. San Diego, Academic Press.
- Kalk, M. (1954). Marine Biological Research at Inhaca Island, Mozambique: An Interim Report. *South African Journal of Science*, **55**: 107–115.
- Kalk, M. (1995a). Coral Reefs. In: Kalk, M. (editor). A Natural History of Inhaca Island, Moçambique. Third Edition, 211–246 pp. Johannesburg, Witwatersrand University Press.
- Kalk, M. (1995b). Geography and Oceanography. In: Kalk, M. (editor) (1995b). A Natural History of Inhaca Island, Moçambique. Third Edition, 13–28 pp. Johannesburg, Witwatersrand University Press.
- Kaufman, L. S. (1983). Effects of Hurricane Allen on Reef Fish Assemblages Near Discovery Bay, Jamaica. *Coral Reefs*, **2**: 43–47.
- King, D. (1997). Reef Fishes & Corals: East Coast of Southern Africa. 128 pp. Cape Town, Struik.
- Klumpp, D. W. & N. V. C. Polunin (1989). Partitioning Among Grazers of Food Resources within Damselfish Territories on Coral Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **125**: 145–169.
- Krebs, C. J. (1989). Ecological Methodology. 654 pp. New York, HarperCollins.
- Leis, A. R. (1997). Recruitment and Post-recruit Immigration Affect the Local Population Size of Coral Reef Fishes. *Coral Reefs*, **16**: 139–149.
- Leutourneur, Y. (1996). Dynamics of Fish Communities on Reunion Fringing Reefs, Indian Ocean. I. Patterns of Spatial Distribution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **195**: 1–30.
- Leutourneur, Y. (1998). Length-Weight Relationship of some Marine Fish Species in Réunion Island, Indian Ocean. *Naga, The ICLARM Quarterly*, **21** (4): 37–39.

- Leutourneur, Y., M. Kulbicki & P. Labrosse (1998). Length-Weight Relationship of Fishes from Coral Reefs and Lagoons of New Caledonia – An Update. *Naga, The ICLARM Quarterly*, 21 (4): 37–39.
- Lieske, E. & R. Myers (1999). Coral Reef Fishes: Caribbean, Indian Ocean, and Pacific Ocean Including the Red Sea. 400 pp. Princeton, Princeton University Press.
- Lopes, A. P. (1937). Fauna da Ilha da Inhaca – Peixes. Separata do Documentário Trimestral *Moçambique*, Nº 9, 79–103 pp.
- Lopes, A. P. (1938). Fauna da Ilha da Inhaca – Peixes. Separata do Documentário Trimestral *Moçambique*, Nº 16, 41–62 pp.
- Loureiro, N. L. (1998). Estudo da Ictiofauna Coralina e Pesqueira do Distrito de Mécufi, Província de Cabo Delgado. Tese de Licenciatura. 69 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Low, R. M. (1971). Interspecific Territoriality in a Pomacentrid Reef Fish, *Pomacentrus flavicauda* Whitley. *Ecology*, 52: 648–654.
- Lowe-McConnell, R. H. (1987). Ecological Studies in Tropical Fish Communities. 382 pp. Cambridge, Cambridge University Press.
- Loya, Y. (1978). Plotless and Transect Methods. In: Stoddart, D. R. & R. E. Johannes (editores). Coral Reefs: Research Methods. 197–217 pp. Paris, UNESCO
- Mabote, A. B. P. (1997). Distribuição, Composição Específica e Rendimento da Pesca Artesanal na Baía Sul da Inhaca e a sua Importância na Dieta da População. Tese de Licenciatura. 71 pp. Universidade Eduardo Mondlane, Maputo.
- Macia, A. & L. Herrroth (1995). Maintaining Sustainable Resources and Biodiversity while Promoting Development – A Demanding Task for a Young Nation. *Ambio*, 24: 515–517.
- Macnae, W. & M. Kalk (editores) (1969). A Natural History of Inhaca Island, Moçambique. Revised Edition, 163 pp. Johannesburg, Witwatersrand University Press.
- Manjate, N. B. (1999). Relação entre Movimentos dos Golfinhos *Sousa chinensis*, Ciclos de Maré e Ictiofauna na Baía Sul da Inhaca. Tese de Licenciatura. 66 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Manly, B. F. J. (1998). Multivariate Statistical Methods – A Primer. Second Edition, 215 pp. London, Chapman & Hall.
- McClanahan, T. R. (1994). Kenyan Coral Reef Lagoon Fish: Effects of Fishing, Substrate Complexity, and Sea Urchins. *Coral Reefs*, 13: 231–241.
- McManus, J. W., R. I. Micalat & V. P. Palaganas (1981). Coral and Fish Community Structure of Sombrero Island, Batangas, Philippines. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila*, 1981. Vol. 2: 271–280.

- MICOA/IIP (1999). Contribuição para o Estudo do Ambiente Marinho e Costeiro da Ilha de Moçambique: Uma Proposta de Gestão. 68 pp. Maputo, MICOA/IIP.
- Nagel, K. & C. Degerstedt (1999). The Marine Reserves of Inhaca Island, Mozambique: An Inventory of Coral Reef Associated Fish and Aspects of Possible Interactions with the Fishery and Tourism. 24 pp. Swedmar Working Paper 18/99. Gothenburg, SWEDMAR.
- Nelson, S. G. & R. N. Tsutsui (1981). Browsing by Herbivorous Reef-Fishes on the Agarophyte *Gracillaria edulis* (Rhodophyta) at Guam, Mariana Islands. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 503–506.
- Neudecker, S. (1979). Effects of Grazing and Browsing Fishes on the Zonation of Coral in Guam. *Ecology*, **60**: 666–672.
- Nybakken, J. W. (1993). Marine Biology – An Ecological Approach. Third Edition, 462 pp. New York, HarperCollins.
- Obura, D. O. (1999). Status Report Kenya. In: Lindén, O. & N. Sporrang (editores). Coral Reef Degradation in the Indian Ocean: Status Reports and Projects Presentations 1999. 33–36 pp. Stockholm, CORDIO.
- Odum, E. P. (1997). Fundamentos de Ecologia. 5ª Edição, 927 pp. Lisboa, Fundação Calouste Gulbenkian.
- Öhman, M. C. (1998). Aspects of Habitat and Disturbance Effects on Tropical Reef-Fish Communities. PhD Thesis. 45 pp. Stockholm, Stockholm University.
- Öhman, M. C. (1999). Coral Bleaching Effects on Reef Fish Communities and Fisheries. In: Lindén, O. & N. Sporrang (editores). Coral Reef Degradation in the Indian Ocean: Status Reports and Projects Presentations 1999. 71–77 pp. Stockholm, CORDIO.
- Öhman, M. C. & A. Rajasuriya (1998). Relationships Between Habitat Structure and Fish Communities on Coral and Sandstone Reefs. *Environmental Biology of Fishes*, **53**: 19–31.
- Öhman, M. C., A. Rajasuriya & O. Lindén (1993). Human Disturbances on Coral Reefs in Sri Lanka: A Case Study. *Ambio*, **22** (7): 474–480.
- Öhman, M. C., A. Rajasuriya & E. Ólafsson (1997). Reef Fish Assemblages in North-Western Sri Lanka: Distribution Patterns and Influences of Fishing Practices. *Environmental Biology of Fishes*, **49**: 45–51.
- Öhman, M. C., A. Rajasuriya & S. Svensson (1998a). The Use of Butterflyfishes (Chaetodontidae) as Bioindicators of Habitat Structure and Human Disturbance. *Ambio*, **27** (8): 708–716.
- Öhman, M. C., A. Rajasuriya & S. Svensson (1998b). Coral and Rock Reef Habitats in Southern Sri Lanka; Patterns in the Distribution of Coral Communities. *Ambio*, **27** (8): 723–728.

- Öhman, M. C., P. L. Munday, G. P. Jones & M. J. Caley (1998c). Settlement Strategies and Distribution of Coral Reef Fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **255**: 219–238.
- Öhman, M. C., U. Lindahl & C. K. Schelten (1999). Influence of Coral Bleaching on the Fauna of Tutia Reef, Tanzania. In: Lindén, O. & N. Sporong (editores). Coral Reef Degradation in the Indian Ocean: Status Reports and Projects Presentations 1999. 48–52 pp. Stockholm, CORDIO.
- Pegado, A. J. S. D. O. (1995). Composição Específica, Abundância e Diversidade da Ictiofauna do Saco, Ilha da Inhaca. Tese de Licenciatura. 38 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Pinto, I. (1996). Comunidades Zooplancónicas das Águas da Costa Ocidental da Ilha da Inhaca. Tese de Licenciatura. 37 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Polunin, N. V. C. & I. Koike (1987). Temporal Focusing of Nitrogen Release by a Periodically Feeding Herbivorous Reef Fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **111**: 285–296.
- Rajasuriya, A., M. C. Öhman, R. W. Johnstone (1997). Coral and Sandstone Reef-Habitats in Northern-Western Sri Lanka: Patterns in the Distribution of Coral Communities. *Hydrobiologia*, **362** (1/3): 31–43.
- Ribeiro, J. M. N. (1997). Métodos de Avaliação Visual de Ictiopovoamentos: Aplicação ao Estudo do Povoamento de Esparídeos na Enseada da Baleeira (Sagres). Tese de Licenciatura. 58 pp. Faro, Universidade do Algarve.
- Roberts, C. M. (1987). Experimental Analysis of Resource Sharing Between Herbivorous Damselfish and Blennies on the Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **111**: 61–75.
- Roberts, C. M. (1995). Rapid Build-up of Fish Biomass in a Caribbean Marine Reserve. *Conservation Biology*, **9**: 815–826.
- Robertson, W. D., M. H. Schleyer, P. J. Fielding, B. J. Tomalin, L. E. Beckley, S. T. Fennessy, R. P. van der Elst, S. Bandeira, A. Macia & D. Gove (1996). Inshore Marine Resources and Associated Opportunities for Development of the Coast of Southern Mozambique: Ponta do Ouro to Cabo de Santa Maria. Unpublished Report N° 130, 51 pp. Durban, Oceanographic Research Institute.
- Rodrigues, M. J. (1996). Estudo da Comunidade de Corais na Zona do Farol da Ilha do Ibo. Tese de Licenciatura. 44 pp. Maputo, Universidade Eduardo Mondlane.
- Rodrigues, M. J., H. Motta, M. A. M. Pereira, M. Gonçalves, M. Carvalho & M. Schleyer (1999). Coral Reef Monitoring in Mozambique. I: The Monitoring Programme and 1999 Report. 57 pp. Maputo, MICOA/IIP.
- Rodrigues, M. J., H. Motta, M. W. Whittington & M. Schleyer (2000). Coral Reefs of Mozambique. In: McClanahan, T. R., C. R. C. Sheppard & D. Obura (editores). Coral Reefs of the Western Indian Ocean: Their Ecology and Conservation. 111–132 pp. New York, Oxford University Press.

- Russ, G. R. (1991). Coral Reef Fisheries: Effects and Yields. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 601 – 635 pp. San Diego, Academic Press.
- Russell, B. C., F. H. Talbot, G. R. V. Anderson & B. Goldman (1978). Collection and Sampling of Reef Fishes. In: Stoddart, D. R. & R. E. Johannes (editores). Coral Reefs: Research Methods. 329–345 pp. Paris, UNESCO.
- Sale, P. F. (1984). The Structure of Communities of Fish on Coral Reefs and the Merit of a Hypothesis-Testing, Manipulative Approach to Ecology. In: Strong, D. R., D. Simberloff, L. G. Abele & A. B. Thistle (editores). Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence. 478–490 pp. Princeton, Princeton University Press.
- Sale, P. F. & W. A. Douglas (1981). Precision and Accuracy of Visual Census Technique for Fish Assemblages on Coral Patch Reefs. *Environmental Biology of Fishes*, 6: 333–339.
- Salm, R. (1976). The Dynamics and Management of the Ponta Torres Coral Reef, Inhaca Island – Moçambique. *Memórias do Instituto de Investigação Científica de Moçambique, Série A*, 12: 25–40.
- Sammarco, P. W. & J. H. Carleton (1981). Damselfish Territoriality and Coral Community Structure: Reduced Grazing, Coral Recruitment, and Effects on Coral Spat. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila, 1981*. Vol. 2: 525–535.
- Sammarco, P. W. & J. H. Carleton (1986). Effects of Grazing and Damselfish Territoriality on Bioerosion of Dead Corals: Direct Effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 98: 1–19.
- Sammarco, P. W., M. J. Risk & C. Rose (1987). Effects of Grazing and Damselfish Territoriality on Internal Bioerosion of Dead Corals: Indirect Effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 112: 185–199.
- Sanches, J. G. (1963). Contribuição para o Estudo dos Peixes Teleósteos da Ilha de Inhaca (Moçambique). *Memórias da Junta de Investigação do Ultramar, 2ª Série, nº 44*: 1–207.
- Schleyer, M. H., D. Obura, H. Motta & M. J. Rodrigues (1999). A Preliminary Assessment of Coral Bleaching in Mozambique. Unpublished Report Nº 168. 12 pp. Durban, South African Association for Marine Biological Research.
- Sheppard, C., A. Price & C. Roberts (1992). Marine Ecology of the Arabic Region: Patterns and Processes in Extreme Tropical Environments. 359 pp. London, Academic Press.
- Smale, M. J. & C. D. Buxton (1989). The Subtidal Gully Fish Community of the Eastern Cape and the Role of the Habitat as a Nursery Area. *South African Journal of Zoology*, 24: 58–67.
- Smith, J. L. B. (1958). The Marine Fishes of Inhaca. In: Macnae, W. & M. Kalk (editores). A Natural History of Inhaca Island, Moçambique. 113–116 pp. Johannesburg, Witwatersrand University Press.

- Smith, M. M. (1968). *Echidna tritor* (Vaillant & Sauvage, 1875), the Large Adult of *Echidna polyzona* (Richardson, 1845), and other Interesting Fishes Collected by Dr. R. A. C. Jensen in Southern Moçambique Waters. *Memórias do Instituto de Investigação Científica de Moçambique*, Série A, 9:293–308.
- Smith, M. M. & P. C. Heemstra (editores) (1995). Smith's Sea Fishes. 1048 pp. Johannesburg, Southern Book.
- Sorokin, Y. I. (1995). Coral Reef Ecology. 465 pp. Berlin, Springer.
- Souto, P. J. F. E. (1993). Métodos de Avaliação Visual da Ictiofauna – Aplicação ao Estudo de Impacto dos Recifes Artificiais da Costa Algarvia. Tese de Licenciatura. 35 pp. Faro, Universidade do Algarve.
- St. John, J., G. R. Russ & W. Gladstone (1990). Accuracy and Bias of Visual Estimates of Numbers, Size Structure and Biomass of a Coral Reef Fish. *Marine Ecology Progress Series*, 64: 253–262.
- Stanwell-Smith, D., C. M. António, M. S. Heasman, M. Myers & M. W. Whittington (1998). Marine Biological and Resource Use Surveys of the Quirimba Archipelago, Mozambique. Technical Report 2: Northern Islands Group – Macaloe, Mogundula, Rolas and Matemo Islands. 203 pp. Maputo, SEE/MICOA.
- Steele, M. A. (1999). Effects of Shelter and Predators on Reef Fishes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233: 65–79.
- Talbot, F. H. & A. J. Gilbert (1981). A Comparison of Quantitative Samples of Coral Reef Fishes Latitudinally and Longitudinally in the Indo-West Pacific. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981. Vol. 2: 485–490.
- Telford, S. (compilador) (1999). Preliminary Biodiversity Survey of the Project Areas: Technical Annex. 89 pp. Maputo, Coastal and Marine Biodiversity Management Project.
- Ter Braak, C. J. F. (1995). Ordination. In: Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak & O. F. R van Tongeren (editores). Data Analysis in Community and Landscape Ecology. 91–173 pp. Cambridge, Cambridge University Press.
- Tinley, K. L. (1971). Determinants of Coastal Conservation Dynamics and Diversity of the Environment as Exemplified by the Mozambican Coast. *Proceedings of the Symposium on Nature Conservation as Form of Land Use*, Gorongosa National Park. 125–153 pp. Pretoria, SARCUS.
- UNEP (1997). Report of the Expert Assessment and Evaluation Mission to Baixos de Inhampura Reef, Mozambique. 51 pp. Nairobi, UNEP.
- Van der Elst, R. P. & F. Adkin (editores) (1991). Marine Linefish – Priority Species and Research Objectives in Southern Africa. 132 pp. Special Publication Nº 1. Durban, Oceanographic Research Institute.

- Van der Elst, R. (1995). A Guide to the Common Sea Fishes of Southern Africa. Third Edition, 398 pp. Cape Town, Struik.
- Van Tongeren, O. F. R. (1995). Cluster Analysis. In: Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren (editores). Data Analysis in Community and Landscape Ecology. 174–211 pp. Cambridge, Cambridge University Press.
- Wantiez, L., P. Thollot & M. Kulbicki (1997). Effects of Marine Reserves on Coral Reef Fish Communities from Five Islands in New Caledonia. *Coral Reefs*, **16**: 215–224.
- Watson, M., D. Righton, T. Austin & R. Ormond (1996). The Effects of Fishing on Coral Reef Fish Abundance and Diversity. *Journal of the Marine Biological Association of the U.K.*, **76**: 229 – 233.
- Wells, S. M. (editor) (1991). Coral Reefs of the World. Vol. 2: Indian Ocean, Red Sea and Gulf. 389 pp. Nairobi, UNEP/IUCN.
- Whittington, M. W., M. A. Carvalho, A. Corrie & F. Gell (1997). Marine Biological and Resource Use Surveys of the Quirimba Archipelago, Mozambique. Technical Report 3: Central Islands Group – Ibo, Quirimba, Sencar and Quilaluia Islands. 277 pp. Maputo, SEE/MICOA.
- Whittington, M. W., M. A. António, A. Corrie & F. Gell (1998). Marine Biological and Resource Use Surveys of the Quirimba Archipelago, Mozambique. Technical Report 6: Results Summary and Management Recommendations. 49 pp. Maputo, SEE/MICOA.
- Whittington, M., M. A. M. Pereira, M. Gonçalves & A. Costa (2000). An Investigation of the Ornamental Fish Trade in Mozambique. Phase I: Information Macrodiagnostic and Project Appraisal. 33 pp. A Report for the Coastal Management Unit – MICOA, Maputo.
- Williams, A. H. (1979). Interference Behavior and Ecology of Threespot Damselfish (*Epomacentrus planifrons*). *Oecologia (Berl.)*, **38**: 223–230.
- Williams, D. McB. (1991). Patterns and Processes in the Distribution of Coral Reef Fishes. In: Sale, P. F. (editor). The Ecology of Fishes on Coral Reefs. 437 – 474 pp. San Diego, Academic Press.
- Woodley, J. D., E. A. Chornesky, P. A. Clifford, J. B. C. Jackson, L. S. Kaufman, N. Knowlton, J. C. Lang, M. P. Pearson, J. W. Porter, M. C. Rooney, K. W. Rylaarsdam, V. J. Tunnicliffe, C. M. Whale, J. L. Wulff, A. S. G. Curtis, M. D. Dallmaeyer, B. P. Juup, M. A. R. Koehl, J. Neigel & E. M. Sides (1981). Hurricane Allen's Impact on Jamaican Coral Reefs. *Science*, **214**: 749–755.
- Zar, J. H. (1999). Biostatistical Analysis. Fourth Edition, 663 pp. Englewood Cliffs, Prentice-Hall.



# ANEXOS

ANEXO 1. Lista de 83 espécies e grupos de espécies selecionadas, em 18 famílias, que foram estudadas nos transectos de faixa. Baseado na literatura, elas foram agrupadas em 5 grupos tróficos: Ca – carnívoros; Co – coralívoros; H – herbívoros; O – omnívoros; e Pl – planctívoros.

Família / Espécies		Famílias / Espécies		Famílias / Espécies	
<b>Acanthuridae</b>		<b>Labridae (continuação)</b>		<b>Scaridae</b>	
<i>Acanthurus dussumieri</i>	H	<i>C. caudimacula</i>	Ca	<i>Scarus ghobban</i>	H
<i>A. leucosternon</i>	H	<i>Gomphosus caeruleus</i>	Ca	<i>S. rubroviolaceus</i>	H
<i>A. triostegus</i>	H	<i>Halichoeres</i> spp.	Ca	<i>S. sordidus</i>	H
Cirurgiões castanhos	H	<i>Hemigymnosus fasciatus</i>	Ca		
<i>Naso brevirostris</i>	Pl	<i>Labroides bicolor</i>	Ca	<b>Serranidae</b>	
<i>Zebrasoma scopas</i>	H	<i>L. dimidiatus</i>	Ca	<i>Anthias squamipinnis</i>	Pl
		<i>Stethojulis</i> spp.	Ca	<i>Cephalopholis</i> spp.	Ca
		<i>Thalassoma hardwicke</i>	Ca	<i>Epinephelus</i> spp.	Ca
<b>Balistidae</b>		<i>T. hebraicum</i>	Ca		
<i>Balistapus undulatus</i>	O	<i>T. lunare</i>	Ca	<b>Siganidae</b>	
<i>Balistoides viridescens</i>	Ca			<i>Siganus sutor</i>	H
<i>Rhinecanthus aculeatus</i>	O	<b>Lethrinidae</b>			
<i>Sufflamen chrysopterus</i>	O	<i>Gnathodentex aurolineatus</i>	Ca	<b>Tetraodontidae</b>	
		<i>Lethrinus harak</i>	Ca	<i>Canthigaster</i> spp.	O
<b>Caesionidae</b>		<i>L. nebulosus</i>	Ca		
<i>Caesio caeruleaureus</i>	Pl	<i>Monotaxis grandoculis</i>	Ca	<b>Zanclidae</b>	
				<i>Zanclus canescens</i>	O
<b>Chaetodontidae</b>		<b>Lutjanidae</b>			
<i>Chaetodon auriga</i>	O	<i>Lutjanus fulviflamma</i>	Ca		
<i>C. falcula</i>	O	<i>L. gibbus</i>	Ca		
<i>C. gutatissimus</i>	Ca	<i>L. kasmira</i>	Ca		
<i>C. kleinii</i>	O				
<i>C. lunula</i>	O	<b>Mullidae</b>			
<i>C. melannotus</i>	O	<i>Mulloides flavolineatus</i>	Ca		
<i>C. mertensii</i>	O	<i>Parupeneus barberinus</i>	Ca		
<i>C. trifascialis</i>	Co	<i>P. indicus</i>	Ca		
<i>C. trifasciatus</i>	Co	<i>P. rubescens</i>	Ca		
<i>C. vagabundus</i>	O				
<i>C. xanthocephalus</i>	O	<b>Pomacanthidae</b>			
<i>Heniochus acuminatus</i>	O	<i>Centropyge multispinis</i>	O		
<i>H. monoceros</i>	Ca	<i>Pomacanthus imperator</i>	O		
<b>Diodontidae</b>		<i>P. romboides</i>	Ca		
<i>Diodon liturosus</i>	Ca	<i>P. semicirculatus</i>	O		
<b>Haemulidae</b>		<b>Pomacentridae</b>			
<i>Plectorhinchus flavomaculatus</i>	Ca	<i>Abudefduf natalensis</i>	Ca		
<i>P. gaterinus</i>	Ca	<i>A. sparoides</i>	O		
<i>P. plagiodesmus</i>	Ca	<i>A. vagiensis</i>	O		
<i>P. playfairi</i>	Ca	<i>Chromis dimidiata</i>	Pl		
<i>P. sordidus</i>	Ca	<i>C. weberi</i>	Pl		
		<i>Chrysiptera annulata</i>	O		
<b>Kyphosidae</b>		<i>Dascyllus aruanus</i>	Pl		
<i>Kyphosus vaigiensis</i>	H	<i>D. carneus</i>	Pl		
		<i>D. melanurus</i>	Pl		
<b>Labridae</b>		<i>D. trimaculata</i>	Pl		
<i>Anampses</i> spp.	Ca	<i>Neopomacentrus cyanomos</i>	Pl		
<i>Bodianus axillaris</i>	Ca	<i>Plectroglyphidodon lacrymatus</i>	H		
<i>B. diana</i>	Ca	<i>Pomacentrus caeruleos</i>	Pl		
<i>Cheilinus trilobatus</i>	Ca	<i>P. trichourus</i>	H		

ANEXO 2. Diversas categorias do substrato consideradas, segundo English *et al.* (1994).

Categoria		Código	Observação
<b>Coral duro:</b>			
Coral morto		DC	Coral recentemente morto, branco a branco sujo
Acropora:	ramificado	ACB	Coral do género <i>Acropora</i> com pelo menos 2 ramificações
Não-Acropora:	ramificado	CB	Coral de outros géneros que não o <i>Acropora</i> com pelo menos 2 ramificações
	encrustante	CE	Coral contendo a maior porção junto ao substrato, como uma placa laminar
	folioso	CF	Coral contendo os coralitos presos em um ou mais pontos, posicionados como folhas
	massivo	CM	Coral sólido, de forma arredondada
<b>Outra fauna:</b>			
Coral mole		SC	Coral de corpo mole
Outros		OT	Esponjas, zoantídeos, ascídeas, anêmonas, estrelas-do-mar, ouriços, moluscos, etc.
<b>Material Vegetal</b>			
Comunidade de algas		AA	Comunidade constituída por mais do que uma espécie
Algas coralinas		CA	
Magroalgas		MA	Macroalgas verdes, castanhas e vermelhas
Ervas marinhas		SG	Plantas angiospérmicas
<b>Abióticos</b>			
Areia		S	
Cascalho		R	Fragmentos de coral não consolidados
Água		W	Fissuras nas rochas ou corais, mais profundas do que 50 cm
Rocha		RCK	
<b>Categorias mistas</b>			
Coral morto		DC	Coral morto ainda com estrutura intacta
Coral morto com algas		DC/A	Coral morto ainda com estrutura intacta, coberto de algas
Coral morto com algas coralinas		DC/CA	Coral morto ainda com estrutura intacta, coberto de algas coralinas
Rocha com algas		RCK/A	Rocha coberta por algas
Rocha com algas coralinas		RCK/CA	Rocha coberta por algas coralinas
Cascalho com algas		R/A	Cascalho coberto por algas filamentosas

### ANEXO 3

#### A. Valores dos factores abióticos registados em cada transecto nos dois recifes estudados.

Transecto Nº	Temperatura (° C)	Salinidade (‰)	Visibilidade (m)	Profundidade de Sechii (m)	Profundidade média (m)
<b>RBV</b>					
1	25.90	32.20	4.00	2.15	1.80
2	25.90	31.55	4.00	2.25	2.50
3	26.10	31.95	3.50	2.30	2.40
4	26.15	31.90	2.50	3.05	2.30
5	26.10	31.90	3.50	2.30	1.80
6	26.30	32.40	3.00	3.05	2.40
7	26.15	32.65	3.00	2.85	3.40
<b>RPT</b>					
1	26.80	33.80	8.00	2.70	2.00
2	26.75	34.45	6.00	3.20	2.60
3	26.55	33.70	5.00	2.50	1.30
4	26.50	33.75	5.00	2.75	2.20
5	25.85	32.85	5.00	0.69	1.40
6	25.75	32.85	3.50	1.13	1.40

#### B. Valores dos parâmetros relativos à estrutura do habitat, em cada transecto, nos dois recifes estudados (CES – complexidade estrutural do substrato; DCS – diversidade de composição do substrato).

Transecto Nº	CES	DCS (H')	Coral duro (%)	Material vegetal (%)	Areia (%)
<b>RBV</b>					
1	1.08	1.8	67.08	28.08	4.73
2	1.19	2.45	51.88	42.08	6.05
3	1.10	2.34	35.20	58.30	6.35
4	1.11	1.94	23.20	76.35	0.45
5	1.07	1.91	7.35	89.65	3.00
6	1.07	1.22	2.58	24.43	73.00
7	1.02	1.34	10.38	19.83	69.80
<b>RPT</b>					
1	1.18	1.39	16.60	13.53	69.10
2	1.11	1.72	18.38	13.65	65.38
3	1.12	1.98	13.48	43.05	42.03
4	1.21	2.37	31.03	38.13	28.60
5	1.32	2.40	20.90	44.78	30.40
6	1.18	2.11	32.43	29.03	31.10

C. Valores percentuais de cada categoria de substrato, médias (M) e respectivos desvios padrão (dp), registrados em cada transecto nos dois recifes. Para os significados dos códigos das categorias, consultar o Anexo 2.

Categoria	BV1	BV2	BV3	BV4	BV5	BV6	BV7	M	dp	PT1	PT2	PT3	PT4	PT5	PT6	M	dp
ACB	58.60	29.65	24.68	23.05	6.65	0	8.60	21.60	19.60	0	0.75	0	11.08	0.25	0	2.01	4.45
CB	0.70	0.38	0.60	0	0.20	0.33	0.78	0.43	0.28	0.30	0.70	0.50	0.50	0.85	1.13	0.66	0.30
CE	7.78	13.05	7.43	0	0	0	0	4.04	5.35	0	2.10	1.25	0	0.33	0	0.61	0.87
CF	0	0.55	0	0	0	0	0	0.08	0.21	0	0	1.03	0.20	0.15	0	0.23	0.40
CM	0	8.25	2.50	0.15	0.50	2.25	1.00	2.09	2.89	16.30	14.83	10.70	19.25	19.33	31.30	18.62	6.99
Total corral duro	67.08	51.88	35.21	23.2	7.35	2.58	10.38	28.24	24.34	16.6	18.38	13.48	31.03	20.91	32.43	22.14	7.83
DC	0.13	0	0.15	0	0	0	0	0.04	0.07	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00
DC/A	11.25	25.78	6.00	50.05	18.90	0.38	3.28	16.52	17.27	9.18	8.50	8.90	31.00	27.55	9.68	15.80	10.50
DC/CA	0	0	0	9.75	3.48	0	0	1.89	3.70	0	0	0	0	0.50	0.25	0.13	0.21
OT	0	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0.78	1.35	1.45	2.25	3.93	1.33	1.95	1.23
R	0	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0	1.25	0	0	0	0	0.21	0.51
R/A	16.83	16.30	41.45	11.43	56.03	16.55	0	22.66	19.23	0	0	0	4.38	3.93	18.85	4.53	7.31
RCK	0	0	0	0	0	0	0	0.00	0.00	0	0	0	0	0	1.13	0.19	0.46
RCK/A	0	0	10.85	5.13	11.25	7.50	16.55	7.33	6.12	4.35	5.15	34.15	2.75	12.80	0.25	9.91	12.60
S	4.73	6.05	6.35	0.45	3.00	73.00	69.80	23.34	32.90	69.10	63.38	42.03	28.60	30.40	36.10	45.27	17.70

#### ANEXO 4

A. Valores médios de densidade (nº indivíduos/250m<sup>2</sup>), biomassa (Kg/ha), número de espécies, diversidade de Shannon-Wiener (H') e equitabilidade de Pielou (J') registados em cada transecto nos dois recifes estudados.

Transecto Nº	Densidade	Biomassa	Nº Espécies	H'	J'
<b>RBV</b>					
1	253	2224.28	36	3.902	0.755
2	302	5467.66	41	3.904	0.729
3	288	3006.19	42	4.279	0.794
4	223	1296.00	22	2.785	0.625
5	85	721.75	16	3.048	0.762
6	168	743.31	23	2.905	0.642
7	47	319.90	12	3.186	0.889
<b>RPT</b>					
1	1881	9731.57	35	2.251	0.439
2	1604	5499.38	36	1.832	0.354
3	454	2686.83	31	3.708	0.748
4	2655	11511.62	45	3.150	0.574
5	2450	9536.39	38	2.527	0.482
6	2323	8552.26	39	2.343	0.443

B. Valores médios de densidade - D (número de indivíduos/250 m<sup>2</sup>) e biomassa - B (Kg/ha) dos grupos tróficos, registados em cada transecto, nos dois recifes estudados.

Transecto Nº	Carnívoros		Coralívoros		Herbívoros		Omnívoros		Planctívoros	
	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B
<b>RBV</b>										
1	52	331.29	3	25.13	109	913.59	45	808.57	44	145.69
2	39	2133.02	55	135.78	100	2178.74	34	810.34	74	209.78
3	48	578.06	14	64.69	79	1301.38	33	701.82	114	360.25
4	19	145.39	0	0	106	890.61	21	201.90	77	58.10
5	12	46.02	0	0	53	534.48	20	141.25	0	0
6	114	382.74	0	0	15	232.83	17	107.56	22	20.18
7	12	52.78	0	0	11	175.56	12	85.02	12	6.54
<b>RPT</b>										
1	1425	6127.40	0	0	18	1059.30	246	2138.00	192	406.87
2	1286	4207.20	3	11.67	51	460.36	100	647.27	164	172.89
3	82	431.78	0	0	224	1448.20	75	730.66	73	76.19
4	1896	7952.50	53	27.96	334	1919.27	278	1481.54	94	130.35
5	1374	5467.60	13	70.50	133	768.84	737	3061.62	193	167.84
6	1289	5197.35	4	9.20	149	971.59	713	2275.55	168	98.57







ANEXO 5. Continuação.

FAMILIAS / ESPÉCIES	RBV						RPT					
	D	dp	%	R	B	dp	%	R	B	dp	%	R
<b>Mullidae</b>	3.86	1.77	1.98		42.39	59.93	2.15		32.00	22.14	1.69	
<i>Mulloides flavolineatus</i>	0	0	0		0	0	0		21.50	23.92	1.13	13
<i>Parupeneus barberinus</i>	0	0	0		0	0	0		0.33	0.52	0.02	39
<i>P. indicus</i>	3.29	2.06	1.68	13	40.92	55.70	2.08	8	9.17	10.80	0.48	20
<i>P. rubicentus</i>	0.57	0.79	0.29	27	1.47	2.64	0.07	54	1.00	1.67	0.05	36
<b>Pomacanthidae</b>	2.43	32.93	1.98		42.39	59.93	2.15		4.67	2.07	0.25	
<i>Centropyge multispinis</i>	0.71	0.95	0.37	26	1.69	1.96	0.09	50	3.33	1.86	0.18	27
<i>Pomacanthus imperator</i>	0.14	0.38	0.07	30	12.17	29.82	0.62	25	0	0	0	
<i>P. rhomboides</i>	0.29	0.49	0.15	29	3.42	5.41	0.17	44	0.17	0.41	0.01	40
<i>P. semicirculatus</i>	1.29	1.50	0.66	22	87.07	92.26	4.42	5	1.17	1.17	0.06	35
<b>Pomacentridae</b>	49.43	32.93	25.33		97.65	93.34	4.96		362.17	311.27	19.12	
<i>Abudedefduf natalensis</i>	0.57	0.79	0.29	27	1.00	1.28	0.05	60	4.00	4.24	0.21	25
<i>A. sparoides</i>	0.14	0.38	0.07	30	0.63	1.53	0.03	63	20.17	31.37	1.06	14
<i>A. vaigiensis</i>	2.00	3.21	1.02	18	4.71	9.19	0.24	38	250.50	276.42	13.22	2
<i>Chromis dimidiata</i>	6.57	10.71	3.37	7	16.08	24.69	0.82	22	44.67	37.48	2.36	10
<i>C. weberi</i>	5.14	11.19	2.64	9	19.33	39.83	0.98	17	9.17	-20.04	0.48	20
<i>Chrysiptera annulata</i>	1.14	2.04	0.59	23	0.73	1.21	0.04	62	0	0	0	
<i>Dascyllus aruanus</i>	0.43	0.79	0.22	28	0.22	0.38	0.01	67	4.33	5.16	0.23	24
<i>D. carneus</i>	1.14	2.27	0.59	23	1.34	2.27	0.07	56	1.17	2.04	0.06	35
<i>D. melanurus</i>	0.14	0.38	0.07	30	0.07	0.18	0.00	68	0	0	0	
<i>D. trimaculatus</i>	2.29	5.62	1.17	16	2.52	5.73	0.13	48	19.67	23.51	1.04	15
<i>Neopomacentrus cyanomos</i>	25.43	28.62	13.03	2	39.59	58.85	2.01	9	5.17	6.68	0.27	22
<i>Plectrogliphidodon lacrymatus</i>	1.29	1.70	0.66	22	6.26	8.69	0.32	34	0.50	0.84	0.03	38
<i>Pomacentrus caeruleos</i>	3.14	2.73	1.61	14	5.16	6.34	0.26	37	2.50	2.43	0.13	29
<i>P. trichourus</i>	0	0	0		0	0	0		0.33	0.52	0.02	39
<b>Scaridae</b>	26.71	28.15	13.69		120.54	112.00	6.12		51.00	54.16	2.69	
<i>Scarus ghobban</i>	25.29	27.30	12.96	3	105.50	99.65	5.36	3	50.00	53.59	2.64	8
<i>S. rubroviolaceus</i>	0.43	0.79	0.22	28	3.43	5.44	0.17	43	0.17	0.41	0.01	40
<i>S. sordidus</i>	1.00	2.24	0.51	24	11.62	19.29	0.59	26	0.83	0.98	0.04	37
<b>Serranidae</b>	3.14	3.29	1.61		31.52	32.64	1.60		9.67	3.27	0.51	
<i>Anthias squamipinnis</i>	1.29	2.21	0.66	22	1.88	2.99	0.10	49	7.00	3.03	0.37	21
<i>Cephalopholis spp.</i>	1.00	1.00	0.51	24	23.32	27.32	1.18	15	0.83	0.75	0.04	37
<i>Epinephelus spp.</i>	0.86	0.90	0.44	25	6.32	7.47	0.32	33	1.83	1.33	0.10	31
									355.24	356.59	4.49	
									139.83	192.20	1.78	11
									2.54	4.36	0.03	54
									195.86	343.51	2.49	8
									17.01	40.54	0.22	29
									104.59	89.74	1.32	
									7.43	6.31	0.09	39
									0	0	0	
									4.47	10.94	0.06	47
									92.70	90.83	1.18	14
									1218.95	881.22	15.39	
									6.78	7.33	0.09	42
									197.09	345.21	2.51	7
									859.61	892.97	10.93	2
									23.45	15.37	0.30	24
									6.05	13.23	0.08	44
									0	0	0	
									4.86	8.33	0.06	46
									3.63	6.36	0.05	50
									0	0	0	
									106.96	130.29	1.36	12
									3.35	3.56	0.04	51
									1.16	1.95	0.01	60
									5.77	5.74	0.07	45
									0.24	0.37	0.00	65
									221.69	155.00	2.80	
									183.39	144.65	2.33	9
									2.14	5.24	0.03	56
									36.16	43.21	0.46	18
									38.43	13.78	0.49	
									6.58	5.13	0.08	43
									6.92	7.23	0.09	41
									24.94	13.69	0.32	22

ANEXO 5. Continuação.

FAMILIAS / ESPÉCIES	RBV						RPT									
	D	dp	%	R	B	dp	%	R	D	dp	%	R	B	dp	%	R
	<i>Siganidae</i> <i>Siganus sutor</i> <i>Tetraodontidae</i> <i>Canthigaster spp.</i> <i>Zanellidae</i> <i>Zanclus canescens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3.83	7.96	0.20	12.04	12.04	14.94	0.15
	0	0	0	0	0	0	0	0	3.83	7.96	0.20	12.04	12.04	14.94	0.15	33
	0.43	0.79	0.22	28	0.35	0.85	0.02	66	4.67	2.25	0.25	1.42	1.42	0.93	0.02	59
	0.43	0.79	0.22	28	0.35	0.85	0.02	66	4.67	2.25	0.25	1.42	1.42	0.93	0.02	59
	0.29	0.49	0.15	29	6.75	14.48	0.34	31	3.33	2.66	0.18	17.56	17.56	11.46	0.22	28
	0.29	0.49	0.15	29	6.75	14.48	0.34	31	3.33	2.66	0.18	17.56	17.56	11.46	0.22	28

ANEXO 6. Lista de espécies observadas em ambos recifes estudados. Presença indicada por "+". Taxonomia e nomes vulgares em inglês, segundo Smith & Heemstra (1995). Nomes vulgares em português segundo Fisher *et al.* (1990). BV – Recife da Barreira Vermelha; PT – Recife da Ponta Torres.

Famílias / Espécies	Nome vulgar Português	Nome Vulgar Inglês	BV	PT
<b>Acanthuridae</b>	<b>Cirurgiões e Rufias</b>	<b>Surgeonfishes and Unicornfishes</b>		
<i>Acanthurus blochii</i> Valenciennes, 1835	Cirurgião cauda anelar	Tailing surgeon	+	+
<i>Acanthurus dussumieri</i> Valenciennes, 1835	Cirurgião coroado	Pencilled surgeon	+	+
<i>Acanthurus leucosternon</i> Bennett, 1832	Cirurgião poeirento	Powder-blue surgeonfish	+	+
<i>Acanthurus triostegus</i> (Linnaeus, 1758)	Cirurgião convicto	Convict surgeon	+	+
<i>Ctenochaetus striatus</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Barbeiro estriado	Striped bristletooth	+	+
<i>Ctenochaetus strigosus</i> (Bennett, 1828)	Barbeiro manchado	Spotted bristletooth	+	+
<i>Zebrasoma scopas</i> (Cuvier, 1829)	Canivete bicolor	Twotone tang	+	+
<i>Zebrasoma veliferum</i> (Bloch, 1797)	Canivete veleiro	Sailfin tang	+	+
<i>Naso brevirostris</i> (Valenciennes, 1835)	Rufia manchada	Spotted unicorn	+	+
<b>Apogonidae</b>	<b>Cardinals</b>	<b>Cardinalfishes</b>		
<i>Apogon aureus</i> (Lacepède, 1802)	Cardinal de cauda anelar	Bandtail cardinal		+
<b>Balistidae</b>	<b>Peixes-porco</b>	<b>Triggerfishes</b>		
<i>Balistapus undulatus</i> (Mungo Park, 1797)	Porco ondulado	Orangestriped triggerfish	+	
<i>Balistoides viridescens</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Porco ponteadado	Doty triggerfish		+
<i>Pseudobalistes fuscus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Porco fuscado	Rippled triggerfish	+	
<i>Rhinecanthus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Porco estriado	Blackbar triggerfish		+
<i>Sufflamen chrysopterus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Porco meia-lua	Halfmoon triggerfish	+	+
<b>Blenniidae</b>	<b>Marachombas</b>	<b>Blennies</b>		
<i>Plagiotremus rhinorhynchus</i> (Bleeker, 1853)	Marachomba de duas faixas	Twostripe blenny	+	+
<i>Plagiotremus tapeinosoma</i> (Bleeker, 1857)	Marachomba piano	Piano blenny	+	+
<b>Caesionidae</b>	<b>Fusileiros</b>	<b>Fusiliers</b>		
<i>Caesio caeruleaureus</i> Lacepède, 1801	Fusileiro azul	Blue-and-gold fusilier	+	+
<i>Caesio xanthonota</i> (Bleeker, 1853)	Fusileiro barbatana amarela	Yellowfin fusilier	+	
<b>Carangidae</b>	<b>Xarés</b>	<b>Kingfishes</b>		
<i>Caranx sexfasciatus</i> Quoy & Gaimard, 1824	Xaréu voraz	Bigeye kingfish	+	
<b>Chaetodontidae</b>	<b>Peixes-borboleta</b>	<b>Butterflyfishes</b>		
<i>Chaetodon auriga</i> Forsskål, 1775	Peixe-borboleta de barbatana longa	Threadfin butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon blackburnii</i> Desjardins, 1836	Peixe-borboleta de Blackburni	Brownburnie	+	
<i>Chaetodon falcula</i> Bloch, 1793	Peixe-borboleta de selado	Saddled butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon guttatissimus</i> Bennett, 1823	Peixe-borboleta brilhante	Gorgeous gussy	+	+
<i>Chaetodon interruptus</i> Ahl, 1923	Peixe-borboleta unimaculado	Limespot butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon kleinii</i> Bloch, 1790	Peixe-borboleta de mancha branca	Whitespotted butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon lineolatus</i> Quoy & Gaimard, 1831	Peixe-borboleta zebra	Lined butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon lunula</i> Lacepède, 1803	Peixe-borboleta meia-lua	Halfmoon butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon mertensii</i> Cuvier, 1831	Peixe-borboleta perlado	Pearly butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon melannotus</i> Bloch & Schneider, 1801	Peixe-borboleta de costas pretas	Blackback butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon meyeri</i> Bloch & Schneider, 1801	Peixe-borboleta de Meyer	Maypole butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon trifascialis</i> Quoy & Gaimard, 1825	Peixe-borboleta retângulo	Rightangle butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon trifasciatus</i> Mungo Park, 1797	Peixe-borboleta púrpura	Purple butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon vagabundus</i> Linnaeus, 1758	Peixe-borboleta vagabundo	Vagabond butterflyfish	+	+
<i>Chaetodon xanthocephalus</i> Bennett, 1832	Peixe-borboleta de cabeça amarela	Yellowhead butterflyfish	+	+
<i>Heniochus acuminatus</i> (Linnaeus, 1758)	Treinador	Coachman	+	+
<i>Heniochus monoceros</i> Cuvier, 1831	Treinador mascarado	Masked coachman	+	+
<b>Cirrhitidae</b>	<b>Falcões</b>	<b>Hawkfishes</b>		
<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i> (Bleeker, 1855)	Falcão pintalgado	Spotted hawkfish	+	+
<i>Paracirrhites arcatus</i> (Cuvier, 1829)	Falcão ferradura	Horseshoe hawkfish	+	
<i>Paracirrhites forsteri</i> (Schneider, 1801)	Falcão sardento	Freckled hawkfish	+	+
<b>Dasyatidae</b>	<b>Raias pungentes</b>	<b>Stingrays</b>		
<i>Himantura uarnak</i> (Forsskål, 1775)	Burá alveolado	Honeycomb stingray	+	
<b>Diodontidae</b>	<b>Porcos-espinhos</b>	<b>Porcupinefishes</b>		
<i>Diodon liturosus</i> Shaw, 1804	Porco-espinho de espinho curto	Shorspine porcupinefish	+	+
<b>Ephippidae</b>	<b>Morcegos</b>	<b>Batfishes</b>		
<i>Platax teira</i> (Forsskål, 1775)	Morcego de barbatana longa	Longfin batfish	+	+
<b>Grammistidae</b>	<b>Sabonetes</b>	<b>Soapfishes</b>		
<i>Grammistes sexlineatus</i> (Thunberg, 1792)	Sabonete raios-de-sol	Sixstripe soapfish	+	+

## ANEXO 6. Continuação.

Famílias / Espécies	Nome vulgar Português	Nome Vulgar Inglês	BV	PT
<b>Haemulidae</b>	<b>Roncadores</b>	<b>Rubberlips</b>		
<i>Plectorhinchus flavomaculatus</i> (Ehrenberg, 1830)	Pargo limão	Lemonfish	+	+
<i>Plectorhinchus gaterinus</i> (Forsskål, 1775)	Pargo galinha	Blackspotted rubberlip	+	+
<i>Plectorhinchus plagiodesmus</i> Fowler, 1935	Pargo raído	Barred rubberlip	+	+
<i>Plectorhinchus playfairi</i> Pellegrin, 1914	Pargo raios de sol	Whitebarred rubberlip	+	+
<i>Plectorhinchus sordidus</i> (Klunzinger, 1870)	Pargo sórdido	Redlip rubberlip	+	
<b>Holocentridae</b>	<b>Esquilos e Soldados</b>	<b>Squirrelfishes and Soldierfishes</b>		
<i>Neoniphon sammara</i> (Forsskål, 1775)	Esquilo samara	Spotfin squirrelfish	+	
<i>Sargocentron caudimaculatum</i> (Rüppell, 1838)	Esquilo prateado	Tailspot squirrelfish	+	+
<i>Sargocentron diadema</i> (Lacepède, 1801)	Esquilo coroa	Crown squirrelfish		+
<i>Sargocentron spiniferum</i> (Forsskål, 1775)	Esquilo sabre	Sabre squirrelfish		+
<i>Myripristis murdjan</i> (Forsskål, 1775)	Soldado pinhão	Blotcheye soldier	+	
<b>Kyphosidae</b>	<b>Preguiçosas</b>	<b>Sea chubs</b>		
<i>Kyphosus vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Preguiçosa bronzeada	Brassy chub		+
<b>Labridae</b>	<b>Bodões</b>	<b>Wrasses</b>		
<i>Anampses meleagrides</i> Valenciennes, 1840	Bodião de cauda amarela	Yellowtail tamarin	+	
<i>Anampses</i> sp.			+	+
<i>Bodianus axillaris</i> (Bennett, 1831)	Bodião axilar	Tumcoat hogfish	+	+
<i>Bodianus diana</i> (Lacepède, 1801)	Bodião diana	Diana's hogfish	+	
<i>Cheilinus trilobatus</i> Lacepède, 1801	Bodião trilobado	Tripletail wrasse	+	
<i>Coris aygula</i> Lacepède, 1801	Caralete circense	Clown coris	+	
<i>Coris caudimacula</i> (Quoy & Gaimard, 1834)	Caralete de cauda pintalgada	Spottail coris	+	+
<i>Coris formosa</i> (Bennett, 1830)	Caralete rainha	Queen coris	+	
<i>Gomphosus caeruleus</i> Lacepède, 1801	Bodião trompeteiro	Birdfish	+	+
<i>Halichoeres hortulanus</i> (Lacepède, 1801)	Halichoeres contiquadrus	Checkerboard wrasse	+	
<i>Hemigymnus fasciatus</i> (Bloch, 1792)	Tamarino anelado	Barred thicklip	+	
<i>Labroides bicolor</i> Fowler & Bean, 1928	Bodião limpador bicolor	Bicoloured cleaner wrasse	+	
<i>Labroides dimidiatus</i> Valenciennes, 1839	Bodião limpador de barra azul	Bluestreak cleaner wrasse	+	+
<i>Pteragogus</i> sp.			+	
<i>Stethojulis</i> sp.			+	+
<i>Thalassoma hardwicke</i> (Bennett, 1828)	Peixe-verde de seis barras	Sixbar wrasse	+	+
<i>Thalassoma hebraicum</i> (Lacepède, 1801)	Peixe-verde barra de ouro	Goldbar wrasse	+	+
<i>Thalassoma lunare</i> (Linnaeus, 1758)	Peixe-verde lunar	Crescent-tail wrasse	+	+
<b>Lethrinidae</b>	<b>Ladrões e Imperadores</b>	<b>Emperors</b>		
<i>Gnathodentex aureolineatus</i> (Lacepède, 1802)	Ladrão imperador	Glowfish	+	+
<i>Lethrinus harak</i> (Forsskål, 1775)	São Pedro	Blackspot emperor	+	+
<i>Lethrinus nebulosus</i> (Forsskål, 1775)	Ladrão imperador	Blue emperor	+	+
<i>Monotaxis grandoculis</i> (Forsskål, 1775)	Imperador curvado	Bigeye barenose		+
<b>Lutjanidae</b>	<b>Pargos</b>	<b>Snappers</b>		
<i>Lutjanus fulviflamma</i> (Forsskål, 1775)	Pargo tinteiro	Dory snapper	+	+
<i>Lutjanus gibbus</i> (Forsskål, 1775)	Pargo curvado	Humpback snapper	+	+
<i>Lutjanus kasmira</i> (Forsskål, 1775)	Pargo de raios azuis	Bluebanded snapper	+	+
<b>Monacanthidae</b>	<b>Peixes-porco-galhudos</b>	<b>Filefishes</b>		
<i>Cantherhines pardalis</i> (Rüppell, 1837)	Porco melado	Honeycomb filefish		+
<b>Monodactylidae</b>	<b>Lunados</b>	<b>Moonies</b>		
<i>Monodactylus argenteus</i> (Linnaeus, 1758)	Lunado prateado	Natal moonny		+
<b>Mugilidae</b>	<b>Tainhas</b>	<b>Mullet</b>		
<i>Valamugil buchanani</i> (Bleeker, 1853)	Tainha de rabo azul	Bluetail mullet		+
<b>Mullidae</b>	<b>Salmonetes</b>	<b>Goatfishes</b>		
<i>Mulloides flavolineatus</i> (Lacepède, 1801)	Salmonete de estria amarela	Yellowstripe goatfish	+	+
<i>Mulloides vanicolensis</i> (Valenciennes, 1831)	Salmonete de Vanicolo	Flame goatfish	+	
<i>Parupeneus barberinus</i> (Lacepède, 1801)	Salmonete barberino	Dash-dot goatfish	+	+
<i>Parupeneus indicus</i> (Shaw, 1803)	Salmonete do Índico	Indian goatfish	+	+
<i>Parupeneus rubescens</i> (Lacepède, 1801)	Salmonete rosado	Blacksaddle goatfish	+	+
<b>Muraenidae</b>	<b>Moreias</b>	<b>Moray Eels</b>		
<i>Gymnothorax favagineus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Moreia faveira	Honeycomb moray	+	+
<i>Siderea grisea</i> (Lacepède, 1803)	Moreia sideral	Geometric moray		+
<b>Nemipteridae</b>	<b>Bagas e Sizis</b>	<b>Spinecheeks</b>		
<i>Scolopsis vosmeri</i> (Bloch, 1792)	Sizi de cara branca	Silverflash spinecheek		+
<b>Ostraciidae</b>	<b>Cofres</b>	<b>Boxfishes</b>		
<i>Ostracion cubicus</i> Linnaeus, 1758	Cofre cúbico	Boxy	+	+
<b>Pinguididae</b>	<b>Nedopas</b>	<b>Sandsmelts</b>		
<i>Parapercis hexophthalma</i> (Ehrenberg, 1829)	Nedopa pintada	Blacktail sadsmelt	+	+
<i>Parapercis punctulata</i> (Cuvier, 1829)	Nedopa pintalgada	Spotted sandsmelt		+

## ANEXO 6. Continuação.

Famílias / Espécies	Nome vulgar Português	Nome Vulgar Inglês	BV	PT
<b>Pomacanthidae</b>	<b>Lebres</b>	<b>Angelfishes</b>		
<i>Centropyge multispinis</i> (Playfair, 1867)	Lebre sombreada	Dusky cherub	+	+
<i>Pomacanthus imperator</i> (Bloch, 1787)	Lebre imperador	Emperor angelfish	+	
<i>Pomacanthus semicirculatus</i> (Cuvier, 1831)	Lebre semi-circular	Semicircle angelfish	+	+
<i>Pomacanthus rhomboides</i> (Gilchrist & Thompson, 1908)	Lebre velha	Old woman	+	+
<b>Pomacentridae</b>	<b>Castanheta</b>	<b>Damselfishes</b>		
<i>Abudefduf natalensis</i> Hensley & Randall, 1983	Castanheta de quatro barras	Fourbar damsel	+	+
<i>Abudefduf sparoides</i> (Cuvier, 1830)	Castanheta de olho falso	False-eye damsel	+	+
<i>Abudefduf vaigiensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Castanheta sargento	Sergeant major	+	+
<i>Chromis dimidiata</i> (Klunzinger, 1871)	Castanheta chocolate	Chocolate dip	+	+
<i>Chromis weberi</i> Fowler & Bean, 1928	Castanheta de Weber	Darkbar chromis	+	+
<i>Chrysiptera annulata</i> (Peters, 1855)	Castanheta futebolista	Footballer	+	+
<i>Dascyllus aruanus</i> (Linnaeus, 1758)	Castanheta zebra	Zebra humbug	+	+
<i>Dascyllus carneus</i> Fischer, 1885	Castanheta de duas barras	Twobar humbug	+	+
<i>Dascyllus trimaculatus</i> (Rüppell, 1829)	Dominó	Dominio	+	+
<i>Neopomacentrus cyanomos</i> (Bleeker, 1856)	Castanheta lunar	Crescent damselfish	+	+
<i>Plectroglyphidodon dickii</i> (Lienard, 1839)	Castanheta de Dick	Narrowbar damsel	+	
<i>Plectroglyphidodon lacrymatus</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	Castanheta jóia	Jewel damsel	+	+
<i>Pomacentrus caeruleus</i> Quoy & Gaimard, 1825	Castanheta azul	Blue pete	+	+
<i>Pomacentrus trichourus</i> (Günther, 1867)	Castanheta de cauda amarela	Yellowtail damsel		+
<b>Scaridae</b>	<b>Papagaios</b>	<b>Parrotfishes</b>		
<i>Calotomos</i> sp.			+	
<i>Scarus ghobban</i> Forsskål, 1775	Papagaio de escamas amarelas	Bluebarred parrotfish	+	+
<i>Scarus rubroviolaceus</i> Bleeker, 1847	Papagaio de brasa	Ember parrotfish	+	+
<i>Scarus sordidus</i> Forsskål, 1775	Papagaio margarida	Bullethead parrotfish	+	+
<b>Scorpaenidae</b>	<b>Peixes-fogo</b>	<b>Scorplonfishes</b>		
<i>Pterois antennata</i> (Bloch, 1787)	Peixe-fogo tentaculado	Broadbarred firefish		+
<i>Pterois miles</i> (Bennett, 1828)	Peixe-fogo diabo	Devil firefish		+
<i>Pterois radiata</i> Cuvier, 1829	Peixe-fogo radial	Radial firefish		+
<b>Serranidae</b>	<b>Garoupas</b>	<b>Rockcods and Seabasses</b>		
<i>Anthias squamipinnis</i> Peters, 1855		Sea goldie	+	+
<i>Aethaloperca rogae</i> (Forsskål, 1775)	Garoupa roga	Redmouth rockcod	+	
<i>Cephalopholis argus</i> Schneider, 1801	Garoupa pavão	Peacock rockcod	+	
<i>Cephalopholis miniata</i> (Forsskål, 1775)	Garoupa estrelada	Coral rockcod		+
<i>Cephalopholis</i> sp.			+	+
<i>Epinephelus caeruleopunctatus</i> (Bloch, 1790)	Garoupa de manchas brancas	Whitespotted rockcod	+	
<i>Epinephelus longispinis</i> (Kner, 1865)	Garoupa espigão	Streakspot rockcod	+	+
<i>Epinephelus malabaricus</i> (Schneider, 1801)	Garoupa malabárca	Malabar rockcod	+	+
<i>Epinephelus merra</i> Bloch, 1793	Garoupa panaleira	Honeycomb rockcod	+	+
<i>Epinephelus</i> sp.			+	+
<i>Plectropomus</i> sp.			+	+
<i>Plectropomus punctatus</i> Quoy & Gaimard, 1824	Garoupa vermiculada	Marbled leopardgrouper	+	+
<b>Siganidae</b>	<b>Coelhos</b>	<b>Rabbitfishes</b>		
<i>Siganus sutor</i> (Valenciennes, 1835)	Coelho sapateiro	Whitespotted rabbitfish		+
<b>Sparidae</b>	<b>Sargos</b>	<b>Seabreams</b>		
<i>Rhabdosargus sarba</i> (Forsskål, 1775)	Dourada comum	Natal stumpnose		+
<b>Synodontidae</b>	<b>Peixes-banana</b>	<b>Lizardfishes</b>		
<i>Saurida gracilis</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	Peixe-banana gracioso	Blotchy lizardfish	+	+
<b>Tetraodontidae</b>	<b>Peixes-bola</b>	<b>Blaasops</b>		
<i>Arothron nigropunctatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Peixe-bola de manchas pretas	Blackspotted blaasop	+	
<i>Canthigaster solandri</i> (Richardson, 1844)	Toby de olho falso	False-eye toby	+	+
<i>Canthigaster valentini</i> (Bleeker, 1853)	Toby modelo	Model toby	+	+
<b>Zanclidae</b>		<b>Moortish idol</b>		
<i>Zanclus canescens</i> (Linnaeus, 1758)		Moorish idol	+	+
<b>TOTAL</b>			<b>117</b>	<b>110</b>

## ANEXO 7. Cálculo das áreas de cada recife estudado.

Para a estimação superficial da área de cada um dos recifes foram efectuados cálculos, baseados em medidas aproximadas fornecidas pela literatura e também por observações pessoais, assumindo formas geométrica conhecidas.

### 1. Recife da Barreira Vermelha

De acordo com Gove (1991) o RBV apresenta:

- Comprimento (L) de aproximadamente 2000 metros;
- Largura máxima (W) (na parte norte do recife) de 65 metros;
- Largura mínima (w) (parte sul do recife) de 30 metros;

Usando a fórmula de cálculo da área do trapézio isósceles  $A = \frac{(W+w) \times L}{2}$  a área do RBV, foi estimada em cerca de 9.5 ha.

### 2. Recife da Ponta Torres

Segundo Salm (1976) o RPT possui:

- Comprimento (L) de aproximadamente 1000 metros;

De acordo com Nagel & Degerstedt (1999) e observações pessoais o RPT possui:

- Largura (W) de aproximadamente 30 metros;

Usando a fórmula de cálculo da área do rectângulo  $A = L \times W$  a área do RPT, foi estimada em cerca de 3.0 ha.

## ANEXO 8

### A. Valores de biomassa – B (Kg/ha) em vários habitats da Ilha da Inhaca e em diversos recifes de coral.

Biomassa (Kg/ha)	Local	Referência
15	Ervas Marinhas – Ilha da Inhaca	André (1995)
44	Ervas Marinhas – Ilha da Inhaca	Amoedo (1994) <sup>1</sup>
229	Saco da Inhaca – Ilha da Inhaca	Pegado (1995)
1968	RBV – Ilha da Inhaca	Presente estudo
6636	RPT – Ilha da Inhaca	Presente estudo
210	Maurícias	Cushing (1971) <sup>2</sup>
350	Mar Vermelho	Clark <i>et al.</i> (1968) <sup>2</sup>
425	Atol de Eniwetok	Odum & Odum (1955) <sup>2</sup>
490	Bermudas	Bardach (1959)
1500–2000	Quénia	Obura (1999)
1590	Ilhas Virgens	Randall (1963) <sup>3</sup>
1600	Hawaii	Friedlander & Parrish (1998)
1850	Hawaii	Brock (1954)
1950	Grande Barreira de Coral – Austrália	Goldman & Talbot (1976)
2370	Grande Barreira de Coral – Austrália	Williams & Hatcher (1983) <sup>3</sup>
2374	Grande Barreira de Coral – Austrália	Munro & Williams (1985) <sup>3</sup>
17400	Ilhas Virgens	Randall (1963) <sup>3</sup>

<sup>1</sup> citado por André (1995); <sup>2</sup> citados por Goldman & Talbot (1976) e <sup>3</sup> citados por Sorokin (1995).

### B. Valores de diversidade (H') da ictiofauna de vários habitats estudados na Ilha da Inhaca, em outros recifes em Moçambique e em outros habitats de várias partes do mundo.

H'	Local	Referência
1.98	Saco da Inhaca – Inhaca	Pegado (1995)
1.80	Ervas Marinhas – Inhaca	André (1995)
2.65	Ervas Marinhas – Inhaca	Amoedo (1994) <sup>1</sup>
2.49	Recife da Barreira Vermelha – Inhaca	Nagel & Degerstedt (1999)
2.96	Recife da Ponta Torres – Inhaca	Nagel & Degerstedt (1999)
3.26	Recifes de coral – Arquipélago das Quirimbas	Stanwell-Smith <i>et al.</i> (1998)
3.30	Recife de coral – Mécufi	Loureiro (1998)
2.64	Recife da Ponta Torres – Inhaca	Presente estudo
3.43	Recife da Barreira Vermelha – Inhaca	Presente estudo
1.60	Recifes rochosos – Golfo do México	Dennis & Bright (1988)
2.17	Recife artificial – Algarve (Portugal)	Almeida (1997)
2.19	Recife rochoso – Algarve (Portugal)	Almeida (1997)
2.28	Recife artificial – Habonim (Israel)	Diamant <i>et al.</i> (1986)
2.73	Recife artificial – Botany Bay (Austrália)	Burchmore <i>et al.</i> (1985)
2.86	Recife rochoso – Habonim (Israel)	Diamant <i>et al.</i> (1986)
2.88	Recife rochoso – Port Elizabeth (África do Sul)	Smale & Buxton (1989)
3.37	Recife de coral – Lagoa de Cocos (Guam)	Jones & Chase (1975)
3.50	Recife de coral – Ilhas Salomão	Goldman (dados não publicados) <sup>2</sup>
3.65	Recife de Tutia – Tanzania	Talbot (1965) <sup>2</sup>

<sup>1</sup> citado por André (1995); <sup>2</sup> citado por Talbot & Gilbert (1981)

