

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ICTIOFAUNA DO ARQUIPÉLAGO DE CURRAIS (PARANÁ – BRASIL):  
COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DOS COSTÕES ROCHOSOS E ANÁLISE  
COMPARATIVA COM UM MÓDULO RECIFAL ARTIFICIAL**

**PEDRO CARLOS PINHEIRO**

**SÃO CARLOS  
JULHO – 2005**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS**

**ICTIOFAUNA DO ARQUIPÉLAGO DE CURRAIS (PARANÁ – BRASIL):  
COMPLEXIDADE ESTRUTURAL DOS COSTÕES ROCHOSOS E ANÁLISE  
COMPARATIVA COM UM MÓDULO RECIFAL ARTIFICIAL**

**PEDRO CARLOS PINHEIRO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Ciências na Área de Concentração em Ecologia e Recursos Naturais

Orientador: Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret

**SÃO CARLOS  
JULHO – 2005**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da  
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

P654ia

Pinheiro, Pedro Carlos.

Ictiofauna do arquipélago de currais (Paraná – Brasil):  
Complexidade estrutural dos costões rochosos e análise  
comparativa com um módulo recifal artificial / Pedro Carlos  
Pinheiro. -- São Carlos : UFSCar, 2005.  
99 p.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos,  
2005.

1. Ictiologia. 2. Recifes artificiais. 3. Variação.nictemeral.  
4. Variação sazonal. 5. Escalas espaciais. 6. Recrutamento.  
I. Título.

CDD: 597 (20<sup>a</sup>)

À vocês, Meire e Bárbara, que juntos  
cuidaremos do nosso futuro.

## **AGRADECIMENTOS**

Ao meu orientador Prof. Alberto Peret pela oportunidade, orientação, confiança e apoio durante esses anos de trabalho.

Ao meu parceiro, Prof. Marco Fábio, por me introduzir no campo da pesquisa, pelos infindáveis ensinamentos, e pela amizade de longos anos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG-ERN) pela oportunidade da realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela concessão da bolsa de demanda social.

Ao Centro de Estudos do Mar (CEM) pelo apoio logístico nas etapas de campo e desenvolvimento dos trabalhos.

Ao Programa Recifes Artificiais Marinhos por disponibilizar o apoio logístico e financeiro para as campanhas de amostragens.

Ao Instituto ECOPLAN por disponibilizar os equipamentos e embarcações durante a maior parte dos estudos.

Ao Prof. Frederico Brandini e Ariel Schaefer pelo incentivo na realização do trabalho.

Ao "Véio" amigo Ricardo Krull pelo companheirismo e presteza nos trabalhos de campo.

À todos os pescadores que me adotaram nas suas viagens até as Ilhas Currais e não faltaram com o compromisso de me buscar.

Aos especialistas Cynthia Simone, Luciano Fernandes, Luciano Lorenzi e Rosemary Brogim que participaram e ajudaram nos trabalhos de identificação do material biológico.

Aos meus revisores de texto, sempre fiéis e críticos, Rosemary Brogim e Marco Fábio.

A todos aqueles que de alguma forma me incentivaram ou criticaram, mas sempre torcendo para que tudo acabasse bem.

## SUMÁRIO

1.	Resumo Geral	1
2.	Abstract	3
3.	Introdução Geral	5
	3.1. Apresentação e objetivos dos capítulos	7
	3.2. Referências Bibliográficas	8
4.	Capítulo I - Composição da ictiofauna dos recifes rochosos do Arquipélago de Currais e do módulo recifal artificial (Paraná - Brasil)	12
	4.1. Resumo e Abstract	12
	4.2. Introdução	13
	4.3. Material e Métodos	14
	4.4. Resultados	17
	4.5. Discussão	23
	4.6. Referências Bibliográficas	29
5.	Capítulo II - Variação nictemeral da ictiofauna associada ao Arquipélago de Currais, litoral do Paraná, Brasil	34
	5.1. Resumo e Abstract	34
	5.2. Introdução	34
	5.3. Material e Métodos	36
	5.4. Resultados	38
	5.5. Discussão	47
	5.6. Referências Bibliográficas	52
6.	Capítulo III - Variações sazonais na dieta de <i>Archosargus rhomboidalis</i> (L., 1758) (Perciformes: Sparidae) em recifes artificiais e costões rochosos do Arquipélago de Currais, Paraná, Brasil	58
	6.1. Resumo e Abstract	58
	6.2. Introdução	59
	6.3. Material e Métodos	60
	6.4. Resultados	62
	6.5. Discussão	68
	6.6. Referências Bibliográficas	71
7.	Capítulo IV - Análise da atratividade de um recife artificial marinho (RAM) sobre a ictiofauna na plataforma rasa do litoral paranaense	74
	7.1. Resumo e Abstract	74
	7.2. Introdução	74
	7.3. Material e Métodos	76
	7.4. Resultados	78
	7.5. Discussão	85
	7.6. Referências Bibliográficas	89
8.	Considerações finais e conclusões	94
	8.1. Referências Bibliográficas	97

## RESUMO

Com o propósito de analisar a ictiofauna do ambiente natural do Arquipélago de Currais, localizado no litoral paranaense, e de um recife artificial instalado nas proximidades das ilhas, foram desenvolvidos os distintos estudos apresentados na forma de quatro capítulos. O capítulo I teve como objetivo descrever a variação espacial na distribuição e abundância de peixes entre quatro zonas geomorfológicas das ilhas rochosas do arquipélago e no módulo artificial. As famílias mais abundantes foram Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Sparidae e Labrisomidae. A análise de similaridade entre a abundância e as zonas mostrou que não foram significativas as diferenças para as lajes e parcel e o módulo recifal. A profundidade e grau de exposição ao mar agitado foram as variáveis físicas responsáveis pela heterogeneidade das abundâncias das espécies nas áreas do costão periférico, lajes e parcel, costão vertical e módulo recifal. As diferenças em termos de equitabilidade e riqueza de espécies podem ser devidas às mesmas variáveis. A análise inversa mostrou que foram poucas espécies características em cada agrupamento, portanto as diferenças entre as zonas parecem refletir à dominância de certas espécies. As categorias tróficas dominantes foram planctófagos e herbívoros, os quais foram significativamente diferentes entre as zonas. Nas zonas mais rasas (lajes e parcel) e com alta exposição às condições do mar (costão periférico) predominaram os herbívoros e omnívoros, enquanto que nas profundas (módulo recifal, costão vertical e rochedos escarpados) os mais abundantes foram os planctófagos. Os carnívoros mostraram diferenças significativas entre as zonas protegidas (lajes e parcel). No capítulo II foi abordada a variação nictemeral das três ilhas rochosas apenas do arquipélago. Os resultados quali-quantitativos mostraram a amplitude de distribuição e repartição de nichos entre as espécies. As diferenças significativas observadas entre as amostragens diurnas e noturnas foram evidentes devido ao maior número de espécies capturadas durante a noite, momento do ciclo em que apareceram representadas todas as espécies encontradas no trabalho. Nas amostragens diurnas, foram significativamente mais abundantes as espécies *Anisotremus surinamensis*, *A. virginicus*, *Holocentrus ascensionis* e *Stegastes fuscus*, enquanto que as noturnas foram caracterizadas pela presença de espécies predadoras ativas como *Serranus flaviventris*, *Lutjanus analis*, *Cynoscion jamaicensis*, *Haemulon steindachneri*, *Abudefduf saxatilis*, *Diplodus argenteus*, *Mycteroperca bonaci* e *Epinephelus adscensionis*. As espécies que permitiram diferenciar os habitats diurnos e noturnos foram praticamente as mesmas, o que demonstrou a grande heterogeneidade espacial que apresenta a ictiofauna associada aos ambientes do arquipélago. O capítulo III tratou da análise

trófica do esparídeo *Archosargus rhomboidalis* relacionando com os aspectos do uso de habitat e predação em uma das ilhas do arquipélago (Grapirá) e o módulo recifal. A fonte de variação observada entre as duas áreas amostradas apresentou diferenças significativas entre as épocas do ano. Na Ilha Grapirá as presas mais importantes no outono foram as ascídias e os anfípodos, enquanto que no inverno e primavera foram os anfípodos. Na área dos recifes artificiais, macroalgas e algas foram mais importantes no verão, algas e hidrozoários no outono, algas e briozoários no inverno, e copépodos harpacticoides e anfípodos gamarídeos na primavera. *A. rhomboidalis* pode ser considerada uma espécie generalista eurifágica que se alimenta de um amplo espectro de presas. No capítulo IV o recrutamento no módulo recifal foi analisado pela categorização dos comprimentos das espécies mais abundantes. A ictiofauna foi analisada ao longo do gradiente temporal com o objetivo de avaliar a eficiência da atratividade ou da produtividade do recrutamento de peixes. Os resultados indicaram que não houve diferenças significativas na contribuição qualitativa e quantitativa de indivíduos subadultos ou juvenis tardios por longos períodos no tempo no módulo recifal. A estrutura parece funcionar como atratora e concentradora de peixes adultos procedentes de fundos rochosos próximos. Os fatores que puderam determinar o caráter atrativo-concentrador para indivíduos adultos foi o desenho estrutural e a localização geográfica onde foi implantado o módulo recifal. O fluxo larval proveniente das massas de água da Plataforma Continental e da Baía de Paranaguá aparentemente não favorece o assentamento larval e o recrutamento no módulo recifal.

Palavras chaves: ictiofauna, Paraná, recifes artificiais, costões rochosos, variação nictemeral, variação sazonal, escalas espaciais, recrutamento.



## ABSTRACT

With the purpose of analyzing the ictiofauna of the natural environment of the Archipelago of Currais, located in the coast paranaense, and of an artificial reef installed in the proximities of the islands, the different studies were developed presented in the form of four chapters. The chapter I had as objective describes the space variation in the distribution and abundance of fish among four zones geomorphologicals of the rocky islands of the archipelago and in the artificial module. The most abundant families were Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Sparidae and Labrisomidae. The similarity analysis between the abundance and the areas showed that were not significant the differences for the slabs and shelf and the module recifal. The depth and exhibition degree to the agitated sea were the variables responsible physics for the heterogeneity of the abundances of the species in the areas of the outlying shore, slabs and shelf, windward rocky and module recifal. The differences in equitability terms and wealth of species can be due to the same variables. The inverse analysis showed that were few characteristic species in each grouping, therefore the differences among the areas seem to contemplate to the dominance of certain species. The categories dominant trophics were planktophagous and herbivores, which were significantly different among the areas. In the most shallow areas (slabs and shelf) and with high exhibition to the conditions of the sea (windward barrier reef) the herbivores and omnivorous prevailed, while in the deep ones (module recifal, windward rocky and sharp crags) the most abundant were the planktophagous. The carnivores showed significant differences among the protected areas (slabs and shelf). In the chapter II the variation nictemeral of the three rocky islands was just approached of the archipelago. The quali-quantitative results showed the distribution width and partition of niches among the species. The significant differences observed among the samplings of the day and night were evident due to the largest number of species captured during the night, moment of the cycle in that appeared represented all of the species found in the work. In the samplings of the day, they were significantly more abundant the species *Anisotremus surinamensis*, *A. virginicus*, *Holocentrus ascensionis* and *Stegastes fuscus*, while the night ones were characterized by the presence of species active predators as *Serranus flaviventris*, *Lutjanus analis*, *Cynoscion jamaicensis*, *Haemulon steindachneri*, *Abudefduf saxatilis*, *Diplodus argenteus*, *Mycteroperca bonaci* and *Epinephelus adscensionis*. The species that allowed to differentiate the habitats of the day and night were practically the same ones, what demonstrated the great space heterogeneity that it presents the ictiofauna associated to the environments of the archipelago. The

chapter III treated of the analysis trophic of the sparid *Archosargus rhomboidalis* relating with the aspects of the habitat use and predation in one of the islands of the archipelago (Grapirá) and the module recifal. The variation source observed among the two areas sampling presented significant differences among the times of the year. In the Isla Grapirá the most important preys in the autumn were the ascids and the amphipods, while in the winter and spring they were the amphipods. In the area of the artificial reefs, macroalgae and algae were more important in the summer, algae and hydrozoans in the autumn, algae and briozoans in the winter, and copepods harpacticoids and amphipods gammarids in the spring. *A. rhomboidalis* can be considered a species generalist euriphagic that feeds of a wide spectrum of preys. In the chapter IV the recruitment in the module recifal was analyzed by the categorization of the lengths of the most abundant species. The ictiofauna was analyzed along the temporary gradient with the objective of evaluating the efficiency of the attractiveness or of the productivity of the recruitment of fish. The results indicated that there were not significant differences in the qualitative and quantitative contribution of individual subadults or juvenile late for long periods in the time in the module recifal. The structure seems to work as atrator and concentrator of adult fish coming from close rocky bottoms. The factors that could determine the character attractive-concentrador for adult individuals it was the structural drawing and the geographical location where the module recifal was implanted. The originating from larval flow the masses of water of the Continental Platform and of the Bay of Paranaguá seemingly doesn't favor the larval establishment and the recruitment in the module recifal.

Key words: ictiofauna, Paraná, artificial reefs, rocky shore, variation nictemeral, seasonal variation, space scales, recruitment.

## INTRODUÇÃO GERAL

### *Costões rochosos*

Um costão, sob o ponto de vista geomorfológico, é uma estrutura rochosa, rígida, resistente à ação mecânica das ondas e correntes marinhas (LEWIS 1964; LEÃO 1994). Embora a estrutura biogênica básica seja, em geral, formada pelo substrato de fixação para o crescimento dos organismos, para sua propagação é necessária a atuação conjunta de uma infinidade de organismos, formando uma complexa teia de associações e de eventos em sucessão.

Os costões rochosos verdadeiros estão presentes, quase que exclusivamente, nas regiões sudeste e sul da costa brasileira (HARTT 1970). A principal característica da região sudeste é a proximidade da Serra do Mar que, em muitos pontos, chega diretamente ao mar. A brusca inflexão da costa, na altura de Cabo Frio, por efeito da zona de fratura no Rio de Janeiro, fez com que os alinhamentos estruturais do embasamento cristalino fossem truncados, formando os afloramentos recifais (CORRÊA *et al.* 1996). Esta conformação do assoalho da plataforma continental interna se estende desde Cabo Frio até o Cabo de Santa Marta no Estado do Rio Grande do Sul, ocupando cerca de 5 milhões de hectares.

A topografia da plataforma continental é relativamente regular, com declive suave (1m/km) e extensão de até 120 milhas náuticas até a quebra do talude. O fundo é dominado por sedimento não consolidado, em geral arenoso, e o regime hidrográfico é típico da circulação de correntes de contorno oeste (CASTRO & MIRANDA 1997). Nesta região, com exceção da área influenciada pela ressurgência de Cabo Frio, que apresenta elementos da fauna e flora com afinidades temperadas e tropicais e que funciona como uma barreira biogeográfica para um grande número de espécies, a composição específica apresenta característica subtropical com alta diversidade de espécies (MATSUURA 1986).

A Plataforma Continental, em função das correntes do Brasil, das Malvinas, da Água Central do Atlântico Sul (ACAS), apresenta condições favoráveis a retenção e produção de alimento para larvas de peixes (MATSUURA 1986). Por receber grande quantidade de nutrientes proveniente dos sistemas terrestres, os costões rochosos apresentam uma grande biomassa e produção primária de microfitobentos e de macroalgas (BRANDINI 1997).

Nos últimos anos os estudos que tratam de ambientes recifais e de costões rochosos, vêm sendo abordados nas linhas de pesquisas em ecologia de comunidades, ecologia trófica, bionomia de espécies marinhas e dinâmica de populações, entre outras (WITMAN & DAYTON 2001).

No Brasil, algumas pesquisas vêm sendo desenvolvidas sobre a distribuição, biogeografia e os efeitos dos fatores ambientais e biológicos que influenciam a zonação de invertebrados (PAULA 1987; LEAL 1991; CASTRO *et al.*, 1995; COUTINHO, 1995). Trabalhos que tratam da ictiofauna são mais restritos (BARREIROS *et al.* 2004) ou foram investigações ainda não publicadas como MOURA (1993) na Ilha de Alcatrazes – SP.

O conhecimento da ictiofauna do litoral paranaense baseia-se principalmente nos estudos de produtividade pesqueira e riqueza das espécies ocorrentes no estuário da Baía de Paranaguá e praias vizinhas. COUTO & CORRÊA (1990) e CORRÊA (1994) revisaram os trabalhos sobre a ictiofauna na costa paranaense. O Arquipélago de Currais foi previamente inventariado no plano de manejo e conservação (BORZONE 1994) compilado do levantamento da ictiofauna realizado por CORRÊA (1987). A porção rochosa da ponta de Encantadas da Ilha do Mel foi abordada no estudo de PINHEIRO (1999), porém esta área localiza-se na entrada da Baía de Paranaguá e apresenta influência direta da ictiofauna estuarina. Portanto, a ecologia de comunidades de peixes de ambiente rochoso permanecia praticamente desconhecida.

O Arquipélago de Currais, localizado no litoral paranaense, apresenta uma incontestável importância científica, por ser um dos poucos afloramentos naturais no Estado do Paraná que oferece a disponibilidade de habitats apropriados ao desenvolvimento de comunidades com características recifais peculiares (PINHEIRO 2002). Neste arquipélago são raros os fundos consolidados tão freqüentes nos estados vizinhos de São Paulo e Santa Catarina, muito menos os fundos de algas calcárias ou recifes de corais, abundantes na região central e nordeste do Brasil.

#### *Recifes artificiais*

Muito embora os recifes artificiais desempenhem o papel atrator de biomassa, sua capacidade de incremento da produtividade pesqueira é limitada (BROCK & NORRIS 1989; GROSSMAN *et al.* 1997; JENSEN *et al.*, 2000). As estruturas artificiais têm sido utilizadas para manter a biodiversidade, podendo funcionar, se empregada corretamente, como uma ferramenta importante na recuperação de áreas degradadas e no desenvolvimento sustentável das regiões costeiras (MONTEIRO & CARVALHO, 1989; SEAMAN, 2000).

Padrões de composição, distribuição e os ciclos de vida da ictiofauna associada ou que permanece temporariamente em estruturas recifais têm sido estudados relativamente há pouco tempo (CHUA & CHOU, 1994; SANTOS, 1997). Na tentativa de ampliar o estoque pesqueiro diversos trabalhos reforçam o propósito

da implantação de recifes artificiais para favorecer o desenvolvimento da fauna marinha em regiões desprovidas de substratos rochosos (DITTON & GRAEFE 1978; MCINTOSH 1981; DUCLERC & DUVAL 1986; HUECKEL *et al.* 1989; CHOU 1991; JENSEN 1997; BAINE 2001). No Brasil os conhecimentos e as implicações das estruturas recifais artificiais nas comunidades biológicas vêm sendo abordados nos últimos anos (ABSALÃO & SILVA 1991; IBAMA/CEPENE 1994; ZALMON 1995; CONCEIÇÃO *et al.* 1997; BRANDINI 1998; SILVA 2001; CONCEIÇÃO 2003).

Dessa maneira, um tópico importante e amplamente discutido nos estudos dessas relações é o tema atratividade versus produtividade (LINDBERG, 1997). Esse fator avalia principalmente o papel que as estruturas recifais desempenham quando implantadas no ambiente marinho fazendo com que indivíduos adultos se agreguem numa determinada área ou se estabeleça o suprimento de recrutas e o desenvolvimento da comunidade no novo hábitat. Dessa forma, SEAMAN (2000) questiona se os recifes artificiais satisfazem as propostas para as quais foram designados e construídos, chamando a atenção para o que considera uma grande responsabilidade a implantação e o manejo dessas estruturas.

## **APRESENTAÇÃO E OBJETIVOS DOS CAPÍTULOS**

O presente trabalho está subdividido em quatro capítulos organizados seguindo as normas de publicação da Revista Brasileira de Zoologia a qual serão submetidos.

O Capítulo 1 teve como objetivo explorar as respostas das comunidades ictiofaunísticas do Arquipélago de Currais e do módulo recifal artificial, litoral do Estado do Paraná, ao gradiente de exposição às ondas e a profundidade. Especificamente, foi descrita a variação espacial na distribuição e abundância de peixes ao longo da complexidade rochosa do fundo; investigado como a estrutura trófica da comunidade está relacionada com características dos habitats e, analisadas as diferenças e similaridades entre as áreas das ilhas rochosas e o recife artificial.

A complexidade estrutural já foi correlacionada com a utilização do espaço (LUCKHURST & LUCKHURST 1978) e abundância (BELL & GALZIN 1984; FRIEDLANDER & PARRISH 1998), indicando que recifes biogênicos podem potencialmente sustentar maiores densidades de peixes do que áreas recifais não-coralíneas periféricas.

No Capítulo 2 foi abordado a variação nictemeral das três ilhas rochosas do arquipélago. Os resultados quali-quantitativos evidenciaram a amplitude de distribuição e repartição de nichos entre as espécies. A complexidade biológica do habitat pode explicar diferenças na composição das espécies entre locais, na

medida em que componentes estruturais de alguns organismos podem oferecer refúgio e proteção para outros (SEAMAN & SPRAGUE, 1991).

O capítulo 3 trata da análise trófica do esparídeo *Archosargus rhomboidalis* relacionando os aspectos do uso de habitat e predação na ilha maior do arquipélago (Grapirá) e do módulo recifal.

No capítulo 4 os recrutas puderam ser analisados pela categorização dos comprimentos das espécies mais abundantes no módulo recifal. A ictiofauna foi analisada ao longo do gradiente temporal com o objetivo de avaliar a eficiência da atratividade ou da produtividade do recrutamento de peixes. Os recifes tropicais são majoritariamente colonizados por larvas e juvenis, fases em que a mortalidade é elevada devido à predação e às condições ambientais, enquanto que os recifes temperados são essencialmente colonizados por adultos e subadultos (SEAMAN & SPRAGUE, 1991).

O eficaz recrutamento depende da existência de condições e fatores dinâmicos adequados, podendo ser observadas diferenças espaciais no mesmo local com o mesmo substrato.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Absalão, R.S. & Silva, R.J.T., 1991. Padrões de recrutamento dos organismos epibênticos em painéis experimentais na área leste da Baía de Guanabara. *In: II Simpósio sobre Oceanografia do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, p. 303.
- Baine, M. 2001. Artificial reefs: a review of their design, application, management and performance. *Ocean & Coastal Management*, 44: 241–259.
- Barreiros, J.P.; A. Bertoncini; L. Machado; M. Hostim-Silva & R.S. Santos. 2004. Diversity and seasonal changes in the ichthyofauna of rocky tidal pools from Praia Vermelha and São Roque, Santa Catarina. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 47(2):291-299.
- Bell, J.D., Galzin, R. (1984) Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 15: 265–274.
- BORZONE, C.A., 1994. Proposta para a categoria e o plano de manejo das ilhas oceânicas do litoral do Paraná. Universidade Federal do Paraná - Centro de Estudos do Mar. 125p.
- BRANDINI, F.P., 1998. A utilização de recifes artificiais para o desenvolvimento de comunidades marinhas e seus benefícios sócio-econômicos. *In: Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros*, 2 a 7 de abril de 1998. Águas de Lindóia, SP, Brasil (mesa redonda).
- BRANDINI, F.P.; LOPES, R.M.; GUTSEIT, K.S.; SPACH, H.L. & SASSI, R., 1997. Planctonologia na Plataforma Continental do Brasil. Diagnose e revisão bibliográfica. Avaliação do Potencial Sustentável de Recursos Vivos na Zona Econômica Exclusiva - REVIZEE, Rio de Janeiro, 196 p.
- BROCK, R.E. & NORRIS, J.E. An analysis of the efficacy of four artificial reef designs in tropical waters. *Bull. Mar. Sci.*, v. 44, n. 2, p. 934-941, 1989.

- CASTRO FILHO, B.M.; MIRANDA, L.B.; MIYAO, S.Y. 1987. Condições hidrográficas na plataforma ao largo de Ubatuba: variáveis sazonais e em escala média. *Bol. Inst. Oceanogr.*, S Paulo, 35 (2), p.135-151.
- CASTRO, C.B., ECHEVERRÍA, C.A., PIRES, D.O., MASCARENHAS, B.J. A. & FREITAS, S.G., 1995. Distribuição de Cnidaria e Echinodermata no infralitoral de costões rochosos de Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brasil. **Rev. Brasil. Biol.** 55 (3): 471-480.
- Ceccarelli, D.M., Jones, G.P., McCook, L.J. (2001) Territorial damselfishes as determinants of the structure of benthic communities on coral reefs. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 39:355–389.
- CHOU, L.M., 1991. Some Guidelines in the establishment of artificial reefs. *Tropical Coastal Area Management*, p. 4-5.
- CHUA, C.Y.Y. & CHOU, L.M., 1994. The use of artificial reefs in enhancing fish communities in Singapore. *Hydrobiologia*, n. 285, p. 177-187.
- CONCEICAO R.N.L., 2003. Ecologia de peixes em recifes artificiais de pneus instalados na costa do Estado do Ceara. Tese de Doutorado em Ecologia de Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos. 98 p.
- CONCEIÇÃO, R.L.L.; AMORIN, M.R. & FRANKLIN, J.W., 1995. Creacion de arrecifes artificiales para el incremento de la produccion pesquera en comunidades costeras del Estado de Ceara, Brasil. *In: Anais do VI COLACMAR/Congresso Latino-Americano de Ciencias del Mar - 23 a 27 de outubro, Mar del Plata, Argentina*, p.64.
- CORRÊA, I.C.S.; MARTINS, L.R.S.; KETZER, J.M.M.; ELIAS, A.R.D. & MARTINS, R., 1996. Evolução sedimentológica e paleogeográfica da plataforma continental sul e sudeste do Brasil. *CECO/IG/UFRGS, Notas Técnicas*, 9: 51-61.
- CORRÊA, M.F.M., 1987. **Ictiofauna da Baía de Paranaguá e adjacências (litoral do Estado do Paraná-Brasil) levantamento e produtividade**. Dissertação de mestrado. Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 406p.
- CORRÊA, M.F.M., 1994. Paraná. *In: Castello, J.P.; Yamaguti, N.; Corrêa, M.F.M. & Ledo, B.S. Diagnóstico ambiental oceânico e costeiro das regiões sul e sudeste do Brasil*. Petrobrás, 472p.
- COUTINHO, R., 1995. Avaliação critica das causas da zonação dos organismos bentônicos em costões rochosos. *Oecologia brasiliensis* 1: 259-271.
- COUTO, E.C.G. & CORRÊA, M.F.M., 1990. Revisão e discussão de trabalhos sobre as espécies ícticas da costa paranaense. *In: II Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, Águas de Lindóia-SP*. p.82.
- DITTON, R.B. & GRAEFE, A.R., 1978. Highlights: recreational fishing use of artificial reefs on the Texas Coast. *TAMU, Texas Coastal and Marine Council*, Austin, Texas, Senator A.R. Schwartz, Chairman.
- DUCLERC J. & DUVAL, C., 1986. Les recifs artificiels en Méditerranée française. *Equinoxe*, 11: 27-31.
- Friedlander, A.M., Parrish, J.D. (1998) Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224:1–30.
- GROSSMAN, G.D.; JONES, G.P. & SEAMAN, W.J., 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review. *Fisheries*, 22 (4): 17-23.
- Harmelin-Vivien, M.L. (1989) Reef fish community structure: an Indo-Pacific comparison. *In: Harmelin-Vivien, M.L., Bourlière, F. (eds.) Ecological studies:*

- vertebrates in complex tropical systems*, v. 69., New York: Springer-Verlag, p. 21–60.
- HARTT, C.F., 1870. **Geology and physical geography of Brazil**. Osgood and Co., Boston, Fields. 620 pp.
- Hatcher, B.G. (1997) Coral reef ecosystems: how much greater is the whole than the sum of the parts? *Coral Reefs* 16S:77–91.
- HUECKEL, G.J.; BUCKLEY, R.M. & BENSON, B.L., 1989. Mitigating Rocky Habitat Loss Using Artificial Reefs. *Bull. Mar. Sci.*, 44 (2): 913-922.
- IBAMA/CEPENE - Atradores Artificiais na Paraíba. *Informe CEPENE*, Tamandaré, n. 11, 1994.
- JENSEN, A.C., 1997. European Artificial Reef Research. *Proceedings of the 1st EARRN Conference*, Ancoana, Italy, March 1996, 449 p.
- Jensen, A.C., Collins, K.J. & Lockwood, A.P.M. 2000. Artificial reefs in European seas. Kluwer Academic Publishers. London. 508 p.
- LEAL, J.H.N., 1991. **Marine Prosobranch Gastropods from Oceanic Islands off Brazil: species composition and biogeography**. Oegstgeest, Universal Book Services, Dr. W. Backhuys, 418 Pp.
- LEÃO, Z.M.A.N., 1994. The coral reefs of Southern Bahia. p:151-159 *in* B. Hetzel and C.B. Castro. **Corals of Southern Bahia**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- LEWIS, J.R., 1964. The Ecology of Rocky Shore. English Universities Press, London, 323p.
- LINDBERG, W.J., 1997. Can science resolve the attraction-production issue? *Fisheries*, 22 (2): 10-13.
- Luckhurst, B.E., Luckhurst, K. (1978) Diurnal space utilization in coral reef fish communities. *Mar. Biol.* 49:325–332.
- MATSUURA, Y., 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta (RS). *Ciência e Cultura*, 38 (8): 1439-1450.
- MCINTOSH, G.S., 1981. A concept for artificial reefs as fishery management tools in the United States. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, 1981, vol. 1: 99-103.
- MONTEIRO, C.C. & CARVALHO, M.P., 1989. Os Recifes Artificiais como Contributo Fundamental para o Ordenamento das Pescarias Litorais Algarvias. *Relatório Técnicos e Científicos*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas, 16 p.
- MOURA, R.L., 1993. Ictiofauna associada aos fundos rochosos do Arquipélago dos Alcatrazes-SP e Ilhas Adjacentes. In: X Encontro Brasileiro de Ictiologia - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, p. 215.
- PAULA, E.J., 1987. Zonação nos costões rochosos : região entremarés. Simpósio sobre ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: síntese dos conhecimentos. Cananéia. SP. 1: 266-288.
- PINHEIRO, P.C., 1999. **Dinâmica das comunidades de peixes em três áreas amostrais da Ilha do Mel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil**. Dissertação de mestrado, Departamento de Zoologia. Universidade Federal do Paraná. 171p.
- PINHEIRO, P.C. 2002. **Relatório para o programa Recifes Artificiais Marinhos (RAM): Comunidades ícticas do Arquipélago de Currais, Paraná**. PADCT/CIAMB – CEM/UFPR, Pontal do Paraná, 13p.



- Roberts, C.M., Shepherd, A.R.D., Ormond, R.F.G. (1992) Large-scale variation in assemblage structure of Red Sea butterflyfishes and angelfishes. *J. Biogeogr.* 19:239–250.
- Robertson, D.R. (1996) Interspecific competition controls abundance and habitat use of territorial Caribbean damselfishes. *Ecology* 77:885–899.
- Sale, P.F. (1998) Appropriate spatial scales for studies of reef-fish ecology. *Austr. J. Ecol.* 23:202–208.
- SANTOS, M.N., 1997. **Ichthyofauna of the artificial reefs of the Algarve coast. Exploitation strategies and management of local fisheries.** Tese de doutorado. Ciência e Tecnologia das Pesca da Universidade do Algarve. 268p.
- SEAMAN JR., W. & SPRAGUE, L.M., 1991. **Artificial Habitat for Marine and Freshwater Fisheries.** Academic Press, New York, 283pp.
- SEAMAN, W. (ed). 2000. Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats, CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, 246p.
- Seaman, W. Jr. 2000. Artificial reef evaluation: with application to natural marine habitats. CRC Press LLC. Florida. 246 p.
- SILVA, A. S. 2001. Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do Estado do Paraná. Tese de Doutorado, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 178pp.
- Williams, D.McB. (1991) Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. In: Sale, P.F. (ed.) *The ecology of fishes on coral reefs*. San Diego: Academic Press, p. 437–474.
- WITMAN, J.D.; P.K. DAYTON. 2001. Rocky Subtidal Communities. In: BERTNESS, M.D.; S.D. GAINES; M.E. HAY (Eds.). *Marine Community Ecology*. Massachusetts: Sunderland. p. 339-361.
- ZALMON, I.R., 1995. **Programa Recifes Artificiais no Litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro.** Universidade Estadual do Norte Fluminense, Centro de Biotecnologia e Biotecnologia, 19pp.

## CAPÍTULO I

### Composição da ictiofauna dos recifes rochosos do Arquipélago de Currais e do módulo recifal artificial (Paraná - Brasil)

---

**ABSTRACT: Structure of ictiofauna of the reef rocky in Archipelago of Currais and reef module artificial (Paraná - Brazil).** In 2001, 2002 and 2003, 131 samples, were made using cages in islands of the Archipelago of Currais and module artificial recifal of the coast of Paraná, BR. Fish species and their abundances were recorded in four zones: submerged slab and shelf, windward barrier reef, windward rocky, sharp crags and module artificial. A total of 98 species were censused; the most abundant were *Adudefduf saxatilis* (14%), *Bodianus pulchellus* (14%) and *Stegastes fuscus* (10%). The most abundant families were Pomacentridae (37%), Labridae (28%) and Scaridae (10%). Analysis of similarities showed that differences between zones and the zones that were not significantly different for the flagstones and lagoon and reef module. Cluster and ordination analysis confirmed these results; in addition, the ordination analysis placed the groups according to depth and wave-exposure gradients, suggesting that these two physical variables were responsible for the clustering. Differences in equitability and species richness appear also due to these variables. Inverse analysis showed in each group few characteristic species, then the differences between zones were due specially to dominance of some species. The dominant trophic categories were planktivorous and herbivorous that were significantly different between zones. In shallow zones (submerged slab patch reefs) and high wave-exposed zones (windward barrier reef) dominated herbivorous fishes, while in deeper zones (reef module and deep rock patch reefs) planktivorous were more abundant.

Key words: Reef fishes, community structure, richness, equitability, Paraná.

**RESUMO: Estrutura da ictiofauna dos recifes rochosos do Arquipélago de Currais e módulo recifal artificial (Paraná - Brasil).** Em 2001, 2002 e 2003 foram realizadas 131 amostras utilizando gaiolas nas ilhas do Arquipélago de Currais e no módulo recifal artificial do litoral do Paraná, BR. A composição e abundância ictiica foram determinadas em quatro zonas: lajes e parcel, costão periférico, costão vertical, rochedos escarpados e módulo recifal. No total foram capturadas 98 espécies, sendo as mais abundantes *Adudefduf saxatilis* (14%), *Bodianus pulchellus* (14%) e *Stegastes fuscus* (10%). As famílias dominantes foram Pomacentridae (37%), Labridae (28%) e Scaridae (10%). A análise de similaridade entre as abundâncias e as zonas mostrou que não foram significativas as diferenças para as lajes e parcel e o módulo recifal. Os resultados da classificação e ordenação confirmaram os resultados anteriores, onde os grupos de estações ficaram localizados segundo um gradiente de profundidade e grau de exposição ao mar agitado, insinuando que estas duas variáveis físicas foram as responsáveis pelo agrupamento das áreas. As diferenças em termos de equitabilidade e riqueza de espécies podem ser devidas às mesmas variáveis. A análise inversa mostrou que foram poucas espécies características em cada grupo, portanto as diferenças entre as zonas parecem refletir a dominância de certas espécies. As categorias tróficas dominantes foram planctófagos e herbívoros, os

quais foram significativamente diferentes entre as zonas. Nas zonas mais rasas (lajes e parcel) e com alta exposição às condições do mar (costão periférico) predominaram os herbívoros, enquanto que nas profundas (módulo recifal, costão vertical e rochedos escarpados) os mais abundantes foram os planctófagos.

Palavras-chave: Ictiofauna, estrutura da comunidade, riqueza, equitabilidade, Paraná.

## INTRODUÇÃO

O conhecimento pela ecologia de peixes de costões rochosos naturais obteve maior interesse científico nas últimas duas décadas, em especial quanto ao estudo dos aspectos que determinam a estrutura da ictiofauna. Nos costões naturais a abundância e diversidade dos peixes são afetadas pela zonação da região entre-marés e do infralitoral (ALEVIZON *et al.* 1985), pois em cada uma das zonas a composição do substrato e o crescimento da fauna e flora bêntica, de forma diferenciada, resultam em uma disponibilidade diferente de abrigo e alimento. Além disso, os fatores físicos que determinam a zonação, como a profundidade e o grau de exposição à ação das ondas (GRAUS & MACINTYRE 1989) podem controlar, em grande parte, a composição e a diversidade das espécies de peixes de uma determinada área (WILLIAMS 1991; MCGEHEE 1994; MEEKAN *et al.* 1995).

No Arquipélago de Currais, localizado no litoral do Estado do Paraná, foi realizado apenas o levantamento ictiofaunístico por BORZONE (1994) que teve como referência o estudo de CORRÊA (1987). Para o módulo recifal artificial, objeto do presente estudo, estes serão os primeiros resultados conclusivos apresentados depois do assentamento realizado em janeiro de 1997.

Devido à pequena distância geográfica entre o Arquipélago de Currais e o módulo recifal implantado, era de se esperar que a ictiofauna fosse muito semelhante entre si, tal como foi observado com respeito à estrutura das comunidades da macrofauna bentônica (LEAL 1991; SGROTT SAUER MACHADO *et al.* 1992; ROCHA 1995; BRUM & MARTINS 1997; FLOETER & SOARES-GOMES 1999) e peixes (LUBBOCK & EDWARDS 1981; FERREIRA *et al.* 1995; FERREIRA *et al.* 2001; GASPARINI & FLOETER 2001) dos ambientes rochosos costeiros, e que fosse determinada mais pela zonação do que pela posição geográfica, já que a estrutura da ictiofauna se mostra muito influenciada pelas características do substrato (ALEVIZON *et al.* 1985). As propostas deste estudo foram caracterizar a ictiofauna associada aos costões rochosos do Arquipélago de Currais e o módulo recifal artificial, e realizar comparações entre zonas destas duas áreas.

## MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi desenvolvido em duas áreas previamente definidas. A primeira área estudada abrange as três pequenas ilhas do Arquipélago de Currais, localizado no litoral paranaense ( $25^{\circ}44'02''\text{S}$  e  $48^{\circ}22'05''\text{W}$ ) distante da costa por cerca de sete milhas náuticas. As ilhas são formadas pelo embasamento cristalino e circundadas por costões rochosos, sendo fortemente influenciadas pelos fatores meteorológicos em escala sinótica, como os campos de pressão atmosférica e ventos do quadrante sul. Essa condição associada aos fatores astronômicos de atração gravitacional promove altos valores do nível do mar (MARONE *et al.* 1994) (Figura 1).

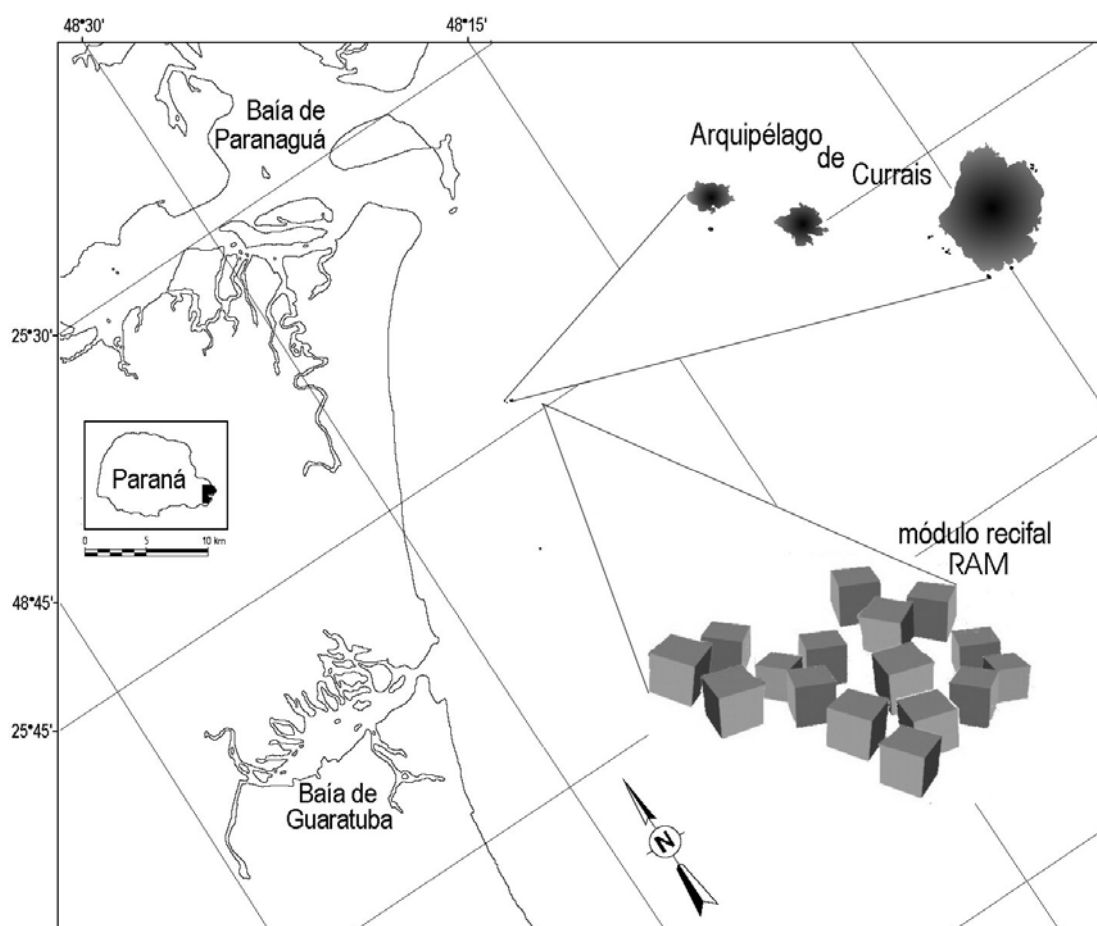


Figura 1. Localização do Arquipélago de Currais e módulo recifal.

A geomorfologia das ilhas é caracterizada por apresentar costões periféricos de barlavento, que se estendem por todas as margens sul e sueste das três ilhas, que sofrem a ação intensa dos ventos e das ondas. As margens opostas são mais protegidas e apresentam formações rochosas menores. No assoalho marinho entre uma ilha e outra estão presentes lajes e parcel em profundidade variável, desde os 2 até os 8 m aproximadamente. Na face sul da ilha maior (Grapirá) ocorre a

formação de um costão íngreme o qual desce num ângulo de 20 a 28 graus até os 20 m de profundidade. No infralitoral profundo existe grande diversidade de algas e gorgonáceos. Na margem norte e nordeste, até uma profundidade de 18 m, são encontrados vários afloramentos rochosos e esporões ao redor da mesma ilha. A diversidade da fauna bêntica aumenta paulatinamente com a profundidade e o bordo do costão apresenta formações coralináceas dispersas, esponjas, gorgonáceos e bivalves (obs. pess.).

A segunda área trata-se do módulo recifal (25° 44' 65" S e 48° 19' 98" W) que foi implantado com fins experimentais pelo Programa Recifes Artificiais Marinhos (PADCT/CIAMB). Blocos quadriláteros de concreto e sílica foram assentados no fundo marinho na isóbata dos 16 metros a cerca de 1,2 milhas do Arquipélago de Currais. O conjunto contendo 16 blocos foi agrupado horizontalmente numa área de aproximadamente 10 m<sup>2</sup> (Figura 1). Cada bloco possui cerca de 600 kg de peso com altura e profundidade igual a 1m por 0,8 m de largura. As fortes correntes intermitentes que varrem o fundo da plataforma provocaram a erosão nas bordas dos blocos periféricos causando o soterramento de algumas unidades.

Procurando contemplar os distintos ambientes observados no perímetro do arquipélago foram selecionadas quatro zonas: costão periférico de barlavento (CP); lajes e parcel (PLS); costão vertical (CVG) e rochedos escarpados (REG) da Ilha Grapirá. No módulo recifal a zona contemplada foi denominada de RA (Figura 2).

As amostragens foram realizadas nos períodos de janeiro a abril de 2001, 2002 e 2003. Em cada uma das zonas foram utilizadas dez gaiolas hexagonais de 1,0 x 0,8 m revestidas com malha de 1,5 cm. Para cada gaiola foram realizadas quatro despescas em intervalos de seis horas fechando ciclos completos de 24 h. O conjunto das dez gaiolas em cada zona correspondeu a uma amostra. No total foram obtidas 71 amostras sendo 5 no costão periférico (CP), 13 nas lajes e parcel (PLS), 10 no costão vertical (CVG), 30 rochedos escarpados (REG) e 13 no módulo recifal (RA). Devido às difíceis condições físicas, ambientais e logísticas não foi possível realizar o mesmo número de amostragens em todas as zonas.

Em todas as zonas foram tomados os dados relativos à profundidade local, o estado do mar e velocidade dos ventos.

Os peixes capturados foram conservados em gelo para posterior processamento. No laboratório, foram contados, identificados até espécie, utilizando literatura especializada, pesados até centésimo de grama e medidos em comprimento total e padrão até o milímetro inferior.

A fim de verificar as diferenças significativas na abundância das espécies entre as zonas foi aplicada a análise de similaridade (ANOSIM) empregando o índice

de Bray Curtis (CLARKE & WARWICK 1994). Para a obtenção da matriz de similaridade os dados de abundâncias absolutas (Nº de ind./amostra) foram transformados utilizando-se a raiz quadrada. O dendrograma foi gerado através do método da média aritmética não ponderada (FIELD *et al.* 1982).

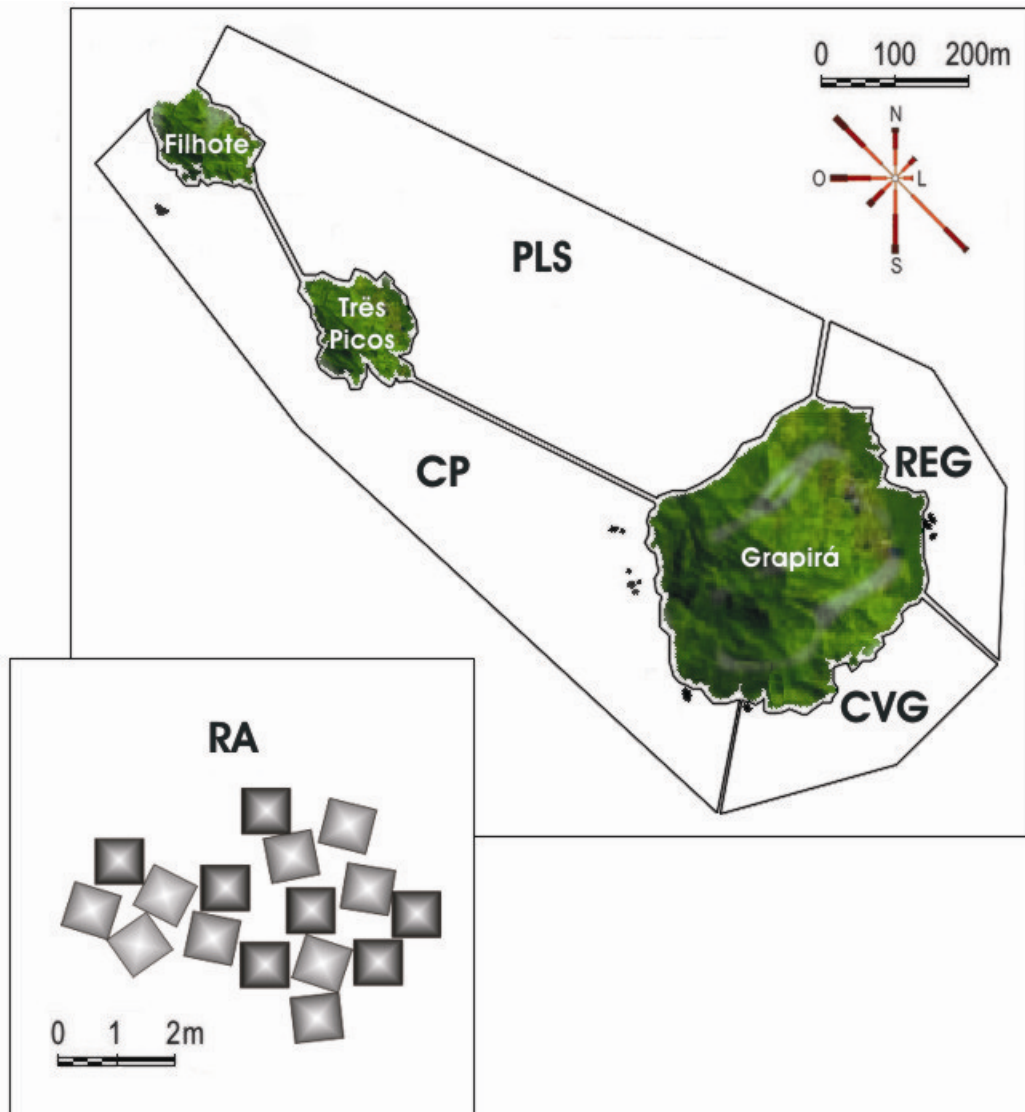


Figura 2. Desenho esquemático do Arquipélago de Currais e módulo recifal indicando as cinco zonas amostradas: CP - costão periférico; PLS - lajes e parcel; CVG - costão vertical; REG - rochedos escarpados; RA - módulo recifal.

Para a melhor visualização da similaridade das abundâncias entre as zonas aplicou-se a técnica de escalamento multidimensional não métrico (MDS) (LUDWIG & REYNOLDS 1988). Os grupos formados na classificação foram analisados qualitativamente através da análise inversa (KAANDORP 1986) para detectar quais espécies foram responsáveis pelos agrupamentos. As espécies com abundância média menor de 1% e frequência menor de 70% foram excluídas da análise. As

espécies selecionadas para realizar a análise inversa corresponderam a 91,3% da abundância total.

Para testar as diferenças significativas na diversidade, riqueza, equitabilidade e abundância média entre as zonas foram aplicadas ANOVAs unifatoriais. Quando foram detectadas diferenças significativas, entre as cinco zonas, foi utilizado o teste *a posteriori* através de Tukey (UNDERWOOD 1981).

A riqueza de espécies foi calculada para cada uma das zonas (Nº de espécies/amostra), a densidade média de indivíduos (Nº de ind./amostra), a diversidade de Shannon Winner (H'), o índice de Hill (N1) e a equitabilidade (E5) (LUDWIG & REYNOLDS 1988).

Para cada uma das zonas foi efetuada uma categorização trófica dos peixes seguindo a classificação de BOUCHON-NAVARO *et al.* (1992) e ZAVALA-CAMIN (1996), bem como a presença de alimento predominante na dieta: (1) Herbívoros: acima de 80% de algas; (2) omnívoros: invertebrados e pelo menos 10% de algas; (3) planctófagos: plâncton; (4) carnívoros de primeira ordem: invertebrados bentônicos; (5) carnívoros de segunda ordem: invertebrados bentônicos e pelo menos 10% de peixes; (6) piscívoros: mais de 80% de sua dieta composta por peixes. Cada categoria trófica das espécies foi baseada nas informações obtidas da literatura (HIATT & STRASBURG 1960; RANDALL 1967; BOUCHON-NAVARO *et al.* 1992; FROESE & PAULY 2005). Análises de variância unifatoriais foram realizadas buscando detectar diferenças entre as abundâncias das categorias tróficas nas zonas.

## RESULTADOS

No total foram encontradas 98 espécies representantes de 50 gêneros e 25 famílias. A abundância média e relativa das cinco famílias mais representativas foram: Pomacentridae (0,9 ind./amostra, 37%), Labridae (0,7 ind./amostra, 28%), Scaridae (0,3 ind./amostra, 10%), Sparidae (0,2 ind./amostra, 6%) e Labrisomidae (0,1 ind./amostra, 5%). A família Serranidae, apesar de possuir o maior número de espécies (17 espécies, 15%), teve abundância relativa de apenas 2%. As cinco espécies mais abundantes foram *Adudefduf saxatilis* (0,37 ind./amostra, 14,4%), *Bodianus pulchellus* (0,36 ind./amostra, 14,1%), *Thalassoma noronhanum* (0,26 ind./amostra, 10,3%), *Stegastes fuscus* (0,23 ind./amostra, 8,9%) e *Labrisomus nuchipinnis* (0,14 ind./amostra, 5,6%).

Quatro grupos de abundância foram formados a partir do teste de similaridade (ANOSIM) ao nível de 40 e 60. As zonas foram agrupadas segundo as suas distintas características ambientais (Figura 3). O grupo A correspondeu em sua maioria às amostras dos costões periféricos (CP). O grupo B correspondeu ao costão vertical (CVG) e algumas amostras do módulo recifal (RA). As amostras da

zona com maior profundidade (REG) formaram com as amostras do módulo recifal (RA) o grupo C. Ainda o grupo C foi separado em subgrupos C1 e C2. No grupo D ficaram incluídas as amostras das lajes e parcel (PLS).

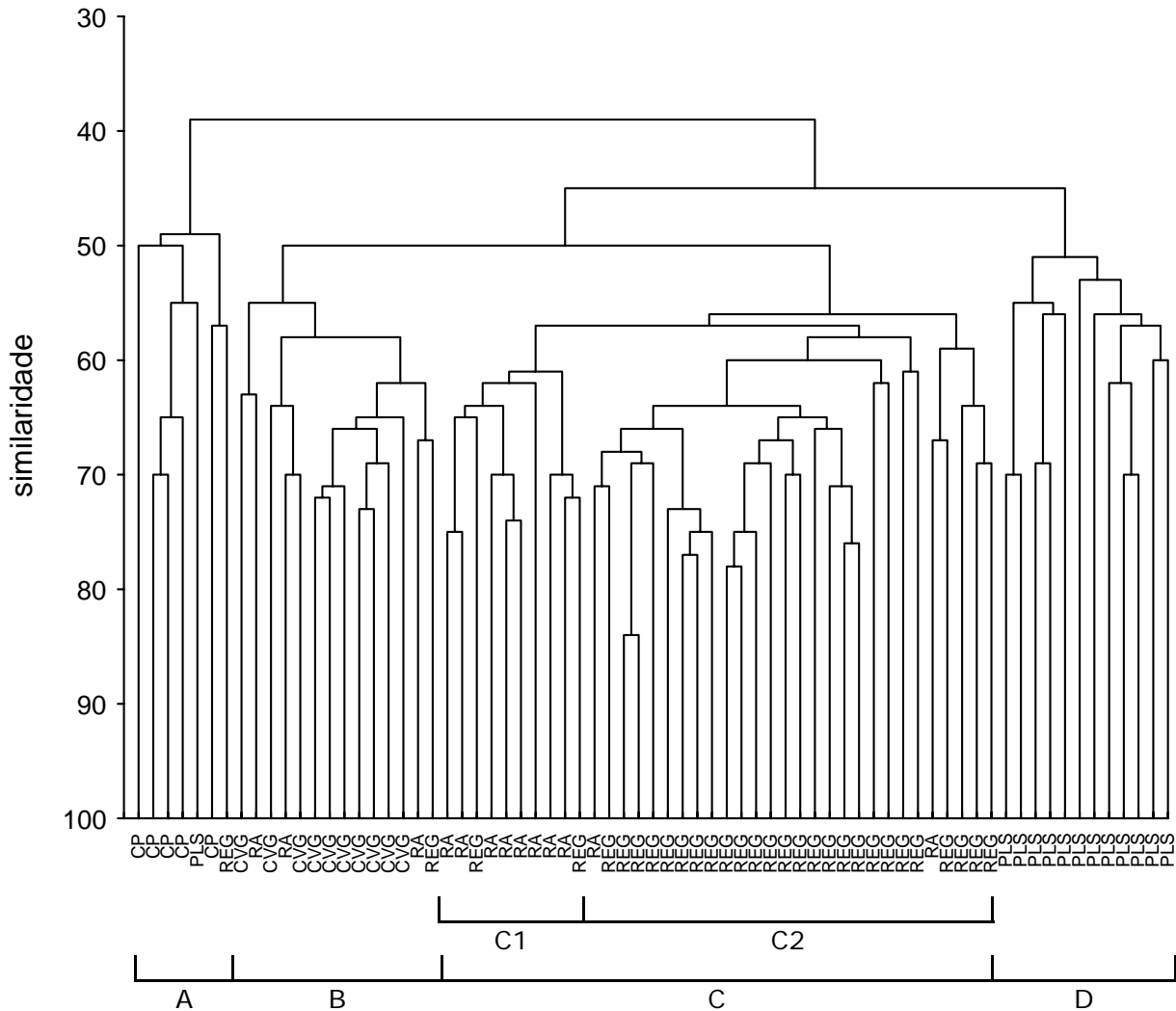


Figura 3. Dendrograma de classificação por zonas formado a partir da análise de similaridade (ANOSIM). Costão periférico (CP), lajes e parcel (PLS), costão vertical (CVG), rochedos escarpados (REG) e módulo recifal (RA). As linhas indicam os grupos formados.

A análise de ordenação confirmou os resultados da classificação. Os grupos foram ordenados segundo a profundidade (Figura 4). Os grupos A e D correspondentes à amostras das zonas rasas, ficaram agrupados ao lado direito da figura, enquanto que as amostras das zonas mais profundas (grupos B e C) ficaram concentradas ao lado esquerdo. Contrapondo-se a esta distribuição, as amostras com pouca exposição à ação dos ventos e das ondas (grupos C e D) localizaram-se na parte superior, enquanto que os grupos A e B ficaram na parte inferior. Para poder observar com clareza a magnitude destas variáveis foram apresentados os dados de profundidade, grau de exposição aos ventos e ondas na Tabela 1. O



resultado da ANOVA entre as profundidades das cinco zonas foi significativo ( $p < 0,05$ ). De maneira que a união entre RA e REG não é por similaridade entre as profundidades, mas provavelmente é devido ao grau do estado do mar de ambas zonas.

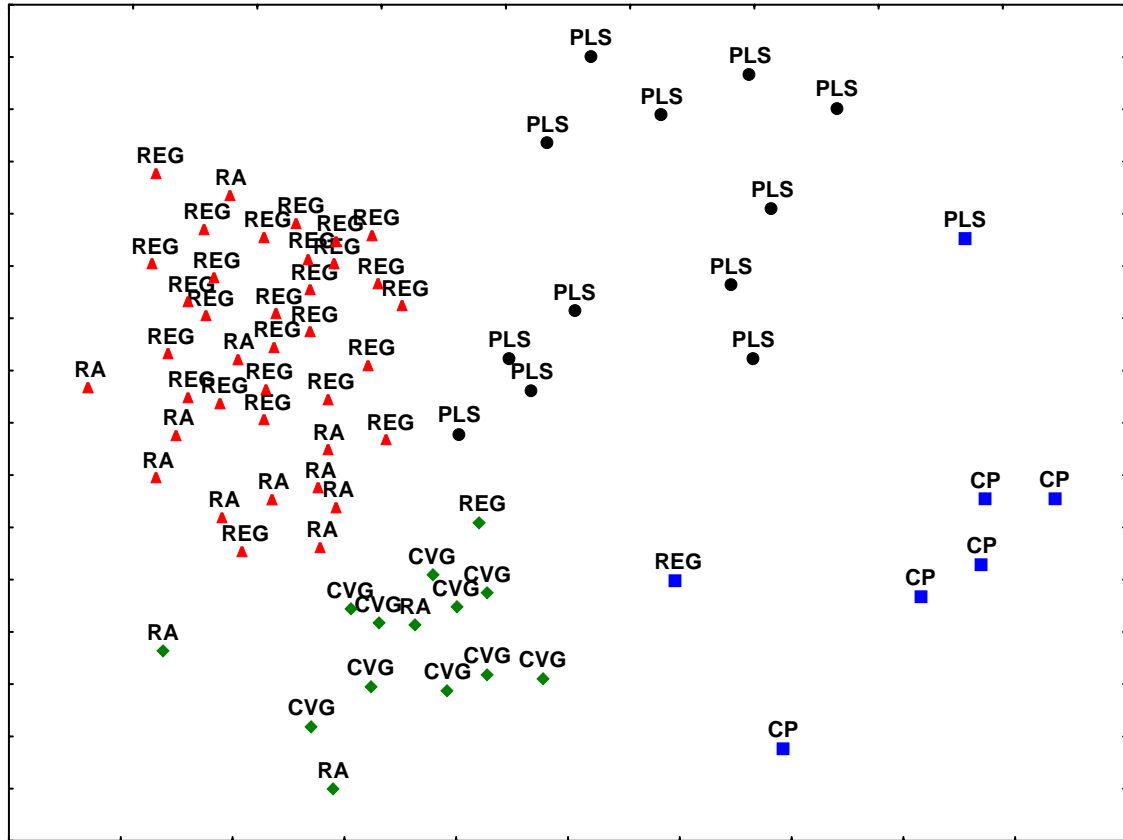


Figura 4. Resultado do ordenamento MDS das amostras. Grupos correspondentes: ■ - grupo A; ◆ - grupo B; ▲ - grupo C; ● - grupo D. Costão periférico (CP), lajes e parcel (PLS), costão vertical (CVG), rochedos escarpados (REG) e módulo recifal (RA). As linhas indicam os grupos formados.

Tabela 1. Valores médios e desvios-padrão da profundidade (metros), estado do mar e força dos ventos (metros/segundo) em cada zona.

	Zonas				
	CP	PLS	CVG	RA	REG
Profundidade média	2,0 ± 0,8	1,3 ± 0,9	7,6 ± 2,1	16,0 ± 2,2	19,3 ± 0,8
Estado do mar	moderado	calmo	agitado	agitado	moderado
Vento	7,1 ± 1,2	1,2 ± 0,4	2,8 ± 0,9	7,8 ± 2,6	7,6 ± 2,5

Na Tabela 2 estão listadas as 26 espécies que representaram 91,3 % da abundância total das amostras, onde mostra as abundâncias médias das espécies separadas pelas associações formadas através da análise inversa da matriz de similaridade.

A primeira associação formada foi composta pelas espécies *Chromis multilineata*, *Halichoeres poeyi*, *Sparisoma chrysopterum*, *Archosargus rhomboidalis*, *Diplodus argenteus* e *Chaetodipterus faber*. As maiores abundâncias dessas espécies foram observadas nos grupos A e D, que correspondem às zonas CP e PLS que representam os ambientes mais rasos (Tabela 2; Figura 5).

Tabela 2. Valores médios das 26 espécies que representaram 91,3 % da abundância total das amostras por grupo formado pela análise de classificação (A, B, C e D). As espécies foram separadas pelas associações formadas através da análise inversa.

Espécie	Grupos			
	A CP	B CVG	C REG-RA	D PLS
<i>Chromis multilineata</i>	15,0	6,6	3,9	0
<i>Halichoeres poeyi</i>	2,7	1,9	0	3,3
<i>Sparisoma chrysopterum</i>	2,8	0,9	2,6	2,6
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	6,8	2,9	1,0	5,2
<i>Diplodus argenteus</i>	19,9	0,3	2,6	25,4
<i>Chaetodipterus faber</i>	26,9	2,1	6,3	16,0
<i>Carangoides ruber</i>	4,4	7,2	2,2	4,5
<i>Cephalopholis fulva</i>	1,7	2,8	1,0	0,6
<i>Thalassoma noronhanum</i>	30,4	21,3	14,5	37,5
<i>Nicholsina usta usta</i>	0,2	0,2	1,1	2,4
<i>Acanthostracion quadricornis</i>	9,6	12,2	2,0	0,9
<i>Sparisoma radians</i>	1,1	0,7	1,0	1,9
<i>Chaetodon striatus</i>	0	1,0	1,4	1,1
<i>Holocentrus ascensionis</i>	0,6	1,6	0,7	0,8
<i>Cryptotomus roseus</i>	0,9	4,1	7,6	15,5
<i>Sparisoma rubripinne</i>	0,6	3,2	3,4	3,0
<i>Sparisoma sp.</i>	0	2,5	3,6	4,0
<i>Bodianus pulchellus</i>	0	32,9	39,5	0,9
<i>Abudefduf saxatilis</i>	3,2	38,9	35,4	10,3
<i>Balistes vetula</i>	1,0	2,5	2,6	1,1
<i>Halichoeres cyanocephalus</i>	1,3	8,5	5,0	4,0
<i>Stegastes pictus</i>	0	0	17,7	7,0
<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	0,2	0,3	20,1	2,6
<i>Stegastes fuscus</i>	8,9	61,8	7,8	4,9
<i>Kyphosus sectator</i>	11,7	0,4	0,6	1,2
<i>Stegastes variabilis</i>	10,1	1,8	0,2	2,1

A segunda associação foi formada por *Carangoides ruber*, *Cephalopholis fulva*, *Thalassoma noronhanum*, *Nicholsina usta usta*, *Acanthostracion quadricornis* e *Sparisoma radians*. *T. noronhanum* foi a espécie mais abundante para os grupos A (CP) e D (PLS). Todas as espécies apresentaram abundâncias semelhantes nos quatro grupos (Tabela 2; Figura 5).

A terceira associação foi representada pelas espécies *Chaetodon striatus*, *Holocentrus ascensionis*, *Cryptotomus roseus*, *Sparisoma rubripinne* e *Sparisoma*

sp. Onde as abundâncias médias dos grupos B, C e D foram semelhantes e maiores do que as do grupo A (Tabela 2; Figura 5).

*Bodianus pulchellus*, *Abudefduf saxatilis*, *Balistes vetula*, *Halichoeres cyanocephalus*, *Stegastes pictus*, *Labrisomus nuchipinnis* e *Stegastes fuscus* formaram a quarta associação. Esta associação foi representada pelas espécies mais abundantes dos grupos B e C, com valores inferiores para os outros dois grupos. *S. fuscus* foi a espécie com maior abundância média no grupo B (CVG). *B. pulchellus* e *A. saxatilis* foram as mais abundantes para o grupo C (REG-RA) (Tabela 2; Figura 5).

*Kyphosus sectator* e *Stegastes variabilis* representaram a quinta associação onde suas abundâncias foram maiores no grupo A (Tabela 2; Figura 5).

Os grupos hierárquicos do dendrograma mostraram proximidade entre as zonas de pouca profundidade (PLS e CP), que puderam ser observadas através da primeira, segunda e quarta associações.

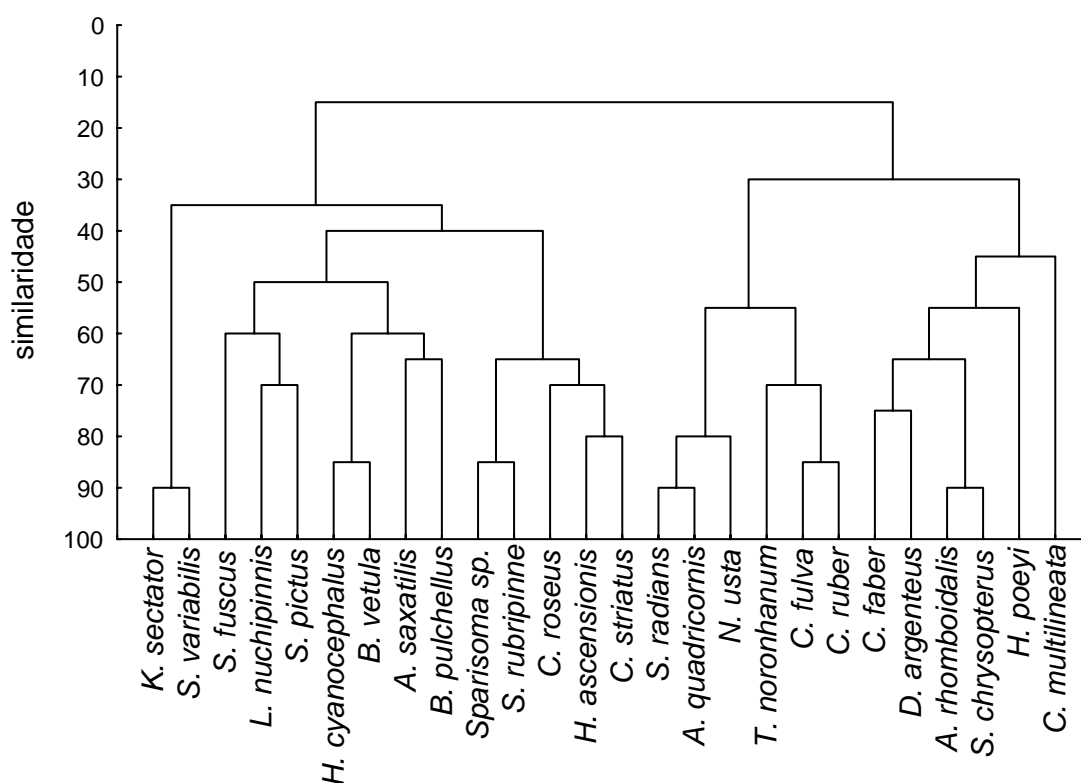


Figura 5. Dendrograma de classificação por espécies mais abundantes formado a partir da análise de similaridade (ANOSIM).

As diferenças entre as zonas foram importantes em termos de dominância. Para todas as zonas, a espécie *T. noronhanum* esteve entre as cinco espécies dominantes, sendo mais representativa nas zonas rasas (CP 17% e PLS 22%) do que nas profundas (REG-RA 7% e CVG 9%). Outras duas espécies que dominaram

nas zonas rasas, foram *C. faber* (CP 15% e PLS 9%) e *D. argenteus* (CP 11% e PLS 15%). Na zona exposta (CP) foram muito abundantes *C. multilineata* (8%) e *K. sectator* (6%); enquanto que na zona protegida (PLS) foram abundantes *C. roseus* (9%) e *A. saxatilis* (6%). Esta última espécie, junto com *B. pulchellus*, foram muito abundantes nas zonas mais profundas (REG-RA 18% e 20%; CVG 17% e 14%, respectivamente). Em REG-RA também foram abundantes *L. nuchipinnis* (10%) e *S. pictus* (9%), enquanto que na CVG (zona exposta) foi *S. fuscus* (26%).

Através da análise de variância foram detectadas diferenças significativas nas abundâncias entre as zonas ( $p < 0,001$ ). Estas diferenças foram maiores do que as possíveis diferenças geográficas entre as ilhas, exceto para as lajes e parcel (PLS) e ao costão vertical (CVG). Entre estas duas zonas não obtiveram diferenças significativas, de maneira que as diferenças internas podem ser muito grandes ( $p = 0,075$ ).

O grupo de amostras com maior diversidade foi REG-RA ( $H' = 2,46$ ,  $N1 = 12,2$  espécies), o qual também apresentou a maior riqueza de espécies (0,44 spp./amostra), ainda que sua equitabilidade tendo sido baixa (0,56), comparada com o costão periférico (0,68) e o parcel e as lajes (0,62) (Tabela 3).

A maior densidade de indivíduos foi encontrada no costão vertical (2,99 ind./amostra), seguido pelo módulo recifal (2,57 ind./amostra). Pôde-se observar que a riqueza de espécies e a densidade tenderam a aumentar com a profundidade, enquanto que a equitabilidade diminuiu no mesmo sentido, ainda que os resultados da análise de variância entre as zonas tenham mostrado que não ocorreram diferenças significativas, em termos de densidade de indivíduos ( $p = 0,5$ ), diversidade de Shannon ( $p = 0,2$ ) e  $N1$  ( $p = 0,3$ ). A equitabilidade e a riqueza de espécies foram as únicas que mostraram diferenças significativas ( $p = 0,03$  e  $p = 0,0001$ , respectivamente), sendo diferentes o CP de REG-RA para o caso da equitabilidade e as amostras rasas (CP e PLS) das profundas (CVG e REG-RA) para a riqueza de espécies (Tabela 3).

Tabela 3. Médias por zona e desvio-padrão da densidade, riqueza de espécies, diversidade de Shannon ( $H'$ ), Hill ( $N1$ ) e equitabilidade.

Grupo	A	B	C	D
Zona	CP	PLS	REG – RA	CVG
Índice	n = 7	n = 14	n = 38	n = 12
Densidade (ind./amostra)	2,31 ± 0,58	2,19 ± 0,33	2,57 ± 0,48	2,99 ± 0,94
Riqueza (spp./gaiola)	0,29 ± 0,03	0,32 ± 0,05	0,44 ± 0,03	0,40 ± 0,03
Diversidade ( $H'$ )	2,33 ± 0,07	2,35 ± 0,17	2,46 ± 0,16	2,26 ± 0,18
Diversidade ( $N1$ )	10,4 ± 0,74	11,1 ± 1,79	12,2 ± 1,86	10,3 ± 2,01
Equitabilidade (E5)	0,68 ± 0,04	0,62 ± 0,04	0,56 ± 0,06	0,55 ± 0,06

As categorias tróficas dominantes nas quatro zonas foram: planctófagos (51%), herbívoros (24%) e omnívoros (11%). Na figura 6 pode-se observar

diminuição gradual de herbívoros com a profundidade, enquanto que os planctófagos aumentam no mesmo sentido. Os omnívoros são abundantes nas zonas mais expostas à ação das ondas (CP seguido de CVG), enquanto que nas zonas protegidas ou moderadamente expostas (REG-RA e PLS) são mais escassos.

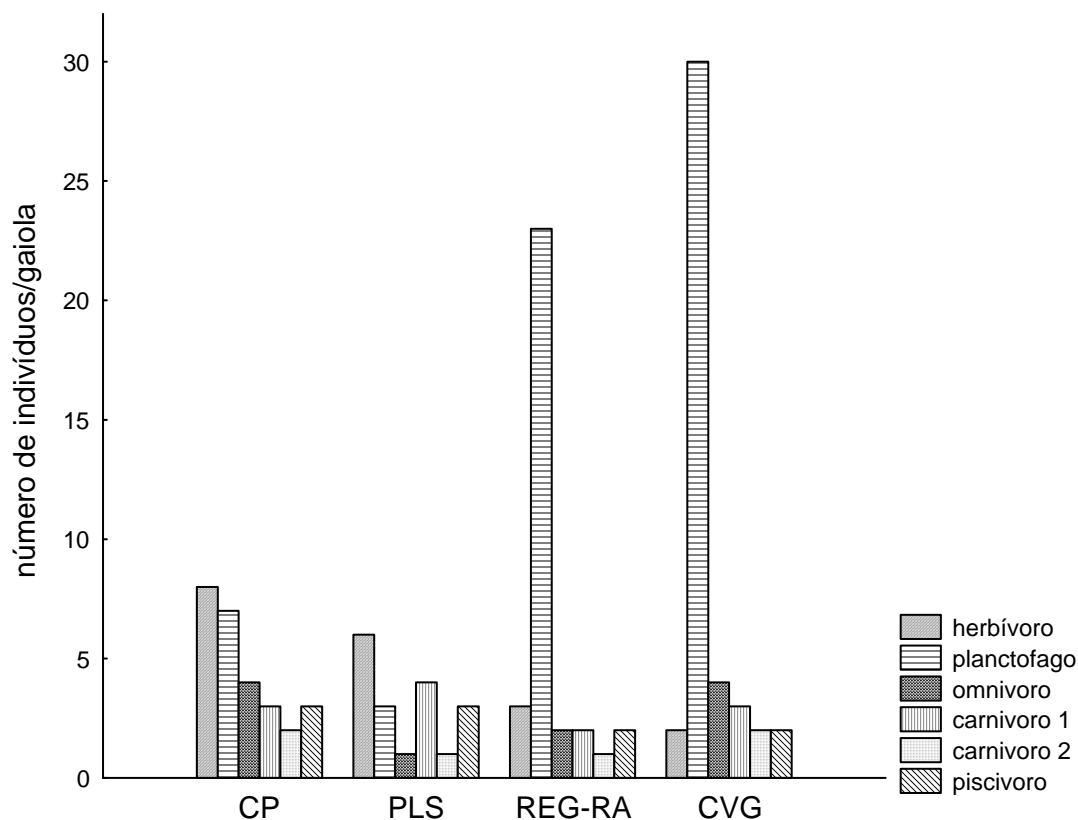


Figura 5. Densidade média das categorias tróficas dos quatro grupos definidos através da ANOSIM e da análise de classificação.

A análise de variância mostrou que existem diferenças significativas entre as zonas com respeito a sua estrutura trófica. As zonas rasas (CP e PLS) apresentaram diferenças significativas na abundância de herbívoros ( $p < 0,0001$ ) e planctófagos ( $p < 0,0001$ ), em relação as profundas (REG-RA e CVG). Os omnívoros se diferenciaram entre as zonas expostas à ação das ondas (CP e CVG) e protegidas (PLS e REG-RA) ( $p < 0,0001$ ). Os carnívoros de primeira ordem mostraram diferenças significativas ( $p = 0,003$ ) somente em relação a variação de profundidade (PLS e REG-RA). Os carnívoros de segunda ordem foram significativamente diferentes entre as zonas CVG e REG-RA, PLS e REG-RA ( $p = 0,004$ ), enquanto que os piscívoros não apresentam diferenças ( $p = 0,51$ ).

## DISCUSSÃO

Nas quatro áreas amostrais estudadas foram coletadas 98 espécies. Este número é comparável com a riqueza de outras formações rochosas, onde foi

encontrado um número similar de espécies (DIAMANT *et al.* 1986; ABURTO-OROPEZA & BALLART 2001; ARAUJO & AZEVEDO 2001; UIEDA & UIEDA 2002; SCHIEL 2004). A ictiofauna é típica de ambientes recifais insulares, com ausência de espécies e famílias próprias de ambientes com influência continental (p.ex. Ariidae, Centropomidae) abundantes nas regiões próximas da plataforma (CORRÊA 1987; ZETINA-REJON *et al.* 2003).

As famílias mais abundantes foram Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Sparidae e Labrisomidae. As três primeiras foram citadas entre as cinco famílias mais abundantes nos recifes coralinos e rochosos do Brasil (LEÃO & DOMINGUEZ 2000; FEITOSA *et al.* 2003; FLOETER *et al.* 2004), incluindo os da costa sul continental (FLOETER *et al.* 2001, 2004). As famílias Sparidae e Labrisomidae foram também muito abundantes, estando entre as dez famílias tipicamente dominantes nos recifes e costões rochosos do Brasil, ainda que pouco citadas como representativas (JOYEUX *et al.* 2001; FEITOSA *et al.* 2003). As famílias Serranidae e Haemulidae citadas com dominantes no sudeste (GASPARINI & FLOETER 2001), foram relativamente escassas nas ilhas do Arquipélago de Currais. Possivelmente à sobreexploração pesqueira seja responsável pela redução da abundância destas famílias como em outras áreas recifais (ROBERTS, 1995). Os serranídeos podem ser considerados vulneráveis uma vez que são hermafroditas protogínicos, onde a população de machos diminui consideravelmente sob a alta pressão pesqueira (KOSLOW *et al.* 1988).

As cinco espécies dominantes nas lajes estudadas foram: *A. saxatilis*, *B. pulchellus*, *T. noronhanum*, *S. fuscus* e *L. nuchipinnis*. Estas espécies são comuns nos recifes do nordeste e sudeste, mas a ordem de abundância não é tão determinada como ocorre com as outras famílias. De maneira geral, nos trabalhos anteriores foi registrado a dominância de algumas delas, mas nem sempre as mesmas (FLOETER *et al.* 2001; FLOETER *et al.* 2004).

A espécie *L. nuchipinnis* foi comum e abundante em ilhas de baixa profundidade do Caribe (BARON *et al.* 2004; NAGELKERKEN & VELDE 2004), ainda que raras vezes encontradas entre as cinco espécies mais abundantes. Sua distribuição está mais restrita a certas áreas de condições tipicamente tropicais, sendo que não foram encontradas em áreas subtropicais (OLIVEIRA *et al.* 1992; CERVIGÓN 1994). As larvas de *L. nuchipinnis*, assim como de outras espécies, provêm de ovos bentônicos que ao eclodirem possuem um pequeno saco vitelínico, mandíbulas e olhos bem desenvolvidos (ASOH & YOSHIKAWA 1996), o que leva a pensar que sua etapa planctônica é muito curta ou talvez inexistente. Esta condição, somada ao fato de que as lajes das ilhas possam representar sistemas abrigados para algumas larvas de peixes (LEIS 1994), reforça a concepção de que os recrutas utilizam o

mesmo local da população adulta onde a espécie pode encontrar condições propícias para o desenvolvimento até chegar a ser uma espécie dominante. É interessante perceber que algumas espécies parecem apresentar maior plasticidade em relação ao gradiente de exposição e abundância elevada mostradas em todos os locais (p.ex. *Holocentrus ascensionis*, *A. rhomboidalis*).

De outra forma, foram encontradas espécies características para três das zonas identificadas no dendrograma, bem como ao nível de agrupamento de duas ou mais zonas. Além disso, pôde-se observar a afinidade em termos de espécies características entre as zonas com profundidade ou grau de exposição ao mar semelhantes. No geral foi possível comprovar as diferenças nas preferências da maioria de espécies, determinando que a abundância não fosse distribuída homogeneamente entre as diferentes zonas, ou então, que se concentrasse numa ou em poucas zonas, fazendo que fossem diferentes. Um total de 54% de espécies foram características de um grupo e 23% não caracterizam uma zona, mas que também não se distribuíram de maneira homogênea, mais da metade tendem a agrupar-se em zonas com condições ambientais semelhantes. Isto corrobora o observado por ALEVIZON *et al.* (1985), que constataram a distribuição das espécies de maneira diferencial no recife em relação à zonation rochosa. O fator que parece influir em maior proporção, de maneira direta ou indireta, é o grau de exposição aos fatores físicos do mar e em segundo lugar, a profundidade tal como encontraram McGEHEE (1994) e GUST (2002).

A diversidade (Shannon) não apresentou diferenças significativas entre as zonas estudadas, variando de 2,26 a 2,46, valores comparáveis aos encontrados em outras zonas do Caribe (ALEVIZON *et al.* 1985). A diversidade expressa em números de Hill (N1) no recife de Curaçao variou de 4,3 a 10,2 espécies, enquanto que em Bonaire foi mais baixa (entre 3,0 a 5,5 espécies) (LUCKHURST & LUCKHURST 1978). Nas áreas estudadas a diversidade de Hill variou de 10,3 a 12,2 espécies, com esses valores torna-se possível afirmar que a diversidade de peixes das ilhas e módulo recifal estudados são similares à encontrada em outros recifes insulares e continentais tropicais.

Aumentos nos níveis de estresse ambiental são freqüentemente relatados como os responsáveis pelo decréscimo na diversidade, riqueza e equitatividade (BEGON *et al.* 1990). Contudo, esta interpretação é considerada uma visão muito simplificada do fenômeno. Teorias recentes apontam que, na realidade, o aumento ou decréscimo na diversidade, riqueza e equitatividade tem relação com a competição intra e interespecífica, que pode estar ou não associada às perturbações ambientais.

Embora possam ocorrer interações biológicas entre os indivíduos das associações, ligeiras diferenças existem em suas tolerâncias e habitats preferencial (NEVILLE & TALBOT 1964). Tal como foi encontrado em outros trabalhos, a composição e abundância da ictiofauna difere entre as zonas geomorfológicas do costão rochoso (RUSS 1984; ALEVIZON *et al.* 1985; GASPARINI & FLOETER 2001; FEITOSA *et al.* 2003). Neste trabalho foi aceita a hipótese que haveriam diferenças entre as quatro zonas geomorfológicas (costão periférico, lajes e parcel, costão vertical e módulo recifal) em termos de composição e abundância ictiica e em relação ao gradiente de exposição à ação das ondas e profundidade. Estas diferenças foram maiores do que a possível diferença geográfica entre as áreas amostrais.

Os peixes planctófagos mostraram distribuição diferencial entre as zonas, sendo muito abundantes no costão vertical, módulo recifal e nos rochedos escarpados e muito escassos nas zonas rasas (lajes e parcel). É muito provável que este fato ocorra devido à disponibilidade de alimento, uma vez que o plâncton se distribui de maneira desigual no recife (EMERY 1968). Em águas rasas, o plâncton é escasso durante o dia, quando migra para as águas mais profundas; além disso, não se encontram em zonas com elevada exposição ao mar agitado devido à alta turbulência (HOBSON & CHESS 1978; HOBSON 1991). Outro fato importante é que o plâncton se torna mais abundante nas áreas abertas antes de alcançarem a barreira dos costões rochosos (GLYNN 1973), de maneira que nas zonas de barlavento ocorre maior abundância do que nas zonas protegidas. Assim, os planctófagos são mais abundantes em águas profundas agregando-se em lugares de contato com águas oceânicas, onde as correntes são mais fortes (HAMNER *et al.* 1988; HOBSON 1991).

Os herbívoros foram os segundos em importância nas áreas estudadas. A maior abundância foi encontrada nas zonas rasas com alta influência do estado do mar, diminuindo gradativamente com a profundidade. O valor mais baixo de densidade foi encontrado no costão vertical da ilha Grapirá. Além disso, as espécies características do costão periférico foram *S. variabilis* e *K. sectator*, ambas herbívoras; as espécies *Diplodus argenteus*, *C. faber*, *A. rhomboidalis* e *S. chrysopterus* foram características tanto do costão periférico como do parcel e lajes, indicando a preferência de alguns herbívoros pelas zonas de pouca profundidade. Observou-se um padrão semelhante em outros recifes do Caribe e de outras áreas tropicais (RUSS 1984; HAY 1991; MEEKAN *et al.* 1995).

Nas zonas de maior exposição às condições do mar ocorre uma alta pressão por herbivoria, locais onde dominam as algas incrustantes mais resistentes e as filamentosas (HAY 1991), que são altamente susceptíveis ao herbivorismo (LITTLER *et al.* 1983), mas de crescimento rápido (HAY 1991) e alta produtividade (LITTLER *et*



al. 1983); este padrão de distribuição algal foi encontrado também em outros recifes brasileiros (FERREIRA *et al.* 2004; FLOETER *et al.* 2004). Devido a alta incidência luminosa e ao estímulo exercido pelos herbívoros nas zonas rasas, as algas filamentosas disponibilizam uma alta capacidade energética para os pastadores, convertendo estes habitats em um dos mais produtivos ecossistemas (HAY 1991). Oposto a esta situação ocorre nas zonas profundas, onde a rarefação da intensidade luminosa pode diminuir a produtividade vegetal (HAY 1991) e, portanto, fazendo com que os herbívoros evitem estas zonas.

Os estudos sobre distribuição e ecologia das categorias tróficas menores são escassos. JONES *et al.* (1991), WILLIAMS (1991) e LETOURNEUR (1996) encontraram que os carnívoros são mais abundantes nos recifes protegidos do que nos expostos, o que sugere uma relação negativa entre a abundância de carnívoros e o grau de estado do mar. Esta relação não foi observada neste estudo para as áreas amostrais, uma vez que os carnívoros só mostraram diferenças significativas entre as zonas protegidas. Os carnívoros de segunda ordem mostraram diferenças significativas entre REG-RA e CVG e entre REG-RA e PLS, sendo mais abundantes nas zonas expostas do que nas protegidas. De maneira geral, os piscívoros foram pouco abundantes e não mostraram diferenças significativas entre as zonas. Os omnívoros foram significativamente diferentes entre as zonas protegidas e expostas, mostrando uma relação positiva com o grau de exposição ao mar agitado, dado que são mais abundantes nas zonas de barlavento que nas abrigadas. Este padrão foi semelhante aos herbívoros, indicando a relevância do componente algal nas suas dietas.

Aparentemente em condições extremas de exposição ao estado do mar e profundidade, os padrões de distribuição e dominância de certas espécies adaptadas a viver nestes ambientes são mais previsíveis, enquanto em condições intermediárias, os fatores aleatórios poderiam apresentar um papel mais relevante. A composição ictíca nas zonas e a densidade das espécies menos abundantes também parecem estar mais relacionadas com fatores estocásticos. Em lugares profundos e em contato com correntes oceânicas foi observada maior abundância de planctófagos gregários como *B. pulchellus* e *A. saxatilis*. Assim mesmo, em áreas rasas pôde-se observar a alta abundância de espécies herbívoras como *K. sectator*, *A. rhomboidalis*, *C. faber*, *N. usta*, *S. radians* e *Diplodus argenteus*. Em áreas intermediárias, a dominância das categorias tróficas não foi acentuada, encontrando-se herbívoros, planctófagos e omnívoros, em maior ou menor grau, de maneira que as espécies dominantes não apresentam caracteres previsíveis e podem ser encontradas espécies comuns aos dois ambientes extremos.

As espécies que têm padrão de distribuição determinado podem ter âmbito estreito de dominância ou ao contrário, estar distribuídas amplamente por várias zonas. Como exemplo do primeiro caso pode-se mencionar a família Pomacentridae, já que suas espécies se distribuem de maneira diferencial entre as zonas (EMERY 1973; GASPARINAI & FLOETER 2001; FEITOSA *et al.* 2003). Nas águas rasas das ilhas dominaram *Diplodus argenteus*, enquanto que nas águas relativamente profundas e mais protegidas da ação do mar, foi muito abundante *S. fuscus*, sendo que essas espécies são territorialistas e herbívoras (FERREIRA 1994). Em zonas profundas, foram muito abundantes as espécies planctófagas *C. multilineata* e *A. saxatilis*; a primeira é territorialista, e apesar de compartilhar um lugar com menor complexidade do substrato com outras espécies, é provável que a vantagem da situação esteja na estratégia com respeito a não sobreposição de nicho alimentar em combinação com a necessidade de um espaço reduzido (WALDNER & ROBERTSON 1980). *A. saxatilis* foi muito abundante no costão periférico; esta espécie também forma cardumes numerosos em zonas rasas (EMERY 1973). Outras espécies se distribuem por todo o costão, aparentemente sem serem afetadas por nenhum fator ambiental, como é o caso de *B. pulchellus*, que se encontra entre as cinco espécies dominantes em todas as zonas. Segundo TUPPER & HUNTE (1994) esta espécie não mostrou diferenças no recrutamento quando comparada com recifes naturais e artificiais sugerindo que é generalista.

Poderia dizer-se que, no caso das áreas estudadas, existem fatores determinísticos, como as variáveis ambientais predominantes (especialmente as associadas às condições do mar e à profundidade) que propiciam as diferenças na estrutura entre as zonas geomorfológicas, e fatores aleatórios pelos quais a ictiofauna varia dentro de cada zona. Como resposta adaptativa ao habitat, as comunidades variam entre as zonas segundo sua necessidade de refúgio e alimento e sua capacidade de resistir a alta turbulência (HOBSON 1991; WILLIAMS 1991; BEUKERS & JONES 1997). A presença e dominância de certas espécies em um determinado habitat é previsível (p.ex. os pomacentrídeos), bem como a distribuição das categorias tróficas dominantes (herbívoros e planctófagos) e a dominância de certas espécies em condições extremas (GASPARINI & FLOETER 2001). Mas em condições intermediárias a dominância das espécies poderia ser produto de outros fatores menos determinados como o recrutamento (p.ex. *L. nuchipinnis*). Por outro lado, os parâmetros das comunidades (diversidade, riqueza, equitabilidade) e a distribuição e abundância da maioria de espécies menos abundantes não parecem ser muito previsíveis, sugerindo que dependem mais do recrutamento e da mortalidade. Tal variação pode ocorrer devido ao componente aleatório dos processos que afetam a estrutura da ictiofauna (SALE 1991).

## AGRADECIMENTOS

Agradeço especialmente à Rosemary Brogim, Alberto Peret, Marco Fábio e os colegas que colaboraram com a versão final desse manuscrito. Esta pesquisa foi apoiada pelo Programa Recifes Artificiais Marinhos e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico com a concessão do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis para realizar as coletas no Arquipélago de Currais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABURTO-OROPEZA, O. & E.F. BALLART. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *PSZN Marine Ecology*, **22**:283–305.
- ALEVIZON, W.S.; R. RICHARDSON; P. PITTS & G. SERVISS. 1985. Coral zonation and patterns of community structure in Bahamian reef fishes. *Bulletin of Marine Science*, **36**:304-318.
- ARAUJO, F.G. & M.C.C. AZEVEDO. 2001. Assemblages of Southeast-South Brazilian Coastal Systems Based on the Distribution of Fishes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**(6):729-738.
- ASOH, K. & T. YOSHIKAWA. 1996. Nesting behavior, male parental care, and embryonic development in the Fairy Basslet, *Labrisomus nuchipinnis*. *Copeia*, 1-8.
- BARON, R.M.; L.K.B. JORDAN & R.E. SPIELER. 2004. Characterization of the marine fish assemblage associated with the nearshore hardbottom of Broward County, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **60**(3):431-443.
- BEGON, M.; J.L. HARPER & C.R. TOWNSEND. 1990. **Ecology: individuals, populations and communities**. Blackwell Sci. 912 p.
- BEUKERS, J.S. & G.P. JONES. 1997. Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia*, **114**:50–59.
- BORZONE, C.A. 1994. **Proposta para a categoria e o plano de manejo das ilhas oceânicas do litoral do Paraná**. Universidade Federal do Paraná - Centro de Estudos do Mar. 125p.
- BOUCHON-NAVARO, Y.; C. BOUCHON & M. LOUIS. 1992. L'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines de la Baie de Fort-de-France (Martinique, Antilles Françaises). *Cybium*, **16**:307-330.
- BRUM, I.N.D.S. & E.M.P. MARTINS. 1997. Seasonal variation of the intertidal community of Balanomorpha of the rocky shores of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil (Crustacea, Cirripedia). *Revista Brasileira de Biologia*, **57**:275-288.
- CERVIGÓN, F. 1994. **Los peces marinos de Venezuela**. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela. Volume 3. 295 p.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK. 1994. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Natural Environmental Research Council, Plymouth Marine Laboratory, Inglaterra. 144 p.
- CORRÉA, M.F.M. 1987. **Ictiofauna da Baía de Paranaguá e áreas adjacentes (litoral do Estado do Paraná - Brasil)**. Levantamento e Produtividade.

- Curitiba, Dissertação em Ciências Biológicas - Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 406p.
- DIAMANT, A.; A.B. 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**(3):269-285.
- EMERY, A.R. 1968. Preliminary observations on coral reef plankton. **Limnology and Oceanography**, **13**:293-303.
- EMERY, A.R. 1973. Comparative ecology and functional osteology of fourteen species of damselfish (Pisces: Pomacentridae) at Alligator Reef, Florida Keys. **Bulletin of Marine Science**, **23**:649-770.
- FEITOZA, B.M.; L.A. ROCHA; O.J. LUIZ-JÚNIOR; S.R. FLOETER & J.L. GASPARINI. 2003. Reef fishes of St. Paul's Rocks: new records and notes on biology and zoogeography. **Journal of Ichthyology and Aquatic Biology**, **7**(2):61-82.
- FERREIRA, B.P.; M. MAIDA & A.E.T. SOUZA. 1995. Levantamento inicial das comunidades de peixes recifais da região de Tamandaré - PE. CEPENE. **Boletim Técnico Científico**, Tamandaré **3**:211-230.
- FERREIRA, C.E.L.; J.E.A. GONÇALVES & R. COUTINHO. 2001. Fish community structure and habitat complexity in a tropical rocky shore. **Environmental Biology Fishes**, **61**:353-369.
- FERREIRA, C.E.L.; S.R. FLOETER; J.L. GASPARINI; J.C. JOYEUX & B.P. FERREIRA. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, **31**:1093-1106.
- FERREIRA, C.L. 1994. **Ecologia da herbivoria por *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) (Pisces: Pomacentridae) na região de Arraial do Cabo, RJ**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 57 p.
- FIELD, J.G.; K.R. CLARKE & R.M. WARWICK. 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. **Marine Ecology-Progress Series**, **8**:37-52.
- FLOETER, S.R. & A. SOARES-GOMES. 1999. Biogeographic and species richness patterns of Gastropoda on the southwestern Atlantic. **Revista Brasileira de Biologia**, **59**(4):567-575.
- FLOETER, S.R.; C.E.L. FERREIRA; A. DOMINICI-AROSEMENA & I. ZALMON. 2004. Latitudinal gradients in Atlantic reef fish communities: trophic structure and spatial use patterns. **Journal of Fish Biology**, **64**:1680-1699.
- FLOETER, S.R.; R.Z.P. GUIMARÃES; L.A. ROCHA; C.E.L. FERREIRA; C.A. RANGEL & J.L. GASPARINI. 2001. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**, **10**(4):423-433.
- FROESE, R. & D. PAULY. 2005. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2005).
- GASPARINI, J.L. & S.R. FLOETER. 2001. The shore fishes of Trindade Island, southwestern Atlantic. **Journal of Natural History**, **35**(11):1639-1656.
- GLYNN, P.W. 1973. Ecology of a Caribbean coral reef. The Porites reef-flat biotope: Part II. Plankton community with evidence for depletion. **Marine Biology**, **22**:1-21.
- GRAUS, R.R. & I.G. MACINTYRE. 1989. The zonation patterns of Caribbean coral reefs as controlled by wave and light energy input, bathymetric setting and reef morphology: computer simulation experiments. **Coral Reefs**, **8**:9-18.

- GUST, N. 2002. Scarid biomass on the northern Great Barrier Reef: the influence of exposure, depth and substrata. **Environmental Biology of Fishes**, **64**:353-366.
- HAMNER, W.M.; M.S. JONES; J.H. CARLETON; I.R. HAURI & D.McB. WILLIAMS. 1988. Zooplankton, planktivorous fish, and water currents on a windward reef face: Great Barrier Reef, Australia. **Bulletin of Marine Science**, **42**:459-479.
- HAY, M.E. 1991. Fish-seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. 5:96-119. *In*: SALE, P.F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press. San Diego. 754 p.
- HIATT, R.W. & D.W. STRASBURG. 1960. Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. **Ecological Monographs**, **30**:65-156.
- HOBSON, E.S. & J.R. CHESS. 1978. Trophic relationships among fishes and plankton in the lagoon at Enewetak Atoll, Marshall Islands. **Fishery Bulletin**, **76**:133-153.
- HOBSON, E.S. 1991. Trophic relationships of fishes specialized to feed on zooplankters above coral reefs. 4:69-95. *In*: SALE, P.F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press. San Diego. 754 p.
- JONES, G.P.; D.J. FERRELL & P.F. SALE. 1991. Fish predation and its impact on the invertebrates of coral reefs and adjacent sediments. 7:156-182. *In*: SALE, P.F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press. San Diego. 754 p.
- JOYEUX, J.C.; S.R. FLOETER; C.E.L. FERREIRA & J.L. GASPARINI. 2001. Biogeography of tropical reef fish: the South Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**, **28**:831-841.
- KAANDORP, J.A. 1986. Rocky substrate communities of the infralittoral fringe of the Boulonnais coast, NW France: a quantitative survey. **Marine Biology**, **92**:255-265.
- KOSLOW, J.A.; F. HANLEY & R. WICKLUND. 1988. Effects of fishing on reef fish communities at Pedro Bank and Port Royal cays, Jamaica. **Marine Ecology-Progress Series**, **43**:201-212.
- LEAL, J.H.N. 1991. **Marine Prosobranch Gastropods from Oceanic Islands off Brazil: species composition and biogeography**. Oegstgeest, Universal Book Services, 418 p.
- LEÃO, Z.M.A.N. & J.M.L. DOMINGUEZ. 2000. Tropical Coast of Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, **41**(1-6):112-122.
- LEIS, J.M. 1994. Coral sea atoll lagoons: closed nurseries for the larvae of a few coral reef fishes. **Bulletin of Marine Science**, **54**:206-227.
- LETOURNEUR, 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.
- LITTLER, M.M.; D.S. LITTLER & P.R. TAYLOR. 1983. Evolutionary strategies in a tropical barrier reef system: functional-form groups of marine macroalgae. **Journal of Phycology**, **19**:229-237.
- LUBBOCK, R. & A. EDWARDS. 1981. The fishes of Saint Paul's Rocks. **Journal of Fish Biology**, **18**:135-157.
- LUCKHURST, B.E. & K. LUCKHURST. 1978. Analysis of the influence of the substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, **49**:317-323.
- LUDWIG, J.A. & J.F. REYNOLDS. 1988. **Statistical ecology: a primer on methods and computing**. John Wiley and Sons. Nueva York. 337 p.

- MARONE, E.; R. CAMARGO; V.P. PRATA-JUNIOR & M.S. KLINGENFUSS. 1994. Aspectos climáticos e Oceanográficos. In: BORZONE, C.A. (Ed.). **Proposta para a categoria e o plano de manejo das ilhas oceânicas do litoral do Paraná**. Relatório técnico. Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. 87 p.
- MCGEHEE, M.A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth and substrate size off Puerto Rico. **Marine Ecology-Progress Series**, **105**:243-255.
- MEEKAN, M.G.; A.D.L. STEVEN & M.J. FORTIN. 1995. Spatial patterns in the distribution of damselfishes on a fringing coral reef. **Coral Reefs**, **14**:151-161.
- NAGELKERKEN, I. & G. VAN DER VELDE. 2004. A comparison of fish communities of subtidal seagrass beds and sandy seabeds in 13 marine embayments of a Caribbean island, based on species, families, size distribution and functional groups. **Journal of Sea Research**, **52**(2):127-147.
- NEVILLE, W.C. & G.B. TALBOT. 1964. The fishery for scup with special reference to fluctuations in yield and their causes. **United States Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report**, **459**:61.
- OLIVEIRA, R.F.; V.C. ALMADA; A.J. ALMEIDA; R.S. SANTOS & E.J. GONÇALVES. 1992. A checklist of the blennioid fishes (Teleostei, Blennioidei) occurring in Portuguese waters. Arquipélago. **Ciências da Natureza**, **10**:23-37.
- RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Studies in Tropical Oceanography, Institute of Marine Science**, **5**:665-847.
- ROBERTS, C. 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. **Conservation Biology**, **9**:988-995.
- ROCHA, R.M. 1995. Abundance and distribution of sessile invertebrates under intertidal boulders (São Paulo, Brazil). **Boletim do Instituto Oceanográfico**, **43**:71-88.
- RUSS, G.R. 1984. Distribution and abundance of herbivorous grazing fishes in the central Great Barrier Reef. I. Levels of variability across the entire continental shelf. **Marine Ecology-Progress Series**, **20**:23-34.
- SALE, P.F. 1991. Reef fish communities: open nonequilibrium systems. 19:564-598. In: SALE, P.F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press, San Diego, California. 754 p.
- SCHIEL, D.R. 2004. The structure and replenishment of rocky shore intertidal communities and biogeographic comparisons. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **300**(1-2):309-342.
- SGROTT SAUER MACHADO, K.R.; A.R.O. CHAPMAN & R. COUTINHO. 1992. Patch structure in a tropical rocky shore community in Brazil: a mosaic of successional states? **Ophelia**, **35**:187-195.
- TUPPER, M. & W. HUNTE. 1994. Recruitment dynamics of coral reef fishes in Barbados. **Marine Ecology-Progress Series**, **108**:225-235.
- UIEDA, V.S. & W. UIEDA. 2002. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **61**(3):377-88.
- UNDERWOOD, A.J. 1981. Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. **Marine Biology Annual Review**, **19**:513-605.
- WALDNER, R.E. & D.R. ROBERTSON. 1980. Patterns of habitat partitioning by eight species of territorial Caribbean damselfishes (Pisces: Pomacentridae). **Bulletin of Marine Science**, **30**:171-186.

- WILLIAMS, D.M.B. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reef fishes. 16:437-474. *In*: SALE, P.F. (Ed.). **The ecology of fishes on coral reefs**. Academic Press, San Diego. 754 p.
- ZAVALA-CAMIN, L.A. 1996. **Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes**. Maringá: EDUEM. 129p.
- ZETINA-REJON, M.J.; F. ARREGUIN-SANCHEZ & E.A. CHAVEZ. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, **57**(5-6):803-815.

## CAPÍTULO II

### Variação nictemeral da ictiofauna associada ao Arquipélago de Currais, litoral do Paraná, Brasil

---

**ABSTRACT: Variation nictemeral of ictiofauna associated of the Archipelago of Currais, coast of Paraná, Brazil.** The objective of this study was to describe a fish community and detect any daily changes in its composition at different spatial levels. The algae were found from the surface up to the 0 to 18-20 meters, depending on water transparency. Its importance is based on the high number of associated fishes and invertebrates attracted by its spatial heterogeneity and variety of habitats compared with no vegetated areas. For that, cages were used (1 meters of width and 0.8 meters of height) was used, at six localities. Each of these localities was divided in six subdivision (sites), of which we randomly sampled by the day and at night, for a total of 108 samples. In an overall catch of 8.747 individuals, 53 species were found, the most numerous being *Diplodus argenteus* (1.493), *Mycteroperca bonaci* (1.326), *Holocentrus ascencionis* (1.156), *Anisotremus virginicus* (665), *Stegastes fuscus* (456), *Abudefduf saxatilis* (443) and *Haemulon steindachneri* (351). The nocturnal catches, compared with the diurnal, were more abundant, with a higher number of species and specimens.

Key words: fishes, daily variations, spatial heterogeneity, Paraná, Brazil.

**RESUMO: Variação nictemeral da ictiofauna associada ao Arquipélago de Currais, litoral do Paraná, Brasil.** O objetivo deste estudo foi descrever a comunidade de peixes que apresentam associação com as macroalgas e detectar os efeitos produzidos pelo período do dia considerando diferentes escalas espaciais. As algas foram encontradas desde a superfície até os 18 a 20 metros de profundidade, diretamente relacionadas com a transparência da água. Sua importância se baseia no alto número de peixes e invertebrados que estão associados a ela devido a sua alta heterogeneidade espacial e a sua grande variedade de habitats quando comparada com zonas sem vegetação. Para isso, utilizaram-se gaiolas (1 m de largura por 0,8 m de altura), e se consideraram seis localidades. Em cada uma delas, foram sorteados seis pontos, com amostras sendo coletadas durante o dia e a noite, num total de 108 amostras. Foram capturados 8.747 indivíduos pertencentes a 53 espécies, sendo as mais numerosas *Diplodus argenteus* (1.493), *Mycteroperca bonaci* (1.326), *Holocentrus ascencionis* (1.156), *Anisotremus virginicus* (665), *Stegastes fuscus* (456), *Abudefduf saxatilis* (443) e *Haemulon steindachneri* (351). As capturas noturnas foram mais abundantes quanto à diversidade e abundância.

Palavras chave: ictiofauna, variações diárias, escalas espaciais, Paraná, Brasil.

### INTRODUÇÃO

Dentre os ecossistemas presentes na região entre-marés e habitats da zona costeira, os costões rochosos são considerados um dos mais importantes por conter alta riqueza de espécies de grande importância ecológica e econômica



(LOWE-McCONNELL 1987). Devido à complexidade das cadeias alimentares e à intensa competição por espaço entre os organismos sésseis, ocorre a produção de inúmeras substâncias químicas, que servem como mecanismos de defesa contra predadores e para inibição da ocupação do espaço por competidores (CALEY & JOHN 1996; CHOAT *et al.* 2002).

A grande quantidade de nutrientes proveniente dos sistemas terrestres e das correntes oceânicas proporciona a produção de grande biomassa e produção primária de microfitobentos e de macroalgas (MIRANDA, 1982; BRANDINI *et al.* 1997; AIDAR *et al.* 1993).

A importância das algas marinhas foi estudada em todo mundo e se destaca, entre outros, seu papel como área de reprodução e criadouro de juvenis de espécies de peixes de interesse comercial (BETANCOURT *et al.* 1984; BELL & POLLARD 1989; JIMÉNEZ *et al.* 1996; GHERARDI & BOSENCE 1999), como zona de refúgio noturno para espécies pelágicas transitórias (BOUJARD & LEATHERLAND 1992) ou como área de alimentação para diversas comunidades de peixes (SCOTT & RUSS 1987; CHOAT 1991; ROBERTSON 1996).

As algas e fanerógamas marinhas dos fundos de Currais não constituem uma unidade biogeográfica homogênea, sendo importantes como produtoras primárias iniciando o fluxo de energia do sistema. A combinação florística dá lugar a biocenoses próprias do arquipélago, cuja variabilidade se mostra favorecida e incrementada pela diversidade microambiental que existe em cada uma das ilhas como consequência da orientação e topografia do fundo.

A alta heterogeneidade de habitats criada pela densidade das algas permite o estabelecimento de diferentes comunidades, sendo uma das mais destacadas as que incluem os peixes (STONER 1983; ROBERTS & ORMOND 1987; KINGSFORD 1992; RUSS 2003), cujas composição, diversidade e abundância dependem, de maneira geral, da complexidade física, do tamanho e do tipo de substrato de fixação (LUCKHURST & LUCKHURST 1978a; CARPENTER *et al.* 1981; BELL & POLLARD 1989; McGEHEE 1994; FALCÓN *et al.* 1996; CHABANET *et al.* 1997; FERREIRA *et al.* 1998b).

A composição ictíica associada as macroalgas marinhas foi estudada por vários autores (PAULA & ESTON 1989; STONER 1983; ESTON & BUSSAB 1990; KINGSFORD 1992; CONNOLLY 1994; JIMÉNEZ *et al.* 1996). A existência de mudanças na estrutura da população em função do período do dia foi observada através de estudos ecológicos em recifes rochosos tropicais (HOBSON 1972; LUCKHURST & LUCKHURST 1978b; CHOAT & CLEMENTS 1993). Oscilações diárias de luz foram apontadas como o principal fator condicionante nas atividades dos peixes (BOUJARD & LEATHERLAND 1992). Durante o período de atividade, seu comportamento se concentra na alimentação, enquanto os períodos de inatividade são estabelecidos como medidas para aumentar a segurança (HOBSON 1972).

Este estudo propõe descrever a estrutura da comunidade de peixes do Arquipélago de Currais associada à cobertura vegetal de macroalgas considerando diferentes níveis espaciais e identificar as variações populacionais entre os períodos diurno e noturno.

## MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi realizado no Arquipélago de Currais (Figura 1) localizado no litoral do Estado do Paraná (25° 44' S e 48° 22' W), onde foram selecionadas seis localidades. Os rochedos submersos formam um mosaico sobre o fundo arenoso, com pequenas e raras concreções calcáreas. A superfície desses substratos é predominantemente recoberta por macroalgas e uma associação de algas incrustantes e filamentosas como cianofíceas, clorofíceas, rodofíceas e feofíceas.

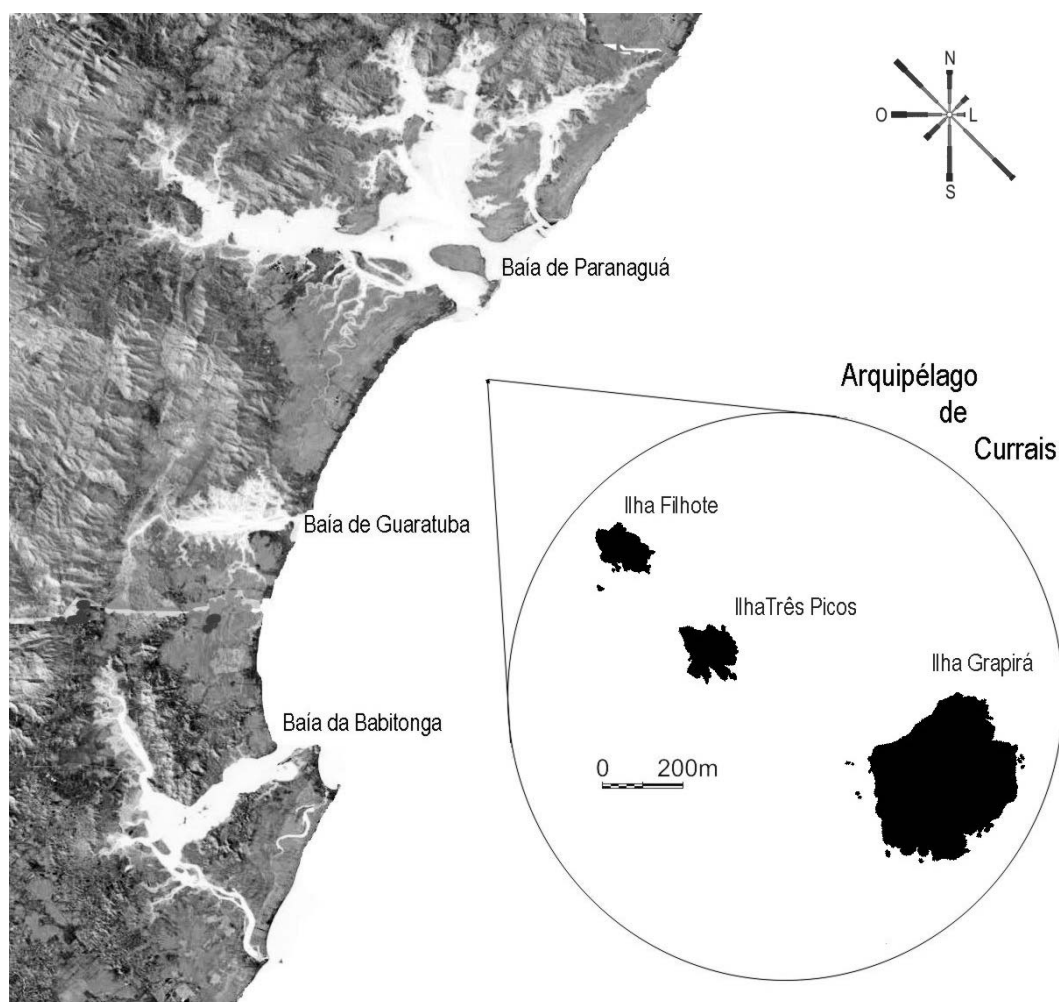


Figura 1. Localização das Ilhas Currais no Estado do Paraná, Brasil.

Em cada ilha foram traçados dois perfis perpendiculares e selecionadas duas áreas amostrais (Figura 2).

Três amostragens foram realizadas no período entre novembro de 2003 e fevereiro de 2004, totalizando 108 amostras. Cada fase de campo foi realizada em

dois ciclos completos de 24 horas sendo as despescas realizadas a cada intervalo de três horas. Para cada área amostral foram utilizadas seis gaiolas posicionadas paralelamente ao sentido predominante das correntes, visando minimizar os efeitos da ação de ondas e correntes de marés. A profundidade variou entre 8 e 18 metros.

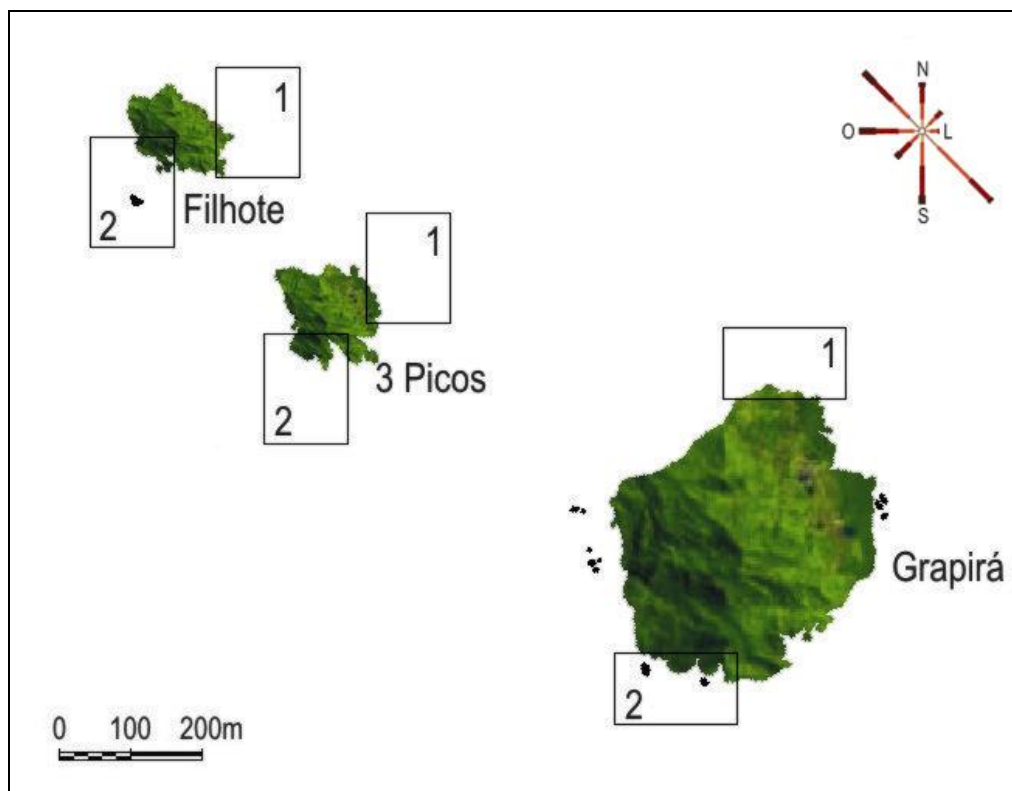


Figura 2. Localização das áreas amostrais nas Ilhas Currais.

As capturas foram realizadas com auxílio de gaiolas articuladas, desmontáveis, com elevada resistência mecânica e baixo impacto visual. As gaiolas foram construídas com tubos de PVC rígido disponíveis no mercado. A gaiola tem formato cônico com dois anéis hexagonais, sendo o superior menor e o inferior maior. No anel inferior foram conectados de dois a quatro lastros para conferir a estabilidade necessária ao equipamento. A estrutura montada têm dimensões de 1,0 m de diâmetro e 0,8 m de altura e é revestida com um saco de rede avulso com malha de 1,5 cm provido de duas aberturas nas laterais, com 20 cm de diâmetro, por onde os peixes entram atraídos pela isca. Em todas as gaiolas foram utilizadas como isca extrato de carne de peixe industrializada.

Os peixes recolhidos foram conservados em gelo para posterior análise. No laboratório, foram identificados até espécie, utilizando literatura especializada, e todos os indivíduos foram pesados até centésimo de grama e medidos em seus comprimentos total e padrão até o milímetro inferior.

Para analisar as mudanças ao longo do ciclo diário, considerou-se um fator período com dois níveis no desenho do experimento, de forma que todas as

amostragens se repetissem nos períodos diurno e noturno, conseguindo-se assim que a ictiofauna não refletisse somente o que ocorre durante um momento do dia.

Para a análise da distribuição espacial foram observadas duas escalas. Na primeira foram analisadas as seis áreas amostrais que encontram-se separadas entre as ilhas do arquipélago (Figura 2). A segunda, entre os seis pontos de cada uma das áreas amostrais, permitiu a busca de possíveis variações estruturais.

Como neste período do ano ocorre crescimento bastante expressivo de algas nos costões do arquipélago, também foram realizadas coletas desta vegetação em diferentes profundidades na buscando-se relacionar com a distribuição dos peixes.

A análise multivariada de escalamento multidimensional (MDS) foi utilizada para identificar similaridades entre as abundâncias totais da ictiofauna das seis áreas amostrais durante os períodos diurno e noturno. A análise de similaridade de percentagens (SIMPER) foi aplicada para identificar as espécies mais responsáveis pela dissimilaridade entre os grupos formados.

Para a visualização da distribuição das espécies mais abundantes entre as áreas amostrais e períodos (diurno e noturno) utilizou-se a Análise de Componentes Principais (PCA) a fim de proporcionar informações sobre as semelhanças das amostras.

Análises de variância (ANOVA) bifatorial foram empregadas buscando diferenças significativas entre as médias das espécies mais abundantes nas seis áreas amostrais e nos períodos diurno e noturno. As análises foram realizadas utilizando como fatores fixos as áreas e os períodos.

## **RESULTADOS**

### *Composição vegetal*

A vegetação dominante no fundo rochoso do arquipélago foram as macroalgas marrons e vermelhas. No limite inferior grandes quantidades florescem principalmente no início do verão, sendo predominantes o *Sargassum cymosum*, *Laurencia papilosa*, *Hypneia musciformis* e *Gracilaria* sp. Na região entre-marés destacam-se *Codium decortcatum*, *Centroceras clavatum*, *Padina vickensiae*, *Spatoplossum schroederi*, *Pterocladia capillaceae*, *Gigartina teedii*, *Grateloupia cuniefolia*, *Plocamium brasiliensis*, *Rhodymenia palmetta*, *Bryocladia thyrsgerae*, *Pterosiphonia pennata*, *Gracilaria dominguensis*, além de *Chaetomorpha média*, *Caloglossa leprieurii*, *Lyngbya confervoides*, *Bryothamnion seafortii*, *Ulva fasciata* com altas frequências no período estudado.

### *Composição da Ictiofauna*

Durante os três meses de amostragens foram capturados 8.747 indivíduos pertencentes a 53 espécies de peixes correspondentes a 21 famílias (Tabela 1). As

cinco famílias mais abundantes foram Serranidae (25,88%), Sparidae (17,10%), Haemulidae (15,66%), Holocentridae (13,22%) e Pomacentridae (10,28%), representando um total de 82,14% dos indivíduos capturados. Além das famílias Scaridae (3,19%), Lutjanidae (3,14%) e Sciaenidae (2,47%) as demais obtiveram abundâncias baixas.

Tabela 1. Lista de espécies e abundâncias totais dos peixes capturados no Arquipélago de Currais entre novembro de 2003 a fevereiro de 2004.

Família	Espécie	Diurno	Noturno	Total
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i> RANZANI, 1840	5	7	12
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (LINNAEUS, 1758)	24	13	37
Holocentridae	<i>Holocentrus adscensionis</i> (OSBECK, 1765)	681	475	1156
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i> BLOCH, 1789	9	14	23
Dactylopteridae	<i>Dactylopterus volitans</i> (LINNAEUS, 1758)	0	1	1
Serranidae	<i>Epinephelus adscensionis</i> (OSBECK, 1765)	97	111	208
	<i>Serranus flaviventris</i> (CUVIER, 1829)	119	199	318
	<i>Mycteroperca bonaci</i> (POEY, 1860)	165	155	320
	<i>Mycteroperca venenosa</i> (LINNAEUS, 1758)	27	60	87
	<i>Mycteroperca rubra</i> (BLOCH, 1793)	628	698	1326
	<i>Rypticus saponaceus</i> (BLOCH & SCHNEIDER, 1801)	0	5	5
Priacanthidae	<i>Priacanthus arenatus</i> CUVIER, 1829	91	76	167
Lutjanidae	<i>Lutjanus analis</i> (CUVIER, 1828)	0	80	80
	<i>Lutjanus jocu</i> (BLOCH & SCHNEIDER, 1801)	0	129	129
	<i>Lutjanus synagris</i> (LINNAEUS, 1758)	35	27	62
	<i>Ocyurus chrysurus</i> (BLOCH, 1791)	1	3	4
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> (BLOCH, 1791)	304	19	323
	<i>Anisotremus virginicus</i> (LINNAEUS, 1758)	495	170	665
	<i>Haemulon aurolineatum</i> CUVIER, 1830	0	31	31
	<i>Haemulon steindachneri</i> (JORDAN & GILBERT, 1882)	138	213	351
Sparidae	<i>Calamus penna</i> (VALENCIENNES, 1830)	0	3	3
	<i>Diplodus argenteus</i> (VALENCIENNES, 1830)	709	784	1493
Sciaenidae	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (VAILLANT & BOCOURT, 1883)	10	200	210
	<i>Equetus acuminatus</i> (BLOCH & SCHNEIDER, 1801)	2	4	6
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (BLOCH, 1793)	51	95	146
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectator</i> (LINNAEUS, 1758)	3	21	24
Chaetodontidae	<i>Chaetodon striatus</i> LINNAEUS, 1758	0	1	1
Pomacanthidae	<i>Holacanthus tricolor</i> (BLOCH, 1795)	0	1	1
	<i>Pomacanthus paru</i> (BLOCH, 1787)	0	1	1
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (LINNAEUS, 1758)	169	274	443
	<i>Stegastes fuscus</i> (CUVIER, 1830)	332	124	456
Labridae	<i>Bodianus pulchellus</i> (POEY, 1860)	34	26	60
	<i>Halichoeres poeyi</i> (STEINDACHNER, 1867)	6	6	12
	<i>Halichoeres cyanocephalus</i> (BLOCH, 1791)	1	3	4
	<i>Xyrichtys novacula</i> (LINNAEUS, 1758)	0	1	1
Scaridae	<i>Nicholsina usta usta</i> (VALENCIENNES, 1840)	18	207	225
	<i>Sparisoma chrysopteron</i> (BLOCH & SCHNEIDER, 1801)	32	22	54
Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i> (QUOY & GAIMARD, 1824)	5	87	92
	<i>Malacoctenus delalandei</i> (VALENCIENNES, 1836)	1	3	4
	<i>Starksia brasiliensis</i> (GILBERT, 1900)	1	14	15
Chaenopsidae	<i>Emblemariopsis signifera</i> (GINSBURG, 1942)	2	1	3
Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus</i> (VALENCIENNES, 1836)	20	36	56
	<i>Parablennius pilicornis</i> (CUVIER, 1829)	19	8	27
	<i>Scartella cristata</i> (LINNAEUS, 1758)	32	9	41
	<i>Hypsoblennius invemar</i> SMITH-VANIZ & ACERO, 1980	0	1	1
Gobiidae	<i>Bathygobius soporator</i> (VALENCIENNES, 1837)	3	17	20
	<i>Ctenogobius boleosoma</i> (JORDAN & GILBERT, 1882)	0	1	1
Acanthuridae	<i>Acanthurus bahianus</i> CASTELNAU, 1855	3	3	6
Bothidae	<i>Bothus ocellatus</i> (AGASSIZ, 1831)	0	10	10
Balistidae	<i>Balistes vetula</i> LINNAEUS, 1758	0	1	1
Ostraciidae	<i>Acanthostracion quadricornis</i> (LINNAEUS, 1758)	0	1	1
Tetraodontidae	<i>Sphoeroides spengleri</i> (BLOCH, 1785)	6	4	10
	<i>Canthigaster rostrata</i> (BLOCH, 1785)	1	13	14
		4279	4468	8747

Das 53 espécies coletadas todas estiveram presentes no período noturno e 38 espécies foram frequentes no período diurno. As espécies mais abundantes foram *Diplodus argenteus*, *Mycteroperca rubra*, *Holocentrus adscensionis*, *Anisotremus virginicus* e *Stegastes fuscus* (Tabela 1). *Anisotremus surinamensis*, *A. virginicus* e *S. fuscus* foram mais abundantes no período diurno. Durante as capturas realizadas no período noturno, foram mais abundantes os indivíduos das espécies *Lutjanus analis*, *Lutjanus jocu*, *Cynoscion jamaicensis*, *Labrisomus nuchipinnis*, *Haemulon aurolineatum* e *Nicholsina usta usta*.

As similaridades das abundâncias dentro das comunidades e as dissimilaridades entre eles estão mostradas nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2. Resumo da análise de similaridade da abundância das espécies com respeito ao fator período (diurno/noturno). (SM): similaridade média entre cada tratamento; (AM): abundância média; (P): percentagem (contribuição de cada espécie na similaridade entre as amostras); (PA): percentagem acumulada.

Diurno (SM = 78,81)	AM	P	PA	Noturno (SM = 74,37)	AM	P	PA
<i>Holocentrus adscensionis</i>	37,83	12,83	12,83	<i>Diplodus argenteus</i>	43,56	15,11	15,11
<i>Diplodus argenteus</i>	39,39	12,28	25,11	<i>Mycteroperca bonaci</i>	38,78	12,51	27,61
<i>Mycteroperca bonaci</i>	34,89	11,49	36,60	<i>Holocentrus adscensionis</i>	26,39	12,38	39,99
<i>Anisotremus virginicus</i>	27,50	11,19	47,79	<i>Abudefduf saxatilis</i>	15,22	11,72	51,72
<i>Anisotremus surinamensis</i>	16,89	11,10	58,89	<i>Haemulon steindachneri</i>	11,83	9,22	60,94
<i>Abudefduf saxatilis</i>	9,39	9,87	68,76	<i>Serranus flaviventris</i>	11,06	8,26	69,20
<i>Stegastes fuscus</i>	18,44	8,91	77,67	<i>Stegastes fuscus</i>	6,89	8,24	77,44
<i>Epinephelus adscensionis</i>	5,39	7,85	85,51	<i>Epinephelus adscensionis</i>	6,17	7,93	85,36
<i>Serranus flaviventris</i>	6,61	6,59	92,11	<i>Anisotremus virginicus</i>	9,44	5,76	91,12
<i>Haemulon steindachneri</i>	7,67	6,32	98,42	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	11,11	4,55	95,67

Tabela 3. Resumo da análise da percentagem de similaridade com referência a diferença entre os períodos diurno e noturno com respeito a abundância das espécies, indicando unicamente as dez mais importantes. (DM): dissimilaridade média entre tratamentos; (P): importância de cada espécie na diferença entre as comunidades.

Diurno – Noturno (DM = 27,00)	Abundância média noturno	Abundância média diurno	P	P acumulada
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1,06	16,89	12,38	12,38
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	11,11	0,56	10,75	23,13
<i>Anisotremus virginicus</i>	9,44	27,50	9,83	32,96
<i>Mycteroperca bonaci</i>	38,78	34,89	8,48	41,43
<i>Stegastes fuscus</i>	6,89	18,44	8,03	49,46
<i>Haemulon steindachneri</i>	11,83	7,67	7,45	56,92
<i>Serranus flaviventris</i>	11,06	6,61	7,34	64,26
<i>Holocentrus adscensionis</i>	26,39	37,83	7,06	71,31
<i>Diplodus argenteus</i>	43,56	39,39	6,99	78,31
<i>Lutjanus analis</i>	4,44	0,00	6,65	84,95

O dendrograma da análise de agrupamento separou a um nível de similaridade de 69 % as áreas amostrais em dois grupos coesos e duas áreas isoladas. O agrupamento formado pelas áreas FLH1, FLH2, 3PC1, 3PC2 e GRP1, unido no nível de similaridade de 70 % representou o período diurno. As mesmas áreas formaram o outro grupo com similaridade de 68 % e representaram o período noturno (Figura 3).

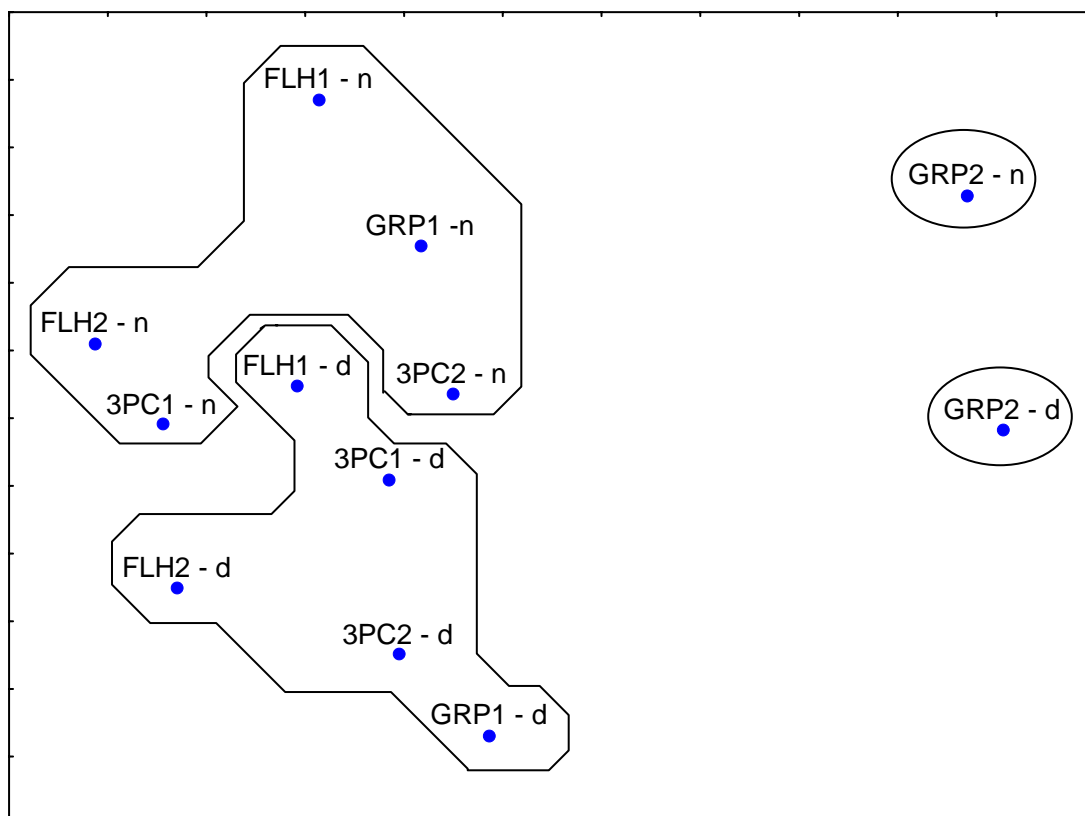
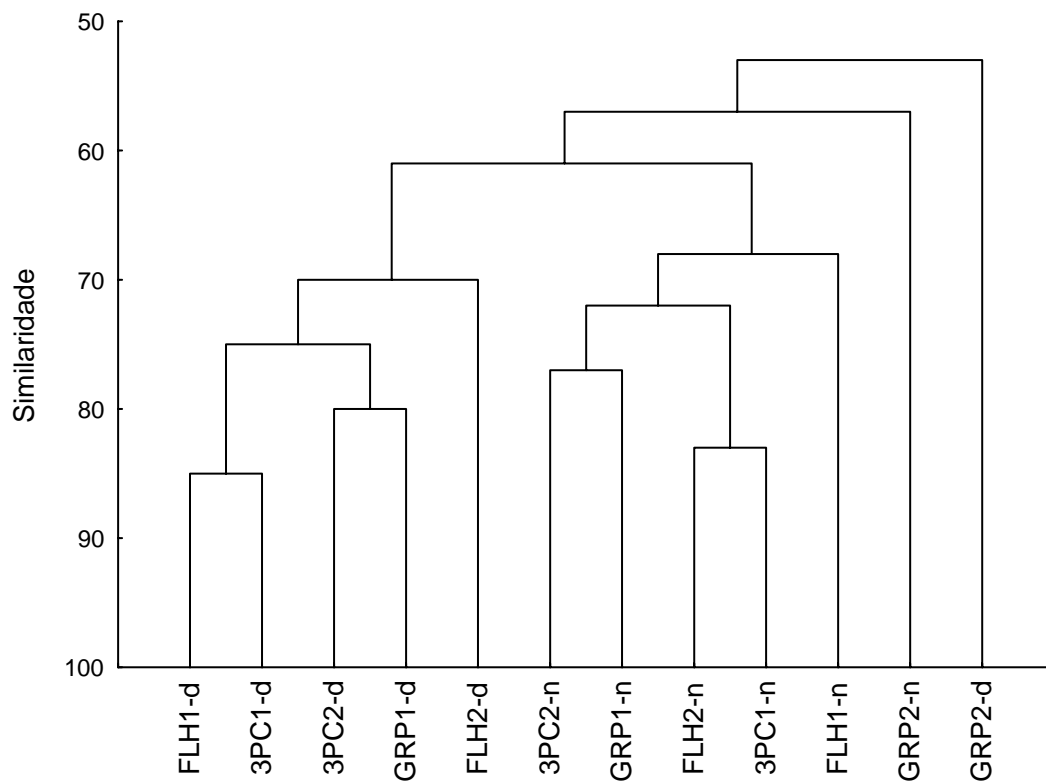


Figura 3. Dendrograma e ordenação plano fatorial do MDS das abundâncias nas seis áreas amostrais durante os períodos diurno e noturno. Áreas amostrais: (GRP1 e GRP2): Grapirá; (3PC1 e 3PC2): 3 Picos e (FLH1 e FLH2): Filhote; (d): diurno; (n): noturno.

Na análise de ordenação do MDS (Figura 3) os agrupamentos das áreas

amostrais nas duas primeiras dimensões corresponderam ao padrão gerado pelo dendrograma, com as áreas que formaram o grupo diurno na região inferior do gráfico, e o período noturno na parte superior. Por sua vez, GRP2-d e GRP2-n ficaram deslocados para a parte direita, sendo que a diurna mais central do que a noturna, localizada na região superior.

O método analítico SIMPER indicou que o grupo diurno apresentou a maior similaridade média (78,81), com *H. adscensionis*, *D. argenteus*, *M. bonaci*, *A. virginicus*, *A. surinamensis*, *A. saxatilis*, *S. fuscus* e *E. adscensionis* (7,67 %). As espécies *D. argenteus*, *M. bonaci*, *H. adscensionis*, *A. saxatilis*, *H. steindachneri*, *S. flaviventris* e *S. fuscus* foram as principais responsáveis pela similaridade dentro do grupo noturno (77,37 %) (Tabela 2). A dissimilaridade média entre os grupos diurno e noturno foi de 27 % devido, principalmente, as espécies mais discriminantes *A. surinamensis*, *C. jamaicensis*, *A. virginicus*, *M. bonaci*, *S. fuscus*, *H. steindachneri*, *S. flaviventris*, *H. adscensionis* e *D. argenteus* que contribuíram com 78,31 % desta dissimilaridade (Tabela 3).

A maior abundância média de *A. surinamensis* foi constatada em GRP1 durante o dia (14,0 indivíduos/gaiola), o que fez que esta área amostral se diferenciasse de todas as demais, principalmente da amostragem noturna realizada na própria GRP1, onde foi encontrado a menor abundância média desta espécie (0,1 indivíduos/gaiola).

O MDS refletiu que *L. analis* foi a espécie mais importante para estabelecer diferenças entre FLH1 durante a noite e os demais tratamentos, sobretudo no período diurno. A abundância média de *L. analis* em FLH1 durante a noite foi de 7,2 indivíduos/gaiola, enquanto que em nenhum dos outros tratamentos se atingiu uma média de 1,0 indivíduo/gaiola.

*C. jamaicensis* foi muito abundante durante a noite nas áreas amostrais de FLH1 e FLH2 (11,3 e 7,8 indivíduos/gaiola, respectivamente) sendo responsável por grandes diferenças com respeito aos outros tratamentos.

Por último, *A. virginicus* foi a espécie responsável pela maior diferença entre 3PC2 durante o diurno e 3PC1 noturno (30,86%), já que a abundância média no 3PC2 durante o dia (27,8 indivíduos/gaiola) foi muito superior a de 3PC1 durante a noite (0,4 indivíduos/gaiola).

Ao incluir o fator ponto, o resultado da análise de similaridade assinalou as mesmas espécies anteriores.

#### *Análise das abundâncias e das espécies mais importantes*

Analisando os dados sob a ótica do fator período, foram capturados 4.279 indivíduos de 38 espécies nas amostragens diurnas (48,9%) frente a 4.468 de 53 espécies nas noturnas (51,1%), apresentando o número de espécies diferenças



significativas (Tabela 4) ao ser muito superior durante a noite. O número médio de indivíduos capturados foi muito similar entre os períodos diurno e noturno (Figura 4), sem diferenças significativas.

Tabela 4. Resultado da análise da variância com dois fatores (P: período, A: área amostral), avaliando o efeito das áreas amostrais sobre a captura média das 16 espécies mais abundantes. Nível de significância: (ns) não significativo e significativo: (\*)  $p < 0,05$ ; (\*\*)  $p < 0,01$ ; (\*\*\*)  $p < 0,001$ . Períodos: (D) diurno; (N) Noturno. Áreas amostrais: (GRP) Ilha Grapirá; (3PC) Ilha três Picos; (FLH) Ilha Filhote.

Fontes de Variação	Período (P)	Área amostral (A)	P x A
Nº espécies	6,57* N>D	2,43 ns	1,52 ns
Abundância	0,21 ns	8,46** GRP2>GRP1=FLH1=FLH2>3PC1=3PC2	0,97 ns
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	1,66 ns	4,54* FLH2=FLH1	0,40 ns
<i>Holocentrus adscensionis</i>	7,49* D>N	21,8*** 3PC2=GRP1>GRP2	1,20 ns
<i>Epinephelus adscensionis</i>	0,45 ns	7,27*** FLH1=FLH2=3PC1	0,91 ns
<i>Serranus flaviventris</i>	3,49 ns	7,60*** FLH1=GRP2=3PC1>3PC2	1,67 ns
<i>Mycteroperca bonaci</i>	0,23 ns	15,44*** 3PC1=FLH2>GRP1	2,31 ns
<i>Mycteroperca rubra</i>	0,12 ns	5,76*** GRP2>GRP1=3PC2	0,76 ns
<i>Lutjanus analis</i>	1,64 ns	5,35* FLH1>3PC2=GRP1	5,35* FLH1-n
<i>Lutjanus jocu</i>	20,6** N>D	3,75* FLH1>3PC1	3,75* FLH1-n>3PC1-n=FLH2-d
<i>Anisotremus surinamensis</i>	19,8** D>N	1,77 ns	2,41 ns
<i>Anisotremus virginicus</i>	13,41* D>N	18,6*** 3PC2>3PC1=GRP1>FLH1=GRP2	1,90 ns
<i>Haemulon steindachneri</i>	6,64* D>N	8,84*** GRP2>GRP1=FLH2	0,96 ns
<i>Diplodus argenteus</i>	0,56 ns	12,6*** GRP2>GRP1=3PC2	1,15 ns
<i>Cynoscion jamaicensis</i>	3,56ns	11,2** FLH1>FLH2>3PC1>GRP2>3PC2	9,90** FLH1-n>FILH2-n
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	1,68 ns	2,98* FLH1=FLH2>3PC1	2,42 ns
<i>Abudefduf saxatilis</i>	4,00 ns	3,09* 3PC1>FLH1>GRP2	0,86 ns
<i>Stegastes fuscus</i>	6,31 ns	10,6*** 3PC2>GRP1>FLH2>GRP2	2,83* GRP1-d=3PC2-d

Com exceção de *L. jocu* que apresentou diferenças significativas maiores no período noturno, a análise evidenciou que as capturas médias diurnas foram significativamente maiores para as espécies analisadas (Tabela 4).

Para a análise das abundâncias, foram selecionadas as espécies que a análise de variância destacou como mais importantes: *L. analis*, *C. jamaicensis*, *A. surinamensis*, *D. argenteus*, *H. adscensionis*, *A. saxatilis*, *S. flaviventris*, *E. adscensionis*, *M. bonaci*, *A. virginicus*, *S. fuscus* e *H. steindachneri*.

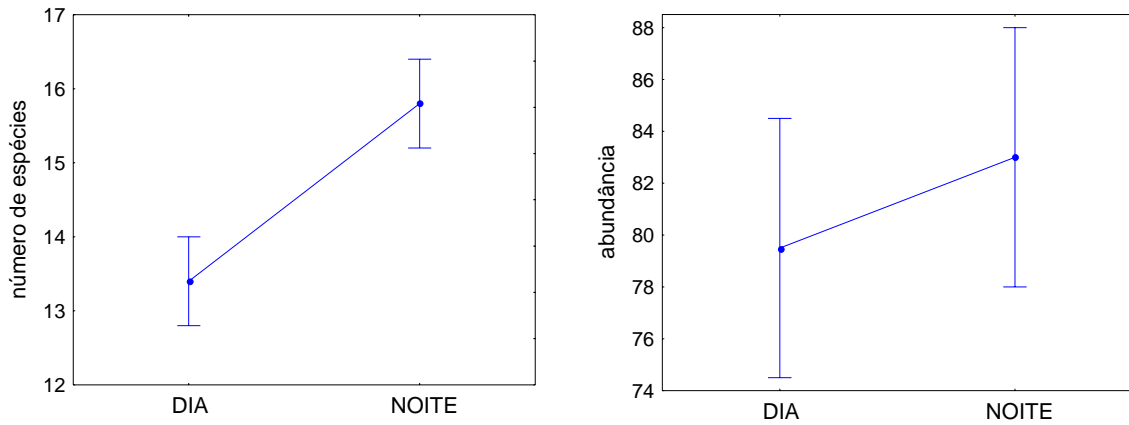


Figura 4. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) do número de espécies e da abundância em cada lance.

Contribuíram em maior grau para a formação da coordenada negativa do componente 1 o período diurno e as áreas amostrais FLH1 e FLH2, contrapondo-se com as coordenadas positivas do período noturno e a área GRP2. Para a formação do componente 2 tiveram relativa importância as coordenadas positivas das áreas 3PC2 e GRP1 (Figura 5).

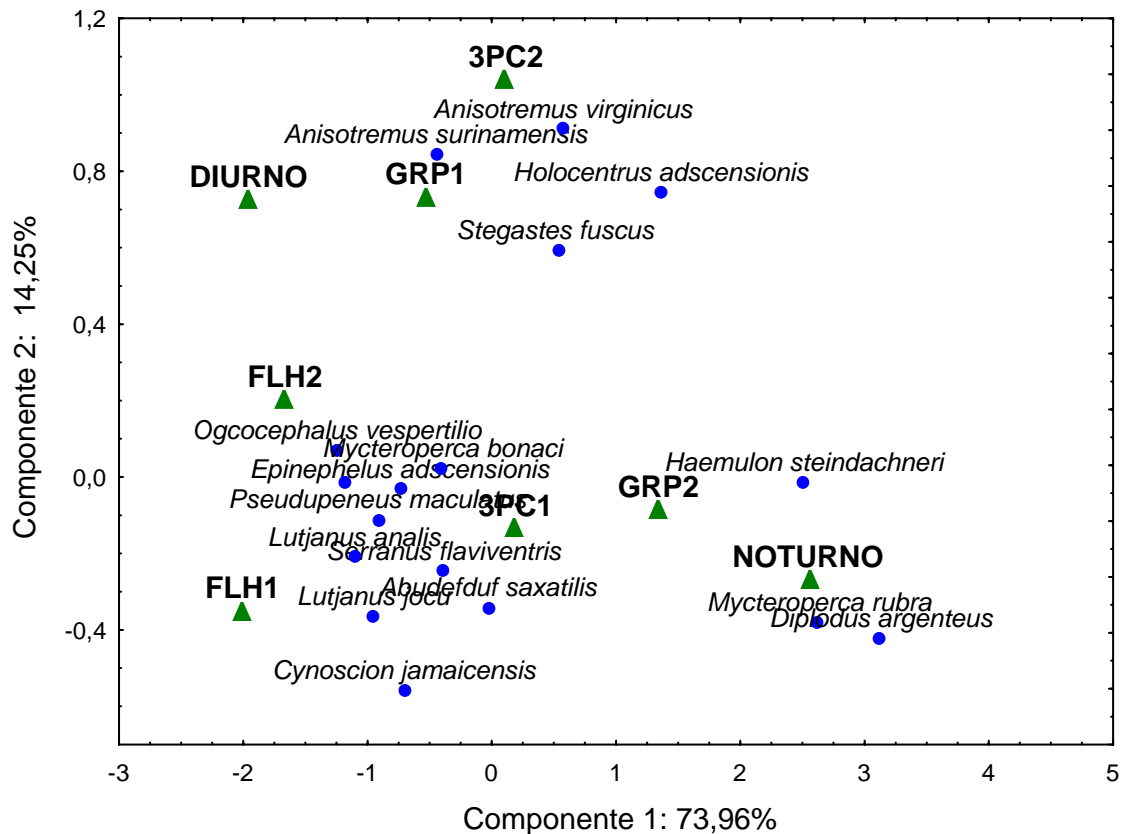


Figura 5. Projeção bidimensional de dispersão dos componentes principais representando a variabilidade da captura das espécies mais abundantes em relação às variáveis áreas amostrais (GRP1 e GRP2): Grapirá; (3PC1 e 3PC2): 3 Picos e (FLH1 e FLH2: Filhote) e período (diurno e noturno).

As espécies *A. surinamensis*, *A. virginicus* e *H. adscensionis* mostraram uma abundância significativamente superior durante o dia. Apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas em relação ao fator período, a espécie *S. fuscus* também foi mais abundante nas capturas diurnas (Tabela 4 e Figuras 5, 6 e 7).

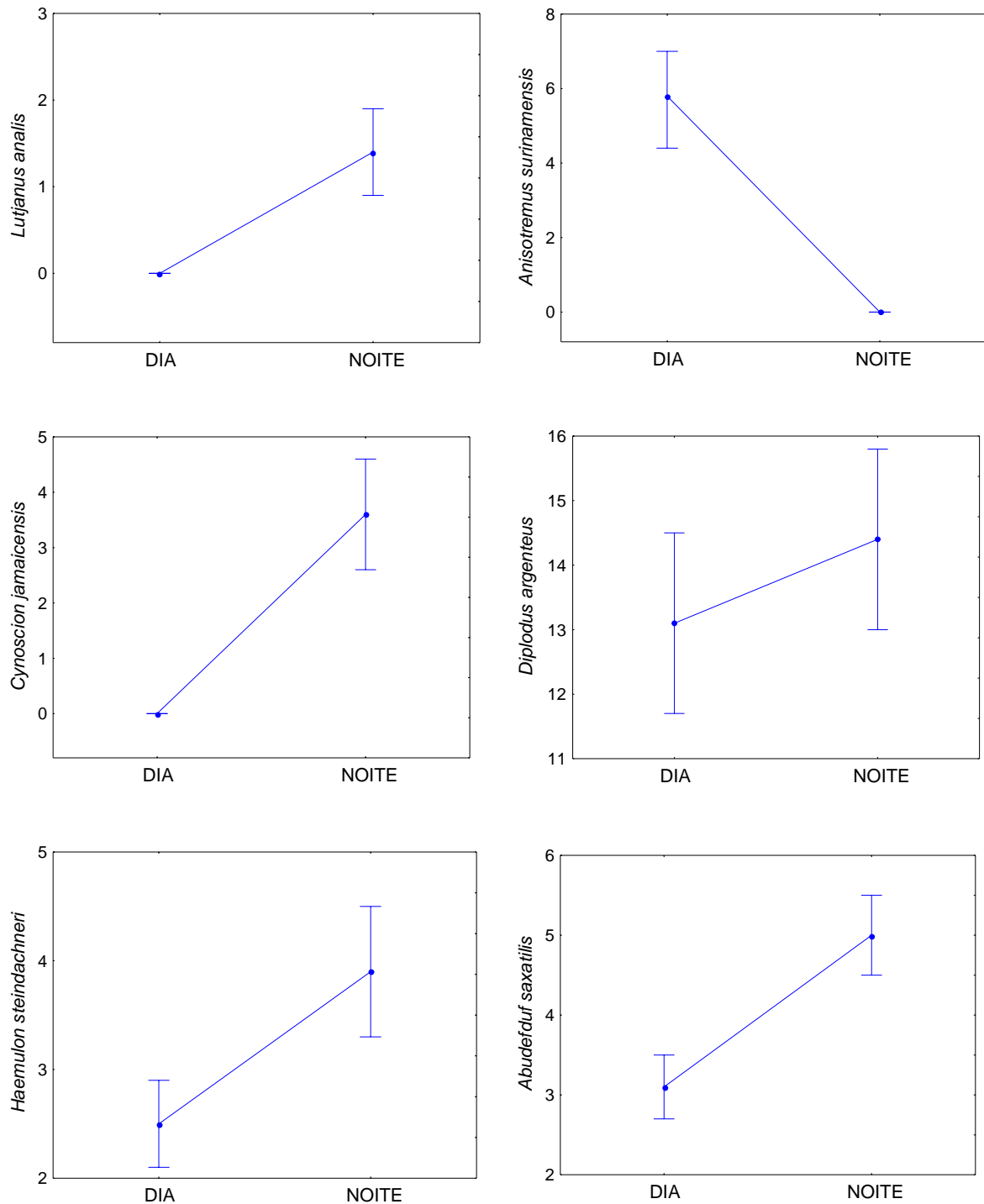


Figura 6. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da abundância das espécies *L. analis*, *A. surinamensis*, *C. jamaicensis*, *D. argenteus*, *H. steindachneri* e *A. saxatilis*.

A captura de *H. steindachneri* foi significativamente superior durante a noite. *L. analis* e *C. jamaicensis* também apresentaram maiores capturas noturnas. No entanto, esta diferença somente foi observada em uma das áreas amostrais, portanto significativo na interação período – área amostral (Tabela 4 e Figuras 5 e 6).

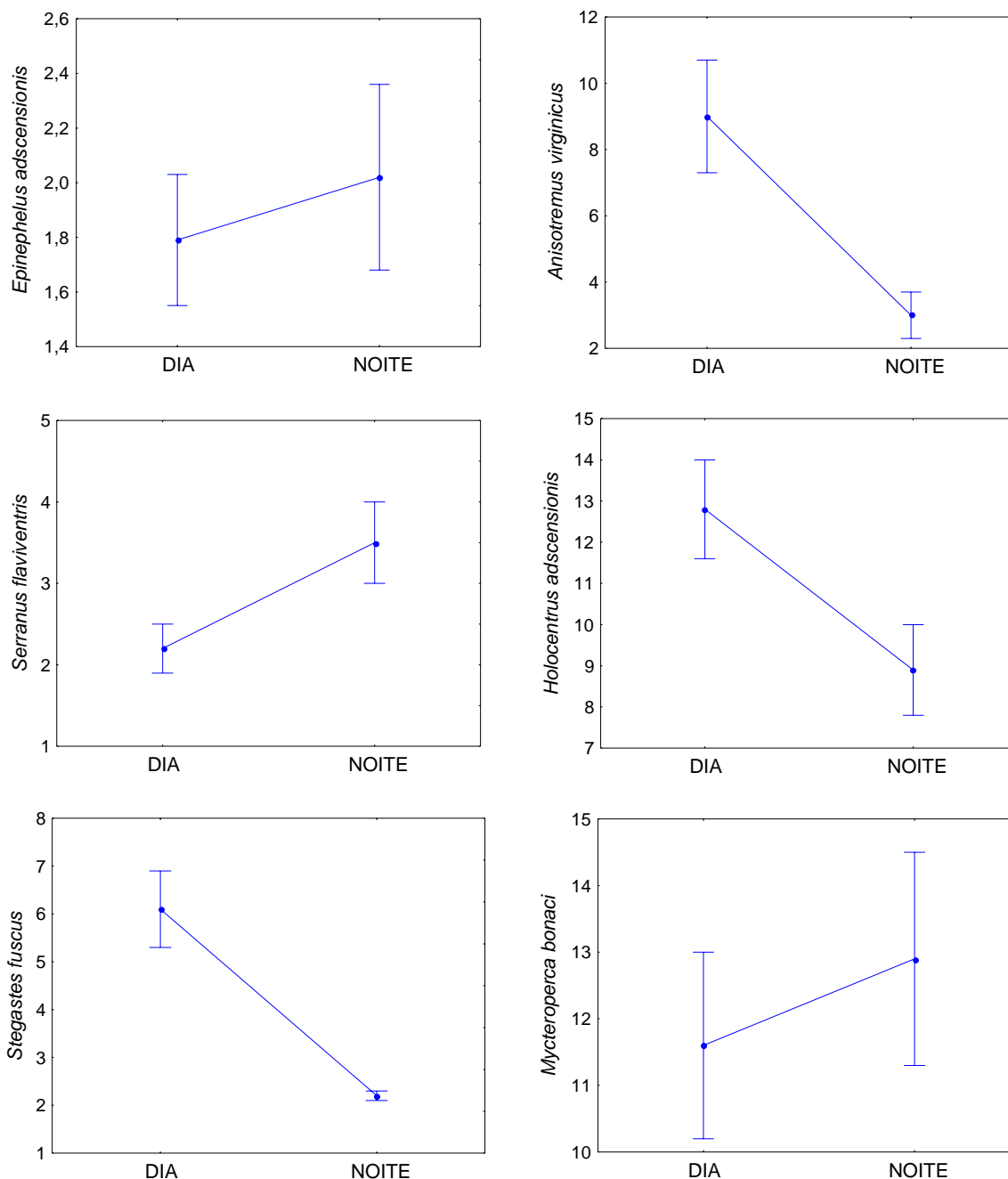


Figura 7. Valores médios ( $\pm$  erro padrão) da abundância das espécies *E. adscensionis*, *A. virginicus*, *S. flaviventris*, *H. adscensionis*, *S. fuscus* e *M. bonaci*.

*D. argenteus*, *M. rubra*, *A. saxatilis*, *S. flaviventris* e *P. maculatus*, ainda que estatisticamente não significantes, também foram mais freqüentes nas amostragens

noturnas (Tabela 4).

As diferenças observadas entre espécies foram significativas para algum dos fatores de replicação espacial do desenho amostral (Tabela 4). Evidenciaram heterogeneidade nas capturas entre os habitats das ilhas do arquipélago e dificultaram a detecção de diferenças significativas no fator período.

## **DISCUSSÃO**

### *Composição vegetal*

No verão devido principalmente à ação dos ventos do nordeste, ocorre deslocamento da água de plataforma para áreas afastadas da costa (CASTRO-FILHO *et al.* 1987), induzindo a penetração da Água Central do Atlântico Sul – ACAS (EMILSSON 1961; MIRANDA 1982; CASTRO & MIRANDA 1998) pelo fundo marinho no sentido inverso, ou seja, em direção à costa. A estratificação térmica típica do verão é causada pelo efeito conjunto do aquecimento na superfície e da queda de temperatura no fundo devido às intrusões da ACAS. Essa massa de água é rica em nutrientes inorgânicos que enriquecem a base da zona eufótica estimulando o crescimento do fitoplâncton e das algas marinhas (AIDAR *et al.* 1993; BRANDINI *et al.* 1997).

A drenagem continental pode ser considerada o processo principal de enriquecimento da zona eufótica das áreas mais rasas e próximas da costa, e está fortemente associada ao regime de chuvas e ventos. Aliado a estes fatores a produtividade vegetal dos costões de Currais é incrementada pela entrada de nutrientes e a proliferação e densidade, nesta época do ano, de algumas macroalgas é intensa (SILVA 2001). Os trabalhos de alguns autores (OLIVEIRA *et al.* 1983; BOUZON & SAUER 1993; OURIQUES 1997; WYNNE 1998; REIS & YONESHIGUE-VALENTIN 1999) citam as espécies identificadas no costão do Arquipélago de Currais como características da região.

### *Composição da ictiofauna*

A composição específica deste estudo é similar a de outros estudos sobre costões ou recifes rochosos realizados no Brasil (SGROTT SAUER MACHADO *et al.* 1992; GASPARINI & MUSSO 1996; GASPARINI *et al.* 1999; FLOETER & GASPARINI 2000, 2001; FERREIRA *et al.* 2001; FLOETER *et al.* 2001; JOYEUX *et al.* 2001).

A diversidade de espécies difere de acordo com sua história geológica e biológica. Os costões ou ambientes recifais localizados nos estados mais ao norte do Brasil possuem a maior diversidade, apresentando cerca do dobro de espécies existentes no Caribe, que por sua vez são mais diversificados que os estados do sul do Brasil (FLOETER & GASPARINI 2000; FLOETER *et al.* 2001; ROCHA 2003). Entretanto, as características do sistema fazem que mesmo os costões paranaenses apresentem uma alta diversidade biológica, quando comparados com outras localidades.

A ictiofauna estudada foi caracterizada pela grande importância, em ordem decrescente, das famílias Serranidae, Sparidae, Haemulidae, Holocentridae e Pomacentridae, todas constituídas por indivíduos de espécies pequenas e, em geral, dotadas de certo mimetismo com o meio (MARSHALL 2000). As espécies mais abundantes dessas famílias foram *M. bonaci*, *D. argenteus*, *A. virginicus*, *H. adscensionis* e *S. fuscus*. Em outros estudos, Serranidae e Sparidae também foram as famílias mais abundantes (JIMÉNEZ *et al.* 1996; ROSA & MOURA 1997; FLOETER & GASPARINI 2001).

Nos estudos citados anteriormente, os Labrídeos desempenham um papel muito importante. A pouca importância desta família neste estudo é possivelmente devido ao método de amostragem, pois as gaiolas experimentais capturam espécies que se encontram próximas ao substrato, e as espécies desta família vivem mais acima na coluna d' água, deslocando-se para as regiões mais ao fundo somente durante a noite, momento no qual se realizaram quase todas as capturas de *B. pulchellus*, *Halichoeres poeyi*, *H. cyanocephalus* e *Hemipteronotus novacula*.

*Emblemariopsis signifera* e *Ctenogobius boleosoma* tem sua distribuição relacionada à ocorrência de fundos duros e presença de tocas adequadas (CLARO 1994; BARTON & WILMHOF 1996; MOURA *et al.* 1999; RAMJOHN 1999). Para esta espécie pelo menos, os valores de abundância somente são válidos para fins comparativos, uma vez que devido ao seu hábito críptico, os valores absolutos provavelmente estão subestimados.

As diferenças observadas entre as amostragens diurnas e noturnas foram evidentes devido ao maior número de espécies capturadas durante a noite, momento do ciclo em que apareceram representadas todas as espécies encontradas no trabalho. Esta maior abundância de espécies à noite também foi observado em outros trabalhos realizados por BOUJARD & LEATHERLAND (1992), WAINWRIGHT *et al.* (2002) e SEBENS & JOHNSON (1991).

Apesar disto, HARMELIN-VIVIEN (1983) considera que é superior o número de espécies e de indivíduos ativos durante o dia, aumentando sensivelmente, no crepúsculo, a captura de espécies indiferentes ao ciclo diário. Neste estudo, os deslocamentos circadianos foram considerados diferentes, durante a noite foram capturados mais indivíduos e maior número de espécies, também foram diferentes a composição e a distribuição de algumas destas espécies.

Estas diferenças devem-se, principalmente, ao comportamento de algumas espécies, dado que, nas amostragens diurnas, foram mais abundantes aquelas de hábitos diurnos, enquanto o noturno se caracterizou pela presença de espécies predadoras ativas que chegam às zonas rochosas para se alimentar, de espécies que saem dos refúgios diurnos e de espécies pelágicas que realizam migrações verticais e

utilizam o abrigo das folhas das macroalgas para proteção (BELL & HARMELIN-VIVIEN 1983; HIXON 1991; HIXON & BEETS 1993).

Praticamente todas as capturas de *A. surinamensis* foram realizadas durante o dia, definindo-se como uma espécie de evidente hábito diurno, período que reserva para a alimentação. Esta tendência foi observada em outros trabalhos (SPACH *et al.* 2004) e isto pode ser explicado também pelo fato de que a espécie apresenta comportamento de refugiar-se durante a noite nas grutas e reentrâncias do costão (SPIELER 2003) e, portanto, dificulta sua captura.

*A. virginicus* parece mostrar atividade diurna, como o observado no estudo de RANDALL (1967) formando cardumes próximos à cobertura vegetal do fundo em regiões rochosas intercalada com sedimento arenoso grosseiro. No entanto, LINDEMAN & SNYDER (1998) encontraram mais indivíduos desta espécie durante a noite na crista dos recifes do sudeste da Flórida. No monitoramento realizado em recifes artificiais por SNYDER (2003), *A. virginicus* teve alta densidade durante o dia, ainda que a abundância total tenha sido inferior a anterior. Com respeito a isso, pode-se interpretar que é uma espécie de hábitos agregados, diurnos, generalista, e com preferência por fundos arenosos com proximidades de ambientes com substratos duros recobertos por vegetação.

Igualmente a *S. fuscus* esteve muito mais presente nas capturas diurnas, o que apóia as observações de KLUMPP *et al.* (1987) e FERREIRA *et al.* (1998a) de que estes peixes se alimentam durante o dia e aparecem repousando no interior da vegetação durante a noite. No entanto, ARNAL & COTÉ (1998) encontraram uma abundância ligeiramente maior desta espécie no período noturno, como ocorreu na área amostral Grapirá no presente trabalho.

A maioria dos peixes de costões possui hábitos residentes, isto é, não realizam migrações e vivem em áreas relativamente restritas (GASPARINI & FLOETER, 2001; FERREIRA *et al.* 2004). Os peixes herbívoros são muito importantes nesses ambientes pela pressão de pastagem que exercem, influenciando nos padrões de composição, distribuição e taxas de produção de algas (RUSS 1984; FERREIRA 1994; FERREIRA *et al.* 1998b). São também importantes elementos de sucessão no substrato, devido à sua atuação abrindo espaços para fixação de novos organismos (ROBERTS *et al.* 1992). Como exemplo, *N. usta*, *Sparisoma chrysopterum* e *Bodianus pulchellus* cujas mordidas nas algas trazem junto pedaços do substrato. Os espaços abertos deixados são pequenos *locus* para novos colonizadores. Nos ambientes mais rasos, *S. fuscus*, um herbívoro e fortemente territorialista que se defende ativamente contra invasões de outros peixes (FERREIRA, 1994; FERREIRA *et al.* 1998a), ocorre em grande abundância. Com isto estes peixes exercem influência sobre a abundância e composição específica das algas crescendo em seus territórios e podem influenciar também na estrutura das comunidades de outros grupos animais (SCOTT & RUSS 1987;

SAMMARCO & CARLETON 1981). Neste caso, a alta densidade de *S. fuscus* observada pode ter um importante significado ecológico, principalmente no controle da densidade de macroalgas, que atinge proporções significativas na região.

A energia hidrodinâmica elevada, baixa competição interespecífica e um certo grau de herbivoria são condições que favorecem o desenvolvimento das espécies estrategistas (McCANN 1998). É possível que essas condições sejam encontradas, e otimizadas, em Currais.

*H. adscensionis* é um predador residente de hábitos pelágicos freqüentemente encontrada em fundos rochosos (HIXON & BEETS 1993), de acordo com os resultados apresentados, pode-se inferir que essa espécie procura alimento nestas áreas durante o dia e desloca-se à noite para as áreas próximas ao fundo em busca de refúgio entre as algas. Além disso, *H. adscensionis* estende seu período de alimentação até que escureça completamente (HIXON & BEETS 1993), por isso, a abundância foi mais elevada no começo da noite. Desta forma, corroborando o observado no trabalho de STARNES (1988), *Priacanthus arenatus*, outra espécie de hábitos semelhantes que podem estar competindo pelos mesmos recursos tróficos, possivelmente pelo diferente tamanho de suas bocas, o que poderia explicar suas diferenças.

A maioria dos indivíduos de *C. jamaicensis* foram capturados no período noturno, o que parece indicar que durante este período se refugia entre as macroalgas. Apesar de ser uma espécie predadora, os indivíduos capturados na área eram juvenis, ressaltando a importância destas áreas como criadouros, fato que ainda não havia sido constatado em outros trabalhos da região.

As espécies *L. nuchipinnis*, *H. aurolineatum* e *L. jocu* também apresentaram comportamento semelhante, deslocando-se durante a noite ao fundo para refugiar-se, ainda que normalmente, este comportamento foi relacionado mais com fundos rochosos. Isto também ocorreu no trabalho de CLARO (1994) e THOMPSON & MUNRO (1983), discutindo que o caráter r-estrategista é um dos fatores que explica a baixa densidade de predadores de porte pequeno durante o dia. No entanto, é possível que estas diferenças sejam devidas ao tipo de amostragem realizada, uma vez que as gaiolas são seletivas e capturam espécies próximas ao fundo, e estas espécies só se aproximam durante a noite. Portanto, ainda que provavelmente estejam presentes durante todo o período diurno, só são capturadas quando se deslocam verticalmente à vegetação durante a noite.

Segundo BELL & HARMELIN-VIVIEN (1983), os serranídeos se alimentam durante o período diurno e noturno, mostrando presença mais ou menos igual nos dois períodos. No presente trabalho foram capturados mais indivíduos de *M. bonaci* durante a noite. No entanto, nas áreas FLH1 e 3PC2 esta espécie foi mais abundante durante o dia. Esta informação corroborou com os estudos de Teixeira *et al.* (2004)



que também apresentou maior abundância durante o dia. Poder-se afirmar que esta espécie está muito associada a atividade diurna e que, além disso, no período noturno, provavelmente se agregue a outros indivíduos nas zonas rochosas próximas, de forma que aumenta sua abundância total durante este período.

O haemulídeo *H. steindachneri* também contribuiu para diferenciar a distribuição diurna da noturna, dado que neste trabalho apareceram muitos mais indivíduos desta espécie durante a noite (exceto em Grapirá, que apareceram poucos exemplares, tanto no período diurno como no noturno). GREYER & SWITZER (2000) e PEÑA & PRIETO (2001) também constataram maior atividade desta espécie durante a noite. As diferenças nas capturas quando comparados a outros trabalhos realizados em ambientes recobertos por macroalgas podem ser devidas ao tipo de petrecho utilizado ou a maior capturabilidade à noite na região estudada.

As capturas de *D. argenteus* comportaram-se desta forma, enquanto em outros estudos apresentou resultados mais abundantes no período diurno (FERREIRA, 2001), no presente trabalho houve maior correlação com as amostragens noturnas, ainda que com uma grande heterogeneidade entre as áreas amostrais. No entanto, dos resultados obtidos a partir do costão estudado, é possível afirmar que se trata de uma espécie de atividade diurna que se refugia entre as macroalgas e reentrâncias das rochas no período noturno.

Embora *S. flaviventris* demonstre flutuações entre os períodos diurno e noturno, deve-se levar em consideração que se trata de uma espécie típica de fundos rochosos (ACERO, 1985), críptica e de hábitos noturnos. Por este motivo, todos os indivíduos foram capturados no período noturno e principalmente em GRP2 caracterizada pela presença de fundos rochosos próximos.

De maneira geral, durante o período noturno foram capturados a maioria dos indivíduos de *N. usta*, *Rypticus saponaceus*, *Bathygobius soporator*, *Starksia brasiliensis*, que provavelmente apresentaram este comportamento para refugiar-se entre a vegetação, dos predadores potenciais (*L. nuchipinnis*, *L. jocu*, *P. maculatus* e *G. funebris*) que se aproximam das macroalgas à procura de alimento. LETOURNEUR (1996) também encontrou alguns destes carnívoros durante a noite, quando se alimentam nas zonas rochosas ou próximos a seus refúgios.

Costões rochosos são caracteristicamente restritos em extensão horizontal (FERREIRA *et al.* 2001) e, conseqüentemente, apresentam habitats mesclados, em várias escalas. No habitat do costão rochoso, aparecem manchas isoladas de vegetação e substrato selecionado (cascalho, detrito, areia, lodo). As diferentes comunidades de cada um destes habitats estão interagindo muito estreitamente, justapondo-se pelas proximidades de outros habitats (CONNOLLY 1994), devido à mobilidade dos peixes, pode ser que não apareçam diferenças entre as comunidades a pequena escala, o que faz necessário a utilização de diferentes escalas espaciais.

Aplicando análises multivariadas, e tendo unicamente a maior escala espacial, foram evidenciadas as espécies que permitem diferenciar os habitats diurnos e noturnos. A heterogeneidade espacial da ictiofauna associada ao Arquipélago de Currais foi constatada pelas similaridades entre as espécies que evidenciaram diferenças significativas.

Assim, ao incluir os fatores áreas amostrais e pontos, foram constatadas diferenças entre eles e, no entanto, seguiu-se encontrando diferenças entre o diurno e noturno. Pode ser que as comunidades associadas ao ambiente estudado apresentem grandes mudanças a pequena e média variação dentro da escala considerada inicialmente similar em toda sua extensão, semelhante ao que se observou em outros habitats (ANDERSON *et al.* 1981; ROBERTS 1995; ABURTO-OROPEZA & BALLART 2001), sendo portanto, necessário uma escala espacial maior e corretamente replicada.

Análises dos processos relacionados ao recrutamento e importância da limitação de recursos na estrutura das comunidades evidenciam a relevância de uma análise detalhada de diferenças geográficas na ecologia de peixes de costões rochosos (THRESHER 1991). As comunidades de peixes da costa sudeste-sul emergem como especialmente importantes, não só pelo isolamento geográfico (FLOETER & GASPARINI 2000; FLOETER *et al.* 2001; JOYEUX *et al.* 2001) mas também pela importância econômica e social que representam para as comunidades costeiras. Devido ao fácil acesso, estes ambientes são explorados com frequência não só pela pesca artesanal e comercial mas também pelo turismo, o que ao longo dos anos vem causando um processo de degradação crescente ao ecossistema (BORZONE 1994). A realização de pesquisas básicas, e a continuidade posterior destes estudos são essenciais para que sejam gerados resultados que possam ser diretamente aplicados para a proteção e manejo desses recursos.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a muitas pessoas que, de alguma forma, prestigiaram o trabalho dando conselhos, informação e apoio, especialmente Alberto Peret, Marco Fábio, Frederico Brandini e Ariel Silva. As seguintes instituições, fundações e instituto que proveram essencial apoio logístico e financeiro ao longo do trabalho, Centro de Estudos do Mar – UFPR, CNPq, Ecoplan, IBAMA e Programa RAM.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

ABURTO-OROPEZA, O. & BALLART E.F. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *PSZN, Marine Ecology*, **22**: 283–305.

- ACERO, A.P. 1985. Zoogeographical implications of the distribution of selected families of Caribbean coral reef fishes. *In: Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress*, Tahiti, **5**:231-236.
- AIDAR, E.; A.S. GAETA; S.M.F. GIANESSELLA-GALVÃO; M.B.B. KUTNER & C.TEIXEIRA. 1993. Ecosistema Costeiro Tropical: nutrientes dissolvidos, fitoplâncton e clorofila a e suas relações com as condições oceanográficas na região de Ubatuba, SP. **Publicação Especial Instituto Oceanográfico**, São Paulo, **10**:9-43.
- ANDERSON, G.R.V.; A.H. EHRLICH; P.R. EHRLICH; J.D. ROUGHGARDEN; B.C. RUSSELL & H. TALBOT. 1981. The community structure of coral reef fishes. **American Naturalist**, **117**: 476- 495.
- ARNAL, C. & I.M. COTÉ. 1998. Interactions between cleaning gobies and territorial damselfish on coral reefs. **Animal Behaviour**, **55**:1429-1442.
- BARTON, M & C. WILMHOF. 1996. Inland fishes of the Bahamas - new distribution records for exotic and native species from New Providence Island. **Journal of the Science Society of Thailand**, **3**(2): 7-11.
- BELL, J.D. & D.A. POLLARD. 1989. Ecology of fish assemblages and fisheries associated with seagrasses. *In: LARKUM, A.J. (Ed.). Biology of seagrasses*. Aquatic Plant Studies 2.
- BELL, J.D. & M.L. HARMELIN-VIVIEN. 1983. Fish fauna of French Mediterranean *Posidonia oceanica* meadows. 2 Feeding Habits. **Tethys**, **11**(1): 1-14.
- BETANCOURT, C.A.; G.G. SANSÓN & C.A. MONTES. 1984. Primeras etapas en la colonización de refugios artificiales. I - Composición y conducta de las comunidades de peces. **Revista de Investigaciones Marinas**, **3**: 77-89.
- BORZONE, C.A. 1994. **Proposta para a categoria e o plano de manejo das ilhas oceânicas do litoral do Paraná**. Universidade Federal do Paraná - Centro de Estudos do Mar. 125p.
- BOUJARD, T. & F. LEATHERLAND. 1992. Circadian rhythms and feeding time in fishes. **Environmental Biology of Fishes**, **35**: 109-131.
- BOUZON, Z.L. & K.L.S. SAUER. 1993. Chlorophyta e Phaeophyta bentônicas da Ilha de Ratonas Grande - Santa Catarina - Brasil. **Ínsula**, **22**: 187-207.
- BRANDINI, F.P.; R.M. LOPES; K.S. GUTSEIT; H.L. SPACH & R. SASSI. 1997. **Planctonologia na plataforma continental do Brasil: diagnose e revisão bibliográfica**. MMA, CIRM, FEMAR. 196 p.
- CALEY, M.J. & J.St. JOHN. 1996. Refuge availability structures assemblages of tropical reef fishes. **Journal of Animal Ecology**, **65**: 414-428.
- CARPENTER, K.E.; R.I. MICLAT; V.D.; ALBALADEJO & V.T. CORPUZ. 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. *In: Proceedings of the fourth International Coral Reef Symposium*, **2**:497-502.
- CASTRO, B.M. & L.B. MIRANDA. 1998. Physical oceanography of the western Atlantic Continental Shelf located between 4° N and 34° S. **11**(8):209-251. *In: ROBINSON, A.R. & K.H. BRINK (Eds). The Sea*. John Wiley & Sons.
- CASTRO-FILHO, B.M.; L.B. MIRANDA & S.Y. MIYAO. 1987. Condições hidrográficas na plataforma continental ao largo de Ubatuba: variações sazonais e em média escala. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, **35**(2):135-151.
- CHABANET, P.; H. RALAMBONDRAINY; M. AMANIEU; G. FAURE & R. GALZIN. 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs**, **16**:93-102.
- CHOAT, J.H. 1991. The biology of herbivorous fishes on coral reefs. p. 120-155. *In: Sale, P.F. (ed.) The ecology of fishes on coral reefs*. San Diego: Academic Press.

- CHOAT, J.H. & K.D. CLEMENTS 1993. Daily feeding rates in herbivorous labroid fishes. **Marine Biology**, **117**:205–211.
- CHOAT, J.H.; K.D. CLEMENTS & W.D. ROBBINS. 2002. The trophic status of herbivorous fishes on coral reefs. 1: Dietary analyses. **Marine Biology**, **140**:613–623.
- CLARO, R. 1994. Características generales de la ictiofauna. p. 55-70. *In*: Claro, R. (ed.) **Ecología de los peces marinos de Cuba**. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo.
- CONNOLLY, R.M. 1994. Removal of seagrass canopy: effects on small fish and their prey. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **184**: 99-110.
- EMILSSON, I. 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, São Paulo, **11**(2): 101-112.
- ESTON, V.R. & W.O. BUSSAB. 1990. An experimental analysis of ecological dominance in a rocky subtidal macroalgal community. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **136**:170-195.
- FALCÓN, J.M.; S.A. BORTON; A. BRITO & C.M. BUNDRICK. 1996. Structure of and relationships within and between the littoral, rock-substrate fish communities off four islands in the Canarian Archipelago. **Marine Biology**, **125**: 215–231.
- FERREIRA, C.E.L. 1994. **Ecologia da herbivoria por *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830) (Pisces: Pomacentridae) na região de Arraial do Cabo, RJ**. São Carlos: Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, 57 p.
- FERREIRA, C.E.L.; J.E.A. GONÇALVES; R. COUTINHO. 2001. Community structure of fishes and habitat complexity in a tropical rocky shore. **Environmental Biology of Fishes**, **61**:353–369.
- FERREIRA, C.E.L.; J.E.A. GONÇALVES; R. COUTINHO & A.C. PERET. 1998a. Herbivory by the dusky damselfish, *Stegastes fuscus* (Cuvier, 1830). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **229**:241– 264.
- FERREIRA, C.E.L.; A.C. PERET & R. COUTINHO. 1998b. Seasonal grazing rates and food processing by tropical herbivorous fishes. **Journal of Fish Biology**, **53**:222-235.
- FERREIRA, C.E.L.; S.R. FLOETER; J.L. GASPARINI; B.P. FERREIRA & J.C. JOYEUX. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: a latitudinal comparison. **Journal of Biogeography**, **31**:1093–1106.
- FLOETER, S.R. & J.L. GASPARINI. 2000. The southwestern Atlantic reef fish fauna: composition and zoogeographic patterns. **Journal of Fish Biology**, **56**:1099–1114.
- FLOETER, S.R. & J.L. GASPARINI. 2001. The Brazilian endemic reef fishes. **Coral Reefs**, **19**:292.
- FLOETER, S.R.; R.Z.P. GUIMARÃES; L.A. ROCHA; C.E.L. FERREIRA; C.A. RANGEL & J.L. GASPARINI. 2001. Geographic variation in reef-fish assemblages along the Brazilian coast. **Global Ecology and Biogeography**, **10**:423–433.
- GASPARINI, J.L. & S.R. FLOETER. 2001. The shore fishes of Trindade Island, southwestern Atlantic. **Journal of Natural History**, **35**(11):1639–1656.
- GASPARINI, J.L. & C.M. MUSSO. 1996. Arquipélago das Três Ilhas: dez anos de pesquisa sobre história natural e conservação. **Revista Trilhas**, **9**:18–22.
- GASPARINI, J.L.; R.L. MOURA & I. SAZIMA. 1999. *Stegastes trindadensis* n. sp. (Pisces: Pomacentridae), a new damselfish from Trindade Island, off Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, **10**: 3-11.
- GHERARDI, D.F.M. & D.W.J. BOSENCE 1999. Modeling of the ecological succession of encrusting organisms in recent coralline-algal frameworks from Atol das Rocas, Brazil. **Palaios**, **14**: 145-158.

- GRETHER, G.F. & P.V. SWITZER. 2000. Mechanisms for the formation and maintenance of traditional night roost aggregations in a territorial damselfly. **Animal Behaviour**, **60**(5):569-579.
- HARME LIN-VIVIEN, M.L. 1983. Étude comparative de l'ichtyofaune des herbiers de phanérogames marines en milieux tropical et tempéré. **Revue d'Ecologie-La Terre et La Vie**, **38**:179-210.
- HIXON, M.A. 1991. Predation as a process structuring coral reef fish communities. p. 475–508. *In*: SALE, P.F. (Ed.) **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, San Diego.
- HIXON, M.A. & J.P. BEETS 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. **Ecological Monographs**, **63**:77–101.
- HOBSON, E.S. 1972. Activity of Hawaiian reef fishes during the evening and morning transitions between daylight and darkness. **Fishery Bulletin**, **70**(3):715-740.
- JIMÉNEZ, S.V., R. CANO; J.T. BAYLE; A.A. RAMOS & J.L. SÁNCHEZ LIZASO. 1996. Las praderas de Posidonia oceánica como zona de protección de juveniles de especies de interés comercial. *In*: **125 Aniversario de la Real Sociedad Española Historia Natural**. Tomo extraordinario: 357-378.
- JOYEUX, J.C.; S.R. FLOETER; C.E.L. FERREIRA & J.L. GASPARINI. 2001. Biogeography of tropical reef fish: the south Atlantic puzzle. **Journal of Biogeography**, **28**:831–841.
- KINGSFORD, M.J. 1992. Drift algae and small fish in coastal waters of northeastern New Zealand. **Marine Ecology Progress Series**, **80**:41-55.
- KLUMPP, D.W.; A.D. MCKINNAN & P. DANIEL. 1987. Damselfish territories: zones of high productivity on coral reefs. **Marine Ecology Progress Series**, **40**:41–51.
- LINDEMAN, K.C. & D.B. SNYDER. 1998. Nearshore hardbottom fishes of southeast Florida and effects of habitat burial caused by dredging. **Shery Bulletin**, **97**:508-525.
- LETOURNEUR, 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):1-30.
- LOWE-McCONNELL, R.H. 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge University Press, 381p.
- LUCKHURST, B.E. & K. LUCKHURST. 1978a. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, **49**:317–323.
- LUCKHURST, B.E. & K. LUCKHURST. 1978b. Diurnal space utilization in coral reef fish communities. **Marine Biology**, **49**:325–332.
- MARSHALL, N.J. 2000. Communication and camouflage with the same 'bright' colours in reef fishes. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences**, **355**:1243–1248.
- MCCANN, K. 1998. Density-dependent coexistence in fish communities. **Ecology**, **79**(8):2957–2967.
- McGEHEE, M.A. 1994. Correspondence between assemblages of coral reef fishes and gradients of water motion, depth and substrate size off Puerto Rico. **Marine Ecology Progress Series**, **105**:243–255.
- MIRANDA, L.B. 1982. **Análise de massas de água da plataforma continental e da região oceânica adjacente: Cabo de São Tomé (RJ) à Ilha de São Sebastião**. Tese de Livre-Docente, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, 194 p.
- MOURA, R.L.; J.L. GASPARINI & I. SAZIMA. 1999. New records and range extensions of reef fishes in the western South Atlantic, with comments on reef fish distribution

- along the Brazilian coast. **Revista Brasileira de Zoologia**, Rio de Janeiro, **16**(2):513-530.
- OLIVEIRA, F.E.C.; J. PIRANI & A.M. GIULIETTI. 1983. The Brazilian seagrass. **Aquatic Botany**, **16**: 251-267.
- OURIQUES, L.C. 1997. **Feofíceas do litoral do Estado de Santa Catarina**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 254 p.
- PAULA, E.J. & V.R. ESTON. 1989. Secondary succession on an exposed rocky intertidal algae community of the State of São Paulo - Brazil. **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras - Série Botânica**, **11**: 1-9.
- PEÑA, T.A. & M.J. PRIETO. 2001. Comunidad de peces en tres praderas de *Thalassia testudinum* del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. **Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela**, **41**(1-2):39-48.
- RAMJOHN, D.D. 1999. Checklist of coastal and marine fishes of Trinidad and Tobago. Marine Fishery Analysis Unit, Fisheries Division, Ministry of Agriculture, Land and Marine Resources, Trinidad and Tobago. **Fisheries Information Series**, **8**:151.
- RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Studies in Tropical Oceanography**, Miami, **5**:665-847.
- REIS, R.P. & Y. YONESHIGUE-VALENTIN. 1999. Variação espaço-temporal de populações de *Hypnea musciformis* (Rhodophyta, Gigartinales) na Baía de Sepetiba e Armação dos Búzios, Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasileira**, **13**(2):123-142.
- ROBERTS, C.M. 1995. Effects of fishing on the ecosystem structure of coral reefs. **Conservation Biology**, **9**(5):988-994.
- ROBERTS, C.M. & R.F.G. ORMOND. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology Progress Series**, **41**:1-8.
- ROBERTS, C.M.; A.R.D. SHEPHERD; R.F.G. ORMOND. 1992. Large-scale variation in assemblage structure of Red Sea butterflyfishes and angelfishes. **Journal of Biogeography**, **19**:239-250.
- ROBERTSON, D.R. 1996. Interspecific competition controls abundance and habitat use of territorial Caribbean damselfishes. **Ecology**, **77**:885-899.
- ROCHA, L.A. 2003. Patterns of distribution and processes of speciation in Brazilian reef fishes. **Journal of Biogeography**, **30**:1161-1171.
- ROSA, R.S. & R.L. MOURA 1997. Visual assessment of reef fish community structure in the Atol das Rocas Biological Reserve, off northeastern Brazil. *In*: **Proceedings of the 8th. International Coral Reef Symposium**, Panama, **1**:983-986.
- RUSS, G.R. 1984. Distribution and abundance of herbivorous grazing fishes in the central Great Barrier Reef. I. Levels of variability across the entire continental shelf. **Marine Ecology Progress Series**, **20**:23-34.
- RUSS, G.R. 2003. Grazer biomass correlates more strongly with production than with biomass of algal turfs on a coral reef. **Coral Reefs**, **22**:63-67.
- SAMMARCO, P.W. & J.H. CARLETON. 1981. Damselfish territoriality and coral community structure: reduced grazing, coral recruitment and effects on coral spatial. *In*: **Proceedings of the fourth International Coral Reef Symposium**, Manila, **2**:525-535.
- SCOTT, F. & G.R. Russ. 1987. Effects of grazing on species composition of the epilithic algal community on coral reefs of the central great Barrier Reef. **Marine Ecology Progress Series**, **39**:293-304.

- SEBENS, K.P. & A.S. JOHNSON. 1991 Effects of water movement on prey capture and distribution of reef corals. **Hydrobiologia**, **226**: 91–101.
- SGROTT SAUER MACHADO, K.R.; A.R.O. CHAPMAN & R. COUTINHO. 1992. Patch structure in a tropical rocky shore community in Brazil: a mosaic of successional states? **Ophelia**, **35**: 187-195.
- SILVA, A.S. 2001. **Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do Estado do Paraná**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná. 160 p.
- SNYDER, D. 2003. **Nearshore artificial reef monitoring reports**. Continental Shelf Associates, Inc.. Palm Beach County Department of Environmental Resources Management. 76p.
- SPACH, H.L.; R.S. GODEFROID; C. SANTOS; JR.R. SCHWARZ & G.M.L. QUEIROZ. 2004. Temporal variation in fish assemblage composition on a tidal flat. **Brazilian Journal of Oceanography**, **52**(1): 47-58, 2004.
- SPIELER, R.E. 2003. **Fish Census of Selected Artificial Reefs in Broward County**. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 28p.
- STARNES, W.C. 1988 Revision, phylogeny and biogeographic comments on the circumtropical marine percoid fish family Priacanthidae. **Bulletin of Marine Science**, **43**(2): 117-203.
- STONER, A.W. 1983. Distribution of fishes in seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. **Fisheries Bulletin**, **81**(4): 837-846.
- TEIXEIRA, S.F.; B.P. FERREIRA & I.P. PADOVAN. 2004. Aspects of fishing and reproduction of the black grouper *Mycteroperca bonaci* (Poey, 1860) (Serranidae: Epinephelinae) in the Northeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, **2**(1): 19-30.
- THOMPSON, R. & J.L. MUNRO 1983. The biology, ecology and bionomics of Caribbean reef fishes: Lutjanidae (snappers). p. 94-109. *In*: Munro, J.L. (ed.) **Caribbean coral reef fishery resources**. ICLARM Stud. Rev 7.
- THRESHER, R.E. 1991. Geographic variability in the ecology of coral reef fishes: Evidence, evolution and possible implications. p. 401-436. *In*: Sale, P. F. (ed). **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press Inc.
- WAINWRIGHT, P.C.; D.R. Bellwood & M.W. Westneat. 2002. Ecomorphology of locomotion in labrid fishes. **Environmental Biology of Fishes**, **65**: 47–62.
- WYNNE, M.J. 1998. A checklist of benthic marine algae of the tropical and subtropical western Atlantic: first revision. **Nova Iheringia**, **116**: 1-155.

## CAPÍTULO III

### **Variações sazonais na dieta de *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) (Perciformes: Sparidae) em recifes artificiais e costões rochosos do Arquipélago de Currais, Paraná, Brasil**

---

**ABSTRACT:** Seasonal changes in feeding habits of *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) in the artificial reefs and the hard rocky of the Archipelago of Currais, Paraná, Brazil. The feeding habits of the sparid *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) from two areas: artificial reefs and the hard rocky of the Archipelago of Currais, were analysed to determinate seasonal changes. Stomach contents of 289 specimens captured with gill nets of wait of meshes 4 to 7 cm from August 1993 to May 1994, were analysed. Diet varied seasonally: at Isla Grapirá site, ascidias and amphipods were more important in autumn, whereas during winter and spring amphipods were more important. At In the area of the artificial reefs (RAM), seagrass and algae were more important in summer, algae and hydrozoa in autumn, algae and briozoa in winter and harpacticoid copepods and gammarid amphipods in spring. The results indicate that *Archosargus rhomboidalis* feeds on a wide range of prey items, and could be considered a generalist feeder.

Key words: *Archosargus rhomboidalis*, feeding habits, seasonality, artificial reefs, hard rocky.

**RESUMO:** Variações sazonais na dieta de *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) (Perciformes: Sparidae) em recifes artificiais e no costões rochosos do Arquipélago de Currais, Paraná, Brasil. Os hábitos alimentares do esparídeo *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) foram estudados em duas áreas amostrais: recifes artificiais e costão rochoso da Ilha Grapirá, Arquipélago de Currais com o propósito de detectar variações estacionais na dieta. Foram analisados os conteúdos estomacais de 289 exemplares capturados com redes de espera de malhas 4 a 7 cm entre o período de agosto de 2002 a maio de 2003. A dieta variou sazonalmente, na Ilha Grapirá, as presas mais importantes no outono foram as ascídias e os anfípodos, enquanto que no inverno e primavera apenas os anfípodos. Na área dos recifes artificiais (RAM), macroalgas e algas foram mais importantes no verão, algas e hidrozoários no outono, algas e briozoários no inverno, e copépodos harpacticoides e anfípodos gamarídeos na primavera. Os resultados indicam que *A. rhomboidalis* se alimenta de uma ampla variedade de tipos de presa, e pode ser considerada uma espécie de generalista e pouco seletiva.

Palavras chave: *Archosargus rhomboidalis*, hábito alimentar, variação sazonal, recifes artificiais, costões rochosos.



## INTRODUÇÃO

A composição da dieta de algumas espécies de peixes pode sofrer mudanças significativas ao longo do ano, relacionadas às variações estacionais mais ou menos acentuadas em função do alimento disponível, da variação da temperatura da água além do fato da espécie ser especialista ou generalista (MACPHERSON 1977).

A família Sparidae ocorre em águas costeiras tropicais e temperadas. Quase todas as espécies têm importância comercial e são utilizadas como recurso alimentar (MENEZES & FIGUEIREDO 1980). *Archosargus rhomboidalis* (L., 1758) é uma espécie comum que se distribui no sudeste e sul, da costa de São Paulo até Santa Catarina (MENEZES & FIGUEIREDO 1980; CHAVANCE *et al.* 1986, GODOY 1987; ARAÚJO *et al.* 1998; RAMJOHN 1999; HUMANN 1994; FLOETER *et al.* 2001). Tem hábitos gregários quando é jovem, e se desloca normalmente em casais ou pequenos grupos na fase adulta. É típica do litoral, abundante em águas rasas estuarinas e próximos aos costões rochosos e recifes coralíneos, sendo muito mais rara em fundos arenosos (RANDALL 1967; SOSTOA 1990).

A população de *A. rhomboidalis* do Paraná desova ao longo da plataforma continental interna entre os meses de maio a agosto com o pico no final de junho e início de julho e, ao mesmo tempo, considera-se residente da região, encontrando-se tanto juvenis como adultos ao longo de todo o ano (CORRÊA 1987). Durante o verão são comuns na maioria dos estuários, em áreas litorais abertas e habitats estruturados onde se alimentam de uma variedade de pequenos invertebrados bentônicos. A maturação gonadal de *A. rhomboidalis* tem início aos 2 anos de idade, com aproximadamente 15,5 cm de comprimento total (FROESE & PAULY 2005). A maioria dos peixes encontram-se maduros com 3 anos e cerca de 21 cm (GABRIEL 1998).

As poucas publicações que trataram de *A. rhomboidalis* foram estudos experimentais realizados com ovos e larvas. HOUDE (1974, 1975 e 1978) analisou a influência da concentração de alimento sobre o crescimento e sobrevivência larval. HOUDE & POTTHOFF (1976) descreveram o desenvolvimento larval e STEPIEN (1976) estudou a taxa de alimentação, a seleção do alimento e a ração diária das larvas em laboratório. À respeito de peixes adultos, VAUGHAN (1978) investigou os hábitos alimentares na Baía de Biscaia (Flórida) e comparou a taxa de crescimento com a disponibilidade de alimento no laboratório. Finalmente, CHAVANCE *et al.* (1986) acompanharam a desova e a produção de ovos e larvas na lagoa de Términos no México.

Nas amostragens realizadas no Arquipélago de Currais, as espécies de Sparidae representaram 34,4 % em número e 48,5 % em biomassa do total

capturado. Dentro desta família, *A. rhomboidalis* foi a espécie mais abundante, tanto em número como em biomassa (8,0 % e 17,6 %, respectivamente).

O propósito do presente estudo foi caracterizar a alimentação de *A. rhomboidalis* ao longo do ciclo anual nos costões rochosos da Ilha Grapirá, Arquipélago de Currais - PR e nos recifes artificiais.

## MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas em duas localidades. Uma no maior costão rochoso do Arquipélago de Currais, na Ilha Grapirá (25°44'02" S e 48°22'05" W), dado o interesse em investigar um ambiente insular pouco explorado do litoral paranaense. A outra, foi nos recifes artificiais (25°44'30" S e 48°19'59" W) implantados no âmbito do Programa Recifes Artificiais Marinhos - RAM (PADCT/CIAMB) em janeiro de 1997 (Figura 1). Os recifes artificiais estão localizados a cerca de 1,2 milhas náuticas do Arquipélago de Currais em uma profundidade de 16 metros.

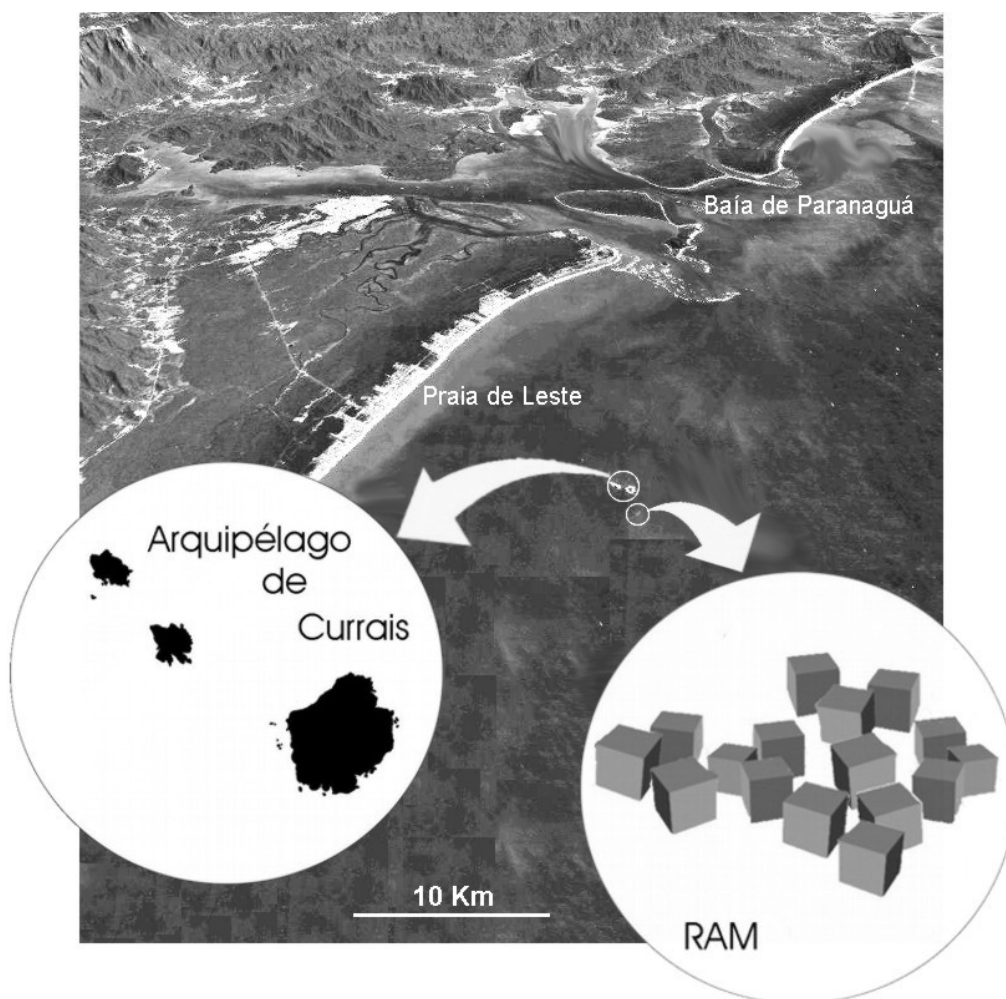


Figura 1. Localização das áreas de estudo. Arquipélago de Currais e Recifes Artificiais Marinhos (RAM).

Um total de oito coletas foi realizado procurando contemplar as quatro estações do ano. Duas amostragens foram realizadas em cada localidade nos seguintes períodos: julho-agosto (inverno), outubro-novembro (primavera) de 2002 e janeiro-fevereiro (verão), abril-maio (outono) de 2003. Em cada coleta foi utilizada a mesma metodologia para as duas localidades. A coleta dos peixes foi realizada com redes de emalhar (4 a 7 cm de abertura de malha), sendo realizadas despescas a cada três horas por ciclos completos de 24 horas.

#### *Análise dos conteúdos estomacais*

Apenas os peixes que estavam vivos no momento da despesca foram selecionados para a realização deste estudo. Imediatamente após serem retirados da rede, os peixes foram acondicionados em recipientes de isopor com gelo. Em terra, as amostras foram fixadas com formaldeído 4% e neutralizadas com tetraborato de sódio.

Para determinar o número de peixes que deveriam ser examinados para descrever de forma precisa a dieta de *A. rhomboidalis* realizou-se uma análise prévia, utilizando curvas de presas acumuladas e de diversidade trófica acumulada (HOFFMAN 1979; HYSLOP 1980; BARRY *et al.* 1996; FERRY & CAILLIET 1996).

Segundo os resultados das análises prévias, uma amostra com cerca de vinte estômagos para cada uma das estações em cada localidade, foi recomendado para obter uma boa representação da dieta (RUIZ 1999). No laboratório foram obtidas as medidas dos comprimentos total (CT) e padrão (CP) de cada peixe. Os estômagos foram retirados, o conteúdo depositado sobre uma malha fina de 0,2 mm de diâmetro, o conteúdo lavado (LABARTA 1976; MARRERO 1994), para se eliminar o formol da amostra sem perda de material (HERRAN 1988). Devido a problemas de fixação do material, as amostras de verão da área Grapirá não puderam ser estudadas.

Posteriormente os estômagos foram abertos, o conteúdo digestivo colocado em uma placa de Petri, examinados e analisados através de um microscópio estereoscópico binocular. Cada categoria alimentar foi identificada até o menor nível taxonômico possível. Os itens foram contados e calculados o peso úmido das categorias identificadas com uma precisão de 0,0001 g. Em cada estômago, a quantidade encontrada em cada estômago de algas, restos de peixes e material não identificado foi considerada como uma unidade.

Vários índices para expressar a importância quantitativa das diferentes presas nas dietas dos peixes foram descritos (BERG 1979; HYSLOP 1980). Os índices utilizados no presente estudo para expressar a importância quantitativa (%N =  $(N_i/N_t) \times 100$ ), o gravimétrico (%PS =  $(PS_i/PS_t) \times 100$ ) e o de frequência de

ocorrência ( $\%F = (Si/St) \times 100$ ), onde N é o número de ocorrência, PS o peso do item, F a frequência do item e i representa cada uma das categorias das presas, S são os estômagos e t o total das categorias ou estômagos.

O índice de importância relativa foi calculado para todos os itens analisados ( $IIR = (\%N + \%PS) \times \%Foc$ ), pois incorpora os três índices prévios (WINDELL 1978; HYSLOP 1980) e permite comparações com outros estudos já realizados (FERRY & CAILLIET 1996; CORTÉS 1997).

Uma vez que a natureza dos dados gerados é multivariada, foi utilizado o pacote estatístico PRIMER (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) (CLARKE 1993) para o estudo das afinidades alimentares de *A. rhomboidalis*. Para estas análises foram utilizados os dados de abundância relativa. O teste de significância das diferenças entre as estações foi examinada com o auxílio do teste de análise de similaridade ANOSIM (Analysis of Similarities), que é um procedimento de permutas não paramétricas aplicadas à matriz de similaridade e que faz muito poucas suposições sobre os dados. Uma vez agrupadas e detectadas as diferenças entre as amostras, foram identificadas as categorias responsáveis desses resultados. Isto foi realizado utilizando a análise de percentagens de similaridade SIMPER (Similarity Percentage Breakdown), que determina a importância relativa de cada variável à dissimilaridade entre grupos de amostras ou a similaridade entre as réplicas de cada grupo de amostras (CLARKE 1993). A Análise de Correspondência foi empregada para identificar as similaridades do IIR dos itens alimentares entre as diferentes estações nas duas áreas amostrais. As comparações foram realizadas em grupos de comprimentos homogêneos em cada estação e área amostral: pequenos < 13 cm, médios 13 - 23 cm, grandes > 23 cm.

## RESULTADOS

A relação comprimento-peso não mostrou diferença significativa entre os sexos nos intervalos estudados de 13,0-33,0 cm. Foram examinados 289 estômagos, dos quais nenhum estava vazio. Um total de 5.063 itens foram encontrados em todos os estômagos, que se distribuíram em 74 categorias (Tabela 1). Estas categorias foram agrupadas em táxons superiores reduzindo-se a 26 categorias. O peso total de todos os conteúdos estomacais foi 43,37 mg. O número médio de indivíduos por estômago foi 19,14 e o peso médio do conteúdo por estômago foi 90 mg. Na Tabela II estão apresentados os resultados distribuídos por áreas e estações.

Tabela 1. Itens alimentares encontrados nos estômagos de *Archosargus rhomboidalis* coletados nas duas áreas amostrais: RAM e Ilha Grapirá. Os itens assinalados com asteriscos (\*) foram utilizados para a análise de similaridade.

TAXONS		TAXONS	
<b>Phylum Incertae</b>		Subclasse Errantia *	
FAMILIA Sargassaceae	<i>Sargassum cymosum</i> *	FAMILIA Nereididae	<i>Nereis</i> sp.
<b>Phylum Rhodophyta *</b>		<b>Phylum Arthropoda</b>	
FAMILIA Hypneaceae	<i>Hypnea musciformis</i>	SubPhylum Crustacea	
FAMILIA Ceramiaceae	<i>Ceramium codii</i>	Classe Branchiopoda	Sp 1
	<i>Callitamnion byssoides</i>	Ordem Cladocera	Sp 1
	<i>Callithamnion uruguayense</i>	Classe Ostracoda *	
FAMILIA Stylonemataceae	<i>Styлонema alsidii</i>	FAMILIA Halocypridae	<i>Halocypris inflata</i>
FAMILIA Hodomelaceae	<i>Polysiphonia</i> sp.	Classe MAXILLOPODA	
	<i>Polysiphonia tepida</i>	Subclasse Copepoda *	
	<i>Bryocladia thyrigera</i>	Ordem Calanoida *	Sp 1
FAMILIA Corallinaceae	<i>Jania rubens</i>		Sp 2
	<i>Neogoniolithos solubilis</i>	Ordem Cyclopoida *	Sp 1
Outras algas *		Ordem Harpacticoida *	Sp 1
		Outros Copepoda *	Sp 1
<b>Phylum Granuloreticulosa</b>			Sp 2
Classe Foraminifera	Sp 1	Classe Malacostraca	
<b>Phylum Ciliophora</b>		Ordem Decapoda *	
FAMILIA Tintinnidae	Sp 1	FAMILIA Porcellanidae	Sp 1
			Sp 2
<b>Phylum Porifera</b>		Larva zoea	
FAMILIA Mycalidae	<i>Mycale</i> sp.	Outros Decapoda	
FAMILIA Halicionidae	<i>Haliclona</i> sp.	Ordem Amphipoda	
<b>Phylum Cnidaria</b>		FAMILIA Caprellidea *	<i>Caprella dilatata</i>
Classe Hydrozoa *		FAMILIA Gammaridea *	<i>Ceradocus</i> sp.
FAMILIA Campanularidae	<i>Obelia dichotoma</i>	Ordem Cumacea	Sp 1
	<i>Clytia gracilis</i>	Ordem Isopoda *	<i>Gnathia</i> sp.
FAMILIA Sertulariidae	<i>Sertularia</i> sp.	Outros Crustacea *	
	<i>Dynamena quadridentata</i>	SubPhylum Chelicerata *	
FAMILIA Halocordyloidea	<i>Halocordyle</i> sp.	Classe Pycnogonida	
FAMILIA Eudendriidae	<i>Eudendrium carneum</i>	FAMILIA Colossendeidae	<i>Colossendeis geoffreyi</i>
Classe Anthozoa *		<b>Phylum Bryozoa *</b>	
FAMILIA Ellisellidae	<i>Elisella elongata</i>	FAMILIA Aeteidae	<i>Aetea anguinea</i>
FAMILIA Sphenopidae	<i>Palythoa</i> sp.		<i>Bugula</i> sp.
FAMILIA Zoanthidae	<i>Epizoanthus</i> sp.	FAMILIA Schyzoporellidae	<i>Schyzoporella</i> sp.
	<i>Madracis decactis</i>		<i>Catenicula contei</i>
<b>Phylum Mollusca *</b>			<i>Smittina trispinosa</i>
Classe Bivalvia		<b>Phylum Echinodermata *</b>	
FAMILIA Ostreidae	<i>Ostrea puelchana</i>	Classe Crinoidea	
FAMILIA Chamidae	<i>Chama</i> sp.	FAMILIA Tropiometridae	<i>Tropiometra carinata</i>
	<i>Arcinella brasiliiana</i>	Classe Ophiuroidea	Sp 1
FAMILIA Spondylidae	<i>Spondylus americanus</i>	Classe Echinoidea	
FAMILIA Arcidae	<i>Arca imbricata</i>	FAMILIA Echinidae	<i>Paracentrotus lividus</i>
FAMILIA Pectinidae	<i>Lyropecten nodosus</i>	<b>Phylum Chordata</b>	
Classe Gastropoda		Classe Ascidiacea *	
FAMILIA Calyptraeidae	<i>Crepidula aculeata</i>	FAMILIA Didemnidae	<i>Didemnum granulatum</i>
FAMILIA Muricidae	<i>Chicoreus tenuivaricosus</i>		<i>Diplossoma listerianum</i>
FAMILIA Tritoniidae	Sp 1	FAMILIA Ascidiidae	<i>Ascidia interrupta</i>
<b>Phylum Annelida</b>		FAMILIA Styelidae	<i>Botrilus</i> sp.
Classe Polychaeta			<i>Symplegma rubra</i>
Subclasse Sedentaria *		Outros Ascidiacea	
FAMILIA Serpulidae	<i>Hydroides dianthus</i>	SubPhylum Vertebrata	
FAMILIA Spionidae	<i>Polydora</i> sp.	Restos de peixes *	
FAMILIA Chaetopteridae	<i>Spiochaetopterus</i> spp.	Restos não identificados *	

Na área RAM o menor número médio de presas por estômago foi representado no verão, com aumento no outono e inverno e, na primavera foi observado o máximo de 68,76 itens por estômago. Entretanto, o maior peso médio por estômago esteve representado no verão com 939,67 mg por estômago, e o mínimo no outono com 66,68 mg por estômago. Na área Ilha Grapirá, outono foi a

estação com maior número médio de itens por estômago, enquanto que o inverno foi a que apresentou menor número. O peso médio dos conteúdos por estômago foi similar no outono e inverno, sendo muito menor na primavera (Tabela 2).

Tabela 2. Número total de estômagos estudados (N° est.), número médio de presas por estômago (N/est.) e peso médio dos conteúdos de um estômago em miligramas (PS/est.) nas diferentes estações em cada uma das áreas estudadas: RAM e Ilha Grapirá.

	RAM			Ilha Grapirá		
	N° est.	N/est.	PS/est.	N° est.	N/est.	PS/est.
Verão	21	8,71	939,67			
Outono	60	10,18	66,68	50	26,58	63,56
Inverno	46	10,35	191,56	42	9,93	58,65
Primavera	21	68,76	161,43	49	17,78	28,88
Total	148	19,78	128,57	141	18,56	50,04

Na RAM as categorias identificadas mais importantes no verão em percentagem do IIR foram *Sargassum*, 21,7 %, seguido pelas algas, 18 % (Figuras 2A e 3), mas o destaque foi a grande percentagem em peso dos isópodes, 46,1 %, e *Sargassum*, 34,2 % (Tabela 3). No outono foram as algas, 31 %, os hidrozoários, 27,9 % e *Sargassum*, 11,2 %, as categorias mais importantes. As algas, 21,8 %, os briozoários, 18 %, os restos de peixes, 11,5 %, e *Sargassum*, 10,2 %, são as categorias mais importantes no inverno (Figuras 2A e 3). Na primavera, as categorias mais importantes foram os copépodos harpacticoides, 42,2 % e os anfípodos gamarídeos 30,7 %, (Figuras 2A e 3) destacando por seu peso os decápodos, 16,9 % e os poliquetas sedentários, 16,8 % (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados das análises dos conteúdos estomacais, % N: percentagem em número, %PS: percentagem em peso, % Foc: freqüência de ocorrência em percentagem.

Item alimentar	RAM												Ilha Grapirá								
	Verão			Outono			Inverno			Primavera			Outono			Inverno			Primavera		
	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc	%N	%PS	%Foc
<i>Sargassum</i>	10,38	34,20	13,01	8,51	12,97	13,44	7,65	7,94	11,41	0,97	0,36	6,01	3,39	2,33	9,45	9,35	2,68	13,59	3,90	1,99	7,89
Algas	14,75	0,29	10,27	23,24	6,55	13,70	18,51	0,44	10,21	2,35	0,56	5,15	4,14	1,83	6,93	6,71	3,10	6,27	11,02	4,97	9,05
Hydrozoa	8,74	0,02	6,16	23,08	4,52	12,40	8,85	0,66	8,11	1,45	1,21	5,15	4,14	3,09	6,30	3,12	0,24	3,48	8,27	7,14	8,58
Molusca	2,73	0,00	2,74	0,33	0,00	0,52	5,03	0,91	4,80	1,45	0,45	4,72	1,05	0,23	2,52	1,92	0,27	1,74	2,76	0,34	3,48
P. errantes	0,00	0,00	0,00	1,47	0,29	2,07	4,23	2,37	2,40	1,18	2,05	3,43	2,78	15,77	4,20	6,47	6,44	6,97	1,61	1,50	3,02
P. sedentários	3,28	3,01	4,11	2,78	1,07	4,13	6,44	11,82	6,61	1,18	16,80	5,15	3,84	7,72	7,56	4,32	9,78	4,88	2,99	8,88	3,71
Larva trocófora	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,30	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,96	0,08	0,35	0,00	0,00	0,00
Crustacea	1,09	0,00	0,68	1,31	0,01	2,07	0,20	0,00	0,30	0,83	0,01	2,15	1,13	0,02	1,47	2,16	0,02	2,44	0,23	0,15	0,23
Copepoda	1,64	0,00	1,37	1,31	0,02	1,81	3,62	0,01	2,70	2,22	0,04	2,15	0,38	0,03	0,84	1,92	0,06	2,79	4,02	0,12	3,25
Calanoida	0,00	0,00	0,00	4,91	0,09	3,10	1,81	0,01	1,20	5,61	0,09	6,87	3,76	0,19	4,62	0,48	0,01	0,70	5,63	0,13	5,80
Cyclopoida	0,55	0,00	0,68	0,49	0,01	0,78	0,60	0,00	0,90	0,21	0,01	0,43	0,23	0,01	0,63	0,24	0,00	0,35	5,17	0,09	2,78
Harpacticoida	1,64	0,00	1,37	2,62	0,05	3,36	2,82	0,01	1,80	43,84	0,73	6,44	2,56	0,06	4,62	2,40	0,08	2,09	11,71	0,23	4,18
Ostracoda	3,83	0,01	4,79	1,15	0,04	1,29	0,20	0,00	0,30	4,99	0,17	6,01	3,39	0,66	4,41	6,00	0,26	4,88	1,84	0,16	2,55
Decapoda	2,19	0,46	2,74	1,47	0,04	1,55	0,80	0,23	1,20	1,18	16,86	4,29	0,68	32,44	1,89	0,00	0,00	0,00	1,61	0,39	2,78
Caprellidae	2,19	0,00	2,74	0,65	0,00	1,03	1,21	0,00	1,20	5,12	2,75	5,58	13,54	0,76	8,19	15,83	0,40	9,76	13,89	0,55	6,96
Gammaridea	11,48	0,00	5,48	3,76	0,13	4,65	3,02	0,01	3,30	22,78	0,50	9,01	10,38	0,70	7,35	12,47	0,30	7,67	9,07	0,88	6,03
Isopoda	4,37	46,13	4,79	0,98	0,01	1,29	0,20	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,02	0,35	0,00	0,00	0,00
Chelicerata	1,64	0,00	1,37	0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,60	0,76	0,08	3,43	0,15	0,01	0,21	0,48	0,02	0,70	1,03	0,04	1,62
Bryozoa	5,46	0,14	6,85	3,11	0,30	3,88	13,28	2,05	11,71	0,35	0,86	1,29	0,60	0,12	1,47	2,64	0,14	1,74	2,07	0,05	3,02
Echinodermata	2,73	3,51	3,42	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,01	0,21	0,24	0,25	0,35	0,11	0,01	0,23
Ascidacea	4,37	0,38	5,48	0,98	6,81	1,55	1,81	0,50	2,70	0,62	5,27	3,86	0,83	0,41	2,31	0,48	0,03	0,70	3,44	8,75	6,96
Ascidacea	0,55	0,00	0,68	1,15	0,01	1,03	0,20	0,00	0,30	0,00	0,00	0,00	37,47	3,53	7,98	0,24	0,00	0,35	1,15	0,01	0,46
Restos peixes	4,92	0,07	6,16	6,71	0,98	10,59	7,85	37,74	11,71	1,25	0,38	7,73	1,58	1,06	4,41	8,15	1,71	11,85	2,76	1,71	5,57
Outros	0,00	0,00	0,68	0,33	0,00	0,52	1,21	2,82	1,20	0,14	0,00	1,72	0,15	0,01	1,89	3,36	0,71	1,74	0,11	0,01	0,46
Restos	11,48	11,76	14,38	9,66	66,07	15,25	9,66	31,73	14,41	1,45	50,81	9,01	3,76	29,03	10,50	9,83	73,40	14,29	5,63	61,90	11,37

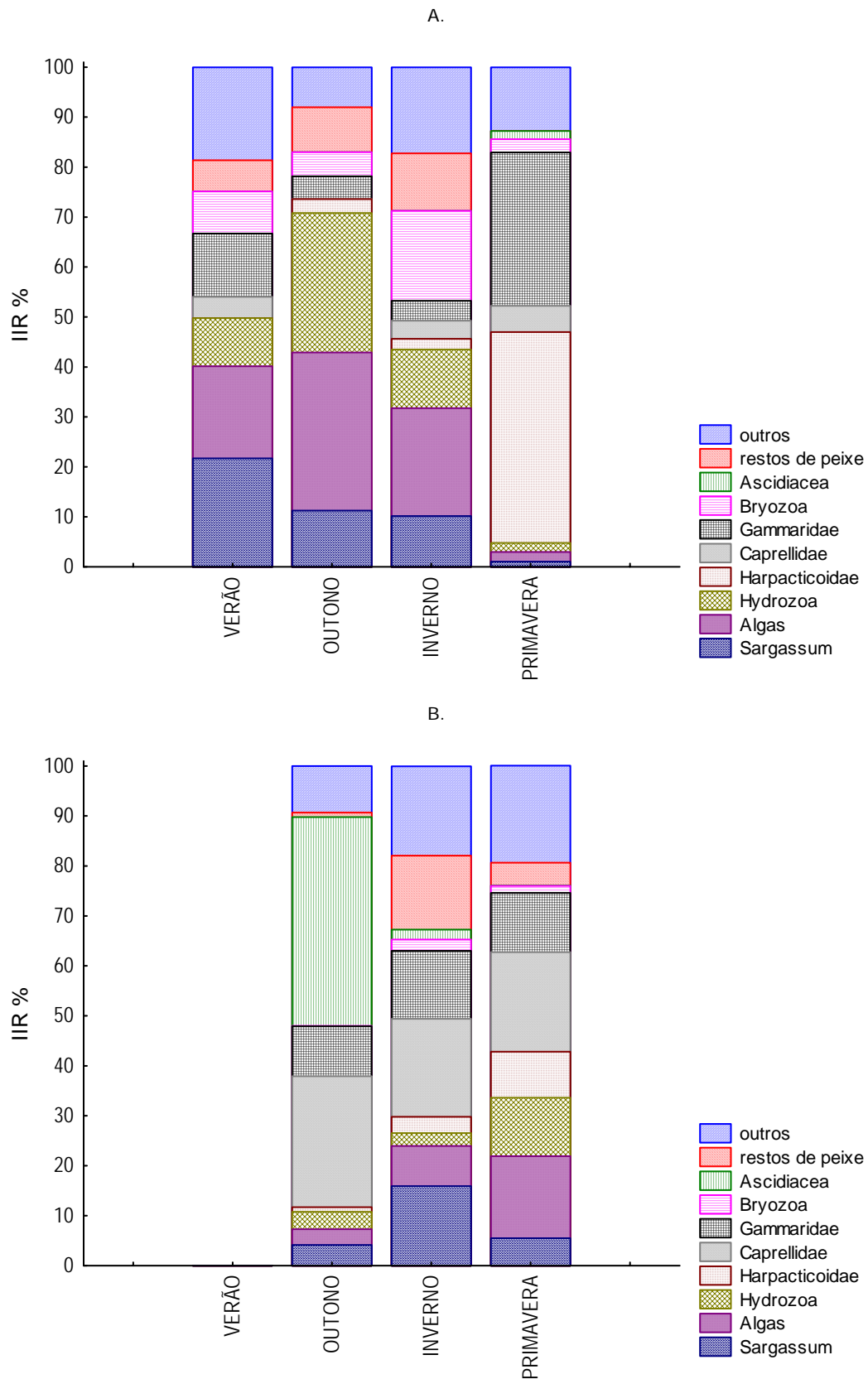


Figura 2. Mudanças sazonais na dieta de *Archosargus rhomboidalis* baseados nos valores percentuais do Índice de Importância Relativa dos principais grupos de presa das duas áreas estudadas: A. RAM e B. Ilha Grapirá.

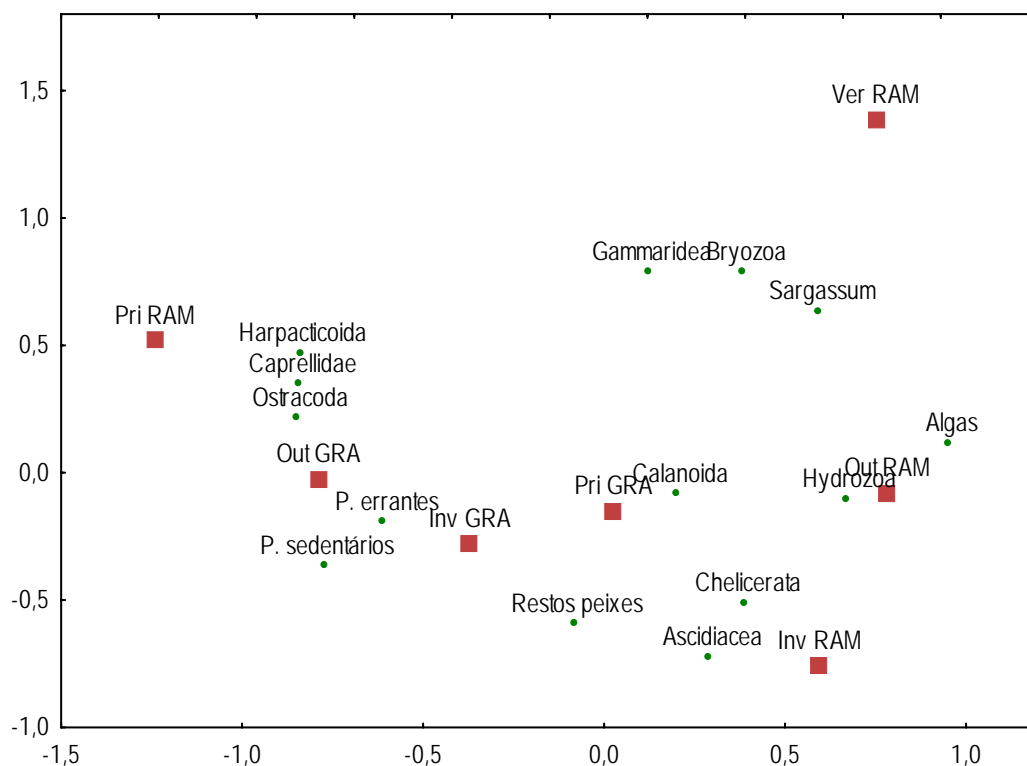


Figura 3. Resultado da Análise de Correspondência das categorias alimentares entre as estações nas duas áreas amostrais: RAM e Ilha Grapirá.

Na Ilha Grapirá, as presas mais importantes no outono segundo a porcentagem do IIR foram as ascídias, 41,8 %, e os caprelídeos, 26,2 % (Figuras 2B e 3), mas os decápodes e os poliquetas errantes têm grande importância quanto ao peso, 32,4 % e 15,8 %, respectivamente. No inverno os anfípodos gamarídeos (19,6%) e caprelídeos (13,62%) foram os grupos com maior IIR, 33,22 %, além de *Sargassum*, com 15,9 %. As algas, 16,4 %, os anfípodos caprelídeos, 15,9 %, e os hidrozoários, 11,7 %, foram mais importantes na primavera. Os resultados da análise de similaridade para cada uma das áreas confirmam a existência de diferenças altamente significativas ( $p < 0,001$ ) entre os hábitos alimentares dos exemplares de *A. rhomboidalis* capturados nas áreas RAM e Grapirá.



Tabela 4. Resultados da análise de similaridades ANOSIM para cada uma das estações. Nível de significância representado por \*\*\*, onde  $p < 0,001$ .

	Permutações possíveis	Valor estatístico	Nível de significância
Ilha Grapirá			
R. global	$4,809 \times 10^{52}$	0,34	***
Outono - inverno	$8,985 \times 10^{19}$	0,40	***
Outono - primavera	$1,902 \times 10^{24}$	0,38	***
Inverno - primavera	$1,132 \times 10^{21}$	0,24	***
RAM			
R. global	$2,188 \times 10^{60}$	0,52	***
Verão - outono	$4,324 \times 10^{13}$	0,70	***
Verão - inverno	$7,226 \times 10^{13}$	0,68	***
Verão - primavera	$6,257 \times 10^{06}$	0,63	***
Outono - inverno	$8,090 \times 10^{21}$	0,17	***
Outono - primavera	$3,366 \times 10^{13}$	0,81	***
Inverno - primavera	$2,029 \times 10^{13}$	0,68	***

Diferenças significativas também foram constatadas ao comparar a alimentação entre as diferentes estações do ano em cada uma das áreas (Tabela 4). O SIMPER mostra que em geral houve maior similaridade entre amostras na RAM do que na área da Ilha Grapirá. Apesar disso, os valores de similaridade em cada uma das estações em ambas as áreas foram baixos (Tabela 5 e Figura 3), o que reflete a heterogeneidade da alimentação desta espécie. A similaridade entre as amostras na RAM, exceto na primavera, deve-se principalmente às algas, além de *Sargassum* no verão, *Sargassum* e hidrozoários no outono e briozoários no inverno. Na primavera as presas principais foram os copépodos harpacticoides e os anfípodos gamarídeos (Tabela 5 e Figura 3). Na Ilha Grapirá os anfípodos, e em maior valor os anfípodos caprelídeos, foi uma das categorias responsáveis pela similaridade entre as amostras em todas as estações. A variação entre as estações foi causada principalmente pelo consumo, além dos anfípodos, de ascídias no outono, peixes e *Sargassum* no inverno e algas e hidrozoários na primavera (Tabela 5).

Tabela 5. Resultados da análise de percentagens de similaridade (SIMPER) para as áreas em cada uma das estações. Na tabela estão representadas: a percentagem de similaridade média para cada área (SM), a abundância média das espécies (A), a percentagem de similaridade das espécies (% S) e a percentagem de similaridade acumulada (% Sac).

	A	% S	% Sac		A	% S	% Sac
VERÃO				RAM (SM = 34,43)			
				Algas	1,33	29,72	29,72
				<i>Sargassum</i>	0,89	27,66	57,39
				Hydrozoa	0,67	8,42	65,80
				Bryozoa	0,50	6,97	72,77
				Restos de peixes	0,44	6,47	79,25
OUTONO				RAM (SM = 47,08)			
Ilha Grapirá (SM = 39,78)				Algas	2,43	39,09	39,09
Ascidiacea	10,52	38,63	38,63	Hydrozoa	2,32	29,81	68,90
Caprellidea	3,83	18,19	56,82	<i>Sargassum</i>	0,85	14,02	82,92
Gammaridea	2,85	11,09	67,91	Restos de peixes	0,70	10,00	92,91
<i>Sargassum</i>	0,91	7,35	75,26	Gammaridea	0,38	1,41	94,32
Polychaeta sedentários	1,04	5,07	80,33				
INVERNO				RAM (SM = 39,80)			
Ilha Grapirá (SM = 33,03)				Algas	1,92	24,10	24,10
<i>Sargassum</i>	0,93	26,69	26,69	Bryozoa	1,38	23,68	47,78
Restos de peixes	0,80	20,08	46,76	Restos de peixes	0,81	16,56	64,33
Caprellidea	1,43	19,28	66,05	<i>Sargassum</i>	0,79	15,56	79,89
Gammaridea	1,17	11,21	77,26	Hydrozoa	0,92	8,55	88,45
Polychaeta errantes	0,67	7,15	84,41				
PRIMAVERA				RAM (SM = 45,79)			
Ilha Grapirá (SM = 34,50)				Gammaridea	16,40	38,01	38,01
Algas	1,98	23,24	23,24	Harpacticoida	31,65	35,59	73,59
Hydrozoa	1,47	15,40	38,64	Calanoida	3,95	6,14	79,73
Caprellidea	2,47	14,74	53,38	Ostracoda	3,60	4,25	83,98
<i>Sargassum</i>	0,69	9,40	62,78	Restos de peixes	0,85	2,41	86,39
Gammaridea	1,61	8,25	71,03				

## DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo confirmam que *A. rhomboidalis* é uma espécie generalista que se alimenta de um amplo espectro de presas (STIEPIEN 1976; YAÑEZ-ARANCIBIA 1984; CHAVANCE *et al.* 1986; NAHÍM & CERVIGÓN 2003), o que provavelmente permite que se distribuam por ampla faixa latitudinal. A condição generalista pode ser afirmada devido à elevada quantidade de categorias identificadas nos estômagos (76) que incluem *Sargassum* e algas, invertebrados sésseis e sedentários, fauna móvel e plâncton, ainda que na maioria dos casos um determinado grupo de organismos se apresenta como dominante. Estas diferenças poderiam ser explicadas pela abundância local relativa e a distribuição espacial destas presas.

Desta forma, ainda que *A. rhomboidalis* nas áreas estudadas apresente alimentação com presença de alto número de táxons, em termos de frequência apenas são importantes reduzido número de categorias, o que determina alimentação combinada epibêntica-pelágica com predomínio de epibiontes. Estes resultados confirmam a suposição de que a disponibilidade e a abundância de

presas representam um dos fatores mais importantes na determinação do tipo e quantidade de alimento consumido por *A. rhomboidalis*. Assim, é possível sugerir que esta espécie seja importante causadora de mortalidade por predação de espécies bênticas colonizadoras (PINHEIRO 2002).

A fonte de variação da dieta de *A. rhomboidalis* observada entre as duas áreas amostradas demonstra que as diferenças são altamente significativas em qualquer estação do ano. Provavelmente isto se deva ao fato de que os costões rochosos da Ilha Grapirá não estejam alterados, enquanto os recifes artificiais têm menor densidade e cobertura como consequência da pesca exploratória de arrasto (PINHEIRO 2002; CHAVES & ROBERT 2003), realizada intensamente ao longo de toda a área de influência, o que afeta a abundância de invertebrados (ANDERSON & MEYER 1986; ANDREW & PEPPERELL 1992; ARNTZ *et al.* 1994; JEREZ & ESPLÁ 1996; COLLIE *et al.* 2000; GORDON *et al.* 2002).

Os resultados indicam que os epibiontes são predados por *A. rhomboidalis* cujos comprimentos se encontram principalmente no intervalo entre 8,0-13,0 cm e, em especial, por aqueles que atingiram o comprimento de primeira maturação gonadal. Em percentagens de N e de Foc, esses resultados são diferentes para as duas áreas. Isto pode significar que existe uma pressão de predação seletiva sobre aqueles indivíduos que se concentram na área de influência de pesca da RAM, e que os exemplares de *A. rhomboidalis* que atingiram a primeira maturidade na área do costão rochoso natural, não mostram predação significativa sobre nenhum dos principais grupos. É provável que as diferenças obtidas sejam decorrentes de que os indivíduos de *A. rhomboidalis* de tamanhos pequenos representariam uma coorte segregada espacialmente entre as duas áreas estudadas.

Apesar disso, a relativa consistência da mudança nas preferências alimentares dentro da classe de comprimento estudada (13,0-33,0 cm) deve-se à presença, principalmente, de *Sargassum*, algas e macrofauna bêntica, que foram os itens principais e que se mantêm ao longo de todas as classes estabelecidas, demonstrando uma constância na predação independente do tamanho do predador. Este mesmo processo estaria atuando para favorecer a dieta com as mesmas categorias de presas na chegada da primeira maturidade sexual, na obtenção de correlações significativas entre as diferentes classes criadas e em não produzir diferenças significativas em relação ao sexo.

Diferenças importantes na alimentação foram observadas entre as estações do ano nas duas áreas. Segundo SILVA (2001) a comunidade bêntica associada ao RAM e ao costão rochoso da Ilha Grapirá apresenta um ciclo anual marcado. Em vista destes resultados pode-se sugerir que a dieta reflita as mudanças na abundância das presas ao longo do ano.

As mudanças estacionais existem em ambas as áreas estudadas mas não coincidem (as ascídias só apareceram na Grapirá no outono e os copépodos na primavera na RAM) e, em alguns casos, são opostos (por exemplo, o máximo de algas na dieta foi apresentado na Grapirá na primavera enquanto que na RAM foi mínima a quantidade consumida). Poderia se supor que os ciclos dos principais itens são diferentes em ambas as áreas, mas isto não explicaria por que não coincidem os máximos de *Sargassum* nos estômagos uma vez que a biomassa da espécie é alta durante todo o ano. Tendo-se em conta a grande quantidade de carbono estrutural das macroalgas marinhas e sua baixa digestibilidade, poderia se supor que se alimentem de *Sargassum* quando não existam outras presas preferenciais, o que parece ocorrer em momentos diferentes do ano em cada área (Ruiz 1999). Por outro lado, poderia se supor que, a ingestão de *Sargassum* fosse acidental ao capturar os epibiontes. Para ter uma resposta clara seria necessário realizar a análise da dieta por espécie e combiná-la com amostragens simultâneas de disponibilidade das categorias em cada localidade. Todavia, também foram detectadas variações significativas em relação ao tamanho do peixe com uma tendência a consumir presas maiores ao crescer, esta fonte de variabilidade é a de menor importância relativa.

Neste estudo demonstrou ser uma espécie eurifágica, predando anfípodos caprelédeos e gammarídeos, equinodermos, peixes e algas, podendo ser descrito como um carnívoro generalista. *A. rhomboidalis* pode ser considerada de grande importância na estruturação das associações litorais, ao ser capaz de utilizar recursos tróficos tanto de ambientes arenosos como rochosos (YAÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 1984).

É possível concluir que *A. rhomboidalis*, dependendo de seu tamanho, seleciona suas presas de acordo com a disponibilidade das mesmas em diferentes habitats (costão rochoso da Ilha Grapirá e recifes artificiais). Mudanças na distribuição espacial dessa espécie podem ocasionar variações na estratégia alimentar, devido às reduções das presas principais em conjunto com uma menor disponibilidade destas no meio, confirmando assim suas tendências generalistas. Isto significa que antes de qualquer eventualidade ocasional, *A. rhomboidalis* muda sua dieta evitando a concorrência pelo recurso alimentar. Os resultados indicam que a espécie estudada é generalista em seu hábito trófico, o qual fica em evidência devido aos baixos níveis de sobreposição trófica e às mudanças temporárias na dieta.

## AGRADECIMENTOS

Ao Professor Alberto Carvalho Peret do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos pela orientação e revisão crítica deste artigo. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico pela concessão da bolsa de doutorado. Ao Centro de Estudos do Mar da Universidade Federal do Paraná pelo apoio institucional para a realização do presente estudo. Ao Programa Recifes Artificiais Marinhos por disponibilizar a estrutura logística para as fases de campo. Um agradecimento especial ao Biól. Ricardo Krull pela sua dedicação nos difíceis desembarques no arquipélago e pela amizade de velhos pescadores. Aos profissionais que auxiliaram na identificação dos grupos taxonômicos encontrados nos estômagos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, F.E. & L.M. MEYER. 1986. The interaction of tidal currents on a disturbed intertidal bottom with a resulting change in particulate matter quantity, texture and food quality. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, Academic Press, **22**: 19-29.
- ANDREW N.L. & J.G. PEPPERELL. 1992. The by-catch of shrimp trawl fisheries. **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, **30**: 527-565.
- ARAÚJO, F.G.; A.G. CRUZ-FILHO; M.C.C. AZEVEDO & A.C.A. SANTOS. 1998. Estrutura da comunidade de peixes demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **58**(3): 417-430.
- ARNTZ, W.; E. RACHOR & S. KUHNE. 1994. Mid and long-term effects of bottom trawling on the benthic fauna of the German Bight. **NIOZ Rapport**, **11**: 59-74.
- BARRY, J. P.; M.M. YOKLAVICH; D.A. AMBROSE & B.S. ANTRIM. 1996. Trophic ecology of the dominant fishes in Elkhorn Slough, California. **Estuaries**, **19**: 115-138.
- BERG, J. 1979. Discussion of Methods of Investigating the Food of Fishes, with Reference to a Preliminary Study of the Prey of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). **Marine Biology**, **50**: 263-273.
- CHAVANCE, P.; A. YAÑEZ-ARANCIBIA; D. FLORES-HERNÁNDEZ; A.L. LARA-DOMÍNGUEZ & F.A. LINARES. 1986. Ecology, biology and population dynamics of *Archosargus rhomboidalis* (Pisces, Sparidae) in a tropical coastal lagoon system, southern Gulf of Mexico. **Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología**, **13**(2):11-30.
- CHAVES, P.T. & M.C. ROBERT. 2003. Embarcações, artes e procedimentos da pesca artesanal no litoral sul do Estado do Paraná, Brasil. **Atlântica**, Rio Grande, **25**(1): 53-59, 2003.
- CLARKE, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology**, **18**: 117-143.
- COLLIE, J.S.; S.J. HALL; M.J. KAISER & I.R. POINER. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. **Journal of Animal Ecology**, **69**: 785-798.
- CORTÉS, E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: Application to elasmobranch fishes. **Canadian**

**Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54: 726-738.

- CORRÉA, M.F.M. 1987. **Ictiofauna da Baía de Paranaguá e áreas adjacentes (litoral do Estado do Paraná - Brasil)**. Levantamento e Produtividade. Curitiba, Dissertação em Ciências Biológicas - Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 406p.
- FERRY, L.A. & G.M. CAILLIET. 1996. Sample size and data analysis: are we characterizing and comparing diet properly?, p. 71-80. *In*: D. MacKinlay *et al.* (ed.). **Feeding Ecology and Nutrition in Fish, International Congress on the Biology of Fishes**. San Francisco, California, EE UU.
- FLOETER, S.R.; J.L. GASPARINI; L.A. ROCHA; C.E.L. FERREIRA; C.A. RANGEL; B.M. FEITOZA & G.W. NUNAN. 2001. Brazilian reef fish fauna: checklist and remarks. **BioBase Project**.
- Froese, R. & D. Pauly. 2005. **FishBase**. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2005).
- Gabriel, W. 1998. Scup. p.90-91. *In*: S.H. Clark (ed.). **Status of the fishery resources off the northeastern United States for 1998**. NOAA Tech. Mem. NMFS-NE-115.
- GODOY, M.P. 1987. **Peixes do estado de Santa Catarina**. Santa Catarina. Florianópolis, 571p.
- GORDON, D.C.; K.D. GILKINSON; E.L.R. KENCHINGTON; J. PRENA; C. BOURBONNAIS; K. MACISAAC; D.L. MCKEOWN & W.P. VASS. 2002. Summary of the Grand Banks otter trawling experiment (1993–1995): Effects on benthic habitat and communities. **Canadian Technical Report of Fisheries & Aquatic Sciences**, 2416: 72p.
- HERRÁN, R.A. 1988. Análisis de contenidos estomacales en peces. Revisión bibliográfica de los objetivos y metodología. **Informes Técnicos. Instituto Español de Oceanografía**, 63: 1-72.
- HOFFMAN, M. 1979. The use of Pielou's method to determine sample size in food studies. p. 56-61. *In*: S.J. Lipovsky & C.A. Simenstad (eds.). **Fish Food Habits Studies: Proceedings of the 2nd Pacific Northwest Technical Workshop**. Washington Sea Grant publication, Washington Sea Grant Program, University of Washington. Seattle, Washington, EE UU.
- HOUDE, E.D. 1974. Effects of temperature and delayed feeding on growth and survival of larvae of three species of subtropical marine fishes. **Marine Biology**, 26:271-295.
- HOUDE, E.D. 1975. Effects of stocking density and food density on survival growth and yield of laboratoryreared larvae of the seabream *Archosargus rhomboidalis* (L.) (Sparidae). 1. **Fisheries Biology**, 7:115-127.
- HOUDE, E.D. 1978. Critical food concentrations for larvae of three species of subtropical marine fishes. **Bulletin of Marine Science**, 28(3):395-411.
- HOUDE, E.D. & T. POTTHOFF. 1976. Egg and larval development of the seabream *Archosargus rhomboidalis* (Linnaeus): Pisces, Sparidae. **Bulletin of Marine Science**, 26(4):506-529.
- HUMANN, P. 1994. **Reef fish identification: Florida, Caribbean, Bahamas**. New World Publications, Jacksonville, Florida. 426 p.
- HYSLOP, E.J. 1980. Stomach contents analysis - a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology**, 17:411-429.
- JEREZ, P.S. & A.A.R. ESPLÁ. 1996. Detection of environmental impacts by bottom trawling on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows: sensitivity of fish and

- macroinvertebrate communities. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, **5**: 239-253.
- LABARTA, E. 1976. Aportación al estudio del régimen alimentario y competencia interespecifica de *Aspitrigala cuculus*, *Trisopterus luscus* y *Trisopterus minutus*, de las costas de Galicia. **Investigación Pesquera**, **40** (2): 341-354.
- MACPHERSON, E. 1977. **Estudio sobre las relaciones tróficas en peces bentónicos de la costa catalana**. Tese de doutorado. Universidad de Barcelona. Barcelona, Espanha: 137 pp.
- MARRERO, C. 1994. **Métodos para cuantificar contenidos estomacales en peces**. Pub. Universidad Nacional Exp. de los Llanos Occidentales Ezequiel Zamora. Venezuela: 37pp.
- MENEZES, N.A. & J.L. FIGUEIREDO. 1980. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV. Teleostei (3)**. Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, Brasil. 96 p.
- NAHÍM, H.R. & F. CERVIGÓN. 2003. **Peces del archipiélago Los Roques**. Agencia Española de Cooperación Internacional. 304 p.
- PINHEIRO, P.C. 2002. **Relatório para o programa Recifes Artificiais Marinhos (RAM): Comunidades ícticas do Arquipélago de Currais, Paraná**. PADCT/CIAMB – CEM/UFPR, Pontal do Paraná, 13p.
- RAMJOHN, D.D. 1999. **Checklist of coastal and marine fishes of Trinidad and Tobago**. Marine Fishery Analysis Unit, Fisheries Division, Ministry of Agriculture, Land and Marine Resources, Trinidad and Tobago. Fisheries Information Series 8, 151 p.
- RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. **Studies in Tropical Oceanography**, Miami, **5**:665-847.
- RUIZ, S.R. 1999. **Alimentación de *Diplodus annularis* en praderas de Posidonia: influencia de la pesca de arrastre**. Tese de licenciatura. Universidad de Alicante. Alicante, Espanha: 75 pp.
- SILVA, A.S. 2001. **Estrutura e dinâmica de comunidades epilíticas de habitats artificiais e suas relações com os fatores ambientais na plataforma rasa do Estado do Paraná**. Tese de doutorado. Universidade Federal do Paraná. 160pp.
- SOSTOA, A. 1990. Els espàrids: bogues, sards, pagells i afins. p. 270-281. *In*: **Història Natural dels Països Catalans. Vol 11: Peixos**: Fundació Enciclopèdia Catalana. Barcelona, Espanha.
- STEPIEN, W.P. 1976. Feeding of laboratory-reared larvae of the sea bream *Archosargus rhomboidalis* (Sparidae). **Marine Biology**, Berlin, **38**: 1–16.
- VAUGHAN, F.A. 1978. Food habits of the seabream, *Archosargus rhomboidalis* (Linnaeus), and comparative growth on plant and animal food. **Marine Science**, **28**(3):527-536.
- WINDELL, J.T. 1978. Methods for study of fish diets based on analysis of stomach contents. p. 219-226. *In*: T. Bagnel (ed.). **Methods for assessment of fish production in fresh waters**. Blakwell Scientific Publications. Oxford.
- YAÑEZ-ARANCIBIA A.; D. FLORES-HERNÁNDEZ; A.L. LARA-DOMÍNGUEZ, & F.A. LINARES 1984. **Ecology, biology and population dynamics of *Archosargus rhomboidalis* (Pisces, Sparidae) in a tropical coastal lagoon system, southern gulf of Mexico**. *In*: Anales del Instituto de Ciencias del Mar Y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciências del Mar y Limnología, México.

## CAPÍTULO IV

### **Análise da atratividade de um recife artificial marinho (RAM) sobre a ictiofauna na plataforma rasa do litoral paranaense**

---

**ABSTRACT: Analysis of the attractiveness of an artificial reef (RAM) on the ictiofauna in the shallow platform of the coast paranaense.** In order to determine of the attractiveness effects of the artificial reef from Paraná (southeast Brazil) size-class distributions were subjected to uni and multivariant analyses. Results indicated a low contribution of the smallest size-class, considered sub-adults. The module recifal seems to function as an attractive structure which favours the concentration of adult fish coming from other nearby habitats.

Key words: Fish, recruitment, artificial reef, Paraná, Brazil.

**RESUMO: Análise da atratividade de um recife artificial marinho (RAM) sobre a ictiofauna na plataforma rasa do litoral paranaense.** Para determinar o efeito da atratividade do recife artificial marinho (RAM) no litoral do Estado do Paraná, foi analisada a composição dos comprimentos de peixes utilizando-se análises multivariadas. Os resultados indicaram uma baixa contribuição da classe de comprimento menores, considerando-se à maioria destes indivíduos subadultos ou juvenis tardios. O módulo recifal parece funcionar como uma estrutura de atração que favorece a concentração de peixes adultos procedentes de fundos rochosos próximos.

Palavras chave: Ictiofauna, recrutamento, recife artificial, Paraná, Brasil.

#### **INTRODUÇÃO**

Os recifes artificiais podem ser usados para fins diversos (BOHNSACK *et al.* 1997): mergulho recreativo, restauração ambiental, antiarrastos, eliminação de resíduos (veículos, pneus, embarcações, restos de obras), científico, pesqueiro e maricultura. No entanto, existe certa controvérsia à respeito da capacidade dos recifes artificiais em incrementar a biomassa de peixes (POLOVINA 1989a, b). Considerando que a finalidade primária da implantação de recifes artificiais seja aumentar a produtividade pesqueira, a colonização das estruturas pela biota marinha resulta do estabelecimento do habitat consolidado. A suposição de que os recifes artificiais aumentariam a produção pesqueira baseia-se no aumento da capacidade suporte do meio marinho, o que corresponderia ao incremento na abundância e biomassa de peixes e outros organismos (BORTONE *et al.* 1994; POLOVINA 1994).

Segundo BOHNSACK *et al.* (1991) o recife artificial poderia oferecer substrato para os organismos bentônicos, disponibilizando novos nichos alimentares que corresponderia ao aumento da produtividade trófica. Também pode oferecer refúgio frente aos predadores, abrigo para os peixes juvenis ou durante os períodos de muda (no caso dos crustáceos) e zonas de repouso em resposta às correntes marinhas



(COLLINS *et al.* 1991; SPANIER 1997). Igualmente poderiam prover de habitat para o recrutamento de indivíduos que de outro modo se perderiam sem incrementar a população (PORCH 1998) e, finalmente, usados para minimizar a pressão pesqueira sobre os recifes naturais (PICKERING & WHITMARSH 1997).

No entanto, apesar da lógica de algumas destas suposições e segundo a análise dos resultados obtidos em recifes artificiais nos últimos anos, BOHNSACK & SUTHERLAND (1985), propuseram um debate sobre se estas estruturas, utilizadas com fins pesqueiros, produziriam realmente nova biomassa ou atuaria como meros agregadores de peixes já existentes na região (POLOVINA 1989a). Este novo ponto de vista supõe que os recifes artificiais podem ser considerados como possíveis elementos de impactos negativos (POLOVINA 1991) e os novos estudos deveriam iniciar uma análise crítica neste sentido.

De maneira geral, os pesquisadores consideram o dilema atração-produção muito complexo e de difícil interpretação (BOHNSACK *et al.* 1997; GROSSMAN *et al.* 1997; LINDBERG 1997). MUNRO & WILLIAMS (1985) discutiram as poucas evidências sobre o incremento da produção total de peixes após a instalação de recifes artificiais. Por outro lado, existem algumas evidências de que os recifes artificiais incrementaram significativamente a biomassa de macroinvertebrados bentônicos (FOSTER *et al.* 1994; SAMPAOLO & RELINI 1994), pois se constitui em nova superfície de colonização. O aumento de cobertura vegetal favoreceria o assentamento de larvas pelágicas (KEOUGH & DOWNES 1982), e em conjunto com o aumento da macrofauna favoreceriam a atratividade de peixes que se alimentam do bentos associado ao recife artificial (JOHNSON *et al.* 1994). A comunidade bêntica, além disso, mudaria a fisionomia do recife, aumentando as áreas de refúgio para juvenis e adultos contra a predação (HIXON & BROSTOFF 1985; RELINI, *et al.* 1994; RELINI *et al.* 1995).

Nas espécies com limitações devido à disponibilidade de espaço, como alguns decápodes, comprovou-se uma alta taxa de residência depois do assentamento (COLLINS *et al.* 1991; JENSEN & COLLINS 1997), o que pôde ser interpretada como um efeito produtivo do recife artificial. Segundo MARTINI *et al.* (1994) no estudo experimental em um recife artificial da Califórnia, foi comprovado o aumento da produtividade através do crescimento somático e gonadal de peixes residentes, o que pode corroborar com o assentamento de juvenis em zonas tropicais (BOHNSACK 1989). O caso que demonstra o incremento nas capturas foi realizado em Shimamaki (Japão), evidenciando o aumento significativo na produção pesqueira de polvo causada diretamente pelos recifes artificiais (POLOVINA & SAKAI 1989).

Apesar de todos estes dados, não há consenso na literatura sobre o emprego de recifes artificiais na melhora da produção pesqueira (BORTONE 1998). Sua utilização como ferramenta para solucionar os problemas de sobrepesca pode ser improlífico ou, até mesmo, prejudicial para o recurso pesqueiro (POLOVINA 1989b) ao concentrá-lo em algumas áreas tornando-o mais acessível à pesca.

Em vista destas considerações, cabe analisar se a eficiência dos recifes artificiais na solução de problemas derivados da exploração pesqueira contribuirá ou agravará mais a situação (POLOVINA 1991). Considerou-se que o recife artificial do Paraná poderia contribuir com dados a este respeito, e que a melhor abordagem seria a análise do assentamento e recrutamento da ictiofauna por um período longo. Esta investigação permitiria avaliar se os recifes artificiais seriam apenas atratores ou se realmente contribuiriam para o aumento da produtividade. Resumindo, se os indivíduos assentados e recrutados no recife artificial do Paraná não fosse significativa, se consideraria que seu caráter seria de mera estrutura de atração.

Os objetivos deste trabalho foram descrever a dinâmica temporal da composição em comprimento das diferentes espécies de peixes; verificar o assentamento de indivíduos juvenis; e analisar as relações entre as variáveis sazonais através da contribuição quantitativa em termos de abundância das classes de comprimento consideradas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

Os módulos recifais foram implantados, em janeiro de 1997, com fins experimental e protecionista (SEAMAN *et al.* 1989), para restringir a pesca com arrastos do camarão realizada na região. O estudo foi realizado em um dos módulos recifais do Programa Recifes Artificiais Marinhos, instalado a 16 metros de profundidade ao sul do Arquipélago de Currais nas coordenadas (25° 44' 65" S e 48° 19' 98" W) (Figura 1). O módulo recifal corresponde a 16 blocos de concreto e micro-silica que ocupam uma área de aproximadamente 10 m<sup>2</sup>. Cada bloco apresenta um volume de 0,64 m<sup>3</sup>, cerca de 600 kg e possuem uma cavidade central perfurada.

Os dados foram coletados com auxílio de 10 gaiolas experimentais com a malha de revestimento de 5 mm. As amostragens foram realizadas trimestralmente durante dois dias consecutivos de fevereiro de 2000 a agosto de 2002, em ciclos de 24 horas com despescas programadas a cada 4 horas. Ao todo foram realizadas oito amostras em cada período de amostragem, exceto em fevereiro e maio de 2002 que apenas foram realizadas seis e sete, respectivamente.

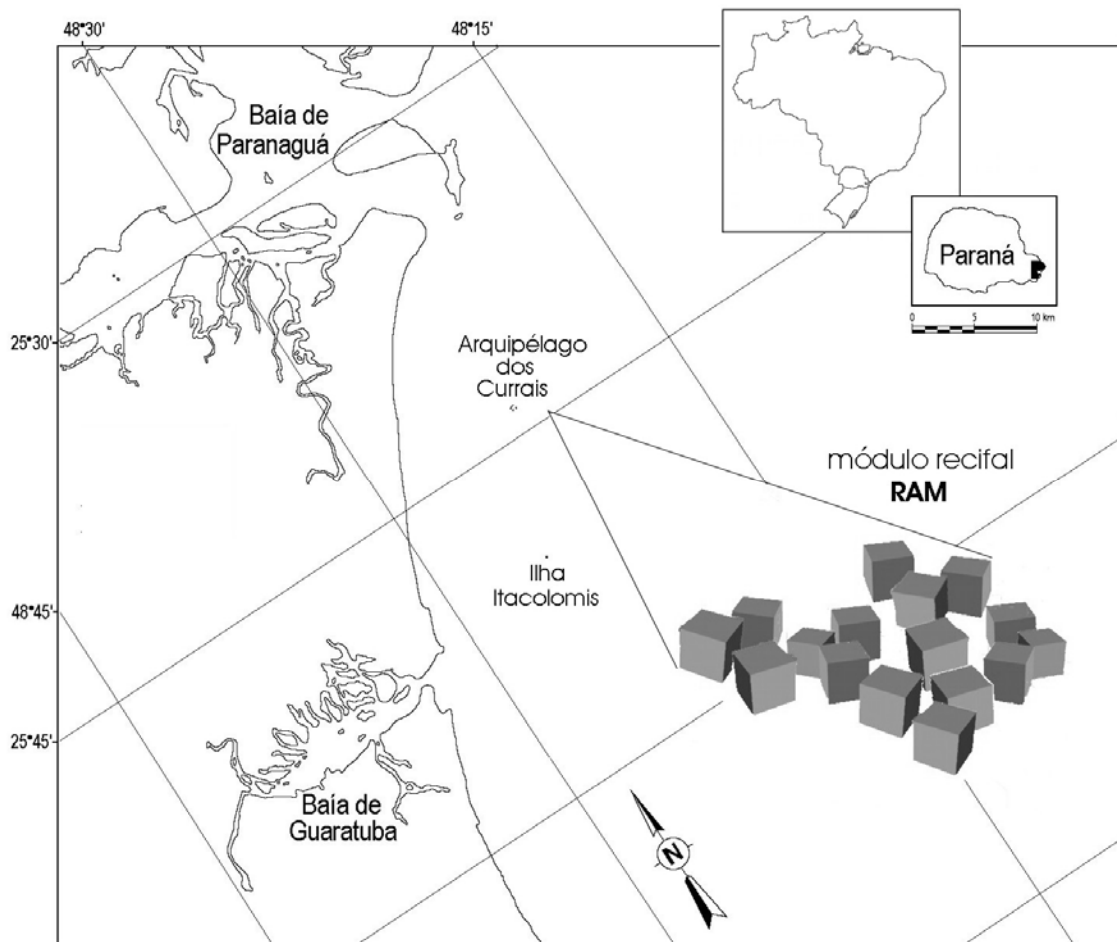


Figura 1. Mapa do litoral do Paraná indicando a localização do módulo recifal.

Os exemplares capturados foram identificados, obtidos o número de indivíduos de cada espécie e registrados o comprimento total (CT em mm) para cada indivíduo. Imediatamente após a aferição das biometrias os exemplares capturados foram soltos no ambiente natural. Os indivíduos foram agrupados em intervalos de classes de comprimento (CT1 a CT5) que representaram os valores de abundância da respectiva classe (BELL *et al.* 1985). A Tabela 1 mostra os valores dos pontos centrais para cada intervalo de classe de comprimento das espécies capturadas.

A capacidade de incrementar a produtividade do recife artificial foi determinada através da análise da composição dos comprimentos da ictiofauna. Em particular, foi levado em consideração a dinâmica da classe de comprimento menor, pressupondo ser o indicador do assentamento de novos recrutas. LEVIN (1993) definiu o assentamento como a alocação de larvas e pós-larvas do habitat pelágico para o demersal e o recrutamento como a incorporação de indivíduos à população uma vez que sobreviveram à fase de assentamento.

Tabela 1. Pontos centrais das classes de comprimento total (CT em mm) para as espécies analisadas.

Espécie	CT1	CT2	CT3	CT4	CT5
<i>Gymnothorax funebris</i>	200	500	700	900	1200
<i>Brevoortia pectinata</i>	50	100	180	250	300
<i>Synodus intermedius</i>	80	160	250	360	400
<i>Ogcocephalus vespertilio</i>	20	60	100	180	250
<i>Scorpaena plumieri</i>	80	120	200	280	360
<i>Mycteroperca bonaci</i>	60	120	280	460	580
<i>Mycteroperca rubra</i>	50	100	280	450	540
<i>Epinephelus adscensionis</i>	60	120	280	450	580
<i>Serranus flaviventris</i>	20	40	50	60	70
<i>Rachycentron canadum</i>	200	300	450	550	700
<i>Carangoides bartholomaei</i>	120	280	320	400	450
<i>Lutjanus jocu</i>	60	120	200	260	330
<i>Haemulon steindachneri</i>	40	80	160	240	300
<i>Anisotremus virginicus</i>	100	200	300	380	420
<i>Anisotremus surinamensis</i>	80	180	260	300	340
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	40	130	210	250	300
<i>Archosargus probatocephalus</i>	50	180	280	370	450
<i>Calamus penna</i>	50	120	220	280	350
<i>Calamus pennatula</i>	40	120	200	260	330
<i>Diplodus argenteus</i>	40	130	170	230	280
<i>Pagrus pagrus</i>	60	120	180	240	280
<i>Pseudupeneus maculatus</i>	50	100	170	230	280
<i>Kyphosus sectatrix</i>	60	120	280	320	400
<i>Abudefduf saxatilis</i>	40	80	130	170	200
<i>Xyrichtys novacula</i>	50	100	130	160	220
<i>Bodianus pulchellus</i>	50	100	140	180	220
<i>Bodianus rufus</i>	50	100	140	190	240
<i>Thalassoma noronhanum</i>	20	50	70	90	110
<i>Emblemariopsis signifera</i>	10	12	25	28	30
<i>Parablennius pilicornis</i>	20	60	100	120	150
<i>Ptereleotris helenae</i>	40	60	80	100	120
<i>Balistes vetula</i>	40	160	240	300	380

Os dados de abundância (indivíduos/gaiola) de cada classe de comprimento foram analisados pela ANOVA (UNDERWOOD 1997) bifatorial para verificar a existência de diferenças entre estações e anos de amostragem. A variação temporal foi avaliada através das classes de comprimento daquelas espécies que tiveram presença na classe de comprimento 1, descartando aquelas com uma frequência de ocorrência menor que 10%. A relação entre as classes de comprimento, as variáveis temporárias e as espécies foi observada segundo a análise de correspondências múltiplas (GREENACRE 1984), usada frequentemente para examinar uma série de histogramas repartidos ao longo de um eixo espacial ou temporário (PERSAT & CHESSEL 1989). Para isso, foram utilizadas apenas aquelas espécies com abundância maior que 3 e categorizaram os diferentes níveis de cada variável utilizada.

## RESULTADOS

### Análise da ictiofauna

Foram observados no total 32 espécies, pertencentes a 19 famílias (Tabela 2). Sparidae com 6 espécies, foi a mais representada, seguida de Serranidae e Labridae com 4 e Haemulidae com 3 espécies. A classe de comprimento com maior abundância

foi a classe 2 (Figura 2). A ANOVA indicou a presença de diferenças significativas entre estações, separando as amostragens primaverais das outras duas estações (Tabela 3); e não mostraram diferenças significativas entre os anos estudados, ainda que a tendência mostrou aumento em 2002. As diferenças não significativas na interação da classe de comprimento 2 indicam que existiu um padrão relativamente definido entre estações do ano com máximos de abundância na primavera.

Tabela 2. Lista das espécies capturadas com a indicação das espécies da classe de comprimento CT 1.

Famílias	Espécies	CT1
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i> RANZANI, 1840	
Clupeidae	<i>Brevoortia pectinata</i> (JENYNS 1842)	x
Synodontidae	<i>Synodus intermedius</i> (SPIX & AGASSIZ 1829)	x
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (LINNAEUS, 1758)	
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i> BLOCH 1789	x
Serranidae	<i>Mycteroperca bonaci</i> (POEY 1860)	
	<i>Mycteroperca rubra</i> (BLOCH, 1793)	x
	<i>Epinephelus adscensionis</i> (OSBECK, 1765)	x
	<i>Serranus flaviventris</i> (CUVIER, 1829)	x
Rachycentridae	<i>Rachycentron canadum</i> (LINNAEUS 1766)	
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i> (CUVIER, 1833)	x
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (BLOCH & SCHNEIDER 1801)	
Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i> (JORDAN & GILBERT 1882)	
	<i>Anisotremus virginicus</i> (LINNAEUS 1758)	x
	<i>Anisotremus surinamensis</i> (BLOCH 1791)	x
Sparidae	<i>Archosargus rhomboidalis</i> (LINNAEUS 1758)	x
	<i>Archosargus probatocephalus</i> (WALBAUM 1792)	x
	<i>Calamus penna</i> (VALENCIENNES 1830)	x
	<i>Calamus pennatula</i> GUICHENOT 1868	
	<i>Diplodus argenteus</i> (VALENCIENNES 1830)	x
	<i>Pagrus pagrus</i> (LINNAEUS 1758)	x
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (BLOCH 1793)	
Kyphosidae	<i>Kyphosus sectatrix</i> (LINNAEUS 1766)	
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (LINNAEUS 1758)	x
Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i> (LINNAEUS, 1758)	
	<i>Bodianus pulchellus</i> (POEY 1860)	
	<i>Bodianus rufus</i> (LINNAEUS 1758)	
	<i>Thalassoma noronhanum</i> (BOULENGER 1890)	x
Chaenopsidae	<i>Emblemariopsis signifera</i> (GINSBURG 1942)	
Bleniidae	<i>Parablennius pilicornis</i> (CUVIER 1829)	
Microdesmidae	<i>Ptereleotris helenae</i> (RANDALL, 1968)	
Balistidae	<i>Balistes vetula</i> LINNAEUS 1758	

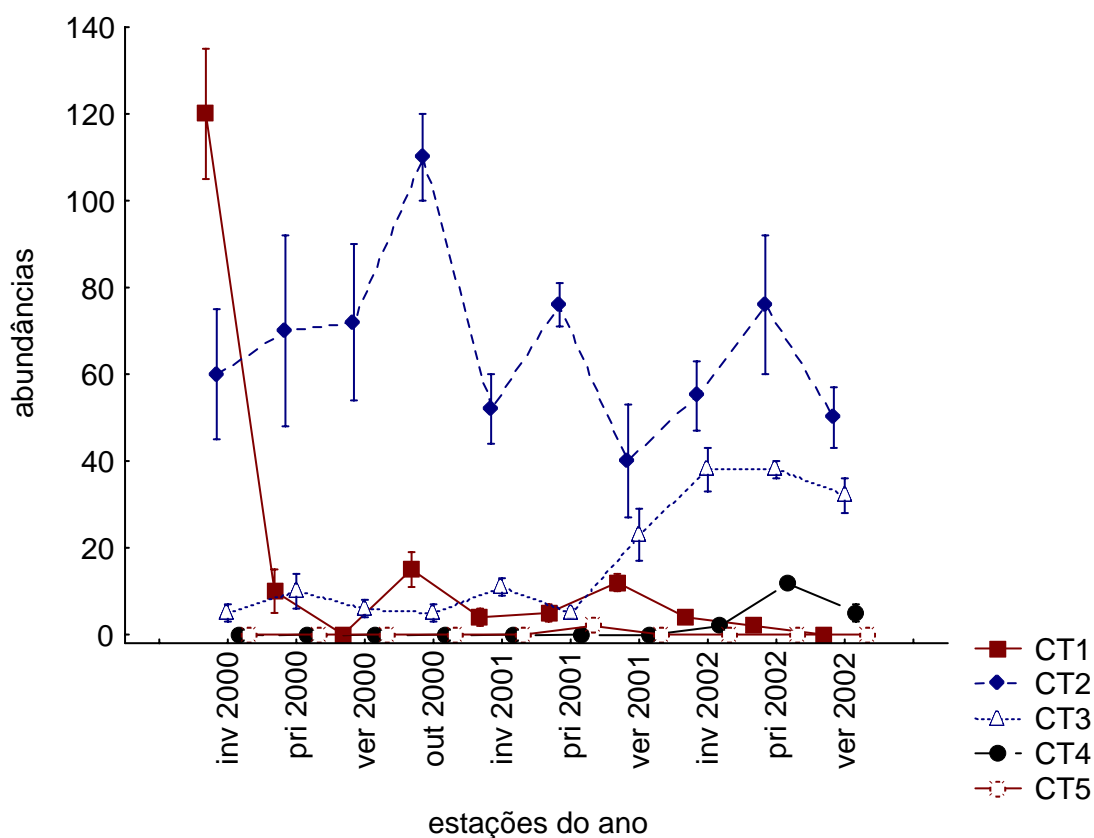


Figura 2. Abundâncias média (indivíduos/gaiola) das classes de comprimentos.

Tabela 3. Análise de variância bifatorial (estação e ano) entre a abundância das classes de comprimento e a comparação dos respectivos efeitos usando o teste de Tukey. (g.l.): graus de liberdade; (ns): não significativo; (\*):  $p < 0,025$ ; (\*\*):  $p < 0,001$ ; (I): inverno; (P): primavera; (V): verão.

Parâmetro	Fator	g. l.	MS	F-ratio	Teste Tukey
CT 1	Ano	2	1,518	5,973*	00 01 02
	Estação	2	2,112	8,311**	P V I
	Interação	4	3,352	9,255**	
CT 2	Ano	2	0,097	1,925ns	
	Estação	2	0,308	6,098*	P V I
	Interação	4	0,087	1,737ns	
CT 3	Ano	2	4,022	37,02**	00 01 02
	Estação	2	0,036	0,336ns	
	Interação	4	0,208	1,924ns	
CT 4	Ano	2	2,678	50,61**	00 01 02
	Estação	2	0,979	18,50**	P I V
	Interação	4	0,261	4,946*	
CT 5	Ano	2	0,019	2,936ns	
	Estação	2	0,006	0,943ns	
	Interação	4	0,006	0,983ns	

A classe de comprimento 1 apresentou diferenças significativas na interação dos dois fatores como consequência das lacunas entre as amostragens definida ao longo dos anos. Os valores desta classe de comprimento tenderam a serem mais altos no inverno, sobretudo em 2000 (Figura 2), devido à captura de *Carangoides bartholomaei*. Em 2002, a abundância da classe de comprimento 1 voltou a

apresentar valor máximo no verão devido à presença ocasional de *Brevoortia pectinata*. No restante das estações estudadas, esta classe de comprimento mostrou valores médios de abundância baixos (entre dois e dez indivíduos/gaiola) que corresponderam a espécies que apareceram de forma mais ou menos ocasional (*Archosargus rhomboidalis*, *Calamus penna*, *Pagrus pagrus*, *A. probatocephalus*, *Epinephelus adscensionis*, *Anisotremus surinamensis*, *Synodus intermedius* e *Thalassoma noronhanum*) ou à chegada de novos indivíduos de espécies com presença mais constante (*Mycteroperca rubra*, *Serranus flaviventris*, *Diplodus argenteus*, *Abudefduf saxatilis* e *Scorpaena plumieri*).

A classe de comprimento 3 não apresentou diferenças significativas entre estações (Tabela 3). No entanto, as diferenças foram significativas entre anos, aumentando conforme se estendia o tempo de imersão do recife artificial. Esta constatação foi produzida por um incremento de espécies como *Lutjanus jocu*, *M. rubra* e *S. plumieri* ao longo do processo de colonização, e ao aumento do número de indivíduos de *D. argenteus* desta mesma classe de comprimento. O padrão de distribuição entre as estações destas espécies foi constante ao longo dos anos estudados, representado pela interação entre os fatores estação e ano não apresentarem diferenças significativas.

As classes de comprimento 4 e 5 apresentaram níveis baixos de abundância média ao longo do estudo, e a ocorrência de indivíduos destes comprimentos foi registrada sobretudo nas últimas amostragens realizadas (Figura 2). Para a classe de comprimento 4, foram registradas diferenças significativas na interação entre estação e ano em consequência da falta de padrão de temporalidade menor. As espécies envolvidas na variação de abundância desta classe de comprimento foram variadas, e com dinâmicas temporais diferentes, como *Pseudupeneus maculatus*, *Haemulon steindachneri* e *Kyphosus sectatrix* que foram esporádicas. As espécies com hábitos mais sedentários, como *Ptereleotris helenae*, *Parablennius pilicornis* e *Emblemariopsis signifera*, foram frequentemente capturadas ao longo do estudo. As demais espécies que contribuíram para a variabilidade desta classe de comprimento (*D. argenteus*, *Bodianus pulchellus*, *A. saxatilis*, *Xyrichtys novacula*, *Bodianus rufus* e *L. jocu*) podem ser consideradas como residentes, e relacionadas com o aumento dos comprimentos generalizado dos peixes no local.

#### Análise das espécies

Das 32 espécies registradas no estudo, apenas 16 mostraram indivíduos da classe de comprimento 1. As espécies *S. intermedius*, *E. adscensionis*, *C. penna*, *A. virginicus*, *P. pagrus*, *A. probatocephalus*, *T. noronhanum* e *B. pectinata* apareceram de forma muito esporádica.

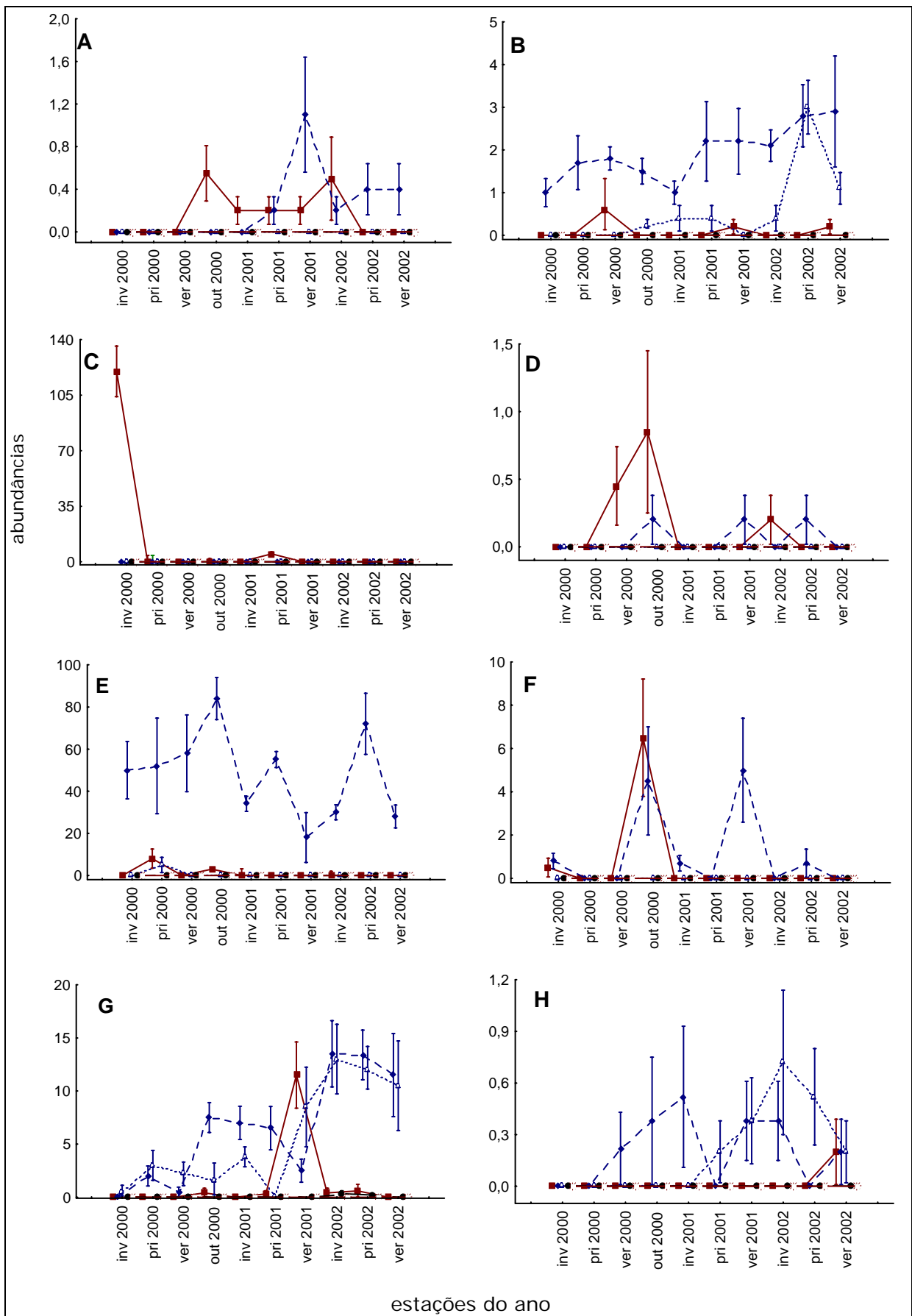


Figura 3. Estrutura de comprimentos das espécies com presença de indivíduos da classe CT1. (A) *Mycteroperca rubra*, (B) *Serranus flaviventris*, (C) *Carangoides bartholomaei*, (D) *Archosargus rhomboidalis*, (E) *Diplodus argenteus*, (F) *Anisotremus surinamensis*, (G) *Abudedefduf saxatilis* e (H) *Scorpaena plumieri*. CT1 ■; CT2 ◆; CT3 △; CT4 ●; CT5 ✱.



*M. rubra* foi capturada pela primeira vez em outono de 2000, com a média de 0,5 indivíduos/gaiola da classe de comprimento 1 (Figura 3A). Foram capturados indivíduos de 220 mm de CT e a abundância oscilou ao longo do estudo até desaparecer no inverno de 2002. Os indivíduos da classe de comprimento 1 de *S. flaviventris* (Figura 3B) apareceram em cada uma das amostragens entre a primavera e verão, sendo observados indivíduos que oscilavam entre os 40 e 80 mm de CT. Por outro lado, *C. bartholomaei* (Figura 3C) apresentou indivíduos da classe de comprimento 1 no inverno, primavera e outono de 2000, e na primavera de 2001, sendo na maioria dos casos capturados indivíduos entre 320 e 340 mm. Com respeito a *A. rhomboidalis* (Figura 3D) foram observados indivíduos de 120 mm em três ocasiões.

A contribuição da classe de comprimento 1 para a abundância total de *D. argenteus* foi baixa (Figura 3E). Os indivíduos desta espécie foram capturados de forma contínua, baixa e sendo representadas por exemplares maiores de 60 mm. *A. surinamensis* apareceu no inverno e outono de 2000 (Figura 3F) com indivíduos sempre maiores de 100 mm de CT.

Os indivíduos da classe de comprimento 1 de *A. saxatilis* começaram a ser capturados em outono de 2000 (Figura 3G), com a média de 1 indivíduo/gaiola, aumentando até os 12 indivíduos/gaiola no verão de 2001. *S. plumieri* mostrou apenas um indivíduo da classe de comprimento 1 no verão de 2002 e apresentou comprimentos de até 100 mm de CT (Figura 3H).

#### Relação entre a ictiofauna, variáveis temporais e comprimento

A análise de correspondências múltiplas, realizado com as 20 espécies com abundâncias maiores que 3. A variável com maior poder de discriminação nos três eixos considerados foi a "espécie", com o valor mais alto no terceiro eixo. As contribuições absolutas de cada variável e o nível de significância estão mostrados na Tabela 4, sendo "espécie" e "comprimento" as que mais contribuíram para a formação do eixo I. Nos dois eixos restantes, a maior contribuição foi devido às variáveis "espécie" e "abundância".

A contribuição absoluta de cada categoria está representada na Tabela 5. Apenas foram significativas as categorias associadas à correlação de cada eixo que resultaram em diferenças significativas para o eixo I nas categorias *C. bartholomaei*, *L. jocu*, *A. rhomboidalis*, *D. argenteus*, *A. surinamensis*, *B. rufus*, *P. helenae*, CT1 e CT4, que em conjunto explicaram 45,21 % da variabilidade deste eixo. Para o eixo II foram significativas as categorias *A. rhomboidalis*, *D. argenteus* e *A. saxatilis*, com 59,23 % de variabilidade total.

Tabela 4. Resultados da análise de correspondências múltiplas. (\*) nível de significância das variáveis em cada eixo.

Inércia total = 6,2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Resumo da análise			
Autovalor	0,395	0,326	0,315
Variância explicada (%)	6,377	5,267	5,093
Variância acumulada (%)	11,644	16,737	
Medidas discriminantes das variáveis			
Espécie	0,623	0,616	0,702
Estação	0,275	0,221	0,125
Ano	0,340	0,106	0,117
Comprimento	0,495	0,088	0,203
Abundância	0,244	0,602	0,434
Contribuição absoluta das variáveis			
Espécie	316,4*	377,5*	446,1*
Estação	137,97	134,61	77,35
Ano	171,89	65,03	73,23
Comprimento	249,41*	53,46	127,01
Abundância	122,93	368,32*	274,91*

Tabela 5. Contribuição absoluta (CA) de cada categoria. (\*) diferença significativa para o eixo.

Variável	Categorias	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Espécie	<i>Gymnothorax funebris</i>	4,15	3,19	3,59
	<i>Scorpaena plumieri</i>	3,09	0,28	4,09
	<i>Mycteroperca rubra</i>	4,21	0,29	3,98
	<i>Serranus flaviventris</i>	0,09	0,77	0,47
	<i>Carangoides bartholomaei</i>	59,76*	7,52	17,95
	<i>Lutjanus jocu</i>	31,54*	2,12	0,24
	<i>Haemulon steindachneri</i>	1,42	12,48	26,40*
	<i>Anisotremus virginicus</i>	3,79	0,42	0,11
	<i>Anisotremus surinamensis</i>	20,41*	12,77	2,79
	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	19,57*	18,47*	2,39
	<i>Calamus pennatula</i>	0,46	0,41	0,19
	<i>Diplodus argenteus</i>	100,47*	256,31*	3,81
	<i>Pseudupeneus maculatus</i>	6,62	3,43	1,09
	<i>Abudefduf saxatilis</i>	3,50	46,36*	226,69*
	<i>Xyrichtys novacula</i>	6,36	0,02	0,25
	<i>Bodianus pulchellus</i>	0,96	1,17	0,84
	<i>Bodianus rufus</i>	22,28*	0,12	11,56
	<i>Emblemariopsis signifera</i>	3,06	2,22	9,19
	<i>Parablennius pilicornis</i>	9,25	9,02	90,53*
	<i>Ptereleotris helenae</i>	15,39*	0,11	39,89*
Estação	CA (espécie)	15,82	18,88	22,31
	Inverno	0,48	19,78	28,08
	Primavera	6,37	1,56	15,63
	Verão	10,63	0,93	5,04
Ano	Outono	120,49	112,33	28,59
	CA (estação)	34,49	33,65	19,34
	2000	109,75	42,85	48,25
	2001	5,81	12,83	15,31
Comprimento	2002	56,32	9,35	9,67
	CA (ano)	57,29	21,67	24,41
	CT 1	118,77*	25,17	2,99
	CT 2	14,56	20,56	5,71
	CT 3	35,32	4,17	4,31
Abundância	CT 4	63,88*	1,88	113,77
	CT 5	16,86	1,66	0,21
	CA (comprimento)	49,88	10,69	25,40
	Baixa	7,71	5,52	11,19
Abundância	Média	5,39	31,11	248,84*
	Alta	34,53	271,21*	0,33
	Muito alta	75,30	60,48	14,54
	CA (abundância)	30,73	92,08	68,73

A ordenação das categorias de cada variável considerada na análise com respeito aos eixos I e II está mostrada na Figura 3. Ao longo do eixo I se distribuíram as espécies que apareceram com maior frequência em cada uma das classes de comprimento. Nas coordenadas positivas do eixo estiveram representadas as espécies *C. bartholomaei*, *A. surinamensis* e *A. rhomboidalis* próximas à classe de comprimento 1, e nas coordenadas negativas *P. helenae*, *B. rufus*, *P. pilicornis* e *L. jocu* próximas da classe de comprimento 4. Ao longo do eixo II se diferenciaram a categoria "alto" no extremo negativo do eixo correspondente a categoria "médio", situada no extremo positivo do eixo.

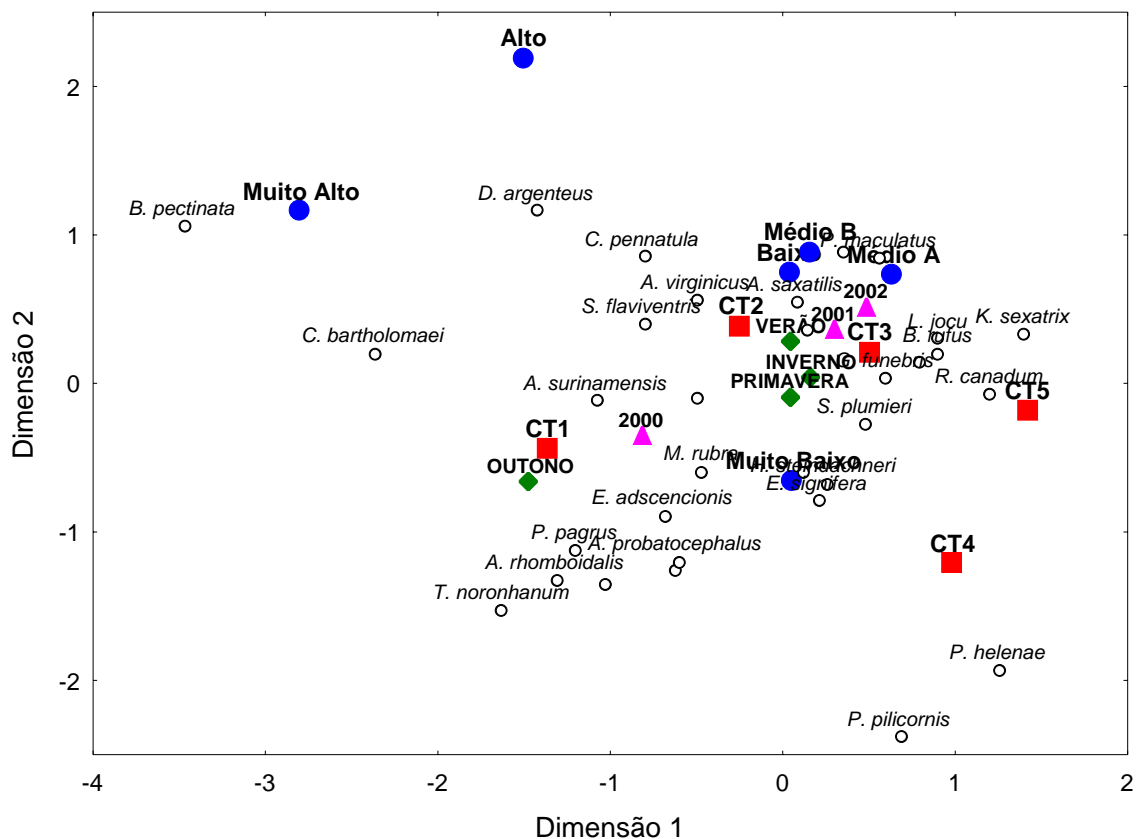


Figura 3. Ordenação plano fatorial das categorias da Análise de Correspondências Múltiplas.

## DISCUSSÃO

Os indivíduos da classe de comprimento 1 capturados no recife artificial não podem ser considerados estritamente juvenis porque seus tamanhos correspondem a indivíduos de um ano ou mais de idade, salvo contadas exceções. Foi o caso, por exemplo, dos indivíduos da classe de comprimento 1 de *D. argenteus*, que apareceram com comprimentos totais entre 60 e 80 mm, correspondendo a idades de cerca de um ano (GIRARDIN 1978); ou como os indivíduos de *C. bartholomaei*, maiores de 300 mm, que correspondem a idades próximas ao primeiro ano (GARCÍA-CAGIDE *et al.* 1994). O único indivíduo de *E. adscensionis* capturado, de 260 mm de comprimento, estaria próximo dos dois anos (POTTS & MANOOCH 1995). No caso dos

indivíduos de menor tamanho de *S. flaviventris* (40 mm), corresponderiam à classe de idade 0 (FROEZE *et al.* 2005), considerando-os juvenis tardios. No geral, as espécies que mostraram presença na classe de comprimento 1 contribuíram pouco e de forma não significativa na estrutura das comunidades (a exceção de *D. argenteus* e *C. bartholomaei*) como se reflete na análise multidimensional.

A ausência de um assentamento significativo de indivíduos juvenis foi observada regularmente em recifes artificiais de zonas temperadas (GASCON & MILLER 1981; BOHNSACK & SUTHERLAND 1985). Em relação ao Brasil e costas atlântica, poucos trabalhos sobre recifes artificiais refletem a estrutura de comprimentos da ictiofauna e a incidência de menores classes de comprimento (KRUEER & CAUSEY 1992; BOHNSACK & HARPER 1998; MILLER & BARIMO 2001; WALKER *et al.* 2002; CUNNINGHAM & SAUL 2004).

De maneira geral, estes trabalhos registram a presença ocasional de juvenis, e sempre depois da ocupação do recife artificial por parte de indivíduos adultos. A perspectiva do recrutamento nestes exemplos, como no caso do recife artificial do Paraná, não deve ser considerada satisfatória dado que para estes indivíduos de pequeno tamanho não foi detectada a permanência por longos períodos no tempo, nem sua contribuição qualitativa e quantitativa à estruturação da ictiofauna resultou em diferenças significativas e, de maneira geral, são indivíduos próximos ou maiores a um ano de idade.

Várias hipóteses para explicar a ausência de recrutamento em recifes artificiais de zonas temperadas foram apresentadas por BOHNSACK & SUTHERLAND (1985) e BOHNSACK *et al.* (1991). No caso do recife artificial estudado, os fatores que mais puderam determinar o caráter atrativo-concentrador foram o desenho estrutural e a localização. O primeiro funciona por meio do aumento mais ou menos acentuado da complexidade estrutural, que é o efeito mais direto dos recifes artificiais sobre o meio (BOHNSACK 1991). Esta maior complexidade estrutural pode apresentar efeitos secundários, com diferentes conseqüências finais de acordo com a fase do ciclo biológico em que se encontram os peixes podendo, por um momento, oferecer refúgio e por outro provocam a atração (JAN *et al.* 2003).

Alguns estudos de comportamento podem explicar a atração dos peixes para os recifes artificiais, como no caso dos cardumes observados de *C. bartholomaei*. Certas espécies tendem a formar grupos uniespecíficos ou pluriespecíficos, que se orientam e situam de acordo com as estruturas recifais ou a luz incidente (GROVE & SONU 1985). Os mecanismos básicos que desencadeiam estes comportamentos são respostas instintivas de orientação com respeito aos elementos estruturais e as correntes. Segundo HELFMAN (1979) os peixes apresentam o comportamento de transitar entre as zonas de sombreamento, onde podem perceber melhor a zona circundante mais claramente iluminada. Algumas espécies, entretanto, utilizam as estruturas com o propósito de orientação espacial, sem obter diretamente alimento ou refúgio (BOHNSACK & SUTHERLAND 1985).

O trabalho desenvolvido pelo CTTMAR/UNIVALI que trata da ictiofauna associada às Plataformas de Petróleo (PXIV), foi elucidativo quanto aos diversos grupos de peixes sujeitos ao efeito atrator. Além dos grandes peixes pelágicos, o estudo indicou a presença de associações de meia água e de profundidade, indicando que as estruturas formariam habitats propícios para a o estabelecimento dessas espécies.

BOHNSACK *et al.* (1994) comprovou que a relação entre o volume do recife artificial e o comprimento dos peixes atraídos é diretamente proporcional. Desta forma aumenta a possibilidade de sobrevivência e abundância maior de recrutas em recifes grandes do que nos de pequenos. Outro fato que pode explicar a ausência ou baixa sobrevivência de recrutas nestes recifes de pequeno volume pode ser o efeito da predação ou intimidação dos peixes maiores. Esses indivíduos incrementam sua territorialidade e habilidade para capturar presas quando se encontram residindo em habitats com pouca complexidade estrutural e heterogeneidade bionômica (SAVINO & STEIN 1989). Isto pode explicar o desaparecimento ou diminuição da classe de comprimento 1 de espécies como *S. flaviventris* ou *A. saxatilis* que foram as espécies que mostraram indivíduos com menor comprimento total.

É possível afirmar que os peixes observados no recife artificial do Paraná derivaram de fundos rochosos circundantes próximos, como propuseram alguns autores (BOHNSACK 1989; HOWE 2003; LAN *et al.* 2004). Embora alguns trabalhos não encontrem efeito algum do recife artificial sobre a ictiofauna dos fundos naturais próximos (ALEVIZON & GORHAM 1989), MATTHEWS (1985) constatou por meio de marcação de indivíduos o deslocamento de algumas espécies de fundos rochosos naturais para o recife artificial. Pode ser o caso dos indivíduos observados de classe de comprimento 1 de *D. argenteus*, *A. rhomboidalis* e *A. surinamensis*, que derivaram de zonas naturais próximas como os afloramentos de Itacolomis e Currais. Estes movimentos podem continuar acontecendo paulatinamente conforme diminui a biomassa nos recifes artificiais devido a migrações ou exploração. Este fluxo é praticamente unidirecional (SOLONSKY 1985) e pode gerar as condições necessárias para aumentar o grau de sobre-exploração das populações.

O outro aspecto derivado do desenho (o refúgio) pode favorecer o recrutamento. A complexidade estrutural pode diminuir a taxa de predação pela disponibilidade de novos locais de refúgio o que diminui a eficiência dos predadores (HIXON & BEETS 1989), e pode ser mais importante inclusive do que a quantidade de alimento disponível (SHULMAN 1984). Este aspecto pode ter influenciado, sobretudo na presença de indivíduos de classe de comprimento 1 daquelas espécies mais próximas ao substrato, como *M. rubra*, *S. flaviventris* e *S. plumieri*, de hábitos muito sedentários. O efeito da complexidade estrutural sobre estas espécies pode funcionar não apenas pela predação, como também através de mecanismos de seleção e uso de

habitat (CARR 1994) de forma que os indivíduos recrutam em lugares propícios (LEVIN 1993).

O recife artificial do Paraná apresenta as condições necessárias para atrair indivíduos adultos de fundos rochosos próximos e favorece a predação sobre os possíveis juvenis assentados. As lacunas e reentrâncias entre os blocos assentados favorecem a residência dos predadores adultos, de onde podem espreitar às possíveis presas. Contudo, o tamanho destas aberturas, que seriam consideradas apropriadas para fins pesqueiros (OGAWA 1982), não parece muito adequado quando se pretende utilizar este tipo de recifes artificiais com fins produtivos para melhorar o estado das populações exploradas.

Outro aspecto importante, no que diz respeito à análise da capacidade produtiva do recife artificial, é a sua localização (SEAMAN & SPRAGUE 1991), que pode ser mais importante do que o desenho estrutural (BOHNSACK 1991). O aspecto mais importante da localização (BOHNSACK & TALBOT 1980; WALSH 1985; AMBROSE & SWARBRICK 1989), que afeta o potencial de incrementar a produtividade do recife se refere a sua situação com respeito às correntes marinhas da área, e em relação aos fundos rochosos naturais existentes (CARR & HIXON 1997). Se o recife artificial se interpõe no fluxo de correntes costeiras e, portanto, no transporte planctônico larval, possivelmente possa ocorrer o assentamento de novos recrutas.

No caso do recife do Paraná, a localização dos recifes artificiais apresenta dois aspectos a serem considerados: recebe suprimento larval de inúmeras espécies através da Baía de Paranaguá (BLANKENSTEYN *et al.* 1997) e, assim como grande porção da região sudeste brasileira é dominada por águas quentes e oligotróficas na superfície, transportadas pela Corrente do Brasil e águas frias próximas ao fundo, ricas em nutrientes, provenientes da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) (EMILSSON 1959, 1961; MATSUURA 1986; BRANDINI *et al.* 1989; BRANDINI 1990; MATSUURA 1996).

Apesar desta estrutura oceanográfica conferir à região um grande potencial de produção primária bêntica, as características geomorfológicas do arquipélago de Currais, que se interpõem ao módulo recifal, favorecem o transporte larval para fora da zona de influência do recife artificial. No verão ocorre a intrusão da ACAS junto ao assoalho marinho ocasionada principalmente pelos ventos de nordeste que afastam as massas de água da plataforma (BRANDINI *et al.* 1989). Concomitantemente, durante os meses de primavera e verão, predominam os ventos de sul e sudeste que provocam correntes superficiais de arrasto para o continente (MARONE *et al.* 1994). Em conjunto, todos estes processos favorecem que a área de estudo funcione como uma fonte de larvas que estão recrutando em outros lugares mais favoráveis (RILOV & BENAYAHU 2000). Isto se torna agravante pela perda de função de recrutamento nas áreas que rodeiam o recife artificial (FABI & SALA 2002).

Os recifes artificiais são freqüentemente indicados como uma solução para a reduzir o impacto da exploração pesqueira. Porém, podem agregar indivíduos adultos

propiciando aumentos na capturabilidade e conseqüentemente a mortalidade por pesca, que reduzirá o estoque da biomassa.

Em conclusão, é possível afirmar que o recife artificial do Paraná funcionou predominantemente como uma estrutura de atração de indivíduos procedentes de fundos próximos da plataforma continental, sem que se detectasse uma presença significativa de indivíduos juvenis por longos períodos. Provavelmente esta situação afeta as perspectivas do incremento de espécies de interesse pesqueiro, sobretudo nas taxas de sobrevivência de novos indivíduos. É necessário, portanto, reconsiderar o uso deste tipo de recifes artificiais com fins produtivos, uma vez que os resultados poderiam ser contrários aos esperados.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço o apoio desde o princípio do companheiro Ricardo Krull e do amigo Marco Fábio. Ao CNPq e ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCAR, principalmente ao orientador Prof. Alberto Peret. Aos colegas do Laboratório de Ictiologia do Centro de Estudos do Mar da UFPR e ao Programa Recifes Artificiais Marinhos, especialmente ao Prof. Frederico Brandini.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEVIZON, W.S. & J.C. GORHAM. 1989. Effects of artificial reef deployment on nearby resident fishes. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):646-661.
- AMBROSE, R.F. & S.L. SWARBRICK. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):718-733.
- BELL, J.D.; G.J.S. CRAIK; D.A. POLLARD & B.C. RUSSELL. 1985. Estimating length frequency distributions of large reef fish underwater. **Coral Reefs**, **4**:41-44.
- BLANKENSTEYN, A.; D. CUNHA FILHO & A.S. FREIRE. 1997. Distribuição, estoques pesqueiros e conteúdo protéico do caranguejo do mangue *Ucides cordatus* (L. 1763) (Brachyura, Ocypodidae) nos manguezais da Baía das Laranjeiras e adjacências, Paraná, Brasil. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, **40**(2):331-349.
- BOHNSACK, J.A. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):631-645.
- BOHNSACK, J.A. 1991. Habitat structure and the design of artificial reefs. p. 412-426. *In*: BELL, S.S.; E.D. MCCOY & H.R. MUSHINSKY (Eds.). **Habitat structure: the physical arrangement of objects in space**. Chapman and Hall. Londres.
- BOHNSACK, J.A. & D.E. HARPER. 1998. Length-weight relationships of selected marine reef fishes from southeastern United States and the Caribbean. **NOAA Technical Memorandum NMFS SEFC-215**, **31**.
- BOHNSACK, J.A. & D.L. SUTHERLAND. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. **Bulletin of Marine Science**, **37**(1):11-39.
- BOHNSACK, J.A. & F.H. TALBOT. 1980. Species-packing by reef fishes on Australian and

- caribbean reefs: an experimental approach. **Bulletin of Marine Science**, **30**(3):710-723.
- BOHNSACK, J.A.; A.M. ECKLUND & A.M. SZMANT. 1997. Artificial reef research: is there more than the attraction production issue? **Fisheries**, **22**(4):14-16.
- BOHNSACK, J.A.; D.L. JOHNSON & R.F. AMBROSE. 1991. Ecology of artificial reef habitats and fishes. p. 61-107. *In*: SEAMAN, W. & L.M. SPRAGUE (eds.). **Artificial habitats for marine and freshwater fisheries**. Academic Press, Inc. San Diego, California, EE UU.
- BOHNSACK, J.A.; D.E. HARPER; D.B. MCCLELLAN & M. HULSBECK. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):796-823.
- BORTONE, S.A. 1998. Resolving the attraction-production dilemma in artificial reef research: some yeas and nays. **Fisheries**, **23**(3):6-9.
- BORTONE, S.A.; T. MARTIN & C.M. BUNDRICK. 1994. Factors affecting fish assemblage development on a modular artificial reef in a northern Gulf of Mexico estuary. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):319-332.
- BRANDINI, F.P. 1990. Hydrography and characteristics of the phytoplankton in shelf and oceanic waters off Southeastern Brazil during winter (July/August 1982) and summer (February/March 1984). **Hydrobiologia**, **196**:111-148.
- BRANDINI, F.P.; C.L.B. MORAES & C.A. THAMM. 1989. Shelf break upwelling, subsurface maxima of chlorophyll and nitrite, and vertical distribution of a subtropical nano- and microplankton community off southeastern Brazil. *In*: **Memórias do III Encontro Brasileiro de Plâncton**, Caiobá, PR, p:47-55.
- CARR, M.H. 1994. Effects of macroalgal dynamics on recruitment of a temperate reef fish. **Ecology**, **75**(5):1320-1333.
- CARR, M.H. & M.A. HIXON. 1997. Artificial reefs: the importance of comparisons with natural reefs. **Fisheries**, **22**(4):28-33.
- COLLINS, K.J.; A.C. JENSEN & A.P.M. LOCKWOOD. 1991. Artificial reefs: using coal fired power station wastes constructively for fishery enhancement. **Acta Oceanologica**, **11**:225-229.
- CUNNINGHAM, P.T.M. & A.C. SAUL. 2004. Spatial Partition of Artificial Structures by Fish at the Surroundings of the Conservation Unit - Parque Estadual da Ilha Anchieta, SP, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, **47**(1):113-120.
- EMILSSON, I. 1959. Alguns aspectos físicos e químicos das águas marinhas brasileiras. **Ciência e Cultura**, **11**(2):44-54.
- EMILSSON, I. 1961. The shelf and coastal waters off southern Brazil. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, **11**(2):101-112.
- FABI, G. & A. SALA. 2002. An assessment of biomass and diel activity of fish at an artificial reef (Adriatic sea) using a stationary hydroacoustic technique. **ICES Journal of Marine Science**, **59**:411-420.
- FOSTER, K.L.; F.W. STEIMLE; W.C. MUIR; R.K. KROPP & B.E. CONLIN. 1994. Mitigation potential of habitats replacement: concrete artificial reef in Delaware Bay-preliminary results. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):783-795.
- FROESE, R.; M.L.D. PALOMARES & D. PAULY. 2005. Estimation of Life-History Key Facts. *In*: Froese, R. & D. Pauly. (Ed). **FishBase**. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org).
- GARCÍA-CAGIDE, A.; R. CLARO & B.V. KOSHELEV. 1994. Reproducción. p. 187-262. *In*: CLARO, R. (Ed.). **Ecología de los peces marinos de Cuba**. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo (CIQRO), México.
- GASCON, D. & R.A. MILLER. 1981. Colonization by nearshore fish on small artificial reefs



- in Barkley Sound, British Columbia. **Canadian Journal of Zoology**, **59**:1635-1646.
- GIRARDIN, M. 1978. **Les Sparidae (Pisces, Teleostei) du Golf du Lion-ecologie et biogeographie**. Thèse 3ème cycle, Univ. Montpellier II. Montpellier, Francia. 146 p.
- GREENACRE, M.J. 1984. **Theory and applications of correspondence analysis**. Academic Press. Londres: 364 p.
- GROSSMAN, G.D.; G.P. JONES & J.W. REAMAN. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. **Fisheries**, **22**(4):17-23.
- GROVE, R.S. & C.J. SONU. 1985. Fishing reef planning in Japan. p.187-251. *In*: D'ITRI, F. (ed.). **Artificial reefs: marine and freshwater applications**. Lewis Publ. Inc. Chelsea.
- HELFMAN, G.S. 1979. Fish attraction to floating objects in lakes. p. 49-57. *In*: JOHNSON, D.L. & R.A. STEIN (eds.). **Response of fish to habitat structure in standing water**. Special Public., 6. Amer. Fish. Soc. Bethesda, Maryland, EE UU.
- HIXON, M.A. & J.P. BEETS. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: Experiments with artificial reefs. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):666-680.
- HIXON, M.A. & W.N. BROSTOFF. 1985. Substrate characteristics, fish grazing and epibenthic reef assemblage off Hawaii. **Bulletin of Marine Science**, **37**(1):200-213.
- HOWE, J.C. 2003. Artificial Reef Evaluation with Application to Natural Marine Habitats. **Fisheries Research**, **63**(2):297-298.
- JAN, R.Q.; Y.H. LIU; C.Y. CHEN; M.C. WANG; G.S. SONG; H.C. LIN & K.T. SHAO. 2003. Effects of pile size of artificial reefs on the standing stocks of fishes. **Fisheries Research**, **63**(3):327-337.
- JENSEN, A. & K. COLLINS. 1997. The use of artificial reefs in crustacean fisheries. p. 115-122. *In*: JENSEN, A.C. (ed.). **European artificial reef research**. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- JOHNSON, T.D.; A.M. BARNETT; E.E. DEMARTINI; L.L. CRAFT; R.F. AMBROSE & L.J. PURCELL. 1994. Fish production and habitat utilization on a Southern California artificial reef. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):709-723.
- KEOUGH, M.J. & B.J. DOWNES. 1982. Recruitment of marine invertebrates: the role of active larval choices and early mortality. **Oecologia**, **54**:348-352.
- KRUEER, C.R. & L.G. CAUSEY. 1992. **The use of large artificial reefs to enhance fish populations at different depths in the Florida Keys**. Florida Keys Artificial Reef Association, Inc.
- LAN, C.H.; C.C. CHEN & C.Y. HSUI. 2004. An approach to design spatial configuration of artificial reef ecosystem. **Ecological Engineering**, **22**(4-5):217-226.
- LEVIN, P.S. 1993. Habitat structure, conspecific presence and spatial variation in the recruitment of a temperate reef fish. **Oecologia**, **94**:176-185.
- LINDBERG, W.J. 1997. Can science resolve the attraction-production issue? **Fisheries**, **22**(4):10-13.
- MARONE, E.; R. CAMARGO; JR.V.P. PRATA & M.S. KLINGENFUSS. 1994. Aspectos climáticos e oceanográficos. *In*: BORZONE, C.A. (Ed.). **Proposta para a categoria e o plano de manejo das ilhas oceânicas do litoral do Paraná**. Relatório apresentado à Fundação o Boticário de Proteção à Natureza. 125 p.
- MARTINI, E.E.; A.M. BARNETT; T.D. JOHNSON & R.F. AMBROSE. 1994. Growth and production estimates for biomass-dominant fishes on a southern California artificial reef. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):484-500.

- MATSUURA, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (RS). **Ciência e Cultura**, **38**(8):1439-1450.
- MATSUURA, Y. 1996. A probable cause of recruitment failure of the brazilian sardine *Sardinella aurita* population during the 1974/75 spawning season. **South African Journal of Marine Science-Suid-Afrikaanse Tydskrif Vir Seewetenskap**, **17**:29-35.
- MATTHEWS, K.R. 1985. species similarity and movements of fishes on natural and artificial reefs in Monterey Bay, California. **Bulletin of Marine Science**, **37**(1):252-270.
- MILLER, M.W. & J. BARIMO. 2001. Assessment of juvenile coral populations at two coral reef restoration sites in the Florida Keys National Marine Sanctuary: indicators of success? **Bulletin of Marine Science**, **69**:395-405.
- MUNRO, J.L. & D.M. WILLIAMS. 1985. Assessment and management of coral reef fisheries: biological, environmental and socio-economic aspects. *In*: **Proceedings of the Fifth International Coral Reef Congress**, Tahiti **4**:544-578.
- OGAWA, Y. 1982. The present status and future prospects of artificial reefs: developmental trends of artificial reef units. p. 23-41. *In*: VIK, S.F. (Ed.). **Japanese Artificial Reef Technology**. Aquabio. Bellair Bluffs, FL, Tech. Rep., 604. Pensacola, Florida, EE UU.
- PERSAT, H. & D. CHESSEL. 1989. Typologie de distributions en classes de taille: intérêt dans l'étude des populations de poissons et d'invertébrés. **Acta Oecologica**, **10**:175-195.
- PICKERING, H. & D. WHITMARSH. 1997. Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design and its significance for policy. **Fisheries Research**, **31**:39-59.
- POLOVINA, J.J. 1989a. Artificial reefs: nothing more than benthic fish aggregators. **California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports**, **30**:37-39.
- POLOVINA, J.J. 1989b. A debate on responsible artificial reef development: Should anyone build reefs? **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):1056-1057.
- POLOVINA, J.J. 1991. Fisheries applications and biological impacts of artificial habitats. p. 154-176. *In*: SEAMAN, J.W. & L.M. SPRAGUE (Eds.). **Artificial habitats for marine and freshwater fisheries**. Academic Press, Inc. San Diego, California, EE UU.
- POLOVINA, J.J. 1994. Function of artificial reefs. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):1349.
- POLOVINA, J.J. & I. SAKAI. 1989. Impacts of artificial reefs on fishery production in Shimamaki, Japan. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):997-1003.
- PORCH, C.E. 1998. A numerical study of larval fish retention along the southeast Florida coast. **Ecological Modelling**, **109**:35-59.
- POTTS, J.C. & C.S. MANOOCH. 1995. Age and growth of red hind and rock hind collected from North Carolina through the Dry Tortugas, Florida. **Bulletin of Marine Science**, **56**(3):784-794.
- RELINI, M.; G. TORCHIA & G. RELINI. 1994. Seasonal variation of fish assemblages in the Loano artificial reef (Ligurian sea, Northwestern Mediterranean). **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):401-417.
- RELINI, G.; M. RELINI; G. TORCHIA; F. TIXI & C. NIGRI. 1995. Coal ash tests in Loano artificial reef. *In*: **ECOSSET'95: Proceedings of the International Conference on Ecological Systems. Enhancement Technology Aquatics Environment**, 107- 113.

- RILOV, G. & Y. BENAYAHU. 2000. Fish assemblage on natural versus vertical artificial reefs: the rehabilitation perspective. **Marine Biology**, **136**:931-942.
- SAMPAOLO, A. & G. RELINI. 1994. Coal ash for artificial habitats in Italy. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):1277-1294.
- SAVINO, J.F. & R.A. STEIN. 1989. Behavior of fish predators and their prey: habitat choice between open water and dense vegetation. **Environmental Biology Fishes**, **24**(4):287-293.
- SEAMAN, W.JR. & L.M. SPRAGUE. 1991. **Artificial Habitat for Marine and Freshwater Fisheries**. Academic Press, New York, 283 p.
- SEAMAN, W.JR.; BUCKLEY, R.M. & POLOVINA, J.J. 1989. Advances in knowledge and priorities for research, technology and management related to artificial aquatic habitats. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):527-532.
- SHULMAN, M.J. 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef assemblage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **74**:85-109.
- SOLONSKY, A.C. 1985. Fish colonization and the effects of fishing activities on two artificial reefs in Monterey Bay, California. **Bulletin of Marine Science**, **37**(1):336-347.
- SPANIER, E. 1997. Assessment of habitat selection behavior in macroorganisms on artificial reefs. p. 323-336. *In*: JENSEN, A.C. (Ed.). **European artificial reef research**. Southampton Oceanography Centre. Southampton, Reino Unido.
- UNDERWOOD, A.J. 1997. **Experiments in ecology: Their logical design and interpretation using analysis of variance**. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido: 504 p.
- WALKER, B.K.; B. HENDERSON & R.E. SPIELER. 2002. Fish assemblages associated with artificial reefs of concrete aggregates or quarry stone offshore Miami Beach, Florida, USA. **Aquatic Living Resources**, **15**:95-105.
- WALSH, W.J. 1985. Reef fish community dynamics on small artificial reefs: the influence of isolation, habitat structure and biogeography. **Bulletin of Marine Science**, **36**(2):357-376.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS E CONCLUSÕES

A importante contribuição deste estudo para o conhecimento da ictiofauna de recifes rochosos torna evidente pelos novos registros, considerando que não existiam trabalhos de longa duração realizados no litoral paranaense. Deve-se ressaltar que, apesar dos esforços e trabalhos desenvolvidos por pesquisadores enfocando a diversidade de peixes recifais no Brasil. No entanto, continuam aparecendo novos registros de espécies de peixes para todas as áreas estudadas, portanto é necessário aumentar as áreas de estudo e examinar outros ambientes. Estas informações tem grande relevância porque constituem uma referência para estudos da dinâmica das associações de peixes recifais brasileiros.

Devido à complexidade estrutural, natureza, e diversidade funcional elevada, as áreas do infralitoral rochoso são particularmente importantes devido a grande variedade de peixes e espécies de invertebrados. Os peixes compreendem a parcela principal da biomassa animal no fundo rochoso, e representam um componente importante da estrutura trófica total (JAAP 1984). Vários estudos examinaram as comunidades de peixes em habitats naturais e artificiais (GRIMES *et al.* 1982; LINDQUIST *et al.* 1989; POTTS & HULBERT 1994; PARKER & DIXON 1998) que demonstram a relevância em compreender a dependência das espécies nestes ambientes.

A profundidade e a topografia são os fatores mais importantes para determinar o uso do habitat pela ictiofauna tropical e subtropical (WENNER *et al.* 1984; SAFMC 1998). Esta afirmação pode ser corroborada com os resultados obtidos por LUCKHURST & LUCKHURST (1978), ROBERTS & ORMOND (1987) e McCORMICK (1994) com relação à riqueza, e por CARPENTER *et al.* (1981), McCORMICK (1994) e CHABANET *et al.* (1997) com relação a abundância. A variação na composição dos peixes ocorre devido às migrações sazonais e a pressão ambiental ocasionada pelas diferenças no microhabitat.

De maneira geral, a maioria dos peixes do costão rochoso são carnívoros (JAAP 1984). Os peixes plantófaagos e herbívoros além dos invertebrados bênticos são conseqüentemente muito importantes porque incorporam a energia e passam para os diversos níveis tróficos servindo de fontes de alimento para os predadores (Jaap 1984).

O uso do espaço e a mobilidade variaram com o tipo de estrutura recifal. Peixes de comportamento restrito predominam em recifes tropicais. Herbívoros territoriais são extremamente abundantes em muitos recifes tropicais, mas relativamente raros em áreas temperadas do Atlântico. Os dados desse estudo corroboraram com a proposição de HARMELIN-VIVIEN (2002) sobre o uso diferenciado dos recursos alimentares entre peixes recifais tropicais e de regiões marginais.

O fundo rochoso fornece refúgio e áreas de forrageamento para uma grande diversidade de organismos, suportando a produtividade elevada dos peixes. Segundo

LINDEMAN (1997) os habitats do infralitoral podem suportar cerca de trinta vezes o número de indivíduos por transecto do que os ambientes com fundo arenoso. Conseqüentemente, os recifes naturais podem sustentar um estoque de peixes maior comparado ao fundo aberto da plataforma continental (HUNTSMAN 1979). De maneira geral, os recifes naturais e artificiais suportam comunidades similares em riqueza e diversidade de peixes (AMBROSE & SWARBRICK 1989; STEPHAN & LINDQUIST 1989) devido as circunstâncias ambientais semelhantes encontradas nos dois habitats (HUNTSMAN & MANOOCH 1978; BOHNSACK *et al.* 1994; POTTS & HULBERT 1994). Entretanto, o presente estudo encontrou também que a captura foi maior em recifes naturais do que próximo os recifes artificiais, possivelmente porque o habitat natural é inerentemente mais complexo que as estruturas artificiais.

A abundância de peixes nos fundos rochosos e em recifes artificiais está relacionada à quantidade e a complexidade estrutural do recife (POTTS & HULBERT 1994; CARR & HIXON 1997). Os fundos rochosos que apresentam estruturas complexas disponibilizam de espaço, consistentemente suportaram uma comunidade residente mais abundante e mais diversa de peixes do que estruturas menos complexas. Além disso, áreas de recifes artificiais pequenas, múltiplas e cercadas pelo substrato arenoso suportaram uma abundância e uma diversidade maior dos peixes do que uma área extensa de mesma constituição, sugerindo a importância da variedade do habitat à qualidade total do ecossistema (BOHNSACK *et al.* 1994; AUSTER & LANGTON 1999).

O substrato rochoso fornece não somente o refúgio e áreas forrageamento, mas também áreas de desova. A maioria de peixes do recife desova na coluna da água acima do recife, e os ovos permanecem planctônicos durante o desenvolvimento (JAAP 1984). O costão periférico com relevo vertical fornece uma variedade de microhabitats, permitindo que a diversidade dos peixes recrute nesses locais. Uma disponibilidade mais elevada de alimento em fundos com maior abundância, assim como em recifes artificiais corretamente controlados, pode resultar em taxas de crescimento aumentadas, assim como uma maior sobrevivência.

O costão natural serve também como o habitat intermediário para os juvenis tardios ou subadultos que se dispersam para fora dos estuários (LINDEMAN & SNYDER 1999). Este comportamento migratório está claramente associado à procura de refúgio contra predadores e lugares de forrageamento com elevada abundância de invertebrados e macroalgas. Estes mesmos autores concluíram que cerca de 80% dos peixes encontrados no costão natural da costa do sudeste da Florida eram juvenis tardios. Assim, a distribuição e a extensão limitada do fundo rochoso sugerem que a disponibilidade do habitat pode limitar a sobrevivência desses estágios no recife (NMFS 2002). Entretanto, a disponibilidade de habitats rochosos como o Arquipélago de Currais não é um fator limitante para produção de peixes. O fator principal a ser considerado é a exploração pesqueira, um problema que não foi solucionado pela

implantação dos recifes artificiais.

Embora o módulo recifal forneça habitat para alguns peixes, as espécies que o utilizam não requerem recifes artificiais para a sobrevivência desde que são atraídas de outros habitats naturais existentes, tais como o Arquipélago de Currais e Itacolomis.

Os resultados dos estudos dirigidos para a avaliação da influência dos blocos de concreto na estrutura das comunidades de peixes (SHULMAN 1984; ANDERSON *et al.* 1989; HIXON & BEETS 1989), mostram que blocos modulados em pequenas estruturas aumentam a presença de indivíduos pequenos, mas a profundidade a qual o recife foi instalado é um fator limitante para a produção de biomassa amparada no aumento da sobrevivência de recrutas.

Os recifes artificiais apresentam potencial para incrementar a produção dos peixes aumentando o forrageamento, desova e local de refúgio (GROSSMAN *et al.* 1997). Entretanto, o que foi demonstrado neste estudo é que as estruturas atuam somente na concentração de biomassa facilitando a captura das espécies de interesse o que, a médio e a longo prazo, poderá atuar no colapso da produtividade regional.

Os recifes artificiais devem ser projetados, assentados, e controlados a fim de aumentar com sucesso a produção (DMF 1988). A abundância numérica elevada de peixes não pode necessariamente ser associada com o aumento da produção, da sobrevivência ou da riqueza da espécie. O debate da atração-produção a respeito das comunidades de peixes do recife artificial ainda não está resolvido (BOHNSACK 1989; PICKERING & WHITMARSH 1996; CARR & HIXON 1997; RILOV & BENAYAHU 2000).

A partir do estudo conduzido no Arquipélago de Currais e nos recifes artificiais, Estado do Paraná, as principais conclusões obtidas foram:

- o A profundidade e grau de exposição ao mar agitado são variáveis físicas responsáveis pela heterogeneidade das abundâncias das espécies nas áreas do costão (costão periférico, lajes e parcel, costão vertical e módulo recifal) e pelas diferenças em termos de equitabilidade e riqueza de espécies.
- o As categorias tróficas dominantes foram planctófagos e herbívoros, os quais foram significativamente diferentes entre as zonas. Nas zonas mais rasas (lajes e parcel) e com alta exposição às condições do mar (costão periférico) predominaram os herbívoros e omnívoros, enquanto que nas profundas (módulo recifal, costão vertical e rochedos escarpados) os mais abundantes foram os planctófagos. Carnívoros mostraram diferenças significativas entre as zonas protegidas (lajes e parcel).
- o A captura através de gaiolas experimentais no Arquipélago de Currais representou alta riqueza (98 espécies), comparável com a de outras formações rochosas.
- o As famílias mais abundantes foram Serranidae, Sparidae, Haemulidae, Holocentridae, Pomacentridae, Labridae, Scaridae, Sparidae e Labrisomidae.

- As diferenças observadas entre as amostragens diurnas e noturnas foram evidentes devido ao maior número de espécies capturadas durante a noite, momento do ciclo em que apareceram representadas todas as espécies encontradas no trabalho.
- As espécies que permitiram diferenciar os habitats diurnos e noturnos foram praticamente as mesmas, o que demonstrou a grande heterogeneidade espacial que apresenta a ictiofauna associada aos ambientes do Arquipélago de Currais.
- A dieta de *Archosargus rhomboidalis* variou sazonalmente nas duas áreas amostrais. Na Ilha Grapirá as presas mais importantes no outono foram as ascídias e os anfípodos, enquanto que no inverno e primavera foram os anfípodos. Na área dos recifes artificiais, macroalgas e algas foram mais importantes no verão, algas e hidrozoários no outono, algas e briozoários no inverno, e copépodos harpacticoides e anfípodos gamarídeos na primavera.
- *Archosargus rhomboidalis* é uma espécie generalista eurifágica que se alimenta de um amplo espectro de presas (anfípodos caprelídeos e gamarídeos, equinodermos, peixes e algas).
- A contribuição qualitativa e quantitativa de indivíduos subadultos ou juvenis tardios indicaram que não houve diferenças significativas por longos períodos no tempo no módulo recifal.
- O módulo recifal parece funcionar como uma estrutura de atração que favorece a concentração de peixes adultos procedentes de fundos rochosos próximos.
- Indivíduos juvenis de *Diplodus argenteus*, *Archosargus rhomboidalis* e *Anisotremus surinamensis* derivaram de zonas naturais próximas como os afloramentos de Itacolomis e Currais.
- O fluxo larval proveniente das massas de água da Plataforma Continental e da Baía de Paranaguá aparentemente não favorece o assentamento no módulo recifal.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMBROSE, R. & S. SWARBRICK. 1989. Comparison of fish assemblages on artificial and natural reefs off the coast of southern California. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2): 718-733.
- ANDERSON, T.W.; E.E. MARTINI & D.A. ROBERTS. 1989. The relationship between habitat structure, body size and distribution of fishes at a temperate artificial reef. **Bulletin of Marine Science**, **44**: 681-697.
- AUSTER, P.J. & R.W. LANGTON. 1999. The effects of fishing on fish habitat. p. 150-187. *In*: BENAKA, L. (Ed.). **Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation**. American Fisheries Society, Bethesda, Md. Symp. 22, 459p.
- BOHNSACK, J. 1989. Are high densities of fishes at artificial reefs the result of habitat limitation or behavioral preference? **Bulletin of Marine Science**, **44**(2): 631-645.

- BOHNSACK, J.A., D.E. HARPER, D.B. MCCLELLAN & M. HULSBECK. 1994. Effects of reef size on colonization and assemblage structure of fishes at artificial reefs off southeastern Florida, USA. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):796-823.
- CARPENTER, K.E.; R.I. MICLAT; V.D. ALBALADEJO & V.T. CORPUZ. 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. *In*: **Proceedings of the fourth International Coral Reef Symposium**, **2**:497-502.
- CARR, M.H. & M.A. HIXON. 1997. Artificial reefs: The importance of comparisons with natural reefs. **Fisheries**, **22**(4):28-33.
- CHABANET, P.; H. RALAMBONDRAINY; M. AMANIEU; G. FAURE & R. GALZIN. 1997. Relationships between coral reef substrata and fish. **Coral Reefs**, **16**:93-102.
- DMF (NORTH CAROLINA DIVISION OF MARINE FISHERIES). 1988. **North Carolina artificial reef master plan**. DMF, Morehead City, NC, 57 p.
- GRIMES, C.B.; C.S. MANOOCH & G.R. HUNTSMAN. 1982. Reef and rock outcropping fishes of the outer continental shelf of North Carolina and South Carolina, and ecological notes on the red porgy and vermilion snapper. **Bulletin of Marine Science**, **32**(1):277-289.
- GROSSMAN, G.D.; G.P. JONES & W.J. SEAMAN JR. 1997. Do artificial reefs increase regional fish production? A review of existing data. **American Fisheries Society**, **22**(4):17-23.
- HARME LIN-VIVIEN, M.L. 2002. Energetics and fish diversity on coral reefs. p. 265-274. *In*: SALE, P.F. (Ed.). **Coral reef fishes: dynamics and diversity in a complex ecosystem**. San Diego: Academic Press.
- HIXON, M.A. & J.P. BEETS. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblage: Experiments with artificial reefs. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):666-680.
- HUNTSMAN, G.R. & C.S. MANOOCH. 1978. Coastal Pelagic and Reef Fishes in the South Atlantic Bight. **Marine Recreational Fisheries**, 97-106.
- HUNTSMAN, G.R. 1979. The biological bases of reef fishery production. *In*: **Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute**, Miami Beach, 167-174.
- JAAP, W.C. 1984. **The ecology of the South Florida coral reefs: a community profile**. US Fish and Wildlife Service, FWS/OBS 82/08, 138p.
- LINDEMAN, K.C. & D.B. SNYDER. 1999. Nearshore hardbottom fishes of southeast Florida and effects of habitat burial caused by dredging. **Fisheries Bulletin**, **97**:508-525.
- LINDEMAN, K.C. 1997. **Development of grunts and snappers of southeast Florida: Cross-shelf distributions and effects of beach management alternatives**. Ph.D. Dissertation, University of Miami, Miami, FL, 419 p.
- LINDQUIST, D.G.; I.E. CLAVIJO; L.B. CAHOON; S.K. BOLDEN & S.W. BURK. 1989. Quantitative Diver Visual Surveys of Innershelf Natural and Artificial Reefs in Onslow Bay, NC: Preliminary results for 1988 and 1989. p. 219-227 *In*: LANG, M.A. & W.C. JAAP (Eds.). **Diving for Science**. American Academy of Underwater Sciences, Costa Mesa, Ca.
- LUCKHURST, B.E. & K. LUCKHURST. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, **49**:317-323.
- MCCORMICK, M.I. 1994. Comparison of field methods for measuring surface topography and their associations with a tropical reef assemblage. **Marine Ecology-Progress Series**, **112**:87-96.



- NMFS (NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE). 2002. **Annual Report to Congress on the Status of U.S. Fisheries - 2001**. NOAA, Silver Spring, MD, 142p.
- PARKER, R.O. & R.L. DIXON. 1998. Changes in a North Carolina reef fish community after 15 years of intense fishing global warming implications. **Transactions of the American Fisheries Society**, **127**:908-920.
- PICKERING, H. & D. WHITMARSH. 1996. **Artificial reefs and fisheries exploitation: a review of the 'attraction versus production' debate, the influence of design, and its significance for policy**. University of Portsmouth, United Kingdom, Centre for the Economics and Management of Aquatic Resources (CEMARE) Research Paper 107, 27p.
- POTTS, T.A. & A.W. HULBERT. 1994. Structural influences of artificial and natural habitats on fish aggregations in Onslow Bay, North Carolina. **Bulletin of Marine Science**, **55**(2-3):609-622.
- RILOV, G. & Y. BENAYAHU. 2000. Fish assemblage on natural versus artificial reefs: the rehabilitation perspective. **Marine Biology**, **136**:931-942.
- ROBERTS, C.M. & R.F.G. ORMOND. 1987. Habitat complexity and coral reef fish diversity and abundance on Red Sea fringing reefs. **Marine Ecology-Progress Series**, **41**:1-8.
- SAFMC (SOUTH ATLANTIC FISHERIES MANAGEMENT COUNCIL). 1998. **Final habitat plan for the South Atlantic region: essential fish habitat requirements for fishery management plans of the South Atlantic Fishery Management Council**. SAFMC, Charleston, SC.
- SHULMAN, M.J. 1984. Resource limitation and recruitment patterns in a coral reef fish assemblage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, **74**:85-109.
- STEPHAN, C.D. & D.G. LINDQUIST. 1989. A comparative analysis of the fish assemblages associated with old and new shipwrecks and fish aggregating devices in Onslow Bay, North Carolina. **Bulletin of Marine Science**, **44**(2):698-717.
- WENNER, E.L.; P. HINDE; D.M. KNOTT & R.F. VAN DOLAH. 1984. **A temporal and spatial study of invertebrate communities associated with hard-bottom habitats in the South Atlantic Bight**. NOAA, Technical Report NMFS 18. 104 p.