

João José Roma de Paços Pereira de Castro
Laboratório de Ciências do Mar
Departamento de Biologia
Universidade de Évora

**Predação humana no litoral rochoso alentejano:
caracterização, impacte ecológico e conservação**

Tese de doutoramento

Orientador: Professor Catedrático Doutor João Carlos Marques
(Universidade de Coimbra)

Co-orientador: "Full" Professor Doutor Stephen John Hawkins
(University of Southampton/Marine Biological Association of the United Kingdom)

Esta tese não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

2004

João José Roma de Paços Pereira de Castro
Laboratório de Ciências do Mar
Departamento de Biologia
Universidade de Évora

Predação humana no litoral rochoso alentejano: caracterização, impacte ecológico e conservação

Tese de doutoramento

Orientador: Professor Catedrático Doutor João Carlos Marques
(Universidade de Coimbra)

Co-orientador: “Full” Professor Doutor Stephen John Hawkins
(University of Southampton/Marine Biological Association of the United Kingdom)

Esta tese não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

2004

à Teresa, ao Pedro e à Carolina

Porque até as pedras se cansam...

“Quando há 20 anos nos surpreendemos com a deslocação até à praia de comunidades camponesas do Alentejo Litoral (Sines) que celebravam o equinócio da Primavera, recolectando ouriço do mar (*Paracentrotus lividus*), era já impossível reconhecer naquele acto colectivo um efectivo interesse económico, subsistindo antes no gesto de entrar no mar e dele retirar sustento o simbolismo de um ritual de apropriação, de domesticação de uma das últimas fronteiras do selvagem.”

Carlos Tavares da Silva e Joaquina Soares

1997, “Economias costeiras na Pré-História do sudoeste português. O concheiro de Montes de Baixo.” (*Setúbal Arqueológica*, 11-12: 69-108.).

“(…) A fertilidade da terra pode levar a olhar aquilo que se tira das pedras do calhau apenas como saudável complemento. Mas lá reside riqueza capaz de sustentar a dependência de alguns ou o proveitoso recreio de muitos. Ainda sai em conta, por necessidade ou por divertimento, descer à rocha e, de cana em punho, pacientemente esperar que o peixe morda o anzol. (...) Num mundo organizado por tarefas e especialidades, onde quase tudo o que se quer facilmente se vai buscar às prateleiras dos supermercados, este retorno a uma eficácia primitiva é também certeza reconfortante da riqueza do litoral. (...) Nas tascas em dias de festa e em alguns restaurantes típicos, rubros caranguejos cuidadosamente empilhados convidam ao estímulo apimentado para um refrescante copo, e cracas e lapas, disfarçadas sob a verde capa de algas que lhes cobre as conchas, oferecem a delícia esquisita de um aperitivo tipicamente açoriano.”

António M. de Frias Martins

1998, *Ilhas de azul e verde*. Ribeiro & Caravana Editores, 203pp.

“Já foi muito abundante na nossa costa, sobretudo a sul da Nazaré, onde era pescado em grandes quantidades apanhando-se, de vez em quando, alguns com dimensões avantajadas que se baptizavam de laparões.

A poluição provocada por descargas de detritos sem tratamento quase fez desaparecer as lapas das nossas praias e das nossas mesas. Frágeis e raras aparecem hoje como um petisco saudoso, pouco abundante e pouco sávido.”

Mário Varela Soares

2000, *Mariscos. Os frutos do mar*. Colares Editora, 218pp.

“Há dez anos atrás rebentei com a percebeira de A-do-Baraço, a mergulho e a cavar acima dela. Ficou sem nada. Eram uns percebes «brutos». No ano seguinte estava na mesma cheia deles, bons. E agora a pedra, há três anos para cá, não tem percebes novos nem velhos. As pedras cansam-se.”

Marisqueiro anónimo in Carlos Manuel Maximiano Baptista

2001, *Os marisqueiros de Vila do Bispo*, 2.^a edição (revista e aumentada). Junta de Freguesia de Vila do Bispo, 159pp.

“Queiramos, ou não, hoje já não pesca quem quer, o que quer, como quer e quanto quer.”

Marcelo de Sousa Vasconcelos

1996, “Em redor de uma História das pescas.” (*in* Instituto Nacional de Estatística e Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura, 1998. *Pescas em Portugal (portuguese fisheries): 1986-1996*. Instituto Nacional de Estatística, 279pp.).

“Are the oceans in crisis because of fishing? Perhaps they are not.”

Paul K. Dayton, Simon Thrush e Felicia C. Coleman

2002, *Ecological effects of fishing in marine ecosystems of the United States*. Pew Oceans Commission.

Agradecimentos

A realização deste trabalho contou com a prestimosa e voluntária ajuda de várias pessoas, a quem quero aqui agradecer.

Ao Steve Hawkins, por ter aceite a orientação científica deste trabalho, pelos inúmeros ensinamentos e incentivos, pela ajuda no planeamento dos diferentes estudos, bem como pelo contagiante prazer de ir à maré e entusiasmo no estudo da ecologia de litorais rochosos e de lapas.

Ao João Carlos Marques, por ter aceite a orientação científica deste trabalho, pela constante disponibilidade, e por todo o apoio e interesse em levá-lo a bom termo.

À Teresa Cruz, por estar sempre a meu lado, e pela ajuda em todas as fases deste trabalho, sobretudo no planeamento e na análise de dados.

Ao Jorge Araújo, pela visão estratégica e pelo transbordante entusiasmo no desenvolvimento da Biologia Marinha na Universidade de Évora, assim como pelo permanente apoio dado como Director do Laboratório de Ciências do Mar.

Ao Tony Underwood, à Gee Chapman, ao Lisandro Benedetti-Cecchi e ao Bob Clarke, pelos ensinamentos transmitidos e pelo apoio no delineamento de alguns estudos e na análise de dados.

Ao José Pombinho, pelos serões informáticos.

Aos colegas do Laboratório de Ciências do Mar, pelo agradável ambiente de trabalho, bem como pelo apoio dado em trabalhos laboratoriais e de terreno.

Aos colegas do Departamento de Biologia, pelos incentivos dados para a conclusão deste trabalho.

Aos pescadores da costa alentejana entrevistados, pela simpatia e boa-vontade.

Aos alunos e amigos que me acompanharam em trabalhos de terreno e outros.

À minha família, pelo constante apoio e pelo bichinho da Biologia e do mar.

Resumo

Observações preliminares e informações previamente obtidas junto de pescadores locais fizeram supor que a exploração humana de recursos vivos era muito intensa no litoral rochoso alentejano. Considerando que esta exploração é rara e pontualmente controlada ou regulamentada, que a sua intensidade parece tender a aumentar, e que o seu impacte ecológico pode ser elevado e persistente, o presente estudo pretendeu avaliar a intensidade e o rendimento das principais actividades de predação humana exercidas no litoral rochoso alentejano, analisar o seu impacte ecológico, e discutir e propor medidas de gestão e conservação dos recursos e habitats afectados.

A intensidade destas actividades foi estudada mediante a análise de padrões de variação espacial e temporal da abundância de pessoas que utilizaram durante o dia o litoral rochoso alentejano, em função de factores como a altura e a amplitude da maré, o período do ano, a utilidade dos dias, a praia (alguns quilómetros de extensão) e o local (algumas centenas de metros de extensão). A respectiva amostragem foi efectuada directamente, durante dois anos consecutivos, em oito praias cuja extensão de linha de costa totaliza cerca de 22km. Os resultados desta análise revelaram que o litoral rochoso alentejano foi frequente e intensamente utilizado pelo Homem para a exploração de recursos vivos, tendo sido diversas as espécies-alvo, bem como as motivações dos utilizadores (subsistência alimentar, comércio ou recreação). Quando consideradas em conjunto, estas actividades de predação, bem como as que não envolveram a predação de organismos marinhos, foram geralmente mais intensas no Verão, durante a baixa-mar de marés vivas, em dias não úteis, em praias mais próximas de praias arenosas turísticas, e quando o mar estava menos agitado, o vento era menos intenso e o céu estava menos nublado. As actividades de marisqueio foram as que envolveram maior número de pessoas, embora tenham sido exercidas sobretudo em níveis de maré inferiores e quase exclusivamente em períodos de baixa-mar, enquanto a pesca à linha foi praticada com maior frequência, tanto em baixa-mar como em preia-mar. As principais presas do marisqueio intertidal foram o polvo (*Octopus vulgaris*), a navalheira (*Necora puber*), o ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), o percebe (*Pollicipes pollicipes*), os burriés (*Osilinus lineatus*, *O. colubrina*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*), o mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*) e as lapas (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*). A pesca à linha, dirigida a diversos peixes teleósteos, envolveu frequentemente a apanha de isco durante a baixa-mar. Os valores médios diários de densidade global, de pescadores à linha, e de mariscadores em baixa-mar corresponderam, respectivamente, a cerca de 7,8, 2 e 9,4 pessoas por quilómetro de linha de costa.

O impacto da intensidade destas actividades de predação no seu rendimento foi estudado mediante a análise de padrões de variação espacial do peso das capturas efectuadas por pescador num período diurno de baixa-mar de marés vivas, e do peso das capturas obtidas por pescadores à linha durante trinta minutos em períodos diurnos de enchente de marés vivas. A respectiva amostragem foi efectuada directamente em seis praias, num período de Verão. Foi também quantificado o número de *taxa* presente no pescado capturado por cada pescador contactado ou observado. Os resultados desta análise sugerem que a intensidade da exploração humana afectou negativamente o rendimento da pesca à linha, bem como a diversidade do pescado capturado, embora o mesmo efeito não tenha sido detectado no rendimento das actividades de predação exercidas em baixa-mar. Na pesca à linha efectuada em períodos de enchente, os peixes cujo peso médio de captura por pescador variou mais entre praias sujeitas a diferente intensidade de exploração foram os burrinhos (*Symphodus* spp.), a boga (*Boops boops*) e o sargo (*Diplodus sargus*), tendo sido os dois primeiros mais capturados nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração. O valor médio de peso fresco de pescado capturado por pescador numa baixa-mar de marés vivas, e por pescador à linha em trinta minutos de enchente, correspondeu, respectivamente, a cerca de 2,2 e 0,2kg. Extrapolando os valores de rendimento obtidos nesta análise e utilizando os dados obtidos no estudo da intensidade destas actividades de predação, foi estimado um rendimento anual global de 4,3 toneladas de peso fresco por quilómetro de linha de costa. Do mesmo modo, foi estimado um rendimento anual de 2,4 e 1,4 toneladas de peso fresco por quilómetro de linha de costa, no caso do marisqueio e da pesca à linha, respectivamente. Com base nestas estimativas e em resultados de outros estudos, foi analisada a sustentabilidade da exploração do ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*, do percebe *Pollicipes pollicipes* e da lapa *Patella ulyssiponensis* no litoral rochoso alentejano. Foi admitido que a actual intensidade de predação humana não constitui perigo para a conservação de *P. lividus* e que o stock de *P. ulyssiponensis* pode ser considerado moderadamente pescado, mas foi sugerido que o stock de *P. pollicipes* é intensa a totalmente pescado.

Sendo previsível que a apanha humana de lapas tenha efeitos detectáveis nas populações e comunidades do habitat em estudo, a análise do potencial impacto destas actividades de predação foi efectuada através da avaliação de padrões de variação da abundância, tamanho e área vital (território alimentar) de lapas em função da intensidade da predação humana, e mediante a análise dos efeitos da remoção de lapas, numa experiência manipulativa. No estudo destes padrões, foi analisada a variação espacial e temporal a diferentes escalas (praia e local; período e data), considerando dois níveis de maré, praias sujeitas a maior ou menor intensidade de exploração e dois períodos do ano

- antes e depois do Verão. Em termos espaciais, o impacte das actividades de predação foi detectado ao nível da variância por local do tamanho de lapas exploradas e da área vital de lapas em níveis inferiores de maré, tendo esta variabilidade a pequena escala sido significativamente mais elevada em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana. Tanto num caso como no outro, este impacte foi apenas detectado num dos períodos considerados (depois do Verão). Em termos temporais, o impacte destas actividades humanas foi detectado ao nível da variância por local da abundância e do tamanho de lapas grandes (com tamanho explorado) em níveis inferiores de maré, tendo esta variabilidade a pequena escala sido significativamente mais elevada depois do Verão.

A experiência manipulativa destinada à análise dos efeitos da remoção de lapas foi realizada em níveis de maré inferiores, considerando várias escalas espaciais, e envolveu três tratamentos: não remoção de lapas (C), remoção de lapas grandes (G), e remoção de todas as lapas (T). Esta experiência foi iniciada em meses de Verão e Outono (t0) e concluída cerca de sete meses depois (t1). As escalas espaciais mais pequenas a que estes efeitos foram estudados corresponderam ao território, cuja área total inicial atingiu, em média, cerca de 42,1cm², e à área, com 1x2m. Quando a resolução espacial foi, no máximo, a da área, foram detectados efeitos significativos da remoção de lapas na abundância de lapas grandes em t1, cujo padrão geral foi C>G>T, não tendo sido detectadas diferenças significativas entre estes tratamentos em t0, antes da manipulação. Quando a resolução espacial máxima correspondeu ao território, C>G=T foi o único padrão geral observado no estudo dos efeitos da remoção de lapas na abundância destes moluscos e ocorreu apenas na análise da densidade de lapas de tamanho grande em t1, não tendo sido detectadas diferenças significativas entre estes tratamentos em t0. No estudo dos efeitos da remoção de lapas na área vital destes moluscos e na área coberta por outros organismos, a resolução espacial foi, no máximo, a do território, tendo sido detectados efeitos significativos nos dois tipos de análise em que foram testados. Nas análises univariadas, as anova revelaram efeitos significativos em três variáveis, nas quais o factor remoção não foi significativo em t0, embora tenha sido apenas numa delas - a área de rocha nua -, em que foi detectado um padrão geral definido. Este padrão correspondeu a C>G=T e foi detectado tanto em t1, como na variação percentual ocorrida entre os dois períodos amostrados. Nas outras variáveis em que o factor remoção foi significativo - área de algas encrustantes moles e área total -, tal apenas se verificou em t1 ou na referida variação percentual, respectivamente, embora as diferenças entre tratamentos tenham variado significativamente com a área. Nas análises multivariadas, o factor remoção não foi significativo em t0 mas o mesmo não aconteceu em t1 e na variação percentual ocorrida entre os dois períodos amostrados.

Nestes casos, o padrão detectado foi $C \neq (G=T)$ e as duas variáveis que mais contribuíram para estas dissimilaridades foram a área de algas encrustantes moles e rocha nua, em t1, e a área de algas encrustantes duras e rocha nua, naquela variação percentual. Assim, a apanha humana de lapas no litoral rochoso alentejano pode ter importantes e persistentes efeitos negativos, directos e indirectos, sobre as populações exploradas e as comunidades a que pertencem.

Apesar da importância ecológica, social e económica desta exploração, não existe regulamentação específica que condicione estas actividades a uma gestão sustentável. Mesmo quando esta regulamentação existe, o esforço de controlo e fiscalização é geralmente insuficiente ou ineficaz. Com esta ausência de controlo e gestão, estes recursos têm vindo a ser explorados numa forma intensa e desordenada, sendo aparente o decréscimo dos quantitativos capturados e o aumento do esforço de exploração. Acresce-se a este panorama o deficiente ou pontual conhecimento científico da biologia e ecologia das populações exploradas e dos sistemas envolvidos, bem como dos impactes destas actividades. Devido às suas características biológicas e a interações intra- e interespecíficas, muitas das espécies colectadas são bastante vulneráveis à exploração humana, e os seus stocks podem ser facilmente sobreexplorados. Deste modo, é urgente a aplicação de medidas de gestão e conservação que permitam a utilização sustentável destes recursos e habitats, tais como a aplicação e revisão da legislação existente, e a criação de áreas marinhas protegidas, com base em estudos sobre as populações exploradas e os impactes destas actividades. A recuperação de populações exploradas em reservas marinhas e em áreas adjacentes é um dos vários benefícios que esta protecção pode originar, em conjunto com os relacionados com a conservação, a educação, a ciência, o turismo e a recreação. Sendo grande parte do litoral rochoso alentejano pertencente à faixa marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, esta protecção legal é uma oportunidade para a implementação destas medidas de gestão e conservação, num processo que deverá ser adaptativo e integrado, permitindo a co-responsabilização dos utilizadores e gestores.

Abstract

Preliminary observations and previous information obtained from local fishers suggest that human exploitation of living resources is very intense on rocky shores of Alentejo (SW continental Portugal). As this exploitation is seldom subjected to any control or regulation, its intensity is likely to increase and its ecological impact may be high and lasting. The present study aims to assess the intensity and yield of the main human predation activities on rocky shores of Alentejo, to analyse their ecological impact, and to discuss and recommend management and conservation measures.

The intensity of these activities was assessed through the analysis of spatial and temporal patterns of variation of the abundance of people using this habitat during daylight. Factors tested were the tidal height and amplitude, season, weekend/holiday or working day, shore (some kilometres) and site (some hundreds of metres). Direct observations were made during two consecutive years in eight shores with ca. 22km of total coastline. The rocky shores of Alentejo were subject to a frequent and intense human exploitation of living resources, affecting several target species for several purposes (subsistence, trading or recreation). Human use was generally more intense during summer, at spring low tides, over weekends or holidays, on shores near sandy beaches intensively used for tourism, and when the sea roughness, wind intensity and sky cloudiness were lower. Most people collected shellfish, mainly on the low shore and almost exclusively during low tide, but angling from the shore was the most frequent activity, at low or high tide. Main target species were common octopus (*Octopus vulgaris*), velvet swimming crab (*Necora puber*), purple sea urchin (*Paracentrotus lividus*), stalked barnacle (*Pollicipes pollicipes*), topshells (*Osilinus lineatus*, *O. colubrina*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*), mussel (*Mytilus galloprovincialis*) and limpets (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*). Anglers targeted teleost fishes and collected bait (mainly polychaete worms) during low tide. Mean daily values of density of all activities, angling and shellfish gathering were, respectively, 7.8, 2 and 9.4 persons per kilometre of coastline.

The impact of the intensity of these activities on their yield was assessed through the analysis of spatial patterns of variation of the weight of catches made by shellfish collecting and angling during a diurnal spring low tide, and made by angling during thirty minutes of a diurnal spring flood tide. Direct observations were made during one summer on six shores (three exposed to higher exploitation intensity; three exposed to lower exploitation intensity). The number of taxa present in each catch has also been censused. The yield from angling and the number of taxa present in each catch were negatively affected by the intensity of human exploitation, although the same effect has

not been observed in the yield by shellfish collection and angling obtained during low tide. Mean weight of catches per fisher of wrasses (*Symphodus* spp.), bogue (*Boops boops*) and white seabream (*Diplodus sargus*) were responsible for most variation between shores exposed to different intensity of human exploitation, and catches of wrasses and bogue were bigger on shores exposed to lower exploitation intensity. Mean value of fresh weight of catches obtained per fisher during low tide, and per angler during thirty minutes of flood tide, were 2.2 and 0.2kg, respectively. Extrapolating yield values obtained in this analysis and using the data from the study of predation intensity, the annual global yield was estimated as 4.3 tonnes of fresh weight per kilometre of coastline. The annual yield of shellfish collection and angling was estimated as 2.4 and 1.4 tonnes of fresh weight per kilometre of coastline, respectively. Using these estimates and results from other studies, the sustainability of the exploitation of the purple sea urchin *Paracentrotus lividus*, the stalked barnacle *Pollicipes pollicipes* and the limpet *Patella ulyssiponensis* was analysed. The present exploitation rate of *P. lividus* is not a risk for its conservation. The stock of *P. pollicipes* was considered to be highly to fully fished. The stock of *P. ulyssiponensis* was considered to be moderately fished.

Limpet exploitation may have negative effects on populations with consequences for communities structure and functioning. Thus, the analysis of the ecological impact of human predation activities on rocky shores of Alentejo was made through the description of patterns of variation of limpets abundance, size and vital area (feeding territory) on shores exposed to different exploitation intensity. In parallel, a manipulative experiment tested the effects of limpets removal. The survey analysed spatial and temporal variation at different scales (shore and site, period and date), using two tide levels, shores exposed to higher and lower exploitation intensity and two periods – before and after summer. The spatial impact of the human predation was detected at the variance per site of the size of exploited limpets and the vital area of limpets on the low shore. This small scale variability was significantly higher on shores exposed to higher exploitation intensity; it was only observed after summer. The temporal impact of the human predation was detected at the variance per site of the abundance and size of exploited limpets in low shore; this small scale variability was significantly higher after summer.

The manipulative experiment on the effects of limpets removal was made on the low shore, using different spatial scales and three treatments: no limpets removal (C), large limpets removal (G), and all limpets removal (T). Establishment of the experiment and first sampling was made in summer/autumn (t₀) and ca. seven months later second sampling (t₁) was made. Smallest spatial scales used were territory (mean initial total area of 42,1cm²) and area (1x2m). When area was the maximum spatial resolution, significant effects of limpet removal were detected in the abundance of large limpets

(exploited size) at t1; the general pattern was $C>G>T$, although no significant differences between these treatments were found at t0, just before manipulation. When territory was the maximum spatial resolution, $C>G=T$ was the only significant general pattern observed by the analysis of the effects of limpet removal on the abundance of these molluscs. This pattern occurred in the analysis of the abundance of large limpets at t1, although no significant differences between these treatments were found at t0. Territory was also the maximum spatial resolution in the study of the effects of limpet removal in the vital area of these molluscs and in the area covered by other organisms. Anova detected significant effects in three variables, where the removal factor was not significant at t0. However, only in the area of bare rock was a general pattern found ($C>G=T$), which has been detected at t1 and in the percentage variation occurred between t0 and t1. A significant interaction between removal and area factors was found in the other variables where the removal factor was significant (percentage variation of the total area between t0 and t1, and area covered by non calcareous algal crusts at t1). Multivariate analyses detected the pattern $C\neq(G=T)$ at t1 and in the percentage variation occurred between t0 and t1, and no significant differences between these treatments were found at t0. Non calcareous algal crusts and bare rock area (t1) and calcareous algal crusts and bare rock area (percentage variation occurred between t0 and t1) were the variables that made a bigger contribution to this dissimilarity found between treatments. These results have shown that human collection of limpets on the rocky shores of Alentejo may have important, direct and indirect, and lasting negative effects on the exploited populations with consequences at the community level.

In spite of the ecological, social and economical importance of this exploitation, no specific regulations are in place to allow sustainable exploitation. Even when such regulations exist, control and enforcement are generally insufficient or ineffective. With almost no control and management, these living resources have been exposed to intense and unplanned exploitation, and the decrease of catches and the increase of fishing effort are apparent. Besides, scientific knowledge on the biology and ecology of the exploited populations and their communities, and on the impacts of these activities, is still scarce. Due to life history characteristics and intra- and interspecific interactions, many target species are vulnerable to the human exploitation and their stocks can be easily overexploited. In order that these resources and habitats can be exploited sustainably, there is an urgent need for taking management and conservation measures, like the effective use and update of existing regulations and the designation of marine protected areas. The restoration of exploited populations in marine reserves is one of several potential benefits of this protection, as well as the improvement of conservation, education, science, tourism and recreation. As most of the rocky shores of Alentejo are

protected by a Natural Park, this existing protection is an opportunity for taking such management and conservation measures, in an adaptive and integrated process that should allow co-responsibility of users and managers.

Índice

1- Introdução geral	1
Contexto histórico	1
Situação mundial actual	2
Actualidade portuguesa	3
Situação actual na costa alentejana	6
Impacte ecológico	8
Conservação	11
Objectivos gerais.....	13
2- Intensidade da predação humana no litoral rochoso alentejano.....	15
2.1- Introdução	15
Contexto histórico	15
Situação actual no litoral rochoso alentejano – conhecimento prévio	15
Pesca comercial na costa alentejana	16
Pesca comercial, recreativa e de subsistência	18
Objectivos	19
2.2- Material e métodos	21
Técnicas de amostragem	21
Delineamento da amostragem	23
Análise de dados	34
2.3- Resultados.....	36
2.4- Discussão	89
Variação temporal.....	89
Variação sazonal e interanual.....	89
Variação entre períodos antes, durante e depois da Páscoa.....	103
Variação entre dias úteis e não úteis.....	107
Variação entre períodos de baixa-mar e de preia-mar	110
Variação entre períodos de marés vivas e mortas	114
Variação espacial	118
Variação entre praias.....	118
Variação entre locais.....	123
Variação em função da proximidade de praias arenosas turísticas	125
Variação entre níveis de maré	126
Variação em função da exposição à ondulação	129
Variação entre actividades	133
Importância da exploração de recursos vivos no litoral rochoso alentejano.....	141
3- Rendimento e sustentabilidade da predação humana no litoral rochoso alentejano	143
3.1- Introdução	144
3.2- Material e métodos	147
Rendimento da predação humana	147
Variação em função da intensidade da exploração humana.....	147
Técnicas de amostragem	147
Delineamento da amostragem.....	148
Análise de dados	150
Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano.....	151
Sustentabilidade da predação humana	153
3.3- Resultados.....	154
Rendimento da predação humana	154
Variação em função da intensidade da exploração humana.....	154
Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano	167
Sustentabilidade da predação humana	168
Apanha de ouriço-do-mar	168
Apanha de percebe.....	169
Apanha de lapas	170

3.4- Discussão	173
Rendimento da predação humana	173
Variação em função da intensidade da exploração humana.....	173
Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano	182
Sustentabilidade da predação humana	189
Apanha de ouriço-do-mar	189
Apanha de percebe	192
Apanha de lapas	196
Estado da exploração de <i>Patella ulyssiponensis</i>	196
Aumento potencial da intensidade de exploração de <i>P. ulyssiponensis</i>	198
Vulnerabilidade de <i>P. ulyssiponensis</i> à exploração humana	199
... – possibilidade de ocorrência de hermafroditismo protândrico	202
... – maturidade sexual.....	204
... – crescimento.....	207
... – ciclo reprodutivo.....	208
... – distribuição.....	209
Gestão da exploração humana de lapas.....	210
4- Impacte ecológico da predação humana no litoral rochoso alentejano	212
4.1- Introdução	212
4.2- Material e métodos	220
Amostragem.....	220
Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana.....	220
Efeitos da remoção de lapas.....	224
Análise de dados	227
4.3- Resultados	229
4.3.1- Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana	229
Abundância de lapas - densidade.....	229
Abundância de lapas – variância por local	239
Tamanho de lapas.....	246
Área vital de lapas.....	250
4.3.2- Efeitos da remoção de lapas.....	253
Abundância de lapas.....	253
Área vital de lapas e área coberta por outros organismos	260
4.4- Discussão	275
Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana	275
Efeitos da remoção de lapas	279
Abundância de lapas.....	279
Área vital de lapas e área coberta por outros organismos	285
Aumento da área de rocha nua e outros efeitos	285
... - agitação marítima e influência na actividade alimentar de lapas e na abundância de algas	287
... - importância da dimensão das lapas.....	288
Efeitos na estrutura de comunidades	289
Importância do tamanho e da forma do território alimentar	291
Importância do período do ano e da frequência da perturbação	293
Importância da dimensão das lapas na abundância de algas folhosas	295
Efeitos na abundância de algas encrustantes.....	298
... duras	298
... moles	299
<i>Patella ulyssiponensis</i> “jardina” as algas do seu território?	301
Efeitos na abundância de cracas	303
Interações negativas e positivas, directas e indirectas	304
Variabilidade espacial a diferentes escalas.....	305

5- Considerações finais	308
Relações tróficas no litoral rochoso alentejano e predação humana	308
Gestão da exploração humana na costa alentejana e do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.....	310
Conservação marinha no PNSACV	312
6- Literatura citada	318
7- Anexos	334
7.1- Actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano: conhecimento prévio	334
.....	334
Principais espécies	334
Técnicas usadas.....	335
Padrões espacio-temporais de actividade	336
... em função de condições de maré	336
... em função de condições de agitação marítima.....	338
... em função de condições atmosféricas e outras	338
7.2- Pesca comercial na costa alentejana	341
7.3- Biologia reprodutiva de lapas do litoral rochoso alentejano	345
Proporção sexual.....	345
Maturidade sexual	346
Ciclo reprodutivo.....	347

1- Introdução geral

Contexto histórico

Como fonte alimentar directa, as zonas litorais (no presente trabalho, o termo litoral é utilizado como sinónimo de zona entre-marés, ou intertidal) europeias têm sido utilizadas pelo Homem desde o Paleolítico inferior, há algumas centenas de milhares de anos (Tavares da Silva e Soares, 1997). Com efeito, há, pelo menos, 300000 anos, habitantes pré-históricos de costas europeias do Mediterrâneo alimentaram-se de animais intertidais marinhos (Siegfried, 1994).

A intensificação deste uso foi verificada a partir do Mesolítico, há cerca de 7500 anos, no âmbito de uma estratégia de diversificação de modos de subsistência, em resposta à degradação de recursos alimentares de maior rendimento, como a caça grossa (Tavares da Silva e Soares, 1997). Com base em conchas, ossos e outros vestígios depositados com regularidade variável, foi possível demonstrar a utilização frequente, desde este período, de litorais rochosos (no presente trabalho, são considerados litorais rochosos os dominados por substrato duro), estuarinos e lagunares europeus para a apanha de moluscos, crustáceos e peixes (Tavares da Silva e Soares, 1997). Segundo Raffaelli e Hawkins (1996), a apanha generalizada de marisco para subsistência foi comum na Europa, desde os tempos pré-históricos até ao fim da Idade Média.

Na região em estudo, a costa alentejana, foram encontrados vários depósitos deste tipo, que atestam a utilização especializada de litorais rochosos e estuarinos para o marisqueio (no presente trabalho, marisqueio e apanha de marisco são considerados sinónimos e correspondentes à captura humana de invertebrados, geralmente crustáceos ou moluscos, para fins alimentares), desde o Epipaleolítico, há cerca de 10400 anos, assim como outros vestígios da utilização humana de recursos vivos costeiros, como tanques de salga de peixe, utilizados entre os séculos I e V d. C. (Tavares da Silva e Soares, 1993; 1997; 1998a; 1998b).

De acordo com estudos sobre depósitos deste tipo, realizados em diferentes regiões (ver revisão de Siegfried e outros, 1994), alterações temporais da abundância relativa e do tamanho das espécies exploradas indicam que, em alguns casos, a exploração humana de recursos vivos litorais provocou impactes significativos nas populações de presas, embora outros factores, relacionados com alterações ambientais, possam ter sido também importantes. No entanto, em muitos outros casos, não há razões para sugerir que esta exploração tenha sido um problema para a conservação a longo prazo de espécies costeiras (Underwood, 1993; Siegfried e outros, 1994).

Situação mundial actual

Actualmente, as zonas litorais continuam a ser frequentemente utilizadas pelo Homem para a obtenção de alimento, através da captura de organismos selvagens ou do cultivo de animais ou algas (UNDP e outros, 2000), embora a sua utilização para fins essencialmente lúdicos, envolvendo ou não a captura de organismos, seja cada vez mais importante (por exemplo, Yapp, 1986; Coetzee e outros, 1989; van Herwerden e outros, 1989; Hockey, 1994; Crowe e outros, 2000; Thompson e outros, 2002).

Neste contexto, zonas abrigadas como baías, estuários ou lagoas costeiras, são muito exploradas e, nelas, as actividades de pesca e cultivo podem ter maior importância que nos litorais rochosos oceânicos. Estes são geralmente mais expostos à acção da ondulação, o que torna mais difícil a sua exploração. Com efeito, Costanza e outros (1997) estimaram que os estuários possuem um valor global por unidade de área bastante superior ao das zonas costeiras em geral, tanto no respeitante à produção de alimento (cerca de seis vezes mais) como ao potencial para utilização recreativa (cerca de cinco vezes mais) ou a outros bens e serviços (cerca de seis vezes mais, no total). Porém, tal como refere Hockey (1994), a maioria da predação humana intertidal, feita em costas abertas para captura de alimento ou isco, é concentrada em litorais rochosos e recifes tropicais.

No entanto, a dependência da subsistência alimentar do Homem em relação a recursos vivos litorais tem cada vez menos significado, sobretudo em países com economias mais industrializadas ou desenvolvidas, embora continue a haver regiões onde estes recursos constituem parte significativa da subsistência alimentar de grupos humanos, como é o caso da América do Sul, Australásia, África do Sul e algumas ilhas oceânicas (por exemplo, os Açores) (Siegfried, 1994; Dalzell e outros, 1996; Blaber e outros, 2000; Crowe e outros, 2000; Thompson e outros, 2002). Mesmo nestas regiões, os recursos vivos litorais são cada vez menos explorados para a subsistência alimentar dos pescadores e das suas famílias, assistindo-se a uma crescente utilização em actividades recreativas, mas também comerciais (Underwood, 1993; Siegfried e outros, 1994; Santos e outros, 1995; McLachlan e outros, 1996).

No caso da pesca com fins comerciais, é frequente a exploração ser efectuada com objectivos de exportação dos respectivos produtos, daí resultando um acréscimo significativo de intensidade e esforço, muitas vezes dirigido a um número mais reduzido de espécies (Siegfried e outros, 1994). Como consequência da crescente procura de alimento, do uso de métodos de pesca não tradicionais, e de melhores condições de transporte e armazenamento, Thompson e outros (2002) prevêem que, nas próximas décadas, a predação humana de litorais rochosos praticada para subsistência seja cada vez mais comercializada.

Geralmente, esta exploração comercial é sujeita a controlos vários, sendo possível conhecer a evolução temporal das capturas totais e dos valores financeiros transaccionados, o que raramente acontece no caso da exploração humana exercida com fins recreativos ou de subsistência alimentar (Siegfried e outros, 1994; Castilla e Defeo, 2001). Nestes casos, a exploração dos recursos não é geralmente sujeita a algum controlo, excepto nos casos em que são exigidas licenças, sendo aquele conhecimento apenas possível através do recenseamento das actividades durante o seu exercício (Underwood e Kennelly, 1990), ou de forma indirecta, tendo em conta os hábitos alimentares humanos (Dalzell e outros, 1996).

Quando não existem restrições espaciais ou temporais, como na maioria dos casos, o exercício destas actividades recreativas ou de subsistência pode ser muito variável, o que, tendo em conta a extensão das regiões costeiras e dificuldades várias de observação no terreno, torna o seu recenseamento difícil e oneroso, ou mesmo impraticável, razão pela qual a sua realização é pouco frequente e geralmente pontual (Durán e outros, 1987; Hockey e outros, 1988; Underwood e Kennelly, 1990; Siegfried e outros, 1994; Castilla e Defeo, 2001). O mesmo acontece com as pescas consideradas artesanais ou de pequena dimensão, em que parte variável das capturas é comercializada e transaccionada em lota (Castilla e Jerez, 1986; McLachlan e outros, 1996; Blaber e outros, 2000).

Actualidade portuguesa

De acordo com Raffaelli e Hawkins (1996), poucas espécies de marisco são actualmente apanhadas nos litorais do norte da Europa, embora o mesmo não se passe em França, Espanha e Portugal, incluindo respectivas ilhas atlânticas, onde muitas espécies são avidamente capturadas para alimento.

Em Portugal, os recursos vivos marinhos são intensa e tradicionalmente explorados pelo Homem, sendo a sua principal utilização o consumo alimentar directo (INE e DGPA, 1998; Castro e outros, 2000). Como indicador da importância destes recursos na alimentação dos Portugueses, pode ser referido o elevado valor do consumo *per capita* (61,6 kg por ano em peso fresco, no triénio 1992-1994) de produtos de origem marinha, bem como a elevada proporção (cerca de 14%) do pescado nas despesas alimentares (INE e DGPA, 1998). Do mesmo modo, UNDP e outros (2003) apresentam, no caso de Portugal, o valor de 65,7kg (peso fresco total) de pescado consumido *per capita* e por ano no triénio 1997-1999, um dos maiores a nível mundial. Porém, estes valores deverão estar subestimados, pois apenas se referem a pescado obtido em actividades de pesca comercial e aquacultura e, assim, não têm em conta parte dos recursos vivos marinhos explorados no âmbito de outras actividades, como o marisqueio

intertidal, a pesca à linha com cana (geralmente lúdica ou desportiva) e a pesca submarina.

Exceptuando parte dos mariscos apanhados em sedimentos de estuários e lagoas costeiras, maioritariamente moluscos bivalves (Costa e Franca, 1982; 1985; Franca e outros, 1998), o pescado obtido em Portugal através do marisqueio intertidal, da pesca à linha com cana e da pesca submarina, é frequentemente consumido pelo próprio pescador e seus familiares e, mesmo quando comercializado, raramente é transaccionado em lota, escapando, assim, a qualquer controlo administrativo (Franca e outros, 1998; no caso da exploração do percebe, ver Cruz, 2000, Baptista, 2001 e Jesus, 2003). Excepcionalmente, a primeira venda de lapas capturadas nos Açores e destinadas à comercialização é obrigatoriamente realizada em lota desde 1993 (Decreto Regulamentar Regional n.º 14/93A, de 31 de Julho), existindo registos desde 1975 (Martins e outros, 1987; Ferraz, 1998).

Deste modo, é geralmente desconhecida a variação temporal e espacial das capturas totais efectuadas em Portugal no âmbito destas actividades humanas, com excepção de parte do marisco obtido em estuários e lagoas costeiras, e apesar de a primeira venda de pescado fresco ser “*obrigatoriamente efectuada pelo sistema de leilão, a realizar em lota*” (Decretos-Lei n.º 304/87, de 4 de Agosto e n.º 237/90, de 24 de Julho).

Actualmente, a pesca lúdica de espécies marinhas, praticada sem fins comerciais, está sujeita a legislação específica (Decreto-Lei n.º 246/2000, de 29 de Setembro), não sendo requerido qualquer licenciamento no caso da apanha lúdica, “*quando a recolha é manual*”. Segundo Rebordão (2000), a apanha manual corresponde a uma actividade individual de pesca em que, de um modo geral, não são utilizados utensílios especialmente fabricados para esse fim. No entanto, este autor refere que a apanha com faca de mariscar, arrolhada, ou qualquer faca, arame ou prego, deve ser considerada manual, desde que estes utensílios não firam gravemente os exemplares capturados e sejam empregues como um prolongamento da mão na sua acção de pesca. Se ocorrerem ferimentos profundos, causados por um instrumento perfurante (por exemplo, fisga, arpão, arrolhada, bicheiro), aquele autor considera que a mesma actividade não deverá ser classificada como manual.

Apesar de serem regularmente exercidas e sobre elas existir legislação específica, actividades como a apanha de marisco e de algas em litorais rochosos, e como a pesca à linha com cana e a pesca submarina, estão sujeitas a uma fiscalização pouco frequente nos ambientes costeiros portugueses. Comparativamente, tem sido feito um maior investimento nos esforços de vigilância e fiscalização da pesca comercial e, mesmo neste caso, o seu controlo não é considerado eficiente e efectivo, tanto a nível

nacional (Holden, 1994; Kelleher e outros, 1995; Vasconcelos, 2000) como europeu (Holden, 1994; OSPAR Commission, 2000a; CCE, 2001).

Com efeito, Cruz (2000) refere a ineficácia da fiscalização da apanha de percebe na Reserva Natural das Berlengas, totalmente proibida nesta área protegida entre 1989 e 1999. Esta situação foi, entretanto, corrigida pelo Decreto Regulamentar n.º 32/99, de 20 de Dezembro, que possibilitou a implementação, alguns meses depois, de um regulamento da apanha desta espécie nesta área protegida (Portaria n.º 378/2000, de 27 de Junho). Embora se desconheça a eficácia da aplicação deste regulamento na gestão sustentada deste recurso na Reserva Natural das Berlengas, esta legislação é um caso raro no panorama das áreas protegidas portuguesas que incluem litorais rochosos extensos e onde são exercidas actividades de exploração humana de recursos vivos.

Efectivamente, desconhece-se a existência de outros regulamentos deste tipo que condicionem estas actividades nas áreas protegidas referidas (no continente, possuem litorais rochosos extensos os Parques Naturais de Sintra-Cascais, da Arrábida, e do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, e a Reserva Natural das Berlengas), com excepção das açorianas e madeirenses (no caso das açorianas, ver Santos e outros, 1995 e Ferraz, 1998). No restante litoral rochoso português, estas actividades humanas são apenas condicionadas em áreas portuárias, cujo substrato é, geralmente, artificial.

Num estudo efectuado com base em inquéritos lançados a associações ambientalistas europeias, Andersson e outros (2003) referem a ausência de estratégia para a protecção do ambiente marinho em Portugal, cujas áreas marinhas protegidas (AMP) criadas em 1998 (Parque Natural da Arrábida e Reserva Natural das Berlengas) não possuem planos de gestão. No mesmo trabalho, Portugal foi agrupado com a Dinamarca, Espanha e França, cujos recentes esforços de protecção do ambiente marinho foram considerados reduzidos, em comparação com as restantes nações costeiras do Atlântico nordeste.

Pode, assim, dizer-se que, em Portugal, a zona intertidal rochosa é, na sua maioria, um espaço comum (no sentido dado por Hardin, 1968), em que todos podemos capturar tudo, quando e em que quantidade quisermos, apenas condicionados pelo estado do mar, da maré, do tempo atmosférico e dos acessos, ou pela nossa disponibilidade. Esta possibilidade, em conjunto com a intensa e tradicional exploração humana de recursos vivos marinhos em Portugal (ver acima), com a também intensa e tradicional utilização de organismos marinhos na alimentação dos Portugueses (na qual, a importância relativa do consumo de crustáceos e moluscos aumentou de 8 para 15% na capitação bruta de pescado, entre 1986 e 1996, de acordo com INE e DGPA, 1998; ver acima) e com a concentração de aglomerados humanos na região costeira portuguesa (INE, 1992), conduz inevitavelmente à frequente, regular e crescente

exploração humana de recursos vivos daquela zona litoral. Por outro lado, a geralmente fácil acessibilidade por terra daquele habitat favorece a sua utilização por parte do Homem.

Conjugando esta apetência portuguesa pela exploração e pelo consumo de recursos vivos deste tipo, com a propriedade pública da maioria destes “espaços comuns”, o impacte destas actividades humanas pode conduzir à desastrosa “tragédia dos comuns” apresentada por Hardin (1968). Tal foi já objecto de estudo em regiões costeiras de vários países, incluindo Portugal, onde o impacte da exploração humana foi severo e indesejável (Martins e outros, 1987; Hockey e outros, 1987; Odendaal e outros, 1994).

Para além da inexistência de estatísticas de pesca devido à não transacção destas capturas em lotas portuguesas (exceptuando as capturas de lapas nos Açores, ver acima), são quase inexistentes os estudos sobre a intensidade e o rendimento destas actividades de predação humana em Portugal. Com efeito, Castro e outros (2000) apresentam os únicos dados deste tipo publicados até ao momento, correspondendo a observações preliminares efectuadas no âmbito do presente trabalho. Em trabalhos por publicar realizados na costa continental portuguesa, Jesus (2003) apresenta alguns dados sobre a intensidade e o rendimento da apanha de percebe no litoral sudoeste, e Rius e Cabral (em publicação) estudaram a intensidade e efeitos ecológicos da apanha de mexilhão no litoral centro.

Situação actual na costa alentejana

Com base em observações preliminares e em informações obtidas junto de pescadores locais (secção 7.1), a apanha de percebe (*Pollicipes pollicipes*), a pesca à linha com cana do sargo (*Diplodus sargus*) e do robalo (*Dicentrarchus labrax*), e a pesca submarina são muitas vezes efectuadas com o intuito de venda directa do produto da pesca, e podem ser bastante intensas em algumas zonas rochosas da costa alentejana e em certos períodos do ano (no caso do percebe, ver Cruz, 2000, Baptista, 2001, e Jesus, 2003). Porém, não se conhece com rigor a sua importância, devido a estas actividades não serem objecto de qualquer controlo, tanto ao nível da exploração (com excepção do licenciamento de parte dos utilizadores), como da comercialização (ver acima).

Embora com menor importância comercial, a exploração de outros recursos vivos é também realizada com elevada frequência no litoral rochoso alentejano, designadamente dos seguintes géneros ou espécies animais (por ordem decrescente de importância, segundo as observações e informações referidas): polvo (*Octopus vulgaris*), navalheira (*Necora puber*), safia (*Diplodus vulgaris*), burrinhos (*Symphodus* spp.), ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), salema (*Sarpa salpa*), mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*),

lapas (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*.) e burriés (*Osilinus lineatus*, *O. colubrina*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*).

De acordo com as observações e informações acima referidas, é bastante menos intensa a exploração humana de recursos vivos do litoral alentejano oceânico (isto é, marinho e não lagunar ou estuarino) e não rochoso, quando comparada com a exercida no litoral rochoso da mesma região (maioritariamente oceânico). Aquele habitat é constituído por praias arenosas geralmente expostas à ondulação dominante, com povoamentos de macroinvertebrados geralmente pouco densos (Dexter, 1988) e, assim, pouco atraentes para os mariscadores. Nestas praias, a actividade humana de predação mais frequente é a pesca à linha com cana, geralmente dirigida a peixes bentónicos ou demersais, e muitas vezes praticada durante a noite. Em substrato arenoso situado junto a rochas litorais pode também ser comum a apanha diurna de isco (sobretudo de minhocas-do-mar) para a pesca à linha.

Os restantes habitats litorais desta região situam-se em estuários ou lagoas costeiras, como os dos rios Sado e Mira, ou como as de Melides e de Santo André, respectivamente. Sendo estas lagoas apenas ocasionalmente sujeitas à maré (por exemplo, Freitas e outros, 2000), no litoral destes estuários são também frequentemente exercidas actividades de predação humana de recursos vivos, designadamente de marisqueio (por exemplo, Guerreiro, 1991; Castro, 1993, 1995; Paula, 1993; Franca e outros, 1998). Porém, também é desconhecida a sua importância, devido à acima referida ausência, em Portugal, de controlo e gestão da exploração e da comercialização deste tipo de recursos (ver também Castro, 1993, 1995).

Embora estas actividades estuarinas também careçam de estudos sobre a sua intensidade, rendimento, impacte ecológico e conservação (ver acima; Castro, 1993, 1995), não são objecto de estudo no presente trabalho, exclusivamente dirigido a actividades humanas exercidas em substratos duros e oceânicos. Nestes, será dada atenção especial à exploração humana de recursos vivos litorais e subtidaes pouco profundos, sobre os quais incidem, na região em estudo, as actividades de marisqueio intertidal, de pesca à linha com cana e de pesca submarina.

Impacte ecológico

Com esta ausência de controlo e gestão, e tendo em consideração o aumento da litoralização da população humana em Portugal (INE, 1992), é presumível que a intensidade e a extensão da exploração de recursos vivos em litorais rochosos portugueses tenha aumentado nas últimas décadas, sendo previsíveis duas consequências directas ao nível da estrutura das populações exploradas (Underwood, 1993; Crowe e outros, 2000; Thompson e outros, 2002):

- o decréscimo do número e da dimensão das presas capturadas por unidade de esforço de exploração, e o aumento deste esforço, tal como sucedeu noutras regiões sujeitas a actividades deste tipo (ex.: Kingsford e outros, 1991; Castilla e outros, 1994; Dye e outros, 1994);

- derivado deste efeito, a capacidade reprodutora das populações exploradas tende a diminuir, ou mesmo a desaparecer quando não existam refúgios, tendo em atenção que, na maioria das espécies animais capturadas nestas actividades, os maiores exemplares produzem a maior parte ou a totalidade dos juvenis (ex.: Underwood, 1979; Hancock, 1979; Catterall e Poiner, 1987).

Com efeito, devido às suas características biológicas e a interacções intra- e interespecíficas, muitas das espécies colectadas em litorais rochosos são bastante vulneráveis à exploração humana, e os seus stocks podem ser facilmente sobreexplorados (Dye e outros, 1994). Por outro lado, os organismos em causa são consumidores abundantes e activos (ex.: peixes, polvos, caranguejos, lapas), ou importantes ocupadores de espaço (ex.: percebes e mexilhões), e a sua intensa remoção e predação pode provocar alterações importantes na estrutura e no funcionamento das comunidades associadas, tanto devido a efeitos directos como indirectos (Castilla e outros, 1994; Hockey, 1994; Moreno, 2001).

No entanto, nem só as actividades pesqueiras, com fins alimentares ou não (por exemplo, a colheita de animais para ornamentação pode não ter um fim alimentar, directo ou indirecto; Wells, 1989; Grigg, 1989), podem ter um impacte significativo em populações e comunidades de litorais e costas rochosas. Com efeito, se estes habitats forem intensamente utilizados pelo Homem, o seu pisamento em condições de emersão ou a sua destruição involuntária em actividades recreativas podem ter um elevado impacte negativo, pois desalojam e/ou provocam a morte de diversos organismos (Povey e Keough, 1991; Brosnan e Crumrine, 1994; Hawkins e outros, 1999). Por outro lado, a simples presença humana no litoral pode perturbar, mesmo involuntariamente, a alimentação e o repouso de aves (por exemplo, Dye e outros, 1994; de Boer e Longamane, 1996; Menge e Branch, 2001), assim como de peixes.

Atendendo a que a predação ocorre quando um organismo mata outro para dele se alimentar (Hockey, 1994), os referidos pisamento, destruição e perturbação não são considerados, no presente trabalho, actividades de predação mas não deixam de ser de exploração, tendo em conta os respectivos impactes. O mesmo se aplica à apanha de organismos vivos para utilização como isco ou engodo em actividades pesqueiras, embora, neste caso, a morte dos organismos capturados seja provocada voluntariamente.

Comparando o impacte da predação humana sobre litorais rochosos com o de outras actividades humanas que afectam as comunidades deste habitat, Crowe e outros (2000) consideraram a respectiva perturbação como crónica (prolongada e de baixa magnitude). Embora o impacte ecológico destas actividades não seja contínuo e tenha características mistas de perturbações tipicamente crónicas ou agudas (Keough e Quinn, 1991), Lasiak e Field (1995) consideraram crónica a perturbação causada pelo marisqueio de costas rochosas, por ser provavelmente efectuada sem permitir a recuperação das populações afectadas. Do mesmo modo, Durán e outros (1987) consideraram crónico o impacte causado pela predação humana de três espécies de moluscos intertidais, cuja variação mensal da biomassa foi muito reduzida em locais explorados, em comparação com um local não explorado, onde a biomassa foi maior e variou sazonalmente.

Numa escala crescente de 1 a 5 pontos, Crowe e outros (2000) atribuíram 3 pontos à severidade do impacte das actividades em estudo: em *ex aequo* com o impacte da introdução de espécies, e da poluição de nutrientes e de metais pesados; superior ao impacte da poluição térmica e crónica por óleo (2 pontos); e inferior ao impacte de “blooms” de algas tóxicas, da poluição aguda por óleo, do uso de tintas anti-vegetativas e do pisamento (4 pontos). Classificando a extensão dos impactes antropogénicos em comunidades de litorais rochosos numa escala de 1 (local/raro) a 5 (grande escala/comum) pontos, os mesmos autores atribuíram 3 pontos às actividades de predação exercidas no mundo em desenvolvimento. Esta classificação foi superior à das restantes actividades humanas que causam stress em litorais rochosos de países em desenvolvimento, bem como à das actividades de predação humana exercidas em países desenvolvidos, correspondente a 1 ponto. No mundo desenvolvido, os mesmos autores atribuíram à extensão das actividades de predação a menor importância relativa, em *ex aequo* com o impacte da poluição térmica.

Atendendo à ávida e intensa exploração humana do litoral, incluindo o rochoso, de países como a Austrália, França, Espanha ou Portugal (Underwood, 1993; Santos e outros, 1995; Raffaelli e Hawkins, 1996; Castro e outros, 2000), considerados desenvolvidos, industrializados e de elevado rendimento anual bruto (UNDP e outros,

2000, 2003, com base em classificações da FAO, da UNICEF e do Banco Mundial, respectivamente), é possível que, a esta escala, tal exploração seja sobretudo devida a outros factores, nomeadamente sociais e culturais (Underwood, 1993), em detrimento de factores de desenvolvimento económico. Com efeito, tal como refere Hockey (1994), a predação de litorais rochosos efectuada pelo Homem moderno é, geralmente, mais facultativa que obrigatória.

Analisando a recente evolução do impacte destas actividades de predação humana em litorais rochosos, Thompson e outros (2002) consideram que, em termos globais, a sua severidade tem aumentado desde a passada década de 60 e prevêem que continue a aumentar até à próxima década de 20.

Num estudo comparativo do impacte das actividades humanas no Golfo da Biscaia e nas costas atlânticas da Península Ibérica, o relatório de 2000 da Comissão OSPAR para a Protecção do Ambiente Marinho do Atlântico Nordeste (OSPAR Commission, 2000b) atribui à pesca a maior importância, em *ex aequo* com o impacte das mudanças climáticas, tanto ao nível da evidência de impactes directos, como do grau de degradação a pequena e grande escala espacial, e de outros factores.

Do mesmo modo, Richartz e Sporrang (2003) consideram a pesca como uma das mais persistentes e perturbadoras ameaças ao ambiente marinho no Atlântico nordeste. Embora estes autores considerem as zonas costeiras daquela região como as mais ameaçadas por diversos factores degradativos, não dão atenção especial aos litorais rochosos, ao contrário de outros ambientes marinhos intertidais, como os bancos de lodo, de fanerogâmicas ou de mexilhões. Embora também Hawkins e outros (1999) considerem que os litorais rochosos não são tão severamente afectados por impactes antropogénicos como certos habitats costeiros, enumeram diversos impactes deste tipo naquele habitat, incluindo o da captura de organismos para alimento ou isco.

Em Portugal, é de citar a reconhecida vulnerabilidade dos recursos vivos litorais das ilhas atlânticas, designadamente do Arquipélago dos Açores, cujos isolamento e intensa exploração humana conduziram à sobreexploração de diversos mananciais de crustáceos e moluscos (Santos e outros, 1995) e onde o risco de extinção completa é possível numa espécie endémica de lapa explorada pelo Homem (Hawkins e outros, 2000).

No respeitante ao nível de exploração de recursos animais da costa alentejana, os poucos estudos disponíveis (Cruz, 1995, 2000; UE, 1994; Canário e outros, 1994; Silva e outros, 1998) detectaram populações plena ou intensamente exploradas de alguns invertebrados e peixes, em que o esforço de pesca não deve ser aumentado, e algumas populações de peixes em perigo de sobreexploração ou em sobreexploração, em que é urgente a tomada de medidas com vista à diminuição do esforço de pesca.

Adicionalmente, o estado da exploração de algas marinhas agarófitas no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) foi considerado preocupante por Beja (1988) e Santos e outros (2003).

Relativamente aos efeitos indirectos da exploração de recursos vivos costeiros do PNSACV, é de referir, por exemplo, o caso da águia pescadora (*Pandion haliaetus*), considerada quase extinta em Portugal, apesar de ter sido abundante há mais de 30 anos (Palma e outros, 1986; 1999). Com efeito, foi apontada a perturbação causada pela excessiva presença de pescadores à linha em arribas de nidificação como uma das razões principais do progressivo desaparecimento desta espécie e da actual não ocorrência de nidificação no PNSACV (Beja, 1996; Palma e outros, 1999). Deste modo, a sua recuperação nesta área protegida parece ser altamente questionável sem acções de gestão (Palma e outros, 1986; 1999) e a sua conservação foi considerada, por Palmeirim e outros (1994), de elevada prioridade na costa sudoeste portuguesa, em conjunto com a de outros vertebrados. Destes, é de citar, pela potencialidade de perturbação indirecta por actividades de exploração de recursos vivos marinhos: a lontra (*Lutra lutra*), que ocorre nesta costa em habitats marinhos pouco profundos, onde se alimenta com frequência, o que constitui uma situação invulgar na Europa meridional; e a cegonha-branca (*Ciconia ciconia*), que utiliza falésias marinhas desta costa para nidificação, o que é também relativamente invulgar.

Conservação

Apesar dos severos impactes antropogénicos a que os litorais rochosos estão sujeitos, incluindo a exploração de recursos vivos, Thompson e outros (2002) consideram estes habitats menos vulneráveis que muitos outros habitats aquáticos, devido à dureza do seu substrato, à relativa ausência de estruturas biogénicas (como as que existem, por exemplo, em recifes de coral, sapais e campos de fanerogâmicas marinhas) e ao facto de serem sistemas abertos. Com efeito, a recuperação das suas comunidades, face ao impacte de actividades humanas como as de predação, pode ser bastante rápida após a sua cessação, com base no recrutamento natural de larvas ou propágulos algais, que podem ser provenientes de locais menos perturbados, mesmo que sejam relativamente distantes (Hawkins e outros, 1999). Assim, desde que persistam algumas populações saudáveis, por exemplo em reservas marinhas, Crowe e outros (2000) consideram que a gestão de litorais rochosos com vista à recuperação de locais perturbados tem uma razoável possibilidade de ser eficaz.

Apesar de grande parte do litoral rochoso alentejano ser protegido por lei, como é o caso da zona pertencente à faixa marinha do PNSACV, a única regulamentação destas actividades actualmente em vigor nesta região corresponde à aplicada em geral

na Zona Económica Exclusiva portuguesa (com excepção de algumas zonas do porto de Sines, onde a pesca é totalmente proibida), enfermando o seu controlo dos problemas acima referidos.

Por outro lado, atendendo a informações obtidas junto de pescadores desta região (ver também Jesus, 2003), é comum a opinião de que é insustentável a manutenção dos actuais níveis de exploração e do aumento do esforço de pesca aplicados nesta costa, tendo em conta a diminuição quantitativa e qualitativa que se tem vindo a registar nas capturas. Com efeito, muitos pescadores desta região concordam com a implementação de medidas de gestão mais eficazes, e com a protecção de áreas marinhas, como soluções possíveis para deter esta evolução (Castro, 1996; Jesus, 2003).

A recuperação de populações exploradas em reservas marinhas e em áreas adjacentes é um dos vários benefícios que esta protecção pode originar, em conjunto com os relacionados com a conservação, a educação, a ciência, o turismo e a recreação (Dye e outros, 1994).

Assim, parece ser urgente a aplicação de medidas de conservação que permitam a gestão sustentável destes recursos e dos seus habitats, através da aplicação e revisão da legislação existente, e da criação de AMP, com base em estudos sobre as populações exploradas e os impactes destas actividades (ver Salm e Clark, 1989; Underwood, 1993; Dye e outros, 1994; Gubbay, 1995).

Devido à importância económica e ao carácter tradicional destas actividades de exploração de recursos vivos da faixa marinha do PNSACV, qualquer tipo de restrições que com elas interfira, quer seja efectuada para fins de subsistência alimentar directa ou de exploração comercial, poderá ser mal aceite pela comunidade local (Jesus, 2003). Porém, a implementação de medidas de conservação marinha, designadamente de criação de AMP, só será bem sucedida se as gentes locais forem directamente envolvidas nos respectivos processos de selecção, estabelecimento e gestão (Kelleher e Kenchington, 1992). A eficácia deste envolvimento poderá ser maior com uma boa organização ou associação dos utilizadores locais (Odendaal e outros, 1994; Wells e White, 1995; Castilla, 2000), infelizmente bastante deficiente na costa alentejana. Deste modo, só o aumento da consciência ambiental e da sensibilidade ecológica da população humana na costa alentejana, bem como no restante território nacional, poderá melhorar este panorama.

É também um entrave à implementação destes programas de conservação a relativa escassez do conhecimento científico sobre a zona costeira do PNSACV, sobretudo no respeitante à biodiversidade e à exploração dos recursos vivos, tanto no caso da evolução das populações de presas e das comunidades biológicas

indirectamente afectadas, como dos respectivos efeitos ecológicos (ver, por exemplo, Beja, 1988). No entanto, foram publicados diversos trabalhos sobre a ecologia de organismos costeiros desta região (por exemplo, Fischer-Piette, 1957, 1963; Fischer-Piette e Prenant, 1957; Ardré, 1971; Paula, 1989; Santos e Duarte, 1991; Cruz, 1999; Cruz e Hawkins, 1998; Cruz e Araújo, 1999; Sousa e outros, 2000; Jenkins e outros, 2001; Boaventura e outros, 2002c; Santos e outros, 2003; O’Riordan e outros, 2004; Gonçalves e outros, 2003) e outros trabalhos escritos foram também apresentados nos últimos anos, embora vários estejam por publicar (por exemplo, Carvalho, 1993; Calado, 1994; Canário e outros, 1994; UE, 1994; Cruz, 1995, 2000; Guiomar, 1997; Silva e outros, 1998; Vaz, 1998; Rabaça, 1999; Saúde, 2000; Fernandes, 2001; Sousa, 2001, 2002; Salvador, 2002; Silva, 2002b; Adão, 2003).

Relativamente à criação de AMP no PNSACV, foram realizados dois primeiros trabalhos sobre este assunto (Castro, 1996; North, 1996), embora tenham já sido apresentadas algumas propostas gerais em trabalhos de outra natureza (por exemplo, Canário e outros, 1994; Castro e outros, 2000).

Objectivos gerais

Face ao panorama acima descrito, e considerando as recomendações de diversos autores que analisaram a exploração humana de recursos costeiros (por exemplo, Fairweather, 1991; Underwood, 1993; Dye e outros, 1994; Blaber e outros, 2000; Castilla, 2000; Crowe e outros, 2000; Bellan e Bellan-Santini, 2001; Moreno, 2001; Thompson e outros, 2002), torna-se necessário o desenvolvimento de estudos que permitam avaliar a importância e o impacto da exploração humana de recursos vivos no litoral rochoso alentejano, e que sirvam de base para as necessárias medidas de gestão destes recursos, com vista à sua utilização sustentável e conservação.

Deste modo, os objectivos gerais do presente trabalho são:

- caracterizar as actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano, mediante a avaliação da intensidade (secção 2) e do rendimento (secção 3), devido à sua presumível importância e à quase total ausência de informação estatística sobre o número de pessoas envolvidas e as quantidades capturadas;

- analisar o impacto ecológico destas actividades, tendo em atenção a elevada vulnerabilidade de muitas das espécies exploradas, bem como os importantes efeitos directos e indirectos que tal exploração pode ter sobre a estrutura e o funcionamento das comunidades litorais (secção 4);

- integrando os resultados dos estudos anteriores, discutir e propor medidas de gestão dos recursos afectados e de conservação do litoral rochoso alentejano, no âmbito de uma estratégia de conservação com vista à gestão integrada e sustentada da

respectiva zona costeira, e tendo em consideração a inexistência de tais medidas especificamente aplicadas à faixa marinha do PNSACV (secção 5).

2- Intensidade da predação humana no litoral rochoso alentejano

2.1- Introdução

Contexto histórico

Com base em resultados de diversos trabalhos arqueológicos (Tavares da Silva e Soares, 1997; 1998b), os recursos vivos litorais do sul de Portugal continental:

- começaram a ser explorados com fins alimentares no Paleolítico médio, sendo o marisqueio litoral, no Epipaleolítico, o principal fornecedor da componente animal da dieta humana durante curtos períodos;

- foram a base de verdadeiras economias pré-históricas costeiras no “*tempo dos concheiros*”, que abrange o Mesolítico (iniciado há cerca de 7500 anos) e o Neolítico antigo;

- desempenharam um papel cada vez mais secundário na dieta humana a partir do Neolítico médio, no Calcolítico e na Idade do Bronze, integrando-se a sua exploração em economias agro-marítimas ou agro-metalúrgico-marítimas, e variando a sua importância relativa com a proximidade da costa;

- e continuaram a ser explorados nos períodos romano, visigótico e muçulmano, embora a pobreza dos artefactos encontrados nos respectivos depósitos dificulte a sua datação.

Estes depósitos apresentaram uma grande variabilidade e a sua representatividade pode ter sido diminuída pela preservação diferencial dos materiais envolvidos e pela transgressão flandriana (Tavares da Silva e Soares, 1997). Contudo, revelaram a utilização humana com fins alimentares de diversas espécies de litorais rochosos e estuarinos, como moluscos gastrópodes (por exemplo, *Patella* spp., *Littorina littorea*, *Thais haemastoma*, e *Osilinus lineatus*), moluscos bivalves (por exemplo, *Mytilus* spp., *Venerupis decussata*, *Scrobicularia plana*, *Cerastoderma edule*, Ostreidae, e Solenidae), crustáceos (por exemplo, *Pollicipes pollicipes* e Decapoda), equinodermes (*Paracentrotus lividus*) e peixes (por exemplo, *Muraena helena*, Gadidae, *Diplodus* spp., *Sparus aurata*, *Boops boops*, Sparidae, Mugilidae, *Symphodus* sp., *Labrus* sp., e Labridae) (Beja, 1993; Tavares da Silva e Soares, 1997; 1998a; 1998b).

Situação actual no litoral rochoso alentejano – conhecimento prévio

Tal como sugerem Underwood e Kennelly (1990) e Kingsford e outros (1991), a definição dos factores mais importantes no condicionamento de actividades humanas como as estudadas no presente trabalho deverá ser feita com base na realização de estudos prévios. Atendendo à inexistência de trabalhos previamente publicados sobre actividades de predação humana no litoral português (por exemplo, os de Baptista, 1995,

2001, Martins, 1996, Franca e outros, 1998, Castro e outros, 2000, e de Jesus, 2003, foram publicados posteriormente à preparação deste trabalho), o delineamento deste estudo foi efectuado com base em diversas observações previamente efectuadas no litoral rochoso alentejano e em informações antecipadamente obtidas junto de vários pescadores da região em estudo.

Este conhecimento prévio, resumidamente apresentado na secção 7.1, sugere que o exercício das actividades em estudo varia em função de diversos factores temporais, espaciais e comportamentais. Com base nestas observações e informações prévias, foi construída a tabela 2.1, onde são listados os principais *taxa* mais explorados no litoral rochoso alentejano. Estes são 35, no total, mas pode verificar-se nesta tabela que poucos são os *taxa* que têm alguma importância para subsistência ou comercialização, e que as actividades de recreação são importantes para um maior número de *taxa*.

As características referidas acima e na secção 7.1 aplicam-se sobretudo a actividades diurnas, que correspondem ao objecto de estudo do presente trabalho. Porém, o marisqueio, a pesca à linha e a pesca submarina são também praticadas durante a noite na região em estudo, apesar das restrições legais que proíbem o exercício da pesca submarina, a utilização de fontes luminosas como dispositivo, e a apanha com fins comerciais neste período (Decreto-Lei n.º 246/2000, de 29 de Setembro; Portaria n.º 1102-B/2000, de 22 de Novembro).

Pesca comercial na costa alentejana

As actividades de predação humana descritas acima e na secção 7.1 parecem ser bastante frequentes e intensas. No entanto, o montante das capturas efectuadas é desconhecido, tendo em atenção a insuficiência da fiscalização destas actividades e do controlo sobre o licenciamento e a comercialização dos respectivos produtos de pesca (secção 1). De qualquer modo, quando comparada com este tipo de actividades, a pesca comercial parece ser responsável por uma captura de maior quantidade bruta de pescado, e ter maior peso sócio-económico na região costeira em estudo, considerando que os meios logísticos (embarcações e artes de pesca) regular e directamente envolvidos são consideravelmente mais importantes.

Porém, a maioria dos vários portos existentes ao longo da costa alentejana é de pequena dimensão, com uma utilização essencialmente sazonal, e de apoio a uma pesca tradicionalmente artesanal e local (Brejo, 1988). O porto de Sines é o mais importante desta região, sendo nele descarregados cerca de 93%, em peso, do pescado transaccionado nas lotas alentejanas (Mendonça e outros, 1992; INE e DGPA, 1998). No entanto, é relativamente frequente a exploração da costa alentejana por parte de

embarcações provenientes de outros portos importantes (e neles registadas), como os de Setúbal, Sesimbra, Sagres e Lagos, ou mesmo de outros portos portugueses mais distantes. Neste caso, o pescado capturado é geralmente desembarcado em Sines.

Tabela 2.1- Principais taxa explorados no litoral rochoso alentejano, com base em observações prévias feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais, e importância (-reduzida, +média, ++grande) para a subsistência alimentar directa e recreação dos pescadores, e para a comercialização das capturas efectuadas neste habitat. Notas: são referidos os nomes vulgares mais comuns na região em estudo e, assinalados com um asterisco (*), os propostos por Sanches (1989) para normalização estatística; § *G. umbilicalis* e *G. pennanti*; §§ *O. lineatus* e *O. colubrina*.

Taxum	Nome vulgar	Subsistência	Recreação	Comercialização
Algas				
<i>Fucus spiralis</i>	bodelha, erva-salema	-	-	-
Anelídeos Poliquetas	minhocas-do-mar, tiagem	-	++	-
Crustáceos				
<i>Pollicipes pollicipes</i>	percebe, percebe*	-	++	++
<i>Palaemon</i> spp.	camarões, camarões-brancos*	-	+	+
<i>Scyllarus arctus</i>	bruxa, cigarra-do-mar*	-	-	-
<i>Necora puber</i>	navalheira, navalheira-felpuda*	++	++	+
<i>Eriphia verrucosa</i>	caranguejo-da-rocha	-	-	-
<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	caranguejo-da-rocha	-	-	-
<i>Maja squinado</i>	santola, santola-europeia*	-	+	-
Moluscos				
<i>Haliotis</i> spp.	lapas-reais, orelhas*	-	-	-
<i>Patella vulgata</i>	lapa	-	-	-
<i>Patella depressa</i>	lapa	-	-	-
<i>Patella ulyssiponensis</i>	lapa	+	+	+
<i>Gibbula</i> spp. (2 espécies [§])	burriés	-	-	-
<i>Osilinus</i> spp. (2 espécies ^{§§})	burriés	-	+	+
<i>Thais haemastoma</i>	búzio	-	-	-
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	mexilhão, mexilhão-do-Mediterrâneo*	+	+	+
<i>Sepia officinalis</i>	choco, choco-vulgar*	-	-	-
<i>Octopus vulgaris</i>	polvo, polvo-vulgar*	++	++	+
Equinodermes				
<i>Paracentrotus lividus</i>	ouriço, ouriço-do-mar-púrpura*	-	+	-
Peixes				
<i>Muraena helena</i>	moreia, moreia*	-	-	-
<i>Conger conger</i>	safio, congro*	-	-	-
<i>Dicentrarchus labrax</i>	robalo, robalo-legítimo*	+	++	++
<i>Sparus aurata</i>	dourada, dourada*	-	-	-
<i>Boops boops</i>	boga, boga-do-mar*	-	+	-
<i>Diplodus sargus</i>	sargo, sargo-legítimo*	+	++	++
<i>Diplodus vulgaris</i>	safia, sargo-safia*	+	++	-
<i>Sarpa salpa</i>	salema, salema*	+	++	-
Labridae (excepto <i>Symphodus</i>)	bodiões, bodiões*	-	-	-
<i>Symphodus</i> spp.	burrinhos, bodiões*	+	++	-
Gobiidae	cabozes, cabozes*	-	-	-
Blenniidae	cabozes, marachombas*	-	-	-
Mugilidae	tainhas, tainhas*	-	-	-
<i>Atherina</i> spp.	peixes-rei, peixes-rei*	-	-	-
Soleidae	linguados, linguados*	-	-	-

Na secção 7.2 é apresentado um resumo da evolução recente da produção e do valor da pesca comercial na costa alentejana, e sua comparação com o panorama nacional. Considerando as condições logísticas do porto de pesca de Sines e das suas embarcações (secção 7.2), o sector oceânico mais explorado pela respectiva pesca

comercial é, seguramente, o costeiro. Sendo a maioria destas embarcações dedicada à pesca polivalente, é provável que o maior esforço desta exploração seja feito no sector norte da costa alentejana, até cerca de 200m de profundidade, onde o substrato rochoso é mais frequente nos respectivos fundos (IH, 1986; INE e DGPA, 1998).

Pesca comercial, recreativa e de subsistência

Tendo em conta as acima referidas características das actividades de predação humana actualmente exercidas no litoral rochoso alentejano, e a comparação com as da pesca comercial na costa alentejana, podem ser encontradas bastantes semelhanças com as actividades deste tipo exercidas em regiões litorais e costeiras do Chile, da África do Sul e da Austrália, tendo em atenção o descrito por Kingsford e outros (1991), Underwood (1993), e Siegfried e outros (1994):

- a captura de invertebrados e algas, generalizada em costas rochosas e pouco profundas destes países, em níveis intertidais e subtidais, corresponde à principal actividade de exploração intertidal no Chile e na África do Sul, onde é exercida com fins de subsistência alimentar, recreativos e comerciais, e é praticada maioritariamente para recreação no estado de New South Wales (Austrália);

- a captura de peixes em litorais rochosos, através da pesca à linha com cana, e a exploração complementar de invertebrados e algas intertidais para isco, são importantes na Austrália e na África do Sul, sobretudo com fins recreativos, sendo a apanha de isco em litorais rochosos frequentemente exercida de forma destruidora do habitat da presa;

- a exploração comercial destes recursos é geralmente dirigida a determinadas espécies mais proveitosas (com interesse comercial, abundantes e fáceis de capturar em grandes quantidades e em áreas extensas), sendo a diversidade das espécies comercializadas bastante menor que a das exploradas para subsistência;

- praticadas há dezenas ou centenas de milhares de anos pelo Homem, estas actividades de exploração tiveram um grande desenvolvimento nos últimos 50 anos, embora apenas existam valores referentes às capturas comercializadas (315000 e 35000 toneladas de peso fresco de algas e invertebrados, respectivamente, de zonas intertidais e subtidais pouco profundas, capturadas por ano, entre 1985 e 1990, no Chile e na África do Sul), desconhecendo-se a sua importância no caso das capturas efectuadas para subsistência ou recreação;

- podendo ser actualmente considerado muito intenso no caso de alguns locais, habitats ou espécies, este tipo de exploração tem sido objecto de vários estudos de avaliação do seu impacte, e de gestão, conservação e cultivo comercial, tendo sido aplicados, no Chile e na África do Sul, regulamentos específicos para a utilização

sustentável das espécies mais exploradas e com maior importância comercial, como é o caso de várias espécies de algas, lagostas, caranguejos e moluscos gastrópodes, embora o seu sucesso tenha variado muito entre as espécies.

Na Europa, os recursos vivos dos litorais rochosos são tradicionalmente explorados com fins comerciais, recreativos ou de subsistência em países do sul, como Itália, França, Espanha e Portugal, embora pouca informação bibliográfica sobre a exploração humana destes habitats tenha sido possível obter ao longo do presente trabalho (por exemplo, Costa e Franca, 1985; Fanelli e outros, 1994; Molares, 1994; Cruz, 1995, 2000; Barnes, 1996; Martins, 1996; Franca e outros, 1998; Castro e outros, 2000; Baptista, 2001; Jesus, 2003; Molares e Freire, 2003; Rius e Cabral, em publicação). Destes trabalhos, os únicos que apresentam dados sobre a intensidade destas actividades de exploração são os de Castro e outros (2000), Jesus (2003) e Rius e Cabral (em publicação), sendo os dois últimos apenas referentes à apanha de percebe ou mexilhão, respectivamente.

No respeitante ao nível de exploração de recursos vivos da costa alentejana, os poucos estudos existentes (Cruz, 1995, 2000; UE, 1994; Canário e outros, 1994; Silva e outros, 1998) detectaram:

- populações plena ou intensamente exploradas, como no caso do búzio (*Charonia lampas*), da lagosta (*Palinurus elephas*), do percebe (*Pollicipes pollicipes*), do besugo (*Pagelus acarne*), da choupa (*Spondyllosoma cantharus*), do salmonete (*Mullus surmuletus*) e do sargo (*Diplodus sargus*), em que o esforço de pesca não deve ser aumentado;

- populações em perigo de sobreexploração, como no caso do pargo (*Pagrus pagrus*), da bica (*Pagellus erythrinus*) e da safia (*Diplodus vulgaris*), em que o aumento do esforço de pesca pode conduzir à sobreexploração, sendo urgente a tomada de medidas com vista à sua diminuição;

- sobreexploração da população de robalo (*Dicentrarchus labrax*), em que também é urgente a tomada de medidas com vista à diminuição do esforço de pesca.

Objectivos

No entanto, a predação humana de litorais rochosos tem sido alvo de estudos detalhados e extensos noutras regiões costeiras, tanto ao nível da intensidade, como do esforço destas actividades, com vista à avaliação da sua importância e do seu impacte, e à sua gestão (por exemplo, Durán e outros, 1987, Hockey e outros, 1988, van Herwerden e outros, 1989, Underwood e Kennelly, 1990, Kingsford e outros, 1991, Kyle e outros, 1997 e Lasiak, 1997; ver revisões de Underwood, 1993, Siegfried, 1994, Crowe e outros, 2000, e Thompson e outros, 2002).

Atendendo à presumível importância destas actividades na costa alentejana e à quase total ausência de informação estatística sobre o número de pessoas envolvidas e as quantidades capturadas (secção 1), foi avaliada, no presente estudo, a intensidade (número de utilizadores por unidade de espaço e/ou tempo) da predação humana no litoral rochoso alentejano. Com base no conhecimento prévio referido (ver acima e secção 7.1), foi testada a hipótese de que esta intensidade varia em função de factores como a actividade, a altura e a amplitude da maré, o ano, o período do ano (estação do ano; período antes, durante ou depois da Páscoa), a utilidade dos dias (dias úteis/não úteis), a proximidade de praias arenosas turísticas, a praia (alguns quilómetros de extensão), o local (algumas centenas de metros de extensão), ou o nível de maré ou de exposição à ondulação.

Foi também analisada a relação entre a intensidade destas actividades e variáveis ambientais, como a agitação e a turbidez da água do mar, a intensidade do vento e a nebulosidade.

Embora não deva ser considerada uma actividade de predação humana (secção 1), a apanha de isco foi incluída no conjunto destas actividades depredativas, atendendo a que foi praticada como complemento de uma actividade de predação – a pesca à linha. As restantes actividades não depredativas, como o passeio ou o repouso, foram também quantificadas neste estudo, atendendo aos seus impactes nos organismos intertidais (secção 1).

2.2- Material e métodos

Técnicas de amostragem

Independentemente do delineamento da amostragem (ver em baixo), foram registados, em cada local, o número de pessoas utilizadoras do litoral rochoso e a sua principal actividade exercida na altura da observação. Esta foi efectuada com binóculos (geralmente, 7x50), em arribas ou falésias sobranceiras aos locais e, de um modo geral, entre cerca de uma hora antes e depois da hora prevista para a baixa-mar ou a preia-mar diurna no porto de Sines (mediante consulta da respectiva tabela de marés do Instituto Hidrográfico). No caso das observações efectuadas em baixa-mar de águas vivas, o período de amostragem foi um pouco mais dilatado, entre cerca de uma hora antes e duas depois da hora prevista. Durante estes períodos, foram também contadas as pessoas que, na sua proximidade, se dirigiam para o litoral rochoso ou dele regressavam e, sempre que possível, foi registada a principal actividade a exercer ou exercida, atendendo aos instrumentos transportados e às presas eventualmente capturadas.

As actividades humanas observadas foram classificadas de acordo com as seguintes categorias (restrições e definições entre parêntesis; as características gerais destas actividades são apresentadas na secção 7.1):

- apanha de polvo e caranguejos (actividade de marisqueio intertidal, geralmente exercida com bicheiro e/ou xalavar e cana iscada, e dirigida à captura de polvo e navalheira, embora possa ocorrer, ocasionalmente, a captura de outros caranguejos, como *E. verrucosa*, ou de outros crustáceos decápodes, como santola e bruxa);
- apanha de percebe (actividade de marisqueio intertidal, geralmente exercida com arrolhada e em locais sujeitos a maior agitação marítima);
- apanha de mexilhão (actividade de marisqueio intertidal, geralmente exercida com arrolhada ou faca);
- apanha de lapas (actividade de marisqueio intertidal, geralmente exercida com faca);
- apanha de burriés (actividade de marisqueio intertidal, geralmente exercida manualmente);
- apanha de ouriço-do-mar (actividade de marisqueio intertidal ou subtidal, geralmente exercida com bicheiro ou faca);
- marisqueio não definido (actividade de marisqueio intertidal, dirigida à captura de espécies diferentes das acima referidas, de um número não definido de espécies, ou de invertebrados cuja distinção não foi possível);

- apanha de isco (apanha intertidal de algas ou invertebrados para uso como isco na pesca à linha, geralmente dirigida à captura de bodelha, minhocas-do-mar ou camarões, podendo envolver a apanha de outras espécies, como os invertebrados acima referidos ou, por exemplo, o caranguejo-da-rocha *P. marmoratus*);

- pesca à linha (exercida a partir de terra, geralmente com uma cana por pescador, e dirigida à captura de peixes);

- pesca submarina (geralmente exercida em fundos baixos, com menos de 20m, e dirigida à captura de invertebrados e peixes);

- pesca com outras artes (exercida a partir de terra ou com embarcações pequenas e rudimentares, utilizando covos, aparelho de anzol ou outras artes colocadas no litoral rochoso ou em fundos baixos);

- passeio ou repouso (actividade sem captura de organismos para alimento ou isco, podendo envolver a observação de organismos intertidais ou o acompanhamento de pescadores).

No caso da pesca submarina, foram consideradas todas as pessoas observadas a praticar imersão em apneia junto a cada praia de amostragem, geralmente equipadas com máscara, tubo, barbatanas e fato de mergulho, para além dos utensílios de pesca. Foram também consideradas as pessoas que, em terra, se aprontavam para mergulhar em apneia, ou regressavam desta actividade. Estando o turismo subaquático pouco desenvolvido na região em estudo, é provável que todos os praticantes de mergulho em apneia observados ao longo deste trabalho fossem pescadores submarinos.

No decurso das observações efectuadas em cada praia (ver em baixo), foram registadas, sempre pelo mesmo observador, as condições atmosféricas e de agitação marítima, de acordo com a seguinte classificação:

- vento fraco ou muito fraco (1), moderado (2), forte (3) e muito forte (4);

- céu limpo (1), pouco nublado (2), muito nublado com ou sem névoa ou nevoeiro (3) e muito nublado com chuva ou chuveiro (4);

- mar calmo (1), moderadamente agitado (2), agitado (3) e muito agitado (4);

- água do mar transparente (1), pouco turva (2), turva (3) e muito turva (4).

De modo a verificar a validade da técnica utilizada na classificação da agitação marítima, foi analisada a correlação (segundo Sokal e Rohlf, 1995) entre aquelas observações feitas no Cabo de Sines durante a baixa-mar (média das observações feitas em três locais) e a altura da onda (média dos valores obtidos durante a baixa-mar e cerca de uma hora antes e depois da prevista, mediante consulta da respectiva tabela de marés do Instituto Hidrográfico) registada numa bóia ondógrafo, situada fora do porto de Sines, em frente ao seu molhe ocidental (dados amavelmente cedidos pela Administração do Porto de Sines). Utilizando observações assim efectuadas em 68 dias aleatoriamente

escolhidos entre 23/07/1994 e 07/07/1996, inclusive, foi obtido um coeficiente de correlação de 0,82 ($P < 0,01$), o que valida a referida técnica utilizada. Nesta análise foi utilizado o programa Microsoft® Excel 2000 (1985-1999, Microsoft Corporation), tendo sido feita a verificação da significância do coeficiente de correlação com a respectiva tabela de Rohlf e Sokal (1995).

Delineamento da amostragem

A intensidade destas actividades foi estudada mediante a análise de padrões de variação espacial e temporal da abundância de pessoas que utilizaram durante o dia o litoral rochoso alentejano, em função de factores como a altura (baixa-mar/preia-mar) e a amplitude da maré (marés vivas/marés mortas), o período do ano (estação do ano ou período antes, durante e depois da Páscoa), a utilidade dos dias (dias úteis e não úteis), a praia (alguns quilómetros de extensão) e o local (algumas centenas de metros de extensão).

Foram amostrados períodos representativos de baixa-mar ou preia-mar, de marés vivas ou mortas, tendo a altura da maré sido definida mediante consulta das previsões para o porto de Sines na respectiva tabela de marés do Instituto Hidrográfico. Na análise destes factores, as amplitudes amostradas (altura em metros acima do zero hidrográfico, inclusive) foram as seguintes: baixa-mar de marés vivas (0,3 a 0,7); baixa-mar de marés mortas (1,1 a 1,5); preia-mar de marés mortas (2,6 a 2,9); preia-mar de marés vivas (3,2 a 3,7). Tendo sido estudadas apenas actividades diurnas, os períodos de baixa-mar de marés vivas e de preia-mar de marés mortas foram amostrados de manhã e, os restantes, de tarde.

As observações foram efectuadas entre 23/07/1994 e 07/07/1996, inclusive, e totalizaram 2241, representando oito estações do ano mediante a escolha aleatória de duas a três datas por estação (sem considerar a primeira e a última quinzena de cada estação) e condição temporal (altura e amplitude de maré, utilidade dos dias) e espacial (praia e local). Como dias não úteis foram amostrados sábados, domingos e feriados nacionais, não tendo sido geralmente considerados dias úteis nos casos em que houve um ou dois dias entre feriados e dias de fim de semana. Como é adiante referido, em cada dia de observação foram geralmente amostradas várias praias e, em cada praia, foram geralmente amostrados três locais, tendo aquele total de observações sido efectuado em 83 dias de marés vivas (51 dias úteis e 32 dias não úteis) e 73 dias de marés mortas (45 dias úteis e 28 dias não úteis).

Tendo por base observações prévias feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais, e atendendo a que não existem áreas marinhas realmente protegidas no litoral rochoso alentejano (exceptuando áreas portuárias, ver secção 1),

todo o litoral rochoso alentejano é explorado pelo Homem, o que dificulta a selecção de praias em função do seu grau de exploração. Apesar de esta ser potencialmente mais reduzida em locais com acesso por terra mais difícil, com arribas mais altas, e/ou mais distantes dos principais aglomerados urbanos e/ou das praias arenosas mais turísticas, não foi possível a definição *a priori*, com base nestas características, de dois ou mais conjuntos representativos de praias substancialmente diferentes no que diz respeito ao grau de exploração humana.

Deste modo, as praias de amostragem (neste contexto, o termo praia é utilizado neste trabalho como sinónimo de um troço de litoral com alguns quilómetros de extensão ao longo da costa) foram escolhidas na região em estudo por forma a que:

- possuíssem uma zona intertidal dominada por substrato duro com alguns quilómetros de extensão ou que, pelo menos, nelas pudessem ser definidos locais com algumas centenas de metros de extensão e com estas características;

- nelas, as actividades de exploração humana pudessem ser rapidamente observadas com a técnica acima referida, possibilitando a amostragem de várias praias numa mesma condição de maré;

- no seu conjunto, fossem representativas da região em estudo e diferissem ao nível das características acima referidas.

Foram, assim, escolhidas oito praias (figura 2.1, tabela 2.2): Cabo de Sines (CSI), Vale Marim (VMA), Amoreiras/Casca/Oliveirinha (ACO), Burrinho/Porto Covo (BPC), Caniceira/Queimado (CAQ), Nascedios (NAS), Almogrove (ALM) e Cabo Sardão (CSA). Na maior parte dos casos, as cinco praias mais a norte e as três mais a sul foram amostradas no mesmo período de maré, tendo sido aleatoriamente alterada a sequência da amostragem em cada grupo.

Como se pode verificar na tabela 2.2, as diversas praias escolhidas diferem de modo variável no que diz respeito a características importantes (ver secção 7.1) para as actividades em estudo. A acessibilidade por terra foi classificada de acordo com observações prévias feitas no terreno, e a proximidade de aglomerados urbanos e de praias arenosas turísticas foi medida a partir das respectivas cartas militares à escala de 1:25000. Foram consideradas praias arenosas turísticas as utilizadas de modo intensivo durante o Verão, tendo sido seleccionadas as mais próximas das praias de amostragem e que, assim, as poderiam influenciar mais directamente (ver secção 7.1).

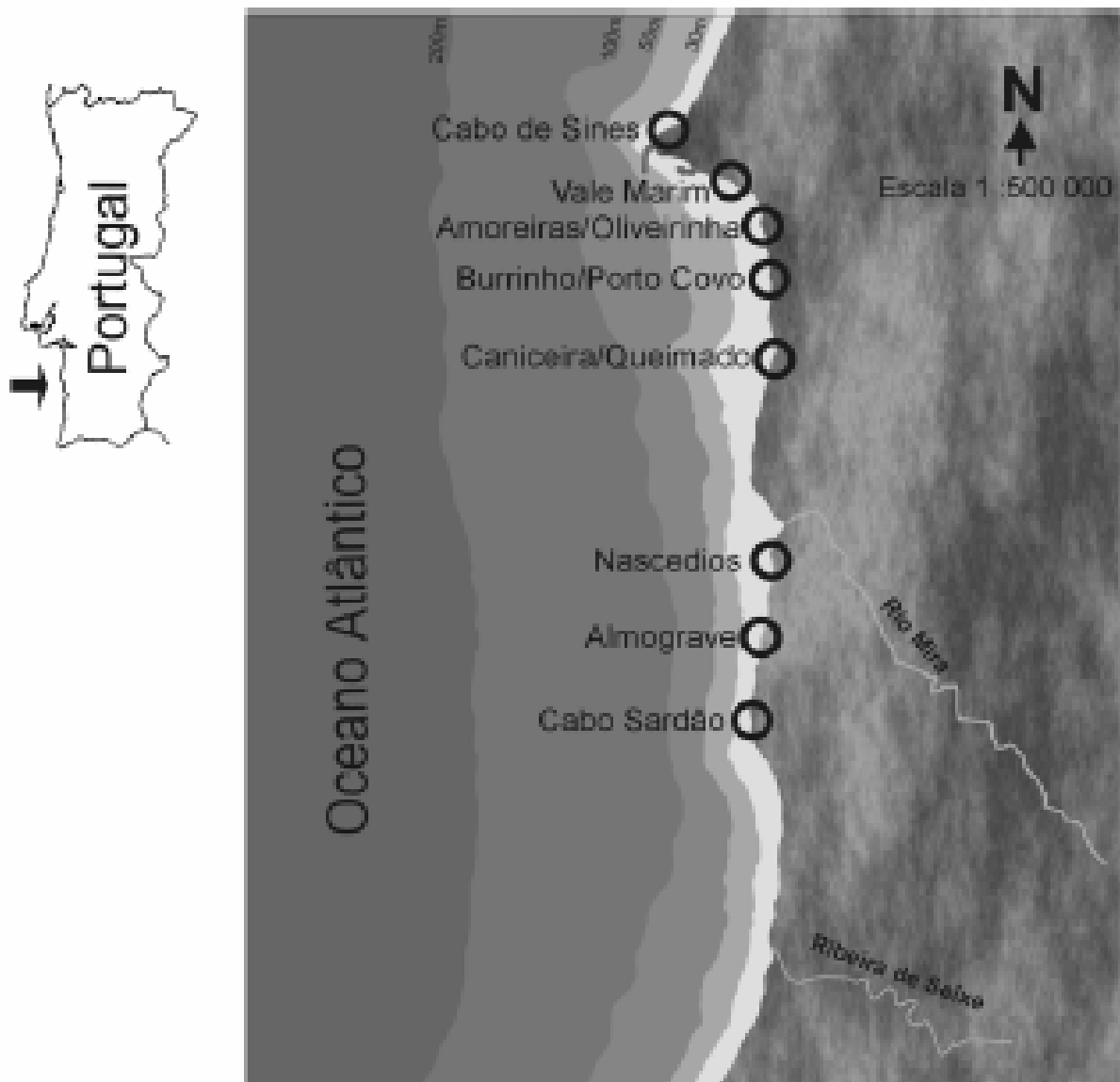


Figura 2.1- Localização das praias de amostragem utilizadas no estudo dos padrões de variação espacial e temporal da abundância de pessoas utilizando o litoral rochoso alentejano.

A intensidade de utilização das praias arenosas foi definida com base em observações prévias feitas no terreno, confirmadas, no caso das praias arenosas do PNSACV, pelo número de visitantes referido por SEMARTE (1992). Estimado por censos aéreos efectuados nos dias 6 e 15 de Agosto de 1992, aquele número foi utilizado para o cálculo da densidade média de visitantes dessas praias, após medição da sua extensão longitudinal nas respectivas cartas militares à escala de 1:25000. No caso das praias arenosas em questão, foram, deste modo, obtidos os seguintes valores médios de densidade (número de pessoas por quilómetro e por dia): 2802 em São Torpes; 2746 em Morgavel; 273 em Vale de Figueiros; 519 na Samouqueira; 1447 em Porto Covinho, que

inclui as praias de Cerro da Águia e Grande de Porto Covo; 586 na Ilha do Pessegueiro; 1046 nas Furnas; e 629 de Brejo Largo ao Cabo Sardão, que inclui a praia de Almogrove.

Tabela 2.2- Características das praias de amostragem utilizadas no estudo dos padrões de variação espacial e temporal da abundância de pessoas utilizando o litoral rochoso alentejano. Ver legenda em baixo. A extensão total da linha de costa de cada praia foi medida a partir das respectivas cartas militares à escala de 1:25000 e equivale à soma da extensão dos três locais de amostragem considerados em cada praia.

Praia	Facilidade do acesso por terra	Proximidade de aglomerados urbanos	Proximidade de praias arenosas turísticas	Extensão total (km)
Cabo de Sines	+	++	-	2,7
Vale Marim	++	-	+	2,4
Amoreiras/Casca/Oliveirinha	++	-	++	1,7
Burrinho/Porto Covo	+	+	++	1,9
Caniceira/Queimado	+	+	++	1,9
Nascedios	-	-	-	3,4
Almogrove	+	++	++	3,1
Cabo Sardão	-	++	-	4,7

Acesso por terra:

- difícil, dominado por arribas altas com acessos pedestres difíceis ou extensos e/ou por dunas de areia extensas que dificultam a aproximação de viaturas automóveis à linha de costa;

+ moderadamente difícil, dominado por arribas de altura média com acessos pedestres pouco difíceis ou extensos e/ou por dunas de areia moderadamente extensas mas que permitem a aproximação de viaturas automóveis à linha de costa;

++ fácil, dominado por arribas baixas com acessos pedestres fáceis e rápidos e/ou por dunas de areia pouco extensas e que permitem a aproximação de viaturas automóveis à linha de costa.

Aglomerados urbanos (Sines, Porto Covo, Vila Nova de Milfontes, Almogrove, Cavaleiro): - a mais de 3km; + entre 1 e 3km; ++ a menos de 1km.

Praias arenosas turísticas (São Torpes, Morgavel, Vale de Figueiros, Samouqueira, Cerro da Águia, Grande de Porto Covo, Ilha do Pessegueiro, Furnas, Almogrove): - a mais de 2km; + entre 0,5 e 2 km; ++ a menos de 0,5km.

Para além destas características, as praias seleccionadas também variam no respeitante ao hidrodinamismo, potencialmente maior em cabos e menor em regiões abrigadas por cabos (por exemplo, Carter, 1989; Raffaelli e Hawkins, 1996). Na costa alentejana, este abrigo é sobretudo conferido em relação à ondulação de WNW e NW, dominante em Sines (Costa, 1994). Nesse contexto, as praias VMA e ACO devem ser consideradas mais abrigadas que as de CSI e CSA, situadas em plenos Cabos de Sines e Sardão. Tal como é referido na secção 7.1, a agitação marítima pode condicionar de modo importante as actividades em estudo, nomeadamente as desenvolvidas em baixamar e em níveis de maré inferiores, e as que são preferencialmente praticadas quando a agitação é reduzida, como a apanha de percebe e a pesca submarina. No entanto, mesmo nas praias CSI e CSA, possuidoras de um hidrodinamismo potencialmente maior, a irregularidade da linha de costa confere abrigo a diversos locais dominados por substrato duro, cujo hidrodinamismo é comparável ao das restantes praias consideradas neste estudo.

Em cada praia, foram aleatoriamente escolhidos três locais, geralmente contíguos ou próximos (tendo as deslocações dentro de cada praia sido rapidamente

efectuadas, utilizando geralmente um veículo automóvel, foi anulado o risco de registo do mesmo utilizador em dois locais contíguos ou próximos), com extensão de linha de costa (medida a partir das respectivas cartas militares à escala de 1:25000) variável entre cerca de 400 e 2200m (valor médio de cerca de 910m). Com base na extensão assim medida em cada local, foi calculado o valor de cada variável por 1000m de linha de costa.

Em todas as praias de amostragem referidas na tabela 2.2 pode ser exercida qualquer das actividades humanas em análise neste estudo, embora a apanha do percebe seja geralmente efectuada em locais com elevado hidrodinamismo, onde esta espécie é mais abundante (Cruz, 2000). Com base em observações prévias feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais, bem como no trabalho de Cruz (2000) sobre a abundância de percebe no litoral sudoeste português, as praias CSI, ALM e CSA são, das acima referidas, as que possuem maior abundância desta espécie e, assim, as potencialmente sujeitas a maior utilização para a exploração humana deste recurso. Nas restantes praias amostradas, o percebe é geralmente ocasional ou mesmo raro, e a sua exploração humana é pouco frequente e limitada a locais com menor acessibilidade e/ou sujeitos a maior agitação marítima, razão pela qual não foram consideradas na análise da exploração humana desta espécie.

Utilizando as técnicas e o delineamento geral acima referidos, foram analisadas as questões apresentadas em seguida.

2.1- A intensidade das actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano varia sazonalmente em diferentes praias e anos?

Tendo em atenção que, considerando a sua importância lúdico-turística, estas actividades parecem ser mais comuns e envolver mais pessoas durante períodos de férias, dos quais o de Verão é o principal, que a frequência de condições climatéricas favoráveis ao exercício destas actividades, assim como a procura comercial de marisco e de peixe, é maior no Verão, e que estas actividades também podem ser bastante intensas na Primavera e, especialmente, durante a Páscoa (ver secção 7.1), é de prever que a variação sazonal da sua intensidade seja importante. Por outro lado, as variações interanuais das condições climatéricas (Antunes e Pires, 1998) podem alterar aqueles padrões sazonais.

Esta questão foi analisada com recurso à amostragem, em dias úteis e em períodos de baixa-mar de marés vivas (tabela 2.3), de cinco das praias acima referidas (2.1A), tendo a variação sazonal no período de um ano sido analisada amostrando todas as praias consideradas (2.1B), exceptuando a apanha do percebe, em que, atendendo às razões acima expostas, foram apenas consideradas as praias CSI, ALM e CSA.

Tabela 2.3- Delineamento da amostragem utilizada na análise das questões 2.1A e 2.1B (ver texto): ort- ortogonal; an.- aninhado (“nested”); CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo; CAQ- Caniceira/Queimado; NAS- Nascédios; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão; N- número de réplicas.

Questão	Dados	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
2.1A	- baixa-mar - marés vivas - dias úteis	ano (fixo, ort.)	1994/5 (Verão94, Outono94, Inverno94/5, Primavera95), 1995/6 (Verão95, Outono95, Inverno95/6, Primavera96)
		estação do ano (fixo, ort.)	Verão, Outono, Inverno, Primavera
		praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, ALM, CSA
		local (aleatório, an. em praia)	3
			N=2
2.1B	- baixa-mar - marés vivas - dias úteis	estação do ano (fixo, ort.)	Verão95, Outono95, Inverno95/6, Primavera96
		praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC, CAQ, NAS, ALM, CSA
		local (aleatório, an. em praia)	3
			N=2

2.2- Esta intensidade varia entre as estações de Verão e Inverno, considerando também os factores proximidade de praias arenosas turísticas, altura e amplitude da maré, e utilidade dos dias?

Considerando as hipóteses de sazonalidade acima referidas, é de prever que a maior variação seja registada entre as estações de Verão e Inverno, tendo em conta que é entre elas que se registam maiores diferenças de condições climatéricas. Por outro lado, é de esperar que esta variação seja mais acentuada:

- em locais mais próximos de praias arenosas turísticas, devido à sua maior utilização no Verão;
- em períodos de marés vivas, no caso da baixa-mar e do marisqueio, por ser a baixa-mar de marés vivas o principal período desta actividade;
- em dias úteis, pois no Verão há mais pessoas em férias.

Na análise desta questão foi utilizada a classificação das praias de amostragem apresentada na tabela 2.2, tendo sido utilizado o valor de 0,5km como referência para a distinção entre as mais e as menos próximas de praias arenosas turísticas. As actividades que são geralmente exercidas durante a baixa-mar (2.2A) foram analisadas em separado das que são exercidas em períodos de baixa ou preia-mar (2.2B), como é o caso da pesca à linha, da pesca submarina e do passeio ou repouso (ver tabela 2.4). O valor a usar em cada réplica corresponde à média aritmética dos valores obtidos nos três locais de cada praia.

Devido à previsível importância do período de Verão, foi feito nesta estação (Verão de 1995) um maior esforço de amostragem, aumentando o número de réplicas para três, por forma a testar com maior representatividade se, como seria de esperar, a intensidade da exploração humana é maior: em períodos de marés vivas, no caso das actividades exercidas na baixa-mar; em dias não úteis (apesar de haver bastantes pessoas em férias durante o Verão); e nos locais mais próximos de praias arenosas

turísticas. Utilizando um delineamento semelhante ao da análise das questões 2.2A e 2.2B, as actividades que são geralmente exercidas durante a baixa-mar (2.2C) foram analisadas em separado das que são exercidas em períodos de baixa ou preia-mar (2.2D), como é o caso da pesca à linha, da pesca submarina e do passeio ou repouso (ver tabela 2.4). O valor a usar em cada réplica corresponde à média aritmética dos valores obtidos nos três locais de cada praia.

Tabela 2.4- Delineamento da amostragem utilizada na análise das questões 2.2A, 2.2B, 2.2C e 2.2D (ver texto): ort.- ortogonal; an.- aninhado (“nested”); prox.- proximidade de praias arenosas turísticas; CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo; CAQ- Caniceira/Queimado; NAS- Nascedios; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão; N- número de réplicas.

Questão	Dados	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
2.2A	- baixa-mar	estação do ano (fixo, ort.)	Verão95, Inverno95/6
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		proximidade de praias arenosas turísticas (fixo, ort.)	menor (CSI, VMA, NAS, CSA) maior (ACO, BPC, CAQ, ALM)
		praia (aleatório, an. em prox.)	4
			N=2 (média das observações de 3 locais/praia)
2.2B	- marés vivas	estação do ano (fixo, ort.)	Verão95, Inverno95/6
		altura da maré (fixo, ort.)	baixa-mar, preia-mar
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		proximidade de praias arenosas turísticas (fixo, ort.)	menor (CSI, VMA) maior (ACO, BPC)
		praia (aleatório, an. em prox.)	2
			N=2 (média das observações de 3 locais/praia)
2.2C	- baixa-mar - Verão95	amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		proximidade de praias arenosas turísticas (fixo, ort.)	menor (CSI, VMA, NAS, CSA) maior (ACO, BPC, CAQ, ALM)
		praia (aleatório, an. em prox.)	4
		local (aleatório, an. em praia e em prox.)	3
			N=3
2.2D	- Verão95	altura da maré (fixo, ort.)	baixa-mar, preia-mar
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		proximidade de praias arenosas turísticas (fixo, ort.)	menor (CSI, VMA, NAS, CSA) maior (ACO, BPC, CAQ, ALM)
		praia (aleatório, an. em prox.)	4
			N=3 (média das observações de 3 locais/praia)

No caso da apanha do percebe, em que, atendendo às razões acima expostas, foram apenas consideradas as praias CSI, ALM e CSA, o delineamento das questões 2.2A e 2.2C não considerou o factor proximidade de praias arenosas turísticas, e envolveu o factor praia como fixo e ortogonal, e o factor local como aleatório e aninhado em praia.

2.3- Esta intensidade varia entre os períodos antes, durante e depois da Páscoa em diferentes praias e anos, considerando também os factores amplitude da maré e utilidade dos dias?

Na Primavera e, especialmente, durante a Páscoa, estas actividades também são bastante intensas, sobretudo a apanha de ouriço-do-mar (por ser no Inverno e no início da Primavera quando as suas gónadas se encontram mais desenvolvidas, ver secção 7.1), e de marisco em geral, sendo a primeira frequentemente praticada por grupos de familiares e/ou amigos que, após a apanha, costumam cozinhar e comer as gónadas dos ouriços-do-mar em confraternizações ao ar livre (sobretudo em feriados ou fins de semana, como os pascais), o que sugere que a componente lúdica e tradicional desta exploração é importante. Assim, é de prever que estas actividades intertidais sejam mais intensas perto ou durante a Páscoa, geralmente celebrada no início da Primavera e coincidente com épocas de marés vivas, do que em períodos antes ou depois. Por outro lado, estas diferenças deverão ser maiores em períodos de marés vivas, atendendo ao facto de os níveis inferiores de maré serem mais utilizados na apanha de marisco, e em dias não úteis, tendo em atenção a importância lúdica destas actividades. A sua variação interanual será também analisada, atendendo a que as condições climatéricas podem alterar substancialmente os padrões temporais referidos, nomeadamente durante o Inverno.

Tabela 2.5- Delineamento da amostragem utilizada na análise das questões 2.3A, 2.3B e 2.3C (ver texto): ort.- ortogonal; an.- aninhado (“nested”); CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo; CAQ- Caniceira/Queimado; NAS- Nascedios; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão; N- número de réplicas.

Questão	Dados	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
2.3A	- baixa-mar	período (fixo, ort.)	antes, durante, depois da Páscoa de 1996
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC, CAQ
		local (aleatório, an. em praia)	3
			N=2
2.3B	- baixa-mar - marés vivas	período (fixo, ort.)	antes, durante, depois da Páscoa de 1996
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC, CAQ, NAS, ALM, CSA
		local (aleatório, an. em praia)	3
			N=2
2.3C	- baixa-mar - marés vivas	ano (fixo, ort.)	1995, 1996
		período (fixo, ort.)	antes, durante, depois da Páscoa
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC
		local (aleatório, an. em praia)	3
			N=2

Para testar este padrão, foram amostrados os seguintes períodos de 47 a 55 dias, intervalados por períodos de 11 dias:

- antes da Páscoa (19/01 a 06/03 de 1995; 19/01 a 05/03 de 1996, inclusive);

- durante a Páscoa, entre 17 e 29 dias antes e depois do domingo de Páscoa (18/03 a 03/05 de 1995; 17/03 a 02/05 de 1996, inclusive);

- depois da Páscoa (15/05 a 08/07 de 1995; 14/05 a 07/07 de 1996, inclusive).

Esta questão foi analisada com recurso à amostragem: em períodos de baixa-mar, de cinco das praias acima referidas (2.3A); e em períodos de baixa-mar de marés vivas, de oito destas praias (2.3B); tendo a variação interanual sido analisada amostrando quatro das praias consideradas (2.3C) – ver tabela 2.5. Atendendo às razões acima expostas, foram apenas consideradas as praias CSI, ALM e CSA no caso da apanha do percebe.

2.4- Esta intensidade varia entre as diferentes actividades, considerando também os factores estação do ano, amplitude da maré e utilidade dos dias?

Algumas actividades parecem ser mais intensas que outras (das actividades de predação, a apanha de polvo e caranguejos, e a pesca à linha, parecem ser as que envolvem geralmente maior número de pessoas) e estas diferenças parecem variar:

- sazonalmente (por exemplo, a apanha de ouriço-do-mar parece ser mais intensa no Inverno e na Primavera, enquanto as restantes parecem sê-lo no Verão, apesar de actividades, como a apanha de percebe e de pesca à linha, poderem ser intensas noutras estações do ano);

- e consoante a amplitude da maré (por exemplo, a pesca à linha e o passeio ou repouso parecem não ser substancialmente afectados por este factor, diferentemente do marisqueio) e a utilidade dos dias (tendo em atenção a referida importância lúdica destas actividades, maior no caso do passeio ou repouso e da pesca à linha).

Estes padrões foram analisados mediante a amostragem de períodos de baixa-mar, considerando duas estações do ano (Verão, e conjunto de Inverno e Primavera) e classificando as actividades acima referidas em seis categorias (ver tabela 2.6). Na definição destas categorias foi considerado que determinadas actividades são frequentemente efectuadas em conjunto (como é o caso da apanha de polvo e caranguejos, de percebe e mexilhão, e de lapas e burriés), ou que estão directamente relacionadas, como a apanha de isco e a pesca à linha, sendo a segunda frequentemente antecedida pela primeira.

Para esta análise, foram utilizadas as observações feitas em cada local das oito praias acima referidas, escolhendo aleatoriamente quatro datas em cada estação do ano e restantes condições temporais. Das doze observações efectuadas em cada praia e condição temporal (quatro datas vezes três locais), foram aleatoriamente escolhidas duas para cada actividade, de que resultaram, no total das oito praias consideradas, as dezasseis réplicas referidas na tabela 2.6.

Tabela 2.6- Delineamento da amostragem utilizada na análise da questão 4 (ver texto): ort.- ortogonal; ap.- apanha; N- número de réplicas.

Questão	Dados	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
2.4	- baixa-mar	actividade (fixo, ort.)	ap. de polvo e caranguejos, ap. de percebe e mexilhão, ap. de lapas e burriés, ap. de ouriço-do-mar, ap. de isco e pesca à linha, passeio ou repouso
		estação do ano (fixo, ort.)	Verão95/96, Inverno95/6+Primavera96
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
			N=16

2.5- Esta intensidade varia com níveis de maré e de exposição à ondulação, considerando também os factores estação do ano, altura e amplitude da maré, utilidade dos dias e praia?

Como é referido na secção 7.1, as principais actividades intertidais de marisqueio são maioritariamente efectuadas num determinado nível de maré, como é o caso da apanha de polvo, caranguejos, percebe, mexilhão ou ouriço-do-mar. Com efeito, esta é geralmente efectuada em níveis de maré inferiores, sendo, assim, mais frequente em períodos de marés vivas e/ou mar calmo.

O mesmo não se passa com a apanha de lapas e burriés, que parece ser a actividade de marisqueio intertidal menos dependente do estado da maré e de agitação marítima, pois pode ser exercida em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, onde as respectivas espécies ocorrem (Sousa, 2002; Salvador, 2002). Porém, no caso da lapa mais capturada na região em estudo (*Patella ulyssiponensis*), os níveis inferiores de maré, onde esta espécie é mais abundante e maior (Sousa, 2002), parecem ser os mais intensamente explorados.

Assim, o nível de maré e de exposição à ondulação utilizado nesta apanha pode variar com muitos factores, nomeadamente com a amplitude de maré e a agitação marítima, e a intensidade geral destas actividades pode variar com a estação do ano e a utilidade dos dias, atendendo à sua importância lúdica e à sazonalidade do clima.

Deste modo, no caso da apanha de lapas e burriés em baixa-mar, foi registado em separado o número de pessoas em diferentes níveis de maré (inferior, médio e superior) e de exposição à ondulação (exposto e abrigado). A classificação destes níveis intertidais foi feita com base na observação da cobertura biológica dominante no substrato duro em exploração, facilmente distinguível com a técnica utilizada na amostragem das actividades de exploração: o nível inferior é dominado por algas vermelhas e castanhas e, o médio, por cracas do género *Chthamalus*. A altura destes níveis intertidais, em relação ao zero hidrográfico, foi medida em três das praias amostradas (Oliveirinha, Queimado e Nascedios; em cada praia, foram amostrados dois locais directamente expostos à ondulação dominante), segundo técnica descrita em Hawkins e Jones (1992). De acordo com estas medições, o limite superior do nível

inferior situou-se aproximadamente entre 1,5 e 2,4m (média= 1,8m), o nível médio localizou-se entre este limite e aproximadamente 3,4 a 4,4m (média= 3,9m), acima do qual se situou o nível superior. Utilizando a mesma técnica em locais expostos dos Cabos de Sines e Sardão, Sousa (2002) registou um limite superior deste nível inferior entre cerca de 1,9 e 3,3m, e Silva (2002b) observou um valor médio de 4,9m, referente ao limite superior deste nível médio.

Os níveis de exposição à ondulação do substrato duro intertidal foram definidos à escala da praia, em função da maior (nível exposto) ou menor (nível abrigado) proximidade da zona de rebentação das ondas, atendendo à agitação marítima verificada na altura da observação.

Assim, esta questão foi analisada apenas no respeitante à apanha de lapas e burriés, mediante a amostragem, em períodos de baixa-mar, das oito praias em estudo, segundo o delineamento referido na tabela 2.7 (questão 2.5A). O valor a usar em cada réplica corresponde à média aritmética dos valores obtidos nos três locais de cada praia.

Tabela 2.7- Delineamento da amostragem utilizada na análise das questões 2.5A, 2.5B e 2.5C (ver texto): ort.- ortogonal; CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo; CAQ- Caniceira/Queimado; NAS- Nascedios; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão; N- número de réplicas.

Questão	Dados	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
2.5A	- baixa-mar	nível de maré (fixo, ort.)	superior, médio, inferior
		exposição à ondulação (fixo, ort.)	exposto, abrigado
		estação do ano (fixo, ort.)	Verão94/95/96, Outono95/96+Inverno94/95 e 95/6, Primavera95/96
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
			N=6 (média das observações de 3 locais/praias)
2.5B	- marés vivas	praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC
		altura da maré (fixo, ort.)	baixa-mar, preia-mar
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		exposição à ondulação (fixo, ort.)	exposto, abrigado
		estação do ano (fixo, ort.)	Primavera95, Verão95, Inverno95/6
			N=2 (média das observações de 3 locais/praias)
2.5C	- Verão95	praia (fixo, ort.)	CSI, VMA, ACO, BPC, CAQ, NAS, ALM, CSA
		altura da maré (fixo, ort.)	baixa-mar, preia-mar
		amplitude da maré (fixo, ort.)	marés vivas, marés mortas
		utilidade dos dias (fixo, ort.)	dias úteis, dias não úteis
		exposição à ondulação (fixo, ort.)	exposto, abrigado
			N=3 (média das observações de 3 locais/praias)

Das restantes actividades, a pesca à linha, geralmente efectuada com cana, é também praticada em diferentes condições de exposição à ondulação, consoante a agitação marítima, embora os habitats explorados sejam geralmente subtidais (secção 7.1). Tendo em atenção as observações preliminares desta actividade, o seu registo foi feito, considerando, no que diz respeito à localização dos pescadores, três níveis de exposição à ondulação: exposto, próximo da zona de rebentação das ondas; abrigado, menos próximo desta zona e com maior abrigo em relação à ondulação; e supratidal,

situado acima da zona intertidal, em arribas ou falésias sobranceiras aos locais sujeitos a exploração.

Podendo a intensidade geral desta actividade variar com a praia, a altura e amplitude de maré, a estação do ano e a utilidade dos dias, esta questão foi analisada, no respeitante à exposição à ondulação, segundo os delineamentos 2.5B e 2.5C referidos na tabela 2.7. O valor a usar em cada réplica corresponde à média aritmética dos valores obtidos nos três locais de cada praia.

2.6- Esta intensidade varia com as condições atmosféricas e marítimas?

A relação entre a intensidade das actividades em estudo e as condições atmosféricas e marítimas foi analisada com base na respectiva classificação acima referida (intensidade do vento, nebulosidade, agitação marítima e turbidez da água do mar), efectuada no decurso das observações de cada local. Estas observações foram efectuadas entre 23/07/1994 e 07/07/1996, inclusive, e totalizaram 2007, representando oito estações do ano mediante a escolha aleatória de duas ou mais datas por estação (sem considerar a primeira e a última quinzena de cada estação) e condição temporal (baixa-mar/preia-mar, marés vivas/mortas, e dias úteis/não úteis) e espacial (praia e local, considerando as oito praias acima referidas e os respectivos três locais por praia).

Análise de dados

As hipóteses colocadas nas questões 2.1 a 2.5 foram testadas com análise de variância (ANOVA), segundo Underwood (1997), utilizando o programa “GMAV5 for Windows” (1997-2000, Institute of Marine Ecology, University of Sydney). Foi previamente utilizado o teste de Cochran (Winer e outros, 1991) para verificar o pressuposto de homogeneidade das variâncias, tendo os dados sido transformados sempre que necessário e possível, com vista à obtenção desta propriedade. A comparação múltipla de médias foi efectuada com o teste de Student-Newman-Keuls (SNK), de acordo com Underwood (1997). Estes dois testes foram efectuados com o referido programa informático.

A questão 2.6 foi analisada através de correlação linear simples, segundo Sokal e Rohlf (1995), utilizando o programa Microsoft® Excel 2000 (1985-1999, Microsoft Corporation), tendo sido feita a verificação da significância dos coeficientes de correlação com a respectiva tabela de Rohlf e Sokal (1995).

As variáveis analisadas correspondem ao número de pessoas por 1000m de linha de costa observadas no exercício das actividades acima referidas (ver categorias no início desta secção), tendo sido também analisados os conjuntos de dados referentes ao total de pessoas em actividades de marisqueio ou de predação, ou ao total global

(incluindo pessoas em passeio ou repouso). Quando determinadas actividades foram pouco representadas, tanto qualitativa como quantitativamente, os respectivos dados foram integrados nesses totais (por exemplo, no caso da apanha de mexilhão ou de ouriço-do-mar) ou foram analisados em conjunto com os de outras variáveis, como no caso da apanha de lapas e burriés, frequentemente exercida em conjunto, ou da apanha de isco e da pesca à linha, pelo facto de a segunda ser frequentemente antecedida pela primeira.

2.3- Resultados

São em seguida apresentados os resultados da análise das questões formuladas na secção 2.2 (os acrónimos das praias aqui utilizados foram definidos nesta secção).

2.1- A intensidade das actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano varia sazonalmente em diferentes praias e anos?

Os resultados da análise da **questão 2.1A** (tabela 2.3) são apresentados na figura 2.2 e nas tabelas 2.8 e 2.9, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais:

- na maior parte das variáveis analisadas, as interacções anoXestação do ano e anoXpraia foram significativas, não se tendo registado diferenças significativas entre os dois anos considerados no caso da apanha de lapas e burriés, e de ouriço-do-mar;
- ao nível dos conjuntos totais de actividades (total de marisqueio, de predação e global), as diferenças significativas entre anos foram registadas nas estações de Verão, Outono e Primavera, e sobretudo nas praias CSI, ACO e CSA;
- embora o sentido dessas diferenças varie consoante a estação e/ou a praia considerada, no Outono e em CSA registou-se o padrão 1994/95<1995/96, e o contrário foi observado no Verão e na Primavera, e em CSI e ACO;
- no respeitante aos conjuntos totais de actividades, não se verificou algum padrão sazonal consistente, embora o registo de valores médios mais elevados no Verão e mais baixos no Inverno tenha sido o padrão mais frequente;
- em termos espaciais, foram geralmente encontradas diferenças significativas à escala da praia e do local, tendo sido frequente a interacção significativa entre os factores praia e ano, e entre praia e estação do ano;
- embora não tenha sido verificado algum padrão consistente de diferenças entre praias, foi frequente a observação de valores mais baixos em VMA e CSA, e mais elevados em CSI, ACO e ALM, com relevo para CSI no caso da apanha de isco e pesca à linha.

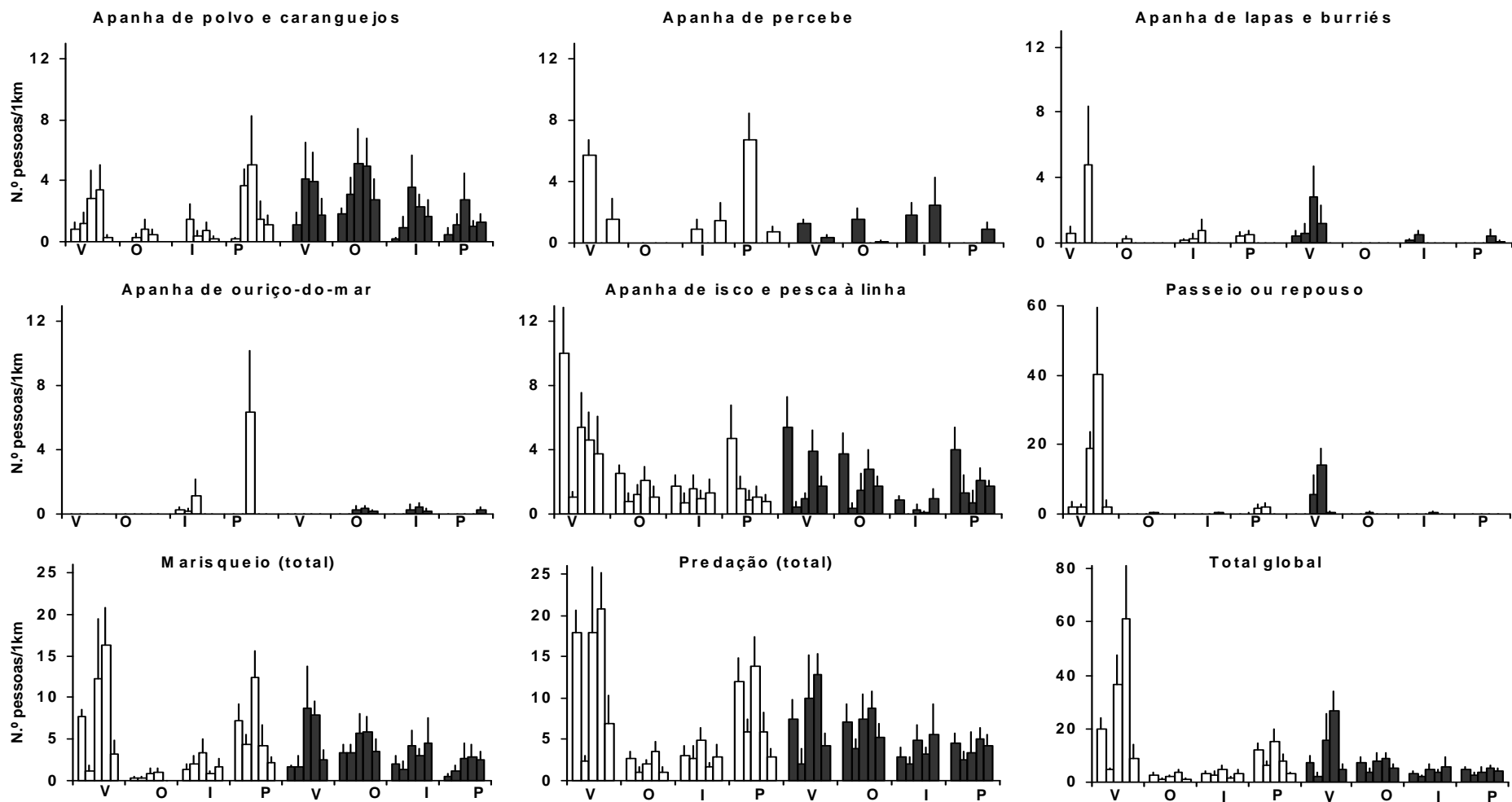


Figura 2.2- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de águas vivas e dias úteis, segundo o delineamento da questão 2.1A (tabela 2.3): barras brancas=1994/5; barras pretas=1995/6; V=Verão; O=Outono; I=Inverno; P=Primavera; da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Almogrove e Cabo Sardão, e, no caso da apanha de percebe, Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão; 6 réplicas (3 locais por praia x 2 datas por estação do ano). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.8- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de águas vivas e dias úteis, segundo o delineamento da questão 2.1A (tabela 2.3), modificado, no caso da apanha de percebe, por redução do número de praias de amostragem para três (Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão): * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Ano= an	1	7,12		0,19	0,11 ^{ns}	0,05	0,68 ^{ns}	1,12		67,07		0,08		0,89		1,07		an x lo(pr)
Estação do ano= ea	3	0,72		5,71	4,17*	0,16	3,10*	4,63		219,20		6,10		12,91		13,37		ea x lo(pr)
Praia= pr	4	3,09	1,29 ^{ns}	3,12	1,05 ^{ns}	0,12	2,18 ^{ns}	4,67	6,77**	34,86		4,95		7,93		7,19		lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	10	2,38	5,53***	2,98	2,47**	0,05	0,84 ^{ns}	0,69	1,64 ^{ns}	10,87	2,38*	3,77		4,30	5,53***	3,15	5,31***	Residual
an x ea	3	4,32	13,58***	0,67	0,89 ^{ns}	0,09	1,55 ^{ns}	1,21	5,16**	40,17	8,32***	10,69	19,22***	9,64	16,48***	9,15	28,81***	an x ea x lo(pr)
an x pr	4	0,83	2,13 ^{ns}	1,85	1,12 ^{ns}	0,20	2,75 ^{ns}	0,33	1,71 ^{ns}	11,69	1,78 ^{ns}	1,32	9,23**	1,68	11,27**	1,97	26,13***	an x lo(pr)
an x lo(pr)	10	0,39	0,91 ^{ns}	1,64	1,36 ^{ns}	0,07	1,12 ^{ns}	0,19	0,46 ^{ns}	6,57	1,44 ^{ns}	0,14	0,25 ^{ns}	0,15	0,19 ^{ns}	0,08	0,13 ^{ns}	Residual
ea x pr	12	0,37	0,73 ^{ns}	2,44	1,78 ^{ns}	0,06	1,16 ^{ns}	0,60	1,91 ^{ns}	16,64	2,67*	1,68	1,85 ^{ns}	2,28	2,53*	1,73	2,31*	ea x lo(pr)
ea x lo(pr)	30	0,50	1,16 ^{ns}	1,37	1,13 ^{ns}	0,05	0,79 ^{ns}	0,32	0,75 ^{ns}	6,24	1,37 ^{ns}	0,91	1,59*	0,90	1,16 ^{ns}	0,75	1,26 ^{ns}	Residual
an x ea x pr	12	0,29	0,90 ^{ns}	1,01	1,34 ^{ns}	0,11	1,89 ^{ns}	0,12	0,52 ^{ns}	16,25	3,37**	0,78	1,39 ^{ns}	0,58	1,00 ^{ns}	0,27	0,85 ^{ns}	an x ea x lo(pr)
an x ea x lo(pr)	30	0,32	0,74 ^{ns}	0,76	0,63 ^{ns}	0,06	0,90 ^{ns}	0,24	0,56 ^{ns}	4,83	1,06 ^{ns}	0,56	0,97 ^{ns}	0,58	0,75 ^{ns}	0,32	0,53 ^{ns}	Residual
Residual	120	0,43		1,21		0,06		0,42		4,57		0,57		0,78		0,59		
Total	239																	
C (teste de Cochran)		0,09 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,09 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,09 ^{ns}		0,08 ^{ns}		0,07 ^{ns}		
Transformação		ln(x+1)		ln(x+0,05)		$x^{0,06}$		$\sqrt{(x+1)}$		ln(x+0,001)		$\sqrt{(x+1)}$		$\sqrt{(x+1)}$		ln(x+1)		

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Ano= an	1	0,51		
Estação do ano= ea	3	0,59		
Praia= pr	2	3,56		
Local(Praia)= lo(pr)	6	0,22	1,54 ^{ns}	Residual
an x ea	3	0,89	7,66**	an x ea x lo(pr)
an x pr	2	0,62	23,14**	an x lo(pr)
an x lo(pr)	6	0,03	0,19 ^{ns}	Residual
ea x pr	6	0,41	7,64***	ea x lo(pr)
ea x lo(pr)	18	0,05	0,38 ^{ns}	Residual
an x ea x pr	6	0,72	6,17**	an x ea x lo(pr)
an x ea x lo(pr)	18	0,12	0,82 ^{ns}	Residual
Residual	72	0,14		
Total	143			
C (teste de Cochran)		0,17 ^{ns}		
Transformação		ln(x+2)		

Tabela 2.9- Testes SNK a factores e interações significativos das análises de variância referidas na tabela 2.8 - questão 2.1A (delineamento apresentado na tabela 2.3): an=ano (1994/5, 1995/6); ea=estação do ano (V- Verão; O- Outono; I- Inverno; P- Primavera); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão); lo=local; rest.=restantes; pnd=padrão geral não definido; --, não se aplica.

	Ano	Estação do ano	Praia	Local(Praia)
Apanha de polvo e caranguejos	an(ea): V- 94/5=95/6 O- 94/5<95/6 I- 94/5<95/6 P- 94/5=95/6	ea(an): 94/5- V=P>O=I 95/6- O>V=I=P	--	P<0,05 (80%)
Apanha de percebe	an(ea x pr): CSI, V- 94/5>95/6 CSI, O- 94/5<95/6 CSI, I- 94/5=95/6 CSI, P- 94/5>95/6 rest. praias, 94/5=95/6	ea(an x pr): CSI, 94/5- V=P>O=I CSI, 95/6- O>P, pnd rest. praias, V=O=I=P	pr(an x ea): 94/5, V,P- CSI>ALM=CSA 94/5, O,I- CSI=ALM=CSA 95/6, V,P- CSI=ALM=CSA 95/6, O- CSI>CSA, pnd 95/6, I- CSI=CSA>ALM	--
Apanha de lapas e burriés	--	V>O=I, pnd	--	P<0,05 (60%)
Apanha de ouriço-do-mar	--	I>V, pnd	--	--
Apanha de isco e pesca à linha	an(ea): V- 94/5>95/6 O- 94/5=95/6 I- 94/5>95/6 P- 94/5=95/6	ea(an): 94/5- V>O=I=P 95/6- V=O=P>I	CSI>VMA=ACO=ALM=CSA	--
Passeio ou repouso	an(ea x pr): V, CSI,VMA,ACO- 94/5>95/6 V, rest. praias- 94/5=95/6 O,I- 94/5=95/6 P, ACO,ALM- 94/5>95/6 P, rest. praias- 94/5=95/6	ea(an x pr): 94/5, CSI,VMA,ALM- V>O=I=P 94/5, ACO- V>rest. pnd 94/5, CSA- V=O=I=P 95/6, ALM- V>O=I=P 95/6, CSI,VMA,ACO,CSA- V=O=I=P	pr(an x ea): 94/5, V- pnd 94/5, O,I,P- CSI=VMA=ACO=ALM=CSA 95/6, V- ALM>CSI=VMA=ACO=CSA 95/6, O,I,P- CSI=VMA=ACO=ALM=CSA	P<0,05 (20%)
Marisqueio (total)	an(pr): CSI- 94/5>95/6 VMA- 94/5=95/6 ACO- 94/5>95/6 ALM- 94/5=95/6 CSA- 94/5<95/6 an(ea): V- 94/5>95/6 O- 94/5<95/6 I- 94/5=95/6 P- 94/5>95/6	ea(an): 94/5- V=P>O=I 95/6- V=O>P, pnd ea(pr x lo): V=O=I=P (73%) V>O=I=P (13%) V>I=P>O (7%)	pr(an): 94/5- ACO>CSI=ALM>VMA=CSA 95/6- ACO=ALM>CSA>CSI=VMA	lo(ea x pr): P<0,05 (25%)
Predação (total)	an(pr): CSI- 94/5>95/6 VMA- 94/5=95/6 ACO- 94/5>95/6 ALM- 94/5=95/6 CSA- 94/5<95/6 an(ea): V- 94/5>95/6 O- 94/5<95/6 I- 94/5=95/6 P- 94/5>95/6	ea(pr): CSI,ACO- pnd VMA,CSA- V=O=I=P ALM- V>O=I=P ea(an): 94/5- V>P>O=I 95/6- V=O>I=P	pr(ea): V- pnd O,I,P- CSI=VMA=ACO=ALM=CSA pr(an): 94/5- pnd 95/6- pnd	P<0,05 (80%)
Total global	an(pr): CSI- 94/5>95/6 VMA- 94/5>95/6 ACO- 94/5>95/6 ALM- 94/5=95/6 CSA- 94/5<95/6 an(ea): V- 94/5>95/6 O- 94/5<95/6 I- 94/5=95/6 P- 94/5>95/6	ea(pr): CSI- pnd VMA,CSA- V=O=I=P ACO,ALM- V>O=I=P ea(an): 94/5- V>P>O=I 95/6- V=O>I=P	pr(ea): V- ALM>CSI=ACO>VMA=CSA O,I,P- CSI=VMA=ACO=ALM=CSA pr(an): 94/5- CSI=ACO=ALM>VMA=CSA 95/6- ALM>CSI=ACO=CSA>VMA	P<0,05 (80%)

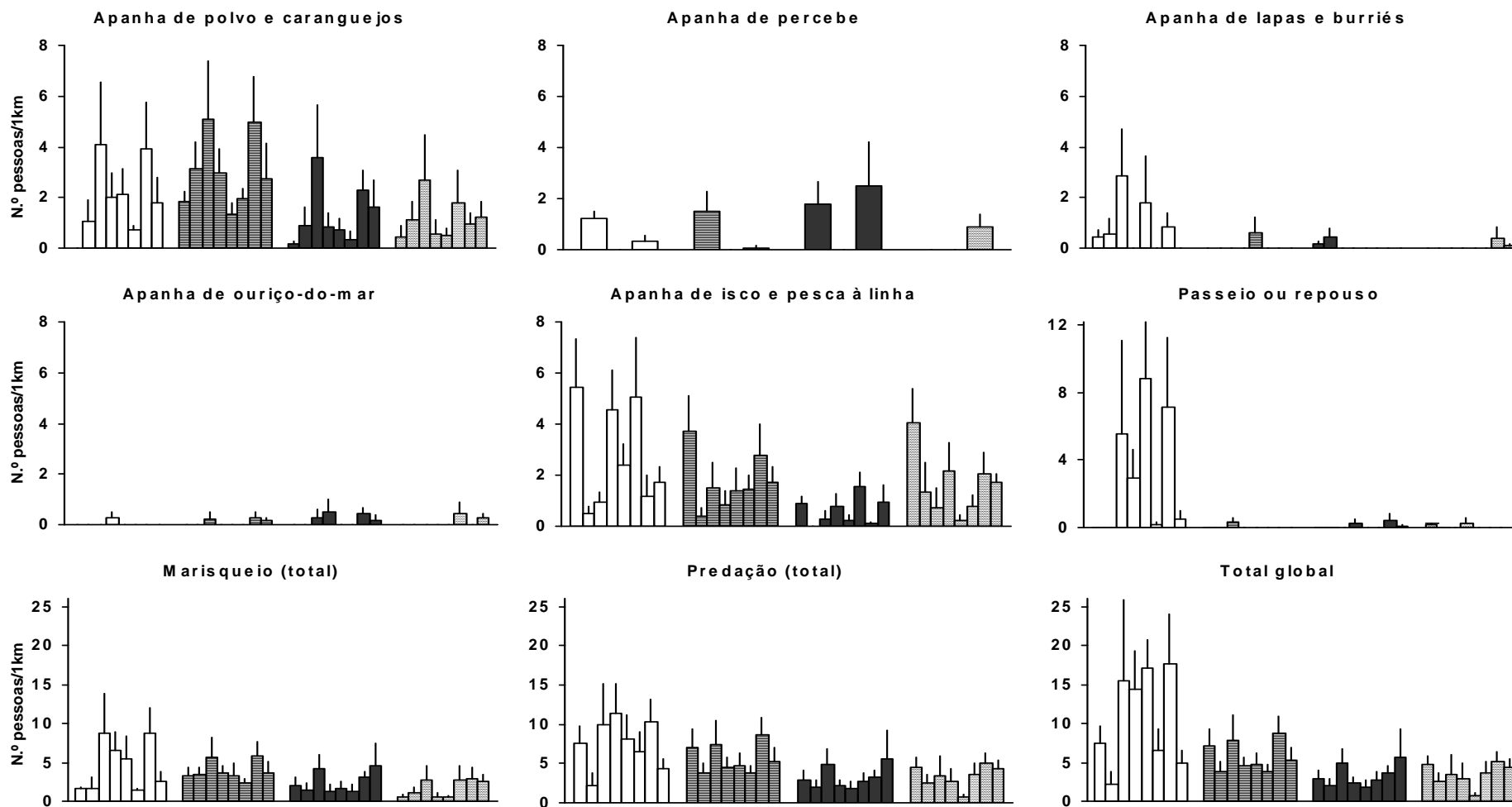


Figura 2.3- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de águas vivas e dias úteis, segundo o delineamento da questão 2.1B (tabela 2.3): barras brancas=Verão95; barras com riscas=Outono95; barras pretas=Inverno95/6; barras com pintas=Primavera96; da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, Nascedios, Almogrove e Cabo Sardão, e, no caso da apanha de percebe, Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão; 6 réplicas (3 locais por praia x 2 datas por estação do ano). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.10- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de águas vivas e dias úteis, segundo o delineamento da questão 2.1B (tabela 2.3) , modificado, no caso da apanha de percebe, por redução do número de praias de amostragem para três (Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão): * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Estação do ano= ea	3	33,90	5,06**	1,57	5,22**	0,28	0,98 ^{ns}	2,49	7,62***	19,79	11,10***	4,24	6,98***	206,86	7,56***	1,23	12,24***	ea x lo(pr)
Praia= pr	7	27,59	0,36 ^{ns}	0,39	1,39 ^{ns}	0,38	1,06 ^{ns}	1,57	5,37**	3,35	2,27 ^{ns}	1,74	1,17 ^{ns}	46,38	0,96 ^{ns}	0,22	1,15 ^{ns}	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	16	23,12	4,51***	2,28	0,68 ^{ns}	0,36	1,48 ^{ns}	0,29	1,01 ^{ns}	1,47	1,14 ^{ns}	1,49	2,33**	48,39	2,14*	0,19	2,29**	Residual
ea x pr	21	2,70	0,40 ^{ns}	0,38	1,26 ^{ns}	0,24	0,85 ^{ns}	0,41	1,25 ^{ns}	2,90	1,63 ^{ns}	0,49	0,80 ^{ns}	18,99	0,69 ^{ns}	0,13	1,30 ^{ns}	ea x lo(pr)
ea x lo(pr)	48	6,70	1,31 ^{ns}	0,30	0,73 ^{ns}	0,28	1,15 ^{ns}	0,33	1,13 ^{ns}	1,78	1,37 ^{ns}	0,61	0,95 ^{ns}	27,36	1,21 ^{ns}	0,10	1,20 ^{ns}	Residual
Residual	96	5,13		0,41		0,24		0,29		1,30		0,64		22,57		0,08		
Total	191																	
C (teste de Cochran)		0,13 ^{ns}		0,17 ^{ns}		0,17 ^{ns}		0,09 ^{ns}		0,17 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,16 ^{ns}		0,17 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		ln(x+0,3)		ln(x+0,2)		$\sqrt{(x+1)}$		ln(x+0,05)		$\sqrt{(x+1)}$		nenhuma		ln(x+10)		

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Estação do ano= ea	3	0,38		
Praia= pr	2	1,90		
Local(Praia)= lo(pr)	6	0,21	0,69 ^{ns}	Residual
ea x pr	6	0,50	3,76*	ea x lo(pr)
ea x lo(pr)	18	0,13	0,44 ^{ns}	Residual
Residual	36	0,30		
Total	71			
C (teste de Cochran)		0,28 ^{ns}		
Transformação		ln(x+1)		

Em complemento ao estudo da questão 2.1A, foram analisadas as diferenças entre os anos, as estações do ano e as praias consideradas, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas (exceptuando a turbidez da água do mar) registadas em cada dia (N=2) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado). Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada por grupo de praias amostradas em conjunto (grupo norte- CSI, VMA e ACO; grupo sul- ALM e CSA) e nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (V- Verão; O- Outono; I- Inverno; P- Primavera; pnd- padrão geral não definido):

- no caso da agitação marítima, verificou-se uma interacção significativa ($P < 0,01$ no grupo norte; $P < 0,05$ no grupo sul) entre os factores ano e estação do ano (no grupo norte, V,P- 94/5=95/6, O,I- 94/5>95/6, 94/5- V=P<O=I, 95/6- V=O=I=P; no grupo sul, V,O,P- 94/5=95/6, I- 94/5>95/6, 94/5- pnd, 95/6- V=O=I=P), e o factor praia foi significativo no grupo norte ($P < 0,001$; CSI>VMA=ACO);

- não foram detectadas diferenças significativas ao nível da intensidade do vento, e, no caso da nebulosidade, apenas o factor estação do ano foi significativo no grupo norte ($P < 0,05$), tendo sido registado que I>V, apesar de não se ter verificado algum padrão geral.

Relativamente à análise da **questão 2.1B** (tabela 2.3), os respectivos resultados são apresentados na figura 2.3 e nas tabelas 2.10 e 2.11, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais:

- observaram-se diferenças significativas entre as estações do ano em todas as variáveis analisadas, com excepção da apanha de ouriço-do-mar;

- apenas na apanha de lapas e burriés, no passeio ou repouso, e na totalidade das actividades, os valores médios observados no Verão foram mais elevados que os registados nas restantes estações do ano, e, embora não tenha sido verificado algum padrão sazonal consistente nas actividades estudadas, ocorreram, na maior parte dos casos, valores médios mais elevados no Verão e mais baixos no Inverno;

- a variabilidade à escala da praia e do local foi reduzida, tendo a primeira sido significativa na apanha de percebe e na apanha de isco e pesca à linha, com valores médios mais elevados em CSI e CSA no primeiro caso, e em CSI no segundo.

De modo a complementar o estudo da questão 2.1B, foram analisadas as diferenças entre as estações do ano e as praias consideradas, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=2) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado). Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada por grupo de praias amostradas em conjunto (grupo norte- CSI, VMA, ACO, BPC e CAQ; grupo sul- NAS, ALM e

CSA) e nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (V- Verão; O- Outono; I- Inverno; P- Primavera; pnd- padrão geral não definido):

- no respeitante à agitação marítima e à turbidez da água do mar, os factores analisados não foram significativos nos grupos de praias considerados;

- em termos de intensidade do vento e de nebulosidade, apenas no grupo norte se registaram diferenças significativas e estas ocorreram apenas no factor estação do ano ($P < 0,01$; intensidade do vento- $I > V = O$, pnd; nebulosidade- $I > V = P$, pnd).

Tabela 2.11- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.10 - questão 2.1B (delineamento apresentado na tabela 2.3): ea=estação do ano (V- Verão95; O- Outono95; I- Inverno95/6; P- Primavera96); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; BPC- Burrinho/Porto Covo; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão); rest.=restantes; pnd=padrão geral não definido; --, não se aplica.

	Estação do ano	Praia	Local(Praia)
Apanha de polvo e caranguejos	$O > I = P$, pnd	--	$P < 0,05$ (38%)
Apanha de percebe	ea(pr): CSI- $V = O = I > P$ ALM- $V = O = I = P$ CSA- $I > V = O$, pnd	pr(ea): V, O - $CSI > ALM = CSA$ I- $CSI = CSA > ALM$ P- $CSA > ALM$, pnd	--
Apanha de lapas e burriés	$V > O = I = P$	--	--
Apanha de ouriço-do-mar	--	--	--
Apanha de isco e pesca à linha	$V = O = P > I$	CSI > rest. iguais, excepto BPC BPC = rest.	--
Passeio ou repouso	$V > O = I = P$	--	--
Marisqueio (total)	$V = O > I = P$	--	$P < 0,05$ (38%)
Predação (total)	$V = O > P$, $V > I = P$, pnd	--	$P < 0,05$ (38%)
Total global	$V > O > I = P$	--	$P < 0,05$ (38%)

2.2- Esta intensidade varia entre as estações de Verão e Inverno, considerando também os factores proximidade de praias arenosas turísticas, altura e amplitude da maré, e utilidade dos dias?

Os resultados da análise da **questão 2.2A** (tabela 2.4) são apresentados na figura 2.4 e nas tabelas 2.12 a 2.14, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (V- Verão; I- Inverno; MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis; TU- proximidade de praias arenosas turísticas; +TU=maior TU; -TU=menor TU):

- em todas as variáveis analisadas foram detectadas diferenças significativas entre V e I, embora a interacção significativa com outros factores tenha sido frequente;

- o padrão sazonal mais frequente foi $V > I$, embora a ausência de diferenças sazonais tenha ocorrido em algumas interacções significativas com outros factores (apanha de percebe, de lapas e burriés, e de ouriço-do-mar, e total de marisqueio), e o padrão inverso ($V < I$) tenha sido registado na apanha de ouriço-do-mar exercida em marés vivas;

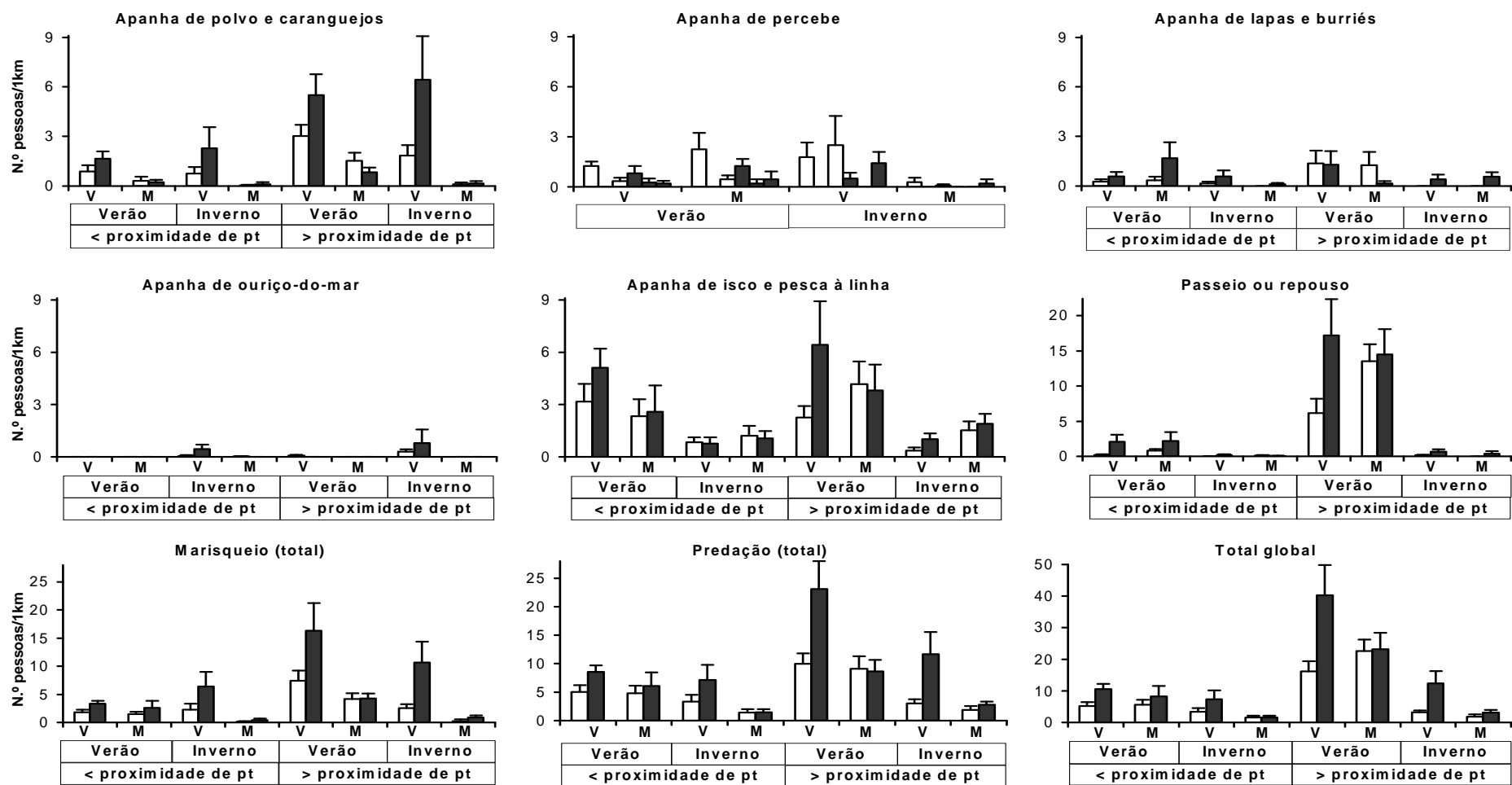


Figura 2.4- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar, no Verão de 1995 e no Inverno de 1995/6, segundo o delineamento da questão 2.2A (tabela 2.4): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; V=marés vivas; M=marés mortas; pt=praias arenosas/turísticas; praias com < proximidade de pt são Cabo de Sines, Vale Marim, Nascédios e Cabo Sardão; praias com > proximidade de pt são Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, e Almogrove; 8 réplicas (4 praias x 2 datas por estação do ano); no caso da apanha de percebe, as praias são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão, e o número de réplicas é 6 (3 locais por praia x 2 datas por estação do ano). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.12- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar, no Verão de 1995 e no Inverno de 1995/6, segundo o delineamento da questão 2.2A (tabela 2.4): pt=praias arenosas turísticas; * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$; ns, $P\geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Estação do ano= ea	1	0,848	7,26*	1,161		43,00		12,80		55,54		9,62		909,18	19,36**	46,43		ea x pr(tu)
Amplitude da maré= vm	1	8,975		0,034	0,72 ^{ns}	45,36		0,02		0,48		25,18		642,46		6,54		vm x pr(tu)
Utilidade dos dias= ut	1	0,817	6,59*	0,242		2,60	0,53 ^{ns}	0,95		2,85		8,84		478,44		5,49		ut x pr(tu)
Proximidade de pt= tu	1	3,766		0,052		0,81	0,17 ^{ns}	0,50	0,31 ^{ns}	27,33		13,44		520,77		19,32		pr(tu)
Praia(Prox. pt)= pr(tu)	6	0,614	5,00***	0,466	3,21**	4,74	0,97 ^{ns}	1,60		0,28	0,72 ^{ns}	1,31	1,82 ^{ns}	53,24	1,26 ^{ns}	1,14	1,84 ^{ns}	Residual
ea x vm	1	0,110	0,94 ^{ns}	0,004	0,04 ^{ns}	28,59	8,21*	1,81	5,33 ^{ns}	1,32	4,63 ^{ns}	1,48	3,91 ^{ns}	0,12	4x10 ^{-3ns}	2,03	3,39 ^{ns}	ea x vm x pr(tu)
ea x ut	1	0,154	2,54 ^{ns}	0,106	2,94 ^{ns}	0,05	0,01 ^{ns}	0,33	2,07 ^{ns}	0,91	2,39 ^{ns}	0,17	0,72 ^{ns}	7,76	0,32 ^{ns}	0,06	0,23 ^{ns}	ea x ut x pr(tu)
ea x tu	1	0,320	2,74 ^{ns}	0,033	0,20 ^{ns}	0,24	0,04 ^{ns}	0,10	0,14 ^{ns}	21,70	205,38***	4,96	8,87*	206,73	4,40 ^{ns}	5,42	14,65**	ea x pr(tu)
ea x pr(tu)	6	0,117	0,95 ^{ns}	0,165	1,13 ^{ns}	5,40	1,10 ^{ns}	0,74	2,47*	0,11	0,27 ^{ns}	0,56	0,78 ^{ns}	46,96	1,11 ^{ns}	0,37	0,60 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	1,288	6,23 ^{ns}	0,007	0,06 ^{ns}	0,16	0,04 ^{ns}	1,16	14,93**	1,75	26,81**	4,78	12,51*	371,70	25,71**	3,49	19,42**	vm x ut x pr(tu)
vm x tu	1	1,113	8,92*	0,052	1,09 ^{ns}	4,46	1,58 ^{ns}	0,89	1,97 ^{ns}	0,01	0,09 ^{ns}	3,16	8,82*	114,49	6,62*	0,02	0,04 ^{ns}	vm x pr(tu)
vm x pr(tu)	6	0,125	1,01 ^{ns}	0,048	0,33 ^{ns}	2,82	0,58 ^{ns}	0,45	1,50 ^{ns}	0,15	0,39 ^{ns}	0,36	0,50 ^{ns}	17,29	0,41 ^{ns}	0,51	0,82 ^{ns}	Residual
ut x tu	1	0,026	0,21 ^{ns}	0,226	4,74 ^{ns}	12,75	2,59 ^{ns}	0,22	0,42 ^{ns}	0,09	0,22 ^{ns}	0,88	2,94 ^{ns}	93,43	7,98*	0,54	0,92 ^{ns}	ut x pr(tu)
ut x pr(tu)	6	0,124	1,01 ^{ns}	0,048	0,33 ^{ns}	4,92	1,00 ^{ns}	0,53	1,76 ^{ns}	0,42	1,07 ^{ns}	0,30	0,41 ^{ns}	11,71	0,28 ^{ns}	0,59	0,95 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut	1	0,002	0,02 ^{ns}	4x10 ⁻⁴	0,01 ^{ns}	0,97	0,38 ^{ns}	0,89	7,51*	1,15	15,44**	0,15	0,39 ^{ns}	9,20	0,38 ^{ns}	0,47	3,63 ^{ns}	ea x vm x ut x pr(tu)
ea x vm x tu	1	0,049	0,42 ^{ns}	0,459	4,32 ^{ns}	0,52	0,15 ^{ns}	0,09	0,27 ^{ns}	0,38	1,35 ^{ns}	0,69	1,81 ^{ns}	51,14	1,87 ^{ns}	0,16	0,27 ^{ns}	ea x vm x pr(tu)
ea x vm x pr(tu)	6	0,116	0,95 ^{ns}	0,106	0,73 ^{ns}	3,48	0,71 ^{ns}	0,34	1,14 ^{ns}	0,28	0,73 ^{ns}	0,38	0,53 ^{ns}	27,34	0,65 ^{ns}	0,60	0,97 ^{ns}	Residual
ea x ut x tu	1	0,085	1,39 ^{ns}	0,505	14,04**	4,76	1,23 ^{ns}	0,02	0,12 ^{ns}	0,03	0,09 ^{ns}	0,01	0,04 ^{ns}	2,81	0,12 ^{ns}	0,33	1,29 ^{ns}	ea x ut x pr(tu)
ea x ut x pr(tu)	6	0,061	0,49 ^{ns}	0,036	0,25 ^{ns}	3,89	0,79 ^{ns}	0,16	0,53 ^{ns}	0,38	0,98 ^{ns}	0,23	0,32 ^{ns}	23,95	0,57 ^{ns}	0,26	0,42 ^{ns}	Residual
vm x ut x tu	1	0,168	0,81 ^{ns}	0,055	0,55 ^{ns}	22,85	6,32 ^{ns}	0,16	2,10 ^{ns}	0,26	4,02 ^{ns}	0,91	2,38 ^{ns}	117,79	8,15*	0,10	0,57 ^{ns}	vm x ut x pr(tu)
vm x ut x pr(tu)	6	0,207	1,68 ^{ns}	0,101	0,69 ^{ns}	3,62	0,74 ^{ns}	0,08	0,26 ^{ns}	0,07	0,17 ^{ns}	0,38	0,53 ^{ns}	14,46	0,34 ^{ns}	0,18	0,29 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut x tu	1	0,005	0,05 ^{ns}	0,247	3,35 ^{ns}	11,51	4,47 ^{ns}	0,04	0,33 ^{ns}	0,28	3,71 ^{ns}	0,10	0,24 ^{ns}	27,85	1,14 ^{ns}	0,01	0,08 ^{ns}	ea x vm x ut x pr(tu)
ea x vm x ut x pr(tu)	6	0,114	0,93 ^{ns}	0,074	0,51 ^{ns}	2,58	0,53 ^{ns}	0,12	0,40 ^{ns}	0,07	0,19 ^{ns}	0,39	0,55 ^{ns}	24,47	0,58 ^{ns}	0,13	0,21 ^{ns}	Residual
Residual	64	0,122		0,145		4,91		0,30		0,39		0,72		42,34		0,62		
Total	127																	

C (teste de Cochran)	0,15 ^{ns}	0,17 ^{ns}	0,17 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,16 ^{ns}	0,12 ^{ns}	0,14 ^{ns}	0,08 ^{ns}
Transformação	ln(x+2)	$\sqrt{(x+1)}$	ln(x+0,0002)	$\sqrt{(x+1)}$	ln(x+1)	$\sqrt{(x+1)}$	nenhuma	ln(x+1)

Tabela 2.13- Análise de variância do número de pessoas em actividade de apanha de percebe no litoral rochoso alentejano, em baixa-mar, no Verão de 1995 e no Inverno de 1995/6, segundo o delineamento da questão 2.2A (tabela 2.4), alterado por exclusão do factor proximidade de praias arenosas turísticas, alteração do factor praia (ortogonal, fixo e com três níveis – Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão), e inclusão do factor local (aleatório, aninhado em praia e com três níveis): * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Estação do ano= ea	1	0,35		
Amplitude da maré= vm	1	0,66		
Utilidade dos dias= ut	1	0,25	2,05 ^{ns}	ut x lo(pr)
Praia= pr	2	2,67		
Local(Praia)= lo(pr)	6	0,27	1,02 ^{ns}	Residual
ea x vm	1	1,73	8,38*	ea x vm x lo(pr)
ea x ut	1	0,02	0,18 ^{ns}	ea x ut x lo(pr)
ea x pr	2	1,02	7,25*	ea x lo(pr)
ea x lo(pr)	6	0,14	0,54 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	0,06	0,86 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x pr	2	0,23	2,27 ^{ns}	vm x lo(pr)
vm x lo(pr)	6	0,10	0,38 ^{ns}	Residual
ut x pr	2	0,38	3,18 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	6	0,12	0,46 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut	1	0,04	0,25 ^{ns}	ea x vm x ut x lo(pr)
ea x vm x pr	2	0,45	2,17 ^{ns}	ea x vm x lo(pr)
ea x vm x lo(pr)	6	0,21	0,79 ^{ns}	Residual
ea x ut x pr	2	0,03	0,40 ^{ns}	ea x ut x lo(pr)
ea x ut x lo(pr)	6	0,08	0,33 ^{ns}	Residual
vm x ut x pr	2	0,02	0,34 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x ut x lo(pr)	6	0,07	0,26 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut x pr	2	0,01	0,05 ^{ns}	ea x vm x ut x lo(pr)
ea x vm x ut x lo(pr)	6	0,17	0,65 ^{ns}	Residual
Residual	72	0,26		
Total	143			

C (teste de Cochran)	0,15 ^{ns}
Transformação	ln(x+2)

- em todas as variáveis analisadas, exceptuando a apanha de lapas e burriés, foram detectadas diferenças significativas entre MV e MM, embora a interacção significativa com outros factores fixos tenha sido frequente;

- no respeitante à amplitude de maré, o padrão mais frequente foi MV>MM, embora o padrão MV=MM tenha sido registado na maior parte das interacções significativas com outros factores, designadamente em dias úteis e no total global e de actividades de predação, e o padrão MM>MV tenha ocorrido no passeio ou repouso, em dias não úteis de Verão;

- na maioria das variáveis analisadas, com excepção da apanha de percebe e de ouriço-do-mar, foram detectadas diferenças significativas entre U e N, embora a interacção significativa com outros factores fixos tenha sido frequente;

- no respeitante à utilidade dos dias, o padrão mais frequente foi U<N, embora a ausência de diferenças significativas tenha sido registada na maior parte das interacções significativas com outros factores, designadamente em marés mortas e no total global e de actividades de marisqueio, e o padrão U>N tenha ocorrido na apanha de lapas e

burriés (no Verão e nas praias com maior proximidade de praias arenosas turísticas), e no total de actividades de predação (em marés mortas);

Tabela 2.14- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas nas tabelas 2.12 e 2.13- questão 2.2A (delineamento apresentado na tabela 2.4): ea=estação do ano (V- Verão95; I- Inverno95/6); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); tu=proximidade de pt (pt=praias arenosas turísticas; -tu=menor proximidade de pt; +tu=maior proximidade de pt); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão); rest.=restantes; --, não se aplica.

	Estação do ano	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Proximidade de pt	Praia(tu)
Apanha de polvo e caranguejos	V>I	vm(tu): V>M	U<N	tu(vm): V- -tu<+tu M- -tu=+tu	P<0,05 (100%)
Apanha de lapas e burriés	ea(ut x tu): -tu, U- V=I -tu, N- V>I +tu, U- V>I +tu, N- V=I	--	ut(ea x tu): -tu, V- U<N -tu, I- U=N +tu, V- U>N +tu, I- U<N	tu(ea x tu): U, V- -tu<+tu rest.- -tu=+tu	P>0,05 (-tu) P<0,05 (+tu)
Apanha de ouriço-do-mar	ea(vm): V- V<I M- V=I	vm(ea): V- V=M I- V>M	--	--	--
Apanha de isco e pesca à linha	ea(vm x ut): V>I	vm(ea x ut): V, N- V>M rest.- V=M	ut(ea x vm): V, V- U<N rest.- U=N	--	pr(ea x tu): P<0,05 (V) P>0,05 (I)
Passeio ou repouso	ea(vm x ut): V>I	vm(ea x ut): V, U- V<M rest.- V=M	ut(ea x vm): V, V- U<N rest.- U=N	tu(ea): V- -tu<+tu I- -tu=+tu	--
Marisqueio (total)	ea(tu): -tu- V=I +tu- V>I	vm(tu): V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	tu(vm): V- -tu<+tu M- -tu=+tu	--
Predação (total)	V>I	vm(ut x tu): U- V=M N- V>M	ut(vm x tu): V- U<N M- U>N	tu(vm x tu): N, V- -tu<+tu rest.- -tu=+tu	--
Total global	ea(tu): V>I	vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	tu(ea): V- -tu<+tu I- -tu=+tu	--

	Estação do ano	Amplitude de maré	Utilidade dos dias	Praia	Local(pr)
Apanha de percebe	ea(pr): CSI- V>I ALM,CSA- V=I ea(vm): V- V=I M- V>I	vm(ea): V- V=M I- V>M	--	pr(ea): V- CSI>ALM=CSA I- CSI=CSA>ALM	--

- na maioria das variáveis analisadas, com excepção da apanha de ouriço-do-mar e da apanha de isco e pesca à linha, o factor proximidade de praias arenosas turísticas (TU) apresentou interacções significativas com outros factores fixos;

- nos casos em que, nessas interacções, o factor TU foi significativo, o padrão registado foi -TU<+TU, designadamente em marés vivas, na apanha de polvo e caranguejos e no marisqueio total, ou no Verão, no passeio ou repouso e no total global;

- a variabilidade à escala da praia foi pouco frequente quando este factor foi considerado aninhado em TU, mas significativa no caso da apanha de percebe (factor praia ortogonal e fixo), na qual as praias CSI e CSA tiveram valores médios mais elevados, e onde a variabilidade à escala do local não foi significativa.

Em complemento ao estudo da questão 2.2A, foram analisadas as diferenças entre as estações do ano, as praias de amostragem e as condições de amplitude da maré, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=5, obtidos a partir da escolha aleatória de dias úteis e não úteis) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado).

Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada por grupo de praias amostradas em conjunto (grupo norte- CSI, VMA, ACO, BPC e CAQ; grupo sul- NAS, ALM e CSA) e nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (V- Verão; I- Inverno; MV- marés vivas; MM- marés mortas; pnd- padrão geral não definido):

- no respeitante à agitação marítima, os factores analisados não foram significativos no grupo sul de praias, tendo sucedido o contrário no grupo norte (estação do ano- $P < 0,001$, $V < I$; praia- $P < 0,01$, $CSI > VMA = ACO$, pnd; amplitude da maré- $MV > MM$);

- no caso da turbidez da água do mar, o factor praia não foi significativo e observou-se uma interacção significativa entre os factores estação do ano e amplitude da maré (grupo norte- $P < 0,001$, MV- $V = I$, MM- $V < I$, V- $MV > MM$, I- $MV = MM$; grupo sul- $P < 0,05$, MV- $V = I$, MM- $V < I$, V- $MV = MM$, I- $MV < MM$);

- nas restantes variáveis, o factor praia não foi significativo, tendo-se verificado, no caso da intensidade do vento, uma interacção significativa entre os factores estação do ano e amplitude da maré no grupo norte ($P < 0,001$, MV- $V < I$, MM- $V = I$, V- $MV < MM$, I- $MV > MM$) e o padrão significativo ($P < 0,001$) Verão < Inverno no grupo sul;

- no que diz respeito à nebulosidade, observou-se o padrão significativo ($P < 0,001$) Verão < Inverno nos dois grupos de praias e, no grupo sul, o factor amplitude da maré foi também significativo ($P < 0,05$), registando-se que $MV > MM$.

Os resultados da análise da **questão 2.2B** (tabela 2.4) são apresentados na figura 2.5 e nas tabelas 2.15 e 2.16, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (V- Verão; I- Inverno; U- dias úteis; N- dias não úteis):

- em todas as variáveis analisadas foram detectadas diferenças significativas entre V e I, embora a interacção significativa com outros factores tenha sido frequente;

- o padrão sazonal mais frequente foi $V > I$, embora a ausência de diferenças sazonais tenha ocorrido em algumas interacções significativas com outros factores, como no caso da pesca à linha e da pesca submarina;

- os factores altura da maré e proximidade de praias arenosas turísticas não foram significativos nas três variáveis analisadas;

- somente na pesca submarina o factor utilidade dos dias foi significativo, onde interagiu de forma significativa com os restantes factores fixos, registando-se o padrão

U=N no Inverno e os restantes padrões no Verão, consoante a praia amostrada (U<N em VMA e U>N em CSI, ACO e BPC);

- a variabilidade à escala da praia não foi significativa nas actividades de passeio ou repouso e, nas restantes variáveis, interagiu significativamente com outros factores fixos, designadamente com a estação do ano, tendo-se verificado diferenças significativas somente no Verão.

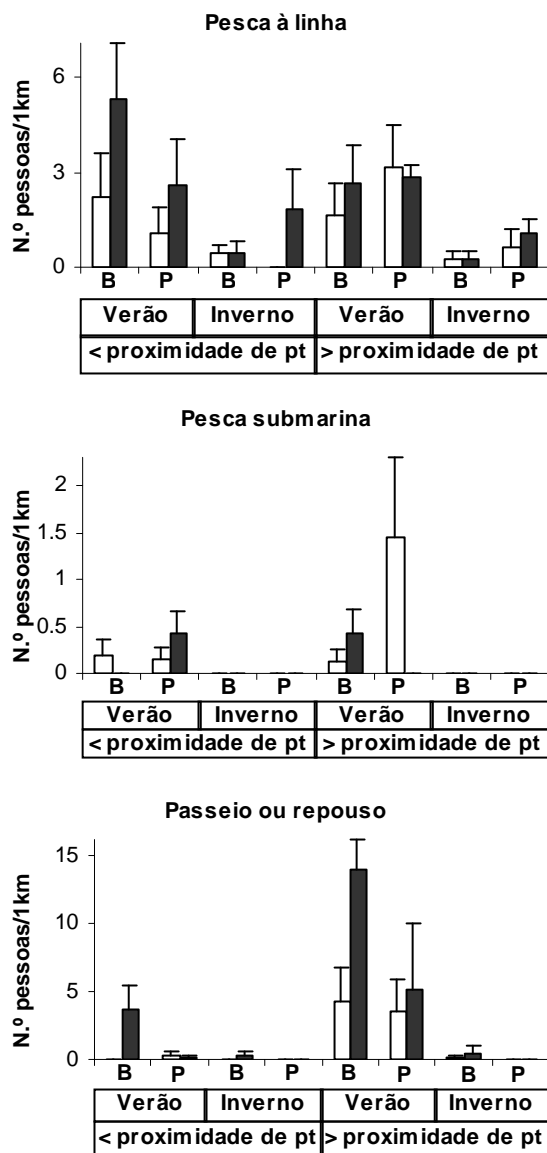


Figura 2.5- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em marés vivas, no Verão de 1995 e no Inverno de 1995/6, segundo o delineamento da questão 2.2B (tabela 2.4): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; B=baixa-mar; P=preia-mar; pt=praias arenosas turísticas; praias com < proximidade de pt são Cabo de Sines e Vale Marim; praias com > proximidade de pt são Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Burrinho/Porto Covo; 4 réplicas (2 praias x 2 datas por estação do ano). Os eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.15- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em marés vivas, no Verão de 1995 e no Inverno de 1995/6, segundo o delineamento da questão 2.2B (tabela 2.4): pt=praias arenosas turísticas; * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Pesca à linha		Pesca submarina		Passeio ou repouso		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	
Estação do ano= ea	1	68,81		26,81		79,66	29,17*	ea x pr(tu)
Altura da maré= bp	1	8×10^{-4}	$5,3 \times 10^{-4}$ ns	0,80	0,46ns	20,29	3,47ns	bp x pr(tu)
Utilidade dos dias= ut	1	14,80	4,39ns	0,53		11,28	9,14ns	ut x pr(tu)
Proximidade de pt= tu	1	0,51	0,02ns	0,75	2,02ns	19,74	8,20ns	pr(tu)
Praia(Prox. pt)= pr(tu)	2	28,76		0,37		2,41	1,17ns	Residual
ea x bp	1	4,81	3,06ns	0,80	0,46ns	4,15	0,83ns	ea x bp x pr(tu)
ea x ut	1	2,21	0,79ns	0,53	0,07ns	4,78	2,77ns	ea x ut x pr(tu)
ea x tu	1	0,03	$2,2 \times 10^{-3}$ ns	0,75	2,02ns	13,36	4,89ns	ea x pr(tu)
ea x pr(tu)	2	11,42	5,28*	0,37	0,21ns	2,73	1,33ns	Residual
bp x ut	1	0,07	0,04ns	0,81	0,22ns	18,02	3,90ns	bp x ut x pr(tu)
bp x tu	1	8,45	5,64ns	1,61	0,94ns	2,41	0,41ns	bp x pr(tu)
bp x pr(tu)	2	1,50	0,69ns	1,72	0,96ns	5,84	2,84ns	Residual
ut x tu	1	6,91	2,05ns	0,74	0,10ns	0,73	0,59ns	ut x pr(tu)
ut x pr(tu)	2	3,37	1,56ns	7,28	4,06*	1,23	0,60ns	Residual
ea x bp x ut	1	6,79	2,88ns	0,81	0,22ns	9,44	18,39ns	ea x bp x ut x pr(tu)
ea x bp x tu	1	7,16	4,55ns	1,61	0,94ns	0,58	0,12ns	ea x bp x pr(tu)
ea x bp x pr(tu)	2	1,57	0,73ns	1,72	0,96ns	4,97	2,42ns	Residual
ea x ut x tu	1	1,51	0,54ns	0,74	0,10ns	0,12	0,07ns	ea x ut x pr(tu)
ea x ut x pr(tu)	2	2,80	1,30ns	7,28	4,06*	1,73	0,84ns	Residual
bp x ut x tu	1	0,32	0,19ns	10,14	2,75ns	2,08	0,45ns	bp x ut x pr(tu)
bp x ut x pr(tu)	2	1,67	0,77ns	3,69	2,05ns	4,62	2,25ns	Residual
ea x bp x ut x tu	1	0,61	0,26ns	10,14	2,75ns	0,87	1,70ns	ea x bp x ut x pr(tu)
ea x bp x ut x pr(tu)	2	2,36	1,09ns	3,69	2,05ns	0,51	0,25ns	Residual
Residual	32	2,16		1,79		2,05		
Total	63							

C (teste de Cochran)	0,15ns	0,29ns	0,29ns
Transformação	nenhuma	$\ln(x+0,01)$	$\ln(x+0,04)$

Tabela 2.16- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.15- questão 2.2B (delineamento apresentado na tabela 2.4): ea=estação do ano (V- Verão95; I- Inverno95/6); bp=altura da maré (B- baixa-mar; P- preia-mar); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); tu=proximidade de pt (pt= praias arenosas turísticas; -tu=menor proximidade de pt; +tu=maior proximidade de pt); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo); --, não se aplica.

	Estação do ano	Altura da maré	Utilidade dos dias	Proximidade de pt	Praia(tu)
Pesca à linha	ea(tu x pr): -tu, CSI- V>I -tu, VMA- V=I +tu, ACO- V=I +tu, BPC- V>I	--	--	--	pr(ea x tu): V- $P < 0,05$ I- $P > 0,05$
Pesca submarina	ea(ut x tu x pr): U, CSI,BPC- V>I U, VMA,ACO- V=I N, CSI,BPC- V=I N, VMA,ACO- V>I	--	ut(ea x tu x pr): V, CSI,ACO,BPC- U>N V, VMA- U<N I- U=N	--	pr(ea x ut x tu): V, U, -tu- $P < 0,05$ V, U, +tu- $P > 0,05$ V, N- $P < 0,05$ I- $P > 0,05$
Passeio ou repouso	V>I	--	--	--	--

Em complemento ao estudo da questão 2.2B, foram analisadas as diferenças entre as condições de baixa-mar e preia-mar, e entre as estações do ano e as praias consideradas, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=5, obtidos a partir da escolha aleatória de dias úteis e não úteis, em períodos de marés vivas) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local,

este factor não foi considerado). Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (V- Verão; I- Inverno; BM- baixa-mar; PM- preia-mar):

- no caso da nebulosidade, o factor altura da maré interagiu de modo significativo ($P < 0,001$) com o factor estação do ano (V- BM=PM; I- BM<PM; V<I), não tendo sido registadas diferenças significativas entre as condições de baixa-mar e preia-mar nas restantes variáveis;

- em todas as variáveis, o factor estação do ano foi significativo ($P < 0,001$, ou $P < 0,05$ no caso da turbidez da água do mar), verificando-se o padrão Verão<Inverno;

- o factor praia foi significativo ($P < 0,01$) apenas no caso da agitação marítima e, embora tenha sido observado que CSI>VMA=ACO, não foi verificado algum padrão geral.

Os resultados da análise da **questão 2.2C** (tabela 2.4) são apresentados na figura 2.6 e nas tabelas 2.17 e 2.18, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis; TU- proximidade de praias arenosas turísticas; +TU=maior TU; -TU=menor TU):

- em todas as variáveis analisadas, exceptuando a apanha de percebe, foram detectadas diferenças significativas entre MV e MM, embora a interacção significativa com outros factores tenha sido frequente;

- no respeitante à amplitude da maré, o padrão mais frequente foi MV>MM, embora o padrão MV=MM tenha sido registado nas actividades de passeio ou repouso e na maior parte das interacções significativas com outros factores, designadamente em dias úteis, e o padrão MM>MV tenha ocorrido nas actividades de apanha de isco e pesca à linha (apenas em ACO) e de predação (apenas em CSI e em dias úteis);

- na maioria das variáveis analisadas, a interacção entre os factores utilidade dos dias e amplitude da maré foi significativa, exceptuando a apanha de percebe e de mexilhão, onde não foram registadas diferenças significativas;

- o padrão revelado por essa interacção foi sempre MV- U<N e MM-U=N;

- na maioria das variáveis analisadas, com excepção da apanha de lapas e burriés e da apanha de isco e pesca à linha, o factor proximidade de praias arenosas turísticas (TU) foi significativo ou apresentou uma interacção significativa com o factor amplitude da maré;

- nos casos em que o factor TU foi significativo, o padrão registado foi -TU<+TU e, quando interagiu significativamente com o factor amplitude da maré, o mesmo padrão foi verificado em marés vivas (apanha de polvo e caranguejos, onde não foram observadas diferenças significativas em marés mortas) ou em qualquer amplitude amostrada (total de marisqueio e de predação);

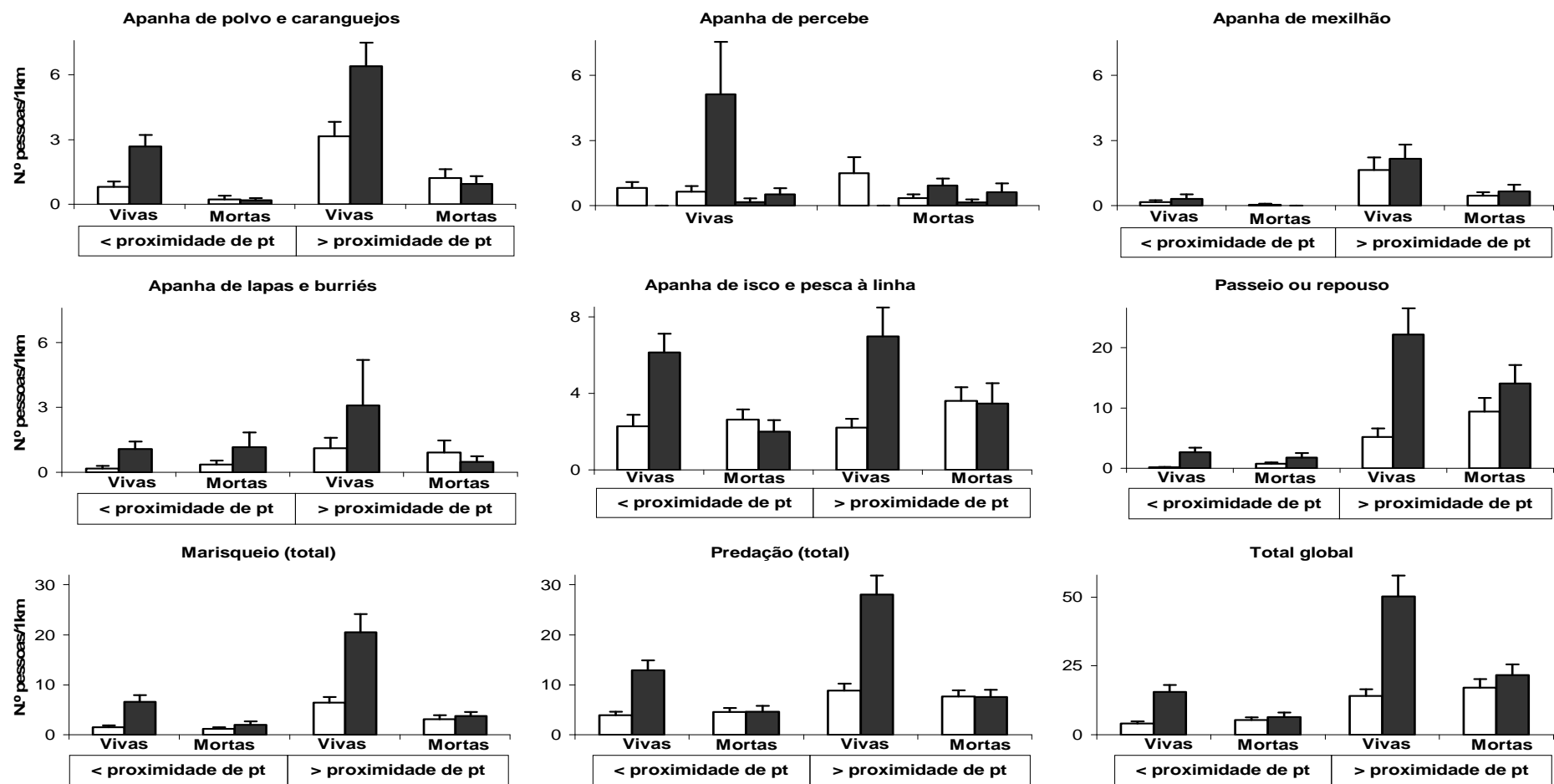


Figura 2.6- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e no Verão de 1995, segundo o delineamento da questão 2.2C (tabela 2.4): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; Vivas=marés vivas; Mortas=marés mortas; pt=praias arenosas turísticas; praias com < proximidade de pt são Cabo de Sines, Vale Marim, Nascedios e Cabo Sardão; praias com > proximidade de pt são Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, e Almogrove; 36 réplicas (4 praias x 3 locais por praia x 3 datas por estação do ano); no caso da apanha de percebe, as praias são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão, e o número de réplicas é 9 (3 locais por praia x 3 datas por estação do ano). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.17- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e no Verão de 1995, segundo o delineamento da questão 2.2C (tabela 2.4), modificado, no caso da apanha de percebe, por exclusão do factor proximidade de praias arenosas turísticas e alteração dos factores praia (ortogonal, fixo e com três níveis) e local (aleatório e aninhado em praia): pt=praias arenosas turísticas; * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$; ns, $P\geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de mexilhão		Apanha de lapas e burriés		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Amplitude da maré= vm	1	30,41		1,049	6,63*	1,501		7,162		0,19		72,34		66,76		47,78		vm x pr(tu)
Utilidade dos dias= ut	1	4,83		0,074	0,98 ^{ns}	1,705		8,831		52,48		38,89		51,70		120,81		ut x pr(tu)
Proximidade de pt= tu	1	14,02		2,458	6,30*	0,579	0,19 ^{ns}	1,666	0,27 ^{ns}	202,07	40,00***	52,17		55,41		259,94		pr(tu)
Praia(Prox. pt)= pr(tu)	6	2,33		0,390	1,40 ^{ns}	3,032	3,44*	6,165		5,05	0,49 ^{ns}	5,05	0,74 ^{ns}	8,20		13,53	0,85 ^{ns}	lo(tu x pr)
Local(Prox. pt x Praia)=lo(tu x pr)	16	2,23	8,38***	0,280	3,29***	0,880	1,01 ^{ns}	1,852	2,83***	10,32	5,98***	6,80	6,87***	6,70	4,58***	15,90	5,94***	Residual
vm x ut	1	6,21	8,58***	0,041	1,82 ^{ns}	1,825	6,52*	20,039	21,37**	18,47	9,70*	25,01	17,43**	64,11	40,16***	89,68	32,69**	vm x ut x pr(tu)
vm x tu	1	2,81	7,17*	0,377	2,38 ^{ns}	0,232	0,28 ^{ns}	0,879	0,49 ^{ns}	0,15	0,23 ^{ns}	14,04	19,25**	8,02	10,98*	3,45	3,91 ^{ns}	vm x pr(tu)
vm x pr(tu)	6	0,39	1,05 ^{ns}	0,158	1,42 ^{ns}	0,834	2,44 ^{ns}	1,802	2,87*	0,67	0,67 ^{ns}	0,73	0,96 ^{ns}	0,73	0,60 ^{ns}	0,88	0,88 ^{ns}	vm x lo(tu x pr)
vm x lo(tu x pr)	16	0,37	1,41 ^{ns}	0,111	1,31 ^{ns}	0,341	0,39 ^{ns}	0,628	0,96 ^{ns}	1,01	0,58 ^{ns}	0,76	0,76 ^{ns}	1,21	0,83 ^{ns}	1,01	0,38 ^{ns}	Residual
ut x tu	1	0,02	0,04 ^{ns}	0,049	0,64 ^{ns}	2,291	2,02 ^{ns}	0,118	0,11 ^{ns}	14,90	4,72 ^{ns}	2,61	1,49 ^{ns}	2,84	1,53 ^{ns}	14,70	2,95 ^{ns}	ut x pr(tu)
ut x pr(tu)	6	0,44	1,32 ^{ns}	0,076	1,16 ^{ns}	1,134	2,44 ^{ns}	1,072	2,47 ^{ns}	3,16	1,29 ^{ns}	1,76	2,28 ^{ns}	1,86	2,49 ^{ns}	4,98	2,35 ^{ns}	ut x lo(tu x pr)
ut x lo(tu x pr)	16	0,33	1,24 ^{ns}	0,065	0,77 ^{ns}	0,464	0,53 ^{ns}	0,435	0,66 ^{ns}	2,45	1,42 ^{ns}	0,77	0,78 ^{ns}	0,75	0,51 ^{ns}	2,12	0,79 ^{ns}	Residual
vm x ut x tu	1	0,15	0,20 ^{ns}	0,004	0,17 ^{ns}	0,005	0,02 ^{ns}	0,002	2x10 ⁻³ ^{ns}	5,79	3,04 ^{ns}	2,48	1,73 ^{ns}	1,95	1,22 ^{ns}	4,58	1,67 ^{ns}	vm x ut x pr(tu)
vm x ut x pr(tu)	6	0,72	1,86 ^{ns}	0,023	0,30 ^{ns}	0,280	0,30 ^{ns}	0,938	1,76 ^{ns}	1,90	1,88 ^{ns}	1,44	1,56 ^{ns}	1,60	3,18*	2,74	2,45 ^{ns}	vm x ut x lo(tu x pr)
vm x ut x lo(tu x pr)	16	0,39	1,46 ^{ns}	0,076	0,89 ^{ns}	0,922	1,06 ^{ns}	0,532	0,81 ^{ns}	1,01	0,59 ^{ns}	0,92	0,93 ^{ns}	0,50	0,34 ^{ns}	1,12	0,42 ^{ns}	Residual
Residual	192	0,27		0,085		0,872		0,655		1,73		0,99		1,46		2,68		
Total	287																	

C (teste de Cochran)	0,06 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,06 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$	$\ln(x+3)$	$\ln(x+0,4)$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Amplitude da maré= vm	1	0,49	2,31 ^{ns}	vm x lo(pr)
Utilidade dos dias= ut	1	0,54	2,19 ^{ns}	ut x lo(pr)
Praia= pr	2	5,58	3,76*	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	6	0,73	1,63 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	0,35	1,84 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x pr	2	0,22	1,04 ^{ns}	vm x lo(pr)
vm x lo(pr)	6	0,21	0,47 ^{ns}	Residual
ut x pr	2	0,31	1,25 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	6	0,25	0,55 ^{ns}	Residual
vm x ut x pr	2	0,57	3,02 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x ut x lo(pr)	6	0,19	0,42 ^{ns}	Residual
Residual	72	0,45		
Total	107			

C (teste de Cochran)	0,19 ^{ns}
Transformação	$\ln(x+0,7)$

Tabela 2.18- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.17- questão 2.2C (delineamento apresentado na tabela 2.4): vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortos); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); tu=proximidade de pt (pt- praias arenosas turísticas; -tu=menor proximidade de pt; +tu=maior proximidade de pt); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; ALM- Almogrove); pnd= padrão geral não definido; rest.=restantes; --, não se aplica.

	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Proximidade de pt	Praia(tu)	Local(tu x pr)
Apanha de polvo e caranguejos	vm(tu): V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	tu(vm): V- -tu<+tu M- -tu=+tu	--	-tu, P>0,05 +tu, P<0,05 (50%)
Apanha de mexilhão	V>M	--	-tu<+tu	--	-tu, P>0,05 +tu, P<0,05 (50%)
Apanha de lapas e burriés	vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	--	pnd	--
Apanha de isco e pesca à linha	vm(tu x pr): -tu, V>M (25%) +tu, V>M (25%) +tu, V<M (25%) vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	--	pr(vm x tu): M, +tu- P>0,05 rest., P<0,05	--
Passeio ou repouso	vm(ut): V=M	ut(vm): V- U<N M- U=N	-tu<+tu	--	-tu, P>0,05 +tu, P<0,05
Marisqueio (total)	vm(tu): V>M vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	tu(vm): -tu<+tu	--	-tu, P<0,05 (25%) +tu, P<0,05 (75%)
Predação (total)	vm(ut x tu x pr): U, -tu- V<M (25%) U, -tu- V=M (75%) U, +tu- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	tu(vm): -tu<+tu	pr(vm x ut x tu): V, U- P<0,05 (50%) V, N- P<0,05 M, U- P<0,05 M, N- P<0,05 (50%)	-tu, P<0,05 (25%) +tu, P<0,05 (75%)
Total global	vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N	-tu<+tu	--	-tu, P<0,05 (25%) +tu, P<0,05

	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Praia	Local(pr)
Apanha de percebe	--	--	CSI>ALM, pnd	--

- a variabilidade à escala da praia foi pouco frequente quando este factor foi considerado aninhado em TU, mas significativa no caso da apanha de percebe (factor praia ortogonal e fixo), na qual CSI>ALM, apesar de não ter sido verificado algum padrão geral;

- observaram-se diferenças significativas entre locais na maior parte das variáveis, exceptuando a apanha de percebe, de lapas e burriés, e de isco e pesca à linha.

Em complemento ao estudo da questão 2.2C, foram analisadas as diferenças entre as praias de amostragem e as condições de amplitude da maré, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=6, obtidos a partir da escolha aleatória de dias úteis e não úteis) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado). Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada por grupo de

praias amostradas em conjunto (grupo norte- CSI, VMA, ACO, BPC e CAQ; grupo sul- NAS, ALM e CSA) e nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (MV- marés vivas; MM- marés mortas; pnd- padrão geral não definido):

- no respeitante à agitação marítima e à turbidez da água do mar, os factores analisados não foram significativos no grupo sul de praias, e o factor amplitude de maré foi significativo ($P<0,05$ e $P<0,001$, respectivamente) no grupo norte, onde o respectivo padrão foi $MV>MM$;

- nas restantes variáveis, o factor praia não foi significativo, tendo-se verificado, no caso da intensidade do vento, diferenças significativas ($P<0,05$) entre condições de amplitude da maré nos dois grupos de praias, onde o respectivo padrão foi $MV<MM$.

Os resultados da análise da **questão 2.2D** (tabela 2.4) são apresentados na figura 2.7 e nas tabelas 2.19 e 2.20, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (BM- baixa-mar; PM- preia-mar; MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis; TU- proximidade de praias arenosas turísticas; +TU=maior TU; -TU=menor TU):

- em todas as variáveis analisadas foram detectadas diferenças significativas entre as condições de altura da maré amostradas, embora a interacção significativa com outros factores fixos tenha sido frequente;

- quando significativo, o padrão relativo à altura da maré foi sempre $BM>PM$, verificado na pesca submarina e frequente nas actividades de passeio ou repouso, embora o padrão $BM=PM$ também tenha ocorrido nas interacções significativas, com maior frequência nas actividades de pesca à linha

- em todas as variáveis analisadas, foram detectadas diferenças significativas entre MV e MM, embora a interacção significativa com outros factores fixos tenha sido frequente;

- no referente à amplitude da maré, o padrão significativo mais frequente foi $MV>MM$ (observado apenas em baixa-mar de dias não úteis, tanto na pesca à linha, como nas actividades de passeio ou repouso), embora o padrão contrário tenha sido observado na pesca submarina, e a ausência de diferenças significativas tenha sido frequentemente registada nas interacções significativas com outros factores;

- o factor utilidade dos dias não foi significativo na pesca submarina e, nas restantes variáveis analisadas, interagiu significativamente com os factores altura e amplitude da maré;

- nessa interacção, o padrão mais frequente foi $U<N$ na pesca à linha e $U=N$ nas actividades de passeio ou repouso;

- o factor proximidade de praias arenosas turísticas (TU) foi significativo no caso das actividades de passeio ou repouso, nas quais se registou o padrão $-TU<+TU$;

- a variabilidade à escala da praia foi significativa em todas as variáveis.

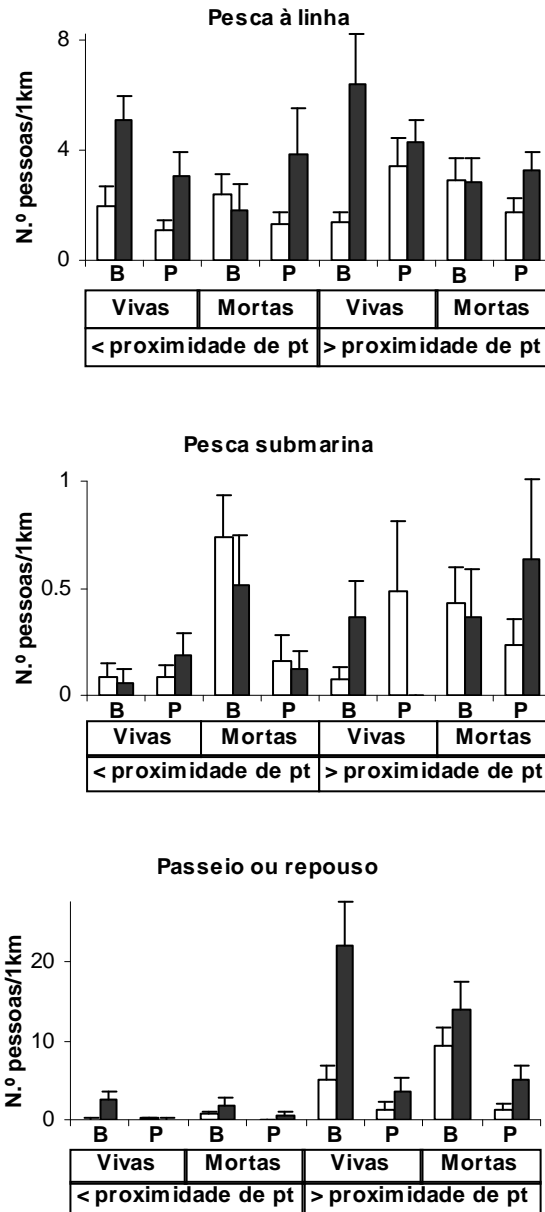


Figura 2.7- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no Verão de 1995, segundo o delineamento da questão 2.2D (tabela 2.4): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; B=baixa-mar; P=preia-mar; Vivas=marés vivas; Mortas=marés mortas; pt=praias arenosas turísticas; praias com < proximidade de pt são Cabo de Sines, Vale Marim, Nascedios e Cabo Sardão; praias com > proximidade de pt são Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado e Almogrove; 12 réplicas (4 praias x 3 datas por estação do ano).

Tabela 2.19- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em marés vivas e no Verão de 1995, segundo o delineamento da questão 2.2D (tabela 2.4): pt=praias arenosas turísticas; * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$; ns, $P\geq 0,05$; a-valor inferior a 0,00005; b- valor inferior a 0,005.

Origem da variação	GL	Pesca à linha		Pesca submarina		Passeio ou repouso		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	
Altura da maré= bp	1	0,18		0,31	6,58*	7,36		bp x pr(tu)
Amplitude da maré= vm	1	1,65		1,09	12,39*	0,03		vm x pr(tu)
Utilidade dos dias= ut	1	8,18		0,02	0,13 ^{ns}	3,27		ut x pr(tu)
Proximidade de pt= tu	1	1,86	0,51 ^{ns}	0,03	0,05 ^{ns}	12,62		pr(tu)
Praia(Prox. pt)= pr(tu)	6	3,67	11,23***	0,52	4,68***	0,42	3,12**	Residual
bp x vm	1	0,24	0,39 ^{ns}	0,35	2,65 ^{ns}	0,05	0,57 ^{ns}	bp x vm x pr(tu)
bp x ut	1	0,03	0,10 ^{ns}	0,01	0,11 ^{ns}	0,61	12,41*	bp x ut x pr(tu)
bp x tu	1	0,26	0,73 ^{ns}	0,13	2,72 ^{ns}	3,14	19,35**	bp x pr(tu)
bp x pr(tu)	6	0,35	1,08 ^{ns}	0,05	0,43 ^{ns}	0,16	1,21 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	2,62	17,33**	0,02	0,17 ^{ns}	0,26	5,59 ^{ns}	vm x ut x pr(tu)
vm x tu	1	0,05	0,08 ^{ns}	0,04	0,50 ^{ns}	0,01	0,30 ^{ns}	vm x pr(tu)
vm x pr(tu)	6	0,57	1,73 ^{ns}	0,09	0,78 ^{ns}	0,03	0,24 ^{ns}	Residual
ut x tu	1	0,01	0,02 ^{ns}	0,03	0,21 ^{ns}	1,04	5,34 ^{ns}	ut x pr(tu)
ut x pr(tu)	6	0,53	1,63 ^{ns}	0,13	1,13 ^{ns}	0,20	1,45 ^{ns}	Residual
bp x vm x ut	1	3,76	16,13**	0,43	2,10 ^{ns}	0,87	9,65*	bp x vm x ut x pr(tu)
bp x vm x tu	1	1,27	2,06 ^{ns}	0,48	3,64 ^{ns}	0,02	0,22 ^{ns}	bp x vm x pr(tu)
bp x vm x pr(tu)	6	0,62	1,89 ^{ns}	0,13	1,17 ^{ns}	0,09	0,67 ^{ns}	Residual
bp x ut x tu	1	0,43	1,36 ^{ns}	0,15	2,11 ^{ns}	0,05	0,98 ^{ns}	bp x ut x pr(tu)
bp x ut x pr(tu)	6	0,31	0,96 ^{ns}	0,07	0,65 ^{ns}	0,05	0,36 ^{ns}	Residual
vm x ut x tu	1	a	b ^{ns}	0,12	1,34 ^{ns}	0,10	2,04 ^{ns}	vm x ut x pr(tu)
vm x ut x pr(tu)	6	0,15	0,46 ^{ns}	0,09	0,79 ^{ns}	0,05	0,35 ^{ns}	Residual
bp x vm x ut x tu	1	0,01	0,06 ^{ns}	0,27	1,32 ^{ns}	0,20	2,19 ^{ns}	bp x vm x ut x pr(tu)
bp x vm x ut x pr(tu)	6	0,23	0,71 ^{ns}	0,21	1,83 ^{ns}	0,09	0,67 ^{ns}	Residual
Residual	128	0,33		0,11		0,13		
Total	191							

C (teste de Cochran)	0,07 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,11 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$	$\ln(x+0,9)$	$\ln(x+6)$

Tabela 2.20- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.19- questão 2.2D (delineamento apresentado na tabela 2.4): bp=altura da maré (B- baixa-mar; P- preia-mar); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); tu=proximidade de pt (pt- praias arenosas turísticas; -tu=menor proximidade de pt; +tu=maior proximidade de pt); rest.=restantes; --, não se aplica.

	Altura da maré	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Proximidade de pt	Praia(tu)
Pesca à linha	bp(vm x ut): V, N- B>P rest.- B=P	vm(bp x ut): B, N- V>M rest.- V=M	ut (bp x vm): B, M- U=N rest.- U<N	--	-tu, $P<0,05$ +tu, $P>0,05$
Pesca submarina	B>P	V<M	--	--	-tu, $P<0,05$ +tu, $P<0,05$
Passeio ou repouso	bp(vm x ut): V, U- B=P rest.- B>P bp(tu): -tu, B=P +tu, B>P	vm(bp x ut): B, N- V>M rest.- V=M	ut (bp x vm): B, V- U<N rest.- U=N	tu(bp): -tu<+tu	-tu, $P>0,05$ +tu, $P<0,05$

Em complemento ao estudo da questão 2.2D, foram analisadas as diferenças entre as praias de amostragem e as condições de altura e amplitude da maré, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=6, obtidos a partir da escolha aleatória de dias úteis e não úteis) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado). Assim,

considerando esses factores ortogonais e fixos (pr=praia; bp=altura da maré; vm=amplitude da maré), a sua análise de variância, efectuada por grupo de praias amostradas em conjunto (grupo norte- CSI, VMA, ACO, BPC e CAQ; grupo sul- NAS, ALM e CSA) e nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (MV- marés vivas; MM- marés mortas; pnd- padrão geral não definido):

- no respeitante à agitação marítima, as interacções bpXvm ($P < 0,01$; MV- BM < PM; MM- BM = PM; BM, PM- MV > MM) e prXvm ($P < 0,001$; MV- pnd; MM- $P > 0,05$; CSI, BPC, CAQ- MV > MM; VMA, ACO- MV = MM) foram significativas no grupo norte de praias e, no grupo sul, apenas o factor amplitude da maré foi significativo ($P < 0,05$; MV > MM);

- no caso da turbidez da água do mar, a interacção bpXvm ($P < 0,01$; MV- BM < PM; MM- BM = PM; BM, PM- MV > MM) foi significativa no grupo norte de praias e, no grupo sul, apenas o factor amplitude da maré foi significativo ($P < 0,001$; MV > MM);

- no que diz respeito à intensidade do vento, a interacção bpXvm foi significativa nos grupos norte ($P < 0,001$; MV- BM < PM; MM- BM > PM; BM- MV = MM; PM- MV > MM) e sul ($P < 0,05$; MV- BM < PM; MM- BM = PM; BM, PM- MV = MM) de praias;

- relativamente à nebulosidade, a interacção bpXvm foi significativa nos grupos norte ($P < 0,01$; MV- BM = PM; MM- BM < PM; BM- MV = MM; PM- MV < MM) e sul ($P < 0,001$; MV- BM = PM; MM- BM < PM; BM- MV = MM; PM- MV < MM) de praias.

2.3- Esta intensidade varia entre os períodos antes, durante e depois da Páscoa em diferentes praias e anos, considerando também os factores amplitude da maré e utilidade dos dias?

Os resultados da análise da **questão 2.3A** (tabela 2.5) são apresentados na figura 2.8 e nas tabelas 2.21 a 2.23, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa; MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis):

- em todas as variáveis analisadas, exceptuando a apanha de percebe, foram detectadas diferenças significativas entre os períodos (Ant/Dur/Dep) amostrados, embora tenha sido frequente a interacção significativa com outros factores, nomeadamente com a amplitude da maré e a utilidade dos dias;

- as diferenças significativas entre períodos apresentaram padrões muito variáveis, embora o mais frequente tenha sido o que inclui valores médios mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep, nomeadamente nas actividades de marisqueio praticadas em marés vivas ou em dias não úteis, com relevo para a apanha de ouriço-do-mar, onde o padrão registado em marés vivas foi Dur > Ant > Dep;

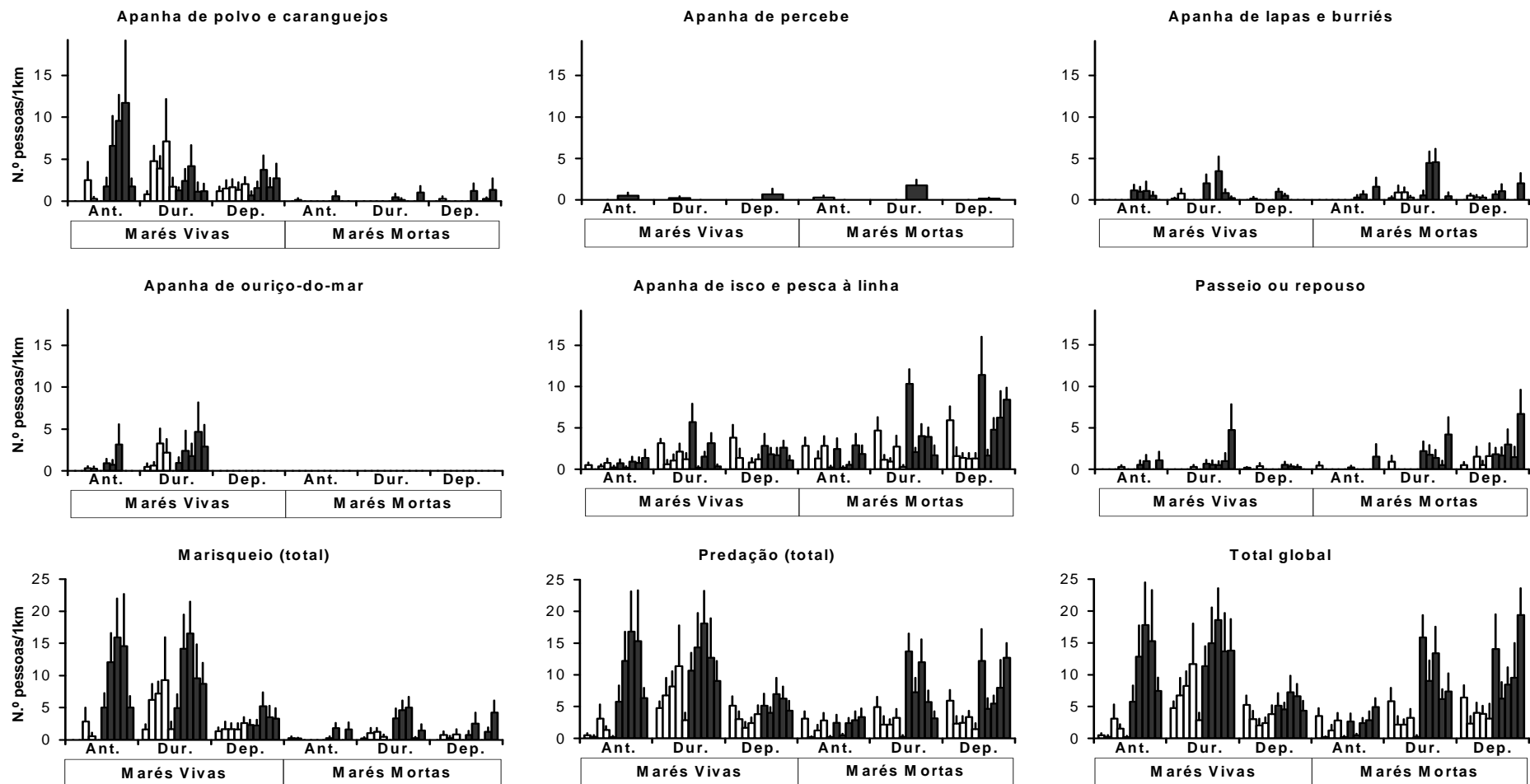


Figura 2.8- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e nos períodos antes (Ant.), durante (Dur.) e depois (Dep.) da Páscoa de 1996, segundo o delineamento da questão 2.3A (tabela 2.5): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; as praias amostradas são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo e Caniceira/Queimado; no caso da apanha de percebe, a praia amostrada é Cabo de Sines; 6 réplicas (3 locais por praia x 2 datas por período). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.21- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e nos períodos antes, durante e depois da Páscoa de 1996, segundo o delineamento da questão 2.3A (tabela 2.5); * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Período= pe	2	0,17		0,394		4,03		7,69		1,39		10,45		16,87		560,1		
Amplitude da maré= vm	1	31,90		0,109		10,26		12,33		2,53		59,58		12,36		267,8		
Utilidade dos dias= ut	1	3,34		1,385		0,68		8,53		6,17		44,08		73,24		3384,3		
Praia= pr	4	1,30	0,79 ^{ns}	0,164		0,45	0,89 ^{ns}	7,70		0,78	2,30 ^{ns}	3,50	1,09 ^{ns}	3,04	0,98 ^{ns}	55,8	0,75 ^{ns}	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	10	1,65		0,101	2,54**	0,51	1,12 ^{ns}	0,85	2,28*	0,34		3,22		3,12		117,1		Residual
pe x vm	2	0,50	3,36 ^{ns}	0,072	1,74 ^{ns}	4,03	14,24***	0,76	1,61 ^{ns}	1,55	8,86**	3,87	7,48**	8,11	9,18**	566,5	13,36***	pe x vm x lo(pr)
pe x ut	2	3,64	7,98**	0,129	4,08*	0,23	1,50 ^{ns}	1,39	2,94 ^{ns}	0,76	2,01 ^{ns}	3,02	7,20**	0,93	1,58 ^{ns}	55,3	1,77 ^{ns}	pe x ut x lo(pr)
pe x pr	8	0,38	1,92 ^{ns}	0,134	3,39*	0,22	0,78 ^{ns}	1,13	2,69*	0,13	0,46 ^{ns}	1,42	2,51 ^{ns}	2,00	2,47 ^{ns}	61,2	1,39 ^{ns}	pe x lo(pr)
pe x lo(pr)	20	0,20	0,46 ^{ns}	0,040	1,00 ^{ns}	0,28	0,62 ^{ns}	0,42	1,12 ^{ns}	0,28	1,31 ^{ns}	0,57	0,70 ^{ns}	0,81	0,75 ^{ns}	44,0	0,83 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	0,91	6,12*	0,005	0,12 ^{ns}	0,68	6,06*	2,61	6,60*	0,67	1,08 ^{ns}	8,98	17,91**	1,90	2,30 ^{ns}	46,8	0,69 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x pr	4	1,48	0,93 ^{ns}	0,130	5,36*	0,45	0,89 ^{ns}	0,70	1,23 ^{ns}	0,31	0,69 ^{ns}	1,90	0,82 ^{ns}	2,96	0,98 ^{ns}	168,9	1,06 ^{ns}	vm x lo(pr)
vm x lo(pr)	10	1,58	3,68***	0,024	0,61 ^{ns}	0,51	1,12 ^{ns}	0,57	1,52 ^{ns}	0,45	2,14*	2,33	2,87**	3,03	2,78**	159,9	3,02**	Residual
ut x pr	4	0,12	0,37 ^{ns}	0,077	2,15 ^{ns}	0,10	0,92 ^{ns}	0,28	0,62 ^{ns}	0,79	2,20 ^{ns}	0,69	0,79 ^{ns}	1,08	1,98 ^{ns}	44,4	1,62 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	10	0,32	0,75 ^{ns}	0,036	0,90 ^{ns}	0,11	0,25 ^{ns}	0,46	1,23 ^{ns}	0,36	1,70 ^{ns}	0,87	1,08 ^{ns}	0,55	0,50 ^{ns}	27,3	0,52 ^{ns}	Residual
pe x vm x ut	2	4,81	12,31***	0,018	0,31 ^{ns}	0,23	1,50 ^{ns}	1,04	4,28*	0,51	2,11 ^{ns}	5,25	18,45***	9,10	20,27***	429,2	17,20***	pe x vm x ut x lo(pr)
pe x vm x pr	8	0,30	2,00 ^{ns}	0,070	1,69 ^{ns}	0,22	0,78 ^{ns}	0,43	0,91 ^{ns}	0,24	1,37 ^{ns}	0,44	0,86 ^{ns}	0,35	0,40 ^{ns}	26,0	0,61 ^{ns}	pe x vm x lo(pr)
pe x vm x lo(pr)	20	0,15	0,35 ^{ns}	0,042	1,05 ^{ns}	0,28	0,62 ^{ns}	0,47	1,26 ^{ns}	0,17	0,83 ^{ns}	0,52	0,64 ^{ns}	0,88	0,81 ^{ns}	42,4	0,80 ^{ns}	Residual
pe x ut x pr	8	0,46	1,02 ^{ns}	0,086	2,71*	0,31	2,05 ^{ns}	0,50	1,05 ^{ns}	0,09	0,25 ^{ns}	0,51	1,20 ^{ns}	0,56	0,95 ^{ns}	35,0	1,12 ^{ns}	pe x ut x lo(pr)
pe x ut x lo(pr)	20	0,46	1,06 ^{ns}	0,032	0,80 ^{ns}	0,15	0,33 ^{ns}	0,47	1,26 ^{ns}	0,38	1,79*	0,42	0,52 ^{ns}	0,59	0,54 ^{ns}	31,3	0,59 ^{ns}	Residual
vm x ut x pr	4	0,21	1,39 ^{ns}	0,140	3,55*	0,10	0,92 ^{ns}	0,39	0,98 ^{ns}	0,09	0,14 ^{ns}	0,40	0,79 ^{ns}	0,94	1,14 ^{ns}	57,0	0,84 ^{ns}	vm x ut x lo(pr)
vm x ut x lo(pr)	10	0,15	0,35 ^{ns}	0,039	0,99 ^{ns}	0,11	0,25 ^{ns}	0,40	1,06 ^{ns}	0,62	2,94**	0,50	0,62 ^{ns}	0,83	0,76 ^{ns}	67,7	1,28 ^{ns}	Residual
pe x vm x ut x pr	8	0,31	0,81 ^{ns}	0,078	1,31 ^{ns}	0,31	2,05 ^{ns}	0,22	0,89 ^{ns}	0,09	0,38 ^{ns}	0,49	1,72 ^{ns}	0,55	1,23 ^{ns}	28,7	1,15 ^{ns}	pe x vm x ut x lo(pr)
pe x vm x ut x lo(pr)	20	0,39	0,91 ^{ns}	0,060	1,52 ^{ns}	0,15	0,33 ^{ns}	0,24	0,65 ^{ns}	0,24	1,15 ^{ns}	0,28	0,35 ^{ns}	0,45	0,41 ^{ns}	25,0	0,47 ^{ns}	Residual
Residual	180	0,43		0,040		0,45		0,37		0,21		0,81		1,09		52,9		
Total	359																	
C (teste de Cochran)		0,10 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,08 ^{ns}		0,10 ^{ns}		0,07 ^{ns}		0,05 ^{ns}		0,09 ^{ns}		
Transformação		$\sqrt{(x+1)}$		$\ln(x+4)$		$\ln(x+0,4)$		$\sqrt{(x+1)}$		$\sqrt{(x+1)}$		$\sqrt{(x+1)}$		$\sqrt{(x+1)}$		nenhuma		

Tabela 2.22- Análise de variância do número de pessoas exercendo a apanha de percebe no Cabo de Sines, em baixa-mar e nos períodos antes, durante e depois da Páscoa de 1996, segundo o delineamento da questão 2.3A (tabela 2.5), alterado por exclusão do factor praia e modificação do factor local (ortogonal e aleatório); * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Período= pe	2	0,67	1,48 ^{ns}	pe x lo
Amplitude da maré= vm	1	0,29	1,01 ^{ns}	vm x lo
Utilidade dos dias= ut	1	3,26	37,80*	ut x lo
Local= lo	2	0,21	0,28 ^{ns}	Residual
pe x vm	2	1,82	5,61 ^{ns}	pe x vm x lo
pe x ut	2	0,62	2,19 ^{ns}	pe x ut x lo
pe x lo	4	0,45	0,59 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	0,20	7,21 ^{ns}	vm x ut x lo
vm x lo	2	0,29	0,37 ^{ns}	Residual
ut x lo	2	0,09	0,11 ^{ns}	Residual
pe x vm x ut	2	3,46	5,05 ^{ns}	pe x vm x ut x lo
pe x vm x lo	4	0,33	0,42 ^{ns}	Residual
pe x ut x lo	4	0,28	0,37 ^{ns}	Residual
vm x ut x lo	2	0,03	0,04 ^{ns}	Residual
pe x vm x ut x lo	4	0,69	0,89 ^{ns}	Residual
Residual	36	0,77		
Total	71			

C (teste de Cochran)	0,29 ^{ns}
Transformação	nenhuma

- os restantes padrões entre períodos, incluindo o não significativo, foram mais frequentes em marés mortas ou em actividades diferentes do marisqueio, designadamente na apanha de isco e pesca à linha, e no passeio ou repouso;

- em todas as variáveis analisadas, exceptuando a apanha de percebe, foram detectadas diferenças significativas entre MV e MM, embora a interacção significativa com outros factores tenha sido frequente;

- nas actividades de marisqueio, o mais frequente padrão referente à amplitude da maré foi $MV > MM$, com relevo para a apanha de polvo e caranguejos e o total de marisqueio (dias não úteis e períodos Dur e Dep), e para a apanha de ouriço-do-mar (dias não úteis e períodos Ant e Dur);

- os padrões $MV < MM$ e $MV = MM$ foram frequentes nas restantes actividades analisadas, designadamente na apanha de isco e pesca à linha ($MV < MM$ foi mais frequente em dias não úteis e $MV = MM$ em dias úteis) e no passeio ou repouso ($MV = MM$ foi mais frequente, tendo $MV < MM$ ocorrido apenas em dias não úteis ou no período Dep);

- o factor utilidade dos dias foi significativo em todas as variáveis analisadas, embora, na maioria dos casos, tenha interagido significativamente com os restantes factores;

Tabela 2.23- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.22- questão 2.3A (delineamento apresentado na tabela 2.5): pe=período (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covô; CAQ- Caniceira/Queimado); pnd= padrão geral não definido; rest.=restantes; --, não se aplica.

	Período	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Praia	Local(pr)
Apanha de polvo e caranguejos	pe(vm x ut): V, U- Dur>Dep>Ant V, N- Ant>Dur=Dep M- Ant=Dur=Dep	vm(pe x ut): Ant, U- V=M Ant, N- V>M Dur- V>M Dep- V>M	ut(pe x vm): Ant, V- U<N Dur, V- U>N Dep, V- U=N M- U=N	--	lo(vm x pr) V- P<0,05 (60%) M- P>0,05
Apanha de lapas e burriés	pe(ut x pr): U- Ant=Dur=Dep N, CSI, BPC, CAQ- Ant=Dur=Dep N, VMA, ACO- Dur>Ant=Dep	vm(ut x pr): U- V=M N, CSI- V>M N, VMA- V<M N, ACO- V=M N, BPC- V=M N, CAQ- V<M	ut(vm x pr): V, CSI- U<N M, CSI- U>N VMA- U=N V, ACO- U<N M, ACO- U=N BPC- U=N CAQ- U=N ut(pe x pr) Ant- U=N Dur, CSI, VMA, ACO- U<N Dur, BPC, CAQ- U=N Dep, CSI, CAQ- U<N Dep, VMA, ACO, BPC- U=N	pr(vm x ut): U- P>0,05 N- pnd pr(pe x ut): U- P>0,05 N, Ant- P>0,05 N, Dur- ACO>rest. pnd N, Dep- P>0,05	P<0,05 (40%)
Apanha de ouriço-do-mar	pe(vm): V- Dur>Ant>Dep M- Ant=Dur=Dep	vm(ut): V>M vm(pe): Ant- V>M Dur- V>M Dep- V=M	ut(vm): V- U<N M- U=N	--	--
Apanha de isco e pesca à linha	pe(vm x ut): V- Dur=Dep>Ant M, U- Ant=Dur=Dep M, N- Ant<Dur<Dep pe(ut x pr): CSI- Ant<Dur=Dep VMA, ACO, BPC- Ant=Dur=Dep CAQ- Ant=Dur<Dep	vm(pe x ut): Ant, U- V<M Ant, N- V=M Dur, U- V=M Dur, N- V<M Dep, U- V=M Dep, N- V<M	ut(pe x vm): V- U=N M, Ant- U=N M, Dur- U<N M, Dep- U<N	pr(pe): Ant- P>0,05 Dur- CSI>rest. pnd Dep- CSI>rest. iguais	P<0,05 (40%)
Passeio ou repouso	pe(ut x pr x lo): U- Ant=Dur=Dep N, CAQ- P<0,05 (67%) N, rest. praias- Ant=Dur=Dep pe(vm): V- Ant=Dur=Dep M- Ant<Dur<Dep	vm(ut x pr x lo): U- V=M N- V=M (87%) V<M (13%) vm(pe): Ant- V=M Dur- V=M Dep- V<M	ut(vm x pr x lo): V- U=N (87%) U<N (13%) M- U=N (80%) U<N (20%) ut(pe x pr x lo): Ant- U=N Dur- U=N (73%) U<N (27%) Dep- U=N (87%) U<N (13%)	--	lo(vm x ut x pr): U- P>0,05 N- P<0,05 (50%) lo(pe x ut x pr): U- P>0,05 N- P<0,05 (13%)
Marisqueio (total)	pe(vm x ut): V, U- Dur>Dep>Ant V, N- Ant=Dur=Dep M, U- Ant=Dur=Dep M, N- Dur>Ant=Dep	vm(pe x ut): Ant, U- V=M Ant, N- V>M Dur- V>M Dep- V>M	ut(pe x vm): V- U<N Ant, M- U=N Dur, M- U<N Dep, M- U<N	--	lo(vm x pr) V- P<0,05 (60%) M- P>0,05
Predação (total)	pe(vm x ut): V, U- Dur>Dep>Ant V, N- Ant=Dur>Dep M, U- pnd M, N- Ant<Dur=Dep	vm(pe x ut): Ant, U- V=M Ant, N- V>M Dur- V>M Dep, U- V=M Dep, N- V<M	ut(pe x vm): V- U<N Ant, M- U=N Dur, M- U<N Dep, M- U<N	--	lo(vm x pr) V- P<0,05 (60%) M- P>0,05
Total global	pe(vm x ut): V, U- Dur>Ant=Dep V, N- Ant=Dur>Dep M, U- Ant=Dur=Dep M, N- Ant<Dur=Dep	vm(pe x ut): Ant, U- V=M Ant, N- V>M Dur- V>M Dep, U- V=M Dep, N- V<M	ut(pe x vm): Ant, V- U<N Ant, M- U=N Dur- U<N Dep, V- U=N Dep, M- U<N	--	lo(vm x pr) V- P<0,05 (60%) M- P>0,05

- nessas interacções, o padrão mais frequente foi U<N, sobretudo em marés vivas ou nos períodos Dur e Dep, excepto no caso das actividades de apanha de polvo e caranguejos (padrão variável em marés vivas e não significativo em marés mortas), apanha de lapas e burriés (padrão variável com a praia amostrada), apanha de isco e pesca à linha (U=N foi mais frequente, e U<N ocorreu apenas em marés mortas) e de passeio ou repouso (U=N foi mais frequente);

- a variabilidade à escala da praia foi significativa apenas nas actividades de apanha de lapas e burriés (sem diferenças significativas em dias úteis ou períodos Ant e Dep, e ACO com valores médios superiores às restantes praias no período Dur) e de apanha de isco e pesca à linha (padrão não significativo no período Ant, e CSI com valores médios superiores às restantes praias nos períodos Dur e Dep);

- na maioria das variáveis (exceptuando a apanha de percebe e de ouriço-do-mar), o factor local foi significativo e interagiu significativamente com os restantes factores fixos, tendo as diferenças sido mais frequentes em marés vivas ou dias não úteis.

Os resultados da análise da **questão 2.3B** (tabela 2.5) são apresentados na figura 2.9 e nas tabelas 2.24 e 2.25, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa; U- dias úteis; N- dias não úteis):

- em todas as variáveis analisadas, exceptuando as actividades de apanha de lapas e burriés, e de passeio ou repouso, o factor período foi significativo, embora tenham ocorrido interacções significativas com outros factores fixos;

- as diferenças significativas entre períodos apresentaram padrões muito variáveis, embora o mais frequente tenha sido o que inclui valores médios mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep, nomeadamente nas actividades totais de marisqueio ou no total global de actividades, tendo ocorrido também com frequência na apanha de percebe (dias úteis) e de ouriço-do-mar (em dias úteis, apenas em duas praias e, em dias não úteis, em quatro das oito praias amostradas);

- os restantes padrões entre períodos, incluindo o não significativo, foram mais frequentes em actividades diferentes do marisqueio, designadamente na apanha de isco e pesca à linha, e no passeio ou repouso, e, no respeitante às actividades de marisqueio, esses padrões foram frequentes em dias não úteis, no caso da apanha de polvo e caranguejos e de percebe, e em dias úteis, no caso da apanha de ouriço-do-mar;

- o factor utilidade dos dias foi significativo em todas as variáveis analisadas (exceptuando as actividades de passeio ou repouso), embora, na maioria dos casos, tenha interagido significativamente com os restantes factores fixos;

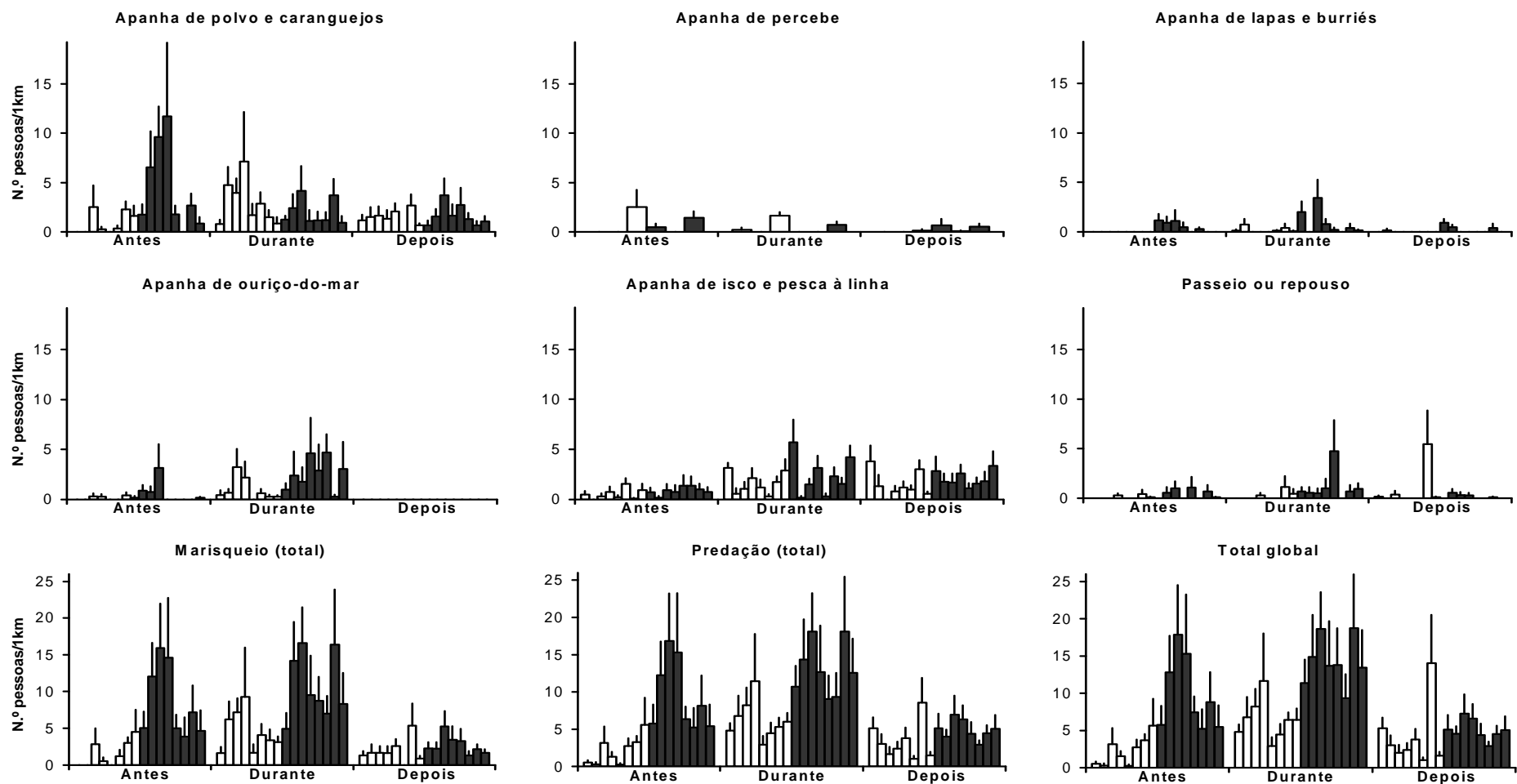


Figura 2.9- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de marés vivas e nos períodos antes (Antes), durante (Durante) e depois (Depois) da Páscoa de 1996, segundo o delineamento da questão 2.3B (tabela 2.5): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; as praias amostradas são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, Nascedios, Almogrove e Cabo Sardão; no caso da apanha de percebe, as praias amostradas são Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão; 6 réplicas (3 locais por praia x 2 datas por período). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.24- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de marés vivas e nos períodos antes, durante e depois da Páscoa de 1996, segundo o delineamento da questão 2.3B (tabela 2.5), alterado por diminuição dos níveis do factor praia para três no caso da apanha de percebe; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Período= pe	2	0,91		1,23	2,89 ^{ns}	6,18		45,54		1,15	0,81 ^{ns}	20,59		21,69		24,06		pe x lo(pr)
Utilidade dos dias= ut	1	2,23		6,12		1,27		23,50	5,72*	3,72	2,77 ^{ns}	47,39		53,10		55,93		ut x lo(pr)
Praia= pr	7	2,42	0,99 ^{ns}	1,01		0,36		17,99		1,80	1,07 ^{ns}	3,89	0,76 ^{ns}	2,38		2,94	0,57 ^{ns}	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	16	2,44	4,22***	0,29	0,98 ^{ns}	0,45	1,30 ^{ns}	7,72	1,81*	1,67	1,63 ^{ns}	5,10	4,47***	4,98	4,02***	5,19	3,85***	Residual
pe x ut	2	4,69	7,58**	0,17	0,37 ^{ns}	0,47	3,26 ^{ns}	1,08	0,42 ^{ns}	2,83	2,19 ^{ns}	6,45	11,23***	4,66	9,14***	6,01	9,01***	pe x ut x lo(pr)
pe x pr	14	0,48	1,75 ^{ns}	0,21	0,50 ^{ns}	0,31	1,03 ^{ns}	7,63	2,30*	0,74	0,52 ^{ns}	0,72	0,84 ^{ns}	0,72	0,78 ^{ns}	0,67	0,75 ^{ns}	pe x lo(pr)
pe x lo(pr)	32	0,28	0,48 ^{ns}	0,42	1,42 ^{ns}	0,30	0,87 ^{ns}	3,32	0,78 ^{ns}	1,42	1,39 ^{ns}	0,86	0,75 ^{ns}	0,91	0,74 ^{ns}	0,90	0,67 ^{ns}	Residual
ut x pr	7	0,40	1,42 ^{ns}	0,96	8,25***	0,16	1,20 ^{ns}	2,47	0,60 ^{ns}	1,76	1,31 ^{ns}	1,10	1,05 ^{ns}	1,14	1,20 ^{ns}	1,62	1,46 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	16	0,28	0,48 ^{ns}	0,12	0,39 ^{ns}	0,14	0,39 ^{ns}	4,11	0,96 ^{ns}	1,34	1,31 ^{ns}	1,05	0,92 ^{ns}	0,95	0,77 ^{ns}	1,11	0,82 ^{ns}	Residual
pe x ut x pr	14	1,17	1,89 ^{ns}	0,49	1,09 ^{ns}	0,33	2,31*	4,29	1,65 ^{ns}	0,86	0,66 ^{ns}	1,08	1,89 ^{ns}	1,15	2,25*	1,27	1,90 ^{ns}	pe x ut x lo(pr)
pe x ut x lo(pr)	32	0,62	1,07 ^{ns}	0,45	1,51 ^{ns}	0,14	0,42 ^{ns}	2,60	0,61 ^{ns}	1,30	1,26 ^{ns}	0,57	0,50 ^{ns}	0,51	0,41 ^{ns}	0,67	0,49 ^{ns}	Residual
Residual	144	0,58		0,30		0,35		4,27		1,03		1,14		1,24		1,35		
Total	287																	

C (teste de Cochran)	0,09 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,10 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,05 ^{ns}	0,05 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$	$\ln(x+0,4)$	$\ln(x+1)$	nenhuma	$\ln(x+0,1)$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Período= pe	2	0,42		pe x lo(pr)
Utilidade dos dias= ut	1	0,01		ut x lo(pr)
Praia= pr	2	4,66	13,62**	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	6	0,34	0,96 ^{ns}	Residual
pe x ut	2	0,64	4,67*	pe x ut x lo(pr)
pe x pr	4	0,57	2,70 ^{ns}	pe x lo(pr)
pe x lo(pr)	12	0,21	0,59 ^{ns}	Residual
ut x pr	2	0,27	2,65 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	6	0,10	0,28 ^{ns}	Residual
pe x ut x pr	4	0,16	1,19 ^{ns}	pe x ut x lo(pr)
pe x ut x lo(pr)	12	0,14	0,38 ^{ns}	Residual
Residual	54	0,36		
Total	107			

C (teste de Cochran)	0,23 ^{ns}
Transformação	$\ln(x+0,6)$

Tabela 2.25- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.24- questão 2.3B (delineamento apresentado na tabela 2.5): pe=período (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covô; CAQ- Caniceira/Queimado; NAS- Nascedios; ALM- Almogrove; CSA- Cabo Sardão); pnd= padrão geral não definido; rest.=restantes; --, não se aplica.

	Período	Utilidade dos dias	Praia	Local(pr)
Apanha de polvo e caranguejos	pe(ut): U- Dur>Ant, pnd N- Ant>Dur=Dep	ut(pe): Ant- U<N Dur- U=N Dep- U=N	--	P<0,05 (50%)
Apanha de percebe	pe(ut): U- Ant=Dur>Dep N- Ant=Dur=Dep	ut(pe): Ant- U=N Dur- U>N Dep- U=N	CSA>CSI=ALM	--
Apanha de lapas e burriés	--	ut(pr): CSI,ACO,BPC- U<N rest. praias- U=N	pr(ut): U- P>0,05 N- CSI>rest. pnd	--
Apanha de ouriço-do-mar	pe(ut x pr): U, ACO,BPC- Dur>Ant=Dep U, rest. praias- Ant=Dur=Dep N, CSI,VMA,ALM- Ant=Dur=Dep N, ACO- Ant=Dur>Dep N, rest. praias- Dur>Ant=Dep	ut(pe x pr): Ant, ACO- U<N Ant, rest. praias- U=N Dur, CAQ,NAS,CSA- U<N Dur, rest. praias- U=N Dep- U=N	pr(pe x ut): Ant, U- P>0,05 Ant, N- pnd Dur, U- pnd Dur, N- NAS>rest. pnd Dep- P>0,05	--
Apanha de isco e pesca à linha	pe(pr): CSI- Ant<Dur=Dep BPC,ALM- pnd CSA- Dur>Ant=Dep rest. praias- Ant=Dur=Dep	U<N	pr(pe): Ant- P>0,05 Dur- pnd Dep- pnd	P<0,05 (25%)
Passeio ou repouso	--	--	--	--
Marisqueio (total)	pe(ut): U- Dur>Ant=Dep N- Dur>Ant>Dep	ut(pe): Ant- U<N Dur- U<N Dep- U=N	--	P<0,05 (50%)
Predação (total)	pe(ut x pr): U, ACO,BPC- Dur>Ant=Dep U, CSI- Ant<Dur=Dep U, VMA,CSA- pnd U, CAQ,NAS,ALM- Ant=Dur=Dep N, ALM,CSA- Dur>Ant=Dep N, VMA,ACO- Ant=Dur>Dep N, CSI,NAS- pnd N, BPC,CAQ- Ant=Dur=Dep	ut(pe x pr): Ant, NAS- U=N Ant, rest. praias- U<N Dur, BPC,NAS,CSA- U=N Dur, rest. praias- U<N Dep, ACO- U<N Dep, rest. praias- U=N	pr(pe x ut): Ant, U- P>0,05 Ant, N- pnd Dur- P>0,05 Dep, U- pnd Dep, N- pnd	P<0,05 (63%)
Total global	pe(ut): U- Dur>Dep>Ant N- Dur>Ant>Dep	ut(pe): Ant- U<N Dur- U<N Dep- U=N	--	P<0,05 (63%)

- nessas interacções, o padrão mais frequente foi U<N, sobretudo nos períodos Ant e Dur, excepto no caso da apanha de lapas e burriés (U<N registado em três das oito praias amostradas), e da apanha de percebe (U>N observado em Dur);

- a variabilidade à escala da praia foi significativa na maioria das actividades analisadas, onde interagiu significativamente com outros factores fixos, embora não tenham sido verificadas diferenças significativas em actividades como a apanha de polvo e caranguejos, passeio ou repouso, total de marisqueio e total global;

- na maioria das variáveis (exceptuando a apanha de percebe, de lapas e burriés, e de ouriço-do-mar, e o passeio ou repouso), o factor local foi significativo.

Os resultados da análise da **questão 2.3C** (tabela 2.5) são apresentados na figura 2.10 e nas tabelas 2.26 a 2.28, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa; U- dias úteis; N- dias não úteis):

- o factor ano foi significativo em todas as variáveis analisadas, embora tenham ocorrido interacções significativas com os outros factores fixos;

- o padrão interanual mais frequente foi 1995>1996, verificado sobretudo nos períodos Dur ou Dep, ou em dias não úteis (caso da apanha de percebe e de ouriço-do-mar, apanha de isco e pesca à linha, passeio ou repouso, e totais de actividades), tendo o padrão 1995<1996 ocorrido apenas na apanha de polvo e caranguejos e no marisqueio total;

- em todas as variáveis analisadas, o factor período foi significativo, embora tenham ocorrido interacções significativas com outros factores;

- as diferenças significativas entre períodos apresentaram padrões muito variáveis, embora o mais frequente tenha sido o que inclui valores médios mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep, nomeadamente nas actividades totais de marisqueio e predação, ou no total global de actividades, tendo ocorrido também com frequência na apanha de ouriço-do-mar (mais frequente em 1995 e em ACO) e na apanha de isco e pesca à linha (dias úteis);

- a ausência de diferenças significativas entre períodos foi mais frequente em actividades de marisqueio como a apanha de percebe e de lapas e burriés (dias úteis), ou de passeio ou repouso (1996);

- os restantes padrões entre períodos foram mais frequentes em actividades como a apanha de polvo e caranguejos, a apanha de isco e pesca à linha, e o passeio ou repouso, embora estes padrões sejam também caracterizados por apresentarem valores geralmente mais reduzidos em Dep;

- o factor utilidade dos dias foi significativo em todas as variáveis analisadas, embora, na maioria dos casos, tenha interagido significativamente com os restantes factores;

- o padrão significativo de utilidade dos dias foi sempre U<N e, no caso dos totais de actividades, ocorreu com maior frequência em Dur, tendo sido muito variável a sua frequência nas restantes variáveis analisadas;

- a variabilidade à escala da praia não foi significativa na maioria das actividades analisadas, tendo interagido significativamente com outros factores fixos no caso da apanha de polvo e caranguejos, de lapas e burriés, e de ouriço-do-mar, onde apresentou padrões muito variáveis;

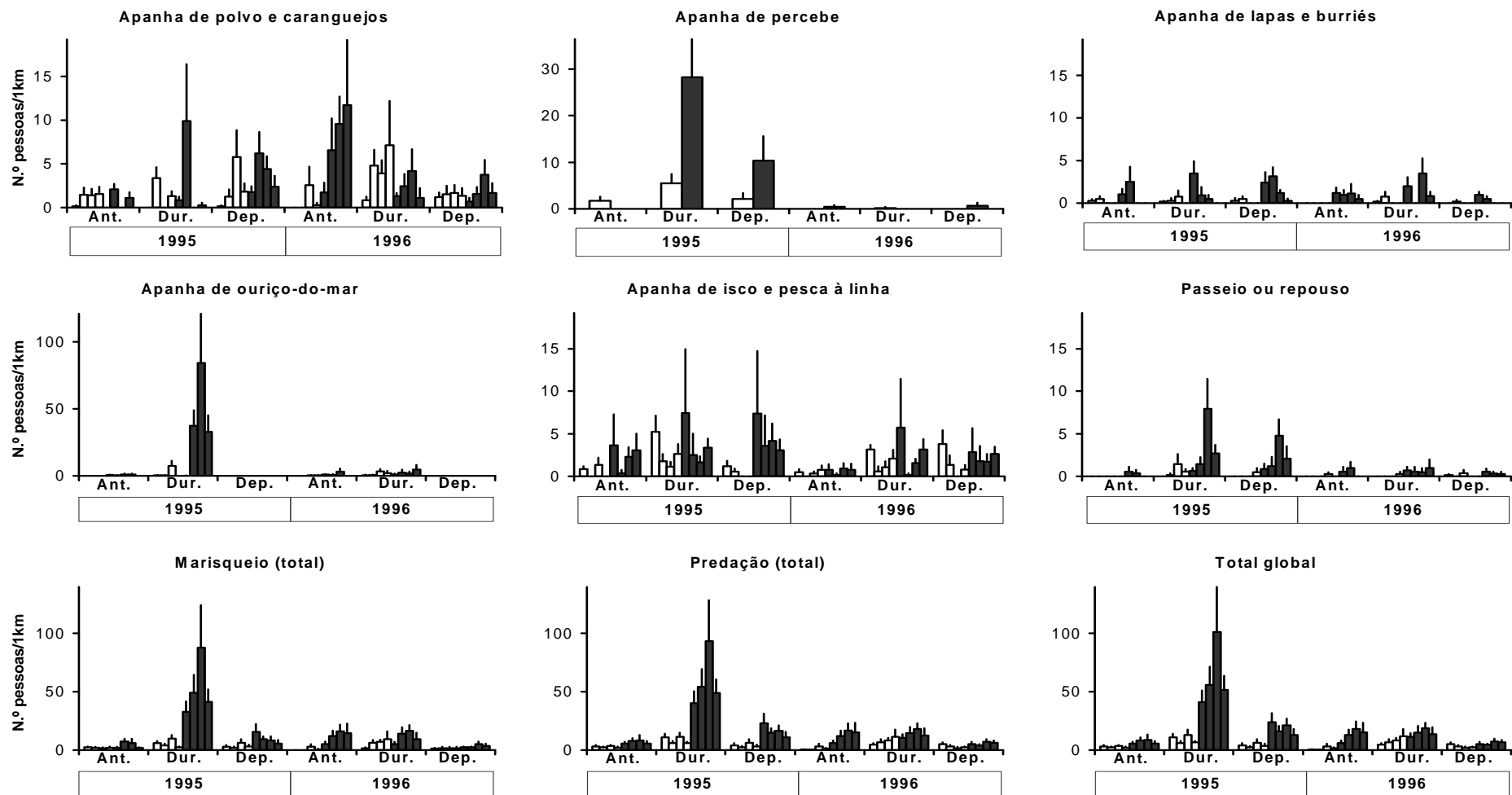


Figura 2.10- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de marés vivas e nos períodos antes (Ant.), durante (Dur.) e depois (Dep.) da Páscoa de 1995 e 1996, segundo o delineamento da questão 2.3C (tabela 2.5): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; as praias amostradas são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Burrinho/Porto Covo; no caso da apanha de percebe, a praia amostrada é Cabo de Sines; 6 réplicas (3 locais por praia x 2 datas por período). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 2.26- Análises de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar de marés vivas e nos períodos antes, durante e depois da Páscoa de 1995 e 1996, segundo o delineamento da questão 2.3C (tabela 2.5): * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvo e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de ouriço-do-mar		Apanha de isco e pesca à linha		Passeio ou repouso		Marisqueio (total)		Predação (total)		Total global		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Ano= an	1	2,01		0,58		6,32		54,03		3,05		40,29		54,97		61,08		an x lo(pr)
Período= pe	2	0,76		0,28		28,62		74,25		2,06		82,83		98,83		103,13		pe x lo(pr)
Utilidade dos dias= ut	1	3,38		8,64		14,14		158,42		7,16	43,09***	162,29		206,32		226,59		ut x lo(pr)
Praia= pr	3	5,00		1,76		3,92		88,40		1,06	3,56 ^{ns}	9,05	0,85 ^{ns}	4,45	0,38 ^{ns}	5,67	0,47 ^{ns}	lo(pr)
Local(Praia)= lo(pr)	8	3,76	6,38***	0,65		0,95	2,27*	22,02	3,32**	0,30	1,19 ^{ns}	10,65	6,53***	11,67	6,84***	12,00	6,57***	Residual
an x pe	2	3,66	7,39**	0,80	3,90*	7,70	36,00***	1,05	0,29 ^{ns}	1,32	4,12*	28,03	17,55***	25,88	18,51***	27,49	18,07***	an x pe x lo(pr)
an x ut	1	0,43	0,83 ^{ns}	0,01	0,07 ^{ns}	8,00	61,84***	51,15	10,99*	1,81	4,84 ^{ns}	15,23	16,10**	26,86	16,11**	30,37	16,88**	an x ut x lo(pr)
an x pr	3	2,21	2,50 ^{ns}	0,54	1,73 ^{ns}	1,75	27,62***	4,22	1,28 ^{ns}	0,54	1,49 ^{ns}	1,36	0,53 ^{ns}	1,40	0,66 ^{ns}	1,55	0,65 ^{ns}	an x lo(pr)
an x lo(pr)	8	0,88	1,50 ^{ns}	0,31	1,32 ^{ns}	0,06	0,15 ^{ns}	3,29	0,50 ^{ns}	0,36	1,45 ^{ns}	2,55	1,56 ^{ns}	2,14	1,25 ^{ns}	2,40	1,32 ^{ns}	Residual
pe x ut	2	2,72	4,17*	0,09	0,20 ^{ns}	7,32	30,08***	16,29	3,97*	0,75	3,50 ^{ns}	22,15	25,88***	14,59	27,73***	14,94	29,98***	pe x ut x lo(pr)
pe x pr	6	1,12	3,11*	0,36	1,47 ^{ns}	2,75	4,82**	18,85	2,54 ^{ns}	0,15	0,79 ^{ns}	2,81	1,47 ^{ns}	1,83	1,08 ^{ns}	1,76	0,99 ^{ns}	pe x lo(pr)
pe x lo(pr)	16	0,36	0,61 ^{ns}	0,24	1,03 ^{ns}	0,57	1,37 ^{ns}	7,43	1,12 ^{ns}	0,20	0,78 ^{ns}	1,91	1,17 ^{ns}	1,70	1,00 ^{ns}	1,78	0,97 ^{ns}	Residual
ut x pr	3	0,64	1,45 ^{ns}	0,83	5,45*	1,07	3,97 ^{ns}	6,33	0,52 ^{ns}	0,47	2,86 ^{ns}	1,78	0,60 ^{ns}	1,92	0,55 ^{ns}	2,47	0,70 ^{ns}	ut x lo(pr)
ut x lo(pr)	8	0,44	0,75 ^{ns}	0,15	0,64 ^{ns}	0,27	0,65 ^{ns}	12,16	1,83 ^{ns}	0,17	0,66 ^{ns}	2,99	1,83 ^{ns}	3,47	2,03 ^{ns}	3,52	1,93 ^{ns}	Residual
an x pe x ut	2	6,23	7,97**	0,74	4,92*	8,88	36,77***	15,68	3,16 ^{ns}	0,53	2,09 ^{ns}	38,53	22,00***	31,35	20,10***	31,50	17,53***	an x pe x ut x lo(pr)
an x pe x pr	6	0,72	1,45 ^{ns}	0,12	0,57 ^{ns}	1,80	8,43***	2,99	0,81 ^{ns}	0,33	1,04 ^{ns}	0,92	0,58 ^{ns}	0,72	0,51 ^{ns}	0,95	0,62 ^{ns}	an x pe x lo(pr)
an x pe x lo(pr)	16	0,50	0,84 ^{ns}	0,21	0,87 ^{ns}	0,21	0,51 ^{ns}	3,68	0,55 ^{ns}	0,32	1,28 ^{ns}	1,60	0,98 ^{ns}	1,40	0,82 ^{ns}	1,52	0,83 ^{ns}	Residual
an x ut x pr	3	0,98	1,91 ^{ns}	0,39	2,02 ^{ns}	1,51	11,67**	4,15	0,89 ^{ns}	0,28	0,75 ^{ns}	0,23	0,25 ^{ns}	0,19	0,11 ^{ns}	0,10	0,05 ^{ns}	an x ut x lo(pr)
an x ut x lo(pr)	8	0,51	0,87 ^{ns}	0,19	0,82 ^{ns}	0,13	0,31 ^{ns}	4,65	0,70 ^{ns}	0,37	1,50 ^{ns}	0,95	0,58 ^{ns}	1,67	0,98 ^{ns}	1,80	0,98 ^{ns}	Residual
pe x ut x pr	6	0,55	0,84 ^{ns}	0,39	0,92 ^{ns}	1,36	5,59**	1,56	0,38 ^{ns}	0,06	0,28 ^{ns}	1,15	1,34 ^{ns}	0,86	1,63 ^{ns}	0,75	1,50 ^{ns}	pe x ut x lo(pr)
pe x ut x lo(pr)	16	0,65	1,11 ^{ns}	0,42	1,79*	0,24	0,58 ^{ns}	4,10	0,62 ^{ns}	0,21	0,85 ^{ns}	0,86	0,52 ^{ns}	0,53	0,31 ^{ns}	0,50	0,27 ^{ns}	Residual
an x pe x ut x pr	6	0,24	0,31 ^{ns}	0,33	2,16 ^{ns}	1,13	4,68**	4,95	1,00 ^{ns}	0,22	0,86 ^{ns}	1,22	0,70 ^{ns}	1,67	1,07 ^{ns}	1,60	0,89 ^{ns}	an x pe x ut x lo(pr)
an x pe x ut x lo(pr)	16	0,78	1,33 ^{ns}	0,15	0,64 ^{ns}	0,24	0,58 ^{ns}	4,97	0,75 ^{ns}	0,26	1,02 ^{ns}	1,75	1,07 ^{ns}	1,56	0,91 ^{ns}	1,80	0,98 ^{ns}	Residual
Residual	144	0,59		0,24		0,42		6,63		0,25		1,63		1,71		1,83		
Total	287																	

C (teste de Cochran)	0,05 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,06 ^{ns}
Transformação	ln(x+1)	ln(x+1)	ln(x+1)	nenhuma	ln(x+1)	√(x+1)	√(x+1)	√(x+1)

Tabela 2.27- Análise de variância do número de pessoas exercendo a apanha de percebe no Cabo de Sines, em baixa-mar de marés vivas e nos períodos antes, durante e depois da Páscoa de 1995 e 1996, segundo o delineamento da questão 2.3C (tabela 2.5), alterado por exclusão do factor praia e modificação do factor local (ortogonal e aleatório); * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de percebe		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Ano= an	1	31,68		
Período= pe	2	8,91		
Utilidade dos dias= ut	1	6,87		
Local= lo	2	1,68	1,60 ^{ns}	Residual
an x pe	2	9,80	21,67**	an x pe x lo
an x ut	1	4,72	16,91 ^{ns}	an x ut x lo
an x lo	2	1,21	1,15 ^{ns}	Residual
pe x ut	2	3,53	10,20*	pe x ut x lo
pe x lo	4	0,54	0,51 ^{ns}	Residual
ut x lo	2	0,31	0,30 ^{ns}	Residual
an x pe x ut	2	4,95	20,61**	an x pe x ut x lo
an x pe x lo	4	0,45	0,43 ^{ns}	Residual
an x ut x lo	2	0,28	0,27 ^{ns}	Residual
pe x ut x lo	4	0,35	0,33 ^{ns}	Residual
an x pe x ut x lo	4	0,24	0,23 ^{ns}	Residual
Residual	36	1,05		
Total	71			

C (teste de Cochran)	0,27 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$

- na maioria das variáveis (exceptuando a apanha de percebe, e o passeio ou repouso), o factor local foi significativo, tendo interagido significativamente com outros factores, além da praia, no caso da apanha de lapas e burriés.

Em complemento ao estudo da questão 2.3C, foram analisadas as diferenças entre os anos, os períodos e as praias de amostragem considerados, no respeitante às condições atmosféricas e marítimas registadas em cada dia (N=4, obtidos a partir da escolha aleatória de dias úteis e não úteis) e local de observação (tendo sido nula a variabilidade à escala do local, este factor não foi considerado). Assim, considerando esses factores ortogonais e fixos, a sua análise de variância, efectuada nos moldes referidos na secção 2.2, revelou que (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa; pnd- padrão geral não definido):

- todos os factores analisados foram significativos no respeitante à agitação marítima (1995<1996, $P < 0,05$; Ant>Dur=Dep, $P < 0,001$; CSI>restantes pnd, $P < 0,001$) e, no caso da turbidez da água do mar, apenas ocorreram diferenças significativas entre anos (1995<1996, $P < 0,001$);

- nas restantes variáveis, o factor praia não foi significativo, tendo-se verificado, no caso da intensidade do vento, diferenças significativas entre anos e períodos (1995<1996, $P < 0,001$; Ant>Dep>Dur, $P < 0,001$) e, relativamente à nebulosidade, apenas entre períodos de amostragem (Ant>Dur=Dep, $P < 0,01$).

Tabela 2.28- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas nas tabelas 2.26 e 2.27- questão 2.3C (delineamento apresentado na tabela 2.5): an=ano; pe=período (Ant- antes, Dur- durante e Dep- depois da Páscoa); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); pr=praia (CSI- Cabo de Sines; VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha; BPC- Burrinho/Porto Covo); pnd= padrão geral não definido; rest.=restantes; --, não se aplica.

	Ano	Período	Utilidade dos dias	Praia	Local(pr)
Apanha de polvo e caranguejos	an(pe x ut): Ant, N- 95<96 Dur, U- 95<96 rest.- 95=96	pe(an x ut): 95, U- Ant=Dur=Dep 95, N- Ant=Dur<Dep 96, U- Dur>Ant=Dep 96, N- Ant>Dur=Dep	ut(an x pe): 96, Ant- U<N rest.- U=N	pr(pe): Ant- CSI<rest. iguais Dur- VMA>rest. iguais Dep- pnd	P<0,05 (75%)
Apanha de lapas e burriés	an(pe x ut): Dep, N- 95>96 rest.- 95=96	pe(ut x pr x lo): U- Ant=Dur=Dep N, CSI- P<0,05 (33%, Dur>Ant=Dep) N, VMA- P<0,05 (67%, outros padrões) N, ACO- P<0,05 (33%, Dur>Ant=Dep) N, BPC- Ant=Dur=Dep pe(an x ut): U- Ant=Dur=Dep N, 95- Ant=Dur<Dep N, 96- pnd	ut(pe x pr x lo): Ant- U<N (8%) U=N (92%) Dur- U<N (33%) U=N (67%) Dep- U<N (17%) U=N (83%) ut(an x pe) Ant, 95- U=N 96- U<N Dur- U<N Dep, 95- U<N 96- U=N	pr(ut): U- P>0,05 N- CSI>VMA=ACO>BPC	lo(pe x ut x pr): P<0,05 (17%)
Apanha de ouriço-do-mar	an(pe x ut x pr): Ant, Dep- 95=96 Dur, U- 95>96 (50%) Dur, N- 95>96 (75%)	pe(an x ut x pr): 95, U, CSI,VMA,BPC- Ant=Dur=Dep 95, U, ACO- Dur>Ant=Dep 95, N, CSI- Ant=Dur=Dep 95, N, VMA,ACO,BPC- Dur>Ant=Dep 96, U, CSI,VMA,BPC- Ant=Dur=Dep 96, U, ACO- Dur>Ant=Dep 96, N, CSI, VMA- Ant=Dur=Dep 96, N, BPC- Dur>Ant=Dep 96, N, ACO- Ant>Dep, pnd	ut(an x pe x pr): 95, Ant- U=N 95, Dur- U<N (75%) U=N (25%) 95, Dep- U=N 96- U=N	pr(an x pe x ut): 95, Ant- P>0,05 95, Dur, U- ACO>rest. 95, Dur, N- CSI>rest. pnd 95, Dep- P>0,05 96- P>0,05	P<0,05 (50%)
Apanha de isco e pesca à linha	an(ut): U- 95=96 N- 95>96	pe(ut): U- Dur>Ant=Dep N- Ant>Dur=Dep	ut(pe): U<N ut(an): 95- U<N 96- U=N	--	P<0,05 (50%)
Passaio ou repouso	an(pe): Ant- 95=96 Dur- 95>96 Dep- 95>96	pe(an): 95- Ant<Dur=Dep 96- Ant=Dur=Dep	U<N	--	--
Marisqueio (total)	an(pe x ut): U- 95=96 N, Ant- 95<96 N, Dur- 95>96 N, Dep- 95>96	pe(an x ut): 95, U- Ant=Dur=Dep 95, N- Dur>Dep>Ant 96, U- Dur>Ant=Dep 96, N- Ant=Dur>Dep	ut(an x pe): Ant, 95- U=N 96- U<N Dur- U<N Dep, 95- U<N 96- U=N	--	P<0,05 (75%)
Predação (total)	an(pe x ut): U- 95=96 N, Ant- 95=96 N, Dur- 95>96 N, Dep- 95>96	pe(an x ut): 96, N- Ant=Dur>Dep rest.- Dur>Ant=Dep	ut(an x pe): Ant, 95- U=N 96- U<N Dur- U<N Dep, 95- U<N 96- U=N	--	P<0,05 (75%)
Total global	an(pe x ut): U- 95=96 N, Ant- 95=96 N, Dur- 95>96 N, Dep- 95>96	pe(an x ut): 95, U- Dur>Ant=Dep 95, N- Dur>Dep>Ant 96, U- Dur>Ant, pnd 96, N- Dur>Dep, pnd	ut(an x pe): Ant, 95- U=N 96- U<N Dur- U<N Dep, 95- U<N 96- U=N	--	P<0,05 (75%)

	Ano	Período	Utilidade dos dias	Local
Apanha de percebe	an(pe x ut): Ant- 95=96 Dur- 95>96 Dep, U- 95=96 Dep, N- 95>96	pe(an x ut): 95, U- Dur=Ant=Dep 95, N- Dur>Dep>Ant 96- Dur=Ant=Dep	ut(an x pe): Ant- U=N Dur, 95- U<N 96- U=N Dep, 95- U<N 96- U=N	--

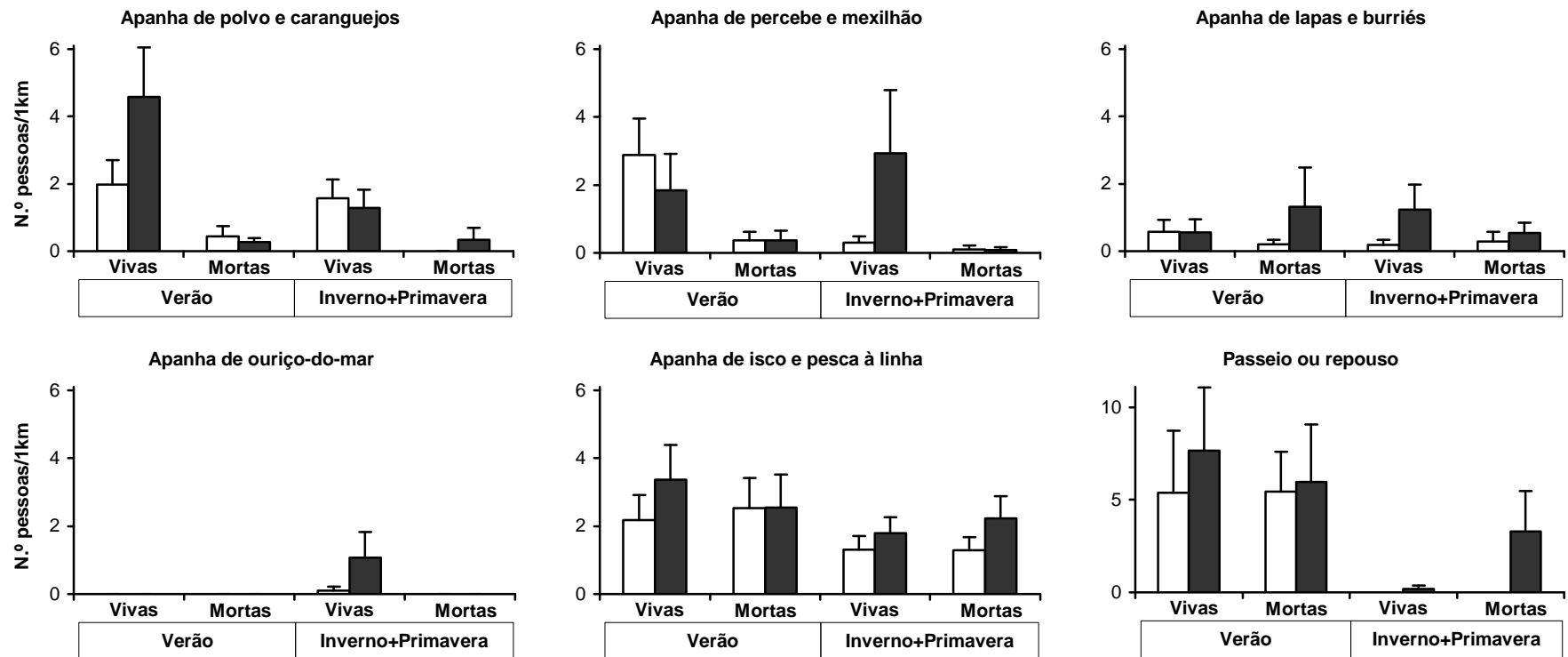


Figura 2.11- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.4 (tabela 2.6): barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; Vivas=marés vivas; Mortas=marés mortas; Verão=Verão de 1995 e 1996; Inverno+Primavera=Inverno de 1995/96 e Primavera de 1996; as praias amostradas são Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, Nascédios, Almogrove e Cabo Sardão; 16 réplicas (8 praias x 2 observações escolhidas aleatoriamente por praia e estação do ano, segundo o respectivo procedimento descrito na secção 2.2.1) diferentes em cada conjunto de actividades. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

2.4- Esta intensidade varia entre as diferentes actividades, considerando também os factores estação do ano, amplitude da maré e utilidade dos dias?

Os resultados da análise da **questão 2.4** (tabela 2.6) são apresentados na figura 2.11 e nas tabelas 2.29 e 2.30, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (VV- Verão de 1995 e 1996; IP- Inverno de 1995/96 e Primavera de 1996; MV- marés vivas; MM- marés mortas):

- o factor actividade interagiu significativamente com os factores amplitude da maré ou estação do ano, não tendo sido registadas diferenças significativas entre dias úteis e não úteis;

- na primeira interacção, registou-se, em marés mortas, um número de pessoas em actividade de apanha de isco e pesca à linha superior ao das restantes actividades, nas quais o número de pessoas em actividade de passeio ou repouso foi superior, enquanto, em marés vivas, a apanha de polvo e caranguejos foi tão intensa quanto a apanha de isco e pesca à linha, estas actividades foram mais intensas que a apanha de percebe e mexilhão, e esta mais que as restantes actividades analisadas;

- a interacção entre os factores actividade e estação do ano revelou um padrão geral de actividade não definido no Verão e, no conjunto do Inverno e da Primavera, valores superiores no número de pessoas apanhando isco e pescando à linha;

- relativamente à estação do ano, esta interacção revelou o padrão VV>IP no caso da apanha de polvo e caranguejos, e do passeio ou repouso, embora VV=IP nas restantes actividades;

- no que diz respeito à amplitude da maré, foi observado o padrão MV>MM no caso da apanha de polvo e caranguejos, e de percebe e mexilhão, MM>MV nas actividades de passeio ou repouso, e MV=MM nas restantes actividades.

Em complemento ao estudo da questão 2.4, são apresentados na tabela 2.31 e na figura 2.12 valores médios diários de abundância de pessoas observadas nas principais actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, considerando todas as observações completas efectuadas no período de amostragem do presente trabalho. É de notar que, exceptuando a apanha de burriés, as actividades de marisqueio atingiram valores médios mais elevados em marés vivas que em marés mortas, tendo este padrão sido bastante evidente na apanha de polvo e caranguejos, percebe, mexilhão e ouriço-do-mar. Por outro lado, as actividades de marisqueio foram quase nulas em preia-mar, registando-se também valores médios menos elevados em preia-mar no caso do passeio ou repouso, assim como nas actividades totais de predação e no total global.

Tabela 2.29- Análise de variância do número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.4 (tabela 2.6): *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Actividade= ac	5	78,26		
Estação do ano= ea	1	42,04		
Amplitude da maré= vm	1	43,59		
Utilidade dos dias= ut	1	10,80	3,77 ^{ns}	Residual
ac x ea	5	12,94	4,51 ^{***}	Residual
ac x vm	5	23,57	8,22 ^{***}	Residual
ac x ut	5	1,43	0,50 ^{ns}	Residual
ea x vm	1	1,23	0,43 ^{ns}	Residual
ea x ut	1	6,52	2,27 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	0,37	0,13 ^{ns}	Residual
ac x ea x vm	5	1,39	0,49 ^{ns}	Residual
ac x ea x ut	5	3,05	1,06 ^{ns}	Residual
ac x vm x ut	5	0,88	0,31 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut	1	1,04	0,36 ^{ns}	Residual
ac x ea x vm x ut	5	5,63	1,96 ^{ns}	Residual
Residual	720	2,87		
Total	767			

C (teste de Cochran)	0,06 ^{ns}
Transformação	ln(x+0,05)

Tabela 2.30- Testes SNK a factores e interacções significativos da análise de variância referida na tabela 2.29- questão 2.4 (delineamento apresentado na tabela 2.6): ac=actividade (pc- apanha de polvo e caranguejos; pm- apanha de percebe e mexilhão; lb- apanha de lapas e burriés; om- apanha de ouriço-do-mar; pl- apanha de isco e pesca à linha; pr- passeio ou repouso); ea=estação do ano (VV- Verão de 1995 e 1996; IP- Inverno de 1995/96 e Primavera de 1996); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); pnd= padrão geral não definido; rest.=restantes; --, não se aplica.

Actividade	Estação do ano	Amplitude da maré	Utilidade dos dias
ac(vm): M- pl>pr>pc=pm=lb=om V- pc=pl>pm>rest. pnd	ea(ac): pc, pr- VV>IP rest.- VV=IP	vm(ac): pc, pm- V>M pr- M>V rest.- V=M	--
ac(ea): VV- pnd IP- pl>rest. iguais			

Na tabela 2.31 são também apresentados valores de percentagem de ocorrência de pessoas nas principais actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, considerando todas as observações completas efectuadas no período de amostragem do presente trabalho. Os padrões acima referidos no que diz respeito à abundância de pessoas são também aparentes em termos qualitativos. É de notar que, das actividades parciais exercidas em baixa-mar, as três principais foram o passeio ou repouso, a pesca à linha, e a apanha de polvo e caranguejos. Este padrão verifica-se tanto a nível quantitativo, como qualitativo, embora a importância relativa destas actividades seja diferente nestes dois conjuntos de resultados. Com efeito, em termos quantitativos, o valor médio mais elevado foi obtido nas actividades de passeio ou repouso e, no respeitante à percentagem de

ocorrência, foi na pesca à linha que o valor médio foi maior. As actividades que apresentaram valores mais reduzidos foram, em termos quantitativos, a apanha de lapas e a pesca submarina e, em termos qualitativos, a apanha de mexilhão e de ouriço-do-mar.

Esta alteração da importância relativa das actividades parciais também se verificou nos conjuntos de resultados obtidos em baixa-mar de marés vivas e de marés mortas, embora, no caso das marés de maior amplitude, a apanha de polvo e caranguejos tenha apresentado sempre os valores médios mais elevados, e os valores mais reduzidos tenham sido sempre verificados na apanha de burriés. Apesar de esta actividade ter sido praticada pelo maior número de pessoas em marés mortas, a respectiva percentagem de ocorrência dos seus praticantes foi menos importante. Em baixa-mar de marés mortas, a actividade praticada com maior frequência foi a apanha de percebe e as que apresentaram valores mais reduzidos, tanto de abundância de pessoas, como de percentagem de ocorrência, foram a apanha de lapas, de mexilhão e de ouriço-do-mar.

Tabela 2.31- Valores diários de abundância (número por 1km de linha de costa) e frequência (percentagem de ocorrência) de pessoas nas principais actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, considerando a totalidade das observações completas efectuadas entre 23/07/1994 e 07/07/1996, inclusive, e nas oito praias de amostragem referidas na secção 2.2 (excepto no caso da apanha de percebe, em que apenas foram consideradas as praias de Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão); EP- erro padrão; N- número total de réplicas; %- percentagem de ocorrência, equivalente ao quociente 100n/N (n- número de réplicas em que foram observadas uma ou mais pessoas exercendo determinada actividade).

Actividade	Total				Marés vivas				Marés mortas			
	Média	EP	N	%	Média	EP	N	%	Média	EP	N	%
Apanha de polvo e caranguejos	1,31	0,09	1467	31,2	2,28	0,16	751	50,9	0,29	0,04	716	10,6
Apanha de percebe	1,09	0,19	534	23,6	1,67	0,34	282	28,4	0,45	0,07	252	18,3
Apanha de mexilhão	0,35	0,05	1467	7,8	0,52	0,08	751	9,9	0,16	0,04	716	5,6
Apanha de lapas	0,28	0,04	1467	8,5	0,35	0,06	751	10,0	0,20	0,04	716	7,0
Apanha de burriés	0,36	0,05	1467	8,8	0,27	0,07	751	7,2	0,46	0,07	716	10,5
Apanha de ouriço-do-mar	1,15	0,25	1467	6,8	2,24	0,49	751	12,8	6x10 ⁻³	3x10 ⁻³	716	0,6
Apanha de isco	0,34	0,03	1467	14,7	0,45	0,05	751	18,4	0,21	0,03	716	10,8
Marisqueio (total)	4,56	0,32	1467	51,9	7,51	0,59	751	71,4	1,48	0,13	716	31,6
Predação (total)	7,19	0,35	1467	76,5	10,10	0,64	751	84,3	4,13	0,22	716	68,3

Actividade	Total				Baixa-mar				Praia-mar			
	Média	EP	N	%	Média	EP	N	%	Média	EP	N	%
Marisqueio (total)	3,34	0,24	2007	38,1	4,56	0,32	1467	51,9	0,02	0,01	540	0,6
Pesca à linha	2,04	0,08	2007	47,9	1,96	0,09	1467	49,3	2,24	0,20	540	44,1
Pesca submarina	0,23	0,02	2007	7,9	0,24	0,03	1467	7,9	0,21	0,03	540	8,0
Predação (total)	5,92	0,27	2007	69,1	7,19	0,35	1467	76,5	2,49	0,20	540	48,9
Passeio ou repouso	1,85	0,15	2007	21,0	2,19	0,20	1467	23,6	0,95	0,16	540	13,9
Total global	7,77	0,36	2007	70,6	9,38	0,47	1467	77,7	3,42	0,30	540	51,3

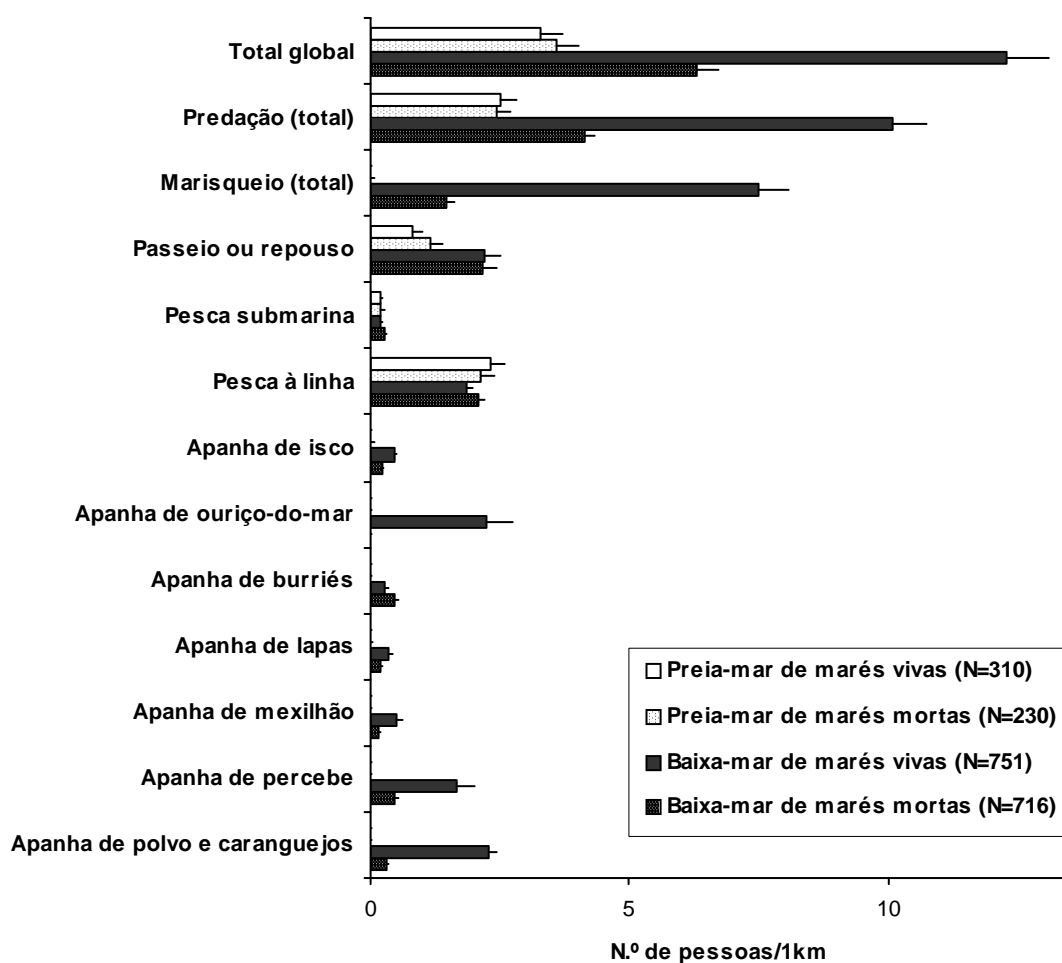


Figura 2.12- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas nas principais actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, considerando a totalidade das observações completas efectuadas entre 23/07/1994 e 07/07/1996, inclusive, e nas oito praias de amostragem referidas na secção 2.2 (excepto no caso da apanha de percebe, em que apenas foram consideradas as praias de Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão); N- número total de réplicas, sem considerar a redução de praias no estudo da apanha de percebe (neste caso, N=282 em baixa-mar de marés vivas, e N=252 em baixa-mar de marés mortas).

2.5- Esta intensidade varia com níveis de maré e de exposição à ondulação, considerando também os factores estação do ano, altura e amplitude da maré, utilidade dos dias e praia?

Para o estudo da **questão 2.5A** (tabela 2.7), foram amostradas as oito praias em estudo (secção 2.2), embora esta questão apenas tenha sido analisada nas praias de Cabo de Sines, Vale Marim e Amoreiras/Casca/Oliveirinha, onde a apanha de lapas e burriés foi mais frequente. No caso das praias de Vale Marim e Amoreiras/Casca/Oliveirinha, a apanha de lapas e burriés apenas foi registada no nível de maior exposição à ondulação, razão pela qual o nível abrigado não foi considerado na análise estatística desta questão. Por outro lado, tendo a apanha de burriés sido pouco frequente no Cabo de Sines, apenas a apanha de lapas foi analisada nesta praia. Por último, a apanha de lapas no Cabo de Sines foi pouco frequente no nível de maré superior, razão pela qual na análise estatística deste factor apenas foram considerados dois níveis de maré (em que o nível superior é equivalente aos níveis médio e superior inicialmente definidos no respectivo delineamento) nesta praia.

Os resultados da análise da questão 2.5A são apresentados nas figuras 2.13 e 2.14, e nas tabelas 2.32 a 2.35, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (S- nível de maré superior; M- nível de maré médio; I- nível de maré inferior; E- exposto; A- abrigado; MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis):

- o factor nível de maré foi significativo nas três praias amostradas e, no caso do Cabo de Sines, interagiu significativamente com o factor exposição à ondulação;

- os padrões entre níveis de maré variaram consoante a praia de amostragem, tendo sido observados valores mais elevados no nível inferior e abrigado de CSI ($S < I$) e, no caso de VMA e ACO, o nível médio apresentou valores mais elevados e o nível inferior registou valores mais baixos;

- em CSI, onde o factor exposição à ondulação foi analisado estatisticamente, a interacção significativa deste factor revelou que $E < A$ no nível de maré inferior;

- o factor estação do ano foi significativo em ACO, onde foram observados valores mais elevados nos períodos de Verão amostrados;

- o factor amplitude da maré foi significativo em CSI (nesta praia, $MV > MM$) e VMA, tendo interagido significativamente, nesta praia, com o factor utilidade dos dias ($MV > MM$ em dias não úteis e $MV = MM$ em dias úteis);

- o factor utilidade dos dias foi significativo em CSI (nesta praia, $U < N$) e VMA, tendo interagido significativamente, nesta praia, com o factor amplitude da maré ($U < N$ em marés vivas e $U = N$ em marés mortas).

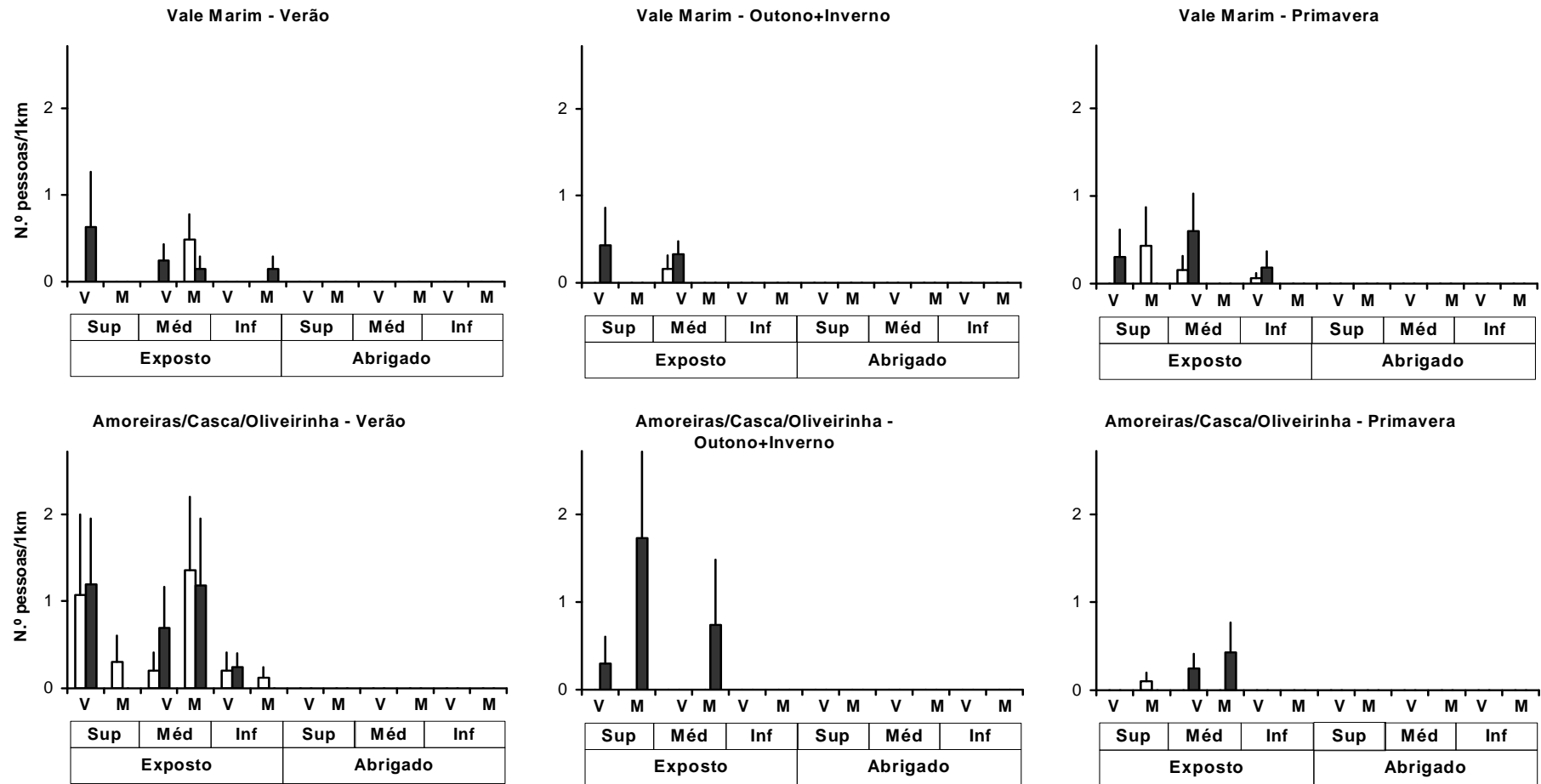


Figura 2.13- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas exercendo a apanha de lapas e burriés em duas praias do litoral rochoso alentejano, em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.5A (tabela 2.7): Verão=Verão de 1994, 1995 e 1996; Outono+Inverno=Outono de 1994 e 1995, e Inverno de 1994/95 e 1995/96; Primavera=Primavera de 1995 e 1996; barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; V=marés vivas; M=marés mortas; nível de maré - Sup=superior, Méd=médio, Inf=inferior; exposição à ondulação - Exposto=maior exposição, Abrigado=menor exposição; 6 réplicas (média das observações efectuadas em 3 locais por praia).

Tabela 2.32- Análise de variância do número de pessoas exercendo a apanha de lapas e burriés em duas praias do litoral rochoso alentejano (VMA- Vale Marim; ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha), em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.5A (tabela 2.7), alterado por exclusão do factor exposição à ondulação (apenas foi considerado o nível exposto): * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	VMA		ACO		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
Nível de maré= ní	2	2,135	4,21*	2,07	3,63*	Residual
Estação do ano= ea	2	0,263	0,52 ^{ns}	3,97	6,97**	Residual
Amplitude da maré= vm	1	2,042		0,13	0,23 ^{ns}	Residual
Utilidade dos dias= ut	1	1,432		1,55	2,73 ^{ns}	Residual
ní x ea	4	0,135	0,27 ^{ns}	0,73	1,29 ^{ns}	Residual
ní x vm	2	0,409	0,81 ^{ns}	0,76	1,34 ^{ns}	Residual
ní x ut	2	0,077	0,15 ^{ns}	0,49	0,86 ^{ns}	Residual
ea x vm	2	1,145	2,26 ^{ns}	0,72	1,27 ^{ns}	Residual
ea x ut	2	0,013	0,03 ^{ns}	0,68	1,19 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	3,722	7,33**	0,02	0,04 ^{ns}	Residual
ní x ea x vm	4	1,026	2,02 ^{ns}	1,00	1,75 ^{ns}	Residual
ní x ea x ut	4	0,256	0,50 ^{ns}	0,77	1,35 ^{ns}	Residual
ní x vm x ut	2	1,246	2,45 ^{ns}	0,05	0,08 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut	2	0,078	0,15 ^{ns}	1,26	2,22 ^{ns}	Residual
ní x ea x vm x ut	4	0,209	0,41 ^{ns}	0,18	0,32 ^{ns}	Residual
Residual	180	0,508		0,57		
Total	215					

C (teste de Cochran)	0,12 ^{ns}	0,12 ^{ns}
Transformação	ln(x+0,1)	ln(x+0,2)

Tabela 2.33- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 2.32- questão 2.5A (delineamento apresentado na tabela 2.7): nível de maré (S- superior; M- médio; I- inferior); estação do ano (VV- Verão de 1994, 1995 e 1996; OI- Outono de 1994 e 1995, e Inverno de 1994/95 e 1995/96; PP- Primavera de 1995 e 1996); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); ut=utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); --, não se aplica.

Praia	Nível de maré	Estação do ano	Amplitude da maré	Utilidade dos dias
Vale Marim	M>S=I	--	vm(ut): U- V=M N- V>M	ut(vm): V- U<N M- U=N
Amoreiras/Casca/Oliveirinha	S=M>I	VV>OI=PP	--	--

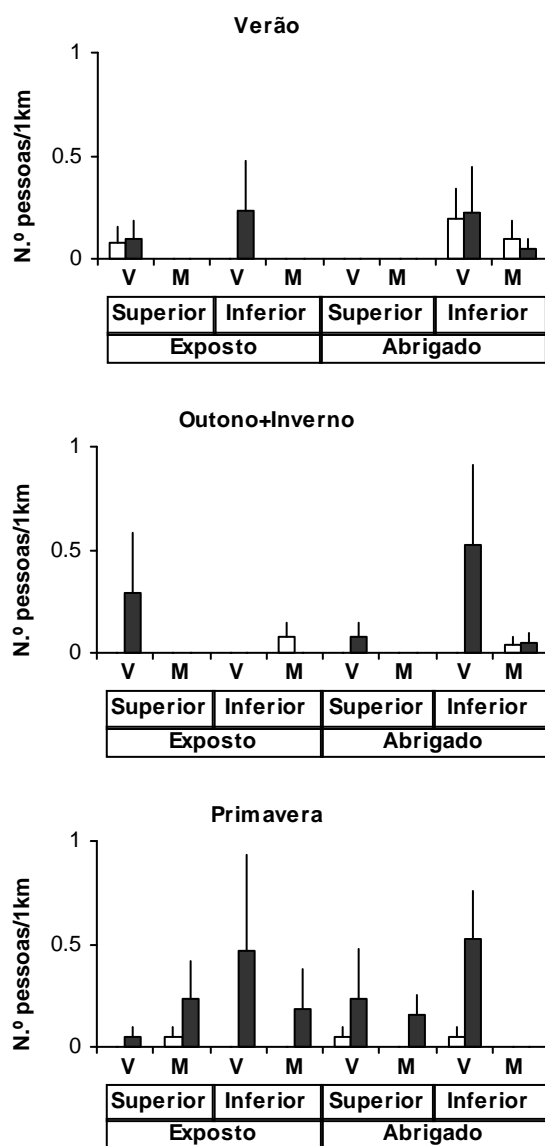


Figura 2.14- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas exercendo a apanha de lapas no Cabo de Sines, em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.5A (tabela 2.7): Verão=Verão de 1994, 1995 e 1996; Outono+Inverno=Outono de 1994 e 1995, e Inverno de 1994/95 e 1995/96; Primavera=Primavera de 1995 e 1996; barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; V=marés vivas; M=marés mortas; nível de maré – Superior (equivalente aos níveis médio e superior definidos no referido delineamento) e Inferior; exposição à ondulação - Exposto=maior exposição, Abrigado=menor exposição; 6 réplicas (média das observações efectuadas em 3 locais por praia).

Tabela 2.34- Análise de variância do número de pessoas exercendo a apanha de lapas no Cabo de Sines, em baixa-mar e segundo o delineamento da questão 2.5A (tabela 2.7), alterado no caso do factor nível de maré, em que se consideraram dois níveis - superior (equivalente aos níveis médio e superior definidos no referido delineamento) e inferior: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Nível de maré= ní	1	1,660		
Exposição à ondulação= ex	1	1,580		
Estação do ano= ea	2	1,774	1,98 ^{ns}	Residual
Amplitude da maré= vm	1	3,494	3,90*	Residual
Utilidade dos dias= ut	1	7,062	7,89**	Residual
ní x ex	1	3,853	4,30*	Residual
ní x ea	2	0,403	0,45 ^{ns}	Residual
ní x vm	1	1,028	1,15 ^{ns}	Residual
ní x ut	1	0,079	0,09 ^{ns}	Residual
ex x ea	2	0,027	0,03 ^{ns}	Residual
ex x vm	1	1,391	1,55 ^{ns}	Residual
ex x ut	1	0,121	0,14 ^{ns}	Residual
ea x vm	2	0,113	0,13 ^{ns}	Residual
ea x ut	2	2,436	2,72 ^{ns}	Residual
vm x ut	1	2,298	2,57 ^{ns}	Residual
ní x ex x ea	2	0,325	0,36 ^{ns}	Residual
ní x ex x vm	1	1,520	1,70 ^{ns}	Residual
ní x ex x ut	1	0,157	0,17 ^{ns}	Residual
ní x ea x vm	2	2,074	2,32 ^{ns}	Residual
ní x ea x ut	2	0,131	0,15 ^{ns}	Residual
ní x vm x ut	1	1,740	1,94 ^{ns}	Residual
ex x ea x vm	2	1,813	2,02 ^{ns}	Residual
ex x ea x ut	2	0,683	0,76 ^{ns}	Residual
ex x vm x ut	1	0,079	0,09 ^{ns}	Residual
ea x vm x ut	2	0,599	0,67 ^{ns}	Residual
ní x ex x ea x vm	2	0,005	0,01 ^{ns}	Residual
ní x ex x ea x ut	2	0,883	0,99 ^{ns}	Residual
ní x ex x vm x ut	1	0,612	0,68 ^{ns}	Residual
ní x ea x vm x ut	2	0,647	0,72 ^{ns}	Residual
ex x ea x vm x ut	2	0,406	0,45 ^{ns}	Residual
ní x ex x ea x vm x ut	2	0,787	0,88 ^{ns}	Residual
Residual	240	0,896		
Total	287			

C (teste de Cochran)	0,10 ^{ns}
Transformação	ln(x+0,03)

Tabela 2.35- Testes SNK a factores e interacções significativos da análise de variância referida na tabela 2.34- questão 2.5A (delineamento apresentado na tabela 2.7): ní=nível de maré (S- superior; I- inferior); ex=exposição à ondulação (E- exposto; A- abrigado); amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); --, não se aplica.

Nível de maré	Exposição à ondulação	Estação do ano	Amplitude da maré	Utilidade dos dias
ní(ex): E- S=I A- S<I	ex(ní): S- E=A I- E<A	--	V>M	U<N

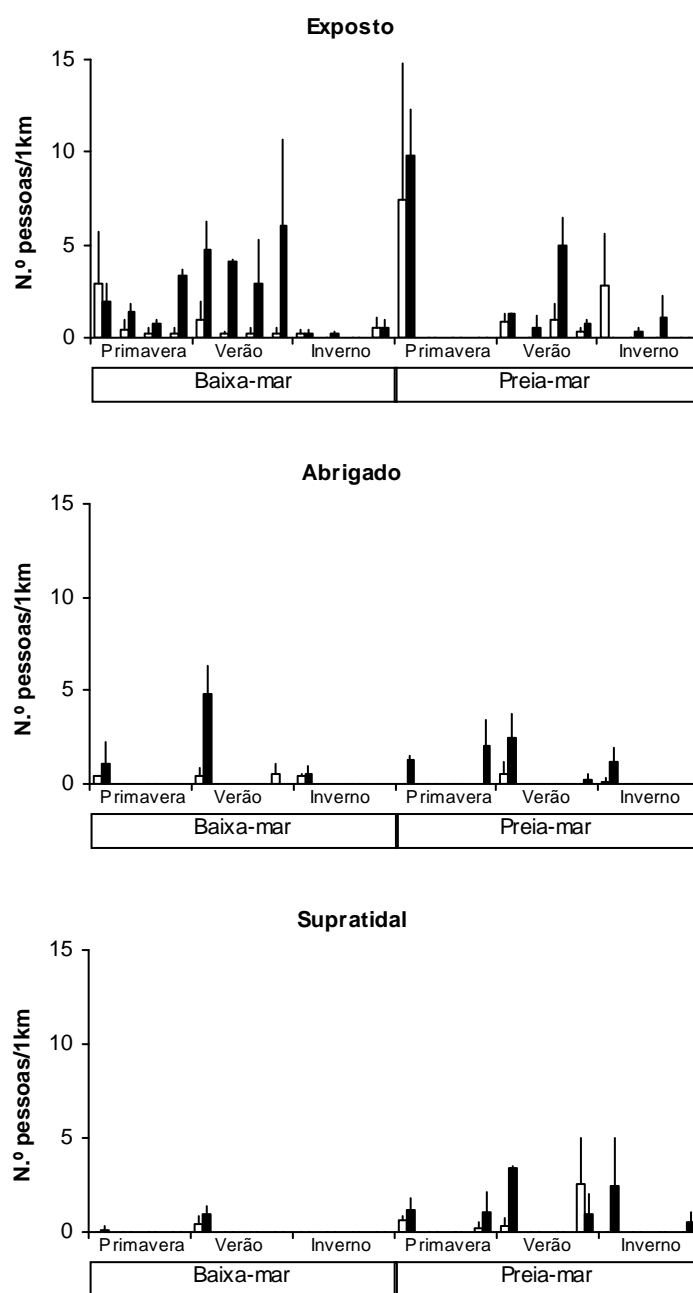


Figura 2.15- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, em marés vivas e segundo o delineamento da questão 2.5B (tabela 2.7): exposição à ondulação - Exposto=maior exposição, Abrigado=menor exposição, Supratidal=acima da zona intertidal; barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; as estações do ano são Primavera de 1995, Verão de 1995 e Inverno de 1995/96; as praias de amostragem são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Burrinho/Porto Covo; 2 réplicas (média das observações efectuadas em 3 locais por praia).

Os resultados da análise da **questão 2.5B** (tabela 2.7) são apresentados na figura 2.15 e nas tabelas 2.36 e 2.37, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (BM- baixa-mar; PM- preia-mar; U- dias úteis; N- dias não úteis; E- exposto; A- abrigado; S- supratidal; P- Primavera de 1995; V- Verão de 1995; I- Inverno de 1995/96):

- o factor praia interagiu significativamente com os factores altura da maré e exposição à ondulação, tendo sido registados valores mais elevados em CSI na maioria dos casos (excepto em BM e nos níveis E e S);

- o factor altura da maré interagiu significativamente com os factores praia, utilidade dos dias e exposição à ondulação, tendo as diferenças significativas ocorrido em dias não úteis e nos níveis exposto (BM>PM) e supratidal (BM<PM), e apresentado uma elevada variabilidade entre praias;

- o factor utilidade dos dias interagiu significativamente com os factores altura da maré e exposição à ondulação (diferenças significativas registadas no nível exposto, onde o padrão variou entre U<N, em baixa-mar, e U>N em preia-mar), e com o factor estação do ano, embora neste caso o padrão tenha sido uniforme (U<N);

- o factor exposição à ondulação apresentou interações significativas com os restantes factores, tendo o padrão significativo mais frequente sido E>A=S, que ocorreu sobretudo em baixa-mar e nas estações de Primavera e Verão;

- o factor estação do ano interagiu significativamente com o factor exposição à ondulação, tendo sido registadas diferenças significativas no nível exposto, onde o padrão foi V>P>I.

Os resultados da análise da **questão 2.5C** (tabela 2.7) são apresentados na figura 2.16 e nas tabelas 2.38 e 2.39, onde se podem constatar os seguintes padrões gerais (BM- baixa-mar; PM- preia-mar; MV- marés vivas; MM- marés mortas; U- dias úteis; N- dias não úteis; E- exposto; A- abrigado; S- supratidal):

- o factor praia interagiu significativamente com os factores amplitude da maré, altura da maré e exposição à ondulação, e, embora os padrões observados sejam muito variáveis, foram registados valores mais elevados em CSI ou CAQ nos casos em que foi verificado algum padrão geral (devido a esta elevada variabilidade, bem como ao facto de as outras interações significativas envolverem quase todos os factores analisados, não foram apresentados na tabela 2.39 os outros resultados dos testes SNK à interacção significativa prXvmXutXex);

- o factor altura da maré interagiu significativamente com os factores amplitude da maré, utilidade dos dias e exposição à ondulação, tendo ocorrido diferenças significativas nos níveis exposto e supratidal, onde os respectivos padrões foram muito variáveis;

Tabela 2.36- Análise de variância do número de pessoas em actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, em marés vivas e segundo o delineamento da questão 2.5B (tabela 2.7): * $P < 0,05$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Praia=pr	3	29,78		
Altura da maré=bp	1	0,04		
Utilidade dos dias= ut	1	26,90		
Exposição à ondulação=ex	2	23,80		
Estação do ano= ea	2	14,42		
pr x bp	3	1,91	2,03 ^{ns}	Residual
pr x ut	3	1,66	1,76 ^{ns}	Residual
pr x ex	6	1,02	1,08 ^{ns}	Residual
pr x ea	6	1,32	1,40 ^{ns}	Residual
bp x ut	1	0,26	0,27 ^{ns}	Residual
bp x ex	2	7,75	8,24***	Residual
bp x ea	2	0,20	0,21 ^{ns}	Residual
ut x ex	2	3,46	3,68*	Residual
ut x ea	2	3,15	3,35*	Residual
ex x ea	4	2,85	3,03*	Residual
pr x bp x ut	3	0,57	0,60 ^{ns}	Residual
pr x bp x ex	6	2,68	2,85*	Residual
pr x bp x ea	6	1,04	1,11 ^{ns}	Residual
pr x ut x ex	6	1,56	1,66 ^{ns}	Residual
pr x ut x ea	6	0,96	1,02 ^{ns}	Residual
pr x ex x ea	12	1,20	1,27 ^{ns}	Residual
bp x ut x ex	2	3,69	3,92*	Residual
bp x ut x ea	2	0,61	0,65 ^{ns}	Residual
bp x ex x ea	4	1,36	1,44 ^{ns}	Residual
ut x ex x ea	4	1,94	2,06 ^{ns}	Residual
pr x bp x ut x ex	6	0,83	0,89 ^{ns}	Residual
pr x bp x ut x ea	6	0,35	0,37 ^{ns}	Residual
pr x bp x ex x ea	12	0,77	0,82 ^{ns}	Residual
pr x ut x ex x ea	12	0,49	0,52 ^{ns}	Residual
bp x ut x ex x ea	4	0,51	0,54 ^{ns}	Residual
pr x bp x ut x ex x ea	12	0,86	0,91 ^{ns}	Residual
Residual	144	0,94		
Total	287			

C (teste de Cochran)	0,09 ^{ns}
Transformação	ln(x+0,1)

Tabela 2.37- Testes SNK a factores e interacções significativos da análise de variância referida na tabela 2.36- questão 2.5B (delineamento apresentado na tabela 2.7): pr=praia de amostragem (CSI- Cabo de Sines, VMA- Vale Marim, ACO- Amoreiras/Casca/Oliveirinha, BPC- Burrinho/Porto Covo); bp=altura da maré (BM- baixa-mar; PM- praia-mar); utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); ex=exposição à ondulação (E- exposto; A- abrigado; S- supratidal); ea=estação do ano (P- Primavera de 1995; V- Verão de 1995; I- Inverno de 1995/96); rest.=restantes; pnd=padrão geral não definido.

Praia	Altura da maré	Utilidade dos dias	Exposição à ondulação	Estação do ano
pr(bp x ex): BM, E, S- $P > 0,05$ BM, A- CSI > rest. iguais PM, E, A- CSI > rest. iguais PM, S- CSI = BPC > VMA = ACO	bp(ut x ex): U- BM=PM N, E- BM > PM N, A- BM=PM N, S- BM < PM bp(pr x ex): E, CSI, ACO- BM=PM E, VMA, BPC- BM > PM A- BM=PM S, CSI, BPC- BM < PM S, VMA, ACO- BM=PM	ut(bp x ex): E, BM- U < N E, PM- U > N A- U = N S- U = N ut(ea): U < N	ex(bp x ut): BM, U- E > S, pnd BM, N- E > A = S PM- E = A = S ex(pr x bp): BM, CSI- E = A > S BM, rest.- E > A = S PM, ACO- E > A = S PM, rest.- E = A = S ex(ea): P- E > A = S V- E > A = S I- E = A = S	ea(ex): E- V > P > I A- P = V = I S- P = V = I

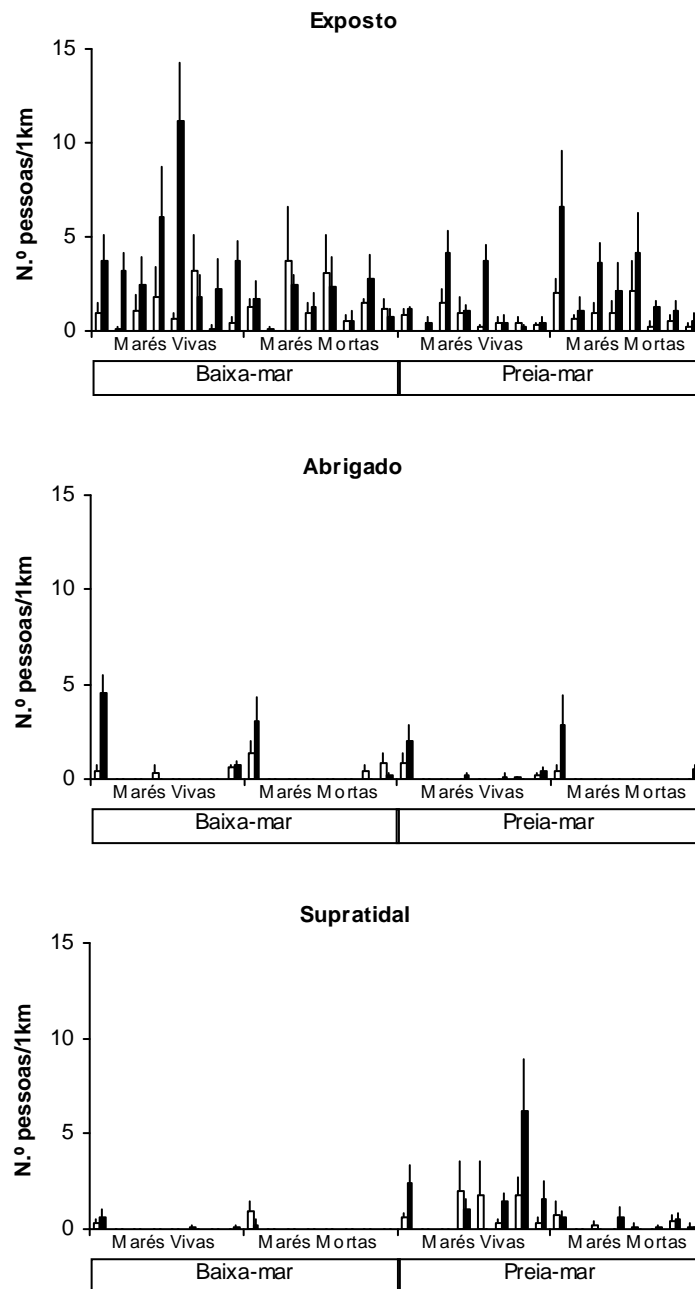


Figura 2.16- Variação da abundância (média+erro padrão) de pessoas em actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, no Verão de 1995 e segundo o delineamento da questão 2.5C (tabela 2.7): exposição à ondulação - Exposto=maior exposição, Abrigado=menor exposição, Supratidal=acima da zona intertidal; barras brancas=dias úteis; barras pretas=dias não úteis; as praias de amostragem são, da esquerda para a direita, Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo, Caniceira/Queimado, Nascédios, Almogrove e Cabo Sardão; 3 réplicas (média das observações efectuadas em 3 locais por praia).

Tabela 2.38- Análise de variância do número de pessoas em actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, no Verão de 1995 e segundo o delineamento da questão 2.5C (tabela 2.7): * $P < 0,05$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Praia=pr	7	0,435		
Altura da maré=bp	1	0,001		
Amplitude da maré=vm	1	0,165		
Utilidade dos dias=ut	1	1,230		
Exposição à ondulação=ex	2	3,448		
pr x bp	7	0,018	0,57 ^{ns}	Residual
pr x vm	7	0,031	0,95 ^{ns}	Residual
pr x ut	7	0,071	2,20*	Residual
pr x ex	14	0,236	7,31***	Residual
bp x vm	1	0,038	1,16 ^{ns}	Residual
bp x ut	1	0,007	0,21 ^{ns}	Residual
bp x ex	2	0,534	16,53***	Residual
vm x ut	1	0,280	8,66**	Residual
vm x ex	2	0,075	2,32 ^{ns}	Residual
ut x ex	2	0,470	14,54***	Residual
pr x bp x vm	7	0,064	1,97 ^{ns}	Residual
pr x bp x ut	7	0,025	0,76 ^{ns}	Residual
pr x bp x ex	14	0,067	2,07*	Residual
pr x vm x ut	7	0,028	0,85 ^{ns}	Residual
pr x vm x ex	14	0,043	1,33 ^{ns}	Residual
pr x ut x ex	14	0,087	2,68***	Residual
bp x vm x ut	1	0,297	9,19**	Residual
bp x vm x ex	2	0,532	16,47***	Residual
bp x ut x ex	2	0,032	1,00 ^{ns}	Residual
vm x ut x ex	2	0,080	2,47 ^{ns}	Residual
pr x bp x vm x ut	7	0,038	1,18 ^{ns}	Residual
pr x bp x vm x ex	14	0,048	1,50 ^{ns}	Residual
pr x bp x ut x ex	14	0,040	1,24 ^{ns}	Residual
pr x vm x ut x ex	14	0,067	2,07*	Residual
bp x vm x ut x ex	2	0,283	8,75***	Residual
pr x bp x vm x ut x ex	14	0,018	0,57 ^{ns}	Residual
Residual	384	0,032		
Total	575			

C (teste de Cochran)	0,06 ^{ns}
Transformação	ln(x+4)

Tabela 2.39- Testes SNK a factores e interacções significativos da análise de variância referida na tabela 2.38- questão 2.5C (delineamento apresentado na tabela 2.7): pr=praia de amostragem (CSI- Cabo de Sines, CAQ- Caniceira/Queimado); bp=altura da maré (BM- baixa-mar; PM- praia-mar); vm=amplitude da maré (V- marés vivas; M- marés mortas); utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis); ex=exposição à ondulação (E- exposto; A- abrigado; S- supratidal); rest.=restantes; pnd=padrão geral não definido.

Praia	Altura da maré	Amplitude da maré	Utilidade dos dias	Exposição à ondulação
pr(vm x ut x ex): V, U- $P > 0,05$ V, N, E- CAQ>rest. pnd V, N, A- CSI>rest. iguais V, N, S- pnd M, U, E- pnd M, U, A, S- $P > 0,05$ M, N, E- pnd M, N, A- CSI>rest. iguais M, N, S- $P > 0,05$	bp(vm x ut x ex): U, E- BM=PM V, N, E- BM>PM M, N, E- BM<PM A- BM=PM V, S- BM<PM M, S- BM=PM	vm(bp x ut x ex): U, E- V=M BM, N, E- V>M PM, N, E- V<M A- V=M BM, S- V=M PM, S- V>M	ut(bp x vm x ex): E, BM, V- U<N E, BM, M- U=N E, PM- U<N A- U=N S, BM- U=N S, PM, V- U<N S, PM, M- U=N	ex(bp x vm x ut): BM- E>A=S PM, V, U- pnd PM, V, N- E=S>A PM, M- E>A=S

- o factor amplitude da maré interagiu significativamente com os factores altura da maré, utilidade dos dias e exposição à ondulação, tendo ocorrido diferenças significativas nos níveis exposto e supratidal, onde os respectivos padrões foram muito variáveis;

- o factor utilidade dos dias interagiu significativamente com os factores altura da maré, amplitude da maré e exposição à ondulação, tendo ocorrido diferenças significativas nos níveis exposto e supratidal, onde o padrão significativo foi $U < N$ e ocorreu em condições variáveis de altura e amplitude da maré;

- o factor exposição à ondulação apresentou interacções significativas com os factores altura da maré, amplitude da maré e utilidade dos dias, tendo o padrão geral significativo sido $E > A = S$ ou $E = S > A$.

2.6- Esta intensidade varia com as condições atmosféricas e marítimas?

Os resultados da análise da **questão 2.6** são apresentados nas tabelas 2.40 e 2.41. Analisando a primeira, podem constatar-se os seguintes padrões gerais:

- na maioria das actividades de marisqueio analisadas (exceptuando a apanha de ouriço-do-mar), os valores absolutos mais elevados de coeficiente de correlação foram obtidos nas análises com o estado de agitação marítima;

- no caso da pesca à linha e do passeio ou repouso, os valores absolutos mais elevados de coeficiente de correlação foram obtidos nas análises com a nebulosidade;

- somente na pesca submarina o valor absoluto mais elevado de coeficiente de correlação foi obtido na análise com a turbidez da água do mar;

- a maioria dos coeficientes obtidos são significativos, todos estes coeficientes significativos são negativos, e os valores absolutos mais elevados foram obtidos nas relações entre a apanha de percebe e a agitação marítima ou a turbidez da água do mar, e entre a pesca submarina e as mesmas condições marítimas;

- a nebulosidade corresponde à variável onde se verificou um maior número de coeficientes não significativos, tendo estes sido todos significativos no caso da intensidade do vento, da apanha de lapas e burriés, e de todas as actividades analisadas em baixa-mar e preia-mar.

Para a análise da tabela 2.41 é importante referir que, nas respectivas análises de correlação, apenas foram consideradas as observações com uma ou mais pessoas por local e por actividade considerada. Da análise desta tabela, podem constatar-se os seguintes padrões gerais:

- a maioria dos coeficientes obtidos são não significativos, e os significativos são negativos e foram obtidos em relações envolvendo os níveis de exposição à ondulação e as actividades de apanha de lapas ou de pesca à linha;

- os coeficientes significativos foram mais frequentes na pesca à linha, embora tenha sido na apanha de lapas onde foi registado o coeficiente com valor absoluto mais elevado.

Tabela 2.40- Análises de correlação entre o número de pessoas em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano e condições marítimas e atmosféricas, segundo o delineamento da questão 2.6 (secção 2.2), alterado no caso da apanha de percebe, em que apenas foram consideradas três praias de amostragem (Cabo de Sines, Almogrove e Cabo Sardão): * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

	Actividade	N.º de réplicas	Agitação marítima	Turbidez da água do mar	Intensidade do vento	Nebulosidade
Baixa-mar	Apanha de polvos e caranguejos	1467	-0,069**	-5x10 ⁻⁴ ns	-0,053*	0,004 ^{ns}
	Apanha de percebe	534	-0,227***	-0,215***	-0,159***	0,003 ^{ns}
	Apanha de lapas e burriés	1467	-0,099***	-0,057*	-0,070**	-0,077**
	Apanha de ouriços-do-mar	1467	-0,050 ^{ns}	-0,008 ^{ns}	-0,059*	0,026 ^{ns}
	Marisqueio (total)	1467	-0,117***	-0,051 ^{ns}	-0,107***	0,001 ^{ns}
Baixa-mar e praia-mar	Pesca à linha	2007	-0,057*	-0,099***	-0,112***	-0,141***
	Pesca submarina	2007	-0,173***	-0,204***	-0,128***	-0,063**
	Passaio ou repouso	2007	-0,118***	-0,121***	-0,105***	-0,147***
	Predação (total)	2007	-0,111***	-0,061**	-0,133***	-0,049*
	Total global	2007	-0,134***	-0,098***	-0,145***	-0,100***

Tabela 2.41- Análises de correlação entre o número de pessoas exercendo a apanha de lapas ou burriés (em baixa-mar), ou a pesca à linha (em baixa-mar e praia-mar) no litoral rochoso alentejano e o estado de agitação marítima registado em cada local de amostragem, por nível de maré (S- superior; M- médio; I- inferior) e de exposição à ondulação (exposto, abrigado ou supratidal) considerado, de acordo com o delineamento das questões 2.5 e 2.6 (secção 2.2): * $P < 0,05$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$; na- não analisado.

	Nível de maré ou de exposição à ondulação	N.º de réplicas	Coefficiente de correlação
Apanha de lapas	Nível de maré inferior (I)	51	-0,255 ^{ns}
	Níveis de maré superiores (M+S)	62	-0,116 ^{ns}
	Exposto	85	-0,229*
	Abrigado	34	0,194 ^{ns}
Apanha de burriés	Níveis de maré inferiores (M+I)	55	-0,035 ^{ns}
	Nível de maré superior (S)	37	-0,004 ^{ns}
	Exposto	117	-0,069 ^{ns}
	Abrigado	8	na
Pesca à linha	Exposto	652	-0,177***
	Abrigado	230	-0,106 ^{ns}
	Supratidal	141	-0,174*

2.4- Discussão

Variação temporal

A variação temporal da intensidade das actividades em estudo foi analisada à escala do ano (variação interanual), da estação do ano (variação sazonal, e entre Verão e Inverno), de períodos plurissemanais com duração inferior à da estação do ano (variação entre períodos antes, durante e depois da Páscoa), do dia (variação entre dias úteis e não úteis) e de períodos com duração inferior à do dia (variação consoante a altura, entre períodos de baixa-mar e de preia-mar, e a amplitude da maré, entre períodos de marés vivas e mortas). Este tipo de variação não foi analisado no estudo do rendimento destas actividades de predação humana, realizado durante uma única época de Verão e apenas em períodos de marés vivas, em baixa-mar ou enchente, sem ter em conta a utilidade dos dias.

Variação sazonal e interanual

A variação sazonal foi analisada em dois casos: comparando as estações de um ano ou de dois anos consecutivos, e considerando apenas as estações de Verão e Inverno.

Na comparação das quatro estações do ano, em que apenas foi considerada a intensidade das actividades exercidas em dias úteis de baixa-mar de marés vivas, os padrões sazonais foram muito variáveis, sobretudo quando a variação interanual foi integrada na mesma análise. Apesar desta elevada variabilidade, o registo de valores mais elevados no Verão e mais baixos no Inverno foi o padrão mais frequente, nomeadamente quando as actividades de predação humana foram consideradas em conjunto (marisqueio total, predação total e total global).

Nos dois conjuntos de análises em que foi testada a hipótese nula de que não existiam diferenças entre a abundância de pessoas no Verão (V) e no Inverno (I), foram detectadas diferenças significativas em todas as variáveis analisadas, embora a interacção com outros factores tenha sido frequente. O padrão sazonal mais frequente foi $V>I$, embora $V=I$ tenha ocorrido nalgumas interacções com outros factores, e $V<I$ tenha sido registado numa das actividades (apanha de ouriço-do-mar). Independentemente ou apesar da interacção com outros factores, o padrão $V>I$ foi verificado em actividades amostradas em baixa-mar (apanha de polvo e caranguejos, apanha de isco e pesca à linha, predação total e total global) e em baixa-mar e preia-mar (passeio ou repouso).

Apesar da variabilidade sazonal observada nestas análises quantitativas, em todas as estações do ano amostradas foram encontradas pessoas a praticar as actividades parciais analisadas. Assim, em termos meramente qualitativos, estas actividades foram

exercidas de modo regular, ao longo de todo o ano. Como se pode ver na discussão apresentada em seguida, os valores mais elevados de intensidade de utilização humana do litoral rochoso alentejano obtidos em meses de Verão parecem estar directamente relacionados com o facto de ser nesta estação ano que há mais pessoas a utilizar o litoral, nomeadamente em actividades recreativas. Esta relação sugere que a componente recreativa e lúdica das actividades de predação humana do litoral rochoso alentejano é importante, sobretudo durante o Verão. No entanto, a regularidade intra-anual destas actividades também sugere que podem ser importantes para a subsistência alimentar de pessoas que vivem nesta região costeira, e que o aproveitamento comercial de alguns dos recursos vivos explorados, nomeadamente do percebe, do sargo, do robalo, do polvo e da navalheira, também pode ser importante.

É provável que a maior frequência dos padrões quantitativos referidos esteja relacionada com a maior adversidade do clima atmosférico e marítimo que caracteriza os meses de Inverno, sobretudo em relação ao Verão (Costa, 1994; Antunes e Pires, 1998). Com efeito, foram registados, no presente trabalho, valores mais elevados de intensidade do vento e de nebulosidade durante o Inverno, e, pontualmente, de agitação marítima e de turbidez da água do mar nesta estação do ano. Esta hipótese é reforçada pelo facto de terem sido negativos todos os coeficientes de correlação significativos obtidos entre as variáveis climatéricas e a intensidade das actividades amostradas.

Para além de se verificar, no Verão, maior frequência de condições climatéricas favoráveis ao exercício destas actividades de exterior, também é durante esta estação do ano que a procura comercial e o consumo de marisco e de peixe é maior (no caso do percebe, ver Baptista, 2001 e Jesus, 2003), e que existem mais pessoas em férias (DGT, 2001, 2002). Estas mesmas razões climatéricas e de ocupação humana são invocadas por Durán e outros (1987) para explicar o registo, nos meses de Verão, de uma maior intensidade de exploração de recursos vivos em litorais rochosos do Chile central. Do mesmo modo, outros autores referem também a observação, em climas temperados, de um maior número de utilizadores do litoral durante o Verão, comparando com outras estações do ano, quer seja em actividades exclusivamente lúdicas ou de exploração de recursos vivos (van Herwerden e outros, 1989; Kingsford e outros, 1991; van Herwerden e Griffiths, 1991; Underwood, 1993; Lasiak, 1993a, 1997; Rius e Cabral, em publicação; ver também revisão de Hockey, 1994).

Dos trabalhos consultados, Kyle e outros (1997) é o único em que foi registado um padrão contrário: em litorais rochosos sul-africanos da região de Kwazulu-Natal, tanto o esforço humano como a quantidade de marisco capturada foram maiores no Inverno que no Verão. Segundo estes autores, os mariscadores desta região dependem do marisqueio e da

agricultura para a sua subsistência alimentar, tendo este padrão sido sobretudo devido a uma maior ocupação estival em trabalhos agrícolas. Para além disso, a condição orgânica da principal presa (mexilhão) é boa no Inverno, quando a agitação marítima é muitas vezes relativamente favorável para esta exploração intertidal (Kyle e outros, 1997).

Dos trabalhos acima referidos, o de Kingsford e outros (1991) é o único que apresenta um registo de diferenças não significativas entre Verão e Inverno no respeitante à abundância global de pessoas em actividades de exploração de organismos de litorais rochosos. Apesar deste resultado, estes autores observaram um maior número de pessoas em actividades exclusivamente lúdicas no Verão, tendo esta estação do ano sido comparada com o Inverno. No entanto, é possível que aquela ausência de diferenças significativas esteja relacionada, em parte, com o facto de aqueles autores não terem amostrado dias chuvosos, alegando que Underwood e Kennelly (1990) tinham demonstrado que a actividade humana em litorais rochosos da mesma região diminuía quando chovia.

Segundo Underwood e Kennelly (1990), a comparação de amostras aleatoriamente colhidas em diferentes tempos e em várias partes da costa só será interpretável se a influência do clima for compreendida. Deste modo, estes autores afirmam que tal amostragem comparativa pode ser feita com tempo quente ou frio, e húmido ou seco. No presente trabalho, a amostragem não foi delineada desta forma, pois é um dos seus objectivos a análise da variação sazonal da intensidade das actividades humanas em estudo. Sendo as estações do ano caracterizadas por diferentes condições atmosféricas e marítimas, e sabendo-se que a adversidade do clima tem uma influência negativa sobre estas actividades de exterior, deverá ser considerada a variabilidade climática inerente às estações do ano em comparação. Se não fossem amostrados dias chuvosos, como foi feito no estudo acima referido, a influência que a chuva tem na intensidade das actividades em estudo não seria considerada e a comparação entre as estações do ano apenas integraria a influência de outras condições atmosféricas (por exemplo, temperatura do ar, intensidade do vento e nebulosidade) e marítimas (por exemplo, agitação e turbidez da água do mar).

Quando analisadas separadamente, as actividades que apresentaram com mais frequência valores mais elevados no Verão e mais baixos no Inverno foram a apanha de lapas e burriés, a apanha de isco e pesca à linha, e o passeio ou repouso. Nos dois primeiros conjuntos de actividades, este padrão foi sobretudo evidente em períodos de baixa-mar (a apanha de lapas, burriés ou isco é exercida quase exclusivamente durante a baixa-mar), embora tenha sido verificado em baixa-mar e preia-mar no caso das actividades de passeio ou repouso. Para além da influência das condições climáticas e de ocupação humana acima referidas, é possível que estas actividades, nomeadamente as que não envolvem a captura de organismos para alimento ou isco, sejam grandemente influenciadas

pela existência, no Verão, de um maior número de pessoas utilizando o litoral, como é o caso dos utilizadores de praias arenosas. Com efeito, a maior parte dos portugueses opta pelo ambiente de praia para gozo das suas férias fora da residência habitual (DGT, 2001, 2002) e muitas praias arenosas do litoral alentejano possuem uma utilização regular ou intensa naquela estação do ano (SEMARTE, 1992; Silva, 2000, 2002a; Navas e outros, 2001). Num estudo realizado em litorais rochosos do estado australiano de New South Wales, Kingsford e outros (1991) também observaram no Verão, relativamente ao Inverno, um maior número de pessoas em actividades que “*não afectavam directamente o litoral*”.

Com base em censos aéreos efectuados nos dias 6 e 15 de Agosto de 1992, foram apresentadas por SEMARTE (1992) estimativas do número de utilizadores de praias arenosas costeiras do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Após a medição da extensão longitudinal das praias arenosas alentejanas nas respectivas cartas militares à escala de 1:25000, aquelas estimativas permitiram obter um valor médio global de 1032,5 pessoas por quilómetro de linha de costa arenosa e por dia. Esta densidade média foi obtida por amostragem de quinze conjuntos de praias arenosas sobrevoados aproximadamente entre as 11h e as 12h dos dias referidos, e que incluem todas as praias deste tipo existentes na parte alentejana do PNSACV (entre São Torpes e o Carvalhal, inclusive). O valor médio de pessoas estimado por dia em praias arenosas alentejanas foi de 17449 (1EP=2116; N=2), e a extensão destas praias totalizou 16,9km, através de medição nas referidas cartas militares.

Num estudo mais detalhado e representativo, mas apenas referente a praias arenosas do concelho de Sines, Silva (2002a) observou uma abundância média de pessoas superior à referida por SEMARTE (1992). Com base em imagens de vídeo obtidas em Agosto de 1998 (8 a 12, inclusive) e 1999 (7 a 9, inclusive), em cinco praias arenosas com uma extensão total de 2,12km, Silva (2002a) obteve um valor médio total de 3229 utilizadores, equivalente a uma densidade média de 1523,8 pessoas por quilómetro de linha de costa arenosa e por dia.

Comparativamente, a densidade de utilizadores estivais do litoral rochoso alentejano é muito inferior - com base nos dados obtidos no presente trabalho, equivale, em média, a 11,8 (1EP=0,9; N=516) pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia. Este valor corresponde ao número médio de pessoas observadas durante o Verão (para comparação com outras estações do ano, o período de Verão amostrado no presente trabalho situou-se entre 6 de Julho e 7 de Setembro, inclusive), no período total de amostragem do presente trabalho (23/07/1994 a 07/07/1996, inclusive), e inclui observações realizadas durante a baixa-mar (N=297) e a preia-mar (N=219), em marés vivas e mortas, em dias úteis e não úteis, e em oito praias de amostragem (do Cabo de Sines ao Cabo

Sardão, inclusive, numa extensão total de 21,8km), em cada uma das quais foram amostrados três locais. Totalizando o litoral rochoso alentejano cerca de 46,4km de extensão (correspondente a 80% dos 58km de linha de costa entre o Cabo de Sines e a foz da Ribeira de Seixe, inclusive, segundo medição efectuada nas respectivas cartas militares publicadas pelos Serviços Cartográficos do Exército, à escala 1:25000), pode-se, assim, estimar que cerca de 548 pessoas tenham utilizado este habitat por dia de Verão, durante o período amostrado.

Se considerarmos em conjunto as densidades estimadas com base em SEMARTE (1992) e as do presente trabalho, obteremos um valor global médio de 1044,3 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia, correspondente à densidade média total de utilizadores do litoral alentejano, em períodos diurnos de Verão. Deste total, cerca de 98,9% equivale aos utilizadores de praias arenosas e, cerca de 1,1%, aos de litorais rochosos. Destes, cerca de 42,4% (densidade média de 5,0 pessoas por quilómetro e por dia de Verão; $1EP=0,5$; $N=516$) foram não predadores, isto é, as suas actividades foram o passeio ou o repouso, sem envolver a captura de organismos para alimento ou isco.

De acordo com os mesmos dados, cerca de 17997 pessoas utilizaram, por dia, o litoral alentejano em períodos diurnos de Verão. Deste total, cerca de 97% corresponde a utilizadores de praias arenosas, cerca de 3% a utilizadores de litorais rochosos, e cerca de 1,8% a pessoas que capturaram ou pretenderam capturar organismos vivos em litorais rochosos, para consumo alimentar ou iscagem.

Com base em dados obtidos por van Herwerden e outros (1989) em 1987 na península do Cabo (República da África do Sul), van Herwerden e Griffiths (1991) apresentam um valor médio diário de cerca de 8875 pessoas utilizadoras do litoral em períodos diurnos dos principais meses de Verão (Dezembro a Março, inclusive), das quais cerca de 3,8% eram pescadores ou apanhadores de isco, sobretudo concentrados em litorais rochosos. Esta percentagem é mais do dobro dos homólogos 1,8% observados no litoral alentejano (ver acima), e o correspondente valor de densidade é quase dez vezes superior ao de 6,8 ($1EP=0,5$; $N=516$) pessoas por quilómetro de linha de costa rochosa e por dia de Verão obtido no presente trabalho – cerca de 67,2 pescadores ou apanhadores de isco por quilómetro de linha de costa rochosa e por dia de Verão (o litoral amostrado nesse estudo possui 7,6km de extensão, 66% dos quais são litorais rochosos).

Do mesmo modo, Underwood (1993) apresenta o valor de 55 pessoas/km que visitam por dia de Verão o litoral rochoso do estado australiano de New South Wales, das quais apenas 10 (cerca de 18,2%) se dedicam, em média, a actividades de predação. Também no sul da Austrália, mas no estado de Victoria, Keough e outros (1993) registaram um maior número de pessoas a passear, num estudo sobre actividades humanas exercidas

em litorais rochosos durante o Verão. Neste estudo, a abundância de pessoas em passeio foi geralmente cerca do dobro da de mariscadores e apanhadores de isco, e a mesma diferença foi registada entre estas actividades e as de pesca à linha com cana ou de mergulho.

Apesar das diferenças quantitativas entre os resultados destes estudos, a respectiva proporção de utilizadores de litorais rochosos, designadamente de exploradores de recursos vivos, foi muito inferior à de utilizadores de praias arenosas em períodos de Verão. Segundo van Herwerden e outros (1989), esta maior popularidade das praias arenosas em relação aos litorais rochosos “*parece estar directamente ligada à natureza das actividades públicas*”. Com efeito, nesse estudo desenvolvido ao longo de um ano, 92% das actividades foram exercidas em praias arenosas e consistiram em tomar banho de sol, passear a pé, repousar sentado, jogar, fazer um piquenique, nadar, e fazer surfe ou esqui aquático. Tal como referem van Herwerden e Griffiths (1991), estas actividades são facilitadas pela ausência de rochas (substrato duro), o que concentra as pessoas em praias arenosas, dominadas por substrato arenoso e móvel. Do mesmo modo, num estudo sobre a utilização humana de praias arenosas da região metropolitana de Barcelona, efectuado no Verão de 1992, Breton e outros (1996) observaram que a utilização dominante das praias foi passiva, tendo quase toda a gente passado a maior parte do tempo deitada ao sol e a descansar, e que as restantes actividades foram os jogos aquáticos, a natação e o passeio a pé. Embora não tenha sido encontrado algum estudo sobre estes tipos de actividade no litoral alentejano, é provável que, de acordo com os resultados acima referidos, as actividades preferidas dos respectivos utilizadores sejam também de lazer, sem envolver a exploração directa de recursos vivos.

Por outro lado, com base nas informações obtidas previamente e ao longo deste trabalho, a maioria das presas procuradas pelos exploradores de recursos vivos do litoral alentejano encontra-se exclusivamente, ou é geralmente mais abundante, em habitats dominados por substrato duro. No primeiro caso, são de referir, por exemplo, animais sedentários ou fixos, como o percebe *Pollicipes pollicipes*, o mexilhão *Mytilus galloprovincialis*, o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*, a lapa *Patella ulyssiponensis* e os burriés *Osilinus* spp.; ao segundo, pertencem animais que, por terem maior mobilidade, também podem ocorrer em fundos sedimentares. São dele exemplo o polvo *Octopus vulgaris*, o caranguejo *Necora puber*, os camarões *Palaemon* spp., a santola *Maja squinado*, e peixes como o sargo *Diplodus sargus*, a safia *Diplodus vulgaris*, a salema *Sarpa salpa* e os burrinhos *Symphodus* spp.. Por último, o exercício da pesca lúdica é proibido “a distâncias inferiores às legalmente estabelecidas em relação à orla das praias frequentadas por banhistas” (Decreto-Lei n.º 246/2000, de 29 de Setembro), correspondente a 50m no

caso da pesca submarina (Decreto n.º 45116, de 6 de Julho de 1963). Com efeito, a pesca à linha com cana, também frequentemente praticada a partir em praias arenosas alentejanas, é raramente exercida neste tipo de praia quando há mais banhistas, devido aos riscos de contacto de linhas ou anzóis com pessoas que passeiam à beira-mar ou tomam banho.

No estudo acima apresentado, van Herwerden e outros (1989) referem que 94,2% das pessoas observadas durante um ano no litoral da península do Cabo exerceram actividades recreativas não exploradoras de recursos vivos, concentradas em praias arenosas. Aplicando esta percentagem ao valor diário acima referido de 8875 pessoas, podemos estimar que, no mínimo (a abundância de pessoas foi mais elevada no Verão), cerca de 3240,4 pessoas foram registadas por quilómetro de linha de costa arenosa daquela península e por dia de Verão. Este valor de densidade é mais do triplo do estimado para as praias arenosas alentejanas com base nos dados apresentados por SEMARTE (1992): 1032,5 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia de Verão.

Para além da influência dos diversos factores que motivam as pessoas para a utilização de zonas litorais (ver, por exemplo, Fedler e Ditton, 1986; Lasiak, 1993a; Silva, 2000, 2002a; MacLeod e outros, 2002), a maior abundância de utilizadores do litoral, tanto arenoso como rochoso, da península do Cabo está provavelmente relacionada com o facto de se inserir numa área metropolitana, muito mais populosa que a região estudada no presente trabalho. Com efeito, residem mais de dois milhões e meio de pessoas na área metropolitana do Cabo (censos de 1996, segundo CMC, 2001), o que é muito superior aos menos de cem mil residentes nos concelhos do litoral alentejano (estimativas de 1995, segundo INE, 1998), e apesar do aumento verificado nos meses de Verão (com base em DGT, 2002, dos 3,9 milhões de portugueses que gozaram férias em 2001 fora da sua residência habitual, 60,6% escolheram o mês de Agosto, 72% optaram pelo ambiente de praia e cerca de 8% escolheram o Alentejo, o que perfaz um aumento, durante este mês, de cerca de 136000 portugueses no Alentejo litoral; por outro lado, de acordo com Silva, 2000, eram residentes no Alentejo apenas 35% das 310 pessoas entrevistadas em Agosto de 1997 e 1998, em seis praias do concelho de Sines). A análise global destas questões será feita mais à frente, na discussão das implicações dos resultados obtidos para a gestão dos recursos vivos do litoral alentejano.

A elevada abundância de utilizadores de praias arenosas alentejanas durante o Verão aumenta a referida possibilidade de influência destes sobre a abundância de utilizadores de litorais rochosos, nomeadamente na proximidade das praias arenosas mais intensamente utilizadas nesta estação do ano, e nas actividades estivais que não envolvem a captura de organismos para alimento ou isco. Por outro lado, sendo a procura turística da região em estudo especialmente concentrada em Agosto (Navas e outros, 2001), a

utilização destas praias arenosas é muito reduzida fora da época balnear e a influência dos seus utilizadores na exploração humana do litoral rochoso alentejano deverá ser muito menor durante este período.

De acordo com as observações e informações previamente obtidas, parece ser importante a proximidade de praias arenosas turísticas, ou intensamente utilizadas durante o Verão, por ser frequente a utilização, de zonas rochosas próximas, por parte de banhistas que para elas se deslocam, geralmente a pé e durante a baixa-mar, com vista à apanha de marisco ou ao passeio ou repouso. Atendendo à ocupação geralmente lúdica e aos dominantes motivos de lazer dos banhistas que utilizam estas praias arenosas (SEMARTE, 1992; Silva, 2000, 2002a), é de prever que a principal actividade que estes procuram desenvolver num litoral rochoso vizinho, para o qual se deslocam a pé, seja também lúdica e de lazer, como passear ou repousar, podendo envolver a observação e manipulação de organismos vivos intertidais. Caso esses banhistas pretendam capturar organismos intertidais para alimento ou isco, é também previsível, face aos motivos referidos, que as presas-alvo sejam fáceis de capturar, ou que a sua captura não envolva demasiado esforço físico. Assim, não é de estranhar que, das actividades de predação estudadas, as que apresentaram com mais frequência valores mais elevados no Verão e mais baixos no Inverno foram a apanha de lapas e burriés, e a apanha de isco e pesca à linha (ver acima). Com efeito, das actividades parciais analisadas, são estas as de mais fácil exercício e que envolvem menor risco para o Homem.

Deste modo, é de supor que, quando os factores estação do ano e proximidade de praias arenosas turísticas são analisados em conjunto, sejam registadas interacções significativas entre eles no caso das actividades mais desenvolvidas pelos banhistas e que, quando tal acontece, o padrão $V > I$ seja registado na condição de maior proximidade. Nas análises em que estes factores foram conjugados, a significância da sua interacção foi verificada: em baixa-mar, na apanha de lapas e burriés e nos conjuntos totais de actividades de marisqueio e globais; em baixa-mar e preia-mar, nas pescas à linha e submarina. O padrão postulado foi observado no total de actividades de marisqueio, na apanha de lapas e burriés (apenas em dias úteis) e na pesca à linha (apenas numa das duas praias consideradas), sugerindo, de novo, que o factor proximidade de praias arenosas turísticas tem uma influência importante na variação sazonal da intensidade destas actividades de predação humana. No entanto, a variação espacial em função desta proximidade teve apenas importância elevada no total de actividades de marisqueio (ver em baixo).

Nas restantes actividades parciais analisadas, os padrões sazonais foram muito variáveis, sobretudo nos casos em que as quatro estações do ano foram analisadas em conjunto. Nestas análises, também se registaram, embora pontualmente, padrões em que

os valores médios mais elevados foram observados no Outono (apanha de polvo e caranguejos) ou em que se verificaram valores médios mais elevados no Inverno, relativamente ao Verão (apanha de ouriço-do-mar, ou de percebe). Nas análises em que foram testadas diferenças entre a abundância de pessoas no Verão (V) e no Inverno (I), o padrão $V < I$ foi registado na apanha de ouriço-do-mar exercida em baixa-mar de marés vivas.

O padrão observado no caso do ouriço-do-mar está parcialmente de acordo com as observações prévias de maior intensidade da sua apanha no fim do Inverno e no início da Primavera, com relevo para o período da Páscoa. Do mesmo modo, Tavares da Silva e Soares (1997) referem a apanha desta espécie por parte de comunidades camponesas do litoral alentejano no equinócio da Primavera (ver citação no início do presente trabalho). É possível que este padrão se deva ao facto de ser no Inverno e no início da Primavera quando, de acordo com as informações obtidas junto de vários pescadores locais, as gónadas destes invertebrados se encontram mais desenvolvidas, o que foi corroborado pelas observações de Angélico (1990), a oeste de Sesimbra, mas não confirmado por Guiomar (1997) na costa alentejana. Do mesmo modo, Durán e outros (1987) observaram, em litorais rochosos do Chile central, maior intensidade na apanha humana de ouriço-do-mar durante o Outono, quando as gónadas da espécie em causa (*Loxechinus albus*) atingem maior tamanho. Estes autores referem que esta preferência por períodos em que as gónadas estão mais desenvolvidas se deve, pelo menos em parte, ao limitado alimento que estes invertebrados fornecem.

É de referir que estas diferenças entre Verão e Inverno, no respeitante à abundância de apanhadores de ouriço-do-mar, não foram registadas em períodos de baixa-mar de marés mortas,. Com efeito, em marés de baixa amplitude, os valores desta abundância foram muito reduzidos ou nulos, comprovando as observações e informações previamente obtidas: a apanha deste equinoderme é efectuada sobretudo em períodos de baixa-mar de marés vivas e, preferencialmente, quando a agitação marítima é menor, devido à maior abundância e tamanho desta espécie em níveis de maré inferiores e subtidais (padrão corroborado pelos trabalhos de Angélico, 1990, e Guiomar, 1997). Tendo sido significativa a interacção entre os factores estação do ano e amplitude de maré (MV-marés vivas; MM- marés mortas) na análise desta variável, e tendo-se verificado o padrão $V < I$ em marés vivas (como acima foi referido, em marés mortas foi registado $V = I$), o padrão $MV > MM$ foi observado no Inverno, como seria de esperar, e não se registaram diferenças significativas ($MV = MM$) no Verão. Este último resultado é também decorrente do facto de terem sido registados valores muito reduzidos de abundância de apanhadores de ouriço-do-mar nesta estação do ano. Com base nas observações efectuadas ao longo do presente

trabalho, as capturas de ouriço-do-mar em períodos do ano fora da tradicional “época do ouriço” (fim do Inverno e início da Primavera, ver acima) são pouco frequentes e envolvem quantidades muito menores. Como nesses períodos as gónadas desta espécie estão pouco desenvolvidas (ver acima), os exemplares capturados fora dessa época são raramente utilizados como alimento e o seu principal destino é a pesca à linha, usando as gónadas como isco ou todo o animal como engodo, após trituração.

Para além da apanha de ouriço-do-mar, esta interação entre os factores estação do ano e amplitude de maré só se verificou na análise da apanha de percebe, tendo-se obtido os mesmos resultados no caso da amplitude de maré, mas não no respeitante à estação do ano. Neste caso, registou-se em marés mortas o padrão $V>I$ e, em marés vivas, não se observaram diferenças significativas. Do mesmo modo, estes resultados comprovam as observações e informações previamente obtidas: das actividades de marisqueio, a apanha de percebe, tanto a praticada em níveis intertidais como subtidais, parece ser a mais dependente do estado de agitação marítima, sendo mais comum quando o mar está menos agitado, pelo facto de ser efectuada em locais com elevado hidrodinamismo, onde esta espécie é mais abundante (Cruz, 2000). Assim, foi no Inverno, quando a agitação marítima é geralmente maior (ver acima), que a amplitude da maré teve mais importância para os apanhadores de percebe, registando-se o padrão $MV>MM$ e não tendo ocorrido diferenças significativas no Verão. Por outro lado, foi só em períodos de marés mortas que se detectaram diferenças significativas entre Verão e Inverno, registando-se, como seria de esperar, o padrão $V>I$, o que está seguramente relacionado com as referidas diferenças sazonais ao nível da agitação marítima.

Efectivamente, Baptista (2001) refere que os apanhadores de percebe do concelho de Vila do Bispo (barlavento algarvio) distinguem duas estações durante o ano, em função do estado do mar e da consequente possibilidade de exercício desta actividade: o «Inverno», entre Outubro e Março, quando há longos períodos de «mar bravo» e a actividade de apanha é menor; e o «Verão», entre Abril e Setembro, quando há períodos relativamente longos de «mar bom» e a actividade é maior. Com base em inquéritos feitos na costa sudoeste de Portugal continental a apanhadores amadores e profissionais de percebe, Jesus (2003) refere que todos os 16 amadores entrevistados afirmaram explorar esta espécie apenas no Verão, embora a maioria dos 51 profissionais tenha afirmado que exercem esta actividade em meses de Primavera e Verão, ou durante todo o ano e especialmente no Verão. Por outro lado, esta autora refere que, quando os apanhadores entrevistados foram questionados sobre as condições preferenciais para o exercício desta actividade, os amadores deram maior importância à amplitude de maré, preferindo as marés vivas e, os profissionais, à agitação marítima e às condições meteorológicas. Cruzando

estas informações sobre variação sazonal e preferências ambientais dos apanhadores de percebe desta região costeira, é possível que a não observação, no presente estudo, de um padrão $V>I$ em marés vivas e de um padrão $MV>MM$ no Verão, na apanha de percebe exercida na costa alentejana, se deva ao facto de os apanhadores de percebe observados terem sido maioritariamente profissionais. Atendendo a que os montantes de captura são muito diferentes consoante as motivações destes dois tipos de apanhadores de percebe (Jesus, 2003), seria importante estimar a sua abundância relativa em estudos futuros.

A distribuição vertical deste crustáceo, cuja abundância e tamanho são maiores em níveis intertidais inferiores (Cruz, 2000), acentua ainda mais esta dependência dos apanhadores em relação a períodos com menor agitação marítima e, também, a períodos de baixa-mar de grande amplitude. Apesar de esta espécie também se distribuir subtidalmente até poucos metros de profundidade, onde podem ser encontrados os maiores exemplares (Cruz, 2000), as observações efectuadas ao longo deste trabalho indicam que a apanha de percebe na costa alentejana é praticada sobretudo em níveis intertidais, sem imersão completa do apanhador, embora esta também tenha sido observada na captura deste crustáceo, tanto em baixa-mar, como em preia-mar. Jesus (2003) fez observações semelhantes na costa sudoeste de Portugal continental e, do mesmo modo, Baptista (2001) refere que, no concelho de Vila do Bispo, a apanha de percebe é maioritariamente efectuada em níveis intertidais, embora também refira que, actualmente, a técnica mais utilizada, e quase generalizada, é a do mergulho. No entanto, o mesmo autor afirma que “*a arte de mariscar só pode realizar-se nas «marés vazas» quando a penedia fica a descoberto*” (página 79), o que sugere que a técnica de mergulho referida neste trabalho não implica, necessariamente, a imersão completa do apanhador.

Como foi acima referido, $V>I$ foi o padrão sazonal que ocorreu com mais frequência nas análises que apenas consideraram estas duas estações do ano. Independentemente ou apesar da interacção com outros factores, este padrão foi verificado em actividades amostradas em baixa-mar (apanha de polvo e caranguejos, apanha de isco e pesca à linha, predação total e total global) e em baixa-mar e preia-mar (passeio ou repouso). Nas restantes actividades analisadas, as diferenças entre estações do ano foram tão frequentes quanto a sua ausência, e o respectivo padrão dependeu da interacção observada. Com efeito, nas actividades praticadas em baixa-mar de apanha de percebe, lapas, burriés, e ouriço-do-mar, e de marisqueio em geral, e nas pescas à linha e submarina praticadas em baixa-mar e preia-mar, o padrão $V=I$ foi encontrado em metade das situações consideradas. Das actividades analisadas, foram estas as que menos variação sazonal apresentaram.

Num estudo realizado em litorais rochosos do estado australiano de New South Wales, Kingsford e outros (1991) também observaram diferenças não significativas entre

Verão e Inverno no respeitante à abundância de pescadores à linha, assim como de pessoas em actividades de exploração de organismos. No entanto, como acima foi referido, é possível que esta ausência de diferenças significativas esteja relacionada, em parte, com o facto de aqueles autores não terem amostrado dias chuvosos. Por outro lado, esse resultado pode também estar relacionado com o principal destino dos invertebrados capturados pelo Homem nos litorais rochosos daquela região. Com efeito, os mesmos autores referem que estes invertebrados são maioritariamente utilizados como isco para a pesca à linha. Porém, quando a variação sazonal da apanha de isco e da pesca à linha praticadas em baixa-mar foi analisada em conjunto no presente trabalho, verificaram-se sempre valores mais elevados no Verão e menores no Inverno. Contrariamente, van Herwerden e outros (1989) não observaram variação sazonal (Verão *versus* Inverno) na apanha de isco, mas esta variação temporal foi significativa nas actividades de pesca à linha.

Do mesmo modo, Joubert (1981) observou na costa oriental sul-africana um maior número de pescadores à linha durante o Outono e o Inverno, quando também o rendimento desta actividade foi maior devido à migração das duas espécies mais pescadas, uma das quais corresponde à salema (*Sarpa salpa*). As observações efectuadas ao longo deste trabalho, bem como as informações obtidas junto de pescadores locais, sugerem que também na região em estudo a captura desta espécie por pesca à linha a partir de terra é mais frequente nos meses de Inverno. Como é referido na secção 7.1, a bodelha (*Fucus spiralis*), conhecida também como erva-salema, é exclusivamente usada como isco na pesca à linha com cana de salema (*S. salpa*), e a apanha desta alga é efectuada com mais frequência no Inverno.

De qualquer modo, a referida ausência de diferenças significativas observada por Kingsford e outros (1991) no caso da pesca à linha, e a menor variação sazonal desta actividade observada no presente trabalho, estão possivelmente relacionadas com o facto de que esta actividade pode ser exercida em diferentes condições de agitação marítima. Com efeito, de acordo com as observações e informações obtidas ao longo do presente trabalho, a pesca à linha com cana, quando praticada a partir de terra, parece ser, das actividades em estudo, a que menos depende do estado de agitação marítima, pois, mesmo quando o mar está muito agitado, pode ser efectuada a partir de arribas ou falésias sobranceiras ao local de exploração.

Contrariamente, segundo as mesmas observações e informações, a pesca submarina parece ser a actividade mais dependente do estado de agitação marítima e da turbidez da água, sendo mais frequente com o mar mais calmo e menos turvo, por questões de segurança e visibilidade do pescador, respectivamente. Com efeito, Smith e outros

(1989) registaram uma significativa relação negativa entre a altura da ondulação e a abundância de pescadores submarinos em competições disputadas na costa sudeste australiana. Segundo os mesmos autores, o rendimento desta actividade foi menor quando o mar esteve mais agitado e obrigou os pescadores submarinos a explorar águas mais profundas. Deste modo, é de estranhar a menor variação sazonal desta actividade observada no presente trabalho, podendo este resultado ser devido ao reduzido número de pescadores submarinos registados. No entanto, van Herwerden e outros (1989) não observaram diferenças significativas entre Verão e Inverno no que diz respeito à abundância de pescadores submarinos.

A variação interanual foi analisada em dois casos: conjuntamente com a variação sazonal, em que foram consideradas as estações de dois anos consecutivos; e em conjunto com a variação entre períodos antes, durante e depois da Páscoa, também de dois anos consecutivos.

No primeiro caso, e tendo em consideração os conjuntos de actividades de predação humana (marisqueio total, predação total e total global), só no Inverno não foram observadas diferenças entre os anos amostrados. Apesar deste padrão, foi só nesta estação do ano que se registaram, em todas as praias amostradas, diferenças entre anos no respeitante às condições climatéricas (somente no caso da agitação marítima). Deste modo, as condições climatéricas analisadas não parecem ter sido importantes para a variação interanual observada. No entanto, esta ausência de variação interanual registada durante o Inverno pode estar relacionada com o facto de ser nesta estação do ano em que a abundância de pessoas nos litorais rochosos alentejanos é mais reduzida (ver acima), o que, como foi acima sugerido, está provavelmente relacionado de forma directa com as condições climatéricas analisadas.

Foram observados padrões interanuais muito variáveis nos conjuntos parciais de actividades, com excepção da apanha de lapas e burriés, e de ouriço-do-mar, em que não foram registadas diferenças significativas entre anos. Apesar desta elevada variabilidade interanual quantitativa, em todos os anos amostrados foram encontradas pessoas a praticar as actividades parciais analisadas. Assim, em termos meramente qualitativos, estas actividades foram exercidas de modo regular, ao longo de dois períodos anuais consecutivos.

No que diz respeito à abundância de pessoas em passeio ou repouso, apenas no Verão e na Primavera, e somente em algumas praias amostradas, foram verificadas diferenças anuais significativas. Kingsford e outros (1991) também encontraram diferenças significativas entre dois Verões consecutivos no número de pessoas em actividades exclusivamente lúdicas praticadas em litorais rochosos australianos, embora não tenha sido

detectada a mesma variação interanual no caso das actividades de exploração de organismos deste habitat. Do mesmo modo, Lasiak (1997), num estudo sobre a utilização humana de litorais rochosos sul-africanos realizado em dois anos consecutivos, apenas detectou variabilidade interanual significativa na natação, a actividade não depredativa que envolveu maior número de pessoas. Esta autora refere que diversos factores socioculturais, para além de factores naturais como o clima, podem variar consideravelmente a esta escala e influenciar os padrões de utilização humana do litoral.

No caso das análises da variação interanual entre períodos antes, durante e depois da Páscoa, de dois anos consecutivos (1995 e 1996), foi também observada uma elevada variabilidade, e a significância das diferenças também foi, em termos gerais, o padrão mais frequente. Em comparação com a análise interanual acima referida, as condições climatéricas parecem ter tido mais importância neste caso pois, no ano em que se verificou maior abundância de pessoas (1995), o mar esteve menos agitado e turvo, e o vento foi mais intenso, considerando as observações efectuadas nos respectivos dias de amostragem. Com efeito, num estudo realizado em 1996 no litoral rochoso alentejano, Guiomar (1997) refere a ocorrência de condições climatéricas desfavoráveis para a apanha de ouriço-do-mar, a principal actividade de predação desenvolvida durante a Páscoa (ver em baixo).

Por outro lado, a variação interanual da abundância de pessoas no litoral rochoso alentejano foi menos frequente no período antes da Páscoa, devendo este padrão estar sobretudo relacionado com o facto de este período se desenrolar no Inverno e, os restantes, maioritariamente na Primavera e no Verão. Tal como no caso anterior, a menor frequência de variação interanual registada durante o Inverno pode estar relacionada com o facto de ser nesta estação do ano em que a abundância de pessoas nos litorais rochosos alentejanos foi mais reduzida (ver acima). Do mesmo modo, comparando os três períodos estudados, foi no primeiro que o mar esteve mais agitado, o vento foi mais intenso e o céu esteve mais nublado, considerando as observações efectuadas nos respectivos dias de amostragem. As diferenças entre anos também foram menos frequentes em dias úteis, nos quais a abundância de pessoas no litoral rochoso alentejano também foi geralmente menor (ver adiante).

É interessante referir que, neste estudo de variação interanual, todas as actividades analisadas apresentaram diferenças entre os anos considerados, inclusivamente as de apanha de lapas e burriés, e de apanha de ouriço-do-mar, que no caso anterior não apresentaram alguma variação deste tipo. Estas diferenças interanuais verificaram-se sobretudo nas situações em que as actividades foram exercidas por um maior número de pessoas. Assim, não é de estranhar que, relativamente àquelas actividades, as diferenças

entre anos só se tenham verificado nos períodos depois (apanha de lapas e burriés) e durante (apanha de ouriço-do-mar) a Páscoa, e que, na maioria das restantes variáveis, estas diferenças tenham sido registadas em dias não úteis ou nos períodos durante e depois da Páscoa.

A elevada variabilidade registada nas análises temporais acima referidas pode, em parte, ser também devida à falta de representatividade da amostragem. Com efeito, o número de réplicas, equivalente a 2 nos delineamentos considerados, pode ter sido insuficiente para a análise de algumas variáveis, como a apanha de percebe, mexilhão, lapas e burriés, ouriço-do-mar e isco, e também como a pesca submarina, nas quais os valores de abundância observados foram relativamente reduzidos e/ou apresentaram uma elevada variabilidade temporal. Por outro lado, nalgumas destas actividades, como a apanha de percebe, lapas e burriés e isco, e também como a pesca submarina, a variabilidade à escala da praia foi importante (ver adiante), o que também pode ter contribuído para diminuir a citada representatividade.

Variação entre períodos antes, durante e depois da Páscoa

Considerando apenas condições de baixa-mar, a análise desta variação temporal envolveu os períodos antes (Ant), durante (Dur) e depois (Dep) da Páscoa de um ano ou de dois anos consecutivos.

Apesar de ter sido observada uma elevada variabilidade, o registo de valores mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep foi o padrão mais frequente, nomeadamente nas actividades totais de marisqueio e total global, e na apanha de ouriço-do-mar. No caso em que a análise desta variação temporal incluiu os factores amplitude de maré e utilidade dos dias, o referido padrão foi mais frequente nas actividades de marisqueio praticadas em marés vivas ou em dias não úteis, com relevo para a apanha de ouriço-do-mar, na qual o padrão registado em marés vivas foi Dur>Ant>Dep. Nas restantes análises, em que apenas foram amostradas condições de baixa-mar de marés vivas, o referido padrão foi mais frequente nas actividades de marisqueio, no total global de actividades e na apanha de ouriço-do-mar. A nível global, os restantes padrões, incluindo o não significativo, foram mais frequentes em marés mortas ou em actividades parciais diferentes do marisqueio, designadamente na apanha de isco e pesca à linha, e no passeio ou repouso. No respeitante ao marisqueio, esses outros padrões foram mais frequentes na apanha de polvo e caranguejos, de percebe, e de lapas e burriés e, em dias úteis, na apanha de ouriço-do-mar.

Estes resultados sugerem, assim, que a Páscoa e a sua proximidade tiveram uma importante influência nas actividades de marisqueio do litoral rochoso alentejano. Esta

influência reflectiu-se no aumento da intensidade destas actividades, nomeadamente em marés vivas e dias não úteis, e verificou-se sobretudo na apanha de ouriço-do-mar. Este padrão está de acordo com observações e informações previamente obtidas, segundo as quais as actividades humanas de predação do litoral rochoso alentejano, nomeadamente as de marisqueio, e com destaque para a apanha de ouriço-do-mar, são bastante intensas no fim do Inverno e início da Primavera e, especialmente, durante a Páscoa.

Com base nas mesmas fontes, estas actividades são frequentemente praticadas em feriados ou fins de semana daquele período, nomeadamente nos pascais, por grupos de familiares e/ou amigos que, após a apanha em baixa-mar, costumam cozinhar os ouriço-do-mar e comer as suas gónadas em confraternizações ao ar livre, as chamadas “ouriçadas”. Como acima referido, este costume deve-se ao facto de ser no Inverno e no início da Primavera que as gónadas destes invertebrados se encontram mais desenvolvidas. Por outro lado, é frequente a Páscoa ocorrer próximo do equinócio da Primavera, cujas condições de baixa-mar de marés vivas favorecem a exploração de níveis intertidais inferiores, onde este equinoderme é mais abundante e maior que em níveis de maré superiores (ver adiante). Assim, as observações efectuadas ao longo do presente trabalho sugerem que a componente lúdica e tradicional destas actividades humanas é importante. Com efeito, Tavares da Silva e Soares (1997) referem a apanha desta espécie por parte de comunidades camponesas do litoral alentejano que “*celebravam o equinócio da Primavera*”. Segundo estes autores, “*era já impossível reconhecer naquele acto colectivo um efectivo interesse económico, subsistindo antes no gesto de entrar no mar e dele retirar sustento o simbolismo de um ritual de apropriação, de domesticação de uma das últimas fronteiras do selvagem*” (ver citação no início do presente trabalho).

Embora não tenha sido avaliada a importância relativa das componentes comercial e de subsistência destas actividades, as motivações lúdicas e recreativas para a realização de uma actividade que é praticada em conjunto com familiares e/ou amigos parece ser mais importante que as de mera subsistência alimentar. Por outro lado, é raro encontrar-se ouriços-do-mar à venda em restaurantes, lojas ou mercados desta região, mesmo na época das “ouriçadas”, o que sugere que a sua apanha é raramente efectuada com intuítos comerciais. Do mesmo modo, o facto de a apanha de percebe, o marisco com maior importância comercial do habitat em estudo (Cruz, 2000), ter sido pouco afectada pelo aumento da intensidade do marisqueio no período durante a Páscoa (ver acima), também sugere que a componente comercial é pouco importante nas actividades de predação humana desenvolvidas durante este período no litoral rochoso alentejano.

Na literatura consultada, apenas foi encontrada uma referência à influência positiva do fim de semana da Páscoa na intensidade de actividades de pesca no litoral, citada por Caputi (1976) no caso da pesca à linha recreativa num estuário australiano.

Tal como acima foi referido, diversas actividades de marisqueio, incluindo as mais importantes em termos quantitativos e qualitativos (ver adiante, em “Variação entre actividades”; secção 3), como a apanha de polvo, caranguejos e percebe, não sofreram tanta influência da Páscoa e da sua proximidade, quando comparadas com a apanha de ouriço-do-mar. Assim, o aumento de intensidade observado no total de actividades de marisqueio desenvolvidas em Dur parece ter sido sobretudo devido aos elevados valores de abundância de apanhadores de ouriço-do-mar registados neste período.

No final de períodos de baixa-mar de marés vivas de Dur, as capturas de apanhadores de ouriço-do-mar observados no presente trabalho consistiram geralmente em grandes sacos ou baldes cheios de exemplares desta espécie. No presente trabalho, o peso do pescado capturado no âmbito das actividades em estudo foi apenas estimado em actividades desenvolvidas durante o Verão. Nesta estação do ano, as capturas de ouriço-do-mar são muito inferiores às geralmente obtidas para as referidas “ouriçadas” pois, fora da época em que as gónadas desta espécie se encontram mais desenvolvidas, os ouriços-do-mar são sobretudo utilizados para isco ou engodo na pesca à linha (ver acima), bastando, para tal, poucos indivíduos. Com efeito, em 233 pescadores directamente contactados no Verão de 1999, só 10 tinham capturado ouriço-do-mar ao fim de uma baixa-mar de marés vivas, tendo sido estimado um peso fresco médio de 1,12kg ($1EP=0,41$; $N=10$) desta espécie por pescador. Por outro lado, esta actividade foi pouco frequente durante os meses estivais, como atesta o valor médio de 0,04 apanhadores de ouriço-do-mar ($1EP=0,02$; $N=303$) por quilómetro de linha de costa e por dia, obtido nos períodos de Verão amostrados de 1994 a 1996, inclusive, no presente trabalho.

Na época das “ouriçadas”, os apanhadores de ouriço-do-mar foram bastante mais numerosos e as respectivas capturas envolveram quantidades muito maiores, atendendo às observações efectuadas no presente trabalho. Com base nos resultados obtidos no período Dur de dois anos consecutivos (1995 e 1996), em dias úteis e não úteis e em quatro praias de amostragem do litoral rochoso alentejano (Cabo de Sines, Vale Marim, Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Burrinho/Porto Covo), o número médio de apanhadores de ouriço-do-mar foi estimado em 11,2 pessoas ($1EP=3,3$; $N=96$) por quilómetro de linha de costa e por dia de baixa-mar de marés vivas.

Como atesta o elevado valor relativo do erro padrão associado a esta média, registou-se uma grande variabilidade, que foi significativa entre anos, praias e locais de amostragem, e entre dias úteis e não úteis. Neste conjunto de dados, o valor máximo

observado foi de 247,3 apanhadores de ouriço-do-mar por quilómetro de linha de costa e por dia, e correspondeu ao maior valor de densidade de pessoas registado no presente trabalho. Esta observação foi efectuada num dia feriado (14 de Abril de 1995, Sexta-Feira Santa), numa baixa-mar de marés vivas (altura prevista de 0,5m para o porto de Sines, de acordo com a respectiva tabela de marés do Instituto Hidrográfico), com condições climatéricas propícias (mar calmo, céu pouco nublado e vento fraco), e num local com fácil acessibilidade por terra (local sul da praia Amoreiras/Casca/Oliveirinha, correspondente ao sul da praia da Oliveirinha, no concelho de Sines, com cerca de 550m de extensão de litoral rochoso). Neste dia e local foram, assim, observadas 136 pessoas a apanhar ouriço-do-mar.

O acima referido valor médio de densidade de 11,2 apanhadores de ouriço-do-mar por quilómetro de linha de costa e por dia de baixa-mar de marés vivas corresponde a cerca de 59,3% dos apanhadores de marisco, 50% dos pescadores, e 47,7% de todas as pessoas observadas no mesmo período e nos mesmos locais. Estas elevadas percentagens atestam a alta importância relativa daquela apanha nas actividades desenvolvidas durante a Páscoa no litoral rochoso alentejano. Este elevado peso relativo pode ser a principal razão para que, como acima foi referido, o padrão mais frequente nas actividades de marisqueio e no total global de actividades tenha sido o registo de valores mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep, tal como foi verificado na apanha de ouriço-do-mar.

Comparando os três períodos estudados no respeitante às observações efectuadas nos respectivos dias de amostragem, foi no primeiro que o mar esteve mais agitado, o vento foi mais intenso e o céu esteve mais nebulado. Comparando os períodos Dur e Dep do mesmo modo, apenas no caso da intensidade do vento se registaram diferenças significativas, tendo os valores mais elevados sido observados em Dep. Assim, para além dos hábitos tradicionais e relacionados com o desenvolvimento das gónadas da principal presa (ver acima), o clima também pode ter tido influência no padrão mais frequente acima referido: o registo de valores mais elevados em Dur e mais baixos em Ant e/ou Dep. No entanto, tais hábitos parecem ter sido também importantes, atendendo ao padrão Dur>Ant>Dep registado na apanha de ouriço-do-mar em marés vivas, no caso em que a análise desta variação temporal incluiu os factores amplitude de maré e utilidade dos dias.

Tal como referido na apresentação do conhecimento prévio acerca das actividades em estudo, a apanha de ouriço-do-mar é sobretudo efectuada em períodos de baixa-mar de marés vivas e, preferencialmente, quando a agitação marítima é menor, devido à maior abundância e tamanho deste equinoderme em níveis de maré inferiores e subtidaís (por exemplo, Angélico, 1990; Guiomar, 1997). Por outro lado, sendo importante a componente lúdica destas actividades desenvolvidas sobretudo em fins de semana como os pascaís (ver

acima), as condições atmosféricas podem ter uma grande influência na abundância de pescadores, nomeadamente de ouriço-do-mar.

Variação entre dias úteis e não úteis

Na maioria das análises que incluíram o factor utilidade dos dias (U- dias úteis; N- dias não úteis), foram obtidas diferenças significativas e o padrão mais frequente foi U<N. Considerando a globalidade das observações efectuadas no presente trabalho, o valor médio obtido em dias não úteis foi aproximadamente o triplo do obtido em dias úteis, tanto na abundância total de pessoas em actividade de predação (dias não úteis - valor médio de 9,2 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia (1EP=0,6; N=897); dias úteis - valor médio de 3,3 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia (1EP=0,1; N=1110)), como na abundância de pessoas em passeio ou repouso (dias não úteis - valor médio de 2,9 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia (1EP=0,3; N=897); dias úteis - valor médio de 1,0 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia (1EP=0,1; N=1110)).

Este padrão foi sobretudo frequente nas condições que envolveram maior número de pessoas em actividade no habitat em estudo, como as que se verificaram em baixa-mar de marés vivas, e em períodos durante a Páscoa (ver acima) ou o Verão. Com efeito, os factores que interagiram significativamente e com mais frequência com o factor utilidade dos dias foram os relacionados com a variação temporal. O padrão que se verificou com mais frequência quando o factor utilidade dos dias interagiu significativamente com outros factores corresponde ao registo de U<N em baixa-mar de marés vivas e de U=N em baixa-mar de marés mortas. Este padrão foi observado sobretudo nas actividades amostradas durante o Verão de 1995, exceptuando a apanha de percebe e mexilhão, mas também nos totais de marisqueio e global obtidos neste Verão e no Inverno de 1995/96. No caso dos totais de actividades, o padrão U>N foi observado apenas nas actividades de predação amostradas em baixa-mar de marés mortas naquelas estações do ano.

A actividade em que o registo de diferenças significativas entre U e N foi menos frequente corresponde à apanha de percebe, tendo sucedido o oposto no caso da apanha de isco e pesca à linha, cujo padrão foi U<N sempre que se registaram diferenças significativas e quando o factor utilidade dos dias não interagiu com outros.

De acordo com Lasiak (1997), os litorais adjacentes a regiões metropolitanas, como os estudados por van Herwerden e outros (1989), Underwood e Kennelly (1990) e Kingsford e outros (1991), são explorados sobretudo em actividades recreativas e tendem a ser mais utilizados pelo Homem no Verão que no Inverno, nas férias escolares que nos períodos de aulas, e nos fins de semana que nos dias úteis. Num estudo sobre a utilização humana de litorais rochosos, realizado numa região predominantemente rural em que a

exploração do litoral é sobretudo efectuada por razões de subsistência alimentar, Lasiak (1997) não observou diferenças significativas na intensidade das diferentes actividades exercidas em dias úteis e de fim de semana, embora tenha registado diferenças sazonais (Verão/Inverno e férias escolares/períodos de aulas) na intensidade de algumas actividades depredativas e de passeio. Num estudo sobre a apanha de mexilhão numa zona litoral adjacente à região metropolitana de Lisboa, Rius e Cabral (em publicação) observaram uma maior intensidade em fins de semana e feriados que em dias úteis, e sugeriram que esta actividade não era exercida para subsistência alimentar e não era a principal ocupação profissional dos mariscadores. A importância da utilidade dos dias na abundância das pessoas que utilizaram o litoral rochoso alentejano, e a maior intensidade desta utilização observada em dias não úteis, em conjunto com a variação sazonal acima referida, sugerem que a componente lúdica e recreativa das actividades em estudo é bastante importante.

A actividade que mais variou com a utilidade dos dias foi a pesca à linha (de que a apanha de isco é uma actividade subsidiária), que também é, das actividades de predação estudadas, a mais frequentemente praticada com fins lúdicos e recreativos. Com efeito, de acordo com as informações recolhidas ao longo do presente trabalho, a pesca à linha com cana parece ser, das actividades de exploração humana do litoral rochoso alentejano, a que mais lúdico-recreativa é, por ser frequentemente praticada como passatempo e sem a expectativa de “encher o balde”, ou seja, de capturar muito peixe ou marisco, para comer e/ou vender. Por outro lado, a actividade que menos influência sofreu desta variação temporal foi a apanha de percebe. Efectivamente, das actividades de predação humana estudadas, esta parece ser, devido à importância comercial da presa (Cruz, 2000), a mais frequentemente praticada com intuíto comerciais e sem fins recreativos ou de subsistência. Porém, no caso da apanha do percebe, outros factores podem ter tido maior influência na observação do referido padrão, devido à elevada importância que a agitação marítima tem para o exercício desta actividade (ver atrás).

Num estudo realizado em cinco litorais rochosos da região de Sydney (Austrália), Kingsford e outros (1991) também observaram um maior número de pessoas em dias não úteis (comparando dias de fim-de-semana com dias de semana), exercendo diversas actividades de predação ou apenas pescando à linha. No entanto, os mesmos autores não encontraram diferenças significativas entre estes dois tipos de dia no que diz respeito às actividades que “*não afectavam directamente o litoral*”. Generalizando os resultados obtidos por Underwood e Kennelly (1990) e por Kingsford e outros (1991), Underwood (1993) refere que há mais pessoas nos litorais rochosos do estado de New South Wales (Austrália) em fins-de-semana que durante a semana.

Também no sul da Austrália, mas no estado de Victoria, Keough e outros (1993) registaram um maior número de pessoas a passear, mariscar ou apanhar isco em dias de fim-de-semana de períodos de férias, quando comparados com dias de semana. Porém, neste estudo sobre a exploração humana de litorais rochosos durante o Verão, a abundância de pessoas naquelas actividades não diferiu significativamente entre dias de semana e de fim-de-semana situados fora de períodos de férias, bem como entre dias de fim-de-semana situados dentro e fora de períodos de férias. Por outro lado, não foram observadas diferenças entre estes tipos de dia nas actividades de pesca à linha com cana ou de mergulho.

Num estuário da costa oeste australiana, também Caputi (1976) observou, em fins de semana e feriados públicos, maior intensidade na pesca à linha recreativa exercida ao longo de um ano. Do mesmo modo, em litorais mistos (rochosos e arenosos) da costa meridional sul-africana, Bennett e Attwood (1991) observaram mais pescadores à linha em fins de semana e feriados públicos.

Numa região costeira da península do Cabo (República da África do Sul) dominada por litorais rochosos, van Herwerden e outros (1989) também observaram diferenças entre a abundância global de pessoas utilizadoras do litoral em dias de semana e de fim-de-semana, embora o respectivo padrão tenha variado em períodos de férias públicas (Páscoa e Natal, este no Verão) ou normais. Com efeito, o número de pessoas foi superior em dias de fim-de-semana de períodos normais, tendo-se verificado o oposto em períodos de férias. Os mesmos autores consideraram estes resultados como imprevistos mas sugeriram que, em períodos de férias, as pessoas podem ter tido mais oportunidades para visitar o litoral durante a semana, o que diminuiu o uso dos fins-de-semana; nos períodos normais, estas oportunidades foram menos abundantes e, assim, os fins-de-semana foram relativamente mais utilizados.

No presente trabalho, este padrão não foi observado, apesar de terem sido analisadas as diferenças entre estes tipos de dias em períodos preferenciais de férias (Verão; os períodos amostrados durante a Páscoa não são aqui considerados como de férias, pois abrangem mais dias que os de férias escolares) e noutros. Quando se compararam as estações de Verão e Inverno, registaram-se interacções significativas entre os factores utilidade dos dias e estação do ano nas actividades de apanha de lapas e burriés, apanha de isco e pesca à linha, passeio ou repouso e pesca submarina. No entanto, em nenhum destes casos, o padrão foi: Verão- $U=N$; Inverno- $U<N$. Na apanha de lapas e burriés, aqueles factores interagiram significativamente com o factor proximidade de praias arenosas turísticas, e os padrões observados foram muito variáveis, tanto no Inverno como no Verão. Na apanha de isco e pesca à linha, e no passeio ou repouso, aqueles factores

interagiram significativamente com o factor amplitude de maré, tendo sido registado o padrão U<N no Verão e em baixa-mar de marés vivas, e não tendo sido detectadas diferenças significativas nas restantes condições. Na pesca submarina, aqueles factores interagiram significativamente com os factores praia e proximidade de praias arenosas turísticas, tendo sido registado o padrão U=N no Inverno e os restantes padrões no Verão, consoante a praia.

É possível que o padrão acima referido e observado por van Herwerden e outros (1989) seja resultante do facto de terem sido consideradas, por estes autores, todas as actividades praticadas numa determinada região litoral, que inclui também praias arenosas densamente utilizadas por banhistas durante o Verão. Deste modo, a componente recreativa das actividades analisadas foi sobrevalorizada, relativamente ao presente trabalho, em que apenas se amostraram litorais rochosos, o que pode ter sido a principal razão para as diferenças encontradas entre os resultados destes dois estudos.

Como seria de esperar, não foram registadas diferenças entre os tipos de dias analisados no que diz respeito às condições climatéricas e de agitação marítima.

Variação entre períodos de baixa-mar e de preia-mar

Tendo em consideração a globalidade das observações efectuadas no presente trabalho, o valor médio obtido em baixa-mar (B) foi quase o triplo do obtido em preia-mar (P), na densidade total de pessoas em actividade de predação, e mais do dobro na densidade de pessoas em passeio ou repouso. Se considerarmos apenas o marisqueio, a abundância de pessoas observada em preia-mar foi muito reduzida e o seu valor médio global de densidade foi muito inferior (mais de 200 vezes) ao obtido em baixa-mar. Com efeito, nas 540 observações efectuadas em preia-mar, apenas duas pessoas foram observadas a apanhar marisco (uma às lapas, outra aos burriés) em marés mortas (N=230). Considerando o valor médio de densidade de mariscadores em preia-mar observado no presente trabalho (0,02 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia) e a estimada extensão do litoral rochoso alentejano (46,4km, ver acima), podemos estimar que, nesta região, cerca de uma pessoa por dia apanhou marisco quando a maré estava cheia. Este valor é bastante inferior à estimativa de 212 pessoas que, por dia e na mesma região, se dedicaram ao marisqueio durante a baixa-mar (equivalente ao valor médio de 4,56 pessoas por quilómetro de linha de costa e por dia, mariscando em baixa-mar no litoral rochoso alentejano; ver adiante).

Estes padrões de variação em função da altura de maré estão de acordo com as informações previamente obtidas no presente trabalho, segundo as quais as actividades exercidas durante a baixa-mar parecem ser mais produtivas e envolver mais pessoas que as

praticadas em preia-mar. Com base nestas informações, a apanha de marisco parece ser a actividade de predação humana mais comum durante a baixa-mar no habitat em estudo, sobretudo em períodos de marés vivas e quando a agitação marítima é menor, tendo em consideração que o marisqueio efectuado sem imersão completa explora sobretudo níveis de maré inferiores, bem como níveis subtidais pouco profundos. Por outro lado, durante a preia-mar ou quando o estado de agitação marítima não é favorável à apanha de marisco durante a baixa-mar, a pesca à linha com cana, praticada a partir de terra, parece ser a actividade de predação humana mais comum no litoral rochoso alentejano.

Deste modo, o factor altura de maré foi apenas analisado no caso das actividades em estudo que são geralmente exercidas em períodos de baixa ou preia-mar, como é o caso da pesca à linha, da pesca submarina e do passeio ou repouso. Com efeito, nas duas primeiras actividades, o valor médio global de densidade obtido no presente trabalho é bastante semelhante entre períodos de baixa e preia-mar. De acordo com as informações obtidas ao longo do presente trabalho, a pesca à linha com cana explora geralmente habitats subtidais e parece ser, das actividades de predação estudadas, a que é exercida com maior independência em relação ao estado da maré, embora seja bastante comum a opinião, entre os respectivos utilizadores, de que os períodos de enchente são os mais proveitosos neste tipo de pesca, sobretudo quando a água do mar não está demasiado transparente.

No entanto, os resultados dessas análises foram muito variáveis. No caso em que o factor estação do ano foi incluído, comparando Verão e Inverno em marés vivas, não foram registadas diferenças significativas entre períodos de baixa e preia-mar. Porém, a análise das mesmas actividades, considerando observações feitas apenas durante o Verão, e incluindo outros factores como a amplitude da maré, revelou os seguintes padrões: os pescadores à linha foram mais abundantes na maré baixa em dias não úteis de marés vivas, mas o padrão B=P foi observado nas restantes condições de amplitude de maré e de utilidade dos dias; os pescadores submarinos foram mais abundantes em baixa-mar; nas actividades de passeio ou repouso, o padrão B=P foi verificado em dias úteis de marés vivas, e em praias com menor proximidade de praias arenosas turísticas, tendo-se registado o padrão B>P nas restantes condições de amplitude de maré e de utilidade dos dias, e nas praias com maior proximidade de praias arenosas turísticas.

Apesar da elevada variabilidade dos padrões observados, estes resultados obtidos no Verão sugerem alguma influência por parte das actividades de marisqueio. Sendo estas praticadas sobretudo em baixa-mar, dias não úteis (ver atrás) e marés vivas (ver adiante), é possível que o padrão B>P observado na pesca à linha em dias não úteis de marés vivas tenha sofrido tal influência. Com efeito, de acordo com as informações recolhidas ao longo

do presente trabalho, é comum que, após o exercício do marisqueio (e/ou de apanha de isco) durante a baixa-mar, o mesmo indivíduo pesque à linha com cana durante a enchente, a partir do momento em que a maré não permite a apanha de marisco ou de isco em níveis inferiores, ou por outras razões particulares. Estas poderão estar relacionadas, por exemplo, com o sucesso do marisqueio, sendo esta actividade interrompida se tiver sido pouco rentável ou se a respectiva captura for considerada suficiente. Como indicador desta potencial relação entre o marisqueio e a pesca à linha, muitos apanhadores de marisco em exercício na baixa-mar transportam uma cana para pesca à linha, além do(s) instrumento(s) usado(s) no marisqueio.

Do mesmo modo, a maior abundância de apanhadores de marisco em baixa-mar também pode ter influenciado as actividades de passeio ou repouso, nas quais o padrão B>P foi o mais frequente nos resultados em discussão. Com efeito, de acordo com as observações efectuadas ao longo do presente trabalho, as pessoas que passeiam ou repousam sem algum intento de captura de organismos para alimento ou isco são, frequentemente, acompanhantes de mariscadores ou de pescadores à linha. Por outro lado, essas pessoas podem também ser meros observadores de organismos intertidais, o que é mais praticável quando a maré está baixa. O registo do mesmo padrão nas praias com maior proximidade de praias arenosas turísticas, e do padrão B=P nas mais distantes destas, poderá ser devido ao facto de ser naquele tipo de praias que a abundância de pessoas em passeio ou repouso é maior (ver atrás).

No caso da pesca submarina, o referido padrão B>P poderá não estar tão relacionado com as actividades de marisqueio. No que diz respeito à acessibilidade de zonas subtidais mais profundas por parte de mergulhadores em apneia, os períodos de baixa-mar são mais favoráveis ao exercício, em condições legais, da pesca submarina (ao longo do presente trabalho, apenas uma vez foi observado um mergulhador a praticar ilegalmente esta actividade, com recurso a escafandro autónomo). No entanto, a mesma análise revelou também que esta actividade foi praticada por um maior número de pessoas em marés mortas.

Embora não tenha sido observada, neste caso, alguma interacção significativa entre os factores altura e amplitude de maré, o valor médio mais elevado de abundância de pescadores submarinos foi atingido, no Verão amostrado, em períodos de baixa-mar de marés mortas, que, no presente trabalho, foram sempre amostrados durante a tarde. Este padrão pode estar relacionado com a utilização balnear de praias arenosas, que Silva (2002a) considera ser maior entre as 11 e as 13 horas, e entre as 15 e as 17 horas, durante o Verão e em cinco praias do concelho de Sines. Como foi já referido, um maior número de banhistas em praias arenosas pode aumentar o número de pescadores em litorais rochosos

e, estando as praias arenosas ocupadas por banhistas, os pescadores submarinos ficam mais limitados aos litorais rochosos.

Por outro lado, de acordo com as informações obtidas ao longo do presente trabalho, a pesca submarina parece ser, das actividades estudadas, a que mais depende do estado de agitação marítima e da turbidez da água, sendo mais frequente com o mar mais calmo e menos turvo, por questões de segurança e visibilidade do pescador, respectivamente (ver atrás; Smith e outros, 1989). Assim, as condições climatéricas podem ter influenciado o padrão observado.

Com efeito, de acordo com observações efectuadas nos mesmos dias de amostragem, verificaram-se interacções significativas entre os factores altura e amplitude de maré em todas as variáveis climatéricas analisadas. No caso da agitação marítima e da turbidez da água do mar, foram observados valores mais elevados em marés vivas e, em cinco das oito praias amostradas (nas restantes praias, não foram detectadas diferenças significativas), os padrões $B < P$ e $B = P$ foram registados em marés vivas (V) e mortas (M), respectivamente. Assim, no que diz respeito a estas variáveis, os períodos de marés mortas, em baixa ou preia-mar, foram os mais favoráveis para a prática da pesca submarina.

Ao nível das outras variáveis climatéricas amostradas, os padrões variaram muito no caso da intensidade do vento (embora o padrão $B < P$ tenha sido constante em marés vivas, e o mesmo se tenha verificado, em baixa-mar, com o padrão $V = M$) e, no respeitante à nebulosidade, os padrões $B = P$ e $B < P$ foram registados em marés vivas e mortas, e os padrões $V = M$ e $V < M$ foram registados em baixa e preia-mar, respectivamente. Deste modo, as condições de nebulosidade também foram mais favoráveis à prática desta actividade em períodos de baixa-mar de marés mortas, relativamente aos de preia-mar com a mesma amplitude de maré. Embora a nebulosidade não restrinja tanto o exercício da pesca submarina, este é seguramente mais agradável e confortável quando o céu está pouco nublado ou limpo, nomeadamente para quem pratica esta actividade com motivações mais lúdicas ou recreativas. Em função das informações obtidas ao longo deste trabalho, este tipo de motivações parecem ser importantes nos pescadores submarinos observados, atendendo à fraca produtividade de muitos dos locais escolhidos e às geralmente reduzidas capturas.

No caso da pesca à linha, o factor altura de maré também foi incluído nas análises da variação entre diferentes níveis de exposição à ondulação. Os padrões observados foram muito variáveis, devido à ocorrência de interacções significativas envolvendo dois a três factores. No entanto, o padrão mais frequente foi $B = P$, embora $B > P$ tenha sido também comum nas situações em que ocorreu maior número de pessoas.

Tal como foi observado no presente trabalho, também Durán e outros (1987), num estudo sobre a intensidade da predação humana numa costa rochosa do Chile central com 1,5km de extensão, registaram maior abundância de mariscadores intertidais (em média, cerca de 1,9 pessoas por quilómetro e por dia) durante a baixa-mar, embora a mesma relação não tenha sido verificada no caso da pesca submarina, também importante (em média, cerca de 0,6 pessoas por quilómetro e por dia) nessa região. Do mesmo modo, Lasiak e Field (1995) referem que a apanha de marisco em litorais rochosos da costa oriental sul-africana é sobretudo efectuada durante a baixa-mar.

Generalizando os resultados obtidos por Underwood e Kennelly (1990) e por Kingsford e outros (1991) em estudos sobre a exploração humana de litorais rochosos do estado de New South Wales (Austrália), Underwood (1993) refere que, sempre que ocorre uma baixa-mar diurna, e se o mar não está demasiado agitado e o tempo demasiado inclemente, haverá pessoas a capturar organismos intertidais, para isco ou alimento, nesta região costeira. No entanto, em duas análises que incluíram o factor altura da maré, Kingsford e outros (1991) obtiveram diferenças significativas entre a abundância de pessoas em baixa e preia-mar apenas num dos casos e, neste, apenas nas actividades de predação amostradas durante o Inverno. Apesar destas diferenças, os mesmos autores não apresentaram o padrão obtido, referindo que os respectivos valores médios diferiram pouco em função da altura de maré.

Variação entre períodos de marés vivas e mortas

Esta variação foi sobretudo importante em baixa-mar, durante a qual o padrão mais frequente foi $V(\text{marés vivas}) > M(\text{marés mortas})$. Este padrão foi mais comum quando ocorreu um maior número de pessoas, como nas actividades de marisqueio ou em dias não úteis. O padrão oposto foi pouco frequente mas ocorreu mais vezes em actividades diferentes do marisqueio intertidal, como a apanha de isco e pesca à linha, o passeio ou repouso e a pesca submarina. A ausência de diferenças significativas foi mais frequente em dias úteis, durante a preia-mar ou em actividades como a apanha de isco e pesca à linha, o passeio ou repouso, e a apanha de percebe, lapas e burriés.

Como refere Lasiak (1997), esta análise temporal pode ser confundida pelo facto de os períodos de baixa-mar de marés vivas e de preia-mar de marés mortas terem sido amostrados sempre de manhã e, os restantes, sempre de tarde. Tal sucedeu devido ao facto de terem sido estudadas apenas actividades diurnas, que foram analisadas em períodos diurnos suficientemente longos para serem explorados e amostrados. De qualquer modo, os padrões de variação observados em função da amplitude da maré estão de acordo com informações previamente obtidas no presente trabalho, segundo as quais a

apanha de marisco parece ser, das actividades de predação estudadas, a mais comum durante a baixa-mar, sobretudo em períodos de marés vivas e quando a agitação marítima é menor, tendo em consideração que o marisqueio efectuado sem imersão completa explora sobretudo níveis de maré inferiores, bem como níveis subtidais pouco profundos. Segundo informações e observações obtidas ao longo do presente trabalho, o principal período utilizado nestas actividades de marisqueio é a baixa-mar matinal de marés-vivas, não só devido à amplitude da maré mas também ao facto de permitir geralmente um maior período diurno de exploração. Num estudo sobre a apanha de mexilhão no litoral centro de Portugal continental, Rius e Cabral (em publicação) também observaram uma maior intensidade em períodos matinais de baixa-mar ou em marés vivas, quando comparados com marés baixas ocorridas à tarde ou cuja altura foi superior a 0,8m.

Esta exploração sobretudo matinal contrasta com os resultados obtidos por Kingsford e outros (1991), segundo os quais a utilização (depredativa ou não) humana de litorais rochosos próximos de Sydney (Austrália) foi sempre mais elevada à tarde (das 12 às 13h e/ou das 15h30m às 19h), relativamente a um período matinal das 6 às 8h. Na região sul-africana da Península do Cabo, também van Herwerden e outros (1989) observaram uma maior utilização do litoral durante a tarde, das 12 às 16h. No entanto, estes autores quantificaram todas as actividades humanas num troço costeiro que inclui substrato duro (66%) e móvel, e a maioria das pessoas estava concentrada em praias arenosas, onde não exercia actividades depredativas. Tal como refere Lasiak (1997), o resultado destes dois estudos pode ser um reflexo da elevada frequência de actividades recreativas e não exploradoras de recursos vivos neles observada (ver adiante, em “Variação entre actividades”), bem como da dependência deste tipo de actividades em relação a outros factores, nomeadamente climáticos.

Segundo as referidas informações previamente obtidas, a pesca à linha com cana explora geralmente habitats subtidais e parece ser, das actividades de predação humana em estudo, a mais independente do estado da maré. Numa análise que incluiu também os factores altura da maré e utilidade dos dias, a abundância de pessoas nas actividades de pesca à linha e de passeio ou repouso, exercidas no Verão, apresentou um padrão semelhante ao acima referido: $V > M$ em baixa-mar e dias não úteis, e $V = M$ nas restantes situações. Como atrás foi referido e discutido, estes resultados sugerem alguma influência por parte das actividades de marisqueio quando estas são mais intensas: em baixa-mar de marés vivas e em dias não úteis.

Por outro lado, as actividades de marisqueio que parecem ser menos dependentes do estado da maré são a apanha de percebe, e de lapas e burriés, de acordo com as mesmas informações previamente obtidas. No caso da apanha de percebe, a dependência

do estado de agitação marítima, bem como de outros factores temporalmente variáveis (por exemplo, a sua procura comercial), parecem ser mais importantes que a amplitude de maré. Com efeito, a possibilidade de exploração humana dos percebe de um determinado local, numa baixa-mar de marés mortas com mar calmo, pode ser maior ou equivalente à do mesmo local numa baixa-mar de marés vivas em que o mar esteja mais agitado (ver atrás). Do mesmo modo, atendendo à importância comercial do percebe (Cruz, 2000), em certos dias festivos, de fim de semana e de Verão, a sua procura por parte de restaurantes e outros estabelecimentos comerciais pode aumentar a intensidade da sua apanha (Baptista, 2001; Jesus, 2003), independentemente da amplitude das marés baixas.

No respeitante à apanha de lapas e burriés, esta parece ser a actividade de marisqueio intertidal menos dependente do estado da maré e de agitação marítima, pois pode ser exercida em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, onde as respectivas espécies ocorrem (Sousa, 2002; Salvador, 2002), e apesar de, no caso da espécie de lapa mais procurada (*Patella ulyssiponensis*), os níveis inferiores de maré, onde é mais abundante (Sousa, 2002), parecerem ser mais intensamente explorados.

Considerando os trabalhos publicados e consultados sobre predação humana de litorais rochosos, apenas nos de van Herwerden e outros (1989) e de Lasiak (1997) foi analisada a variação da intensidade de actividades deste tipo em função da amplitude da maré, tendo havido estudos em que estas actividades foram amostradas apenas em marés vivas (Hockey e outros, 1988) ou sem distinguir esta variação (por exemplo, Durán e outros, 1987; Underwood e Kennelly, 1990; Kingsford e outros, 1991; Keough e outros, 1993).

Realizado na costa sul-africana da Península do Cabo e dirigido a todas as actividades humanas de utilização do litoral, numa extensão de cerca de 7,6km dominada por litoral rochoso (apenas 34% de praias arenosas), o trabalho de van Herwerden e outros (1989) não encontrou diferenças significativas entre períodos de marés vivas e mortas na intensidade de qualquer actividade, fosse depredativa ou não. Os mesmos autores referem que tais resultados podem dever-se ao facto de, na região estudada, as actividades de exploração com vista à subsistência serem pouco intensas. Porém, no mesmo trabalho, o número de pessoas em actividades de predação atingiu cerca de 17,4 por dia e por quilómetro de linha de costa (no presente trabalho, o número médio global de pessoas em actividades de predação atingiu cerca de 5,9 por dia e por quilómetro de linha de costa), podendo dever-se o padrão observado ao facto de estas pessoas terem sido maioritariamente (83%; os restantes foram apanhadores de isco) pescadores à linha, cuja actividade depende pouco do estado da maré. Por outro lado, na análise deste factor, van Herwerden e outros (1989) não distinguiram períodos de baixa-mar e preia-mar, o que pode

também ter contribuído para a observação de diferenças não significativas em função da amplitude de maré.

Também na costa sul-africana, mas na região de Transkei, Lasiak (1997) observou que a intensidade média de todas as actividades de predação variou entre o dobro e o décuplo durante a baixa-mar de marés vivas, relativamente à das actividades observadas em baixa-mar de marés mortas. Segundo esta autora, cerca de 56% das pessoas que utilizavam o litoral em períodos de baixa-mar de marés vivas eram mariscadores, ao passo que a actividade mais popular durante a baixa-mar de marés mortas foi a natação. Em termos gerais, a mesma autora observou que, quando a amplitude da maré baixa foi maior, cerca de 80% dos visitantes humanos exerceram actividades depredativas, tendo este valor sido cerca de metade em baixa-mar de marés mortas. No presente trabalho, foram obtidos valores bastante semelhantes aos observados por Lasiak (1997): a intensidade média de todas as actividades de predação foi cerca de 2,4 vezes maior durante a baixa-mar de marés vivas, relativamente à das actividades observadas em baixa-mar de marés mortas; cerca de 61% das pessoas que utilizavam o litoral em períodos de baixa-mar de marés vivas eram mariscadores, e as actividades mais populares durante a baixa-mar de marés mortas foram o passeio ou o repouso e a pesca à linha; quando a amplitude da maré baixa foi maior, cerca de 82% dos visitantes humanos exerceram actividades depredativas, tendo este valor sido cerca de 65% em baixa-mar de marés mortas. Nesta comparação, a principal diferença entre estes dois estudos diz respeito à maior importância de actividades depredativas registada no litoral rochoso alentejano em períodos de baixa-mar de marés mortas, resultante da elevada intensidade de pescadores à linha observada nestes períodos e nesta região.

Com base em inquéritos lançados a mariscadores indígenas dessa região de Transkei, Lasiak (1993a) constatou que, embora a maioria tenha afirmado que explora o litoral apenas em baixa-mar de marés vivas, cerca de 20 a 35% dos inquiridos afirmaram mariscar semanalmente. Sendo esta actividade maioritariamente exercida para a subsistência alimentar destes indígenas, a mesma autora considera que a periodicidade desta exploração também pode estar relacionada com a procura de alimento e não apenas com a acessibilidade das presas durante a maré baixa. Atendendo a que, na região em estudo, o marisqueio foi praticado em marés mortas e vivas, embora com menor intensidade nas primeiras, é de admitir que alguns mariscadores tenham explorado o litoral rochoso alentejano com periodicidade semanal, ou mesmo maior, e que o tenham feito sobretudo por razões de subsistência alimentar. A realização de estudos semelhantes ao efectuado por Lasiak (1993a) poderá contribuir para avaliar a dependência alimentar dos mariscadores

desta região, relativamente aos seus recursos vivos, bem como para a tomada de medidas de gestão com vista à sua utilização sustentável.

Variação espacial

A variação espacial da intensidade das actividades em estudo foi analisada à escala da praia, do local, de grupos de praias com maior ou menor proximidade em relação a praias arenosas turísticas (com uso intensivo durante o Verão), e do nível de maré e de exposição à ondulação. Este tipo de variação também foi analisado no estudo do rendimento destas actividades de predação humana, tendo sido consideradas as escalas da praia e de grupos de praias com maior ou menor intensidade deste tipo de actividade.

Variação entre praias

O factor praia foi incluído em quase todas as análises de variação espacial, tendo sido considerado aleatório ou fixo. Neste caso, a hipótese testada refere-se particularmente às praias envolvidas, não se devendo generalizar os respectivos resultados à região a que pertencem. Apesar de esta generalização poder ser interessante, designadamente em estudos deste tipo (Keough e outros, 1993), optou-se pela classificação de fixo quando este factor não foi aninhado (“nested”) noutra (Underwood, 1997), atendendo à elevada diversidade das características de cada praia.

Com efeito, as oito praias escolhidas apresentaram bastantes diferenças no que diz respeito a características que, com base nas observações e informações previamente obtidas, parecem ser importantes para as actividades em estudo: acessibilidade por terra, e proximidade de aglomerados urbanos e de praias arenosas turísticas. Para além destas características, as praias seleccionadas também variam no respeitante ao hidrodinamismo, potencialmente maior em cabos (por exemplo, Carter, 1989; Raffaelli e Hawkins, 1996), como é o caso dos Cabos de Sines e Sardão. No entanto, mesmo nas praias situadas nestes cabos, a irregularidade da linha de costa confere abrigo a diversos locais dominados por substrato duro, cujo hidrodinamismo é comparável ao das restantes praias consideradas neste estudo.

Com base naquelas características, as oito praias amostradas podem ser agrupadas da seguinte forma:

- as praias de Cabo de Sines (CSI) e Cabo Sardão (CSA) são as únicas que possuem aglomerados urbanos a menos de 1km e praias arenosas turísticas a mais de 2km, não sendo fácil o acesso por terra;

- as de Vale Marim (VMA) e Amoreiras/Casca/Oliveirinha (ACO) são as que possuem acesso por terra mais fácil e aglomerados urbanos a mais de 3km, tendo praias arenosas turísticas próximas (entre 0,5 e 2km, VMA) ou muito próximas (<0,5km, ACO);

- as de Burrinho/Porto Covo (BPC), Caniceira/Queimado (CAQ) e Almogrove (ALM) são as que possuem acessos por terra moderadamente difíceis e praias arenosas turísticas a menos de 0,5km, tendo aglomerados urbanos próximos (entre 1 e 3km, BPC e CAQ) ou muito próximos (<1km, ALM);

- a de Nascedios (NAS) é a única que possui um difícil acesso por terra e, na qual, o aglomerado urbano e a praia arenosa turística mais próximos se situam a mais de 3 e 2km, respectivamente.

No conjunto destas oito praias, a extensão de linha de costa amostrada corresponde a cerca de 21,8km de litoral dominado por substrato duro (tabela 2.2). Entre os Cabos de Sines e Sardão, inclusive, a costa estende-se aproximadamente por 40,3km, cerca de 72% dos quais são ocupados por litoral rochoso (medições efectuadas em cartas militares, à escala de 1:25000). Apesar de não terem sido efectuadas observações nos restantes cerca de 17,4km, entre o Cabo Sardão e a foz da ribeira de Seixe (exclusive; com base em medições de cartas militares à mesma escala), a extensão amostrada, correspondente a cerca de 47% do litoral rochoso alentejano e integrante de diferentes condições de acessibilidade por terra, proximidade de aglomerados urbanos e de praias arenosas turísticas, e de hidrodinamismo, pode ser considerada representativa do principal habitat em estudo - o litoral rochoso alentejano.

Quando o aninhamento acima referido se verificou, as praias foram agrupadas com base em características comuns que definiram o factor aninhador, como no caso da proximidade de praias arenosas turísticas (maior/menor). Neste caso, a discussão da variação à escala da praia será feita em conjunto com a da variação do factor aninhador (ver adiante).

Nos casos em que o factor praia foi considerado fixo, a ausência de diferenças significativas foi o padrão mais frequente nos conjuntos totais de actividades, bem como na apanha de polvo e caranguejos, na de ouriço-do-mar, e no passeio ou repouso. Nos mesmos casos, as actividades em que as diferenças significativas foram mais frequentes são, por ordem decrescente, a apanha de isco e pesca à linha, a apanha de percebe e a de lapas e burriés. Quando estas diferenças se verificaram, ocorreram geralmente interações significativas com outros factores associados à variação temporal.

A reduzida frequência de variação à escala da praia (alguns milhares de metros) acima referida sugere que, em termos globais, as actividades humanas são exercidas de modo espacialmente generalizado no litoral rochoso alentejano, podendo afirmar-se que

este habitat é explorado por toda a região em estudo. Este padrão global está possivelmente relacionado com a prática comum e espacialmente generalizada de algumas actividades, como é o caso da apanha de polvo e caranguejos.

O mesmo não se pode dizer acerca da apanha de ouriço-do-mar, em que também foi observada uma reduzida variação à escala da praia. Com efeito, esta actividade é realizada com menor frequência (ver acima) que a apanha de polvo e caranguejos e, em termos globais, envolve menos pessoas. A unir estes dois conjuntos de actividades de predação humana está a distribuição espacialmente generalizada das presas em causa - polvo, caranguejos e ouriço-do-mar -, comuns e abundantes na região em estudo e, assim, nas praias amostradas (Nobre, 1938; Alvarez, 1968; Sousa Reis e outros, 1984; Guerra, 1992; Guiomar, 1997).

Nos dois casos em que o factor praia foi significativo na apanha de ouriço-do-mar, apenas se verificaram diferenças entre praias quando esta actividade foi mais intensa, nomeadamente no período durante a Páscoa (ver acima). Nestes casos, e quando foi possível definir um padrão geral, as praias onde esta actividade foi mais intensa corresponderam a CSI, ACO e NAS. Embora esta maior intensidade tenha sido observada em ocasiões diferentes, é de assinalar que estas praias possuem características muito diversas (ver acima), sugerindo que outros factores podem estar envolvidos na sua escolha por parte dos mariscadores, e reforçando também a mencionada generalização espacial desta actividade. Por outro lado, quando a variação entre praias foi significativa na apanha de polvo e caranguejos, observou-se, em períodos diferentes, uma maior intensidade em VMA e menor em CSI. Tendo estes padrões sido registados em períodos de maior intensidade de apanha de ouriço-do-mar, é possível que estas diferenças espaciais sejam devidas à transferência de mariscadores daquela actividade para esta.

Por outro lado, também nas actividades de pesca à linha e de apanha de lapas e burriés, as presas em causa possuem uma distribuição espacialmente generalizada e são comuns e abundantes na região em estudo e, assim, nas praias amostradas (Whitehead e outros, 1989; Canário e outros, 1994; Salvador, 2002; Sousa, 2002; ver também secção 4). Deste modo, outros factores deverão ser responsáveis pela variação à escala da praia, ocorrida com relativamente maior frequência nestas actividades.

No caso da apanha de lapas e burriés, tal variação espacial significativa foi somente detectada nas análises de períodos antes, durante e depois da Páscoa. Nestas análises, apenas se verificaram diferenças significativas entre praias quando esta actividade foi mais intensa, em dias não úteis e, num dos três casos, no período durante a Páscoa, tendo sido registadas interacções significativas entre os respectivos factores. Quando, em dias não úteis, se verificaram diferenças significativas entre praias, esta actividade foi mais

intensa em CSI, VMA e/ou ACO. Apesar das diferentes características destas praias, VMA e ACO são, das praias amostradas, as que possuem um acesso por terra mais fácil (CSI tem um acesso por terra considerado moderadamente difícil) e, em conjunto, aquelas três praias são as mais próximas da cidade de Sines, o maior aglomerado urbano da região costeira em estudo, cuja freguesia tinha cerca de 11250 pessoas residentes em 1991 (INE, 1993; por ordem decrescente, as restantes freguesias mais populosas são Santo André, Santiago do Cacém e Odemira, com cerca de 10750, 6040 e 5900 pessoas residentes em 1991, respectivamente). Atendendo à abundância de presas em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação (Salvador, 2002; Sousa, 2002; ver também secção 4), bem como à facilidade da sua captura, a apanha intertidal de lapas e burriés possui um grau de dificuldade e risco relativamente reduzido. Assim, esta elevada facilidade e este baixo risco podem traduzir-se nalgum comodismo, corroborando a importância da referida facilidade de acesso e da proximidade de tal aglomerado urbano para o exercício desta actividade.

As actividades de apanha de isco e pesca à linha são as que apresentaram maior frequência de variação à escala da praia, tendo sido registados valores mais elevados no Cabo de Sines na maioria dos casos em que foi possível definir algum padrão geral. Esta preferência pelo Cabo de Sines pode ser devida à conjugação da sua moderada acessibilidade por terra com a elevada proximidade da cidade de Sines, que constitui o maior aglomerado urbano da região em estudo (ver acima) e se situa no concelho com maior densidade humana da mesma região (segundo os censos de 1991, publicados em INE, 1998, o concelho de Sines possui cerca de 62 habitantes por km² e os concelhos de Santiago do Cacém e Odemira possuem, respectivamente, cerca de 30 e 15 habitantes por km²). Por outro lado, o Cabo de Sines é considerado, por muitos dos pescadores da região contactados ao longo deste trabalho, uma zona boa e produtiva para a pesca à linha com cana, tendo sido invocadas razões relacionadas com a elevada profundidade das águas e a dominância de substrato duro junto à costa, e com o elevado hidrodinamismo. Com efeito, os dois últimos factores condicionam a exploração desta zona por parte de embarcações de pesca comercial, nomeadamente as que utilizam redes, podendo diminuir, localmente, o esforço que este tipo de exploração dirige às presas preferenciais da pesca à linha – os peixes. De qualquer modo, quando praticada a partir de terra, a pesca à linha com cana depende pouco do estado de agitação marítima pois, mesmo quando o mar está muito agitado, pode ser efectuada a partir de arribas ou falésias sobranceiras ao local de exploração, como as que são frequentes no Cabo de Sines.

Num estudo sobre a predação humana de litorais rochosos do estado de New South Wales, no sudeste australiano, Kingsford e outros (1991) também registaram, com elevada frequência, variação espacial numa escala semelhante (cerca de 2km de costa) e

em actividades de pesca à linha, tendo as restantes variado menos desta forma. No mesmo estudo, e em observações efectuadas com mais detalhe nalguns locais, foi registada uma agregação significativa de pescadores à linha, em escalas de 50 e 100m, embora as respectivas áreas favoritas tenham variado consoante a estação do ano, possivelmente devido ao estado de agitação do mar.

Por outro lado, Kingsford e outros (1991) referem que o número de pessoas em actividades de predação não parece estar relacionado com a proximidade de grandes cidades, devido à elevada mobilidade da população humana na região estudada. Em contraste, outros autores referem que a proximidade de aglomerados urbanos influenciou de modo positivo e significativo a abundância de utilizadores do litoral, tanto na Austrália (Yapp, 1986; Keough e outros, 1991), como na República da África do Sul (Hockey e outros, 1988; Schurink e Griffiths, 1990; van Herwerden e Griffiths, 1991). De qualquer modo, Underwood (1993) refere que, embora a exploração humana da fauna de litorais rochosos seja espacialmente generalizada no estado de New South Wales, a sua intensidade varia positivamente com a acessibilidade dos locais. Num estudo sobre a apanha de mexilhão no litoral centro de Portugal continental, Rius e Cabral (em publicação) também observaram maior intensidade nas praias mais acessíveis e situadas mais perto de uma estrada.

No caso da apanha de percebe, a variação à escala da praia foi analisada em três praias – CSI, ALM e CSA. Com base em observações prévias feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais, bem como no trabalho de Cruz (2000) sobre a abundância de percebe no litoral sudoeste português, estas praias são, das acima referidas, as que possuem maior abundância desta espécie e, assim, as potencialmente sujeitas a maior utilização para a exploração humana deste recurso. Nas restantes praias amostradas, o percebe é geralmente ocasional ou mesmo raro, e a sua exploração humana é pouco frequente e limitada a locais com menor acessibilidade e/ou sujeitos a maior agitação marítima, razão pela qual não foram consideradas na análise da exploração humana desta espécie.

Apesar desta redução do número de praias de amostragem, a variação, a esta escala, da abundância de apanhadores de percebe foi bastante frequente, tendo sido registados valores mais elevados em CSI e/ou CSA. Este padrão poderá estar relacionado com o facto de este crustáceo ser mais abundante em zonas sujeitas a elevado hidrodinamismo (Cruz, 2000), provavelmente mais extensas nos cabos onde estas praias se localizam. Com efeito, numa classificação semi-quantitativa (raro ou ocasional, frequente, abundante e muito abundante) da abundância de percebe no litoral sudoeste português, efectuada à escala de 1km, Cruz (2000) atribuiu idêntica importância a CSI e CSA (abundante ou muito abundante), sendo esta geralmente superior à observada em ALM

(frequente ou abundante). No mesmo trabalho, as restantes praias amostradas obtiveram a classificação de raro, ocasional ou frequente, exceptuando CAQ, onde o percebe foi considerado abundante devido à proximidade da Ilha do Pessegueiro e à respectiva apresentação gráfica do resultado desta classificação, embora, na realidade, tal abundância deva ser exclusivamente atribuída a esta ilha (T. Cruz, comunicação pessoal), não incluída em CAQ.

Variação entre locais

O factor local, incluído em análises da intensidade de algumas das actividades de predação em estudo (só as praticadas em baixa-mar), foi considerado aleatório e aninhado no factor praia (numa das análises, foi também aninhado no factor proximidade de praias arenosas turísticas).

A variação a esta escala (algumas centenas de metros) foi sempre significativa no caso da apanha de polvo e caranguejos, e nos conjuntos totais de actividades. A frequência desta significância foi nula no caso da apanha de percebe, muito reduzida no caso da apanha de ouriço-do-mar, e moderada nas restantes variáveis analisadas (intensidade da apanha de lapas e burriés, da apanha de isco e pesca à linha, e do passeio ou repouso). Quando este factor foi analisado aninhado nos factores praia e proximidade de praias arenosas turísticas, as diferenças significativas foram mais frequentes no conjunto de praias de amostragem mais próximas de praias arenosas turísticas.

Esta elevada importância da variação espacial à escala do local contrasta com a reduzida variação à escala da praia (alguns milhares de metros) acima referida. Do mesmo modo, as actividades em que aquele tipo de variação foi mais frequente (apanha de polvo e caranguejos, e conjuntos totais de actividades) são as que apresentaram menor variação à escala da praia, verificando-se a mesma inversão, embora em sentido contrário (menor variação à escala do local), no caso da apanha de percebe.

Assim, apesar de não terem sido registadas, em termos globais, preferências por determinadas praias, estas foram observadas nas praias, à escala do local. Embora os locais tenham sido aleatoriamente escolhidos, os resultados obtidos sugerem que existiram diferenças a esta escala, tendo estas motivado tais preferências. É provável que estas diferenças sejam devidas à elevada heterogeneidade da maioria dos substratos duros intertidais (por exemplo, Raffaelli e Hawkins, 1996), que podem ser extremamente variáveis a pequena escala, apresentando, por exemplo, uma grande diversidade de microhabitats numa área de poucos metros quadrados (Chapman, 1994).

Deste modo, é possível que, numa praia de amostragem com alguns milhares de metros, haja locais com maior concentração de presas e/ou de habitats preferenciais dessas

presas (por exemplo, frestas ou pedras grandes, onde polvo e caranguejos se podem refugiar durante a baixa-mar) e, conseqüentemente, maior concentração de predadores. Esta variação a pequena escala (geralmente, de alguns centímetros a poucas centenas de metros), registada em estudos sobre populações e comunidades de litorais rochosos de diversas regiões (por exemplo, Jernakoff, 1985a; Underwood e Chapman, 1989, 1996; Chapman, 1994; Menconi e outros, 1999), foi também observada com frequência neste habitat e na região em estudo, ao nível da estrutura de comunidades macrobentónicas (Saúde, 2000; Silva, 2002b), assim como da abundância de potenciais presas, como as lapas (Silva, 2002b; Sousa, 2002) e os burriés (Salvador, 2002). Numa análise quantitativa sobre a variação espacial, a diferentes escalas, da abundância e do tamanho máximo do percebe em diversas praias do litoral sudoeste português, Cruz (2000) registou diferenças significativas à escala da praia e da “*parede*” (cerca de 1m²), ao nível da abundância e do tamanho, respectivamente.

Por outro lado, também é possível que os predadores humanos se concentrem em locais mais favoráveis (por exemplo, mais cómodos) ao exercício destas actividades, mesmo que as presas pretendidas se encontrem pouco concentradas à escala do local. Com efeito, a elevada variabilidade espacial à escala do local aqui detectada ao nível do número total de mariscadores, predadores e utilizadores humanos, bem como da intensidade de uma das principais actividades (apanha de polvo e caranguejos; ver em baixo), e das actividades humanas, em geral, nas praias mais próximas de praias arenosas turísticas, sugere a existência de uma relação causal entre estas variabilidade e intensidade. Assim, uma maior intensidade destas actividades de predação, incidindo irregularmente à escala do local, pode acentuar a irregularidade da distribuição espacial das presas a esta escala.

A observada concentração de utilizadores do litoral em determinados locais também sugere que, nas actividades em estudo, a competição intraespecífica seja reduzida, embora a maioria das pessoas tenha sido observada em pequenos grupos (geralmente duas pessoas) ou isolada (exceptuando a apanha de ouriço-do-mar, em que foi comum observar grupos maiores, e a apanha de percebe, frequentemente solitária). Esta baixa competição é favorecida pela importante componente lúdica da maioria destas actividades (ver acima).

O registo nulo de variação à escala do local no caso da apanha de percebe sugere que, nas três praias analisadas (ver acima), não se verificam diferenças entre os locais amostrados, ao nível da abundância das presas e/ou da explorabilidade (por exemplo, acessibilidade por terra e hidrodinamismo) dos locais. Os diferentes resultados obtidos por Cruz (2000) e acima referidos, relativamente à variação a pequena escala da abundância e

do tamanho máximo do percebe na região em estudo, corroboram e contradizem, respectivamente, aquela observação. No entanto, a escala mais pequena usada naquele trabalho (“*parede*”, com cerca de 1m²), é bastante inferior à escala do local aqui usada.

Por outro lado, é possível que, tendo a apanha do percebe uma elevada importância económica, devido ao valor comercial deste crustáceo, e atendendo à global diminuição da sua abundância e tamanho (Cruz, 1995; 2000; Jesus, 2003), se verifique alguma competição entre os apanhadores e, assim, estes se distribuam espacialmente com alguma regularidade. O facto de esta actividade ser frequentemente praticada por indivíduos isolados pode estar relacionado com esta competição intraespecífica e contribui para a reduzida variação à escala do local.

Considerando os trabalhos publicados e consultados sobre predação humana de litorais rochosos, apenas no de Kingsford e outros (1991) foi analisada a variação a pequena escala da intensidade de actividades deste tipo. Tendo registado uma agregação significativa de pescadores à linha em escalas de 50 e 100m, estes autores consideram que a magnitude da exploração em locais favoritos deverá ser bastante superior à estimada a nível global.

Variação em função da proximidade de praias arenosas turísticas

Esta variação foi analisada no respeitante à intensidade das actividades em estudo, utilizando dois conjuntos de dados: um, com observações efectuadas em períodos de Inverno e de Verão, e outro, com dados obtidos apenas nesta última estação do ano. Em ambos os casos, o padrão $-TU < +TU$ ($-TU$ e $+TU$ correspondem, respectivamente, a menor e maior proximidade de praias arenosas turísticas, com uso intensivo durante o Verão) foi obtido sempre que se verificaram diferenças significativas. Estas foram registadas na maior parte das actividades cuja intensidade em baixa-mar foi analisada, exceptuando a apanha de lapas e burriés, a apanha de ouriço-do-mar e a apanha de isco e pesca à linha, nas quais a sua frequência foi nula ou muito reduzida. Nos casos em que este factor interagiu significativamente com outros, o padrão $-TU < +TU$ foi geralmente observado nas condições em que a intensidade das actividades em estudo foi maior (marés vivas, Verão e/ou dias não úteis). Por último, é de referir que, das actividades analisadas em baixa-mar e preia-mar (pesca à linha, pesca submarina e passeio ou repouso), apenas se registaram diferenças significativas nas de passeio ou repouso amostradas no Verão, tendo sido $-TU < +TU$ o respectivo padrão.

Estes resultados confirmam a influência da proximidade deste tipo de praias na intensidade das actividades em estudo, nomeadamente no Verão, quando estas praias arenosas são utilizadas por um maior número de pessoas. De acordo com as observações e

informações previamente obtidas, parece ser importante a proximidade deste tipo de praias por ser frequente a utilização, de zonas rochosas próximas, por parte de banhistas que para elas se deslocam, geralmente a pé e durante a baixa-mar, com vista à apanha de marisco ou ao passeio ou repouso.

Na discussão acima referida da variação temporal, também foi sugerido que a proximidade de praias arenosas turísticas tem uma importante influência na variação sazonal da intensidade das actividades humanas em estudo, sobretudo no marisqueio e, pontualmente, na apanha de lapas e burriés, e na pesca à linha. Sendo estas, das actividades parciais analisadas, as de mais fácil exercício e que envolvem menor risco para o Homem, e atendendo aos dominantes motivos de lazer dos banhistas de praias arenosas (van Herwerden e Griffiths, 1991; Breton e outros, 1996; no caso do Alentejo, ver SEMARTE, 1992 e Silva, 2000, 2002a), foi acima sugerido que a apanha de lapas e burriés, e a pesca à linha devem ser fortemente influenciadas pela proximidade deste tipo de praias. No entanto, a variação espacial em função desta proximidade não foi importante nestas actividades parciais, sugerindo que os respectivos praticantes não eram oriundos de praias arenosas vizinhas. Porém, a hipótese de tal influência mantém-se plausível no caso da generalidade das actividades de marisqueio exercidas em baixa-mar, nas quais o padrão – TU<+TU foi significativo no Verão, em todas as condições de amplitude de maré e utilidade dos dias analisadas.

Por outro lado, devido à elevada heterogeneidade das praias de amostragem utilizadas (ver acima), outros factores podem ter influenciado os padrões observados. Com efeito, duas das praias do conjunto –TU (NAS e CSA) são também as que possuem menor facilidade de acesso por terra, apesar de, em termos globais, os dois conjuntos geralmente considerados (-TU: CSI, VMA, NAS e CSA; +TU: ACO, BPC, CAQ e ALM) diferirem sobretudo no factor em análise.

Nas obras consultadas não foi encontrada alguma referência à análise da variação da intensidade de actividades de exploração humana de litorais rochosos em função da proximidade de praias arenosas turísticas.

Variação entre níveis de maré

A análise estatística desta variação foi efectuada no caso da apanha de lapas e/ou burriés por se tratarem, de acordo com as observações e informações previamente obtidas, das actividades de marisqueio intertidal menos dependentes do estado da maré e de agitação marítima, podendo ser exercidas em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, onde as respectivas espécies ocorrem (Sousa, 2002; Salvador, 2002). Porém, no caso da espécie de lapa mais capturada no habitat em estudo (*Patella ulyssiponensis*;

secções 3 e 4), os níveis inferiores de maré, onde é mais abundante e atinge maior tamanho (Sousa, 2002), são geralmente os mais intensamente explorados. O mesmo se passa com a maioria das restantes actividades de marisqueio intertidal, como a apanha de polvo, caranguejos, percebe, mexilhão ou ouriço-do-mar, sobretudo efectuadas em níveis de maré inferiores, onde as respectivas presas são mais abundantes e/ou atingem maior tamanho (Alvarez, 1968; Saldanha, 1974; Sousa Reis e outros, 1984; Angélico, 1990; Guerra, 1992; Guiomar, 1997; Cruz, 2000), comparativamente a outros níveis intertidais.

Por outro lado, a análise desta variação foi efectuada nas praias de amostragem onde aquelas actividades foram mais frequentes (CSI, VMA e CSA), embora apenas a apanha de lapas tenha sido analisada em CSI, pelo facto de a apanha de burriés ter sido pouco frequente nesta praia. Por último, os níveis de maré analisados, definidos em função da cobertura biológica dominante no substrato duro intertidal em exploração, foram diferentes em CSI (dois níveis: inferior, dominado por algas vermelhas; superior, situado acima do inferior) e nas outras duas praias (três níveis: inferior, dominado por algas vermelhas; médio, situado acima do inferior e dominado por cracas do género *Chthamalus*; superior, situado acima do médio).

Os padrões observados variaram consoante a praia de amostragem: em CSI, a apanha de lapas foi mais intensa no nível inferior e abrigado, tendo sido registada uma interacção significativa entre os factores nível de maré e exposição à ondulação; em VMA, foi no nível médio onde se registaram os valores mais elevados de apanhadores de lapas e burriés; e em ACO, esta actividade foi mais intensa nos níveis médio e superior.

No caso de CSI, o padrão vertical registado está de acordo com as observações e informações obtidas ao longo deste trabalho, pois os níveis inferiores de maré são geralmente os mais intensamente explorados na apanha da espécie de lapa mais capturada no habitat em estudo (ver acima). O padrão significativo observado na interacção entre os factores nível de maré e exposição à ondulação deve-se provavelmente ao elevado hidrodinamismo das zonas desta praia amostradas como mais expostas, cuja proximidade da rebentação das ondas era maior no momento da observação. Com efeito, a correlação entre o número de apanhadores de lapas ou burriés e a agitação marítima em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, analisada com base na totalidade das observações efectuadas, foi significativa no caso da apanha de lapas e apenas no nível mais exposto, onde foi negativa.

Porém, no caso das praias VMA e ACO, outros factores deverão ter estado em jogo. Por um lado, a análise conjunta das actividades de apanha de lapas e burriés pode ter influenciado, de modo importante, o padrão vertical observado, tendo em conta que as espécies de burrié mais capturadas (*Osilinus lineatus* e *O. colubrina*), bem como *Gibbula*

umbilicalis, são mais abundantes em níveis de maré como o médio e o superior analisados nessas praias. Com efeito, num estudo sobre a distribuição e abundância destas espécies, incluindo também *G. pennanti*, Salvador (2002) observou, no litoral rochoso alentejano, uma maior abundância daquelas três espécies em níveis de maré correspondentes aos nomeados de médio e superior no presente trabalho, e, desta espécie de *Gibbula*, em níveis inferiores de maré. A análise conjunta destas actividades é justificada pelo facto de serem frequentemente exercidas em conjunto nessas praias, devido à possibilidade de captura de lapas e burriés no mesmo habitat.

Por outro lado, sendo VMA e ACO relativamente próximas de praias arenosas, é provável que, no Verão, quando esta actividade foi mais intensa (ver acima), grande parte dos apanhadores de lapas e burriés observados nestas praias fossem banhistas que para elas se deslocaram na baixa-mar, tal como foi registado com frequência ao longo deste trabalho. Assim, atendendo aos dominantes motivos de lazer dos banhistas de praias arenosas (ver acima), é provável que os níveis de maré escolhidos por tais utilizadores não sejam os inferiores, devido à sua exploração ser mais difícil e arriscada, e que, para os mesmos, as presas encontradas acima destes níveis sejam suficientemente boas, tanto em termos qualitativos (espécie) como quantitativos (abundância e/ou tamanho).

De qualquer modo, nem só os referidos banhistas, oriundos de praias arenosas vizinhas, poderão ter tal comportamento pouco expedito. Este é extensível a outros tipos de pessoas, como, por exemplo, turistas pouco experientes ou com pouca destreza na exploração de litorais rochosos, também potencialmente abundantes durante o Verão, na região em estudo.

Apesar de esta actividade poder ser efectuada em diferentes níveis de maré, em CSI a apanha de lapas foi mais intensa em marés vivas e, em VMA, a apanha de lapas e burriés foi mais intensa em marés vivas de dias não úteis. No caso de CSI, este padrão está seguramente relacionado com o facto de aquela actividade ter sido mais intensa em níveis inferiores de maré, mais dificilmente exploráveis em marés mortas. Relativamente a VMA, é possível que tais diferenças se devam à influência das actividades de marisqueio em geral, cuja intensidade foi maior em marés vivas e em dias não úteis.

No entanto, o factor amplitude de maré não foi significativo na apanha de lapas e burriés observada em ACO, o que pode estar relacionado com o padrão vertical registado (maior intensidade nos níveis médio e superior), bem como com a maior proximidade desta praia em relação a praias arenosas turísticas. Nesta praia, a intensidade desta actividade foi maior no Verão, quando as praias arenosas alentejanas são utilizadas por um maior número de banhistas (SEMARTE, 1992; Silva, 2000, 2002a; Navas e outros, 2001), potenciais apanhadores de lapas e burriés em litorais rochosos na sua proximidade (ver acima),

desconhecendo-se qualquer razão para que a sua utilização humana, em baixa-mar, varie de modo importante com a amplitude da maré. Com efeito, esta presença humana em baixa-mar tanto pode ocorrer em marés vivas como mortas, atendendo aos principais períodos de utilização balnear de praias arenosas, que Silva (2002a) considera ser entre as 11 e as 13 horas, e entre as 15 e as 17 horas, durante o Verão e em cinco praias do concelho de Sines, incluindo as mais próximas de ACO.

Num estudo sobre a apanha intertidal de lapas e seus efeitos ecológicos, realizado na costa central do Chile, Oliva e Castilla (1986) referem que a intensidade da predação humana foi maior num nível denominado por médio-inferior, devido ao facto de os níveis inferiores serem mais difíceis de explorar, e apesar de nestes se poderem encontrar lapas com maior tamanho. De qualquer modo, estes autores não testaram este factor, nem foi encontrado, na literatura consultada, algum trabalho que o tivesse feito em relação à intensidade da exploração humana.

Variação em função da exposição à ondulação

Na análise estatística desta variação, foram consideradas actividades pouco dependentes do estado de agitação marítima e, assim, exercidas em diferentes condições de exposição à ondulação, como a apanha de lapas e burriés, e a pesca à linha, geralmente efectuada com cana e a partir de terra. No primeiro caso, em que as potenciais presas ocorrem em diferentes níveis de exposição à ondulação (Sousa, 2002; Salvador, 2002), estes foram definidos à escala da praia, em função da maior (nível exposto) ou menor (nível abrigado) proximidade da zona de rebentação das ondas, atendendo à agitação marítima verificada na altura da observação. No respeitante à pesca à linha, geralmente exploradora de habitats subtidais pouco profundos, esta variação foi analisada em função da localização dos pescadores, tendo sido definidos três níveis de exposição à ondulação: exposto (E), próximo da zona de rebentação das ondas; abrigado (A), menos próximo desta zona e com maior abrigo em relação à ondulação; e supratidal (S), situado acima da zona intertidal, em arribas ou falésias sobranceiras aos locais sujeitos a exploração.

Na apanha de lapas e burriés, os padrões observados variaram consoante a praia de amostragem: em CSI, a apanha de lapas foi mais intensa no nível mais abrigado; e em VMA e ACO, apenas foram registados apanhadores de lapas e burriés no nível mais exposto. Por um lado, estas diferenças podem dever-se ao facto de, em CSI, a apanha de lapas ter sido mais intensa em níveis inferiores de maré (ver acima), onde a acção da ondulação é, em média, maior que em níveis intertidais superiores (por exemplo, Raffaelli e Hawkins, 1996), conjugado com o maior hidrodinamismo existente no Cabo de Sines. Neste cabo, a exposição à ondulação dominante e a agitação marítima são potencialmente

maiores (por exemplo, Carter, 1989; Raffaelli e Hawkins, 1996) que nas praias VMA e ACO, mais abrigadas pelo próprio Cabo de Sines em relação à ondulação de WNW e NW, dominante em Sines (Costa, 1994). Apesar de, num primeiro trabalho com indicadores de agitação marítima, Silva (2002b) ter registado, em dois de três dias amostrados no Inverno de 2001/2002, valores menos elevados no Burrinho que nos Nascedios (no primeiro caso, é maior o abrigo conferido pelo Cabo de Sines, relativamente à citada ondulação dominante), não foram observadas por esta autora diferenças significativas entre um grupo, constituído por estas praias, e outro, pelos Cabos de Sines e Sardão.

Por outro lado, tendo em atenção este gradiente de hidrodinamismo, bem como o abrigo, conferido pela irregularidade da linha de costa, a diversos locais de CSI, é possível que os níveis amostrados como expostos em VMA e ACO possuam condições de agitação marítima semelhantes aos níveis amostrados como abrigados em CSI. Porém, a correlação entre o número de apanhadores de lapas ou burriés e a agitação marítima em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, analisada com base na totalidade das observações efectuadas, foi significativa no caso da apanha de lapas e apenas no nível mais exposto, onde foi negativa.

Por último, a ausência de apanhadores de lapas e burriés nos níveis abrigados de VMA e ACO sugere que, nos níveis expostos destas praias, esta actividade é mais bem sucedida, podendo tal sucesso ser devido a uma maior abundância e/ou maior tamanho das presas em causa, e/ou a outros factores. Num estudo sobre a distribuição e abundância de burriés no litoral rochoso alentejano, Salvador (2002) observou com frequência uma maior abundância de *Gibbula umbilicalis* e *Osilinus lineatus* em locais menos expostos de várias praias, embora tal padrão tenha sido menos frequente nas outras espécies estudadas (*G. pennanti* e *O. colubrina*). No conjunto destas quatro espécies, o padrão mais frequente observado neste trabalho foi a ausência de diferenças significativas entre zonas mais e menos expostas à ondulação dominante. Relativamente à lapa *Patella ulyssiponensis*, Sousa (2002) observou maior abundância em praias do litoral alentejano com maior hidrodinamismo (Cabo de Sines e Sardão, comparativamente a Oliveirinha e Nascedios), mas apenas em indivíduos com menos de 3cm de comprimento máximo da concha. Em indivíduos maiores, geralmente os mais procurados pelos apanhadores de lapas (secções 3 e 4), aquela autora não observou tais diferenças significativas em função do hidrodinamismo. No mesmo trabalho, a abundância da lapa *P. depressa* foi muito variável em função deste factor, embora o padrão mais frequente tenha sido a ausência de diferenças significativas.

Assim, não parece haver razões, em termos de abundância ou tamanho das presas, para o registo exclusivo de apanhadores de lapas e burriés em zonas expostas de

VMA e ACO, podendo outros factores, designadamente relacionados com preferências comportamentais dos apanhadores, ser responsáveis pelo padrão observado. Tais preferências podem, por exemplo, ser devidas ao facto de as zonas mais expostas serem as mais próximas da linha de água e, assim, as mais agradáveis para a maioria das pessoas que utilizam a beira-mar, conjugado com o hidrodinamismo moderado a que estas praias estão sujeitas, comparativamente às de CSI e CSA, e que dá uma segurança relativamente maior à sua exploração. Com efeito, a paisagem marítima e as belezas naturais são geralmente factores atractivos para os utilizadores de zonas litorais, designadamente em praias alentejanas (Silva, 2000; 2002a; MacLeod e outros, 2002), e os motivos de lazer são dominantes nos banhistas de praias arenosas, potenciais apanhadores de lapas e burriés em litorais rochosos vizinhos (ver acima), como é o caso de VMA e ACO.

Num estudo sobre a apanha intertidal de lapas, realizado na costa central do Chile, Oliva e Castilla (1986) referem que a intensidade da predação humana foi maior em plataformas abrigadas, relativamente a plataformas expostas e a paredes verticais. De qualquer modo, estes autores não testaram o factor exposição à ondulação, nem foi encontrado, na literatura consultada, algum trabalho que o tivesse feito em relação à intensidade da exploração humana.

Na pesca à linha, o padrão mais frequente foi $E > A = S$, embora tenham sido registadas diversas interacções significativas entre o factor exposição à ondulação e os restantes (altura e amplitude da maré, utilidade dos dias, estação do ano e praia). Em todos os padrões gerais observados, o nível exposto apresentou sempre valores médios superiores ou iguais aos restantes níveis considerados. A abundância de pescadores à linha no nível supratidal apenas teve importância no Inverno ou nalgumas condições de preia-mar, quando atingiu valores semelhantes aos observados nos restantes níveis ou superiores aos registados no nível abrigado. Contrariamente, só numa condição de baixa-mar foram os valores observados no nível abrigado superiores aos registados no nível supratidal.

Estes padrões estão parcialmente de acordo com o conhecimento prévio de que é bastante frequente a opinião, por parte de pescadores locais, de que os períodos de enchente são os mais proveitosos para a pesca à linha no litoral rochoso, sobretudo quando a água do mar não está demasiado transparente. Sendo muito comum os pescadores à linha estarem situados perto da linha de água, a “proveitosa” pesca na enchente afasta-os, assim, do nível supratidal. Por outro lado, para que a água não seja demasiado transparente, de modo a que o peixe a pescar tenha mais dificuldade em ver a linha, a chumbada e o anzol de pesca, é conveniente a utilização de zonas expostas à ondulação, o que afasta estes pescadores do nível abrigado.

No entanto, outros factores poderão estar também em jogo nesta selecção espacial, designadamente a distribuição e a abundância das presas. Com efeito, de acordo com informações obtidas junto de pescadores locais, e com diversas observações directas efectuadas em apneia no habitat e na região em estudo, a maioria dos peixes mais pretendidos nesta actividade, como o sargo, o robalo, a safia e, ocasionalmente, a salema, é geralmente mais abundante e maior em zonas expostas à ondulação, próximas da rebentação das ondas, comparativamente a zonas mais abrigadas. Nestas, onde a água é geralmente menos turva, é mais comum os pescadores à linha pretenderem capturar outros peixes, nomeadamente os burrinhos, ou pequenos exemplares de outras espécies de peixes, como, por exemplo de safia. Porém, estas zonas, que são mais abrigadas devido à irregularidade da linha de costa, perdem grande parte do abrigo em preia-mar, sendo provável que esta razão tenha sido importante para o facto de ter sido durante a baixa-mar que o nível abrigado foi mais utilizado.

Atendendo a tais factores e a que a pesca à linha com cana pode ser efectuada, a partir de terra, durante a maré cheia ou quando o mar está agitado, a partir de arribas ou falésias sobranceiras ao local de exploração, é compreensível que o nível supratidal tenha sido mais utilizado em preia-mar, quando a zona intertidal estava total ou praticamente imersa, ou no Inverno, quando, em baixa-mar ou preia-mar, a agitação marítima foi maior (Costa, 1994) e tornou mais perigosa a presença humana no litoral, nomeadamente no de substrato duro (Baptista, 2001; Jesus, 2003).

Considerando a totalidade das observações efectuadas, a correlação entre o número de pescadores à linha e a agitação marítima em diferentes níveis de exposição à ondulação foi significativa e negativa nos níveis exposto e supratidal, e foi não significativa no nível abrigado. Estes resultados vão de encontro à referida maior importância do hidrodinamismo nas actividades de pesca à linha exercidas nos dois primeiros níveis.

Embora a pesca à linha recreativa possa ser relativamente selectiva, dirigindo-se a uma ou poucas espécies alvo e a peixes com maior dimensão (Coetzee e outros, 1989; Bennett e Attwood, 1991, 1993; Penney e outros, 1999), os pescadores à linha, sobretudo os recreativos, podem exercer a sua actividade por diversos motivos, desde a captura da maior quantidade possível de peixes grandes à fruição da paisagem aquática e devolução das presas, não sendo possível caracterizar o perfil médio de um pescador deste tipo (Fedler e Ditton, 1986; Kingsford e outros, 1991).

Nas obras consultadas não foi encontrada alguma referência à análise da variação da intensidade da pesca à linha em litorais rochosos, relativamente ao nível de exposição à ondulação.

Varição entre actividades

As diferenças entre a intensidade das principais actividades desenvolvidas no litoral rochoso alentejano foram analisadas em baixa-mar, considerando factores temporais como a estação do ano, a amplitude da maré e a utilidade dos dias. Nesta análise, o conjunto das actividades de apanha de isco e pesca à linha foi o que obteve valores mais elevados com mais frequência, tanto em marés vivas e mortas, como nos períodos de Inverno e Primavera. Em marés vivas, a intensidade também foi significativamente mais elevada na apanha de polvo e caranguejos. Numa ordem decrescente, as actividades de passeio ou repouso, e de apanha de percebe e mexilhão, ocuparam o segundo lugar, em marés mortas e vivas, respectivamente.

Considerando a totalidade das observações efectuadas em baixa-mar, são também algumas destas actividades que alcançaram maior relevo, tanto em densidade (por ordem decrescente de valor: passeio ou repouso, pesca à linha, apanha de polvo e caranguejos) como em percentagem de ocorrência de pessoas (por ordem decrescente de valor: pesca à linha, apanha de polvo e caranguejos, e passeio ou repouso e apanha de percebe). No mesmo conjunto de dados, as que apresentaram menor importância são, por ordem decrescente de densidade, a apanha de isco, a apanha de lapas, e a pesca submarina e, por ordem decrescente de percentagem de ocorrência de pessoas, a pesca submarina, a apanha de mexilhão, e a apanha de ouriço-do-mar. Porém, quando as actividades de marisqueio foram consideradas em conjunto, a sua densidade e percentagem de ocorrência atingiram os valores mais elevados neste conjunto de dados, e foram secundadas, por ordem decrescente, pelas actividades de pesca à linha, passeio ou repouso, e pesca submarina.

No respeitante à totalidade das observações efectuadas em preia-mar, as actividades em que foram registados valores mais elevados de intensidade correspondem, por ordem decrescente, à pesca à linha, ao passeio ou repouso, à pesca submarina e ao marisqueio, tanto em termos quantitativos (densidade) como qualitativos (percentagem de ocorrência). Juntando a totalidade das observações efectuadas em baixa-mar e preia-mar, a pesca à linha manteve esta liderança ao nível qualitativo mas o marisqueio atingiu densidades mais elevadas que os restantes conjuntos de actividades.

Assim, confirmando as observações e informações obtidas ao longo do presente trabalho acerca das actividades humanas desenvolvidas no litoral rochoso alentejano, o marisqueio é a que envolveu um maior número de pessoas, embora tenha sido exercido quase exclusivamente em períodos de baixa-mar, enquanto a pesca à linha foi praticada com elevada frequência, tanto em baixa-mar como em preia-mar.

Na literatura consultada, não foi encontrado algum trabalho onde tivesse sido testada a variação entre a intensidade de actividades de exploração humana de litorais rochosos. Num trabalho sobre a pesca artesanal local na costa continental portuguesa, Franca e outros (1998) referem que “*Na orla costeira de natureza rochosa o marisqueio é predominantemente dirigido a percebes e a mexilhões e, ocasionalmente, a lapas e ao ouriço-do-mar...*”. No entanto, estes autores não apresentam alguns dados quantitativos nem a forma como foi obtida esta informação. De qualquer modo, se esta classificação corresponder à realidade global da costa continental portuguesa, o marisqueio exercido no litoral alentejano incidiu de modo diferente sobre as diferentes presas, tendo em consideração os resultados do presente estudo sobre a sua intensidade. Por um lado, o número de espécies mais capturadas foi bastante maior e, por outro, as principais presas foram diferentes. Com efeito, por ordem decrescente de densidade de pessoas em actividade de marisqueio durante a baixa-mar, as principais presas foram (tabela 2.43): polvo e caranguejos, ouriço-do-mar, percebe, burriés, mexilhão e lapas. Mesmo que naquela afirmação os mesmos autores se referissem à quantidade de marisco capturada, que no presente trabalho também atingiu o maior valor no caso da apanha do percebe, a importância das restantes actividades de marisqueio aqui observada (tabela 3.10) foi diferente: por ordem decrescente, as principais actividades foram a apanha de ouriço-do-mar, polvo, mexilhão, burriés e lapas.

Ao longo de uma costa com cerca de 150km de extensão, situada na região sul-africana de Transkei, Lasiak (1997) encontrou diferentes padrões de utilização humana de litorais rochosos, não só na intensidade e na sua variação temporal, como na importância das diferentes actividades exercidas e das diversas presas-alvo. Esta autora observou que a intensidade da predação humana foi mais elevada onde a densidade humana foi maior, e que a diversidade de presas capturadas foi menor onde a predação humana foi menos intensa, tendo considerado que diversos factores naturais (por exemplo, natureza e topografia do substrato, clima, acessibilidade e distribuição das presas) e sociais (por exemplo, cultura e preferência humana por determinadas presas, densidade e tipo de povoamento humano, grau de protecção dos recursos naturais) podem ter influenciado os padrões observados (ver também Hockey e outros, 1988, e Lasiak, 1993a). Deste modo, é possível que, na costa continental portuguesa, bastante mais extensa que a estudada por Lasiak (1997) e ao longo da qual variam diversas condições naturais e sociais (por exemplo, INE, 1992, Costa, 1994, Boaventura e outros, 2002c), também ocorram diferentes padrões de utilização humana do litoral, como foi acima referido na discussão numa afirmação de Franca e outros (1998). É também disso exemplo a opinião manifestada por Guerra e Gaudêncio (1986), embora não demonstrada quantitativamente, de que as lapas, o mexilhão

e os burriés são parte do principal alimento das pessoas mais pobres, especialmente na região norte da costa continental portuguesa, onde as maiores lapas são sujeitas a uma “*contínua e intensa*” predação humana. Atendendo a toda esta diversidade, bem como à possivelmente elevada importância socioeconómica destas actividades de exploração, é necessário ampliar o conhecimento dos padrões de utilização humana do litoral rochoso português, de modo a contribuir para a sustentabilidade da exploração dos seus recursos naturais.

Considerando os trabalhos consultados, a importância relativa das diferentes actividades de predação observadas foi variável (tabela 2.42), tendo sido maior, em termos de intensidade, no marisqueio (Durán e outros, 1987; Hockey e outros, 1988; Keough e outros, 1993; Lasiak, 1997) ou na pesca à linha (van Herwerden e outros, 1989; Underwood e Kennelly, 1990; Kingsford e outros, 1991). Por outro lado, a respectiva importância da intensidade das actividades de passeio ou repouso, ou outras não depredativas, também foi variável, desde o seu registo nulo (Durán e outros, 1987) à dominância em relação à intensidade das actividades de predação (van Herwerden e outros, 1989; Underwood e Kennelly, 1990; Keough e outros, 1993), passando pela interacção com a amplitude da maré em baixa-mar (Lasiak, 1997).

Comparando estes resultados com as respectivas proporções registadas no presente trabalho (tabela 2.42), é de notar que a exploração humana do litoral rochoso alentejano foi exercida em moldes parecidos com a observada por Durán e outros (1987) no Chile, e por Hockey e outros (1988) e Lasiak (1997) na África do Sul. Nestes trabalhos, o marisqueio foi a actividade mais intensa, a nível global ou em baixa-mar de marés vivas, superando o número de pessoas envolvidas em actividades não depredativas. De acordo com estes autores, as actividades de predação exercidas nos litorais rochosos dessas regiões eram importantes para a subsistência alimentar dos pescadores e seus familiares, ou para a venda directa das capturas a outros consumidores. Com efeito, a pesca desenvolvida em litorais e costas rochosos do Chile, bem como noutros países costeiros da América Latina, tem uma elevada importância socioeconómica, representando uma significativa fonte de alimento para subsistência e emprego (Siegfried e outros, 1994; Castilla e Defeo, 2001). No caso da exploração humana dos litorais rochosos do Transkei, na África do Sul, a importância comercial é relativamente baixa, mas tem um elevado significado para a subsistência alimentar das pessoas que vivem junto à costa, nomeadamente em ambiente rural, podendo o marisqueio fornecer até 8% da proteína anualmente consumida (Hockey e outros, 1988; Lasiak, 1993a, 1997). O mesmo se passa noutras regiões costeiras sul-africanas, tendo a elevada importância da pesca de

subsistência sido oficialmente reconhecida na República da África do Sul através de legislação específica (Branch e outros, 2002a; Clark e outros, 2002).

Tabela 2.42- Comparação da importância relativa (percentagem da densidade total observada; ordem decrescente de importância, de cima para baixo) das diferentes actividades diurnas de utilização humana de habitats costeiros, obtidos no âmbito do presente trabalho e de outros estudos similares (Período- período de amostragem; Extensão- extensão de costa amostrada; Habitat- principal habitat explorado; Densidade tot.- densidade total de utilizadores (número de pessoas por dia e por km); CR- costa rochosa; CRS- costa rochosa e sedimentar; *- baixa-mar e preia-mar, ou sem distinção da altura da maré; ‡- baixa-mar; ap. isco- apanha de isco; out. pred.- outras actividades de predação; p. linha- pesca à linha; p. submar.- pesca submarina; passeio- passeio ou repouso e outras actividades não depredativas; ver notas em baixo).

Referência	Durán e outros, 1987	Hockey e outros, 1988	van Herwerden e outros, 1989	Underwood e Kennelly, 1990	Keough e outros, 1993	presente estudo
Período	1984-85	1986	1985-87	1986-89	1991	1994-96
Região de estudo	Las Cruces, Chile	Transkei, África do Sul	False Bay, África do Sul	Sydney, Austrália	Port Philip Bay, Austrália	Alentejo, Portugal
Extensão (km)	1,5	214,2	7,6	8,8	10	21,8
Habitat	CR	CR	CRS	CR	CR	CR
Densidade tot.	2,52*	10,00‡	119,68*	10,54*	?‡	7,77*
Actividades	marisqueio 74a p. submar. 26	marisqueio 86 p. linha 9 outras 5	passeio ? p. linha 83b ap. isco 17b p. submar. ?	passeio 62 p. linha 18 ap. isco 8 out. pred. 7 marisqueio 5	passeio 50 marisqueio 25 p. submar. ? p. linha ?	marisqueio 43 p. linha 26 passeio 24 out. pred. 4 p. submar. 3

?- dados não referidos.

a- inclui também uma reduzida proporção de actividades de captura de peixes.

b- valor relativo apenas a actividades de predação, excluindo a pesca submarina.

Referência	Baixa-mar de marés vivas		Baixa-mar de marés mortas	
	Lasiak, 1997	presente estudo	Lasiak, 1997	presente estudo
Período	1992-94	1994-96	1992-94	1994-96
Região de estudo	Transkei, África do Sul	Alentejo, Portugal	Transkei, África do Sul	Alentejo, Portugal
Extensão (km)	3,5	40,3	3,5	21,8
Habitat	CR	CR	CR	CR
Densidade tot.	7,3	12,3	1,8	6,3
Actividades	marisqueio 56,4 passeio 19,6 pesca à linha 15,6 apanha de algas 6,3 apanha de isco 1,8 out. pred. 1,4	marisqueio 61,0 passeio 17,9 pesca à linha 15,1 apanha de isco 3,7 p. submar. 1,7 out. pred. 0,6	passeio 60,9 marisqueio 22,4 pesca à linha 12,8 apanha de isco 2,8 out. pred. 1,1	passeio 34,5 pesca à linha 32,9 marisqueio 23,4 p. submar. 4,3 apanha de isco 3,4 out. pred. 1,5

No caso dos outros trabalhos citados na mesma tabela, a utilização recreativa do litoral, nomeadamente através de actividades não depredativas, é referida pelos respectivos autores como tendo sido mais intensa que as actividades de predação exercidas para subsistência alimentar ou comércio. Comparando a utilização humana de litorais rochosos no Chile e no Transkei com a efectuada na área de estudo (False Bay, Península do Cabo, África do Sul), van Herwerden e outros (1989) e van Herwerden e Griffiths (1991) referem que, nesta, a exploração de recursos vivos com fins de subsistência alimentar é negligenciável. A este respeito, van Herwerden e Griffiths (1991) consideram que a maioria dos utilizadores desta região litoral faz parte de uma sociedade de "Primeiro Mundo", cujas necessidades sociais conduzem a que apenas algumas espécies com interesse

gastronómico sejam exploradas, deixando a restante comunidade marinha relativamente não afectada.

Tendo em consideração estas questões socioeconómicas, Crowe e outros (2000) distinguiram o impacte da predação humana em comunidades de litorais rochosos, consoante este tenha sido originado em países em desenvolvimento ou desenvolvidos. Classificando a extensão dos impactes antropogénicos em comunidades de litorais rochosos numa escala de 1 (local/raro) a 5 (grande escala/comum) pontos, estes autores atribuíram 3 pontos às actividades de predação exercidas no mundo em desenvolvimento. Esta classificação foi superior à das restantes actividades humanas que causam stress em litorais rochosos de países em desenvolvimento, bem como à das actividades de predação humana exercidas em países desenvolvidos, correspondente a 1 ponto. No mundo desenvolvido, os mesmos autores atribuíram à extensão das actividades de predação a menor importância relativa, em *ex aequo* com o impacte da poluição térmica.

Curiosamente, a maior parte das pessoas observadas por Hockey e outros (1988) nos litorais rochosos de Transkei eram de etnia africana, tendo as de etnia europeia atingido apenas cerca de 9% da densidade total e, destes, apenas cerca de 26% eram mariscadores. Questões étnicas são também referidas por Underwood (1993) como discriminatórias de dois tipos de pessoas que exploram as costas rochosas do estado de New South Wales, na Austrália: umas, não têm etnia definida e são pescadores à linha desportivos que, para além de pescar dessa forma, apanham invertebrados para isco; outras, são provenientes de países estrangeiros e apanham marisco para dele se alimentar. Neste caso, o mesmo autor refere que as presas são geralmente procuradas com algum interesse gastronómico especial, por fazerem parte de uma determinada receita étnica, ou porque a sua compra é dispendiosa. De qualquer modo, o primeiro tipo de pessoas é mais abundante nesse estado australiano, onde os invertebrados capturados nos litorais rochosos são sobretudo utilizados como isco na pesca à linha (Kingsford e outros, 1991; Underwood, 1993).

Deste modo, para além das condições socioeconómicas, o contexto sociocultural também parece ser importante para o modo e a intensidade deste tipo de exploração. Com efeito, atendendo à ávida e intensa exploração humana do litoral, incluindo o rochoso, de países como a Austrália, França, Espanha ou Portugal (Underwood, 1993; Santos e outros, 1995; Raffaelli e Hawkins, 1996; Castro e outros, 2000; presente estudo), considerados desenvolvidos, industrializados e de elevado rendimento anual bruto (UNDP e outros, 2000, 2003, com base em classificações da FAO, da UNICEF e do Banco Mundial, respectivamente), é possível que, a esta escala, tal exploração seja sobretudo devida a

outros factores, nomeadamente sociais e culturais (Underwood, 1993), em detrimento de factores de desenvolvimento económico.

No respeitante aos países referidos na tabela 2.42, a classificação apresentada por Crowe e outros (2000) aplica-se somente ao Chile, um país considerado em desenvolvimento pela FAO e UNICEF, apesar de ter um rendimento anual bruto médio, segundo o Banco Mundial (UNDP e outros, 2000, 2003), e onde a exploração humana dos litorais rochosos é notória (Siegfried e outros, 1994; Castilla e Defeo, 2001). No caso da República da África do Sul, um país considerado desenvolvido pela FAO, mas em desenvolvimento pela UNICEF, e com um rendimento anual bruto médio, segundo o Banco Mundial (UNDP e outros, 2000, 2003), a predação humana de litorais rochosos pode ser ávida e intensa nalgumas regiões (Siegfried e outros, 1994).

Deste modo, os resultados obtidos no presente trabalho sugerem que a predação humana do litoral rochoso alentejano, com fins de subsistência alimentar ou comerciais, foi importante, tendo em conta a elevada importância do marisqueio em relação a outras actividades humanas. Contudo, a elevada intensidade da utilização deste habitat no âmbito de actividades não depredativas ou com forte cariz lúdico, como é o caso da pesca à linha e submarina, cujo conjunto supera globalmente a importância relativa do marisqueio (tabela 2.42), sugere que a utilização lúdico-recreativa do litoral também foi importante.

De acordo com observações prévias feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais, a actividade de predação que parece ser mais lúdico-recreativa, comparando as diferentes actividades humanas desenvolvidas no litoral rochoso alentejano, é a pesca à linha com cana, por ser frequentemente praticada como passatempo e sem a expectativa de “encher o balde”, ou seja, de capturar muito peixe ou marisco, para comer e/ou vender. De modo semelhante, as motivações lúdicas ou recreativas também parecem ser importantes na pesca submarina, atendendo à fraca produtividade de muitos dos locais escolhidos pelos pescadores submarinos e às geralmente reduzidas capturas.

Aquelas observações e informações estão de acordo com os resultados globais verificados na análise do rendimento obtido por pescador, com base em campanhas de amostragem realizadas durante o Verão e em períodos de baixa-mar. Com efeito, o rendimento (peso fresco das capturas efectuadas por pescador num período de baixa-mar, considerando a totalidade dos respectivos dados) médio obtido por um pescador à linha (cerca de 0,81kg, $1EP=0,11$, $N=30$) foi significativamente inferior ao alcançado por um mariscador (cerca de 2,20kg, $1EP=0,26$, $N=208$). No entanto, quando os principais conjuntos de actividades de predação foram analisados em separado (apanha de polvo, de navalheira, de percebe, de burriés e de lapas, e pesca à linha), apenas o rendimento da apanha de percebe foi significativamente superior ao das restantes actividades consideradas, o que

está de acordo com as grandes quantidades de percebe normalmente capturadas por pescador (secção 3). De qualquer forma, é possível que a maior rentabilidade do marisqueio em períodos de baixa-mar, quando foi observado um maior número de pessoas em actividade de predação, tenha contribuído de modo importante para aumentar a intensidade do marisqueio, face à pesca à linha.

Tendo em atenção a listagem dos principais *taxa* explorados no litoral rochoso alentejano, apresentada na introdução a este capítulo (tabela 2.1), são vários os *taxa* cuja exploração com fins recreativos foi considerada importante. Dos 35 *taxa* listados, 16 foram considerados importantes para tais actividades recreativas, embora o mesmo se passe apenas com 9 *taxa*, relativamente às actividades exercidas com fins de subsistência alimentar directa ou comercialização das capturas. Desses 16, apenas a 9 foi atribuída maior importância e, destes: 5 são peixes, presas preferenciais das pescas à linha e submarina; 1 corresponde a minhocas-do-mar, um dos iscos mais utilizados na pesca à linha; e, os restantes, são o percebe, a navalheira e o polvo, também com elevada importância para as referidas subsistência ou comercialização.

Segundo Siegfried e outros (1994), a exploração comercial destes recursos vivos em litorais e costas rochosos do Chile e da África do Sul é dirigida a determinadas espécies mais proveitosas (com interesse comercial, abundantes e fáceis de capturar em grandes quantidades e em áreas extensas), sendo a diversidade das espécies comercializadas bastante menor que a das exploradas para subsistência. Como acima foi referido, tal diferença não se verificou no presente trabalho, tendo sido apenas evidente entre a diversidade das espécies exploradas para subsistência ou comercialização e as que o são para fins predominantemente lúdico-recreativos. De qualquer modo, a espécie de marisco com maior importância comercial neste tipo de actividades em exercício no litoral rochoso alentejano, o percebe (Cruz, 2000), possui características semelhantes às referidas pelos autores acima citados. Com efeito, a sua apanha pode envolver quantidades grandes, até algumas dezenas de quilos por pescador e por baixa-mar, sendo a actividade de predação que parece ser mais frequentemente praticada com intuítos comerciais e sem fins recreativos ou de subsistência no habitat em estudo.

Assim, a exploração humana exercida no litoral rochoso alentejano parece situar-se numa posição intermédia e mista, entre a que é desenvolvida nos litorais rochosos do Chile e de certas regiões da África do Sul, dedicada sobretudo ao marisqueio para alimentação directa dos pescadores ou comercialização, e a que é praticada com fins predominantemente lúdico-recreativos, como na Austrália e noutras regiões sul-africanas. Em Portugal, o marisqueio intertidal exercido com fins de subsistência também pode ser importante, tal como referem Guerra e Gaudêncio (1986), numa opinião não demonstrada

quantitativamente, de que as lapas, o mexilhão e os burriés são parte do principal alimento das pessoas mais pobres, especialmente no norte. Por outro lado, Martins (1996), numa descrição das actividades de pesca artesanal local exercidas na costa continental portuguesa, refere que “*A pesca começou por ser uma actividade de subsistência e ainda hoje o é para algumas comunidades piscatórias...*”, embora também não o demonstre quantitativamente.

Apesar do produto da predação de litorais rochosos poder ser também um importante complemento alimentar ou económico na região em estudo, sobretudo para pessoas residentes na costa ou em áreas vizinhas, é provável que a importância relativa da exploração lúdico-recreativa do litoral rochoso alentejano venha a ser cada vez maior. Tal é a tendência actual deste tipo de actividades, sobretudo em países com economias industrializadas ou desenvolvidas, nos quais a dependência da subsistência alimentar do Homem em relação a recursos vivos litorais tem cada vez menos significado (Siegfried, 1994; Crowe e outros, 2000; Thompson e outros, 2002). Como refere Hockey (1994), a predação de litorais rochosos efectuada pelo Homem moderno é, geralmente, mais facultativa que obrigatória. Esta tendência não é exclusiva da exploração humana de litorais rochosos, tendo sido identificada em diversas actividades de pesca, marinhas ou não, e em diversos países (Pitcher e Hollingworth, 2002), inclusivamente em Portugal (Marta e outros, 2001).

Para além de Portugal ser um país desenvolvido, industrializado e de elevado rendimento anual bruto (UNDP e outros, 2000, 2003, com base em classificações da FAO, da UNICEF e do Banco Mundial, respectivamente), no Alentejo litoral (concelhos de Alcácer do Sal, Grândola, Odemira, Santiago do Cacém e Sines) o poder de compra médio por habitante foi, em 1995, cerca de 68% do correspondente valor nacional, tendo este valor aumentado cerca de 1% de 1993 para 1995 (INE, 1998) e cerca de 8% de 1995 para 2000 (INE, 2002). Por outro lado, no Alentejo litoral, o produto interno bruto *per capita* a preços de mercado atingiu, de 1995 a 1999, um valor médio de 10,5 milhares de euros, superior à média nacional estimada no mesmo período (9,3 milhares de euros; INE, 2003). Com base nestes e noutros indicadores apresentados nos mesmos trabalhos do Instituto Nacional de Estatística, podemos afirmar que as pessoas residentes nesta região possuem um razoável nível de vida, havendo, assim, condições para uma utilização mais recreativa e menos depredativa do litoral.

Analisando a recente evolução do impacte destas actividades de predação humana em litorais rochosos, Thompson e outros (2002) consideram que, em termos globais, a sua severidade tem aumentado desde a passada década de 60 e prevêem que continue a aumentar até à próxima década de 20. Segundo os mesmos autores: este aumento deverá

ser mais notório em países em desenvolvimento, onde a população humana em expansão aumentará a pressão nestes recursos vivos; em consequência desta procura de alimento e do aperfeiçoamento das técnicas de captura, transporte e armazenamento, a exploração com fins de subsistência tornar-se-á cada vez mais comercializada; e os impactes derivados de actividades recreativas neste habitat tenderão a aumentar nos países desenvolvidos, à medida que o tempo de recreio também aumenta.

De qualquer modo, atendendo à referida importância dos factores socioculturais, ao facto de que certas actividades de predação humana intensamente desenvolvidas no litoral rochoso alentejano possuem uma importante componente tradicional, embora também recreativa (por exemplo, as ouriçadas pascais), ao facto de que a predação humana neste habitat é exercida de um modo intenso, espacialmente generalizado e temporalmente regular, à tendência para a litoralização da população humana em Portugal (INE, 1992) e à elevada importância dos recursos vivos marinhos na alimentação dos Portugueses (INE e DGPA, 1998; UNDP e outros, 2000, 2003), é previsível que as actividades em estudo se intensifiquem nas próximas décadas. Mesmo que aumente a intensidade da utilização lúdico-recreativa deste habitat, nele também tenderá a aumentar a intensidade das actividades de predação humana, assim como na costa alentejana em geral, caso não sejam accionadas medidas condicionadoras de gestão, com vista à conservação e utilização sustentável destes recursos e dos seus habitats.

Importância da exploração de recursos vivos no litoral rochoso alentejano

De modo a analisar a importância das actividades em estudo, comparando a exploração humana desenvolvida no litoral rochoso alentejano com a que tem sido efectuada noutras regiões litorais, foi construída a tabela 2.43. Porém, na literatura consultada não foram encontrados valores comparativos nalgumas das actividades parciais e, por outro lado, a comparação de alguns dos valores apresentados nesta tabela é dificultada pela diversidade de delineamentos e técnicas de amostragem utilizados, bem como pela inclusão de habitats sedimentares e pela própria natureza do trabalho publicado. Por exemplo, as estimativas de Hockey e outros (1988) foram baseadas em observações aéreas efectuadas em 3 dias consecutivos de marés vivas, e a amostragem de Underwood e Kennelly (1990) foi efectuada na Primavera, em seis dias de fim de semana com céu pouco nublado ou limpo.

Tabela 2.43- Comparação de valores diários de abundância (número por 1km de linha de costa) de pessoas em actividades diurnas de utilização humana de habitats costeiros, obtidos no presente trabalho e noutros estudos similares (Hab.- principal habitat explorado; Per.- período de amostragem; Ap.- apanha; CR- costa rochosa; CRS- costa rochosa e sedimentar; LR- litoral rochoso; LRS- litoral rochoso e sedimentar; *- baixa-mar e preia-mar, ou sem distinção da altura da maré; †- marés vivas; ver notas em baixo).

	Actividade	Média	Hab.	Per.	Região de estudo (extensão de costa amostrada, km)	Referência
Baixa-mar	Ap. de polvo e caranguejos	1,31	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Ap. de percebe	1,09	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		2,68	LR	1998-00	Galiza (214,8), Espanha	CPAM, 2002
	Ap. de mexilhão	0,35	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Ap. de lapas	0,28	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Ap. de burriês	0,36	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Ap. de ouriço-do-mar	0,63*	CR	1999-00	Galiza (151,8), Espanha	CPAM, 2002
		1,15	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Ap. de isco	0,15	LR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		0,34	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		0,82*	LR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		2,94	LRS	1985-87	False Bay (7,6), África do Sul	van Herwerden e outros, 1989
	Pesca à linha	0,15	CR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		0,85†	CRS	1986	Transkei (214,2), África do Sul	Hockey e outros, 1988
		1,85†	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		1,96	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
	Marisqueio	0,13	LR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		0,56*	LR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		1,87*a	LR	1984-85	Las Cruces (1,5), Chile	Durán e outros, 1987
		4,10	LR	1992-94	Transkei (3,5), África do Sul	Lasiak, 1997
	4,56	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	7,51†	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	8,58†	LRS	1986	Transkei (214,2), África do Sul	Hockey e outros, 1988	
	33,40	LR	1988-95	Kwazulu-Natal (3), África do Sul	Kyle e outros, 1997	
Predação	0,40	CR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990	
	5,90†	CR	1992-94	Transkei (3,5), África do Sul	Lasiak, 1997	
	7,19	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	10,10†	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
Passeio ou repouso	0,53	LR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990	
	2,19	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
Total	0,93	CR	1986-89	Sydney (8,8), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990	
	7,30†	CR	1992-94	Transkei (3,5), África do Sul	Lasiak, 1997	
	9,38	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	10,00†	CRS	1986	Transkei (214,2), África do Sul	Hockey e outros, 1988	
	12,30†	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
Total*	Pesca à linha	0,80	CRS	1975-77	Natal (10,6), África do Sul	Joubert, 1981
		1,42b	CRS	1995-97	Southern Cape (72), África do Sul	Attwood e Farquhar, 1999
		1,86	CRS	1994-96	África do Sul (2500)	Brouwer e outros, 1997
		1,90	CR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		2,04	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		2,33	CRS	1994-96	África do Sul (2500)	Brouwer e outros, 1997
		7,20c	CRS	1987-91	Durban (13), África do Sul	Guastella, 1994
		14,36	CRS	1985-87	False Bay (7,6), África do Sul	van Herwerden e outros, 1989
	Pesca submarina	0,23	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		0,65	CR	1984-85	Las Cruces (1,5), Chile	Durán e outros, 1987
	Predação	3,90	CR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990
		5,92	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo
		17,30	CRS	1985-87	False Bay (7,6), África do Sul	van Herwerden e outros, 1989
Passeio ou repouso	1,85	LR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	6,64	LR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990	
Total	2,52	CR	1984-85	Las Cruces (1,5), Chile	Durán e outros, 1987	
	7,77	CR	1994-96	Alentejo (21,8), Portugal	presente estudo	
	10,54	CR	1986-89	Sydney (2,9), Austrália	Underwood e Kennelly, 1990	
	119,68	CR	1985-87	False Bay (<5), África do Sul	van Herwerden e outros, 1989	

a- inclui também uma reduzida quantidade de capturadores de peixes.

b- os autores multiplicaram os valores amostrados por 2,5.

c- a variável quantificada corresponde ao número de canas, de pescadores à linha em actividade na altura da amostragem.

Os resultados obtidos nos diferentes trabalhos consultados foram directamente adaptados para esta comparação, com excepção dos referidos por CPAM (2002). Neste caso, apenas o número diário de utilizadores foi directamente consultado, tendo a extensão de costa explorada sido estimada a partir dos mapas incluídos na respectiva base de dados.

De qualquer modo, é notório que os valores de intensidade obtidos no presente trabalho são raramente inferiores aos registados noutros estudos similares, tendo mesmo sido os mais elevados nalguns casos. Os dois únicos casos em que a intensidade de actividades de predação foi inferior na região em estudo verificaram-se na apanha de percebe e na pesca submarina. Em ambos, os respectivos valores foram ultrapassados por registos efectuados no âmbito de actividades quase exclusivamente comerciais (no caso da apanha de percebe referida por CPAM, 2002) ou em que a comercialização do produto da pesca era uma prática normal (no caso da pesca submarina referida por Durán e outros, 1987). No outro caso em que o valor consultado foi obtido no âmbito de actividades predominantemente comerciais (apanha de ouriço-do-mar referida por CPAM, 2002), a intensidade observada no presente trabalho foi superior. No caso da apanha de percebe, é de referir que Jesus (2003) observou uma média global de cerca de 3 pessoas por quilómetro de linha de costa, com base em observações efectuadas em seis praias da costa sudoeste de Portugal continental. Porém, estas observações foram apenas efectuadas em meses de Verão e períodos de marés vivas, o que pode ter sobreestimado aquele valor de densidade, nomeadamente no caso dos apanhadores amadores daquela região, que parecem preferir tais condições (Jesus, 2003).

Os trabalhos consultados foram realizados em locais onde a intensidade da exploração foi considerada elevada e o seu impacte ecológico, por ter sido significativo, motivou a tomada de diversas medidas de gestão (segundo os respectivos autores, excepto CPAM, 2002, e revisões de Underwood, 1993; Siegfried, 1994; Castilla, 2000; Castilla e Defeo, 2001 e Moreno, 2001). Assim, podemos considerar que a intensidade da exploração humana do litoral rochoso alentejano foi relativamente elevada, sobretudo nas actividades exercidas em períodos de baixa-mar. Na maioria destes casos, os valores obtidos no presente estudo foram os mais elevados na comparação efectuada. Este resultado está de acordo com o facto de ter sido nas actividades praticadas durante a baixa-mar que os valores de intensidade foram mais elevados no presente estudo (ver atrás). Com base no que sucedeu nos locais onde os trabalhos consultados foram realizados, esta análise comparativa sugere que a exploração humana do litoral rochoso alentejano produziu um impacte ecológico significativo e deveria ser condicionada por medidas de gestão, com vista à utilização sustentável dos recursos vivos explorados e dos seus habitats.

3- Rendimento e sustentabilidade da predação humana no litoral rochoso alentejano

3.1- Introdução

Tal como refere Lasiak (1997), o impacte das actividades de predação humana em organismos de um litoral rochoso não pode ser simplesmente assumido como grande se o número de utilizadores for elevado: a sua magnitude pode variar consoante as espécies afectadas e o esforço da exploração, e pode ser influenciada por diferenças na composição das espécies e na sua abundância relativa.

Para uma efectiva gestão destes recursos vivos, é necessário conhecer o estado da sua exploração, de forma a responder à pergunta: a intensidade (número de utilizadores por unidade de espaço e/ou tempo) e o rendimento (quantidade capturada por unidade de esforço) da exploração permitem a sua sustentabilidade (no sentido dado por Hilborn e outros, 1995, e referido por Garcia, 1996)?

Embora diversos trabalhos tenham sido efectuados com o intuito de avaliar a intensidade da exploração humana em litorais rochosos (por exemplo, van Herwerden e outros, 1989; Underwood e Kennelly, 1990; Kingsford e outros, 1991; Lasiak, 1997; Castro e outros, 2000; Rius e Cabral, em publicação), outros também procuraram quantificar directa e/ou indirectamente o seu rendimento e, com base nesta informação, analisar o estado desta exploração e a sua sustentabilidade (por exemplo, Joubert, 1981; Durán e outros, 1987; Hockey e outros, 1988; Coetzee e outros, 1989; Bennett e Attwood, 1991; Kyle e outros, 1997; Defeo e Castilla, 1998; Attwood e Farquhar, 1999; Ferraz e outros, 2001). Nalguns destes trabalhos, foi possível dispor de séries temporais com dados de captura e esforço de pesca, e a definição da sustentabilidade da exploração e do seu estado foram baseadas na análise da sua evolução temporal.

Como foi referido na secção 1 e parcialmente demonstrado na secção 2, o litoral rochoso alentejano é actualmente sujeito a uma exploração humana que, para além de ser intensa, regular e generalizada, é efectuada sem algum controlo ou regulamentação que contribua eficazmente para a sua sustentabilidade. Devido a esta falta de controlo, é desconhecido o estado desta exploração, bem como a sua evolução recente, não se conhecendo a quantidade que é capturada pelo Homem de qualquer espécie intertidal.

De modo a contribuir para uma eventual tomada de medidas de gestão desta exploração e de conservação destes recursos e dos seus habitats, foi quantificado, no presente estudo, o rendimento das principais actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano. Com base nesta quantificação, foi também analisada a sustentabilidade destas actividades, incidindo sobretudo nas que têm sido mais estudadas.

Tendo sido detectadas, no presente trabalho, zonas do litoral rochoso alentejano sujeitas a maior intensidade de exploração humana (secção 2), sobretudo devido à sua maior acessibilidade e/ou proximidade de praias arenosas mais frequentadas no Verão, foi testada a hipótese de que, nessas zonas, o rendimento das principais actividades de predação humana é menor. Atendendo ao referido na secção 1 sobre as previsíveis consequências directas, ao nível da estrutura das populações exploradas, do presumível aumento da intensidade e extensão da exploração de recursos vivos em litorais rochosos portugueses nas últimas décadas, é admissível que esta hipótese seja confirmada. É provável que esta confirmação se verifique sobretudo nas actividades de marisqueio, que envolveram maior número de pessoas e cujas capturas parecem ser geralmente mais volumosas (secção 2). Embora as capturas da pesca à linha pareçam ser normalmente menos volumosas que as do marisqueio, a maior frequência daquela actividade (secção 2) também pode contribuir para um impacte significativo ao nível do rendimento nas zonas mais exploradas.

Podendo esta exploração alterar a abundância e a distribuição de populações exploradas e não exploradas (Underwood, 1993; Crowe e outros, 2000; Thompson e outros, 2002; secção 1), é também de admitir que a riqueza taxonómica das capturas possa ser afectada, tanto directa como indirectamente. Atendendo à menor selectividade da actividade de pesca à linha, quando comparada com a de marisqueio, em que o pescador tem um papel mais activo na escolha das presas (secção 7.1), o respectivo impacte destas actividades pode ser diferente.

Para a análise das hipóteses acima referidas, considerámos as actividades diurnas de predação humana em que foi registado um maior número de pessoas (secção 2): as exercidas em baixa-mar de marés vivas, de que se destaca a apanha de marisco, e a pesca à linha. Pela mesma razão, e atendendo às diferenças sazonais registadas (secção 2), foi escolhido um período de Verão para o estudo destas actividades. Deste modo, o rendimento da predação humana no litoral rochoso alentejano foi estudado com base na análise de padrões de variação espacial das capturas (peso fresco, *taxa*), em função dos factores intensidade de exploração e praia.

A análise da sustentabilidade desta exploração foi sobretudo desenvolvida no caso da apanha de ouriço-do-mar, percebe e lapas, atendendo a que existem relativamente mais informações sobre a biologia e a exploração das principais espécies envolvidas nestas actividades. Embora não estejam disponíveis séries temporais com dados de captura e esforço de pesca das actividades em estudo, foi possível estimar o rendimento máximo sustentável (“maximum sustainable yield” – MSY) no caso da apanha de percebe e de lapas, com base em métodos propostos e descritos por Garcia e outros (1989). Para a utilização

destes métodos, foi necessário conhecer um par, no mínimo, de estimativas anuais da biomassa média corrente que é explorada (B) e do total corrente das capturas (Y), uma estimativa da taxa de mortalidade natural (M), e informação acerca da relação entre M e a taxa de mortalidade provocada pela pesca (F) em MSY (F_{MSY}). De acordo com trabalhos citados por Garcia e outros (1989), foi assumido que $F_{MSY}=M$.

Para além de ter sido assumido que B e Y se referem a indivíduos com a mesma idade ou tamanho, a aplicação destes métodos assumiu que os processos biológicos envolvidos são deterministas, que a pescaria é dirigida a um único stock, estável em termos de tamanho e/ou idade, e que a capturabilidade não depende da densidade (Garcia e outros, 1989). Porém, atendendo a que o recrutamento larvar das espécies marinhas pode ser muito variável, não é razoável assumir tal estabilidade e que o aumento do tamanho de uma população, derivado do recrutamento e do crescimento, compense de um modo equilibrado a diminuição provocada por uma combinação da mortalidade natural e da pesca (Larkin, 1977; Samoilys, 1997).

Apesar do reconhecimento de que a gestão das pescas não deve ser baseada unicamente em estimativas monoespecíficas, como é o caso de MSY, atendendo às complexas interacções entre espécies, ao facto de que as pescarias são maioritariamente multiespecíficas e aos problemas verificados nas múltiplas tentativas de utilização sustentável de recursos pesqueiros (por exemplo, Larkin, 1977; Garcia, 1996; Cochrane, 2000; Pitcher, 2000; Cury e Cayré, 2001), MSY é considerado um útil ponto de partida na discussão de medidas de gestão monoespecífica e um índice válido, embora grosseiro, do potencial de produção (Larkin, 1977; May e outros, 1979; Garcia e outros, 1989; Garcia, 1996; Samoilys, 1997).

O rendimento máximo sustentável da apanha de percebe e de lapas exercida no litoral rochoso alentejano foi calculado com base em estimativas de biomassa explorável, e de mortalidade natural e causada pela pesca, obtidas a partir de Cruz (2000) e dos estudos apresentados nas secções 2 e 4 do presente trabalho. No caso da apanha de ouriço-do-mar, não foi possível estimar MSY e a sustentabilidade desta actividade foi analisada com base nos trabalhos de Angélico (1990) e de Guiomar (1997) e no estudo apresentado na secção 2 do presente trabalho.

3.2- Material e métodos

Rendimento da predação humana

Variação em função da intensidade da exploração humana

Técnicas de amostragem

No caso das actividades exercidas durante a baixa-mar, a avaliação do número de pessoas utilizadoras do litoral rochoso, e da sua principal actividade exercida na altura da observação, foi efectuada com as técnicas de amostragem referidas na anterior secção. O esforço destas actividades de predação foi avaliado através de estimativas directas ou indirectas do peso do pescado capturado por cada pescador ao longo de um período diurno de baixa-mar de marés vivas (ver adiante, em Delineamento da amostragem). Mediante a identificação taxonómica do pescado, esta avaliação foi efectuada por espécie, (no caso de invertebrados como percebe, bruxa, navalheira, caranguejos-da-rocha, santola, mexilhão, choco, polvo ou ouriço-do-mar, e de peixes como moreia, congro, robalos, sargo ou safia), ou por conjunto de espécies, como no caso das lapas, dos burriés, dos camarões, dos invertebrados para isco, e de peixes como os bodiões, os burrinhos e os peixes-rei (ver nomes científicos na tabela 2.1).

No final de períodos de baixa-mar de marés vivas, foram directamente contactados pescadores em actividade (ou imediatamente após a conclusão da actividade) no local de amostragem, aos quais foi pedida licença para analisar o pescado capturado. Após o acordo prévio do pescador, que nunca foi recusado, efectuou-se a observação do pescado no recipiente (balde, cesto ou saco) de transporte. Nos casos em que houve maior cooperação por parte do pescador, o respectivo pescado foi pesado (por indivíduo e/ou espécie) com uma balança portátil (peso fresco; precisão de 50g entre 0 e 2kg, e de 100g entre 2 e 20kg) e, quando se tratou de lapas, também se procedeu à identificação da espécie que compunha a maior parte da captura.

No entanto, devido ao facto de a maioria dos pescadores estar ainda em actividade quando foi contactada, o peso do pescado foi, na maior parte dos casos, indirectamente estimado pelo registo visual do volume ocupado por cada espécie, ou conjunto de espécies, no recipiente de transporte (aplicado, sobretudo, às capturas de polvo, percebe, mexilhão, lapas, burriés e camarões), ou mediante a classificação do seu tamanho (aplicada, sobretudo, às capturas de polvo, quando isolado, e de crustáceos, exceptuando camarões, e peixes). Através destas observações directas, foi também efectuada a identificação taxonómica (de cada espécie ou conjunto de espécies) da totalidade do pescado.

Ao efectuar a pesagem directa do pescado junto dos pescadores, tal como acima referido, foi também anotado o volume ocupado por cada espécie, ou conjunto de espécies,

no respectivo recipiente de transporte. Com base nestes dados, foi estabelecida uma relação entre as medidas volumétricas e ponderais de cada espécie ou conjunto de espécies, de modo a permitir a conversão dos valores de volume em peso.

Logo após as observações feitas durante a baixa-mar em cada praia de amostragem, foi registada, em períodos diurnos de enchente (ver adiante, em delineamento da amostragem), a captura de peixes por parte de pescadores à linha, com cana e em terra. Estas observações, efectuadas na proximidade dos pescadores (geralmente, a cerca de 10m), começaram, em média, cerca de quatro horas antes da preia-mar, e duraram trinta minutos por pescador, tendo havido casos em que foram observados vários pescadores em simultâneo. Com o eventual recurso a binóculos (geralmente, 7x50) ou à observação directa, cada peixe capturado daquela maneira foi identificado taxonomicamente e classificado segundo o seu tamanho (em três a cinco classes de tamanho), para posterior estimativa do seu peso. Esta foi efectuada com base em peixes obtidos na lota de Sines, durante a época de amostragem (Verão de 1999, ver adiante), mediante a pesagem em laboratório (peso fresco; precisão de 1 grama) de diversos exemplares das espécies em causa, com tamanhos semelhantes aos dos indivíduos geralmente capturados.

Delineamento da amostragem

O rendimento da predação humana no litoral rochoso alentejano foi estudado com base na análise de padrões de variação espacial das capturas (peso fresco, *taxa*) efectuadas num período de Verão (Verão de 1999), no âmbito de actividades diurnas exercidas em baixa-mar de marés vivas e de pesca à linha exercida em períodos de enchente.

Por forma a quantificar o rendimento obtido em função de um determinado esforço de exploração, foram analisadas as seguintes variáveis: peso fresco das capturas efectuadas num período diurno de baixa-mar de marés vivas, por pescador e unidade de extensão de costa (1000m), tendo em atenção a extensão de cada praia amostrada (tabela 2.2); e peso fresco das capturas efectuadas através de pesca à linha (em marés vivas diurnas, durante a enchente), por pescador e unidade de tempo (trinta minutos). Foi também quantificado o número de *taxa* presente no pescado capturado por cada pescador contactado ou observado. Sendo o marisqueio exclusivamente dirigido a invertebrados e, a pesca à linha, sobretudo a peixes, a análise das actividades exercidas em períodos de baixa-mar considerou, em separado, o número de *taxa* de peixes e invertebrados.

Estas variáveis foram quantificadas em praias de amostragem potencialmente sujeitas a diferente intensidade de exploração, definida em função dos resultados entretanto obtidos (secção 2): Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo e Queimado (BPQ), e

Almogrove (maior intensidade); e Caniceira (CAN), Nascedios e Cabo Sardão (menor intensidade) (figura 2.4). Atendendo às características destas praias (tabela 2.2), as do grupo referido em primeiro lugar são mais próximas de praias arenosas turísticas (Caniceira encontra-se a mais de 500m de uma praia arenosa turística) e possuem acesso por terra geralmente mais fácil (sendo dominado por dunas de areia extensas, o acesso por terra da Caniceira é moderadamente difícil), o que as torna potencialmente mais exploradas pelo Homem que as do outro grupo (secção 2).

Em cada praia, foram amostrados 3 a 8 períodos (aleatoriamente escolhidos, sem ter em conta a utilidade dos respectivos dias) diurnos de baixa-mar de marés vivas, nos quais foram contactados todos os pescadores encontrados em actividade, utilizando as técnicas de amostragem acima referidas. Em 19 dias, foram amostrados 26 períodos diurnos de baixa-mar de marés vivas (nalguns casos, foram amostradas duas praias por dia), nos quais foram contactados 226 pescadores (em média, cerca de 6 a 12 pescadores por período e praia). No caso da pesca à linha na enchente, foram amostrados 2 a 7 períodos diurnos (aleatoriamente escolhidos, sem ter em conta a utilidade dos respectivos dias) por praia, nos quais foram observados todos os pescadores encontrados em actividade, utilizando as técnicas de amostragem acima referidas. Em 20 dias, foram, assim, amostrados 22 períodos diurnos de enchente (nalguns casos, foram amostradas duas praias por dia), nos quais foram observados 103 pescadores (em média, cerca de 4 a 6 pescadores por período e praia).

Em termos gerais, o delineamento da amostragem incluiu os factores intensidade da exploração (fixo, ortogonal e com dois níveis – maior e menor intensidade) e praia (aleatório, aninhado no factor intensidade de exploração e com três níveis, correspondentes às praias acima referidas), e variou consoante as questões apresentadas em seguida.

3.1- As capturas efectuadas por pescador, num período de baixa-mar de marés vivas, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana no litoral rochoso alentejano?

As variáveis em estudo correspondem ao peso total (questão 3.1A) e número de taxa de peixes e invertebrados (questão 3.1B) do pescado capturado, num período de baixa-mar de marés vivas, por cada pescador contactado, estimado em cada dia e praia de amostragem. Tendo em conta que o número mínimo de pescadores contactados por praia de amostragem foi 22 (valor registado na praia dos Nascedios), a análise desta questão foi efectuada após a escolha aleatória de 22 réplicas nos respectivos conjuntos de dados das restantes praias.

3.2- As capturas efectuadas por dia, num período de baixa-mar de marés vivas, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana no litoral rochoso alentejano?

As variáveis em estudo correspondem:

- à média aritmética do peso total (questão 3.2A) e número de taxa de peixes e invertebrados (questão 3.2B) do pescado capturado, num período de baixa-mar de marés vivas, pelos diferentes pescadores contactados, calculada por dia e praia de amostragem;
- ao produto do peso médio acima referido pelo número de pessoas (por km de linha de costa) observadas na(s) respectiva(s) actividade(s) de predação, calculado por dia e praia de amostragem (questão 3.2C).

Tendo em conta que o número mínimo de dias amostrados por praia de amostragem foi 3 (valor registado nas praias da Caniceira, dos Nascedios e do Cabo Sardão), a análise destas questões foi efectuada após a escolha aleatória de 3 réplicas nos respectivos conjuntos de dados das restantes praias.

3.3- As capturas efectuadas por pescador à linha, num período de enchente, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana no litoral rochoso alentejano?

As variáveis em estudo correspondem ao peso total (questão 3.3A) e número total de taxa (questão 3.3B) do pescado capturado por pescador, num período de enchente de marés vivas, e estimado em cada dia e praia de amostragem. Tendo em conta que o número mínimo de pescadores contactados por praia de amostragem foi 10 (valor registado na praia da Caniceira), a análise desta questão foi efectuada após a escolha aleatória de 10 réplicas nos respectivos conjuntos de dados das restantes praias.

Análise de dados

As hipóteses inerentes a estas questões foram testadas com análise de variância, utilizando as técnicas e os meios referidos na secção 2.2.

No caso das questões 3.1 e 3.2, as diferentes actividades foram agrupadas nas categorias de: apanha de polvo e caranguejos, apanha de lapas e burriés, apanha de isco e pesca à linha, marisqueio (total) e predação (total). Tal como referido na secção 2.2, o agrupamento das actividades de apanha de polvo e caranguejos, e de apanha de lapas e burriés, resulta do facto de serem frequentemente exercidas em conjunto; no caso da apanha de isco e da pesca à linha, a sua análise em conjunto deriva do facto de a segunda actividade ser frequentemente antecedida pela primeira no mesmo local de amostragem. Tendo em consideração o referido na secção 2.2 acerca da apanha de percebe, esta

actividade não foi analisada por terem sido amostradas apenas duas praias onde esta espécie é abundante (praia de Almogrove ou do Cabo Sardão). Nas restantes praias, o percebe é geralmente ocasional ou mesmo raro, e a sua exploração humana é pouco frequente e limitada a locais com menor acessibilidade e/ou sujeitos a maior agitação marítima.

Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano

Foram calculadas estimativas anuais do rendimento da predação humana no litoral rochoso alentejano, de modo a permitir a sua comparação com valores alcançados por actividades similares, noutras regiões litorais. Assim, foi necessário extrapolar os valores de rendimento obtidos no presente trabalho, cuja amostragem foi apenas efectuada numa estação do ano (Verão). Tendo como base estes dados de rendimento, e utilizando os dados obtidos durante cerca de dois anos na análise da intensidade destas actividades de predação (secção 2), esta extrapolação consistiu no seguinte:

- com excepção da apanha de ouriço-do-mar, em que a quantidade capturada por pescador variou com a pretensa utilização posterior das capturas e, assim, diferiu consoante a estação do ano (grandes quantidades frequentemente capturadas para alimento no Inverno e no início da Primavera; pequenas quantidades ocasionalmente apanhadas para isco nas outras estações do ano), observações feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais ao longo deste trabalho sugerem que, nas restantes actividades de predação, não ocorreram diferenças sazonais notórias no peso do pescado capturado por pescador num determinado período de exploração, pelo que, embora tal não tenha sido testado, foi assumido que, nestas actividades, tais diferenças não se verificaram;

- as estimativas de rendimento foram calculadas no caso das principais actividades de predação, com excepção da pesca submarina, na qual não foram obtidos valores representativos;

- no caso da apanha de ouriço-do-mar, sobretudo desenvolvida no Inverno e no início da Primavera, a forma como as estimativas de rendimento foram calculadas é apresentada na secção 3.3, no respeitante à análise da sustentabilidade desta actividade;

- nas restantes actividades de predação, procedeu-se, em primeiro lugar, ao cálculo do rendimento obtido por período de baixa-mar de marés vivas, usando directamente os valores médios observados por pescador em períodos deste tipo, no Verão de 1999, e os correspondentes valores médios de intensidade registados durante cerca de dois anos e, em seguida, foi calculada a sua importância anual, tendo em conta que, no período de amostragem destes valores de intensidade, ocorreram, em média, 140,6 dias de marés vivas (com baixa-mar matinal de altura igual ou inferior a 0,7m, de acordo com as previsões

para o porto de Sines publicadas nas respectivas tabelas de marés do Instituto Hidrográfico) por ano;

- relativamente aos períodos de baixa-mar de marés mortas, procedeu-se a cálculos semelhantes aos referidos no caso anterior, tendo sido assumido que, nestes períodos, o peso do marisco (exceptuando ouriço-do-mar) capturado corresponde a uma parte do que foi capturado em períodos de baixa-mar de marés mortas, atendendo ao facto de que, em baixa-mar de marés mortas, o número de mariscadores foi inferior ao registado em baixa-mar de marés vivas;

- assumindo que existe nestas actividades de marisqueio uma relação directa entre esforço de pesca e rendimento, o peso do marisco (exceptuando ouriço-do-mar) capturado em períodos de baixa-mar de marés mortas foi estimado através do produto do rendimento obtido em baixa-mar de marés vivas e a proporção de mariscadores observados em baixa-mar de marés mortas, relativamente aos registados em baixa-mar de marés vivas;

- os pressupostos referidos nas duas alíneas anteriores não foram assumidos no caso do rendimento da pesca à linha, atendendo a que, como anteriormente foi mencionado, esta actividade explora geralmente habitats subtidais e parece ser, das actividades de predação em estudo, a mais independente do estado da maré;

- atendendo às observações feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais ao longo deste trabalho, foi também assumido que o rendimento da pesca à linha não variou de modo notório em função da amplitude da maré;

- por último, o cálculo do rendimento anual verificado em períodos de baixa-mar de marés mortas teve em consideração que, no período de amostragem dos respectivos valores de intensidade, ocorreram, em média, 224,4 dias de marés mortas (com baixa-mar matinal de altura superior a 0,7m, de acordo com as previsões para o porto de Sines publicadas nas respectivas tabelas de marés do Instituto Hidrográfico) por ano;

- relativamente aos períodos de preia-mar, nos quais a pesca à linha foi a actividade de predação dominante (em média, a sua intensidade atingiu cerca de 91% do valor total), utilizaram-se os correspondentes valores médios de intensidade registados durante cerca de dois anos, foi tido em consideração o rendimento médio por pescador à linha observado em períodos de enchente amostrados no Verão de 1999, equivalente a cerca de 150g, e foi assumido, em função de observações feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais ao longo deste trabalho, que o tempo médio despendido por um pescador à linha corresponde a cerca de 3h (na costa oriental sul-africana, Joubert, 1981, registou que, no mínimo, um pescador à linha despende um tempo médio de cerca de 5h);

- por último, foi também assumido que, nas restantes actividades de pesca praticadas em preia-mar (por exemplo, pesca submarina, apanha de isco ou pesca com covos), o rendimento de cada pescador é, em média, equivalente ao obtido por um pescador à linha durante período semelhante.

Sustentabilidade da predação humana

O cálculo de MSY foi efectuado com base em métodos propostos e descritos por Garcia e outros (1989). Segundo estes autores, as respectivas fórmulas foram derivadas dos modelos de produção excedente (“surplus production models”) de Schaefer e Fox e são aqui referidas como $MSY_{(Schaefer)}$ e $MSY_{(Fox)}$, respectivamente:

$$MSY_{(Schaefer)} = (MB)^2 / (2MB - Y);$$

$$MSY_{(Fox)} = MB \exp(Y/MB - 1).$$

Nestas fórmulas, B e Y correspondem, respectivamente, a estimativas anuais da biomassa média corrente que é explorada, e do total corrente das capturas, e M é uma estimativa da taxa de mortalidade natural. De acordo com trabalhos citados por Garcia e outros (1989), foi assumido que $F_{MSY} = M$, sendo F_{MSY} a taxa de mortalidade provocada pela pesca (F) em MSY.

Segundo os mesmos autores, a utilização de $MSY_{(Schaefer)}$ não é recomendada quando o esforço de pesca é elevado ou quando se suspeita que o stock é fortemente sobrepescado (por exemplo, quando F se aproxima de $2F_{MSY}$ ou $2M$), embora $MSY_{(Fox)}$ possa ser usada com mais segurança nestas condições. De qualquer modo, Garcia e outros (1989) recomendam a utilização de vários métodos ao estimar MSY, de modo a ter alguma ideia do grau de incerteza associado à sua estimativa e à forma da curva do modelo de produção, nomeadamente abaixo de F_{MSY} .

Com vista a uma análise preliminar do estado da exploração humana de percebe e de lapas no litoral rochoso alentejano, os valores das variáveis necessárias para a utilização das referidas fórmulas foram estimados a partir de Cruz (2000) e dos estudos apresentados nas secções 2 e 4 do presente trabalho.

3.3- Resultados

Rendimento da predação humana

Varição em função da intensidade da exploração humana

São em seguida apresentados os resultados da análise das questões formuladas na secção 3.2.

3.1- As capturas efectuadas por pescador, num período de baixa-mar de marés vivas, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano?

3.2- As capturas efectuadas por dia, num período de baixa-mar de marés vivas, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano?

Os resultados da análise das **questões 3.1 e 3.2** são apresentados nas figuras 3.1 a 3.5 e nas tabelas 3.1 a 3.5 (excepto os resultados dos testes SNK, apresentados no texto), onde se podem constatar os seguintes padrões gerais:

- relativamente às variáveis ponderais, o factor intensidade da exploração foi significativo apenas no caso da apanha de isco e pesca à linha, e somente na análise das questões 3.2A e 3.2C, tendo havido recurso, na primeira, à junção (“pooling”) *post-hoc* da variação residual e da associada ao factor praia (esta junção foi efectuada devido ao reduzido valor de P do teste F ao factor intensidade da exploração, equivalente a 0,1, e é possível, segundo Underwood, 1997, pelo facto do valor de P do teste F ao factor praia, aninhado no factor intensidade da exploração, ter sido equivalente a 0,32 e, assim, superior a 0,25);

- quando o factor intensidade da exploração foi significativo, registaram-se valores médios de peso mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade;

- o factor praia foi significativo na análise da questão 3.1A e no caso das actividades de marisqueio (total) e predação (total), tendo sido obtidas diferenças significativas entre as praias sujeitas a maior intensidade de exploração em ambos conjuntos de actividades, embora só no caso do marisqueio (total) se tenham verificado diferenças significativas entre as praias sujeitas a menor intensidade de exploração;

- no respeitante à variação do número de *taxa*, somente o factor intensidade da exploração foi significativo, e apenas na análise da questão 3.2B, onde o padrão registado foi igual, tanto no caso da diversidade de invertebrados, como da de peixes - valores médios de número de *taxa* mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração.

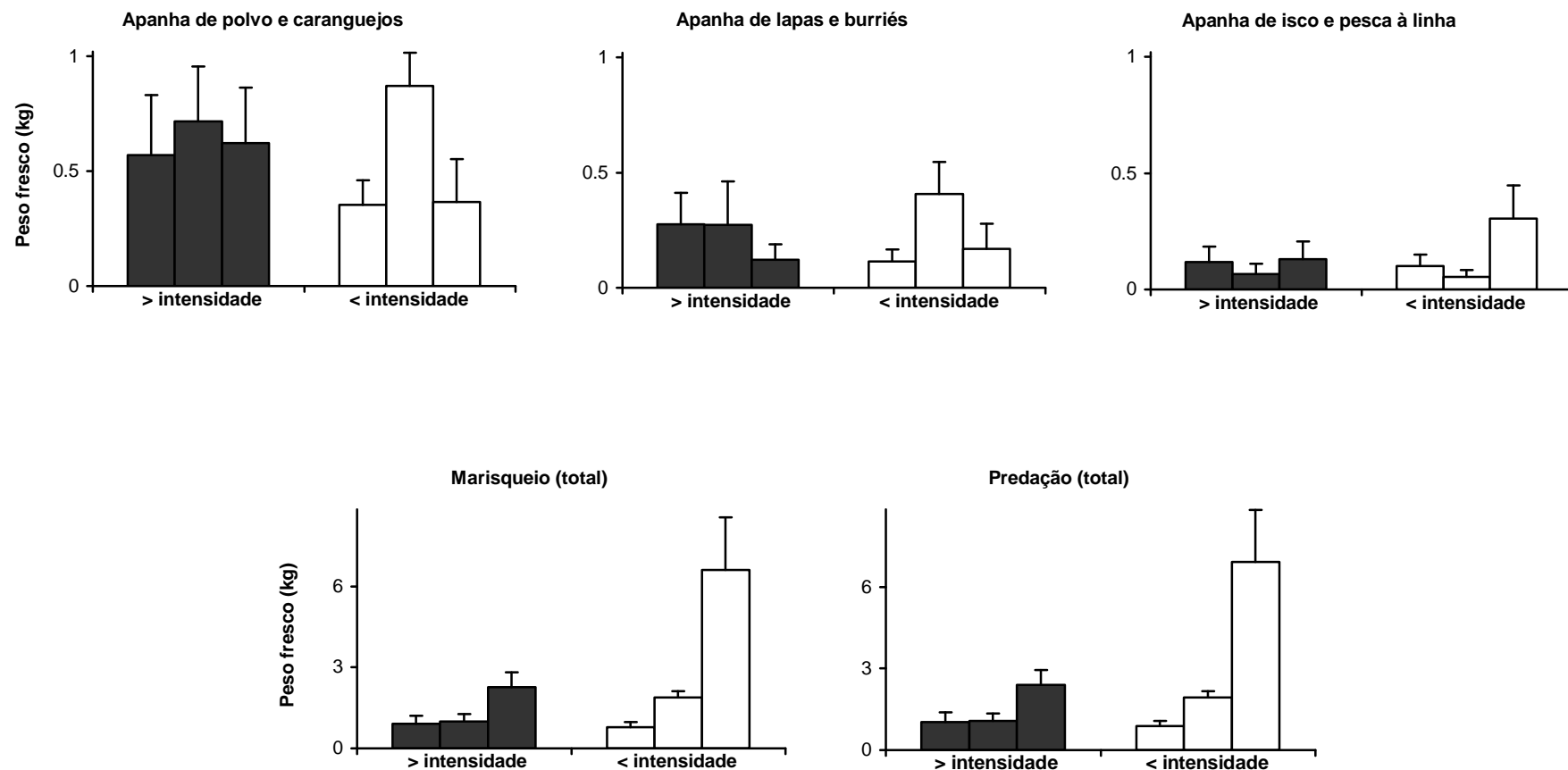


Figura 3.1- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado por pescador em diversas actividades de predação no litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.1A: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 22 réplicas. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 3.1- Análises de variância do peso do pescado capturado por pescador em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.1A: * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvos e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de isco e pesca à linha		Marisqueio (total)		Predação (total)		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	$3,69 \times 10^5$	$0,36^{ns}$	33,66	$0,17^{ns}$	0,80	$0,17^{ns}$	34,26	$0,94^{ns}$	63,13	$3,72^{ns}$	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	$10,21 \times 10^5$	$1,11^{ns}$	201,79	$1,12^{ns}$	0,79	$1,12^{ns}$	36,60	$4,26^{**}$	16,98	$3,05^*$	Residual
Residual	126	$9,19 \times 10^5$		180,05		6,13		8,59		5,56		
Total	131											
C (teste de Cochran)		$0,27^{ns}$		$0,26^{ns}$		$0,24^{ns}$		$0,22^{ns}$		$0,27^{ns}$		
Transformação		nenhuma		$\sqrt{(x+1)}$		$\ln(x+1)$		$\ln(x+1)$		$\ln(x+1)$		

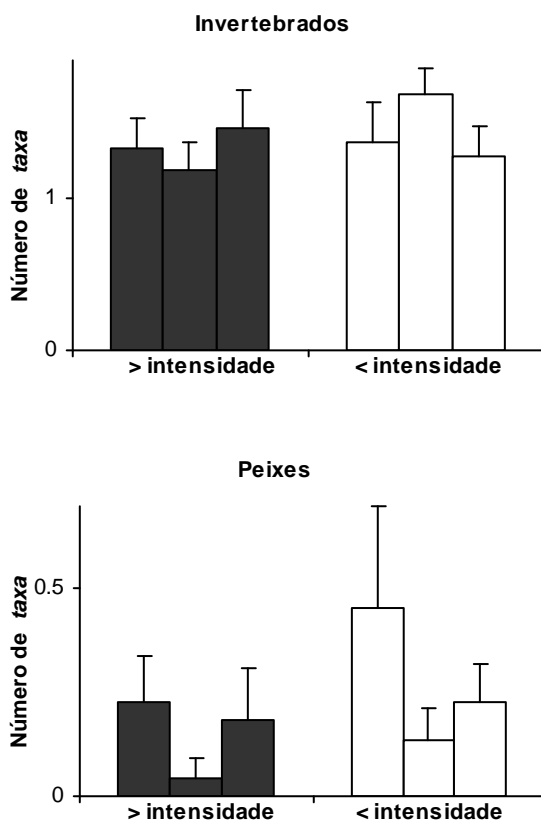


Figura 3.2- Variação do número de taxa (média+erro padrão) presente no pescado capturado por pescador em diversas actividades de predação no litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.1B: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 22 réplicas. Os eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 3.2- Análises de variância do número de taxa de invertebrados e peixes presentes no pescado capturado por pescador em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.1B: ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Invertebrados		Peixes		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	0,48	0,68 ^{ns}	1,62	2,54 ^{ns}	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	0,71	0,73 ^{ns}	0,64	0,71 ^{ns}	Residual
Residual	126	0,98		0,91		
Total	131					

C (teste de Cochran)	0,25 ^{ns}	0,29 ^{ns}
Transformação	nenhuma	ln(x+0,1)

Tabela 3.3- Análises de variância do peso do pescado capturado por pescador em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2A: * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvos e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de isco e pesca à linha		Marisqueio (total)		Predação (total)		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	2,53x10 ⁻⁵	3,17 ^{ns}	63,99	1,33 ^{ns}	164,49	4,59 ^{ns}	4,39x10 ⁻⁶	0,70 ^{ns}	5,49x10 ⁻⁶	0,78 ^{ns}	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	0,80x10 ⁻⁵	0,66 ^{ns}	48,27	0,22 ^{ns}	35,82	1,30 ^{ns}	6,25x10 ⁻⁶	2,70 ^{ns}	7,02x10 ⁻⁶	3,03 ^{ns}	Residual
Residual	12	1,21x10 ⁻⁵		219,83		27,50		2,31x10 ⁻⁶		2,32x10 ⁻⁶		
Total	17											

C (teste de Cochran)	0,29 ^{ns}	0,55 ^{ns}	0,47 ^{ns}	0,54 ^{ns}	0,51 ^{ns}
Transformação	nenhuma	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	nenhuma	nenhuma

Origem da variação	GL	Apanha de isco e pesca à linha		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	164,49	5,56*	Junção <i>post-hoc</i>
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	35,82		
Residual	12	27,50		
Total	17			
Junção <i>post-hoc</i> de pr(ex) e residual	16	29,58		

C (teste de Cochran)	0,47 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$

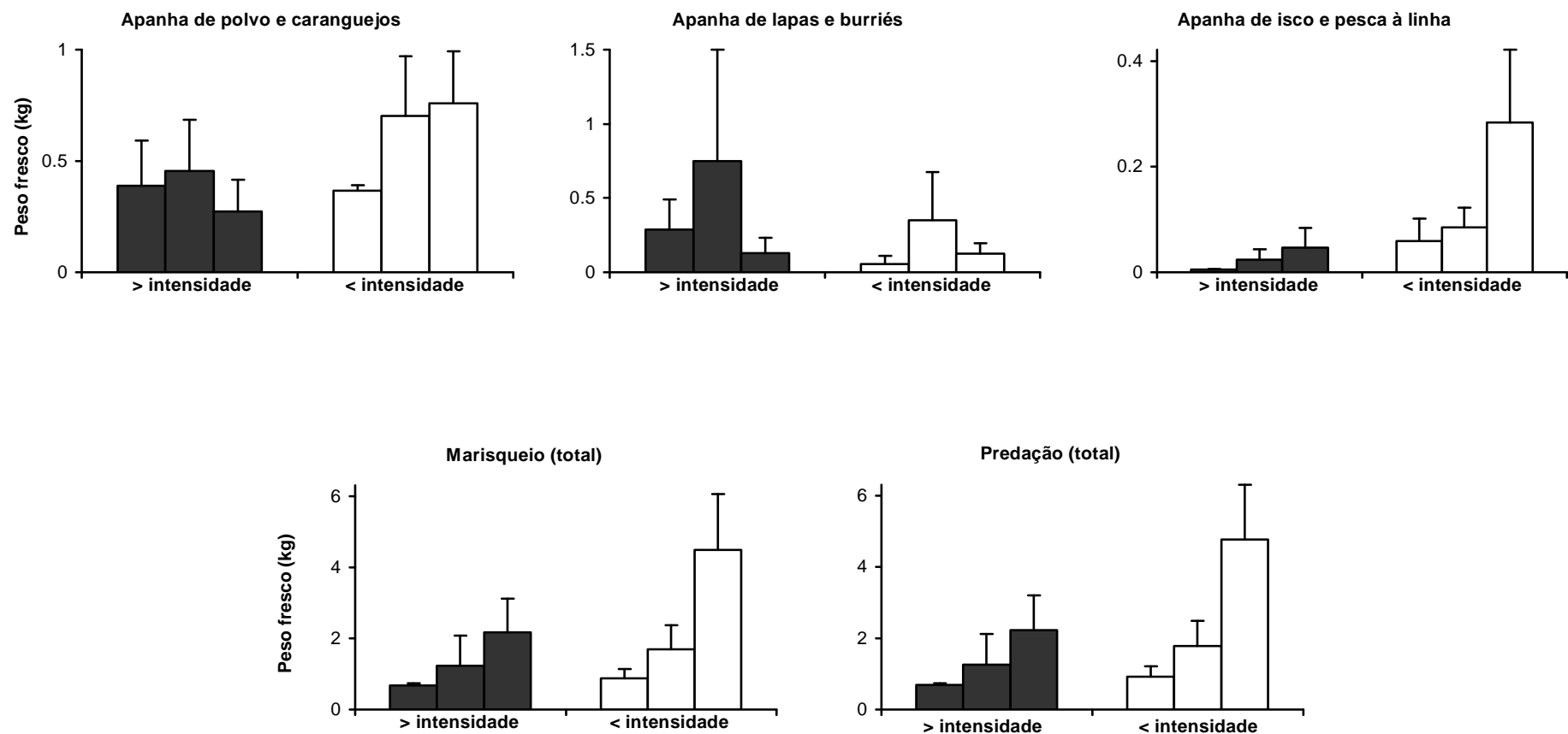


Figura 3.3- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado por pescador em diversas actividades de predação no litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2A: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 3 réplicas (cada réplica é a média aritmética das observações efectuadas em cada dia e praia). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

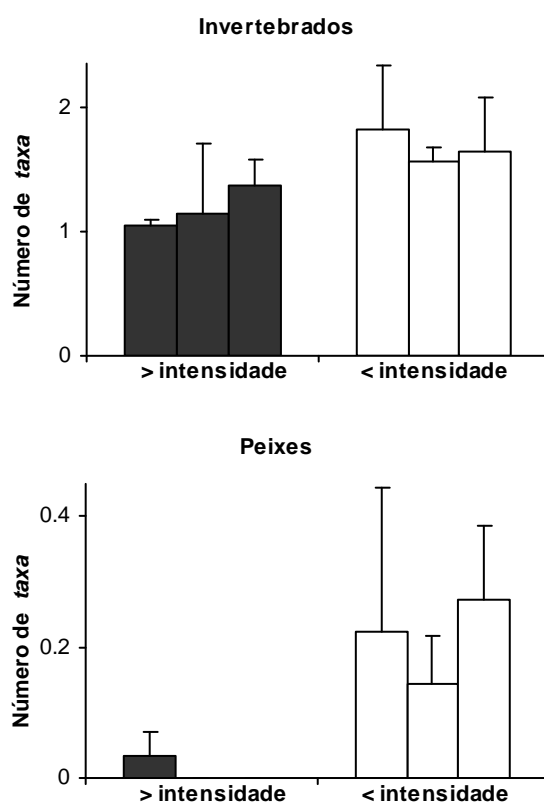


Figura 3.4- Variação do número de taxa (média+erro padrão) presente no pescado capturado por pescador em diversas actividades de predação no litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2B: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascédios e Cabo Sardão; 3 réplicas (cada réplica é a média aritmética das observações efectuadas em cada dia e praia). Os eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 3.4- Análises de variância do número de taxa de invertebrados e peixes presentes no pescado capturado por pescador em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2B: * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Invertebrados		Peixes		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	1,07	15,89*	3,30	17,77*	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	0,07	0,16 ^{ns}	0,19	0,45 ^{ns}	Residual
Residual	12	0,42		0,41		
Total	17					
C (teste de Cochran)		0,39 ^{ns}		0,61 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		ln(x+0,09)		

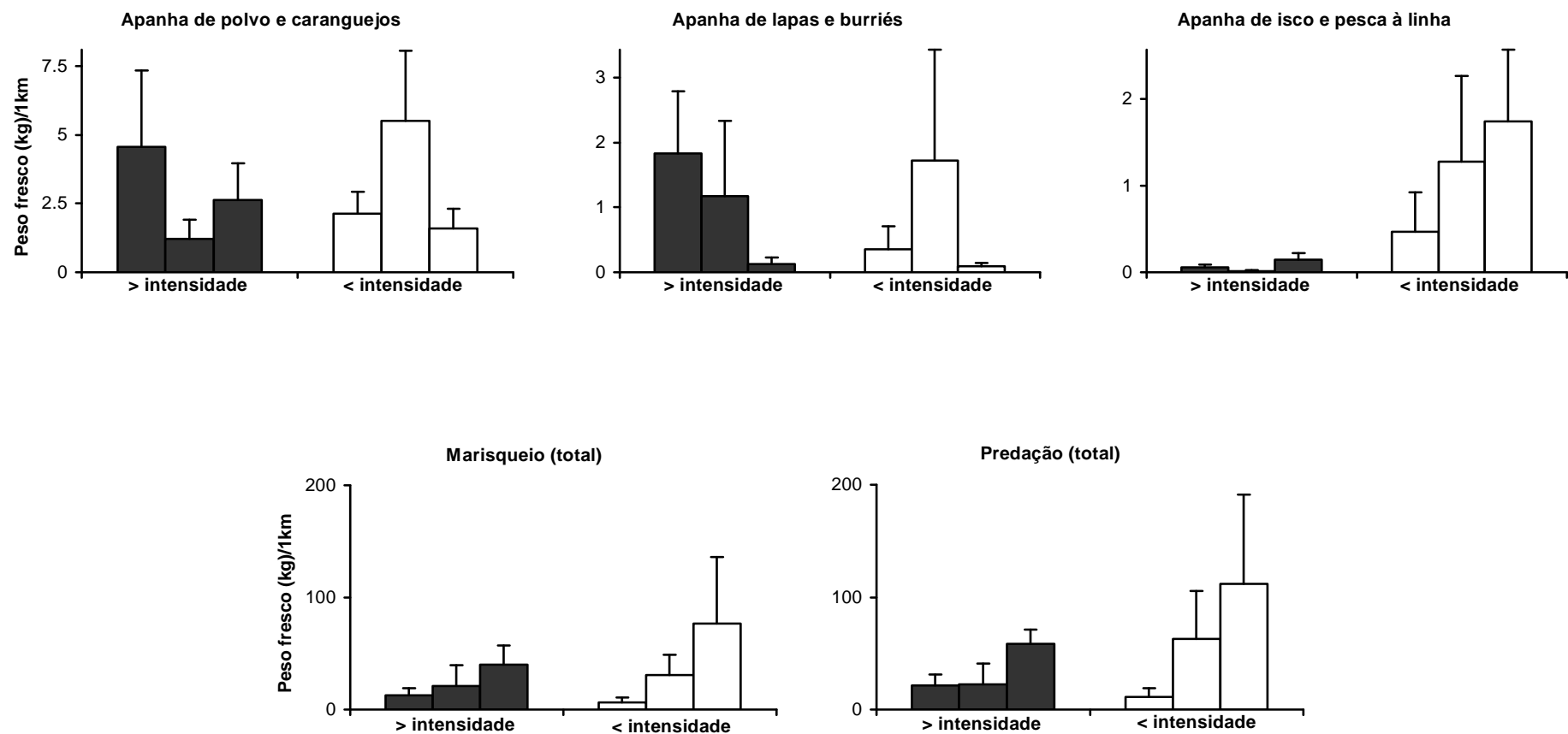


Figura 3.5- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado pela totalidade dos pescadores observados em diversas actividades de predação no litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2C: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 3 réplicas (cada réplica é o produto do peso médio de pescado obtido por pescador e do número total de pescadores observados em actividade). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 3.5- Análises de variância do peso do pescado capturado pela totalidade dos pescadores observados em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.2C: * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Apanha de polvos e caranguejos		Apanha de lapas e burriés		Apanha de isco e pesca à linha		Marisqueio (total)		Predação (total)		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
Intensidade da exploração= ex	1	0,36x10 ⁶	0,03 ^{ns}	0,46x10 ⁶	0,20 ^{ns}	5,32x10 ⁶	8,43*	0,16x10 ⁴	0,13 ^{ns}	0,50x10 ⁴	0,24 ^{ns}	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	0,99x10 ⁶	1,24 ^{ns}	2,24x10 ⁶	0,84 ^{ns}	0,63x10 ⁶	0,67 ^{ns}	1,23x10 ⁴	1,05 ^{ns}	2,08x10 ⁴	1,46 ^{ns}	Residual
Residual	12	8,84x10 ⁶		2,68x10 ⁶		0,95x10 ⁶		1,17x10 ⁴		1,43x10 ⁴		
Total	17											
C (teste de Cochran)		0,44 ^{ns}		0,55 ^{ns}		0,52 ^{ns}		0,51 ^{ns}		0,46 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		nenhuma		nenhuma		$\sqrt{(x+1)}$		$\sqrt{(x+1)}$		

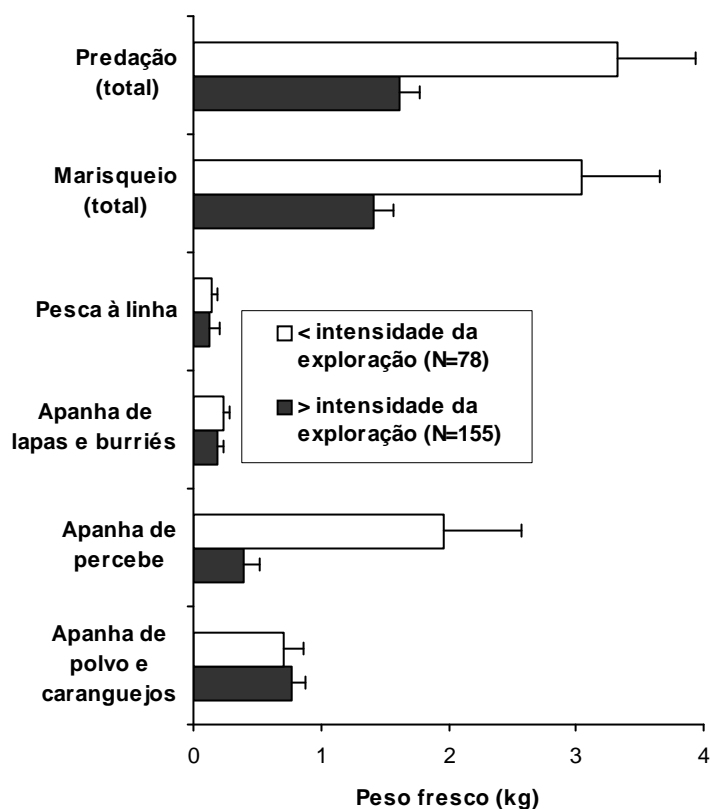


Figura 3.6- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado por pescador em diversas actividades de predação do litoral rochoso alentejano, considerando a totalidade das observações efectuadas no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, em praias sujeitas a diferente intensidade de exploração, segundo o delineamento e as técnicas de amostragem referidas na secção 3.2; N- número total de réplicas (para além das 226 réplicas referidas na secção 3.2, foram também consideradas 7 observações efectuadas nos mesmos conjuntos de praias e períodos de amostragem).

Tabela 3.6- Valores de peso (kg de peso fresco) de pescado capturado por pescador durante uma baixa-mar de marés vivas, em diversas actividades de predação do litoral rochoso alentejano, considerando observações efectuadas no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999, nos casos em que os pescadores possuíam capturas resultantes dessas actividades (excepto no caso da apanha de percebe, em que apenas foram consideradas as observações desse tipo efectuadas nas praias de Almogrove e Cabo Sardão), ou quando os pescadores exerciam essas actividades, mesmo que a captura fosse nula (caso dos totais de marisqueio e predação), segundo o delineamento e as técnicas de amostragem referidas na secção 3.2; N- número total de réplicas (para além das 226 réplicas referidas na secção 3.2, foram também consideradas 7 observações efectuadas nos mesmos conjuntos de praias e períodos de amostragem).

Actividade	Média	Erro padrão	N
Apanha de polvo	1,33	0,15	104
Apanha de navalheira	0,80	0,17	43
Apanha de polvo e caranguejos	1,42	0,14	123
Apanha de percebe	7,41	1,49	27
Apanha de lapas	1,19	0,15	34
Apanha de burriés	0,43	0,08	15
Pesca à linha	0,81	0,11	30
Marisqueio (total)	2,20	0,26	208
Predação (total)	2,19	0,24	233

Em complemento ao estudo das questões 3.1 e 3.2, são apresentados na figura 3.6 e na tabela 3.6 valores de peso do pescado capturado por pescador nas principais actividades de predação humana do litoral rochoso alentejano, considerando as observações efectuadas no final de períodos de baixa-mar de marés vivas do Verão de 1999. É de notar a elevada contribuição das capturas de percebe para o peso total de marisco capturado no caso da totalidade das observações efectuadas (figura 3.6), e o facto de ter sido atingido, na apanha deste crustáceo, um valor mais elevado de rendimento médio por pescador (tabela 3.6). Tendo sido a maior parte destas capturas de percebe obtida no Cabo Sardão (cerca de 66%), foi mais elevado o respectivo valor médio correspondente ao conjunto das praias sujeitas a menor intensidade de exploração (figura 3.6). No entanto, como foi referido na secção 3.2, o factor intensidade da exploração não foi testado no caso da apanha de percebe, por terem sido amostradas apenas duas praias onde esta espécie é abundante (praia de Almogrove ou do Cabo Sardão).

Devido a este elevado valor das capturas de percebe por pescador, a questão 3.1A foi também analisada (resultados não apresentados), no caso das actividades de marisqueio (total) e predação (total), sem incluir os dados referentes à apanha desta espécie. Porém, o factor praia foi também o único significativo nestas análises.

Com base nos dados totais apresentados na tabela 3.6, foi analisada a variação entre o rendimento médio por pescador obtido nas principais actividades de predação aí consideradas. Atendendo a que, nestas actividades, o número total de réplicas mínimo corresponde a 15 (apanha de burriés; tabela 3.6), foram aleatoriamente escolhidas 15 réplicas nos conjuntos de dados das restantes actividades (apanha de polvo, de navalheira,

de percebe e de lapas, e pesca à linha). A respectiva análise de variância a um factor (fixo e ortogonal, com seis níveis, correspondentes à referidas actividades), efectuada de acordo com as técnicas e os meios referidos na secção 2.2, revelou diferenças altamente significativas ($F=15,80$; $P<0,001$; dados transformados por $\ln(x)$; $C=0,27$, não significativo) entre as actividades, tendo os testes SNK distinguido o seguinte padrão: apanha de percebe>restantes actividades sem padrão geral definido.

Ainda com os mesmos dados totais, foi também analisada a variação entre o rendimento médio por pescador obtido no marisqueio e na pesca à linha. Como nesta actividade foram somente amostradas 30 réplicas (tabela 3.6), escolheu-se aleatoriamente um mesmo número de réplicas no conjunto de dados do marisqueio. A respectiva análise de variância a um factor (fixo e ortogonal, com dois níveis, correspondentes à referidas actividades), efectuada de acordo com as técnicas e os meios referidos na secção 2.2, revelou diferenças significativas ($F=6,02$; $P<0,05$; dados transformados por $\ln(x+1)$; $C=0,59$, não significativo) entre as actividades, tendo o teste SNK distinguido o seguinte padrão: marisqueio>pesca à linha.

Complementando também o estudo destas questões, o resultado da identificação da espécie que compunha a maior parte das capturas de lapas efectuadas em períodos de baixa-mar de marés vivas é o seguinte:

- nas 23 capturas de lapas verificadas, a maior parte (20) foi dominada por *Patella ulyssiponensis*, tendo sido as restantes maioritariamente compostas por *P. depressa* (2) ou *P. vulgata* (1);

- em termos ponderais, a dominância de *P. ulyssiponensis* foi ainda mais notória (cerca de 93%; no caso de *P. depressa* e *P. vulgata*, a percentagem foi, respectivamente, cerca de 5 e 2).

3.3- As capturas efectuadas por pescador à linha, num período de enchente, foram menores em praias sujeitas a maior intensidade de actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano?

Os resultados da análise da **questão 3.3** são apresentados nas figuras 3.7 e 3.8 e nas tabelas 3.7 e 3.8 (excepto os resultados dos testes SNK, apresentados no texto), onde se podem constatar os seguintes padrões gerais:

- o factor intensidade da exploração foi significativo na análise das questões 3.3A e 3.3B, tendo havido recurso, no caso da primeira questão, à junção (“pooling”) *post-hoc* da variação residual e da associada ao factor praia (esta junção foi efectuada devido ao reduzido valor de P do teste F ao factor intensidade da exploração, equivalente a 0,09, e é possível, segundo Underwood, 1997, pelo facto do valor de P do teste F ao factor praia, aninhado no factor intensidade da exploração, ter sido equivalente a 0,28 e, assim, superior a 0,25) e, no segundo caso, à eliminação do factor praia (esta eliminação foi efectuada devido ao reduzido valor de P do teste F ao factor intensidade da exploração, equivalente a 0,08, e ao facto do valor de P do teste F ao factor praia, aninhado no factor intensidade da exploração, ter sido equivalente a 0,22 e, assim, relativamente elevado, embora inferior a 0,25, sendo desaconselhável, segundo Underwood, 1997, proceder à citada junção);

- quando o factor intensidade da exploração foi significativo, registaram-se valores médios de peso ou de número de *taxa* mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade.

Em complemento ao estudo da questão 3.3, são apresentados na figura 3.9 valores de peso do pescado capturado por pescador em trinta minutos de actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, considerando a totalidade das observações efectuadas em períodos de enchente do Verão de 1999. É de notar a elevada contribuição das capturas de bogas (cerca de 25%) e burrinhos (cerca de 25%) para o peso total de peixe capturado. Embora estes dados totais sugiram a existência de diferenças significativas entre praias sujeitas a diferente intensidade de exploração, as respectivas análises de variância (resultados não apresentados) só detectaram padrões significativos no caso do conjunto total de dados (ver parágrafo acima). O valor médio de peso fresco de pescado capturado por pescador à linha em trinta minutos de enchente correspondeu a cerca de 152,7g.

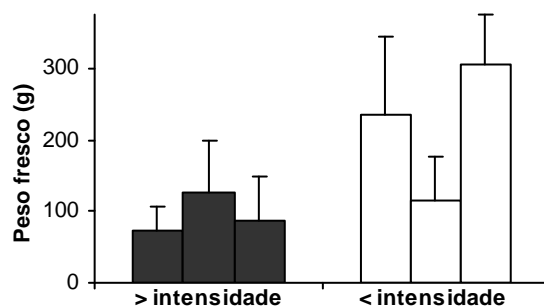


Figura 3.7- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado por pescador em trinta minutos de actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, em períodos de enchente do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.3A: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almograve; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 10 réplicas. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 3.7- Análises de variância do peso do pescado capturado por pescador em trinta minutos de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, em períodos de enchente do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.3A: * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Intensidade da exploração= ex	1	448,29	4,90 ^{ns}	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	91,58	1,29 ^{ns}	Residual
Residual	54	70,73		
Total	59			

C (teste de Cochran)	0,20 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Intensidade da exploração= ex	1	448,29	6,21*	Junção <i>post-hoc</i>
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	91,58		
Residual	54	70,73		
Total	59			
Junção <i>post-hoc</i> de pr(ex) e residual	58	72,16		

C (teste de Cochran)	0,20 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$

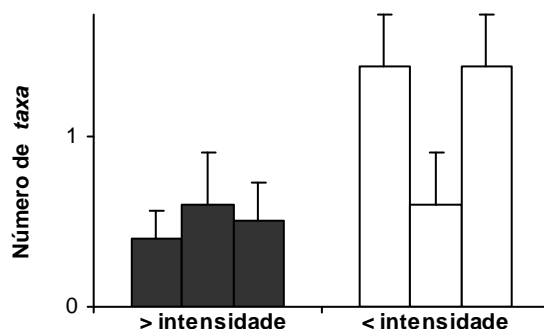


Figura 3.8- Variação do número de taxa (média+erro padrão) presente no pescado capturado por pescador em trinta minutos de actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, em períodos de enchente do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.3B: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo/Queimado e Almograve; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; 10 réplicas.

Tabela 3.8- Análises de variância do número de taxa presentes no pescado capturado por pescador em diversas actividades de utilização do litoral rochoso alentejano, em períodos de enchente do Verão de 1999, segundo o delineamento da questão 3.3B: ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Intensidade da exploração= ex	1	6,02	5,39 ^{ns}	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	1,12	1,49 ^{ns}	Residual
Residual	54	0,75		
Total	59			

C (teste de Cochran)	0,21 ^{ns}
Transformação	nenhuma

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
Intensidade da exploração= ex	1	6,02	8,02**	pr(ex)
Praia(Intensidade da exploração)= pr(ex)	4	1,12		
Residual	54	0,75		
Total	59			

C (teste de Cochran)	0,21 ^{ns}
Transformação	nenhuma

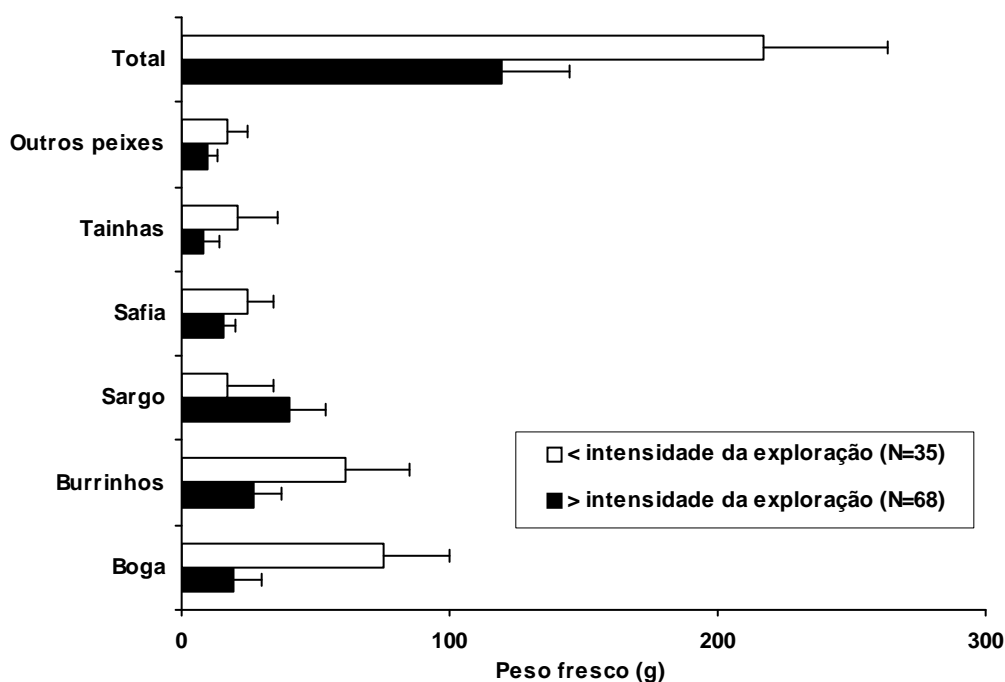


Figura 3.9- Variação do peso (média+erro padrão) do pescado capturado por pescador em actividade de pesca à linha no litoral rochoso alentejano, considerando a totalidade das observações efectuadas durante trinta minutos em períodos de enchente do Verão de 1999, em praias sujeitas a diferente intensidade de exploração, segundo o delineamento e as técnicas de amostragem referidas na secção 3.2; N- número total de réplicas.

Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano

Na tabela 3.9 são apresentadas as estimativas anuais do rendimento da predação humana no litoral rochoso alentejano, que atingiram os valores mais elevados nas actividades de apanha de percebe e pesca à linha. Apesar da importância da pesca à linha, o marisqueio contribuiu com cerca de 55% do rendimento total das actividades de predação humana.

Tabela 3.9- Valores médios de rendimento anual (kg de peso fresco por 1km de linha de costa) de actividades diurnas de predação humana obtidos mediante a amostragem de cerca de 21,8km de costa alentejana dominada por substrato duro, efectuada entre 1994 e 1999 (Habitat- principal habitat explorado; CR- costa rochosa; LR- litoral rochoso; a- actividade exercida sobretudo em baixa-mar; b- actividade exercida em baixa-mar e preia-mar, ou sem distinção da altura da maré).

Actividade	Rendimento	Habitat
Apanha de polvo e caranguejos	466,7a	LR
Apanha de percebe	1941,9a	LR
Apanha de mexilhão	105,6a	LR
Apanha de lapas	89,4a	LR
Apanha de burriés	92,4a	LR
Apanha de ouriço-do-mar	529,6a	LR
Pesca à linha	1404,6b	CR
Marisqueio	2359,0a	LR
Predação	4327,6b	CR

Sustentabilidade da predação humana

Apanha de ouriço-do-mar

Na análise da sustentabilidade desta actividade, foram utilizados dados obtidos no estudo de variação da intensidade da exploração humana entre períodos antes (Ant), durante (Dur) e depois (Dep) da Páscoa (secção 2), devido à referida importância desta variação temporal para a apanha de ouriço-do-mar que é efectuada na região em estudo (secções 2 e 7.1).

Considerando que os períodos Dur amostrados possuíram, em média, 20,5 dias de marés vivas (com baixa-mar matinal de altura igual ou inferior a 0,7m, de acordo com as previsões para o porto de Sines publicadas nas respectivas tabelas de marés do Instituto Hidrográfico) e que o litoral rochoso alentejano possui uma extensão total de cerca de 46,4km de linha de costa (secção 2.4), podemos estimar que, em média, cerca de 10653 pessoas exerceram a apanha de ouriço-do-mar no litoral rochoso alentejano e nos dias de baixa-mar de marés vivas de cada período Dur considerado.

Esta generalização a todo o litoral rochoso alentejano é um pouco abusiva, atendendo a que: existem locais em que esta actividade é menos intensa, sobretudo devido à sua menor acessibilidade por terra; em dois dos três casos em que se analisou a variação entre períodos Ant, Dur e Dep, foram detectadas diferenças significativas entre as praias amostradas, sobretudo nos períodos Dur e em dias não úteis, embora não tenha sido revelado algum padrão geral comum; a estimativa acima referida foi obtida a partir da amostragem de apenas quatro praias localizadas no extremo norte da região em estudo. No entanto, face à variabilidade interanual acima referida, esta estimativa é, das que dispomos no presente trabalho, a que nos parece mais representativa em termos espaciais e temporais.

Como foi referido na secção 2.4, o peso das capturas de ouriço-do-mar efectuadas na época das “ouriçadas” não foi directamente estimado no presente trabalho. No entanto, com base nos trabalhos de Angélico (1990) e de Guiomar (1997), e nas observações feitas ao longo do presente trabalho, foi possível estimar aquele valor. Nesta estimativa indirecta, tivemos em consideração que:

- num estudo sobre esta espécie conduzido em níveis intertidais inferiores de quatro praias de amostragem do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha, Burrinho, Nascédios e Cabo Sardão), através de colheitas efectuadas em períodos de baixa-mar de marés vivas antes (Janeiro e Fevereiro) e depois (Maio e Junho) da Páscoa de 1996, Guiomar (1997) registou densidades médias entre cerca de 4 e 13 indivíduos grandes por 2 minutos de pesquisa (simulando um pescador), tendo os valores médios mais frequentes sido observados entre 8 e 10 indivíduos grandes por 2 minutos de pesquisa (no presente

trabalho, usámos o valor intermédio de 9 indivíduos grandes por 2 minutos de pesquisa como estimativa do rendimento médio de um apanhador de ouriço-do-mar nas mesmas condições e nos períodos Ant e Dur);

- no mesmo estudo, Guiomar (1997) registou diâmetros máximos médios entre cerca de 4,5 e 6,1cm, tendo os valores médios mais frequentes sido observados entre 5,4 e 5,6cm (no presente trabalho, usámos o valor intermédio de 5,5cm como estimativa do diâmetro máximo médio dos ouriço-do-mar capturados nas mesmas condições e nos períodos Ant e Dur);

- com base em mais de 1500 exemplares desta espécie colhidos subtidalmente na costa de Sesimbra, Angélico (1990) obteve uma regressão significativa ($P < 0,05$) entre as dimensões de peso fresco total (PT, g) e diâmetro máximo (DM, cm), cuja equação ($\ln PT = 2,58 \ln DM - 2,64$) foi utilizada no presente trabalho para estimar o peso fresco total de um indivíduo com 5,5cm de diâmetro máximo;

- em média, cada apanhador desta espécie exerce esta actividade durante 90 minutos por período de baixa-mar de marés vivas, que corresponde a metade do tempo geralmente gasto em actividades de exploração desenvolvidas em períodos deste tipo (normalmente, entre uma hora antes e duas depois da respectiva hora prevista pelas tabelas de maré), segundo o conhecimento previamente obtido (secção 7.1).

Com base nestes pressupostos, estimámos que, nos períodos Ant e Dur amostrados, cada apanhador de ouriço-do-mar capturou, em média, 2,2kg (peso fresco) por baixa-mar de marés vivas. Considerando o número médio de dias de marés vivas (ver acima) e os valores médios de densidade de apanhadores de ouriço-do-mar observados em baixa-mar de marés vivas nos períodos Ant (16 dias; 0,5 pessoas/km), Dur (20,5 dias; 11,2 pessoas/km), e nos restantes períodos do ano (104,1 dias; 0,06 pessoas/km), e o valor de peso fresco médio de 1,1kg desta espécie obtido por pescador no Verão de 1999 (ver acima), podemos estimar os seguintes valores totais (peso fresco) de capturas de *P. lividus* na costa rochosa alentejana: 529,6kg/km/ano, e 24,6 toneladas/ano na totalidade da região em estudo, considerando a sua extensão total (46,4km; ver acima).

Apanha de percebe

As estimativas de *B* e *M* foram efectuadas com base no trabalho desenvolvido por Cruz (2000) em níveis inferiores de maré do Cabo de Sines, e são referentes a indivíduos considerados por esta autora como possuidores de interesse comercial (com distância máxima entre as placas rostro e carina não inferior a 16mm).

Mediante amostragem destrutiva efectuada ao longo de cerca de um ano por Cruz (2000), foi possível estimar o valor de B como cerca de $282712\text{kg}/\text{km}^2$ (peso fresco de percebes, após fixação e conservação em etanol).

A estimativa de M foi baseada no seguimento, por parte de Cruz (2000), de uma parede rochosa onde diversos exemplares foram marcados e seguidos durante vários períodos de 4 meses ao longo de um ano. Tendo sido inicialmente marcados 28 exemplares e restado 22, M foi estimado como 0,2412 através da aplicação da equação $Z = \ln N_0 - \ln N_t$, referida por Ricker (1975) para o cálculo da taxa de mortalidade total Z ($Z = F + M$; N corresponde ao número de indivíduos antes e depois de um determinado intervalo de tempo “t”). Na realidade, durante o período de amostragem, não foram registadas marcas de exploração humana na referida parede, pelo que este valor de mortalidade foi considerado equivalente a M .

Na estimativa de Y , em que foi obtido o valor de $129980\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$, utilizou-se o respectivo valor de rendimento mencionado na tabela 3.9, em conjunto com o resultado da medição da largura média do nível de maré inferior do litoral rochoso alentejano (15m; ver acima), onde o percebe é mais abundante e a sua exploração humana é mais frequente (Cruz, 2000).

Com base nestes valores, a aplicação das equações $MSY_{(Schaefer)}$ e $MSY_{(Fox)}$ produziu os valores de 726031 e $168749\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$, aproximada e respectivamente. Em termos proporcionais, Y corresponde a cerca de 19% do primeiro valor e a cerca de 77% do segundo.

Apanha de lapas

De acordo com a observação directa de capturas de pescadores efectuada no Verão de 1999 (ver atrás), as lapas capturadas foram dominadas por *Patella ulyssiponensis*, tanto em número (em cerca de 87% de 23 réplicas) como em peso (cerca de 93,4% de um total de cerca de 31,2kg, dos quais, 5% foram *P. depressa* e 1,6% corresponderam a *P. vulgata*). Do mesmo modo, também se verificou a dominância desta espécie em lapas comercializadas em Sines. Com efeito, em oito réplicas de aproximadamente 1kg cada, obtidas em dois estabelecimentos comerciais em 1995 (sete réplicas adquiridas ao longo do ano) e 1997, foi esta espécie que dominou numérica (64,7% de um total de 957 lapas; 20,7% foram *P. vulgata* e 14,6% *P. depressa*; $N=8$) e ponderalmente (70,3% de um total de cerca de 2,8kg; o restante foi *P. vulgata*; $N=3$).

Cruzando estes dois tipos de informação, a dominância ponderal de *P. ulyssiponensis* foi, em média, de 91,5% num total de cerca de 34kg, dos quais, 4,6% foram *P. depressa* e 3,9% corresponderam a *P. vulgata*. Devido a esta dominância, a análise de

sustentabilidade da apanha de lapas foi apenas efectuada em relação à população de *P. ulyssiponensis*, assumindo que, em termos médios, as capturas desta espécie corresponderam a cerca 91,5% do peso total das capturas de lapas efectuadas na região em estudo.

Estes resultados estão de acordo com a maior intensidade de utilização de níveis inferiores de maré para a apanha de marisco na região em estudo (secções 2 e 7.1), nos quais *P. ulyssiponensis* é mais abundante e atinge maior tamanho (Sousa, 2002). Por outro lado, estão também de acordo com o facto de *P. ulyssiponensis* e *P. depressa* serem as lapas comestíveis (tendo em conta que *Siphonaria pectinata* não é capturada devido ao seu menor tamanho e à sua toxicidade; ver, por exemplo, Branch, 1981, e Hodgson, 1999) mais abundantes no litoral rochoso alentejano (Sousa, 2002). No respeitante a *P. vulgata*, cuja abundância na região em estudo é menor que a destas espécies (Jenkins e outros, 2001; Sousa, 2002), é possível que a elevada importância registada nas referidas capturas de lapas se deva sobretudo ao facto de esta espécie poder atingir maior tamanho que *P. depressa*. Com efeito, nas referidas lapas comercializadas em Sines, o valor médio do comprimento máximo da concha (no presente trabalho, esta variável foi medida com precisão de 0,1mm, ao longo do eixo longitudinal da concha) foi significativamente (resultados da respectiva ANOVA efectuada com 140 réplicas e dados não transformados: $F=14,74$; $P<0,001$; variâncias consideradas homogéneas pelo teste de Cochran) maior em *P. vulgata* (35,9mm; $N=198$) que em *P. depressa* (33,9mm; $N=140$), embora o tamanho máximo tenha sido muito semelhante (48 e 49mm de comprimento máximo da concha, respectivamente).

Nas mencionadas réplicas adquiridas em estabelecimentos comerciais de Sines, o comprimento máximo da concha de 619 exemplares de *P. ulyssiponensis* variou entre 21 e 68mm, atingiu o valor médio de cerca de 40,3mm, e cerca de 99% destes exemplares possuía 30mm ou mais desta variável. Em termos globais, a mesma medida dos 957 exemplares de lapas observados variou também entre 21 e 68mm, a média correspondeu a cerca de 38,5mm, e cerca de 98% possuía 30mm ou mais de comprimento máximo da concha. Deste modo, foi considerado no presente trabalho que a maioria das lapas capturadas para alimento na região em estudo possui, no mínimo, 30mm de comprimento máximo da concha.

Mediante amostragens efectuadas em diversos períodos do ano, foi estimado o valor de B como cerca de 230712kg/km² (peso fresco de *P. ulyssiponensis* com comprimento máximo da concha superior ou igual a 30mm). A respectiva densidade foi estimada com base na amostragem não destrutiva de seis praias do litoral alentejano (Oliveirinha, Burrinho, Caniceira, Nascedios, Almogrove e Cabo Sardão), realizada em

quatro datas na Primavera e no Outono de 1999, em níveis inferiores de maré (ver secção 4.3.1), onde esta espécie foi encontrada em maior abundância e tamanho na região em estudo (Sousa, 2002). Mediante a amostragem de 768 réplicas com 50x50cm, foi estimado o valor de 8,27 indivíduos por réplica, equivalente à densidade média de *P. ulyssiponensis* com comprimento máximo de concha superior ou igual a 30mm. O valor de 6,97g (peso fresco obtido após conservação por congelamento a -20°C , incluindo a concha não limpa de organismos nela fixos), equivalente ao peso médio individual de *P. ulyssiponensis* com comprimento máximo de concha superior ou igual a 30mm, foi obtido através da análise de 352 exemplares (255 adquiridos em estabelecimentos comerciais de Sines em 1995; os restantes foram colhidos em 1997, na inicialização de uma experiência de manipulação realizada em níveis inferiores de maré, no litoral rochoso alentejano, e descrita na secção 4.2.1.2).

A estimativa de M foi baseada no seguimento, durante 6 a 9 meses, de 24 territórios alimentares de exemplares de *P. ulyssiponensis* com comprimento máximo de concha superior ou igual a 30mm, no âmbito de uma experiência de manipulação realizada em níveis inferiores de maré, no litoral rochoso alentejano, e descrita na secção 4.2.1.2. Tendo sido inicialmente registados 25 exemplares e restado 18, a taxa de mortalidade foi estimada em 0,3285 através da aplicação da equação $\ln N_0 - \ln N_t$ acima referida. Como não foram registadas marcas de exploração humana durante o período de amostragem e é pouco provável que tenha ocorrido migração inter-territorial de exemplares desta espécie e com a dimensão referida (secção 4.4), este valor de mortalidade foi considerado equivalente a M .

Na estimativa de Y , em que foi obtido o valor de $5458\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$, utilizou-se o valor de rendimento da apanha de lapas mencionado na tabela 3.9, alterado pela proporção acima referida de 91,5%, em conjunto com o resultado da medição da largura média do nível de maré inferior do litoral rochoso alentejano (15m; ver acima), onde esta espécie foi encontrada em maior abundância e tamanho na região em estudo (Sousa, 2002).

Com base nestas estimativas, a aplicação das equações $MSY_{(\text{Schaefer})}$ e $MSY_{(\text{Fox})}$ produziu os valores de 39310 e $29963\text{kg}/\text{km}^2/\text{ano}$, aproximada e respectivamente. Em termos proporcionais, Y corresponde a cerca de 14% do primeiro valor e a cerca de 18% do segundo.

3.4- Discussão

Rendimento da predação humana

Variação em função da intensidade da exploração humana

Na análise desta variação, foi considerado o rendimento (peso fresco das capturas) das actividades de predação em estudo, exercidas durante períodos de baixa-mar de marés vivas (todas as actividades) e de enchente (pesca à linha, com cana e em terra). Estas variáveis, em conjunto com o número de *taxa* (de invertebrados ou peixes) presente no pescado capturado, foram quantificadas num período de Verão, independentemente da utilidade dos dias, e em dois conjuntos de praias, potencialmente sujeitos a diferente intensidade de exploração humana (as do primeiro grupo são mais próximas de praias arenosas turísticas e possuem um acesso por terra mais fácil): Amoreiras/Casca/Oliveirinha, Burrinho/Porto Covo e Queimado, e Almogrove (maior intensidade); e Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão (menor intensidade).

Relativamente às actividades exercidas durante a baixa-mar, cujas variáveis foram analisadas por pescador e por dia de pesca, o factor intensidade de exploração foi significativo apenas no caso da apanha de isco e pesca à linha, e do número de *taxa*, e somente no respeitante às capturas quantificadas por dia de pesca. No primeiro caso, tais diferenças significativas foram observadas tanto ao nível do peso médio total, como do seu produto pelo número de pessoas observadas, no mesmo dia, a exercer essa actividade em cada praia considerada, tendo sido registados valores médios mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração. No caso do número de *taxa*, foi registado o mesmo padrão, tanto no respeitante aos invertebrados, como aos peixes.

Embora nas actividades exercidas em baixa-mar a pesca à linha tenha sido analisada em conjunto com a apanha de isco, por serem actividades complementares e associadas, as capturas de isco foram geralmente pouco pesadas. Com efeito, as capturas de isco por pescador totalizaram, em média, cerca de 98,7g (peso fresco; 1EP=33,5g; N=41) e as capturas de peixes por pescador à linha foram, em média, bastante superiores (média= 806,7g de peso fresco; 1EP=107,8g; N=30). Deste modo, as capturas obtidas em baixa-mar no âmbito da apanha de isco e da pesca à linha foram sobretudo efectuadas por esta última actividade.

No que diz respeito à pesca à linha praticada em períodos de enchente, o factor intensidade de exploração foi significativo nos dois casos analisados (peso total das capturas efectuadas por pescador, e respectivo número de *taxa*), tendo sido registado o mesmo padrão: valores médios mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração.

Estes resultados sugerem que a exploração humana afectou negativamente o rendimento da pesca à linha na costa rochosa alentejana, bem como a diversidade do pescado obtido neste habitat, embora o mesmo efeito não tenha sido detectado nas restantes actividades de predação nele exercidas. Nos conjuntos de actividades de marisqueio e predação, apenas foram detectadas diferenças significativas entre praias, e estas somente se verificaram nas capturas efectuadas por pescador. Estas diferenças são provavelmente devidas às capturas de percebe, que atingiram o maior peso médio por pescador e foram sobretudo efectuadas em duas das praias consideradas (Almograve e Cabo Sardão, pertencentes ao primeiro e segundo conjunto, respectivamente), onde esta espécie é mais abundante devido ao seu maior hidrodinamismo (Cruz, 2000). No entanto, quando a mesma análise do rendimento por pescador foi efectuada nos conjuntos de actividades de marisqueio e predação, mas sem incluir os dados referentes à apanha de percebe, também só o factor praia foi significativo.

Na pesca à linha efectuada em períodos de enchente, os peixes cujo peso médio de captura por pescador variou mais entre praias sujeitas a diferente intensidade de exploração foram os burrinhos, a boga e o sargo, tendo sido os dois primeiros mais capturados nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração. Porém, quando a mesma análise do rendimento por pescador foi efectuada em cada conjunto principal de peixes capturados (boga, burrinhos, sargo, safia e tainhas), o factor intensidade de exploração não foi significativo em algum caso.

De qualquer modo, é interessante verificar que os peixes mais abundantes (cerca de 50% do peso médio total) nas capturas efectuadas por pesca à linha em períodos de enchente, e que mais contribuíram para as diferenças registadas entre praias sujeitas a diferente intensidade de exploração – os burrinhos e a boga –, possuem modos de vida muito diferentes. Com efeito, os burrinhos são demersais e fortemente sedentários, ao passo que a boga é uma espécie pelágica e encontra-se geralmente em cardumes muito móveis, erráticos e com um domínio espacial vasto (Harmelin, 1987; Whitehead e outros, 1989). Sendo os efeitos da pesca costeira geralmente mais importantes nas espécies mais sedentárias ou territoriais (por exemplo, Koslow e outros, 1988; Alcalá e Russ, 1990; Roberts e Polunin, 1991; Dugan e Davis, 1993; Attwood e Farquhar, 1999; Penney e outros, 1999), o elevado (embora não significativamente) rendimento da pesca de boga observado nas praias mais exploradas pode não estar directamente relacionado com a intensidade da exploração humana em estudo, embora o mesmo resultado obtido no caso dos burrinhos possa ser interpretado de modo oposto.

Apesar de o factor praia não ter sido significativo na análise da totalidade das capturas efectuadas por pesca à linha em períodos de enchente, o mesmo não se verificou

na análise do rendimento por pescador efectuada em cada conjunto principal de peixes capturados (boga, burrinhos, sargo, safia e tainhas). Com efeito, no caso da abundância de boga, esta análise revelou diferenças significativas entre as praias sujeitas a menor intensidade de exploração, nas quais os valores médios obtidos no Cabo Sardão foram mais elevados. Assim, esta variação espacial à escala da praia e, eventualmente, a escalas mais pequenas não analisadas, pode ter sido mais importante que a respectiva variação em função da intensidade da exploração.

Por outro lado, a única espécie cujo rendimento médio da pesca foi mais elevado (embora não significativamente) nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração corresponde ao sargo, que é dos peixes mais pretendidos pelos pescadores à linha da costa alentejana, segundo as informações obtidas ao longo do presente trabalho. Efectivamente, o sargo é bastante apreciado como alimento nesta região e, das espécies de peixe comuns em habitats litorais ou pouco profundos desta costa e frequentemente capturadas com aquela técnica de pesca, é das que pode atingir maior tamanho e peso (Canário e outros, 1994). Embora esta espécie possa ter deslocações laterais importantes (Harmelin, 1987), estes resultados, apesar de não significativos, também sugerem que factores não directamente relacionados com a intensidade da exploração humana em estudo poderão ter sido importantes para os padrões observados.

O efeito negativo da intensidade da exploração humana observado sobre o rendimento da pesca à linha na costa rochosa alentejana também pode estar parcialmente relacionado com o impacte da pesca comercial, sobretudo dirigida às mesmas presas preferenciais da pesca à linha - os peixes. Com efeito, duas das três praias consideradas mais exploradas situam-se perto de Sines, onde se localiza o mais importante porto de pesca da região (secção 2.1), e, no caso das três praias consideradas menos exploradas, duas encontram-se mais afastadas de Sines. Porém, não foram detectadas diferenças significativas entre praias na análise daquele rendimento. Mesmo assim, na análise de rendimento efectuada em períodos de baixa-mar, a praia mais distante de Sines, no conjunto de praias consideradas mais exploradas, e a praia mais próxima de Sines, das que foram consideradas menos intensamente exploradas, foram as que apresentaram, em cada conjunto, valores médios mais e menos elevados, respectivamente. Contudo, na análise do mesmo rendimento em períodos de enchente, tais diferenças não foram tão aparentes.

Para além da pesca comercial, a pesca submarina também pode ter contribuído para acentuar o referido impacte da exploração humana sobre o rendimento da pesca à linha. Com efeito, as presas preferenciais da pesca submarina também são os peixes, embora moluscos cefalópodes e crustáceos decápodes sejam também frequentemente capturados nesta actividade (secção 7.1). No entanto, a intensidade da pesca submarina

apresentou uma elevada variabilidade temporal e espacial (secção 2), não sendo possível estabelecer alguma relação com o impacte em causa. De qualquer modo, a pesca submarina é uma actividade que pode provocar uma importante diminuição da abundância das presas-alvo, não só directa como indirectamente (Mann e outros, 1997; Coll e outros, 2004).

Na literatura consultada, os estudos sobre a variação do rendimento da pesca em função da intensidade da exploração humana de litorais rochosos e costas rochosas pouco profundas foram efectuados com o objectivo de analisar o efeito da protecção de habitats deste tipo, relativamente a actividades humanas de predação (Bennett e Attwood, 1991) ou, pelo contrário, o efeito do aumento da intensidade destas actividades (Koslow e outros, 1988; Alcalá e Russ, 1990). No entanto, estes trabalhos analisaram apenas certas actividades humanas, como a pesca à linha a partir de terra ou a pesca comercial por diferentes artes (armadilhas, redes de emalhar e/ou aparelhos de anzol), respectivamente, não tendo sido encontrado algum estudo similar sobre a variação do rendimento do marisqueio em função da sua intensidade em litorais rochosos.

Com efeito, os estudos consultados sobre o impacte do marisqueio em litorais rochosos ou em costas rochosas pouco profundas (por exemplo, Castilla e Durán, 1985; Oliva e Castilla, 1986; Durán e outros, 1987; McClanahan e Muthiga, 1988; Durán e Castilla, 1989; McClanahan, 1989; Keough e outros, 1993; Newton e outros, 1993; Lasiak e Field, 1995; Pombo e Escofet, 1996; Lasiak, 1998, 1999; Branch e Odendaal, 2003), assim como a maioria dos estudos consultados sobre o impacte de outras actividades de predação humana nestes habitats (por exemplo, Buxton e Smale, 1989; Russ e Alcalá, 1989; Harmelin e outros, 1995; Edgar e Barrett, 1997; Babcock e outros, 1999; Jouvenel e Pollard, 2001; Guidetti e outros, 2002; Westera e outros, 2003), não analisaram o efeito de tais actividades no seu rendimento mas sim na abundância e/ou no tamanho das respectivas presas, ou na estrutura das comunidades a que estas pertencem, comparando locais intensamente explorados com outros protegidos ou sujeitos a menor intensidade de exploração, e/ou comparando períodos em que determinados locais foram sujeitos a uma diferente intensidade de exploração.

De qualquer modo, os efeitos observados naqueles trabalhos correspondem geralmente à diminuição da abundância e do tamanho das presas e a alterações na estrutura das respectivas comunidades (ver revisões de Roberts e Polunin, 1991; Dugan e Davis, 1993; Hockey, 1994; Blaber e outros, 2000; Moreno, 2001), o que sugere que tais actividades tenham um impacte negativo no rendimento da sua exploração humana. No caso do impacte da pesca à linha costeira, é de referir o trabalho de Harmelin e outros (1995) que, mediante a comparação de zonas protegidas e exploradas, observaram, nas

primeiras, uma maior abundância de determinadas espécies de peixes que, devido a diversas características (por exemplo, grande voracidade ou territorialidade), são frequentemente capturadas por pescadores à linha. Do mesmo modo, Westera e outros (2003) observaram um impacto significativo e negativo provocado pela pesca à linha recreativa na estrutura de comunidades de peixes e na abundância das principais presas, comparando vários locais de uma AMP onde só esta actividade era permitida com outros onde todas as actividades pesqueiras eram proibidas.

Os referidos trabalhos de Koslow e outros (1988), Alcala e Russ (1990), e de Bennett e Attwood (1991) detectaram efeitos significativos e negativos da intensidade da exploração humana no rendimento de actividades pesqueiras. No caso do último trabalho, que analisou uma das actividades humanas amostradas no presente estudo - a pesca à linha a partir de terra -, a protecção conferida por uma reserva marinha na costa sul-africana aumentou o rendimento da captura das principais espécies-presa. Noutro trabalho sobre este assunto (Bennett e Attwood, 1993), os mesmos autores compararam resultados de vários estudos similares efectuados ao longo da costa sul-africana e observaram uma relação entre o rendimento da pesca à linha (na costa e a partir de terra) e o grau de exploração, tendo sugerido que a abundância das espécies costeiras capturadas no âmbito desta actividade é particularmente sensível à exploração exercida por pescadores à linha. Em consequência desta intensa exploração de recursos pesqueiros e do seu impacto ecológico, vários trabalhos foram realizados sobre a intensidade e a gestão das actividades de pesca à linha na costa sul-africana, nos quais é geralmente notória a preocupação com a possível sobreexploração destes recursos (por exemplo, Coetzee e outros, 1989; Bennett e outros, 1994; Attwood e Bennett, 1995; Brouwer e outros, 1997; McGrath e outros, 1997; Attwood e Farquhar, 1999; Penney e outros, 1999).

A referida relação evidenciada pelos trabalhos de Bennett e Attwood (1991; 1993) reforça a sugestão decorrente dos resultados do presente estudo, no respeitante ao impacto negativo da intensidade da exploração humana no rendimento da pesca à linha no litoral rochoso alentejano. No entanto, estes autores utilizaram técnicas de amostragem directas e padronizadas na avaliação deste impacto, tendo sido os próprios amostradores que desempenharam o papel de pescador à linha. No presente trabalho, a amostragem baseou-se na estimativa do peso de peixes capturados por pescadores à linha, feita por observação directa durante um determinado período de tempo, não tendo havido alguma padronização da experiência dos pescadores, bem como do equipamento ou do isco utilizados. Embora estes factores possam ser importantes para o rendimento da pesca, foi pressuposto que variariam de modo aleatório, desconhecendo-se a sua influência nos resultados obtidos. Em estudos futuros a realizar na costa alentejana, este tipo de avaliação deverá ser efectuada

com base numa amostragem mais directa e padronizada, como a utilizada por Bennett e Attwood (1991; 1993).

Por outro lado, os valores estimados de intensidade e rendimento da pesca à linha, exercida na costa e a partir de terra, obtidos na costa sul-africana em campanhas de observação directa (Brouwer e outros, 1997), são bastante semelhantes aos observados no presente trabalho:

- com base em campanhas diurnas efectuadas durante cerca de dois anos (1994 a 1996) ao longo da costa sul-africana, após terem sido percorridos por terra cerca de 19600km e, por ar, cerca de 16500km, foram observadas densidades médias de 2,3 e 1,9 pescadores por quilómetro, respectivamente (tabela 2.43);

- mediante o contacto directo com os pescadores, no âmbito das referidas campanhas por terra, foi estimada uma captura total anual de cerca de 2983 toneladas (peso fresco) em cerca de 2500km de costa sul-africana, o que corresponde a um rendimento anual de cerca de 1193kg/km (tabela 3.10).

No presente estudo, as campanhas diurnas de amostragem da intensidade da exploração, que decorreram durante cerca de dois anos, entre 1994 e 1996, e no âmbito das quais foram percorridos por terra cerca de 2250km, permitiram estimar, na costa rochosa alentejana, uma densidade média global de cerca de 2 pescadores à linha por quilómetro (tabela 2.43). Tendo em conta os valores de densidade média de pescadores à linha observados em diferentes condições de maré, e as estimativas de rendimento médio obtidas nas campanhas diurnas do Verão de 1999, foi estimado um rendimento anual de cerca de 1405kg/km, no caso da pesca à linha praticada a partir de terra na costa rochosa alentejana (tabela 3.10).

A comparação dos valores obtidos no âmbito destes estudos é dificultada pelo facto de Brouwer e outros (1997) terem amostrado todos os habitats costeiros, e de só as costas rochosas terem sido amostradas no presente trabalho. Embora a intensidade da pesca à linha, praticada a partir de terra em costas dominadas por substrato móvel, não tenha sido analisada no presente estudo, as observações efectuadas ao longo deste trabalho indicam que, na costa alentejana, esta actividade é menos intensa neste tipo de habitat, quando comparada com a que é exercida a partir de terra em costas dominadas por substrato duro. Deste modo, se aquele habitat tivesse sido incluído no presente trabalho, os respectivos valores globais de intensidade e rendimento teriam sido provavelmente menores que os acima referidos. De qualquer modo, a semelhança entre os referidos valores obtidos no âmbito do presente estudo e por Brouwer e outros (1997), reforça novamente a sugestão decorrente dos resultados do presente estudo, no respeitante ao impacte negativo da

intensidade da exploração humana no rendimento da pesca à linha no litoral rochoso alentejano.

Na literatura consultada, os restantes trabalhos sobre a pesca à linha praticada a partir de terra na costa sul-africana não são tão representativos como o de Brouwer e outros (1997) e também englobam diferentes habitats costeiros, incluindo estuários. De qualquer modo, a intensidade de pescadores à linha registada no presente estudo (2/km/dia, em baixa-mar e preia-mar; 1,9/km/dia, em baixa-mar de marés vivas) foi superior à observada nos restantes trabalhos espacialmente mais representativos (0,9/km/dia, em baixa-mar de marés vivas - Hockey e outros, 1988; 1,4/km/dia, sem distinção da altura da maré - Attwood e Farquhar, 1999) e só foi mais reduzida que a verificada em locais pouco extensos e sujeitos a uma elevada utilização humana (7,2/km/dia, sem distinção da altura da maré - Guastella, 1994; 14,4/km/dia, sem distinção da altura da maré - van Herwerden e outros, 1989) (tabela 2.43), o que também reforça a sugestão acima referida. Por outro lado, Attwood e Farquhar (1999) multiplicaram os dados obtidos por 2,5, com vista a aumentar a representatividade da amostragem instantânea, e Guastella (1994) quantificou o número de canas à pesca, que pode ser superior ao de pescadores. Estas técnicas não foram utilizadas no presente trabalho, por terem sido obtidas amostras em diversas condições de amplitude e altura de maré, e por ser pouco frequente a utilização simultânea de mais do que uma cana na pesca à linha praticada a partir de terra na costa rochosa alentejana, respectivamente.

É interessante verificar que, no caso do marisqueio, apesar de também terem sido registados elevados valores de intensidade e rendimento (tabelas 2.43 e 3.10), os resultados obtidos não detectaram um impacte negativo da exploração humana no rendimento desta actividade no litoral rochoso alentejano. É possível que estes resultados estejam relacionados com o facto de o marisqueio ser exercido de modo espacialmente generalizado no litoral rochoso alentejano, de acordo com a reduzida variação à escala da praia (alguns milhares de metros) observada na intensidade desta actividade (secção 2). Tendo a apanha de isco e a pesca à linha sido as actividades que, ao nível da intensidade, apresentaram uma maior frequência de diferenças significativas entre praias (secção 2), esta variação espacial pode ter tido influência no impacte da exploração humana detectado no rendimento da pesca à linha. No entanto, estas diferenças entre praias deveram-se sobretudo à elevada intensidade registada numa praia (Cabo de Sines) que não foi incluída no estudo da variação do rendimento em função da intensidade das actividades de predação humana e, por outro lado, o factor proximidade de praias arenosas turísticas não foi significativo na análise da intensidade da apanha de isco e/ou pesca à linha, tendo-se verificado o oposto no caso do marisqueio (secção 2).

Apesar de não ter sido observado um impacto negativo da exploração humana no rendimento do marisqueio, o mesmo não aconteceu ao nível do número de *taxa* presente nas capturas efectuadas em baixa-mar e quantificadas por dia de pesca. Neste caso, a variação em função da intensidade das actividades de predação humana foi significativa no respeitante à riqueza taxonómica de invertebrados, tendo-se registado valores médios mais baixos nas praias sujeitas a maior intensidade. O mesmo padrão foi verificado na análise do número de *taxa* de peixes, tanto no caso das capturas efectuadas em baixa-mar, como em períodos de enchente.

Na análise desta variação da riqueza taxonómica das capturas, foi previamente admitido que esta variável podia ser afectada, tanto directa como indirectamente, pela predação humana, devido à consequente alteração da abundância e distribuição de populações exploradas e não exploradas. Ao diminuir a abundância das principais espécies-presa, a pesca pode ter um efeito directo na biodiversidade do habitat explorado, que será máximo ao causar a sua extinção local, bem como efeitos indirectos, que podem provocar o desaparecimento de espécies não adaptadas à respectiva perturbação, a sua substituição por outras, ou imprevisíveis alterações no ecossistema, derivadas, por exemplo, do facto de uma espécie se tornar dominante e excluir outras (Keough e Quinn, 1991; Edgar e Barrett, 1999; Moreno, 2001).

A diminuição da diversidade específica em zonas mais exploradas, provocada pela intensificação de actividades de predação humana, assim como o efeito contrário, decorrente da cessação ou diminuição destas actividades, foram detectados em diversos estudos sobre costas rochosas (Alcala, 1988; Russ e Alcala, 1989; Harmelin e outros, 1995; Edgar e Barrett, 1999; Guidetti e outros, 2002), embora noutros trabalhos similares o efeito das mesmas acções tenha sido muito variável, reduzido ou nulo (Durán e Castilla, 1989; Dye, 1992; Francour, 1994; Lasiak e Field, 1995; Sharpe e Keough, 1998; Lasiak, 1999; La Mesa e Vacchi, 1999), ou precisamente o oposto (Hockey e Bosman, 1986; Oliva e Castilla, 1986; Dufour e outros, 1995).

A avaliação da redução de espécies, eventualmente provocada por impactes antropogénicos, pode ser problemática em diversas situações, como em comunidades que possuem muitas espécies pouco abundantes (Lasiak, 1999), e depende dos grupos taxonómicos analisados, geralmente escolhidos em função da experiência dos investigadores envolvidos (Keough e Quinn, 1991). Tal como referem Warwick e Clarke (1993; 2001), a diversidade não se comporta de modo consistente ou previsível em resposta à perturbação do ambiente, e Keough e Quinn (1991) consideram que, geralmente, a análise da riqueza específica e da diversidade possui uma justificação teórica questionável e

estas variáveis não têm uma relação causal com impactes humanos em ambientes marinhos, designadamente o da predação humana em litorais rochosos.

Apesar destes problemas e resultados díspares, alguns autores (por exemplo, Durán e Castilla, 1989; Dye, 1992; Lasiak e Field, 1995; Moreno, 2001) analisaram o impacte da predação humana na biodiversidade de litorais rochosos em função de hipóteses teóricas acerca do impacte de perturbações na biodiversidade e no funcionamento de comunidades marinhas, como as propostas por Paine (1966; 1980) ou Connell (1978).

Admitindo a ocorrência de um impacte significativo da predação humana na costa rochosa alentejana, os seus efeitos ao nível da riqueza taxonómica das capturas podem ser variados:

- a diversidade das capturas de marisco em baixa-mar pode ser maior em zonas sujeitas a uma maior intensidade de exploração, pois se, nelas, os pescadores não conseguirem capturar exemplares das espécies mais procuradas (por exemplo, polvo, navalheira ou percebe; ver adiante), tenderão possivelmente a capturar outras, menos procuradas e, também por isso, potencialmente mais abundantes, mas também mais fáceis de capturar (por exemplo, mexilhão, lapas ou burriés; ver adiante);

- a diminuição da abundância de potenciais presas em zonas sujeitas a uma maior intensidade de exploração pode alterar, directa e indirectamente, a biodiversidade do habitat explorado e, consequentemente, a das capturas aí efectuadas.

Deste modo, o padrão observado no presente trabalho sugere que o primeiro efeito não foi importante e pressupõe uma diminuição da diversidade específica nas zonas mais exploradas. No caso do marisqueio, estes resultados sugerem que a intensidade da exploração não foi tão elevada ao ponto de provocar uma diminuição significativa no rendimento desta actividade e uma modificação acentuada nas presas preferenciais dos mariscadores, mas pode ter sido suficientemente elevada para reduzir a biodiversidade das praias mais intensamente exploradas. Num trabalho sobre a variação espacial e temporal da estrutura de comunidades macroepibentónicas, realizado entre 1998 e 1999 em vários níveis verticais de duas praias rochosas (Nascedios e Oliveirinha) do litoral alentejano, Saúde (2000) não observou diferenças significativas entre as praias no que diz respeito ao número de *taxa*, embora a estrutura das comunidades tenha variado a esta escala. No entanto, este trabalho não foi delineado com o objectivo de analisar a variação destas comunidades em função da intensidade da predação humana.

De acordo com os registos e as informações obtidos ao longo do presente trabalho, o marisqueio exercido no litoral rochoso alentejano é sobretudo dirigido a algumas espécies e, nestas, aos maiores exemplares, tal como noutras regiões (Hockey, 1994). Sendo a pesca à linha menos selectiva, quando comparada com o marisqueio, em que o pescador

tem um papel mais activo na escolha das presas, também foi previamente admitido que o respectivo efeito destas actividades pode ser diferente, razão pela qual se analisou em separado a riqueza taxonómica de peixes e invertebrados. Esta diferença entre os efeitos do marisqueio e da pesca à linha não se verificou, pois foram semelhantes os padrões de variação da diversidade de invertebrados e peixes em capturas efectuadas durante a baixamar (não significativos nas capturas quantificadas por pescador, e significativos nas quantificadas por dia de pesca).

Importância da predação humana no litoral rochoso alentejano

Prosseguindo a análise do estado da exploração humana de recursos vivos no litoral rochoso alentejano, é comparado na tabela 3.10 o rendimento de actividades de predação com o alcançado, por actividades similares, noutras regiões litorais. Tal como na comparação de valores de intensidade (tabela 2.43), a dos valores apresentados na tabela 3.10 é dificultada pela diversidade de delineamentos e técnicas de amostragem utilizados, não referidos ou insuficientemente claros em alguns dos casos, bem como pela inclusão de habitats sedimentares e pela própria natureza do trabalho publicado.

Os resultados obtidos nos diferentes trabalhos consultados foram directamente adaptados para esta comparação, com excepção dos referidos por Siegfried e outros (1994; apenas nas estimativas do rendimento total de actividades de marisqueio), ICECON (1997) e CPAM (2002). Nestes casos, apenas os valores de rendimento foram directamente consultados, tendo a extensão de costa explorada sido estimada com base na literatura consultada (dois primeiros casos) ou a partir dos mapas incluídos na respectiva base de dados. Porém, é provável que, nos dois primeiros casos, a extensão de costa explorada tenha sido sobreestimada, devido ao facto de ter sido considerada a totalidade da costa pertencente a cada país envolvido.

Por outro lado, em ICECON (1997) é referida a possibilidade de os respectivos valores de rendimento terem sido subestimados em cerca de 25% por parte de capturas não registadas nas descargas comerciais dos búzios em causa. Assim, é possível que o rendimento desta apanha de búzios tenha atingido valores bastante superiores aos referidos na tabela 3.10. Do mesmo modo, problemas similares relacionados com a ausência de registo de capturas podem ter ocorrido nos outros casos em que as estimativas de rendimento foram total ou parcialmente baseadas em descargas comerciais (tabela 3.10).

Tabela 3.10- Comparação de valores de rendimento anual (kg de peso fresco por 1km de linha de costa) de actividades diurnas de predação humana de habitats costeiros, obtidos no âmbito do presente trabalho e de outros estudos similares (Hab.- principal habitat explorado; Per.- período de amostragem; Ap.- apanha; CR- costa rochosa; CRS- costa rochosa e sedimentar; LR- litoral rochoso; LRS- litoral rochoso e sedimentar; ver notas em baixo).

Actividade	Média	Hab.	Per.	Região de estudo (extensão de costa amostrada, km)	Referência
Ap. de polvo e caranguejos	466,7a 1109,8de	LR CR	1994-99 1991-96	Alentejo (21,8), Portugal Antofagasta (29), Chile	presente estudo Defeo e Castilla, 1998
Ap. de percebe	1138,1af 1941,9a	LR LR	1998-01 1994-99	Galiza (338,9), Espanha Alentejo (21,8), Portugal	CPAM, 2002 presente estudo
Ap. de mexilhão	105,6a <617,3a <408,2a 1764,7a 3185,5a 8786,6a 12000,0a	LR LR LR LR LR LR	1994-99 1990 1990 1981 1986 1988-95 1992?	Alentejo (21,8), Portugal SW Cape (162), África do Sul West Coast (245), África do Sul Maputoland (17), África do Sul Transkei (99,2), África do Sul Kwazulu-Natal (3), África do Sul SE Coast (?), África do Sul	presente estudo Schurink e Griffiths, 1990 Schurink e Griffiths, 1990 Schurink e Griffiths, 1990 Hockey e outros, 1988 Kyle e outros, 1997 Siegfried e outros, 1994
Ap. de lapas	20,0f 89,4a 3012,0a 3951,3c 5600,0?	CR LR CR LR	1993-98 1994-99 1984-85 1984-85 1992?	Açores (396), Portugal Alentejo (21,8), Portugal Las Cruces (1,5), Chile Las Cruces (1,5), Chile Port St. Johns (?), África do Sul	Ferraz e outros, 2001 presente estudo Durán e outros, 1987 Durán e outros, 1987 Branch e Moreno, 1994
Ap. de burriés/búzios	30,3fg 92,4a	CR LR	1985-94 1994-99	Ilhas do Pacífico* (34714**), Oceânia Alentejo (21,8), Portugal	ICECON, 1997 presente estudo
Ap. de ouriço-do-mar	529,6a 712,0a 1954,6bf 5402,0c	LR CR CR CR	1994-99 1984-85 1999-01 1984-85	Alentejo (21,8), Portugal Las Cruces (1,5), Chile Galiza (295,3), Espanha Las Cruces (1,5), Chile	presente estudo Durán e outros, 1987 CPAM, 2002 Durán e outros, 1987
Pesca à linha	1193,3b 1404,6b	CRS CR	1994-96 1994-99	África do Sul (2500) Alentejo (21,8), Portugal	Brouwer e outros, 1997 presente estudo
Marisqueio	32,9a 1333,0f 1687,8f 2359,0a 5572,9a 6091,3a 14574,7c	LR CR CR LR LR CR	1986 1992? 1992? 1994-99 1986 1984-85 1984-85	Transkei (66,4), África do Sul África do Sul (3751**) Chile (78563**) Alentejo (21,8), Portugal Transkei (99,2), África do Sul Las Cruces (1,5), Chile Las Cruces (1,5), Chile	Hockey e outros, 1988 Siegfried e outros, 1994 Siegfried e outros, 1994 presente estudo Hockey e outros, 1988 Durán e outros, 1987 Durán e outros, 1987
Predação	1978,7df 4327,6b 14000,0? 20888,0b	CR CR LR CR	1991-96 1994-99 1992? 1984-85	Antofagasta (29), Chile Alentejo (21,8), Portugal Port St. Johns (?), África do Sul Las Cruces (1,5), Chile	Defeo e Castilla, 1998 presente estudo Branch e Moreno, 1994 Durán e outros, 1987

a- actividade exercida sobretudo em baixa-mar.

b- actividade exercida em baixa-mar e preia-mar, ou sem distinção da altura da maré.

c- actividade exercida em imersão, a baixa profundidade (1-6m) e em apneia.

d- actividade exercida em imersão, entre cerca de 5 a 20m, e com escafandro não autónomo.

e- só apanha de polvo (*Octopus mimus*); descargas comerciais.

f- inclui descargas comerciais, na totalidade (ICECON, 1997; Defeo e Castilla, 1998; Ferraz e outros, 2001; CPAM, 2002) ou em parte (Siegfried e outros, 1994).

g- apanha do búzio *Trochus niloticus*.

*- Fidji, Papua Nova Guiné e Ilhas Salomão.

**- extensão total de costa de acordo com UNDP e outros (2000).

?- informação não referida ou duvidosa.

De qualquer modo, é de notar que, nos nove conjuntos de actividades comparados na tabela 3.10, apenas em três os valores de rendimento obtidos no presente trabalho são superiores aos registados noutros estudos similares. Tal superioridade verificou-se na

apanha de percebe, relativamente à referida por CPAM (2002), na apanha de burriés/búzios, em comparação com a referida por ICECON (1997), e na pesca à linha, em relação à citada por Brouwer e outros (1997). No entanto, no caso da pesca à linha, esta diferença não foi notória (cerca de 18%) e a extensão de costa amostrada por Brouwer e outros (1997) foi muito superior à do presente trabalho. Embora com menor magnitude, também se verificou uma diferença espacial deste tipo no caso do rendimento da apanha de percebe referido por CPAM (2002), no qual também é possível que a extensão de costa amostrada tenha sido sobrestimada e tenha havido capturas não registadas nas descargas comerciais (ver atrás). Como acima foi referido, estes dois problemas podem também ter ocorrido com a estimativa dos valores referidos por ICECON (1997).

Nos restantes conjuntos de actividades, em que os valores de rendimento obtidos no presente trabalho são inferiores a um ou mais dos registados noutros estudos similares, a diferença de magnitude daqueles valores em relação aos maiores foi geralmente bastante elevada. Esta diferença foi maior na apanha de mexilhões e de lapas, onde os maiores valores foram superiores cerca de 114 e 63 vezes, respectivamente, e foi menor na apanha de polvo e caranguejos (cerca de 2 vezes) e no total de predação (cerca de 5 vezes).

Nos casos em que os valores de rendimento obtidos no presente estudo não são os mais elevados, os maiores valores foram obtidos, segundo os respectivos trabalhos citados, no âmbito de actividades de predação cujo principal objectivo era a subsistência alimentar ou financeira dos pescadores e das suas famílias. De qualquer modo, na apanha de percebe e de lapas, na pesca à linha, e nos conjuntos de actividades de marisqueio e de predação, os valores de rendimento estimados no presente trabalho também superaram os obtidos no âmbito de actividades exercidas com objectivos semelhantes. Por outro lado, estes valores são superiores aos registados em locais onde a intensidade da exploração foi considerada elevada e o seu impacte ecológico, por ter sido significativo, motivou a tomada de diversas medidas de gestão (segundo os respectivos autores, e revisões de Siegfried, 1994; Santos e outros, 1995; Castilla, 2000; Castilla e Defeo, 2001 e Moreno, 2001). Deste modo, também neste caso se podem tirar as conclusões referidas na análise comparativa dos valores de intensidade, relativamente ao impacte ecológico destas actividades humanas no habitat em estudo, bem como à necessidade de implementação de medidas de gestão.

Atendendo à totalidade da extensão da costa rochosa alentejana, estimada em cerca de 46,4km (secção 2), o rendimento total anual das actividades em estudo atingiu cerca de 200,8 toneladas (peso fresco). Este valor é bastante inferior ao peso do pescado marinho descarregado nas lotas alentejanas entre 1994 e 1996, inclusive, equivalente a cerca de 10487,7 toneladas (peso fresco), com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística.

No entanto, a área explorada por estas actividades é bastante diferente. Assim, se for assumido que a largura do habitat em estudo (litoral rochoso e costa rochosa pouco profunda) tem, em média, 100m, o rendimento total anual das actividades em estudo é estimado em cerca de 43,3 toneladas (peso fresco) por km². Por outro lado, assumindo que a maioria do pescado marinho descarregado nas lotas alentejanas entre 1994 e 1996 foi capturada numa área de cerca de 1800 km² (100km de extensão de costa por 18km de largura, até aos 200m de profundidade), o rendimento total anual da pesca comercial exercida na costa alentejana e neste período equivale a cerca de 5,8 toneladas (peso fresco) por km².

Embora esta área de exploração tenha sido estimada numa forma relativamente grosseira, a comparação destes valores de rendimento sugere, uma vez mais, que a intensidade da exploração humana a que o habitat em estudo está sujeito é bastante elevada, atendendo ao intenso esforço da pesca comercial. Com efeito, os poucos estudos existentes sobre o impacto ecológico da pesca comercial na costa alentejana (Canário e outros, 1994; Silva e outros, 1998) detectaram:

- populações plena ou intensamente exploradas, como no caso do búzio (*Charonia lampas*), da lagosta (*Palinurus elephas*), do besugo (*Pagelus acarne*), da choupa (*Spondyllosoma cantharus*), do salmonete (*Mullus surmuletus*) e do sargo (*Diplodus sargus*), em que o esforço de pesca não deve ser aumentado;

- populações em perigo de sobreexploração, como no caso do pargo (*Pagrus pagrus*), da bica (*Pagellus erythrinus*) e da safia (*Diplodus vulgaris*), em que o aumento do esforço de pesca pode conduzir à sobreexploração, sendo urgente a tomada de medidas com vista à sua diminuição;

- sobreexploração da população de robalo (*Dicentrarchus labrax*), em que também é urgente a tomada de medidas com vista à diminuição do esforço de pesca.

Ao nível do litoral rochoso alentejano, os poucos estudos disponíveis (Cruz, 1995, 2000; UE, 1994) também detectaram uma população intensamente explorada no caso do percebe.

Por outro lado, os mananciais da alga *Gelidium sesquipedale* da zona de Azenha do Mar (principal zona de exploração no PNSACV) foram considerados por Santos e outros (2003) com dificuldade de recuperação face a um aumento de taxa de exploração e de explorabilidade, e a uma diminuição da capacidade de sustento e das capturas entre 1999 e 2000.

No entanto, Bax e Laevastu (1990) apresentam os valores de 4,5 a 8 toneladas por km² como o rendimento anual sustentável de uma actividade pesqueira intensiva numa zona de plataforma continental com latitude média e profundidade inferior a 500m, e sujeita a

afloramento costeiro, como é o caso da costa continental portuguesa (Fiúza e outros, 1982; Longhurst, 1998). Considerando a totalidade das actividades de predação humana desenvolvidas na costa alentejana, bem como as estimativas acima referidas, o rendimento total anual destas actividades pode ser estimado em cerca de 5,9 toneladas por km², sugerindo que, de acordo com Bax e Laevastu (1990), a exploração dos recursos vivos desta costa ainda é exercida de um modo sustentável.

Utilizando o preço do pescado marinho praticado na primeira venda em lotas alentejanas, com base em estatísticas de pesca recentemente publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística, podemos também comparar o valor do pescado obtido nestes dois tipos de actividade pesqueira. Sabendo-se que, em 2002, o preço da tonelada (peso fresco) de peixe e marisco (considerando apenas espécies normalmente exploradas no habitat em estudo) foi, na primeira venda efectuada em lotas alentejanas, equivalente a cerca de 3800,78 euros, as 200,8 toneladas (peso fresco) de peixe e marisco extraídas anualmente no habitat em estudo valeram naquele ano cerca de 763,2 milhares de euros (cerca de 153 milhares de contos). Usando as estimativas espaciais acima referidas, o valor anual do pescado explorado entre 1994 e 1996 no âmbito destas actividades totalizou, a preços de 2002, cerca de 164,5 milhares de euros por km².

Em termos absolutos, o valor total do pescado marinho transaccionado no mesmo ano em lotas alentejanas é muito superior (11535 milhares de euros), embora o preço de cada tonelada tenha sido inferior (cerca de 1366,06 euros), devido à dominância, em peso, de espécies pouco valiosas, como peixes pelágicos de pequena dimensão (ver revisão apresentada na secção 7.2). Porém, usando as estimativas espaciais acima referidas, o valor anual do pescado marinho descarregado entre 1994 e 1996 pela pesca comercial totalizou, a preços de 2002, cerca de 7,9 milhares de euros por km².

A comparação destes valores sugere também que o valor relativo do pescado explorado pelo Homem no habitat em estudo é bastante elevado. A mesma sugestão foi obtida por comparação do valor económico que, a um nível global, Costanza e outros (1997) estimaram, relativamente a diversos bens e serviços ecológicos, fornecidos e prestados por parte de vários biomas. Segundo estes autores, o valor anual da produção de alimento por parte de zonas costeiras foi estimado em 9,3 milhares de dólares americanos (USD à taxa de 1994) por km², o de estuários em 52,1 e o da plataforma continental em 6,8, mantendo as unidades. De acordo com os resultados do presente estudo e estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística, referentes às descargas comerciais efectuadas em 1994 nas lotas alentejanas, foi possível estimar (é de considerar a actual paridade financeira das duas moedas em comparação) que o valor anual do pescado obtido entre 1994 e 1996, no âmbito das actividades de predação em estudo, totalizou cerca de

118,3 milhares de euros por km² e que, no caso da pesca comercial, o valor anual do pescado marinho descarregado entre 1994 e 1996 atingiu cerca de 4,8 milhares de euros por km².

Por último, é também interessante comparar o número médio de pessoas em actividade. De acordo com os dados obtidos no presente trabalho, cerca de 450 pessoas exerceram, por dia e em média, actividades de predação no litoral rochoso alentejano, atingindo cerca de 74% as que escolheram períodos de baixa-mar. No respeitante às actividades não depredativas, foi estimado que, em média, cerca de 146 pessoas as praticaram por dia nesta região litoral. Com base nas estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística, é equivalente a 717 o número médio de pescadores matriculados no Alentejo a 31 de Dezembro, entre 1994 e 1996, inclusive. Embora na literatura consultada não tenham sido obtidos dados publicados sobre o número de pescadores comerciais em actividade nesta região, é possível que o número real de pescadores em actividade diária tenha sido inferior a este valor.

Exceptuando parte dos mariscos apanhados em sedimentos de estuários e lagoas costeiras, maioritariamente moluscos bivalves (Costa e Franca, 1982; 1985; Franca e outros, 1998), o pescado obtido em Portugal através do marisqueio intertidal, da pesca à linha com cana e da pesca submarina, é frequentemente consumido pelo próprio pescador e seus familiares e, mesmo quando comercializado, raramente é transaccionado em lota, escapando, assim, a qualquer controlo administrativo (Franca e outros, 1998; no caso da exploração do percebe, ver Cruz, 2000 e Baptista, 2001). Excepcionalmente, a primeira venda de lapas capturadas nos Açores e destinadas à comercialização é obrigatoriamente realizada em lota desde 1993 (Decreto Regulamentar Regional n.º 14/93A, de 31 de Julho), existindo registos desde 1975 (Martins e outros, 1987; Ferraz, 1998).

De acordo com estes registos, o peso total de lapas anualmente transaccionado em lotas açorianas variou entre cerca de 49 e 97 toneladas (peso fresco) de 1975 a 1986, inclusive, tendo esta exploração sofrido um colapso em 1988, quando a mesma variável atingiu cerca de 9 toneladas (Hawkins e outros, 2000). Em 1989, a apanha de lapas nestas ilhas foi totalmente proibida, tendo a respectiva legislação sido posteriormente alterada, nomeadamente em 1990 e 1993, com vista à exploração sustentável e gestão deste recurso (Ferraz e outros, 2001). Segundo estes autores, as capturas destes moluscos no arquipélago açoriano variaram entre 1 e 2 toneladas de 1994 a 1996, inclusive, tendo aumentado em 1997 e 1998 para valores entre 5 e 6,5 toneladas. No entanto, este aumento pode estar relacionado com uma alteração legislativa ocorrida em 1996, que tornou a emissão de licenças dependente da declaração das capturas, o que reduz a fiabilidade dos valores declarados entre 1994 e 1996 (Ferraz e outros, 2001).

Considerando a totalidade da extensão da costa rochosa alentejana, estimada em cerca de 46,4km (secção 2), o rendimento total anual da apanha de lapas atingiu cerca de 4,1 toneladas (peso fresco) na região em estudo. Embora este valor total seja inferior ao verificado nos Açores entre 1997 e 1998 (ver acima), a taxa a que foi desenvolvida esta exploração parece ter sido bastante mais elevada na costa alentejana, apesar das considerações atrás referidas no que diz respeito às estimativas apresentadas na tabela 3.10.

Uma outra excepção da transacção em lotas portuguesas de produtos do marisqueio destinados a comercialização é referida por Cruz (2000) e diz respeito à primeira venda de percebe na lota de Sagres. Com base em dados fornecidos pela Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura, esta autora refere que o peso total de percebe anualmente transaccionado na lota de Sagres variou entre cerca de 10,6 e 21,7 toneladas (peso fresco) de 1991 a 1999, inclusive.

Com base no valor de rendimento da apanha de percebe apresentado na tabela 3.10, bem como numa estimativa da extensão de costa explorada (17,2km), foi obtido o valor de cerca de 33,3 toneladas (peso fresco) como estimativa total anual do peso de percebe capturado no litoral rochoso alentejano. A estimativa da extensão de costa explorada foi baseada no referido valor total (46,4km), diminuído em cerca de 63%. Esta percentagem foi calculada de acordo com a cartografia da distribuição e abundância do percebe no litoral sudoeste português apresentada por Cruz (2000), assumindo que a esta actividade ocorre quando esta espécie é abundante ou comum.

No entanto, aqueles valores de rendimento não são comparáveis, tendo em conta que o percebe vendido na lota de Sagres foi escolhido e o estimado na capturas efectuadas no litoral não o foi. Esta operação de escolha consiste na rejeição dos percebes cujo tamanho é considerado não comerciável, bem como de outros organismos, como mexilhões e algas, que foram capturados com os percebes por estarem a eles agarrados. De acordo com diversas observações efectuadas junto de apanhadores de percebe na costa alentejana, a escolha de percebe rejeita, em média, cerca de 35% do peso bruto inicialmente capturado, embora esta proporção possa variar muito entre apanhadores e mesmo entre capturas de um mesmo apanhador. Com efeito, Molares e Freire (2003) referem a variabilidade do rigor desta operação, que pode rejeitar até 50% do peso inicialmente capturado.

Aplicando esta proporção ao mencionado rendimento bruto da apanha de percebe estimado no litoral rochoso alentejano, obtemos um valor de cerca de 21,7 toneladas. No entanto, Jesus (2003) registou montantes médios de captura de percebe entre 13,7 e 23,6 kg por pescador, com base nas capturas efectuadas por 24 pessoas, em meses de Verão e

quatro praias da costa sudoeste de Portugal continental, valores bastante superiores ao observado no presente trabalho (peso médio de 7,4kg de percebe capturado por pescador em meses de Verão, $N= 27$). Deste modo, é possível que a taxa de exploração de percebe a que está sujeita a costa de Sagres e de Vila do Bispo (principal proveniência do percebe vendido na lota de Sagres, segundo informações obtidas na região) seja maior que a registada no presente trabalho. Com efeito, a extensão de costa explorada é menor e, provavelmente, parte das capturas não foi descarregada na lota. Mesmo assim, esta comparação sugere que a apanha de percebe tem uma elevada importância na costa alentejana, tendo em conta que a costa de Sagres e de Vila do Bispo é, segundo muitos pescadores, a principal região portuguesa de exploração desta espécie (Baptista, 2001; Jesus, 2003).

Sustentabilidade da predação humana

Apanha de ouriço-do-mar

Foram estimados os seguintes valores totais (peso fresco) do rendimento da apanha de *P. lividus* na costa rochosa alentejana: 529,6kg/km/ano, e 24,6 toneladas/ano.

Este valor total de 529,6kg/km/ano é inferior ao rendimento anual da exploração do ouriço-do-mar *Loxechinus albus* estimado por Durán e outros (1987) em 1,5km de costa rochosa da região central do Chile: 712kg/km por mariscadores intertidais, e 5402kg/km por mergulhadores em apneia (tabela 3.10). Os mesmos autores referem que a apanha desta espécie foi concentrada no período em que as suas gónadas atingem maior tamanho (secção 2), e não apresentaram alguma diferença entre zonas mais e menos exploradas no que diz respeito à abundância do seu stock explorável. Porém, o mesmo não sucede com outras espécies de invertebrados bentónicos intensamente pescadas pelo Homem naquela região, cujos efeitos directos parecem ser responsáveis pela diminuição da sua abundância e biomassa em locais explorados (Durán e outros, 1987). É de referir que o Chile é um dos principais países onde os ouriços-do-mar são explorados comercialmente, tendo as respectivas descargas anuais atingido, entre 1978 e 1983, cerca de 25% do total mundial, equivalente, em média, a cerca de 48247 toneladas/ano de peso fresco (Conand e Sloan, 1989).

Do mesmo modo, o rendimento anual obtido no presente trabalho (529,6kg/km/ano) é inferior ao obtido entre 1999 e 2001 na Galiza (1954,6kg/km/ano; tabela 3.10), com base em descargas da pesca comercial (CPAM, 2002). Neste período, o valor médio das descargas anuais efectuadas nesta região espanhola atingiu cerca de 393,3 toneladas (peso fresco; CPAM, 2002).

Por outro lado, a referida captura anual estimada para a costa alentejana é bastante superior ao valor médio total de 10,6 toneladas/ano de peso fresco de *P. lividus*, descarregadas entre 1985 e 1989 por diversas embarcações de pesca comercial e capturadas em mergulho na costa continental portuguesa (Angélico, 1990). Segundo esta autora, foi estabelecida por lei uma captura comercial máxima de 15 toneladas/ano (peso fresco) desta espécie em cada área de jurisdição marítima onde esta actividade foi autorizada.

Com base no trabalho de Guiomar (1997), e em observações efectuadas ao longo do presente trabalho, foi indirectamente estimada a biomassa média explorável de *P. lividus* no litoral rochoso alentejano, tendo em consideração que:

- através de observações directas efectuadas no litoral rochoso alentejano, em períodos de baixa-mar de marés vivas, esta autora registou, em níveis intertidais inferiores e subtidais pouco profundos (acessíveis por terra), uma densidade média global de cerca de 42,5 indivíduos por m², dos quais cerca de 45,9% possuíam, em média, um diâmetro máximo superior a 4,5cm;

- em média, os indivíduos exploráveis possuem um diâmetro máximo de 5,5cm em níveis de maré inferiores do habitat em estudo (secção 3.3);

- através de observações directas efectuadas em baixa-mar de marés vivas, durante Abril e Maio de 1998, em quatro praias rochosas da costa alentejana (Oliveirinha, Queimado, Nascedios e Alteirinhos, esta a sul da praia da Zambujeira do Mar; foram medidos dois locais por praia), a extensão média do nível de maré inferior (dominado por algas vermelhas), medida perpendicularmente à linha de costa, foi de cerca de 15m.

Possuindo o litoral rochoso alentejano uma extensão total de cerca de 46,4km (secção 2), e atendendo ao peso fresco total de um indivíduo com 5,5cm de diâmetro máximo (5,8g; secção 3.3), podemos estimar que a biomassa média explorável de *P. lividus* neste habitat é, em média, equivalente a 78,7 toneladas.

Por outro lado, em diversos níveis subtidais com profundidade entre 2 e 8m, distando, no máximo, 50m da costa de Sesimbra, Angélico (1990) registou, através de fotografias, uma densidade média global de cerca de 58,7 indivíduos por m², dos quais cerca de 94% possuíam, em média, um diâmetro máximo superior a 4,5cm. Admitindo a possibilidade de esta densidade ocorrer na costa rochosa alentejana, e corrigindo aquela percentagem para 50, atendendo à reduzida resolução do método fotográfico utilizado (Angélico, 1990), podemos estimar que a biomassa média explorável (usando os mesmos pressupostos dimensionais acima referidos) de *P. lividus* em níveis subtidais até 8m de profundidade da costa alentejana é, em média, equivalente a 394,9 toneladas.

Aquela possibilidade é bastante discutível, atendendo à irregular distribuição espacial desta espécie (Angélico, 1990; Palacín e outros, 1998) e às diferentes condições ambientais das costas em causa. Com efeito, no respeitante à exposição à ondulação de noroeste, dominante na costa ocidental do continente português (Costa, 1994), a costa de Sesimbra, virada a sul, é mais abrigada que a costa alentejana, virada a oeste. Assim, embora a estimativa referida no anterior parágrafo deva ser considerada grosseira, indica que o stock subtidal desta espécie é claramente superior ao intertidal, que é acessível por terra, em baixa-mar.

Apesar de terem sido observadas algumas pessoas a apanhar ouriço-do-mar mediante mergulho em apneia, a maior parte das capturas desta espécie observadas no presente trabalho foram efectuadas em períodos de baixa-mar e a partir de níveis intertidais inferiores. No entanto, esta espécie também se distribui em substrato rochoso permanentemente submerso e pouco profundo, onde pode ser muito abundante na costa continental portuguesa (Nobre, 1938; Angélico, 1990). Na região em estudo, o stock subtidal de *Paracentrotus lividus* não é, nem foi, objecto de exploração comercial, como aconteceu noutras regiões da costa continental portuguesa, entre 1985 e 1993 (Angélico, 1990; Guiomar, 1997). Por outro lado, a pesca comercial exercida na região em estudo é intensa (secção 7.2) e explora peixes e crustáceos decápodes costeiros que se alimentam de ouriços-do-mar. É o caso de peixes como o sargo e a safia, incluindo outras espécies de esparídeos e também de labrídeos, e de crustáceos como a santola (Rosecchi, 1987; Angélico, 1990; Canário e outros, 1994), podendo a sua exploração pesqueira contribuir para o aumento da densidade daquele equinoderme (Sala e Zabala, 1996; ver revisão de Roberts e Polunin, 1991).

Atendendo a estes efeitos directos e indirectos da exploração humana e à abundância geral desta espécie na região em estudo, é admissível supor que a actual predação humana não constitui perigo para a conservação deste recurso na costa alentejana. Embora esta predação seja importante num curto período e praticada todos os anos, é provável que, entre dois períodos de exploração, a abundância de *P. lividus* nos locais explorados seja reconstituída a partir do stock subtidal desta espécie, onde é abundante e quase inexplorada pelo Homem.

Do mesmo modo, num estudo acerca do impacte da predação humana sobre populações de moluscos em litorais rochosos da costa sul australiana, Keough e outros (1993) não encontraram efeitos directos no tamanho ou na abundância do gastrópode *Turbo undulatum*, e sugeriram que ocorresse a migração de indivíduos de níveis subtidais, não explorados, para níveis intertidais, onde esta espécie é frequentemente capturada. Curiosamente, nas restantes três espécies analisadas por estes autores, que não possuem

um stock subtidal não explorado mas que também são capturadas pelo Homem, o tamanho foi menor em locais mais explorados e, numa destas espécies, a abundância também foi menor nos mesmos locais.

Por outro lado, também Catterall e Poiner (1987) e Pombo e Escofet (1996) consideraram importante a existência de stocks subtidais adjacentes para a recuperação de populações de moluscos intertidais afectadas pela predação humana, nomeadamente quando os estados bentónicos das espécies em causa são suficientemente móveis para efectuar tal migração. Embora com velocidade reduzida, a mobilidade bentónica de *P. lividus* (Dance, 1987) torna possível essa migração.

No entanto, Guiomar (1997) observou uma maior abundância de *P. lividus* em locais menos explorados pelo Homem no litoral rochoso alentejano (Nascedios e Cabo Sardão), quando comparados com outros mais explorados (Oliveirinha e Burrinho). Porém, é possível que estas diferenças estejam também relacionadas com o facto de aqueles locais se encontrarem a sul e estes a norte. Comparando períodos antes e depois da Páscoa (Março/Abril) de um ano, a mesma autora observou também um decréscimo temporal de abundância e tamanho desta espécie nos referidos locais mais explorados, apesar das condições climáticas nos meses de Março e Abril do ano amostrado (1996; secção 2) terem sido pouco favoráveis à realização destas actividades de predação humana. De qualquer modo, estes resultados sugerem que os efeitos da exploração humana ocorrida na época das “ouriçadas” são detectáveis até pouco meses depois na população de ouriço-do-mar, embora não tenha sido estudada a sua evolução posterior.

Apanha de percebe

Atendendo à elevada intensidade da exploração humana de percebe na região em estudo (secção 2; Cruz, 1995; 2000), também indicada pelo elevado valor de F (0,46; $F = Y/B$, de acordo com Ricker, 1975), a equação $MSY_{(F_{0x})}$ é mais segura nestas condições (Garcia e outros, 1989). Segundo o valor obtido por esta equação (168748,5kg/km²/ano), a exploração humana do percebe na região em estudo foi efectuada a uma taxa equivalente a cerca de $\frac{3}{4}$ da que é considerada sustentável pelo modelo aplicado, podendo o stock em análise ser considerado intensa a totalmente pescado (Garcia, 1996). Esta classificação vai de encontro ao facto de Cruz (1995; 2000) ter considerado que a população de percebe era intensamente explorada na costa alentejana.

Apesar das imprecisões dos métodos aplicados, estes resultados sugerem que a sustentabilidade da exploração humana do percebe pode estar em risco e reforçam as sugestões acima referidas (ver também secção 2), de que esta actividade é muito intensa nesta região, que tem um impacte ecológico significativo e que deveria ser condicionada por

medidas de gestão, com vista à utilização sustentável destes recursos vivos e dos seus habitats. Com base em inquéritos feitos na costa sudoeste de Portugal continental a apanhadores amadores e profissionais de percebe, Jesus (2003) refere que a maioria dos 51 profissionais entrevistados considera que, de 1999 a 2002, o tamanho do percebe diminuiu e que esta evolução foi devida sobretudo ao excesso de exploração, embora os 10 amadores entrevistados tenham considerado que esta evolução foi nula. No entanto, os mesmos apanhadores consideraram maioritariamente que o rendimento desta exploração não variou naquele período, mas os que afirmaram que este rendimento diminuiu, culpam sobretudo a intensidade da apanha deste recurso, que a maioria considerou ter aumentado no mesmo período. Quando à totalidade dos apanhadores entrevistados ($N= 67$) foi pedida a sugestão de duas medidas para a gestão desta exploração, a maioria considerou importante controlar o tamanho e a quantidade do percebe capturado, restringir o número de apanhadores, respeitar o crescimento desta espécie, e fiscalizar, regulamentar e ordenar esta actividade, profissionalizando e legalizando os apanhadores profissionais (Jesus, 2003).

No norte de Espanha, onde esta espécie é intensamente explorada para consumo alimentar humano, a sobreexploração foi apontada como a causa principal da diminuição do rendimento desta actividade (Goldberg, 1984; Molares, 1994; Molares e Freire, 2003). A partir de 1970, depois dos stocks locais desta espécie terem sido severamente esgotados, foram tomadas fortes medidas de conservação do percebe nesta região costeira, cujo cumprimento não foi generalizado (Goldberg, 1984), e a elevada procura comercial deste crustáceo foi parcialmente satisfeita por importação (Molares e Freire, 2003). No início da década de 80 do século passado, começaram a ser aplicados, na Galiza, planos anuais de recuperação e exploração desta espécie, baseados em conhecimentos biológicos entretanto adquiridos, que tiveram êxito (Molares, 1994) e começaram a ser aplicados mediante co-gestão a partir de 1992, estendendo-se actualmente a diversas zonas da costa galega (CPAM, 2002; Molares e Freire, 2003). Segundo estes autores, este sistema foi iniciado com a implementação de TURF (“territorial user rights for fishing”), mediante a partilha da responsabilidade da exploração entre associações profissionais de apanhadores de percebe e autoridades governamentais.

Apesar de esta espécie poder ser muito abundante em litorais rochosos com elevada exposição à ondulação dominante, a sua recuperação, face a uma apanha demasiado intensa, pode ser dificultada pela ocupação do substrato explorado por parte de outras espécies (por exemplo, mexilhão ou algas) e pelo facto de o assentamento (“settlement”) e recrutamento do percebe ser mais abundante no pedúnculo de indivíduos da mesma espécie (Molares, 1994; Cruz, 2000). Efectivamente, com o objectivo de aumentar a

produção de áreas “*percebeiras*”, Molares (1994) propôs que a apanha de percebe seja efectuada de modo a salvaguardar a manutenção de abundantes grupos com, pelo menos, dois a três indivíduos cada, que servirão de substrato a futuros recrutamentos.

Embora a sazonalidade da intensidade da apanha de percebe tenha sido bastante variável na região em estudo (secção 2), é no Verão que, nesta costa, a agitação marítima é menor (Costa, 1994) e mais favorável ao exercício desta actividade, e é também nesta estação do ano que este marisco tem maior procura comercial (Cruz, 2000; Baptista, 2001; Jesus, 2003). Porém, o Verão é também a principal época de reprodução e assentamento desta espécie na costa sudoeste de Portugal continental (Cruz e Hawkins, 1998; Cruz e Araújo, 1999; Cruz, 2000), o que pode aumentar a vulnerabilidade desta espécie, face a uma exploração demasiado intensa. Com o mesmo objectivo acima referido, Molares (1994) também propôs a criação de períodos de veda, com uma duração definida em função do “*momento de recrutamento*”, bem como da taxa de crescimento do percebe.

Porém, esta espécie também ocorre, por vezes abundantemente, em locais muito pouco acessíveis ao Homem e sujeitos a uma grande agitação marítima, bem como em níveis subtidais poucos profundos, e pode reproduzir-se com tamanho inferior ao de interesse comercial, apesar da sua fecundidade aumentar com o tamanho (Cruz e Hawkins, 1998; Cruz e Araújo, 1999; Cruz, 2000). Deste modo, é possível que tais refúgios espaciais e dimensionais (Catterall e Poiner, 1987; Hockey, 1994) contribuam para diminuir o impacte desta exploração humana. Atendendo à impossibilidade de migração dos percebes bentónicos não juvenis (Cruz, 2000), esta contribuição só é possível através do altamente variável fornecimento de larvas planctónicas, cujo assentamento pode, além do mais, ser directa e indirectamente afectado pela exploração humana desta espécie (ver acima).

Tendo em consideração os principais fundamentos biológicos destas questões, bem como a elevada intensidade da exploração humana desta espécie no litoral sudoeste de Portugal continental, Cruz (2000) e Jesus (2003) apresentaram propostas com medidas que visam a conservação e a exploração sustentável desta espécie nesta região, tendo sido já apresentada uma proposta semelhante ao Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV; Castro, 1996), em co-autoria com T. Cruz.

Embora Cruz (2000) considere que, na zona entre-marés de Portugal continental, o percebe é o recurso com maior importância económica, não existe qualquer regulamentação nacional especificamente aplicada à apanha deste crustáceo.

Actualmente, as únicas medidas regulamentares, directamente aplicáveis à exploração do percebe na globalidade da costa continental portuguesa, resumem-se às do Regulamento da Apanha (Portaria n.º 1102-B/2000, de 22 de Novembro). Este documento obriga os apanhadores com intuitos comerciais a um licenciamento anual, à declaração

trimestral das quantidades apanhadas, ao exercício desta actividade do nascer ao pôr do Sol, e a alguns condicionamentos espaciais, logísticos e taxonómicos, não sendo referida qualquer limitação sazonal (excepto no caso dos moluscos bivalves), dimensional ou da quantidade da captura. Embora não exista qualquer publicação oficial sobre este assunto, Jesus (2003) apresenta dados fornecidos pela entidade licenciadora e receptora de tais declarações (Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura), segundo os quais o número de licenças de mariscador emitidas pela Capitania do Porto de Sines e pela Delegação Marítima de Sagres aumentaram de 1999 (entre 40 e 50) para 2002 (entre 70 e 75).

De qualquer modo, não são conhecidos os quantitativos de percebe transaccionados no nosso país, exceptuando a descarga de percebe efectuada pontualmente em lotas do PNSACV, nomeadamente de Sagres (Cruz, 2000; Jesus, 2003), apesar da frequente comercialização desta espécie e do facto de a primeira venda de pescado fresco ser “*obrigatoriamente efectuada pelo sistema de leilão, a realizar em lota*” (Decretos-Lei n.º 304/87, de 4 de Agosto e n.º 237/90, de 24 de Julho).

A tentativa mais recente e elaborada de aplicação de medidas de conservação desta espécie, e de gestão da sua exploração em Portugal, corresponde ao regulamento da apanha de percebe na Reserva Natural das Berlengas (Portaria n.º 378/2000, de 27 de Junho), cujos resultados são por nós desconhecidos. De qualquer modo, para além de diversos condicionamentos espaciais, dimensionais e de quantidade da captura, este regulamento aplica um período de veda integral, a toda a área desta reserva, nos meses de Agosto e Setembro.

Sendo este regulamento aplicado somente a uma diminuta porção da costa continental portuguesa, e atendendo à importância socioeconómica da apanha do percebe e ao risco de sobreexploração do seu stock, a actual legislação nacional, bem como a sua forma de implementação, não parecem ser adequadas para gerir de um modo sustentável este importante recurso. Deste modo, é altamente recomendável que sejam envidados esforços no sentido de se conhecer melhor o estado da exploração humana desta espécie em Portugal, bem como de aplicar medidas regulamentares, com vista a garantir a sua sustentabilidade. Na escolha destas medidas, é também altamente recomendável que seja aproveitada, da melhor forma, a experiência de gestão da apanha de percebe adquirida, há mais de 20 anos, na Galiza (Molares e Freire, 2003).

Apanha de lapas

Estado da exploração de Patella ulyssiponensis

Os valores de MSY estimados indicam que a exploração humana de *P. ulyssiponensis* na região em estudo foi efectuada a uma taxa equivalente a menos de ¼ da que é considerada sustentável pelos modelos aplicados, podendo o stock em questão ser considerado moderadamente pescado (Garcia, 1996).

Numa análise da exploração de *P. aspera* (denominação taxonómica de acordo com Hawkins e outros, 2000; ver adiante) nos Açores, Menezes (1991) estimou MSY através da fórmula de Gulland ($MSY_{(Gulland)}=0,5MB_0$), apelidada desta forma por Garcia e outros (1989), e considerada por estes autores não aplicável quando a exploração existente já tem significado e a biomassa virgem (B_0) não pode ser estimada. Mesmo existindo, neste arquipélago, uma intensa exploração humana de lapas, nomeadamente de *P. aspera* (Martins e outros, 1987; Menezes, 1991; Hawkins e outros, 2000; Ferraz e outros, 2001), aquele autor estimou dessa forma que o rendimento máximo sustentável desta exploração era de 1958kg por ano, no conjunto de seis ilhas açorianas (Faial, Pico, São Miguel, Santa Maria, Flores e Corvo). Tendo previamente estimado um valor de taxa de mortalidade natural equivalente a cerca de 0,4569, o mesmo autor refere que se pode explorar anualmente cerca 22,5% da biomassa de *P. aspera*, mediante a captura de lapas com mais de 55mm de comprimento de concha.

Considerando as capturas de *P. aspera* declaradas nalgumas ilhas açorianas entre 1993 e 1998, referidas por Ferraz e outros (2001), os totais anuais foram superiores aos valores de MSY estimados por Menezes (1991) no caso do Faial (114,9kg capturados; MSY=34kg) e do Pico (1323,7kg capturados; MSY=427kg), e inferiores, no caso de Santa Maria (15,3kg capturados; MSY=138kg) e das Flores (21,9kg capturados; MSY=858kg). Segundo Ferraz e outros (2001), estas capturas declaradas em Santa Maria e nas Flores foram esporádicas, provavelmente pelo facto de estas ilhas serem pouco povoadas e as capturas dos poucos apanhadores licenciados terem sido declaradas com reduzida frequência, mas também porque, em Santa Maria, os stocks de lapas (as capturas de *P. aspera* correspondem, em média, a 93% do peso total declarado) foram sobreexplorados e não recuperaram. Por outro lado, os mesmos autores referem que estes stocks parecem ter recuperado no grupo central de ilhas açorianas, de que fazem parte o Faial e o Pico, onde a exploração comercial é de novo possível. Deste modo, os valores de MSY estimados por Menezes (1991) parecem pouco úteis na análise da sustentabilidade desta exploração.

Num estudo sobre o potencial de exploração humana de populações de lapas, efectuada numa região costeira sul-africana sujeita a afloramento costeiro e considerada muito produtiva, e onde a predação humana de recursos litorais era pouco intensa, de

Villiers (1976) sugeriu que uma captura anual de 5 a 10% da biomassa explorável é conservativa. Analisando este problema na mesma região, Eekhout e outros (1992) consideram, em primeiro lugar, ser imperativo que qualquer pesca de lapas seja gerida de modo conservativo, tendo sugerido a aplicação de quotas máximas à exploração de duas populações de lapas. Atendendo às diferentes características das espécies envolvidas (*Patella granatina* e *P. argenvillei*), estes autores recomendaram que tais quotas não ultrapassassem as respectivas estimativas de MSY (calculadas através da aplicação de $MSY_{(Gulland)}$), correspondentes a cerca de 25 e 7% da biomassa explorável, embora Branch e Moreno (1994) considerem que, no conjunto destas duas espécies, uma captura anual na ordem dos 4 a 8% da biomassa explorável poderia ser sustentável. Por outro lado, Eekhout e outros (1992) também propuseram que, em conjunto com estas medidas, fossem adoptados tamanhos mínimos de captura, de modo a garantir a manutenção de 50% da produção de gâmetas.

É de referir que as estimativas de B_0 , Y e/ou MSY apresentadas por de Villiers (1976), Menezes (1991) e Eekhout e outros (1992) não foram calculadas por unidade de área, nem estes autores fornecem suficiente informação para o seu cálculo desta forma, razão pela qual não foram comparadas com os respectivos valores obtidos no presente trabalho.

Tal como referem Branch e Moreno (1994), numa revisão sobre os efeitos da exploração humana em herbívoros de litorais rochosos, cada espécie possui características particulares que influenciam a sua vulnerabilidade. Considerando que a espécie em análise (*P. ulyssiponensis*) é diferente das acima referidas e, tendo também em conta, que a exploração humana da região em estudo é intensa, os resultados apresentados por de Villiers (1976), Menezes (1991) e Eekhout e outros (1992) são pouco comparáveis com os obtidos no presente trabalho. Mesmo assim, salvaguardando as devidas diferenças, o total capturado anualmente (Y) na região em estudo, e correspondente a cerca de 2,4% da biomassa explorável (B) da espécie em análise, parece ser conservativo. Por último, este valor é bastante inferior à percentagem, em relação a B , das estimativas de MSY obtidas pela aplicação das equações $MSY_{(Schaefer)}$ e $MSY_{(Fox)}$: 17 e 13%, respectivamente.

De qualquer modo, estes valores são bastante inferiores aos obtidos na análise da sustentabilidade da apanha de percebe ($F=Y/B=0,46$; $MSY_{(Fox)}/B=0,6$), o que está de acordo com o facto de o respectivo stock ter sido considerado intensa a totalmente pescado, e o de *P. ulyssiponensis* ter sido classificado como moderadamente pescado.

*Aumento potencial da intensidade de exploração de *P. ulyssiponensis**

É de referir que, no cálculo da estimativa de Y , o valor de rendimento por pescador utilizado é respeitante a capturas que incluíram exemplares de lapas (em média, 1,19kg por pescador, com base em 34 capturas de lapas observadas em períodos de baixa-mar de marés vivas no Verão de 1999), e o valor de intensidade usado é referente à densidade de apanhadores de lapas.

Se este valor de rendimento considerasse todas as capturas de marisco observadas (em média, 0,19kg por pescador, com base em 208 capturas de marisco observadas em períodos de baixa-mar de marés vivas no Verão de 1999) e, se fossem usados os valores médios de intensidade de marisqueio registados em períodos de baixa-mar, o valor de Y seria estimado em cerca de 14576kg/km²/ano e a aplicação das equações $MSY_{(Schaefer)}$ e $MSY_{(Fox)}$ produziria os valores de 41926 e 33794kg/km²/ano, aproximada e respectivamente. Em termos relativos, Y corresponderia a cerca de 35% do primeiro valor e a cerca de 43% do segundo. Assim, se todos os mariscadores em actividade no litoral rochoso alentejano tivessem capturado lapas com este rendimento, a exploração humana de *P. ulyssiponensis* na região em estudo teria sido efectuada a uma taxa entre $\frac{1}{4}$ e $\frac{1}{2}$ da que é considerada sustentável pelos modelos aplicados, indicando que o stock em questão estaria a ser intensamente pescado (Garcia, 1996).

Porém, se o valor de rendimento por pescador fosse respeitante a capturas que incluíram exemplares de lapas (em média, 1,19kg por pescador, com base em 34 capturas de lapas observadas em períodos de baixa-mar de marés vivas no Verão de 1999) e, se fossem usados os valores médios de intensidade de marisqueio registados em períodos de baixa-mar, o valor de Y seria estimado em cerca de 81581kg/km²/ano e a aplicação das equações $MSY_{(Schaefer)}$ e $MSY_{(Fox)}$ produziria os valores de 82060 e 81808kg/km²/ano, aproximada e respectivamente. Em termos relativos, Y corresponderia a cerca de 99% do primeiro valor e a cerca de 100% do segundo. Assim, se todos os mariscadores em actividade no litoral rochoso alentejano tivessem capturado lapas com este rendimento, a exploração humana de *P. ulyssiponensis* na região em estudo teria sido efectuada a uma taxa aproximadamente igual à que é considerada sustentável pelos modelos aplicados, indicando que o stock em causa teria sido totalmente pescado (Garcia, 1996).

Apesar das imprecisões dos métodos aplicados, bem como do facto de estes resultados sugerirem que, actualmente, o stock explorável de *P. ulyssiponensis* do litoral rochoso alentejano pode ser considerado moderadamente pescado, o potencial aumento da intensidade da apanha de lapas pode ameaçar a sustentabilidade da exploração humana deste stock. A possibilidade de ocorrer tal aumento é elevada, atendendo ao elevado número total de mariscadores, relativamente à baixa densidade de apanhadores de lapas, à

referida tendência de aumento da procura de marisco e da densidade da população humana no litoral português, à mencionada facilidade da captura de lapas, ainda abundantes ao longo da zona intertidal, e à possibilidade de exaustão do stock de outras espécies de marisco mais capturadas, como é o caso do percebe.

Assim, estes resultados indicam que o potencial aumento da intensidade da apanha de lapas na região em estudo deveria ser condicionado por medidas de gestão, com vista à utilização sustentável destes recursos vivos e dos seus habitats.

De acordo com informações obtidas junto de pescadores locais, no final da década de 80 do século passado e no início da década seguinte, chegaram a ser colhidas lapas em diversos locais da costa alentejana (por exemplo, nos Nascedios, em Almogrove e no Cabo Sardão), que se destinavam a ser consumidas frescas nos Açores, após transporte aéreo. Com efeito, Menezes (1991) refere que a importação de lapas para os Açores, vindas do continente português e de Espanha, se iniciou em 1989. Efectivamente, foi naquele período que a apanha de lapas sofreu um rápido declínio nalgumas ilhas açorianas, colapsou (1988) e foi totalmente proibida (1989), tendo sido reactivada nalgumas ilhas em 1990 e sujeita a um regulamento específico a partir de 1993 (Hawkins e outros, 2000; Ferraz e outros, 2001).

Embora não tenha sido possível obter dados quantitativos sobre estas exportações de lapas para os Açores, as informações acima citadas sugerem que esta actividade comercial tenha provocado, no período referido, um aumento significativo da intensidade da apanha de lapas no litoral alentejano, existindo, assim, potencialidade para que tal aconteça de novo.

*Vulnerabilidade de *P. ulyssiponensis* à exploração humana*

Para além dos Açores, em muitas outras regiões costeiras (por exemplo, da Califórnia, do Chile, da Costa Rica, do Havai, das Ilhas Canárias, da Melanésia, do México, da África do Sul), foram já registados declínios drásticos na densidade e/ou no tamanho de lapas sujeitas a uma intensa exploração humana, indicando que estes moluscos são muito vulneráveis à sobreexploração (no caso dos Açores, ver Santos e outros, 1995, Hawkins e outros, 2000, e Ferraz e outros, 2001; nos restantes casos, ver Eekhout e outros, 1992, Branch e Moreno, 1994, Bustamante e outros, 1994, Hockey, 1994, Pombo e Escofet, 1996, Kyle e outros, 1997; Branch e Odendaal, 2003, e Roy e outros, 2003). Com vista à utilização sustentável destes recursos, nestas e noutras regiões foram impostas ou recomendadas medidas de gestão para controlar a exploração humana de lapas (ver as mesmas obras e Castilla e Defeo, 2001).

Em nenhum destes casos parece ter estado envolvida a exploração de *P. ulyssiponensis*, embora Ferraz e outros (2001) refiram que *P. ulyssiponensis aspera* é uma

das principais espécies capturada nos Açores. Efectivamente, e apesar da revisão morfológica de Christiaens (1973), que propõe a designação única de *P. ulyssiponensis* para estes dois tipos de lapas, Hawkins e outros (2000), com base em estudos genéticos não publicados, consideram provável que o nome *P. aspera* deva ser usado para a população insular, que representa uma espécie separada e endémica da Macaronésia, e que *P. ulyssiponensis* deva ser usado para a população continental. Contudo, em algumas regiões costeiras acima mencionadas, as espécies exploradas pertencem ao género *Patella*, como no caso dos Açores, das Ilhas Canárias e do Transkei (Branch, 1975a; Hockey, 1994; Ferraz e outros, 2001).

Relativamente à costa continental portuguesa, Guerra e Gaudêncio (1986) referiram a possibilidade de a longevidade e o tamanho máximo de três espécies de lapas do género *Patella* (*P. ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*) serem diminuídos pela contínua e intensa predação humana que, na região norte, é dirigida às lapas com maior tamanho. Embora estas autoras não tenham avaliado a intensidade desta predação, a referida possibilidade foi avançada como explicação do facto de terem sido observados, nas citadas espécies, menores valores de longevidade e tamanho máximo que os registados por outros autores na Irlanda e no Reino Unido, onde as lapas não são sujeitas a exploração humana. Com efeito, de acordo com Raffaelli e Hawkins (1996), poucas são as espécies litorais actualmente predadas pelo Homem no norte da Europa, destacando-se os caramujos (*Littorina*) e os berbigões (*Cerastoderma*). Em relação às lapas, estes autores referem que as suas conchas são dos principais constituintes dos concheiros arqueológicos descobertos por toda a Europa, embora sejam actualmente pouco consumidas pelos europeus, excepto nalgumas ilhas atlânticas, onde são altamente apreciadas e valorizadas.

De qualquer modo, Branch e Moreno (1994) consideram que parte da dificuldade em prever os efeitos da exploração humana em herbívoros de litorais rochosos, como as lapas, está relacionada com o facto de que cada espécie possui características particulares que influenciam a sua vulnerabilidade. Mesmo assim, estes autores referem, generalizando as características destes herbívoros, que cada espécie não tem muitas maneiras de evoluir, de forma a reduzir a sua vulnerabilidade à predação humana, excepto, talvez, diminuindo o tamanho, e adquirindo ou produzindo toxicidade (como no caso da maioria das espécies de *Siphonaria*, que produzem compostos tóxicos) e, por outro lado, baseando-se em Underwood e Fairweather (1988), consideram ser pouco provável que as espécies que possuem larvas com uma extensa dispersão desenvolvam mecanismos de defesa em relação a predadores que possuam efeitos localizados.

No entanto, com base em dados não publicados, Branch e Moreno (1994) sugerem que a dispersão das larvas de *Patella* é limitada e que o recrutamento pode estar

dependente da disponibilidade local de adultos reprodutores. Contudo, citando diversos estudos sobre esta relação, realizados com diferentes espécies de lapas, incluindo do género *Patella*, Branch e Odendaal (2003) referem que a densidade de adultos pode ter efeitos positivos, negativos ou nulos sobre o recrutamento de juvenis. Por outro lado, estes dois trabalhos referem que a acção depredativa do Homem também pode ter impactes positivos, tanto directa como indirectamente, nas populações de herbívoros de litorais rochosos, nomeadamente de lapas: reduzindo a densidade de predadores destes herbívoros (por exemplo, aves e peixes); e diminuindo a densidade das próprias presas, pelo facto de poder aumentar a sua taxa de crescimento ou mesmo a produção de gâmetas, que são dependentes da densidade em muitas espécies.

Mediante o estudo de áreas protegidas e exploradas, e de locais expostos e abrigados em cada tipo de área, Branch e Odendaal (2003) observaram que os efeitos da exposição à ondulação tiveram sentido e magnitude semelhante aos da predação humana na população de uma lapa sul-africana (*Cymbula oculus*): assim como as lapas adultas de áreas protegidas, as de locais mais abrigados apresentaram maior dimensão, biomassa, proporção de fêmeas (*C. oculus* é hermafrodita protândrica), produção de gâmetas e taxa de sobrevivência; a taxa de crescimento foi maior em locais mais abrigados mas não foi afectada pela exploração; complementarmente, o recrutamento de juvenis foi maior em áreas exploradas e em locais expostos, tendo apresentado uma correlação negativa com a densidade de adultos. De qualquer modo, a detecção destes efeitos da exposição à ondulação só foi possível em áreas protegidas, tendo sido mascarados pela predação humana nas áreas exploradas (Branch e Odendaal, 2003).

Como atrás foi referido, a apanha de lapas no litoral rochoso alentejano apresentou valores de taxa de rendimento bastante superiores aos aparentemente verificados nos Açores, onde a exploração humana destes moluscos é actualmente sujeita a diversas medidas regulamentares, devido ao facto de os respectivos stocks terem sido recentemente sobreexplorados e estarem ainda em fase de recuperação nalgumas ilhas (Santos e outros, 1995; Hawkins e outros, 2000; Ferraz e outros, 2001).

Tal como referem Martins e outros (1987) e Hawkins e outros (2000), uma das razões da vulnerabilidade das populações de lapas açorianas, relativamente à exploração humana, está relacionada com o facto de as respectivas espécies, nomeadamente *P. aspera*, serem provavelmente hermafroditas protândricas. Por outro lado, os mesmos autores referem também a possibilidade de o recrutamento destas espécies ser baixo neste arquipélago, devido à perda de larvas motivada pelo isolamento destas populações insulares, sugerido pela ocorrência de diferenciação genética a pequena escala (Weber e outros, 1998; Weber e Hawkins, 2002).

Apesar da dispersão das larvas de *Patella* poder ser limitada, como acima foi referido, este problema de isolamento espacial é provavelmente pouco importante no caso da região em estudo e da população de *P. ulyssiponensis*, tendo em conta que esta espécie não possui algum limite biogeográfico na costa continental portuguesa, distribuindo-se desde a Noruega até ao norte de África, incluindo as costas mediterrânicas (Christiaens, 1973; Southward e outros, 1995). No caso de *P. depressa*, a segunda espécie de lapa mais explorada no litoral rochoso alentejano, o enquadramento biogeográfico desta região é parecido, distribuindo-se esta espécie desde o País de Gales ao Senegal, excluindo o Mar Mediterrâneo (Fischer-Piette e Gaillard, 1959; Christiaens, 1973; Southward e outros, 1995). Porém, no caso de *P. vulgata*, a terceira lapa mais explorada na região em estudo, a costa continental portuguesa parece ser o limite meridional da sua distribuição geográfica (Fischer-Piette e Gaillard, 1959; Christiaens, 1973; Southward e outros, 1995), o que pode ter implicações importantes ao nível do recrutamento desta espécie, tanto em termos quantitativos como qualitativos (Raffaelli e Hawkins, 1996).

A outra espécie de *Patella* que ocorre no litoral rochoso alentejano corresponde a *P. rustica* (Fischer-Piette e Gaillard, 1959; Christiaens, 1973), da qual não foram encontrados exemplares em qualquer captura de lapas observada nesta região, o que está de acordo com as informações obtidas ao longo deste trabalho junto de pescadores locais, que referem a sua não exploração humana devido ao facto de a sua carne ser demasiado dura. Por outro lado, de acordo com observações pessoais efectuadas no litoral rochoso alentejano, esta espécie é mais abundante e maior em níveis de maré superiores de locais sujeitos a elevado hidrodinamismo, pouco explorados por apanhadores de lapas (secção 2).

... – possibilidade de ocorrência de hermafroditismo protândrico

Porém, no que diz respeito ao desenvolvimento sexual, é provável que *P. ulyssiponensis* seja uma espécie hermafrodita protândrica, tendo este tipo de hermafroditismo sido confirmado em *P. vulgata* (Orton e outros, 1956; Thompson, 1979; ver revisão de Branch, 1981).

Numa análise da proporção de sexos em exemplares com diferente dimensão pertencentes a *P. ulyssiponensis* e colhidos em três regiões da costa continental portuguesa (norte, centro e sul algarvio), Guerra e Gaudêncio (1986) registaram um maior número de machos (cerca de 58% de 3862 exemplares cujo sexo era determinável) e uma diminuição de M/F (proporção do número de machos, relativamente ao de fêmeas) com o aumento de tamanho. No caso de *P. depressa* e *P. vulgata*, as mesmas autoras observaram também uma dominância numérica de machos (cerca de 57 e 72%, respectivamente, em 4716 exemplares de *P. depressa* colhidos nas mesmas três regiões, e em 952 exemplares de *P.*

vulgata colhidos na costa setentrional), embora a variação de M/F com o tamanho só tenha sido notória em *P. vulgata*, na qual teve o mesmo sentido que o verificado em *P. ulyssiponensis*.

Em conjunto com os resultados obtidos no presente trabalho (secção 7.3), estes estudos confirmam o hermafroditismo protândrico de *P. vulgata*, assim como a probabilidade de *P. ulyssiponensis* possuir este tipo de desenvolvimento sexual, o que, de acordo com Martins e outros (1987) e Hawkins e outros (2000), pode contribuir para acentuar o impacto da sua exploração humana na região em estudo.

Num estudo sobre os efeitos da exploração humana de uma espécie de lapa hermafrodita protândrica sul-africana (*Cymbula oculus*), Branch e Odendaal (2003) registaram uma alteração significativa na proporção entre o número de fêmeas e de machos, tendo as primeiras sido mais abundantes em áreas não exploradas, onde a produção de gâmetas também foi significativamente maior. Semelhante alteração desta proporção sexual foi também observada em duas espécies de peixes hermafroditas protândricos sujeitos a uma intensa exploração humana (Munro, 1983, citado por Roberts e Polunin, 1991) e o inverso foi observado em peixes hermafroditas protogínicos: em duas espécies de esparídeos (Buxton, 1993) e num labrídeo (Harmelin e outros, 1995), a abundância de machos foi proporcionalmente menor em áreas exploradas. Podendo estas alterações reduzir o potencial reprodutor de uma população, a posse de hermafroditismo consecutivo aumenta a vulnerabilidade de uma espécie à exploração humana (Roberts e Polunin, 1991; Branch e Odendaal, 2003).

Considerando provável que *P. aspera* seja hermafrodita protândrica, Martins e outros (1987) recomendaram o estabelecimento de um tamanho máximo (70mm de comprimento da concha) na exploração açoriana desta espécie, de modo a proteger a reprodução das fêmeas. No caso da apanha de *P. ulyssiponensis* no litoral rochoso alentejano, uma medida com semelhante objectivo corresponderia à imposição de um tamanho máximo de 45 a 50mm de comprimento de concha. Por um lado, em indivíduos desta espécie com este tamanho ou maiores, a percentagem de fêmeas, observada em exemplares com sexo determinável, foi cerca de 69% e, por outro, cerca de 15% dos exemplares desta espécie capturados na apanha de lapas possuía mais de 45mm de comprimento de concha.

No entanto, tal restrição dimensional não teria os mesmos efeitos no caso da apanha de *P. depressa* e *P. vulgata*. No primeiro caso, é provável que não ocorra hermafroditismo protândrico e, por outro lado, cerca de 99% dos exemplares desta espécie capturados na apanha de lapas possuía menos de 45mm de comprimento de concha. No segundo caso, em indivíduos com este tamanho ou maiores, a percentagem de fêmeas,

observada em exemplares com sexo determinável, foi cerca de 66% mas, por outro lado, uma percentagem muito elevada (cerca de 97%) dos exemplares desta espécie capturados na apanha de lapas possuía menos de 45mm de comprimento de concha.

Por último, se esse tamanho máximo fosse imposto apenas no caso da apanha de *P. ulyssiponensis*, o seu cumprimento por parte dos apanhadores de lapas da região em estudo seria bastante difícil, atendendo a que as espécies capturadas: são abundantes no habitat mais explorado (níveis inferiores de maré; secção 2), embora *P. ulyssiponensis* atinja maior densidade (Sousa, 2002); podem ser difíceis de distinguir sem destacar do substrato (Hawkins e Jones, 1992), sobretudo nos indivíduos maiores e quando a respectiva concha está coberta de algas, o que é bastante frequente em níveis inferiores de maré; são raramente distinguidas pelos apanhadores de lapas, que seleccionam sobretudo o habitat (níveis inferiores de maré; secção 2) e a dimensão das presas.

... – maturidade sexual

De acordo com observações efectuadas no presente trabalho (secção 7.3), a maturidade sexual foi atingida nos seguintes tamanhos (comprimento máximo da concha): 23 (fêmeas) e 28mm (machos) em *P. ulyssiponensis*; 10 (fêmeas) e 8mm (machos) em *P. depressa*; e 28 (fêmeas) e 23mm (machos) em *P. vulgata*.

No respeitante a *P. ulyssiponensis*, Thompson (1979) observou no sudoeste irlandês que a maturidade sexual foi atingida em exemplares com 13 a 20mm de comprimento da concha, e M. T. Guerra (comunicação pessoal citada por Martins e outros, 1987) registou, na costa continental portuguesa, que tal maturidade foi atingida por exemplares com 18 a 23mm da mesma variável. No caso de *P. depressa*, Orton e Southward (1961) referem que, no sudoeste inglês, o desenvolvimento das gónadas masculina e feminina ocorre num tamanho muito inferior ao de *P. vulgata* ou *P. ulyssiponensis*, tendo sido observados 10 a 40% de exemplares diferenciados na classe dimensional de 6 a 10mm (comprimento da concha). Relativamente a *P. vulgata*, Fretter e Graham (1976) referem que os indivíduos desta espécie atingem a maturidade sexual como machos na classe dimensional de 10 a 15mm de comprimento da concha, e Das e Sesshappa (1948, trabalho citado por Côrte-Real, 1992) registaram, no nordeste inglês, que a primeira maturação ocorreu em machos com 10mm da mesma medida.

De acordo com uma análise do sexo de lapas adquiridas em estabelecimentos comerciais de Sines (secção 7.3), a maioria das lapas capturadas na região em estudo possui um tamanho superior à dimensão mínima em que a maturidade sexual é atingida, o que é favorável à sustentabilidade da actividade em análise (Catterall e Poiner, 1987; Pombo e Escofet, 1996).

Por outro lado, o facto de o tamanho mínimo das lapas sexualmente maduras ter sido geralmente superior ao apresentado na literatura consultada pode estar relacionado com diferenças ao nível da representatividade da amostragem (não aferíveis devido à ausência de tal informação na literatura consultada) ou da densidade, em virtude da sua possível influência negativa no desenvolvimento da gónada de diferentes espécies de lapas (Branch, 1975b; 1981), designadamente de *P. vulgata* e *P. depressa* (Boaventura e outros, 2002b; 2003). Segundo estes autores, o aumento de densidade provocou uma diminuição da taxa de crescimento e de desenvolvimento das gónadas, tendo os indivíduos com gónada em estado inactivo ou neutro sido mais abundantes quando a sua densidade era maior.

Dos trabalhos acima citados, o de Thompson (1979) é o único que apresenta valores de densidade obtidos no local onde as lapas foram colhidas para a análise do desenvolvimento sexual. No local amostrado por este autor (Dereenacarrin, no sudoeste irlandês), *P. ulyssiponensis* atingiu uma densidade global de cerca de 336,9 indivíduos por m², obtida através de colheitas mensais destrutivas (quatro réplicas com 50x50cm por mês), efectuadas em níveis inferiores de maré entre Julho e Outubro de 1972, inclusive. Tendo os respectivos valores de densidade sido apresentados por classe etária, foi possível estimar a densidade dos indivíduos cujo tamanho médio foi igual ou superior a 30mm de comprimento de concha (período de amostragem de Abril de 1972 a Abril de 1973, inclusive): cerca de 7,4 por m².

Como foi referido na secção 3.3, a densidade desta espécie foi estimada no presente trabalho através da amostragem não destrutiva de seis praias do litoral alentejano (Oliveirinha, Burrinho, Caniceira, Nascedios, Almogrove e Cabo Sardão), realizada em quatro datas na Primavera e no Outono de 1999, nos níveis inferiores de maré (secção 4.3.1) onde esta espécie foi amostrada para a análise do desenvolvimento sexual (secção 7.3). Mediante a amostragem de 384 réplicas com 50x50cm, foi estimada uma densidade global de cerca de 588 indivíduos por m² e, com base na amostragem de 768 réplicas com 50x50cm, foi estimado que a densidade dos indivíduos com tamanho igual ou superior a 30mm de comprimento de concha era cerca de 33,1 por m². Incluindo as restantes espécies de *Patella* observadas nestas 384 réplicas (*P. depressa* e *P. vulgata*), a densidade global de *Patella* spp. atingiu cerca de 650,9 indivíduos por m² e, nas mesmas réplicas, foi observada uma densidade de cerca de 54 *Siphonaria pectinata* por m².

Deste modo, é possível que a referida diferença de tamanho mínimo de lapas sexualmente maduras, verificada no caso de *P. ulyssiponensis* entre os valores obtidos no presente trabalho e os referidos por Thompson (1979), esteja relacionado com estas diferenças de densidade, tanto ao nível desta espécie, como de outros herbívoros,

atendendo à possibilidade de ocorrência de competição intra e interespecífica em lapas (Branch, 1975b; 1975c; 1981; Hodgson, 1999; Boaventura e outros, 2002b; 2003).

Por outro lado, num estudo comparativo da actividade alimentar de lapas em diversas regiões europeias, Jenkins e outros (2001) referem que *P. depressa* foi muito mais abundante no sudoeste português que no sudoeste inglês (densidade média de cerca de 214,4 e 42 indivíduos por m², respectivamente), apesar de ter sido observado o contrário no caso de *P. vulgata* (densidade média de cerca de 1,4 e 98,8 indivíduos por m², respectivamente). Incluindo as restantes espécies de *Patella* observadas neste estudo (*P. ulyssiponensis* e *P. rustica*, observadas somente no sudoeste português), a densidade global de *Patella* spp. atingiu, naquelas regiões, cerca de 218,2 e 90,8 indivíduos por m², respectivamente. Adicionalmente, foi também observada, no sudoeste português, a lapa *Siphonaria pectinata*, numa densidade de cerca de 34,2 indivíduos por m².

Embora estes resultados apresentados por Jenkins e outros (2001) tenham sido obtidos exclusivamente em níveis médios de maré, sugerem que ocorram diferenças de densidade de lapas entre os locais amostrados no presente trabalho e no âmbito dos acima citados trabalhos de Orton e Southward (1961), Fretter e Graham (1976) e Das e Sesshappa (1948, trabalho citado por Côrte-Real, 1992). Do mesmo modo, tais diferenças de densidade podem estar na origem das mencionadas diferenças de tamanho mínimo de lapas sexualmente maduras, verificadas no caso de *P. depressa* e *P. vulgata* entre os valores obtidos no presente trabalho e na literatura consultada.

Tendo observado que a maturidade sexual das espécies de lapa exploradas nos Açores foi atingida em indivíduos com 41-45mm (*P. aspera*) e 16-20mm (*P. candei*), Martins e outros (1987) recomendaram o estabelecimento de um tamanho (comprimento da concha) mínimo na exploração açoriana destas espécies, correspondente a 40 e 20mm, respectivamente. Segundo Menezes (1991), a maturidade sexual destas espécies foi atingida, na mesma região, em indivíduos com 20-25 e 10mm, respectivamente, embora a leitura deste trabalho sugira que este autor considerou que a maturidade sexual era atingida em gónadas que iniciavam o seu desenvolvimento. De acordo com Ferraz e outros (2001), a legislação em vigor desde 1993 impôs os seguintes tamanhos (comprimento da concha) mínimos nas lapas descarregadas nos Açores: 55mm (*P. aspera*) e 30mm (*P. candei*).

No caso da apanha de *P. ulyssiponensis* no litoral rochoso alentejano, uma medida com semelhante objectivo corresponderia à imposição de um tamanho mínimo de 30mm de comprimento de concha. Tal medida seria facilmente aceitável pela maioria dos apanhadores de lapas, atendendo à elevada percentagem (cerca de 98%) de lapas capturadas que possuía 30mm ou mais de comprimento máximo da concha (ver atrás), tanto no caso desta espécie, como no das restantes espécies de lapa mais exploradas. No

entanto, o cumprimento desta medida pode ser mais difícil por parte de apanhadores de lapas menos experimentados, cujas capturas incluem indivíduos de tamanho muito diferente (Martins e outros, 1987), e que exploram também níveis intertidais superiores (ver atrás), onde as lapas maiores são menos abundantes, nomeadamente no caso de *P. ulyssiponensis* (Sousa, 2002).

Na definição de uma medida de gestão deste tipo, seria importante analisar, em cada espécie em causa, a relação individual entre a biomassa da gónada e o tamanho. Utilizando esta informação, Eekhout e outros (1992) propuseram a imposição de determinados tamanhos mínimos na gestão da exploração de duas espécies de lapas sul-africanas, de modo a manter 50% do potencial reprodutor em populações não exploradas.

... – crescimento

Por outro lado, a definição de uma restrição dimensional deste tipo, por estar associada à definição de quantidades máximas de captura na gestão de um stock (Eekhout e outros, 1992; Bustamante e outros, 1994), deverá ter também em consideração as taxas de crescimento e mortalidade da espécie em causa. Com base num estudo efectuado na costa sudoeste irlandesa, Thompson (1979) estimou que, no mínimo, são necessários cerca de 5 anos para *P. ulyssiponensis* atingir 30mm de comprimento de concha, tendo considerado que a sua taxa de crescimento é relativamente baixa, quando comparada com a de *P. vulgata*, estimada em condições ambientais semelhantes por outros autores. Esta constatação foi confirmada por este autor através da comparação dos valores por ele estimados com os observados por outros autores, designadamente Fischer-Piette (1941) que, na costa noroeste de França, estimou serem necessários 7,5 a 10 anos para *P. ulyssiponensis* atingir 40mm de comprimento de concha.

Na região em estudo, existem apenas algumas informações pouco representativas acerca da taxa de crescimento de *P. ulyssiponensis*: num estudo efectuado em níveis de maré inferiores da praia da Oliveirinha entre Outubro de 1998 e Abril de 1999, Sousa (2002) estimou que 4 exemplares com comprimento máximo da concha entre 25 e 40mm cresceram, em média, 0,16mm em seis meses; na mesma praia e em níveis semelhantes, 11 exemplares com comprimento máximo da concha entre 22 e 44mm cresceram, em média, 3,50mm em seis meses (observações pessoais efectuadas entre Março e Agosto de 1999). Conjugando estes dados, obtemos uma média global de 2,61mm, equivalente a uma estimativa grosseira do incremento anual da referida variável em exemplares desta espécie com comprimento máximo da concha entre 22 e 44mm.

Embora grosseira, esta estimativa encontra-se dentro dos intervalos de incremento anual observados nesta espécie por Fischer-Piette (1941), e que são semelhantes aos

registados por Thompson (1979): 2,0-4,5mm em indivíduos com comprimento da concha entre 20 e 30mm, e 2,0-3,5mm em indivíduos com comprimento da concha entre 30 e 40mm.

Deste modo, é provável que esta espécie possua um crescimento relativamente lento na região em estudo, o que aumenta a sua vulnerabilidade em relação à exploração humana, quase exclusivamente dirigida aos indivíduos com maior dimensão (Branch e Moreno, 1994).

... – ciclo reprodutivo

É interessante verificar que, dos 957 exemplares de lapas adquiridos em dois estabelecimentos comerciais de Sines (secção 7.3), em apenas cerca de 6% a respectiva gónada encontrava-se em estado inactivo ou neutro. Este facto indica que a maioria das lapas capturadas na região em estudo encontra-se sexualmente activa, o que está directamente relacionado com a relação inversa existente entre a abundância de indivíduos sexualmente inactivos e o seu tamanho. Com efeito, esta variação dimensional foi observada em lapas com diferente tamanho colhidas no litoral rochoso alentejano durante o principal período reprodutor (Novembro; secção 7.3), nas quais a percentagem média de exemplares sexualmente inactivos com mais de 26mm (comprimento máximo da concha) foi cerca de 0,2% nas três espécies em causa.

No entanto, a actividade sexual destas lapas pode ter grandes variações ao longo do ano, de um modo aparentemente cíclico (Branch, 1981), tal como foi observado por Guerra e Gaudêncio (1986) na costa continental portuguesa. Segundo estas autoras, a actividade sexual e reprodutora foi menor entre Maio e Julho, inclusive, no caso de *P. ulyssiponensis* e *P. depressa* da costa algarvia, e entre Abril e Agosto, inclusive, no respeitante a *P. vulgata* da costa setentrional.

Não existindo algum trabalho publicado sobre o ciclo reprodutivo destas espécies na costa sudoeste de Portugal continental, e podendo a reprodução destas lapas ser afectada por inúmeros factores ambientais (Branch, 1981), procedemos à sua análise no presente trabalho (secção 7.3). Tanto no caso dos períodos de inactividade, como de actividade sexual, os ciclos reprodutivos observados por Guerra e Gaudêncio (1986) em *P. ulyssiponensis*, *P. depressa* e *P. vulgata* apresentam algumas semelhanças com os observados no presente trabalho. Com efeito, o principal período de emissão de gâmetas foi observado por estas autoras em Dezembro e Janeiro, no caso de *P. ulyssiponensis* da costa algarvia, durante os meses de Inverno, no caso de *P. depressa* da costa algarvia, e em Novembro a Janeiro, inclusive, no respeitante a *P. vulgata* da costa norte de Portugal continental.

Estes resultados sugerem que a sazonalidade observada na apanha de lapas do litoral rochoso alentejano, cuja intensidade foi mais elevada nos meses de Verão (secção 2), período em que foi registada uma menor percentagem de indivíduos em actividade reprodutora, é favorável à sustentabilidade desta actividade de predação.

De acordo com Ferraz e outros (2001), a legislação em vigor desde 1993 impôs um período de veda, de 1 de Outubro a 31 de Maio, na apanha de lapas dos Açores. Embora *P. candei* pareça reproduzir-se ao longo de todo o ano, sem um período de repouso sexual sincronizado, *P. aspera* parece reproduzir-se continuamente entre Agosto e Abril, e possuir um período de repouso entre Maio e Julho (Martins e outros, 1987).

No caso de ser reconhecida a necessidade de aplicar uma medida semelhante à apanha de lapas no litoral rochoso alentejano, parece ser pertinente a imposição de um período de veda entre Outubro e Abril, inclusive. Tal medida evitaria que a exploração destes recursos fosse exercida durante o principal período de reprodução das espécies envolvidas, minimizando o impacte desta actividade humana na emissão de gâmetas. Por outro lado, é provável que esta medida fosse bem aceite pela maioria dos pescadores do litoral rochoso alentejano, atendendo à acima referida sazonalidade da apanha de lapas praticada nesta região, bem como à sazonalidade das condições atmosféricas e de agitação marítima (secção 2), mais favoráveis ao exercício desta actividade fora desse período de veda.

... – distribuição

Por último, é de referir que, de acordo com observações pessoais efectuadas ao longo deste trabalho, bem como de informações obtidas junto de pescadores locais, *P. ulyssiponensis* pode ser abundante e atingir um tamanho considerável em níveis subtidais da costa alentejana. Neste habitat, os locais onde esta espécie foi encontrada em maior abundância eram sujeitos a um elevado hidrodinamismo e o substrato duro era coberto maioritariamente por algas calcárias encrustantes. Num estudo sobre a distribuição de lapas no sudoeste irlandês, Ebling e outros (1962) observaram esta espécie ao longo de toda a zona intertidal de locais expostos, mas apenas em níveis intertidais inferiores e subtidais pouco profundos de um local muito abrigado (Lough Ine). No entanto, o mesmo trabalho não analisou a distribuição desta espécie em níveis subtidais de locais expostos.

Numa observação pontual efectuada subtidalmente no exterior do Porto de Sines, o maior exemplar desta espécie tinha 66mm de comprimento de concha, embora o maior exemplar colhido em níveis intertidais da região em estudo tivesse 71,8mm da mesma medida. No entanto, de acordo com as referidas observações e informações, a apanha de lapas é raramente efectuada em níveis subtidais da região em estudo.

Atendendo à maior dificuldade da apanha de lapas em níveis subtidais, por ter de ser praticada em imersão, e possuindo os referidos locais de distribuição subtidal desta espécie um elevado hidrodinamismo, podemos considerar que este habitat é, actualmente, um refúgio (Catterall e Poiner, 1987; Hockey, 1994; Pombo e Escofet, 1996) desta espécie em relação à sua exploração humana na costa alentejana, exercida quase exclusivamente em níveis intertidais. De acordo com estes autores, um refúgio subtidal de uma espécie que é abundante e explorada pelo Homem em níveis intertidais pode contribuir para a sua conservação, mediante a salvaguarda de adultos produtores de gâmetas e capazes de migrar para zonas exploradas.

Embora *P. ulyssiponensis* possa efectuar deslocações migratórias (Delany e outros, 1998; Sousa, 2002), esta espécie parece ser essencialmente não-migratória (Branch, 1975c; 1981), atendendo a diversas características biológicas, ecológicas e comportamentais (Thompson, 1979), nomeadamente a utilização de zonas restritas para fixação (casa, traduzindo à letra os termos “home” ou “home scar”, utilizados pela respectiva literatura inglesa; ver, por exemplo, revisão de Branch, 1981) e a posse de comportamento de retorno a casa (“homing”; Cook e outros, 1969, apesar das críticas de Underwood, 1979, pelo facto de não demonstrar este comportamento de um modo quantitativo). Deste modo, é pouco provável que a migração de indivíduos adultos, de níveis subtidais não explorados para níveis intertidais explorados, tenha importância nesta população.

Gestão da exploração humana de lapas

De acordo com Martins e outros (1987) e Ferraz e outros (2001), foi com o início do uso de equipamento de mergulho, de apneia ou com escafandro autónomo, verificado a partir da década de 70 do século passado, que os crustáceos e moluscos de níveis subtidais açorianos começaram a ser explorados de modo intenso. Segundo os mesmos autores, esta intensidade aumentou drasticamente na década seguinte, na qual a apanha de lapas sofreu um rápido declínio nalgumas ilhas, onde foi proibido o seu exercício em mergulho. Ainda na mesma década, esta actividade sofreu um colapso e foi totalmente proibida em todo o arquipélago, tendo sido aplicados regulamentos específicos e cada vez mais apertados a partir da seguinte década de 90 (Hawkins e outros, 2000; Ferraz e outros, 2001).

Segundo Ferraz e outros (2001), a legislação aplicada em 1993 parece ter contribuído para a recuperação das populações exploradas em cinco das nove ilhas açorianas, onde a exploração comercial de lapas foi de novo possível, embora nas outras ilhas esta exploração deva ser proibida ou reduzida, ou a recuperação destas populações foi duvidosa por falta de informação. Para além das restrições dimensionais (comprimento de concha mínimo de 55mm em *P. aspera* e de 30mm em *P. candeii*) e temporais (período de

veda de 1 de Outubro a 31 de Maio) acima referidas, esta legislação também impôs o licenciamento de todos os apanhadores de lapas, o registo diário das respectivas capturas e sua declaração, a dependência da renovação das licenças em relação à declaração das capturas, e o estabelecimento de diversas reservas e zonas de apanha condicionada em cada ilha (Ferraz e outros, 2001).

Não existindo qualquer legislação nacional directamente aplicável à gestão destes recursos, é recomendável que sejam envidados esforços no sentido de se conhecer melhor o estado da exploração humana de lapas em Portugal, nomeadamente na costa continental, bem como de estudar a aplicação de medidas regulamentares, com vista a garantir a sua sustentabilidade. Na escolha destas medidas, é também recomendável que seja aproveitada, da melhor forma, a experiência de gestão da exploração humana de lapas adquirida, há mais de 20 anos, nos Açores, bem como no Chile e na África do Sul, de acordo com os trabalhos atrás citados.

4- Impacte ecológico da predação humana no litoral rochoso alentejano

4.1- Introdução

Como foi referido nas anteriores secções deste trabalho, as actividades humanas de predação actualmente exercidas no litoral rochoso alentejano exploram um leque variado de algumas dezenas de espécies, desde algas a peixes, incluindo anelídeos, crustáceos, moluscos e equinodermes. No entanto, são pouco mais de uma dezena as espécies sobre as quais incide o maior esforço destas actividades pesqueiras.

Com efeito, considerando apenas as actividades de marisqueio, que foram as mais intensas e rentáveis, e quase exclusivamente desenvolvidas em baixa-mar, cerca de 99,6% do número total de pessoas observado durante este período de maré explorava, no máximo, uma dúzia de espécies. Por ordem decrescente da sua contribuição para este valor, estas espécies foram o polvo (*Octopus vulgaris*) e a navalheira (*Necora puber*), o ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), o percebe (*Pollicipes pollicipes*), os burriés (*Osilinus lineatus*, *O. colubrina*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*), o mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*), e as lapas (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*).

Ao nível das capturas observadas por pescador no final de períodos de baixa-mar de marés vivas, em cerca de 95,2% do peso total, obtido em actividades de marisqueio exercidas durante o Verão, estavam representadas as mesmas espécies, com excepção do ouriço-do-mar, pouco explorado nesta estação do ano. No entanto, a contribuição relativa para este valor foi dada por uma ordem diferente da acima referida: decrescendo de importância, foram capturados o percebe, o polvo, as lapas, a navalheira, os burriés e o mexilhão.

No caso das mencionadas lapas, estes resultados indicam que, apesar de ter sido observada uma intensidade de exploração relativamente baixa, o seu rendimento por pescador foi bastante elevado, isto é, foram poucas as pessoas que, durante dois anos de amostragens regulares, foram observadas a apanhar lapas mas, as que o fizeram nas condições acima referidas (baixa-mar estival de marés vivas), capturaram quantidades relativamente grandes. Em média, estas capturas atingiram o valor de 1,19kg por pescador ($1EP=0,15$; $N=34$), tendo as capturas de polvo atingido o valor médio de 1,33kg ($1EP=0,15$; $N=104$) e, as de navalheira, uma média de 0,80kg ($1EP=0,17$; $N=43$).

Tal como foi mencionado na secção 3, as capturas de lapas observadas neste trabalho foram dominadas, tanto numericamente como ponderalmente, pela espécie *Patella ulyssiponensis*, explorada sobretudo em níveis de maré inferiores, onde é mais abundante e maior. Também nesta secção foi referido que o stock explorável desta espécie no litoral rochoso alentejano pode ser considerado moderadamente pescado, embora a

sustentabilidade da sua exploração humana possa ser ameaçada pelo potencial aumento da intensidade da apanha de lapas neste habitat. A possibilidade de ocorrer tal aumento é elevada, atendendo ao interesse comercial da exportação de lapas para o arquipélago dos Açores, ao elevado número total de mariscadores, relativamente à baixa densidade de apanhadores de lapas, à referida tendência de aumento da procura de marisco e da densidade da população humana no litoral português, à mencionada facilidade da captura de lapas, ainda abundantes ao longo da zona intertidal, e à possibilidade de exaustão, na região em estudo, do stock de outras espécies de marisco mais capturadas, como é o caso do percebe.

Tendo em conta estas características e potencialidades da apanha de lapas no litoral rochoso alentejano, bem como o facto de as lapas *Patella* serem abundantes nesta região (Guerra e Gaudêncio, 1986; Boaventura e outros, 2002c; Sousa, 2002), o seu estudo poder ser relativamente fácil na zona intertidal (Hawkins e Jones, 1992; Raffaelli e Hawkins, 1996), e possuírem uma elevada importância ecológica (Branch, 1981), a sua exploração foi escolhida, no presente trabalho, para analisar o impacte ecológico de actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano.

Com efeito, sendo relativamente sedentárias e abundantes em diversos níveis de maré (Guerra e Gaudêncio, 1986; Boaventura e outros, 2002c; Sousa, 2002), as lapas são bastante mais fáceis de amostrar, na região costeira em estudo, que as outras espécies acima referidas: o polvo ou a navalheira, possuidores de uma mobilidade muito maior e de uma distribuição quase exclusivamente subtidal (Alvarez, 1968; Sousa Reis e outros, 1984; Guerra, 1992); o ouriço-do-mar, cujos indivíduos com tamanho explorável são mais abundantes em níveis subtidais ou nos níveis mais inferiores da zona intertidal (Nobre, 1938; Angélico, 1990; Guiomar, 1997); o percebe ou o mexilhão, abundantes apenas em locais geralmente sujeitos a elevado hidrodinamismo e em níveis de maré inferiores ou subtidais (Saldanha, 1974; Cruz, 2000; Silva, 2002b); e os burriés, mais móveis e abundantes em habitats muito heterogéneos, como frestas e poças de maré (Salvador, 2002).

No respeitante à sua importância ecológica, as lapas podem ter, mediante efeitos directos e indirectos, uma profunda influência nos padrões de abundância e distribuição de organismos que vivem em substratos duros litorais (Underwood, 1979; Branch, 1981; Hawkins e Hartnoll, 1983, 1992; Benedetti-Cecchi, 2000). Na maioria das lapas, estes efeitos são primariamente devidos à sua actividade herbívora, dirigida, em parte, a macrófitos mas sobretudo à película microbiana e detritica que estes moluscos raspam na superfície de substratos duros para se alimentarem de microalgas bentónicas (por exemplo, diatomáceas e cianobactérias), esporos e propágulos germinais de algas, e detritos

orgânicos (Underwood, 1979; Branch, 1981; Steneck e Watling, 1982; Hill e Hawkins, 1991; Thompson e outros, 2000).

A importância dos efeitos directos desta actividade alimentar sobre o recrutamento e o crescimento de macroalgas foi demonstrada em diversas experiências manipulativas, nas quais a diminuição da abundância de lapas provocou geralmente um aumento da abundância de algas (por exemplo, Hawkins e Hartnoll, 1983; Underwood e Jernakoff, 1984; Farrell, 1991; Jenkins e outros, 1999; Benedetti-Cecchi, 2000; Benedetti-Cecchi e outros, 2001; Boaventura e outros, 2002a; Arrontes e outros, 2004). As interacções entre algas e lapas são tão fortes que podem ter influenciado a sua evolução, atendendo às defesas químicas e morfológicas anti-herbivoria que muitas espécies de algas possuem, e a vários exemplos de especialização e aparente mutualismo (Steneck e Watling, 1982; Hay e Fenical, 1988, 1992; Santelices, 1992; Steneck, 1992; ver, no entanto, Foster, 1992). Por outro lado, as lapas podem exercer uma importante pressão competitiva, tanto intraespecífica como interespecificamente, e afectar o crescimento, o recrutamento e a reprodução de outros organismos (Branch, 1975b, 1975c, 1981; Underwood, 1979, 1992; Creese e Underwood, 1982; Boaventura e outros, 2002b, 2003).

Quando as lapas são objecto de intensa e regular exploração humana, tais interacções tróficas e competitivas são profundamente afectadas, produzindo-se efeitos directos e previsíveis, bem como efeitos indirectos, que podem ser diversos e são, assim, menos previsíveis (ver revisões de Branch e Moreno, 1994; Pinnegar e outros, 2000; Moreno, 2001). Diminuindo a abundância e o tamanho das presas (secção 3), a exploração humana de lapas herbívoras provoca geralmente um aumento da abundância de algas, nomeadamente das espécies que são consumidas por estes moluscos (Dye, 1992, 1993; Sharpe e Keough, 1998), e pode provocar, indirectamente, um aumento da taxa de crescimento e fecundidade das presas e de outras lapas não exploradas (Godoy e Moreno, 1989; Branch e Odendaal, 2003), bem como alterações da abundância de animais sésseis, como as cracas, que competem por espaço com as algas e cujo assentamento e posterior sobrevivência podem ser afectados positiva ou negativamente pela actividade alimentar das lapas (Hawkins, 1983; Underwood e outros, 1983; Farrell, 1991; Holmes, 2002), sendo possível detectar o impacto desta exploração ao nível da estrutura global da comunidade afectada (Lasiak e Field, 1995; Lasiak, 1998, 1999). Por outro lado, a cessação ou diminuição da exploração humana de lapas, resultantes da protecção do litoral, podem provocar efeitos contrários (Durán e Castilla, 1989; Branch e Odendaal, 2003). No entanto, tais efeitos podem ser diferentes se esta exploração for pouco intensa ou se, nos locais protegidos, a produtividade primária for menor, o recrutamento de lapas for menos intenso ou as lapas mais velhas se encontrarem senescentes (Lasiak, 1993b).

Em Portugal, foi já demonstrada a importância da herbivoria de lapas intertidais na distribuição e abundância de macroalgas, mediante a exclusão total ou parcial destes moluscos em experiências manipulativas (Santos, 2000; Fernandes, 2001; Boaventura e outros, 2002a; Silva, 2002b), embora estas não tenham sido realizadas com o intuito de simular a remoção de lapas efectuada no âmbito de actividades de exploração humana.

Tendo o stock explorável da espécie de lapa mais capturada no litoral rochoso alentejano (*Patella ulyssiponensis*) sido considerado moderadamente pescado nesta região, é de esperar que a apanha humana de lapas tenha um impacto detectável nas populações e comunidades do habitat em estudo. No presente trabalho, a análise deste potencial impacto foi efectuada segundo duas abordagens distintas:

- avaliando padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana;
- analisando, através de manipulações experimentais, os efeitos da remoção de lapas.

Nestes dois estudos, foi dada especial atenção à apanha de lapas efectuada em níveis intertidais inferiores, onde *P. ulyssiponensis* é mais abundante e atinge maior tamanho (Guerra e Gaudêncio, 1986; Sousa, 2002). No litoral rochoso alentejano, a cobertura epibentónica destes níveis é dominada por algas folhosas (consideradas, no presente trabalho, todas as macroalgas não encrustantes), sobretudo vermelhas ou castanhas (Carvalho, 1993; Calado, 1994; Saúde, 2000; Boaventura e outros, 2002c; Silva, 2002b), geralmente reunidas em agrupamentos turfosos, entre os quais existem espaços (semelhantes aos “gaps” descritos por Dye, 1993 e aos “patches” de rocha nua ou algas encrustantes referidos por Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993, 1994; ver em baixo) com lapas, algas encrustantes, e cracas e outros animais sésseis, e onde as algas folhosas são pouco abundantes. Das lapas que ocorrem nestes espaços, *P. ulyssiponensis* é a mais abundante, mas outras espécies também podem ser observadas, como *Patella depressa*, *P. vulgata* e *Siphonaria pectinata* (Saúde, 2000; Boaventura e outros, 2002c; Sousa, 2002), bem como *Helcion pellucidum* e *Diodora graeca*, embora estas duas sejam muito pouco abundantes (observações pessoais).

Parecendo a formação e a manutenção destes espaços ser sobretudo decorrente da actividade alimentar de lapas herbívoras, tal como as da superfamília Patellacea (Branch, 1981; Steneck e Watling, 1982) a que *P. ulyssiponensis* pertence, bem como as da espécie *S. pectinata* (Branch, 1981; Hodgson, 1999), e sendo a maioria destas espécies sedentárias (ver em baixo), estes espaços podem ser considerados como territórios alimentares das lapas que neles vivem. Sendo estes territórios também usados como casa (ver em baixo)

por parte da maioria das lapas presentes, a sua área total pode ser considerada vital para a fixação e alimentação destes moluscos.

Este uso do termo território não significa, necessariamente (Underwood, 1979), que as lapas em causa possuam comportamentos territoriais, ou mesmo “jardins” de algas, tal como foi descrito noutras espécies (Stimson, 1973; Branch, 1975c, 1981; Branch e outros, 1992). No sentido usado por Stimson (1973), a territorialidade corresponde à ocupação prolongada de uma área e sua defesa contra intrusões de membros da mesma espécie. Atendendo a que os referidos territórios alimentares são geralmente ocupados por vários exemplares da mesma espécie de lapa, nomeadamente de *P. ulyssiponensis*, aquela definição de territorialidade não se aplica neste caso.

Numa análise comparativa de onze espécies de *Patella* que ocorrem em litorais sul-africanos, Branch (1975c, 1981) distinguiu as que possuem comportamento migratório (os juvenis recrutam em níveis de maré inferiores e, à medida que se tornam adultos, deslocam-se para níveis superiores) das que não migram verticalmente, tendo referido que as espécies pertencentes a estes dois grupos possuem diferentes estratégias de redução da competição intraespecífica. Com base neste estudo, Thompson (1979) afirmou poder concluir-se que *P. ulyssiponensis* partilha muitas características com as espécies classificadas como não migratórias e que apresentaram, por exemplo: uma distribuição vertical mais restrita e, geralmente, limitada a níveis de maré inferiores ou a habitats subtidaes; uma alimentação mais específica; maior agressividade e defesa territorial; casa (traduzindo à letra os termos “home” ou “home scar”, utilizados pela respectiva literatura inglesa; ver, por exemplo, revisão de Branch, 1981) mais permanente; e comportamento de retorno a casa (traduzindo o termo “homing” utilizado pela respectiva literatura inglesa; ver, por exemplo, revisão de Branch, 1981) mais rígido.

Com efeito, embora *P. ulyssiponensis* possa efectuar deslocações migratórias (Delany e outros, 1998; Sousa, 2002), o seu comportamento de retorno a casa foi considerado uma característica regular por Cook e outros (1969) e, com base neste trabalho, Branch (1981) classificou este comportamento como rígido. Porém, Underwood (1979) referiu que Cook e outros (1969) não demonstraram quantitativamente que os observados comportamentos de retorno a casa não foram aleatórios.

De acordo com as revisões de Branch (1981) e Hodgson (1999), vários autores observaram comportamento de retorno a casa em *Patella depressa*, *P. vulgata* e *Siphonaria pectinata*. Com base em observações pessoais efectuadas ao longo deste trabalho na região em estudo, estas espécies, bem como *P. ulyssiponensis*, apresentam geralmente, em níveis de maré inferiores, marcas de fixação ou de casa (“home scars”, ver atrás) bastante nítidas, sendo estas marcas menos frequentes e evidentes no caso dos indivíduos mais

pequenos. Tais marcas podem ser facilmente observadas após a remoção de uma lapa média ou grande e, no caso de *P. ulyssiponensis*, é comum possuírem uma zona central não coberta por organismos macroscópicos e uma margem, de largura variável, coberta com algas encrustantes (moles e/ou duras).

Nos referidos territórios alimentares de níveis intertidais inferiores, parte do substrato encontra-se geralmente não coberto por organismos macroscópicos permanentemente fixos (adiante designado por rocha nua), onde as lapas estão geralmente fixas, estando a restante área de substrato duro coberta por algas encrustantes (moles e/ou duras), cracas ou outros animais sésseis (por exemplo, anelídeos ou moluscos com tubos calcários ou arenosos) (observações pessoais). Ligeiramente acima destes níveis dominados por algas folhosas, numa zona de transição para os níveis onde a cobertura do substrato duro emergente (emerso durante a baixa-mar) é dominada por cracas do género *Chthamalus*, Saúde (2000) observou uma abundância maior de algas encrustantes, sobretudo moles, e uma menor abundância de algas folhosas, praticamente não observadas em níveis de maré superiores. Em praias do litoral alentejano sujeitas a maior agitação marítima que as amostradas por esta autora, o padrão atrás descrito também foi observado, embora as algas encrustantes tenham sido sobretudo duras e calcárias (Cruz, 2000; Silva, 2002b; Sousa, 2002). Apesar destas grandes variações verticais na abundância e composição específica de algas, as lapas ocorreram abundantemente nos níveis de maré estudados nestes trabalhos, embora a sua abundância global tenha diminuído no sentido dos dois extremos verticais da zona intertidal, e cada espécie de lapa tenha apresentado significativos padrões verticais de abundância (Saúde, 2000; Silva, 2002b; Sousa, 2002).

Em níveis inferiores de maré, o balanço competitivo entre algas e lapas é geralmente mais favorável às primeiras (Branch, 1981; Hawkins e Hartnoll, 1992; Raffaelli e Hawkins, 1996), e a herbivoria mantida por lapas e outros moluscos pode ser responsável pelo estabelecimento dos níveis superiores de algas folhosas (Underwood, 1980; Underwood e Jernakoff, 1981, 1984; Hawkins e Hartnoll, 1985; Boaventura e outros, 2002a).

Deste modo, é de prever que a apanha humana de lapas diminua a abundância destes moluscos e, sobretudo, dos indivíduos maiores e também com maior consumo alimentar (Branch, 1981; Eekhout e outros, 1992; Branch e Moreno, 1994; Pombo e Escofet, 1996; Kyle e outros, 1997a; Branch e Odendaal, 2003; e Roy e outros, 2003). Se este efeito for importante, deverá aumentar a abundância de algas folhosas em tais territórios alimentares (permitindo a fixação e o crescimento de propágulos de algas folhosas, e o crescimento de talos destas algas situados nas margens dos territórios) e diminuir a área ocupada por estes, provocando a diminuição da abundância dos organismos que neles vivem. Num habitat semelhante, composto por territórios (“gaps”) alimentares de lapas

mantidos por entre uma turfa de algas folhosas coralináceas, Dye (1993) observou diferenças significativas entre um local sujeito a exploração humana e outro situado numa área protegida, em que esta exploração era menor: a abundância desse tipo de algas foi maior no local explorado, onde a abundância de lapas e rocha nua foram menores. Assim, nos dois estudos acima referidos, foi estimada a área ocupada por territórios alimentares de lapas (área vital) e, no estudo manipulativo, foi também estimada a área ocupada, nesses territórios, por rocha nua, algas encrustantes (moles e duras) e cracas.

No caso do primeiro estudo acima referido, os padrões de variação da abundância de lapas em função da intensidade da predação humana também foram analisados em níveis médios de maré. No substrato emergente destes níveis, a espécie de lapa mais abundante no litoral rochoso alentejano é *Patella depressa* (Sousa, 2000; Boaventura e outros, 2002c; Silva, 2002b). Apesar de esta espécie não ter sido dominante, em termos numéricos ou ponderais, nas capturas de lapas observadas no litoral rochoso alentejano (secção 3), a apanha de lapas e burriés foi mais intensa em níveis médios, ou mesmo superiores, de maré de duas praias da região em estudo (Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Vale Marim; ver secção 2), quando comparada com a intensidade desta actividade exercida em níveis intertidais inferiores.

No entanto, a análise conjunta das actividades de apanha de lapas e burriés pode ter influenciado, de modo importante, o padrão vertical observado, tendo em conta que as espécies de burrié mais capturadas (*Osilinus lineatus* e *O. colubrina*), bem como *Gibbula umbilicalis*, são mais abundantes em níveis de maré médios e superiores (Salvador, 2002; secção 2). Com efeito, na única praia em que foi testada a variação entre níveis de maré da intensidade da apanha de lapas (Cabo de Sines), esta actividade foi significativamente mais intensa em níveis intertidais inferiores, embora não tenha sido verificado algum padrão vertical nos locais mais expostos à ondulação (secção 2).

Por outro lado, sendo Amoreiras/Casca/Oliveirinha e Vale Marim relativamente próximas de praias arenosas, é provável que, no Verão, quando a apanha de lapas e burriés foi mais intensa na região litoral em estudo, grande parte dos apanhadores observados nestas praias fossem banhistas, que para elas se deslocaram na baixa-mar e utilizaram sobretudo níveis médios e superiores de maré, cuja exploração é mais fácil e menos arriscada que a de níveis inferiores (secção 2).

Deste modo, é de esperar que o impacte da apanha de lapas seja menor no nível médio, relativamente ao esperado no nível inferior, e que esta diferença seja maior nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração humana. Ao nível da abundância, é de esperar que o impacte desta actividade seja mais notório em lapas com tamanho explorado pelo Homem na região em estudo (comprimento máximo da concha igual ou superior a

30mm; ver secção 3). Podendo as lapas exercer e sofrer competição intra e interespecífica, nomeadamente com outras espécies de lapas, como acima foi referido, a análise deste impacte envolveu a avaliação da abundância das diferentes espécies de lapas presentes, bem como das suas classes dimensionais.

Tendo em consideração que o comportamento alimentar e os padrões de movimento de moluscos gastrópodes herbívoros, como as lapas, são influenciados por factores ambientais que actuam a pequenas escalas (Chapman e Underwood, 1992), os referidos estudos foram efectuados com uma resolução espacial relativamente elevada. Do mesmo modo, sendo as lapas relativamente abundantes no habitat em estudo, mas variando a sua abundância a pequenas escalas espaciais (Sousa, 2002), a sua apanha humana pode ser efectuada de modo espacialmente irregular, tal como foi verificado nas secções anteriores (a intensidade desta actividade variou moderadamente entre locais com algumas centenas de metros), o que também exige uma considerável resolução espacial. Podendo esta variabilidade espacial ser aumentada pela predação humana, e atendendo a que esta actividade foi intensa e regular nalgumas praias do litoral rochoso alentejano, é de esperar que, no primeiro estudo acima referido, a variância estimada a pequena escala seja maior em praias sujeitas a maior intensidade deste tipo de exploração.

Tendo sido observada, no presente trabalho, uma maior intensidade global de marisqueio e, também, de apanha de lapas, durante o Verão, o primeiro estudo avaliou o efeito desta variação temporal, considerando duas datas de amostragem em períodos situados antes e depois desta estação do ano. No caso do estudo manipulativo, a remoção inicial das lapas foi efectuada em meses de Verão e Outono.

4.2- Material e métodos

Amostragem

Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana

No estudo destes padrões, foi analisada a variação espacial e temporal a diferentes escalas. Em termos espaciais, foi estudada a variabilidade entre praias, com algumas centenas de metros de extensão, e entre locais dentro de cada praia, com alguns metros de extensão. A nível temporal, as escalas de variação analisadas foram o período do ano, com cerca de 3 meses de duração total, e a data, que durou, em média, pouco mais de 1 mês.

De acordo com os resultados do estudo sobre a intensidade de actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano, apresentados na secção 2, bem como noutras observações e informações recolhidas nesta região, as praias de amostragem utilizadas neste trabalho são potencialmente sujeitas a diferente intensidade de exploração: Oliveirinha, Burrinho e Almogrove (maior intensidade), e Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão (menor intensidade) (figura 2.1). Atendendo às características destas praias (tabela 2.2), as do primeiro grupo são mais próximas de praias arenosas turísticas (a Caniceira encontra-se a mais de 500m de uma praia arenosa turística) e possuem acesso por terra geralmente mais fácil (sendo dominado por dunas de areia extensas, o acesso por terra da Caniceira é moderadamente difícil). Tendo em conta os resultados apresentados na secção 2, estas características tornam as praias do primeiro grupo potencialmente mais exploradas pelo Homem que as do grupo referido em segundo lugar.

No caso da praia do Cabo Sardão, situada num cabo e, por isso, potencialmente sujeita a maior hidrodinamismo (por exemplo, Carter, 1989; Raffaelli e Hawkins, 1996) que as restantes acima referidas, a amostragem não foi efectuada nos locais mais expostos à ondulação.

Neste estudo, cada praia é dominada por substrato duro, possui algumas centenas de metros de extensão e dista vários quilómetros da praia de amostragem mais próxima. Em cada praia, foram aleatoriamente escolhidos oito locais de amostragem, dominados por substrato duro, possuidores de menos de 10m de extensão, e afastados mais de 20m uns dos outros.

Tendo sido observada, no presente trabalho, uma maior intensidade global de marisqueio e, também, de apanha de lapas, durante o Verão (secção 2), este estudo avaliou o efeito desta variação temporal, considerando duas datas de amostragem em períodos situados antes e depois desta estação do ano. Os períodos considerados situaram-se,

assim, maioritariamente durante a Primavera e o Outono, tendo sido aleatoriamente escolhidas, no ano de 1999, duas datas em cada período: 16 de Março a 3 de Abril, 28 de Abril a 15 de Junho, 24 de Setembro a 29 de Outubro, e 7 de Novembro a 24 de Dezembro, inclusive.

Considerando a amostragem efectuada na totalidade das praias, a duração de cada período do ano foi, aproximadamente, de 3 meses, bem como o tempo que os separou. De acordo com os períodos acima referidos, a duração de cada data de amostragem correspondeu, em média, a cerca de 1 mês, embora tenha variado bastante (por ordem cronológica: 19, 49, 36 e 48 dias). Por outro lado, o tempo que separou as datas de cada período também variou bastante (8 dias na primeira, 24 na segunda). Esta elevada variabilidade foi sobretudo devida à dependência da amostragem de níveis intertidais inferiores em relação a períodos de baixa-mar de marés vivas com reduzida agitação marítima. Apesar desta variabilidade global, as duas datas amostradas em cada praia e período do ano distaram sempre mais que 1 mês, e a duração de cada data amostrada numa praia e período do ano correspondeu, geralmente, a 2 ou 3 dias. Por outro lado, a sequência, segundo a qual as praias foram amostradas em cada data, variou aleatoriamente.

Na tabela 4.1 está apresentado o delineamento da amostragem utilizado neste estudo. No caso da variação da área vital de lapas, a amostragem foi efectuada na referida data de 24 de Setembro a 29 de Outubro de 1999.

Tabela 4.1- Delineamento da amostragem utilizada na análise de padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana (ver texto): ort.- ortogonal; an.- aninhado (“nested”); N- número de réplicas.

Variáveis	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
abundância e tamanho de lapas	intensidade da exploração (fixo, ort.)	maior (Oliveirinha, Burrinho, Almogrove) menor (Caniceira, Nascedios, Cabo Sardão)
	praia (aleatório, an. em intensidade de exploração)	3
	período do ano (fixo, ort.)	antes do Verão (16/Março-15/Junho) depois do Verão (24/Setembro-24/Dezembro)
	data (aleatório, an. em intensidade da exploração, praia e período do ano)	2
	local (aleatório, an. em intensidade da exploração, praia, período do ano e data)	2
		N= 8, 16 ou 32 (consoante a variável)
área vital de lapas	intensidade da exploração (fixo, ort.)	maior (Oliveirinha, Burrinho, Almogrove) menor (Caniceira, Nascedios, Cabo Sardão)
	praia (aleatório, an. em intensidade de exploração)	3
	local (aleatório, an. em intensidade da exploração, praia, período do ano e data)	2
		N=6

A amostragem incidiu sobretudo em níveis intertidais inferiores, onde a apanha de lapas, bem como o marisqueio em geral, foram mais intensos na região em estudo. De

modo a aumentar o tempo disponível para os respectivos trabalhos de terreno (ver em baixo), efectuados em períodos de baixa-mar de marés vivas, a amostragem destes níveis foi realizada na sua zona superior, neste estudo designada por nível inferior de maré. Neste nível, as algas folhosas dominam a cobertura do substrato duro da região litoral em estudo, embora algumas algas encrustantes também possam ser abundantes (Saúde, 2000; Silva, 2002b). As lapas do género *Patella*, nomeadamente da espécie *P. ulyssiponensis* (Sousa, 2002), são abundantes neste nível intertidal, onde ocorrem com frequência lapas com tamanho explorado pelo Homem (comprimento máximo da concha igual ou superior a 30mm; ver secção 3).

No entanto, a amostragem também foi realizada em níveis intertidais médios, onde a cobertura do substrato duro emergente é dominada por cracas do género *Chthamalus* (Saúde, 2000; Silva, 2002b). Podendo a abundância de lapas sofrer variações verticais consideráveis nestes níveis (Saúde, 2000; Sousa, 2002), foi amostrada a zona média da distribuição vertical de *Chthamalus montagui*, neste estudo designada por nível médio de maré.

A altura destes níveis intertidais, relativamente ao zero hidrográfico, foi medida em três praias da região em estudo (Oliveirinha, Queimado e Nascedios, ver figura 2.1; em cada praia, foram amostrados dois locais directamente expostos à ondulação dominante), segundo técnica descrita em Hawkins e Jones (1992). De acordo com os valores médios obtidos nestas medições, o nível inferior situou-se aproximadamente a 1,4m e o nível médio localizou-se aproximadamente a 2,9m.

A quantificação das variáveis utilizadas neste estudo (tabela 4.2) foi efectuada não destrutivamente e com um quadrado de 50x50cm, aleatoria e repetidamente colocado em cada local. Foram amostradas superfícies de substrato duro com declive suave (<45°), sem frestas grandes ou poças de maré, e directamente expostas à ondulação dominante.

À medida que eram directamente identificadas e contadas em cada quadrado, as lapas foram separadas em três classes dimensionais (tabela 3.2), através da medição, com precisão de 0,5mm, do comprimento máximo da sua concha (CMC; variável medida ao longo do eixo longitudinal da concha). Esta medição foi efectuada com uma régua graduada e, por vezes, com o auxílio complementar de um compasso de pontas afiadas.

A identificação das espécies de lapas foi efectuada no terreno, com base em características macroscópicas e, geralmente, de modo não destrutivo. No caso do género *Patella*, esta identificação taxonómica foi feita com base em características externas da concha, e atendendo às descrições de Christiaens (1973), Bowman (1981), Graham (1988) e Hawkins e Jones (1992). Quando estas características eram duvidosas, nomeadamente em indivíduos grandes e/ou cobertos por algas folhosas, a sua identificação foi confirmada

pela observação externa do pé e dos tentáculos marginais, e/ou da superfície interna da concha (Christiaens, 1973; Graham, 1988; Hawkins e Jones, 1992). Para tal, algumas lapas foram cuidadosamente levantadas com uma faca e, após a sua rápida identificação no terreno, o seu pé foi humedecido em água do mar e foram recolocadas no mesmo local, de modo a contribuir para a sua readesão.

Tabela 4.2- Variáveis e número de réplicas (N) utilizadas na análise de padrões de variação da abundância, tamanho (CMC- comprimento máximo da concha, em mm) e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana (ver texto).

Nível de maré	Variável		N
inferior	abundância de lapas	CMC <5mm	8
		$5\text{mm} \leq \text{CMC} < 30\text{mm}$	8
		$\text{CMC} \geq 30\text{mm}$	16
		total	8
	tamanho de lapas com CMC $\geq 30\text{mm}$	aleatório	32
		selectivo	32
área vital		6	
médio	abundância de lapas	CMC <5mm	8
		$5\text{mm} \leq \text{CMC} < 30\text{mm}$	8
		$\text{CMC} \geq 30\text{mm}$	8
		total	8

O tamanho de lapas com $\text{CMC} \geq 30\text{mm}$ foi medido de modo não destrutivo (na maioria dos casos, não foi necessário levantar as lapas) e com precisão de 0,1mm, usando um paquímetro. Em cada um dos 16 quadrados amostrados para a quantificação de lapas desta classe dimensional (tabela 4.2), foram escolhidas 2 lapas de modo aleatório (escolhidas ao acaso) e selectivo (as que tinham maior CMC).

A área vital de lapas foi estimada através do registo fotográfico de 6 das réplicas utilizadas na amostragem da abundância destes moluscos. Este registo foi efectuado numa película de diapositivos de 35mm (100ASA), sem recurso a iluminação artificial. Após revelação, a imagem de cada diapositivo foi digitalizada e a área vital de lapas foi estimada através da sua análise informática, usando o programa SigmaScan Pro 5.0 (1999, Systat, Inc.).

Nesta análise, a área total do território alimentar das lapas foi considerada equivalente à sua área vital (ver secção 4.1), tendo sido definida como a área de substrato duro emergente não ocupado primariamente por algas folhosas, assim como pelas algas *Codium adhaerens*, *Leathesia* ou *Colpomenia*, pelos anelídeos *Sabellaria* ou Serpulidae, e pelos moluscos Vermetidae. Para além das algas folhosas, estes organismos fixos foram considerados como não pertencentes a tais territórios pois, de acordo com as observações efectuadas ao longo deste trabalho na região litoral em estudo, podem ocorrer fora dos territórios alimentares das lapas, por entre talos de algas folhosas, embora também possam ser observados dentro destes territórios e nas suas margens. De qualquer modo, as algas

Colpomenia e os referidos anélideos e moluscos são geralmente pouco abundantes no nível inferior de maré em estudo, podendo as algas *Codium adhaerens* e *Leathesia* ser abundantes neste habitat (Saúde, 2000).

Efeitos da remoção de lapas

Os efeitos da remoção de lapas foram estudados através de uma experiência manipulativa realizada num nível de maré inferior situado abaixo do mencionado na anterior secção. O nível utilizado neste estudo encontra-se aproximadamente no meio da zona intertidal em que a cobertura do substrato duro é dominada por algas folhosas, sobretudo vermelhas ou castanhas (Carvalho, 1993; Calado, 1994; Saúde, 2000; Silva, 2002b). Neste nível, as lapas do género *Patella*, nomeadamente da espécie *P. ulyssiponensis* (Sousa, 2002), são abundantes na região em estudo, nele ocorrendo com frequência lapas com tamanho explorado pelo Homem (comprimento máximo da concha igual ou superior a 30mm; secção 3).

A altura deste nível intertidal, em relação ao zero hidrográfico, foi medida nas praias em estudo (Oliveirinha/Burrinho e Nascedios, ver adiante; em cada praia, foram amostrados dois locais directamente expostos à ondulação dominante), segundo técnica descrita em Hawkins e Jones (1992), e situou-se a cerca de 0,9m (valor médio).

Comparado com o nível de maré inferior atrás mencionado nesta secção, o deste estudo possui uma menor abundância de lapas e uma maior cobertura de algas folhosas (Saúde, 2000; Silva, 2002b; Sousa, 2002). A sua escolha para este estudo deve-se ao facto de nele ocorrerem com mais frequência territórios alimentares de lapas relativamente pequenos e separados, por algas folhosas, de outros territórios alimentares de lapas (ver adiante): sendo pequenos, as operações de manipulação e monitorização destes territórios é mais fácil e menos morosa; sendo assim separados, a migração de lapas, de ou para outros territórios é mais difícil, sobretudo no caso dos indivíduos grandes (Underwood, 1979; Branch, 1981).

Neste estudo, foram utilizadas duas praias de amostragem do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha/Burrinho e Nascedios; figura 2.1), dominadas por substrato duro e com cerca de 2km de extensão, e que distam uma da outra algumas dezenas de quilómetros. Em cada praia, foram aleatoriamente escolhidos dois locais de amostragem, dominados por substrato duro e possuidores de menos de 50m de extensão.

Em cada local, foram aleatoriamente escolhidas 6 áreas experimentais de 1x2m, cujo substrato duro possuía declive suave (<45°) e uma exposição directa à ondulação dominante, e não continha grandes frestas ou poças de maré. Os vértices destas áreas foram marcados por parafusos de inox, fixos em buchas de plástico. Estas foram

introduzidas em orifícios perfurados com brocas metálicas, accionadas por um berbequim eléctrico ou um martelo pneumático a gasolina, consoante a dureza da rocha. Sensivelmente a meio dos lados maiores de cada área, foi também fixo um parafuso de inox com a mesma técnica. Nas operações de manipulação ou amostragem, o perímetro de cada área foi definido por uma corda fina e colorida, fixa aos respectivos parafusos. De modo a facilitar a sua localização, cada área foi fotografada e representada de forma esquemática num mapa do local a que pertence.

Em cada área experimental, foram aleatoriamente escolhidos 3 territórios alimentares de lapas que possuíssem uma ou mais lapas grandes ($CMC \geq 30mm$) e menos de $200cm^2$ de área total. Esta escolha também incidiu apenas em territórios que fossem separados, por algas folhosas, de outros territórios alimentares de lapas. De modo a facilitar a sua localização, cada território assim escolhido foi fotografado e representado de forma esquemática num mapa da área experimental a que pertence.

Após estes trabalhos de marcação e mapeamento, a manipulação e a amostragem iniciais foram realizadas entre 2 de Setembro e 15 de Novembro de 1997 (data t0), tendo a reamostragem sido efectuada entre 2 de Março e 12 de Julho de 1998 (data t1). A duração e variabilidade destas datas deveu-se sobretudo à dependência da amostragem do nível de maré inferior em relação a períodos de baixa-mar de marés vivas com reduzida agitação marítima. Apesar desta variabilidade, o período de tempo que distou, em cada área experimental, entre o fim de t0 e o início de t1 correspondeu, em média, a cerca de 7 meses, tendo variado entre cerca de 5,5 e 9 meses. Em cada data e área experimental, a amostragem de uma variável foi geralmente efectuada num dia, embora a quantificação, no terreno, de todas as variáveis tenha durado, geralmente, vários dias. A sequência, segundo a qual as áreas e as variáveis foram amostradas, variou aleatoriamente em cada data.

Em cada local, as 6 áreas experimentais foram aleatoria e igualmente distribuídas pelos seguintes tratamentos manipulativos: não remoção de lapas, remoção de todas as lapas grandes ($CMC \geq 30mm$), e remoção de todas as lapas. Na tabela 4.3 está apresentado o delineamento experimental utilizado neste estudo.

Na análise da sua abundância, as lapas foram separadas em três classes dimensionais ($CMC < 5mm$; $5mm \leq CMC < 30mm$; $CMC \geq 30mm$), através da medição, com precisão mínima de 0,5mm, do comprimento máximo da sua concha (CMC ; variável medida ao longo do eixo longitudinal da concha). Esta medição foi efectuada com uma régua graduada e, por vezes, com o auxílio complementar de um compasso de pontas afiadas, ou com um paquímetro. A identificação taxonómica das lapas foi realizada do mesmo modo descrito na secção anterior. As lapas removidas nos tratamentos manipulativos foram

congeladas em sacos de plástico devidamente etiquetados e, posteriormente, identificadas, contadas e medidas (CMC) no laboratório.

Tabela 4.3- Delineamento experimental utilizado na análise dos efeitos da remoção de lapas (ver texto): ort.- ortogonal; an.- aninhado (“nested”); N- número de réplicas.

Variáveis	Factores (características)	Níveis / Número de réplicas
abundância de lapas	remoção (fixo, ort.)	não remoção de lapas remoção de todas as lapas grandes (CMC ≥ 30 mm) remoção de todas as lapas
	praia (aleatório, ort.)	2
	local (aleatório, an. em praia)	2
		N= 2
área vital de lapas e área coberta por outros organismos, e sua variação percentual	remoção (fixo, ort.)	não remoção de lapas remoção de todas as lapas grandes (CMC ≥ 30 mm) remoção de todas as lapas
	praia (aleatório, ort.)	2
	local (aleatório, an. em praia)	2
	área (aleatório, an. em praia e local)	2
		N=3

Os territórios alimentares de lapas, aleatoriamente escolhidos em cada área experimental, foram fotografados para a análise da área vital de lapas e da área coberta por outros organismos. Este registo fotográfico foi efectuado numa película de diapositivos de 35mm (100ASA), com uma câmara Nikon F90X e sem recurso a iluminação artificial. Após revelação, a imagem de cada diapositivo foi digitalizada e as áreas pretendidas foram estimadas através da sua análise informática, usando o programa SigmaScan Pro 5.0 (1999, Systat, Inc.).

Nesta análise, a área total do território alimentar das lapas foi considerado equivalente à sua área vital (ver secção 4.1), tendo sido definida como a área de substrato duro emergente não ocupado primariamente por algas folhosas, assim como pelas algas *Codium adhaerens*, *Leathesia* ou *Colpomenia*, pelos anelídeos *Sabellaria* ou Serpulidae, e pelos moluscos Vermetidae. Para além das algas folhosas, estes organismos fixos foram considerados como não pertencentes a tais territórios pois, de acordo com as observações efectuadas ao longo deste trabalho na região litoral em estudo, podem ocorrer fora dos territórios alimentares das lapas, por entre talos de algas folhosas, embora também possam ser observados dentro destes territórios e nas suas margens. De qualquer modo, a alga *Colpomenia* e os referidos anelídeos e moluscos são geralmente pouco abundantes no nível inferior de maré em estudo, podendo as algas *Codium adhaerens* e *Leathesia* ser abundantes neste habitat (Saúde, 2000).

Para além da área total, em cada território alimentar amostrado foram estimadas, através da referida análise informática de imagem, a área primariamente coberta por algas encrustantes moles (não calcárias), algas encrustantes duras (calcárias) e cracas

(*Chthamalus* spp., incluindo placas da muralha de indivíduos mortos que ainda se encontravam fixas ao substrato duro), bem como a área de rocha nua. Nesta análise, a rocha nua foi considerada como o substrato não coberto por organismos macrobentónicos sésseis ou permanentemente fixos e, assim, também inclui o substrato ocupado por lapas. De acordo com as observações efectuadas ao longo deste trabalho, a maior parte do substrato ocupado por lapas, em condições de baixa-mar e quando estes moluscos se encontram em casa (ver secção 4.1), não é coberto por organismos macroscópicos, embora tenha sido frequente a sua cobertura parcial por parte de algas encrustantes, nomeadamente duras. No caso dos territórios amostrados em t_0 e onde as lapas foram experimentalmente removidas, o substrato previamente ocupado por estes moluscos também foi considerado como rocha nua.

Atendendo ao facto de que os territórios amostrados em t_0 possuíam áreas totais diferentes umas das outras, foi calculada a variação percentual das áreas estimadas pela referida análise informática de imagem. No caso da área total, de rocha nua, e primariamente coberta por algas encrustantes moles, esta variação foi calculada da seguinte forma: $(t_1/t_0)100$, em que t_1 e t_0 correspondem aos valores obtidos nas datas t_1 e t_0 , respectivamente. No caso da área primariamente coberta por algas encrustantes duras e cracas, em que alguns valores de t_0 foram nulos, a respectiva variação percentual foi calculada do mesmo modo, excepto quando $t_0=0$ e $t_1>0$, ou quando t_0 e t_1 foram nulos. Nestes casos, foi atribuído o valor de 200 e de 100, respectivamente. Em todas as variáveis, esta variação percentual foi obviamente nula quando $t_0>0$ e $t_1=0$, e equivalente a 100 quando $t_0=t_1$.

Análise de dados

Os dados obtidos nos estudos referidos nas duas secções anteriores foram analisados de modo univariado e multivariado. No primeiro caso, as hipóteses colocadas (secção 4.1) foram testadas com análise de variância (ANOVA), segundo Underwood (1997), utilizando o programa "GMAV5 for Windows" (1997-2000, Institute of Marine Ecology, University of Sydney). Foi previamente utilizado o teste de Cochran (Winer e outros, 1991) para verificar o pressuposto de homogeneidade das variâncias, tendo os dados sido transformados sempre que necessário e possível, com vista à obtenção desta propriedade. A comparação múltipla de médias foi efectuada com o teste de Student-Newman-Keuls (SNK), de acordo com Underwood (1997). Estes dois testes foram efectuados com o referido programa informático.

Em termos univariados, a intensidade da relação entre variáveis como a abundância (total ou de diferentes classes dimensionais) e o tamanho de lapas, a sua área

vital, ou a área dos seus territórios que é coberta por algas, cracas ou rocha nua, foi analisada através de correlação linear simples, segundo Sokal e Rohlf (1995). Nesta análise, foi utilizado o programa Microsoft® Excel 2000 (1985-1999, Microsoft Corporation), tendo sido feita a verificação da significância dos coeficientes de correlação com a respectiva tabela de Rohlf e Sokal (1995).

No caso do estudo dos efeitos da remoção de lapas, os dados obtidos na amostragem de área de rocha nua e de área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras e cracas, efectuada em territórios alimentares de lapas, foram também analisados de modo multivariado. As respectivas análises multivariadas foram efectuadas com o programa "PRIMER 5 for Windows" (2001, PRIMER-E Ltd., Plymouth), seguindo as recomendações de Clarke e Warwick (2001). Com este programa, a variação entre os tratamentos manipulativos de remoção de lapas e entre as praias de amostragem (tabela 4.3) foi analisada pelo teste ANOSIM, realizado a dois factores ortogonais. O cálculo da respectiva matriz de similaridade foi efectuado com o coeficiente de Bray-Curtis, após transformação por raiz quadrada. Com base nesta matriz, as réplicas também foram ordenadas por MDS não métrico e obteve-se a respectiva representação bidimensional. Por último, a técnica SIMPER foi utilizada, com a referida transformação, para seleccionar as variáveis que mais contribuíram para a dissimilaridade média entre os grupos definidos pelo teste ANOSIM.

Os dados brutos utilizados nestas análises multivariadas correspondem aos valores obtidos em cada território alimentar de lapas amostrado, tendo sido analisados os seguintes conjuntos de dados: áreas estimadas em t0 e t1, e sua variação percentual.

4.3- Resultados

4.3.1- Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana

Abundância de lapas - densidade

Nas amostras colhidas no presente estudo, foram observadas as seguintes espécies de lapas: *Helcion pellucidum*, *Patella depressa*, *P. rustica*, *P. ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *Siphonaria pectinata*. A sua abundância total, por classe dimensional e nível de maré, está apresentada na tabela 4.4. Como se pode verificar nesta tabela, *P. ulyssiponensis* e *P. depressa* foram as espécies que atingiram valores médios de abundância mais elevados nos níveis inferior e médio, respectivamente. No primeiro nível de maré, *P. depressa* e *S. pectinata* também foram abundantes, mas a abundância total de *H. pellucidum* e de *P. vulgata* foi, em média, muito reduzida (<1 indivíduo por m²). No nível médio de maré, *S. pectinata* também foi abundante, mas as restantes espécies nele observadas (*P. rustica*, *P. ulyssiponensis* e *P. vulgata*) ocorreram com valores médios de abundância total bastante reduzidos (<3 indivíduos por m²). Atendendo a estes resultados, os padrões de variação da abundância de lapas apenas foram analisados no caso das espécies que foram mais abundantes em cada nível de maré considerado: *P. depressa*, *P. ulyssiponensis* e *S. pectinata*, no nível inferior; *P. depressa* e *S. pectinata*, no nível médio.

Neste estudo, foram observadas lapas do género *Patella* nas 3 classes dimensionais previamente definidas, embora não tenham sido encontrados indivíduos das espécies *H. pellucidum* e *S. pectinata* com CMC ≥ 30 mm (tabela 4.4). Deste modo, a seguinte nomenclatura foi utilizada, daqui em diante, para simplificar a referência às lapas que pertencem às diferentes classes de tamanho amostradas: lapas pequenas (CMC <5mm, em todos os géneros); lapas médias (5mm \leq CMC <30mm, no género *Patella*); lapas grandes (CMC ≥ 30 mm, no caso de *Patella*; 5mm \leq CMC <30mm, nos restantes géneros).

Nas figuras 4.1 e 4.2, e nas tabelas 4.5 a 4.8, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da densidade de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível de maré inferior. Como se pode ver na tabela 4.4 e na figura 4.1, os exemplares grandes de *P. depressa* foram muito pouco abundantes neste nível, razão pela qual não foi efectuada a análise estatística dos respectivos padrões de variação.

Tabela 4.4- Abundância (número de indivíduos por m²) das diferentes espécies de lapas observadas em 384 réplicas (no caso das lapas com CMC ≥ 30 mm amostradas no nível inferior, o número de réplicas foi 768) amostradas em dois períodos de 1999 (Março a Junho, e Setembro a Dezembro) e em seis praias do litoral rochoso alentejano (ver texto): CMC- comprimento máximo da concha; Ab.- abundância média; EP- erro padrão. Foi evidenciada a espécie mais abundante em cada classe dimensional e na totalidade das classes dimensionais.

Nível de maré	Classe dimensional	Espécie	Ab.	EP
inferior	CMC <5mm	<i>Helcion pellucidum</i>	0,06	0,04
		<i>Patella depressa</i>	42,95	3,52
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	324,36	13
		<i>Patella vulgata</i>	0,32	0,10
		<i>Siphonaria pectinata</i>	21,40	3,16
	5mm \leq CMC <30mm	<i>Helcion pellucidum</i>	0,03	0,03
		<i>Patella depressa</i>	18,92	1,92
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	230,35	6,73
		<i>Patella vulgata</i>	0,29	0,14
	CMC ≥ 30 mm	<i>Siphonaria pectinata</i>	32,65	2,55
		<i>Helcion pellucidum</i>	0	0
		<i>Patella depressa</i>	0,31	0,06
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	33,10	0,66
		<i>Patella vulgata</i>	0,05	0,02
	total	<i>Siphonaria pectinata</i>	0	0
		<i>Helcion pellucidum</i>	0,09	0,06
<i>Patella depressa</i>		62,21	4,91	
<i>Patella ulyssiponensis</i>		588	16,15	
<i>Patella vulgata</i>		0,69	0,19	
médio	CMC <5mm	<i>Siphonaria pectinata</i>	54,04	4,95
		<i>Patella depressa</i>	77,92	4,80
		<i>Patella rustica</i>	0	0
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	0,95	0,16
		<i>Patella vulgata</i>	0,28	0,06
	5mm \leq CMC <30mm	<i>Siphonaria pectinata</i>	21,03	1,83
		<i>Patella depressa</i>	382,01	13,17
		<i>Patella rustica</i>	1,10	0,25
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	1,93	0,28
		<i>Patella vulgata</i>	1,84	0,24
	CMC ≥ 30 mm	<i>Siphonaria pectinata</i>	41,95	2,40
		<i>Patella depressa</i>	4,73	0,52
		<i>Patella rustica</i>	0,10	0,04
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	0,02	0,01
		<i>Patella vulgata</i>	0,75	0,12
	total	<i>Siphonaria pectinata</i>	0	0
<i>Patella depressa</i>		464,68	16,44	
<i>Patella rustica</i>		1,21	0,26	
<i>Patella ulyssiponensis</i>		2,90	0,38	
<i>Patella vulgata</i>		2,88	0,34	
		<i>Siphonaria pectinata</i>	62,98	3,69

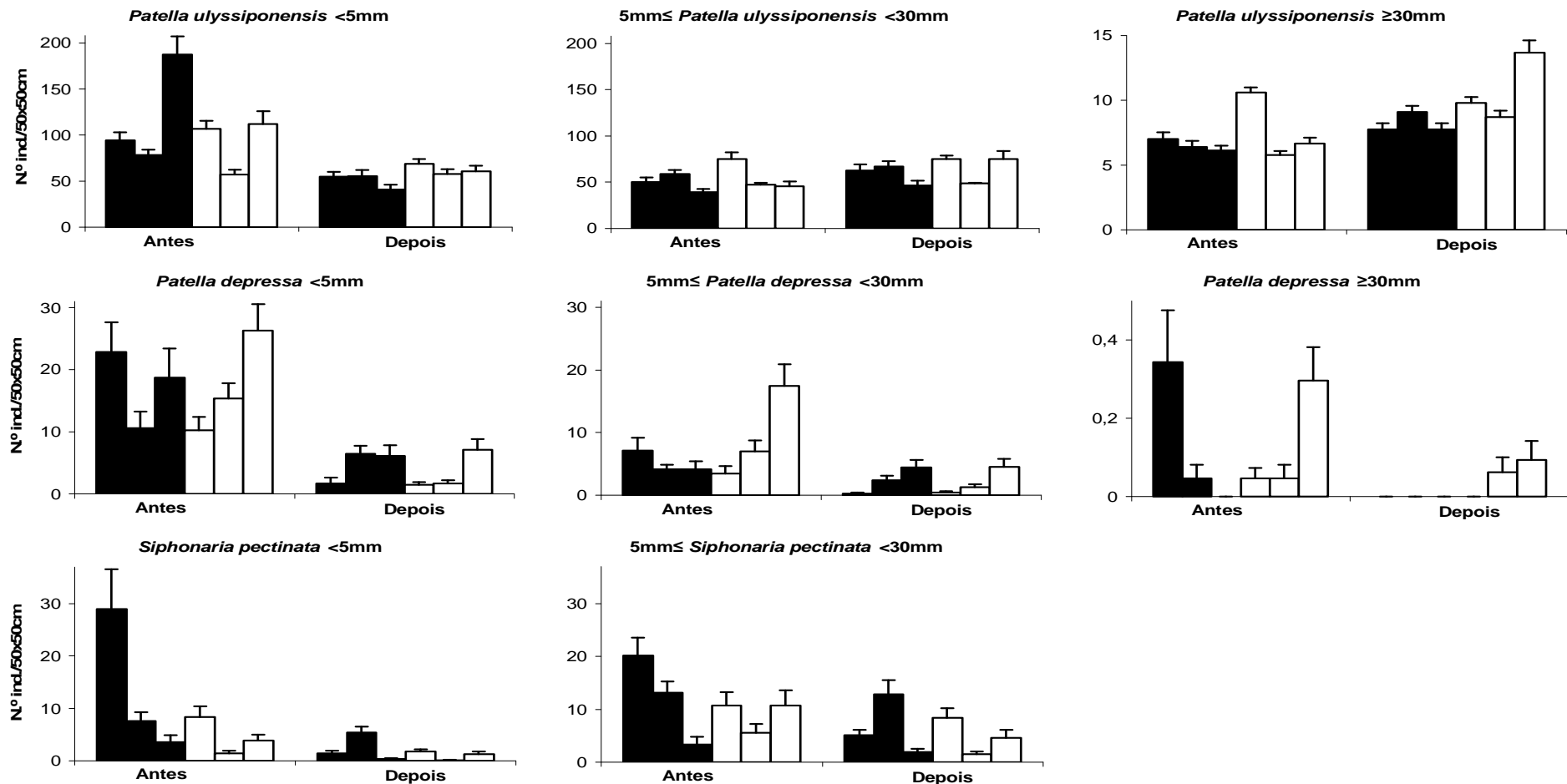


Figura 4.1- Variação da densidade (média+erro padrão) das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; variável dimensional medida - comprimento máximo da concha (CMC); 32 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia x 8 réplicas por local); 64 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia x 16 réplicas por local) no caso das lapas com CMC ≥ 30 mm. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.5- Análises de variância da densidade das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: CMC- comprimento máximo da concha; ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; lo- local; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	<i>Patella ulyssiponensis</i>				<i>Patella depressa</i>				<i>Siphonaria pectinata</i>				Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		
ex	1	0,01	0,01 ^{ns}	4830,3	0,53 ^{ns}	0,13	0,01 ^{ns}	1,47	0,14 ^{ns}	16,43	0,96 ^{ns}	9,43	0,34 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	1,88	1,26 ^{ns}	9115,1	3,67*	16,25	0,47 ^{ns}	10,77	3,70*	17,14	3,08 ^{ns}	27,52	12,03***	da(exXprXpe)
pe	1	32,21	9,96*	8990,8	3,90 ^{ns}	288,98	21,99***	48,18	13,27*	41,68	6,79 ^{ns}	18,89	4,43 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	1,50	1,83 ^{ns}	2486,6	0,89 ^{ns}	34,24	6,30***	2,91	3,05**	5,57	2,56*	2,29	0,91 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	0,82	3,48***	2781,3	3,60***	5,43	3,33***	0,95	1,00 ^{ns}	2,17	2,74***	2,51	2,13**	Residual
exXpe	1	6,19	1,91 ^{ns}	38,5	0,02 ^{ns}	4,64	0,35 ^{ns}	4,21	1,16 ^{ns}	0,96	0,16 ^{ns}	0,11	0,03 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	3,23	2,16 ^{ns}	2308,2	0,93 ^{ns}	13,14	0,38 ^{ns}	3,63	1,25 ^{ns}	6,14	1,10 ^{ns}	4,26	1,86 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	336	0,23		772,5		1,63		0,96		0,79		1,18		
Total	383													

C (teste de Cochran)	0,08 ^{ns}	0,08 ^{ns}	0,07 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,05 ^{ns}
Transformação	ln(x+4)	nenhuma	$\sqrt{(x+1)}$	ln(x+1)	ln(x+1)	ln(x+1)

Origem da variação	GL	<i>Patella ulyssiponensis</i> CMC≥30mm		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	
ex	1	16,31	3,49 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	4,67		
pe	1	28,09		
da(exXprXpe)	12	1,04	0,21 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	4,16	13,87***	Residual
exXpe	1	1,01	0,18 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	5,61	5,37*	da(exXprXpe)
Residual	720	0,30		
Total	767			

C (teste de Cochran)	0,04 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$

Tabela 4.6- Testes SNK a factores e interações significativos das análises de variância referidas na tabela 4.5 (delineamento apresentado na tabela 4.1): CMC- comprimento máximo da concha; ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); pr- praia (OLI- Oliveirinha; BUR- Burrinho; ALM- Almogrove; CAN- Caniceira; NAS- Nascedios; CSA- Cabo Sardão); pe- período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); --, não se aplica.

	CMC	Praia	Período do ano	Data	Local
<i>Patella ulyssiponensis</i>	<5mm	--	A>D	--	+ex, P<0,05 (33,3%) -ex, P<0,05 (25%)
	≥5mm <30mm	pr(ex): +ex, P>0,05 -ex, P<0,05	--	--	+ex, P<0,05 (16,7%) -ex, P<0,05 (33,3%)
	≥30mm	pr(exXpe): +ex, P>0,05 -ex, P<0,05	pe(exXpr): +ex, OLI, ALM- P>0,05 +ex, BUR- A<D -ex, CAN- P>0,05 -ex, NAS, CSA- A<D	--	+ex, P<0,05 (66,7%) -ex, P<0,05 (66,7%)
<i>Patella depressa</i>	<5mm	--	A>D	+ex, P<0,05 (33,3%) -ex, P<0,05 (33,3%)	+ex, P<0,05 (25%) -ex, P<0,05 (16,7%)
	≥5mm <30mm	pr(ex): +ex, P>0,05 -ex, P<0,05	A>D	+ex, P<0,05 (50%) -ex, P<0,05 (16,7%)	--
<i>Siphonaria pectinata</i>	<5mm	--	--	+ex, P<0,05 (33,3%) -ex, P<0,05	+ex, P<0,05 (8,3%) -ex, P<0,05 (33,3%)
	≥5mm <30mm	P<0,05	--	--	+ex, P<0,05 (16,7%) -ex, P<0,05 (25%)

De acordo com os resultados apresentados nas tabelas 4.5 a 4.8, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- o factor intensidade da exploração não foi significativo em algum dos casos, tendo o factor local sido o que ocorreu como significativo com mais frequência;
- as diferenças entre praias e entre locais foram significativas na maior parte dos casos, tendo a variabilidade à escala da praia ocorrido apenas em lapas com CMC ≥5mm e sido mais frequente em praias sujeitas a menor intensidade de exploração;
- a variabilidade temporal foi menos frequente que a espacial, embora tenha sido significativa em todas as análises da abundância de *P. depressa*;
- o padrão A>D foi registado na maior parte dos casos em que o factor período do ano foi significativo, tendo sido observado em todas as análises da abundância de *P. depressa* e de *Patella* com CMC <5mm;
- o padrão A<D foi apenas observado na análise da abundância de *P. ulyssiponensis* com CMC ≥30mm e, nesta, apenas em três praias (uma sujeita a maior intensidade de exploração e duas sujeitas a menor intensidade).

Estes padrões de variação também foram analisados no caso da densidade total de lapas pequenas, médias ou grandes, e da densidade total de lapas (resultados não apresentados) observadas no nível inferior de maré, tendo o factor intensidade de exploração sido também não significativo em todos os casos. De qualquer modo, os resultados destas análises foram geralmente semelhantes aos obtidos nas referidas

análises da abundância de *P. ulyssiponensis*, a espécie mais abundante neste nível de maré (tabela 4.4).

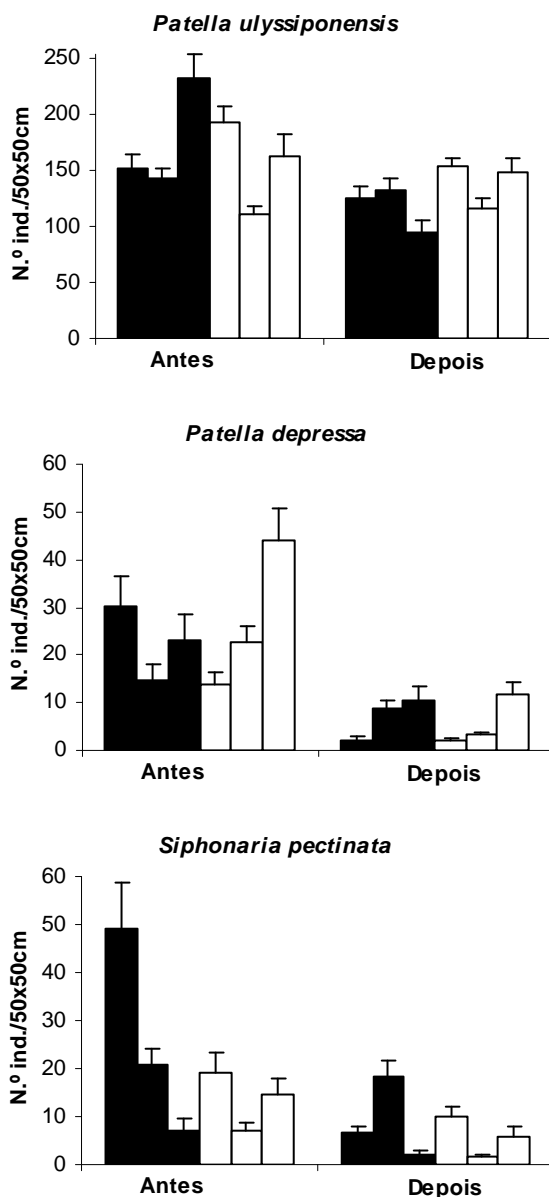


Figura 4.2- Variação da densidade (média+erro padrão) total das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almograve; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascédios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; 32 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia x 8 réplicas por local). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.7- Análises de variância da densidade total das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; lo- local; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	<i>Patella ulyssiponensis</i>		<i>Patella depressa</i>		<i>Siphonaria pectinata</i>		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	
ex	1	1,80	0,03 ^{ns}	1,38	0,04 ^{ns}	19,99	0,52 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	55,60	3,06 ^{ns}	36,16	0,91 ^{ns}	38,34	10,21 ^{***}	da(exXprXpe)
pe	1	192,82	3,18 ^{ns}	401,78	3,67 *	38,12	5,00 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	18,20	0,69 ^{ns}	39,61	7,30 ^{***}	3,76	1,15 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	26,41	4,60 ^{***}	5,42	2,13 ^{**}	3,27	2,68 ^{***}	Residual
exXpe	1	81,11	1,34 ^{ns}	15,19	0,74 ^{ns}	0,56	0,07 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	60,64	3,33 ^{ns}	20,45	0,52 ^{ns}	7,62	2,03 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	336	5,75		2,51		1,22		
Total	383							

C (teste de Cochran)	0,07 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,05 ^{ns}
Transformação	$\sqrt{(x+1)}$	$\sqrt{(x+1)}$	$\ln(x+1)$

Tabela 4.8- Testes SNK a factores significativos das análises de variância referidas na tabela 4.7 (delineamento apresentado na tabela 4.1): ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); --, não se aplica.

	Praia	Período do ano	Data	Local
<i>Patella ulyssiponensis</i>	--	--	--	+ex, $P < 0,05$ (33,3%) -ex, $P < 0,05$ (41,7%)
<i>Patella depressa</i>	--	A>D	+ex, $P < 0,05$ (50%) -ex, $P < 0,05$ (16,7%)	+ex, $P < 0,05$ (25%) -ex, $P < 0,05$ (8,3%)
<i>Siphonaria pectinata</i>	$P < 0,05$	--	--	+ex, $P < 0,05$ (8,3%) -ex, $P < 0,05$ (33,3%)

Na figura 4.3, e nas tabelas 4.9 e 4.10, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da densidade de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível médio de maré. No caso dos exemplares de *P. depressa* com tamanho médio, não foi possível, mediante a transformação dos dados, obter um teste de Cochran não significativo (tabela 4.9). No entanto, de acordo com Underwood (1997), a respectiva ANOVA foi considerada válida, atendendo ao elevado número de tratamentos (48) e de réplicas (8) envolvidos nesta análise.

De acordo com os resultados apresentados nas tabelas 4.9 e 4.10, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- os factores intensidade da exploração e data não foram significativos em algum dos casos, tendo o factor local ocorrido como significativo em todas as análises efectuadas;
- as diferenças entre praias foram significativas na maior parte dos casos, tendo a importância da variabilidade a esta escala sido registada em todas as análises que só envolveram lapas pequenas ou pertencentes à espécie *P. depressa*;

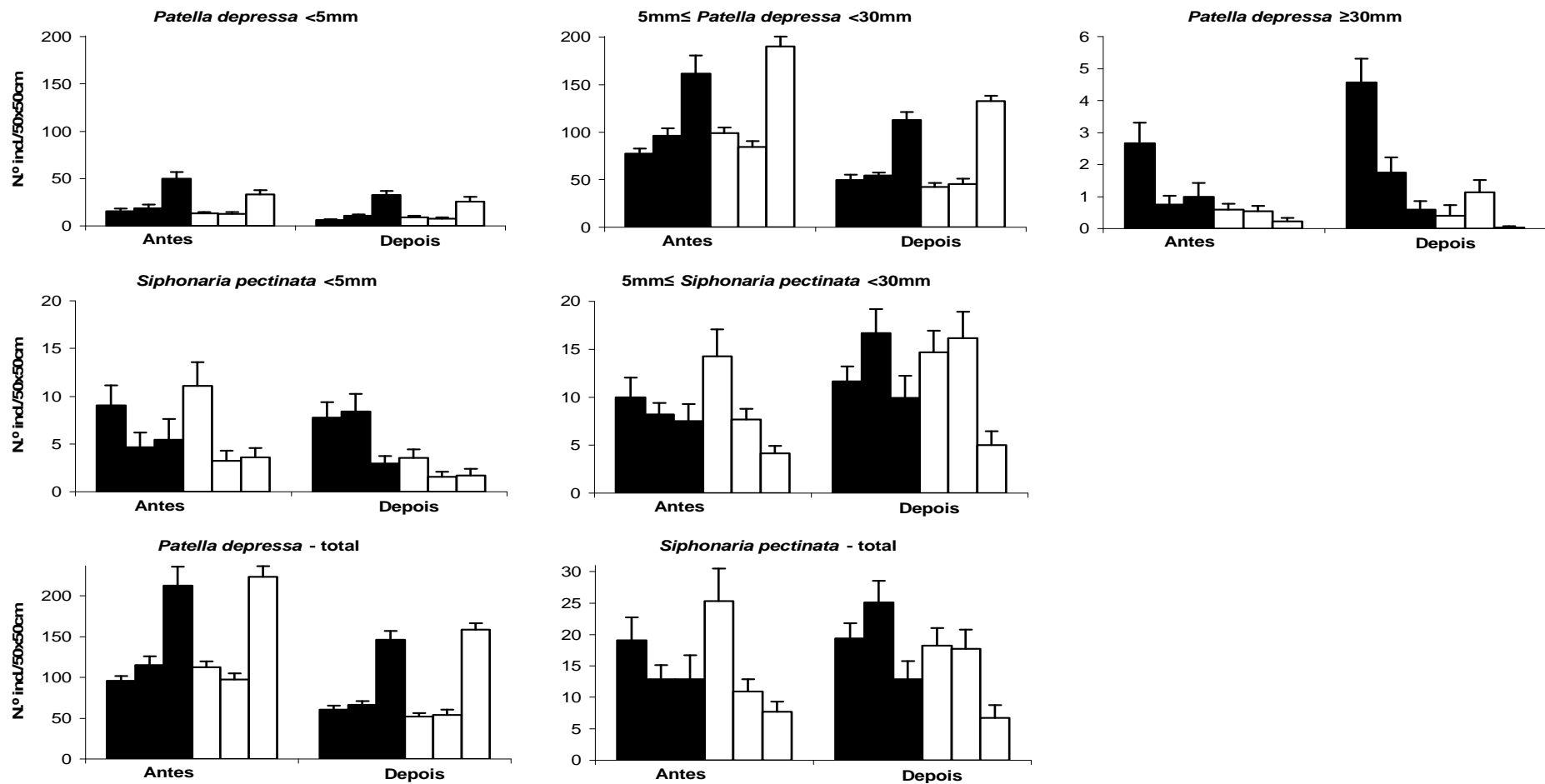


Figura 4.3- Variação da densidade (média+erro padrão) das espécies de lapas mais abundantes no nível médio de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; variável dimensional medida - comprimento máximo da concha; 32 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia x 8 réplicas por local). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.9- Análises de variância da densidade das espécies de lapas mais abundantes no nível médio de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: CMC- comprimento máximo da concha; ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; lo- local; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	<i>Patella depressa</i>						<i>Siphonaria pectinata</i>				Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
ex	1	1,25	0,04 ^{ns}	0,48x10 ⁴	0,03 ^{ns}	16,32	2,64 ^{ns}	14,16	1,34 ^{ns}	0,45	0,02 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	28,50	14,96***	14,40x10 ⁴	23,19***	6,19	5,20*	10,60	4,96*	22,44	2,74 ^{ns}	da(exXprXpe)
pe	1	19,59	105,77***	19,67x10 ⁴	111,12***	1,02	0,97 ^{ns}	5,04	3,04 ^{ns}	24,59	8,32*	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	1,91	0,47 ^{ns}	0,62x10 ⁴	0,39 ^{ns}	1,19	0,87 ^{ns}	2,14	0,89 ^{ns}	8,19	1,31 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	4,01	6,15***	1,60x10 ⁴	15,49***	1,37	4,49***	2,40	3,03***	6,25	3,64***	Residual
exXpe	1	0,04	0,19 ^{ns}	0,34x10 ⁴	1,91 ^{ns}	2,25	2,13 ^{ns}	12,14	7,34 ^{ns}	0,60	0,20 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	0,19	0,10 ^{ns}	0,18x10 ⁴	0,29 ^{ns}	1,06	0,89 ^{ns}	1,65	0,77 ^{ns}	2,96	0,36 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	336	0,65		0,10x10 ⁴		0,31		0,79		1,72		
Total	383											

C (teste de Cochran)	0,07 ^{ns}	0,15 ^{**}	0,08 ^{ns}	0,06 ^{ns}	0,06 ^{ns}
Transformação	ln(x+1)	nenhuma	ln(x+1)	ln(x+1)	√(x+1)

Origem da variação	GL	<i>Patella depressa</i>		<i>Siphonaria pectinata</i>		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
ex	1	0,05	0,00 ^{ns}	10,45	0,30 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	16,66	18,67***	35,36	3,01 ^{ns}	da(exXprXpe)
pe	1	26,71	34,53**	8,03	1,23 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	0,89	0,64 ^{ns}	11,75	1,24 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	1,40	10,15***	9,48	3,52***	Residual
exXpe	1	1,04	1,34 ^{ns}	8,02	1,23 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	0,77	0,87 ^{ns}	6,54	0,56 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	336	0,14		2,69		
Total	383					

C (teste de Cochran)	0,08 ^{ns}	0,08 ^{ns}
Transformação	ln(x)	√(x+1)

Tabela 4.10- Testes SNK a factores significativos das análises de variância referidas na tabela 4.9 (delineamento apresentado na tabela 4.1): CMC- comprimento máximo da concha; período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); --, não se aplica; *, teste de Cochran significativo (ver texto).

	CMC	Praia	Período do ano	Local
<i>Patella depressa</i>	<5mm	P<0,05	A>D	+ex, P<0,05 (16,7%) -ex, P<0,05 (33,3%)
	≥5mm <30mm	P<0,05*	A>D*	+ex, P<0,05 (50%)* -ex, P<0,05 (25%)*
	≥30mm	+ex, P<0,05 -ex, P>0,05	--	+ex, P<0,05 (50%) -ex, P<0,05 (8,3%)
	Total	P<0,05	A>D	+ex, P<0,05 (58,3%) -ex, P<0,05 (41,7%)
<i>Siphonaria pectinata</i>	<5mm	P<0,05	--	+ex, P<0,05 (33,3%) -ex, P<0,05 (33,3%)
	≥5mm <30mm	--	A<D	+ex, P<0,05 (58,3%) -ex, P<0,05 (25%)
	Total	--	--	+ex, P<0,05 (50%) -ex, P<0,05 (33,3%)

- na maior parte dos casos em que se observaram diferenças significativas entre praias, a variabilidade a esta escala ocorreu nos dois tipos de praia considerados, excepto no caso dos exemplares grandes de *P. depressa*, no qual se verificou apenas nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração;

- tendo sido menos frequente que a espacial, a variabilidade temporal apenas se verificou à escala do período do ano, e foi mais frequente nas análises de abundância de *P. depressa*;

- quando o factor período do ano foi significativo, o padrão A>D foi registado nas análises da abundância de *P. depressa*, e o padrão oposto (A<D) ocorreu apenas na análise da abundância de *S. pectinata*, e somente no caso dos exemplares grandes desta espécie.

Com base nos resultados das análises de correlação entre a densidade de lapas de diferentes classes dimensionais, apresentados na tabela 4.11, podemos constatar os seguintes padrões gerais:

- as principais diferenças entre os resultados obtidos em praias sujeitas a maior e menor intensidade de exploração foram observadas no período antes do Verão, em ambos níveis de maré;

- no nível inferior, as relações entre a densidade de lapas grandes e pequenas e de lapas grandes e médias registaram coeficientes de correlação não significativos em praias sujeitas a maior intensidade de exploração, ao passo que esses coeficientes foram significativos e positivos em praias sujeitas a menor intensidade de exploração;

- no nível médio, a relação entre a densidade de lapas grandes e médias registou um coeficiente de correlação significativo e negativo em praias sujeitas a maior

intensidade de exploração, mas esse coeficiente foi significativo e positivo em praias sujeitas a menor intensidade de exploração;

- apenas na relação entre a densidade de lapas grandes e pequenas se registaram coeficientes de correlação não significativos, tendo estes ocorrido em todos os respectivos casos analisados com os valores obtidos no nível médio de maré;

- foi na análise da relação entre a densidade de lapas pequenas e médias obtida no nível médio de maré em que os valores mais elevados de coeficiente de correlação foram obtidos com maior frequência;

- apenas no caso da relação entre a densidade de lapas grandes e médias obtida no nível médio de maré se registaram coeficientes de correlação negativos e significativos, tendo tal ocorrido na maioria dos casos analisados.

Tabela 4.11- Análises de correlação linear simples entre os valores de densidade de lapas obtidos em 192 réplicas amostradas em cada nível de maré e período do ano (delineamento apresentado na tabela 4.1): conjuntos de praias sujeitas a maior (>exploração) ou menor (<exploração) intensidade de exploração humana; lapas pequenas (CMC <5mm), médias (5mm ≤ CMC <30mm) e grandes (CMC ≥30mm); *P<0,05; **P<0,01; ***P<0,001; ns, P≥0,05.

Nível de maré	Relação	Antes do Verão		Depois do Verão		Total
		>exploração	<exploração	>exploração	<exploração	
inferior	grandes X pequenas	0,020 ^{ns}	0,257*	0,286**	0,285**	-0,029 ^{ns}
	grandes X médias	0,191 ^{ns}	0,270**	0,215*	0,616***	0,345***
	pequenas X médias	0,262**	0,541***	0,578***	0,236*	0,296***
médio	grandes X pequenas	-0,167 ^{ns}	0,157 ^{ns}	-0,167 ^{ns}	-0,073 ^{ns}	-0,079 ^{ns}
	grandes X médias	-0,355***	0,208*	-0,423***	-0,225*	-0,241***
	pequenas X médias	0,664***	0,646***	0,575***	0,472***	0,613***

Abundância de lapas – variância por local

Nas figuras 4.4 e 4.5, e nas tabelas 4.12 e 4.13, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da abundância de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível de maré inferior e considerando os valores de variância obtidos em cada local. Como os exemplares grandes de *P. depressa* foram muito pouco abundantes neste nível, a análise estatística destes padrões de variação não foi efectuada, tal como sucedeu na respectiva análise dos padrões de variação da densidade. No caso dos exemplares pequenos de *P. ulyssiponensis*, bem como no da totalidade dos exemplares desta espécie, não foi possível, mediante a transformação dos dados, obter um teste de Cochran não significativo (tabela 4.12). No entanto, de acordo com Underwood (1997), as respectivas ANOVA foram consideradas válidas, atendendo ao facto de nenhum factor ou interacção ter sido significativo.

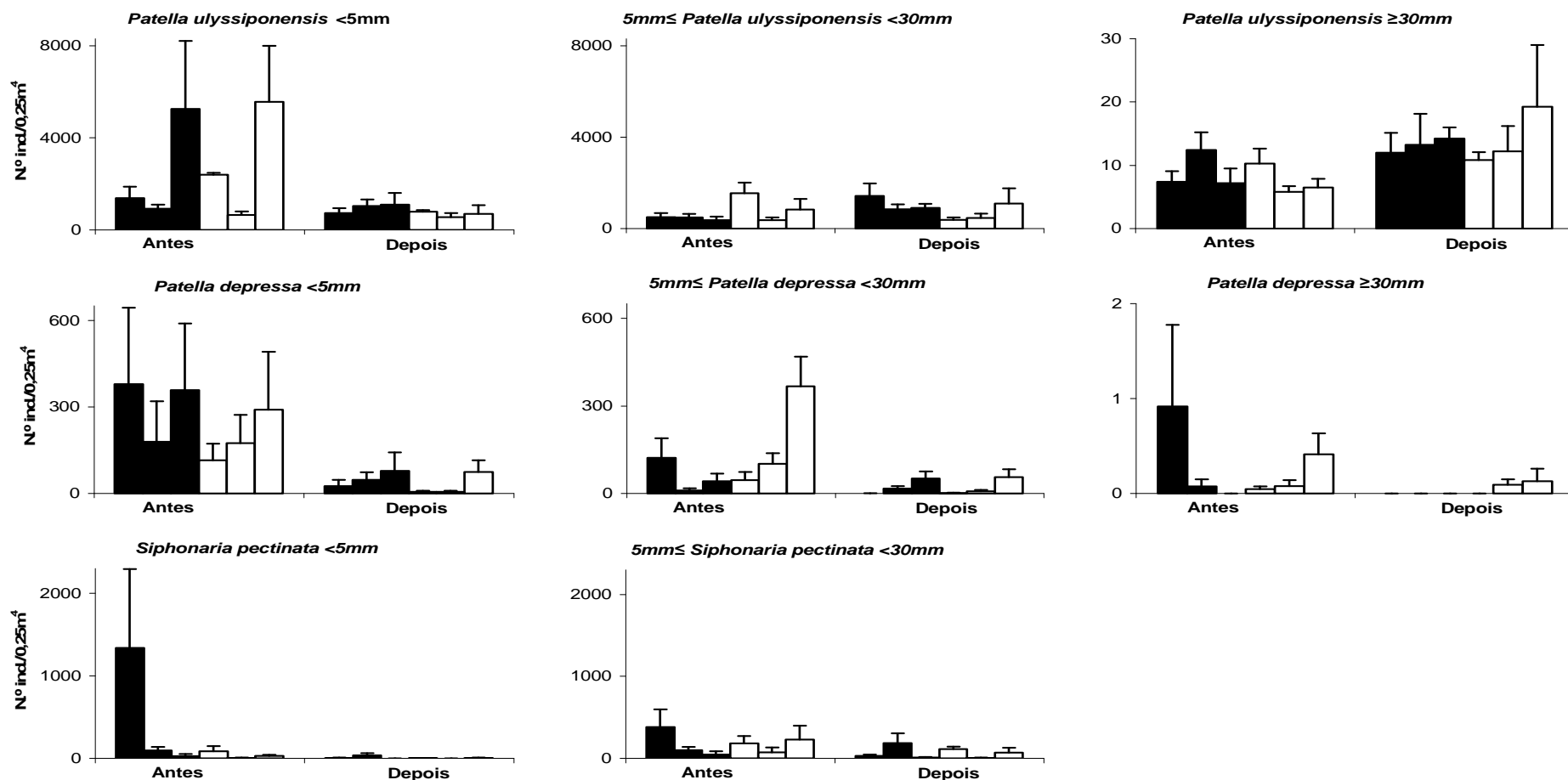


Figura 4.4- Variabilidade a pequena escala (por local) da densidade (variância média+erro padrão) das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; variável dimensional medida - comprimento máximo da concha; 4 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.12- ANOVA da variância por local ($N=2$) da densidade das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: CMC- comprimento máximo da concha; ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; * $P<0,05$; ** $P<0,01$; *** $P<0,001$; ns, $P\geq 0,05$.

Origem da variação	GL	<i>Patella ulyssiponensis</i>						<i>Patella depressa</i>				<i>Siphonaria pectinata</i>				Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
ex	1	0,19x10 ⁵	0,00 ^{ns}	0,11	0,16 ^{ns}	0,01	0,42 ^{ns}	0,24	0,12 ^{ns}	77,11	0,79 ^{ns}	9,14	0,62 ^{ns}	0,78	0,01 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	26,59x10 ⁵	2,93 ^{ns}	0,69	0,98 ^{ns}	0,03	0,51 ^{ns}	2,06	0,35 ^{ns}	97,75	4,60*	14,71	6,45**	108,07	3,49*	da(exXprXpe)
pe	1	26,60x10 ⁵	3,81 ^{ns}	1,24	1,39 ^{ns}	0,62	8,08*	34,94	13,22*	289,82	7,18 ^{ns}	45,21	15,54*	174,83	2,84 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	43,26x10 ⁵	0,78 ^{ns}	0,71	1,27 ^{ns}	0,06	0,66 ^{ns}	5,90	4,90***	21,26	2,05 ^{ns}	2,28	2,14 ^{ns}	30,98	0,74 ^{ns}	Residual
exXpe	1	11,73x10 ⁵	0,10 ^{ns}	4,97	5,55 ^{ns}	0,01	0,19 ^{ns}	1,34	0,51 ^{ns}	89,10	2,21 ^{ns}	0,88	0,30 ^{ns}	0,14	0,00 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	11,90x10 ⁵	2,59 ^{ns}	0,90	1,26 ^{ns}	0,08	1,21 ^{ns}	2,64	0,45 ^{ns}	40,34	1,90 ^{ns}	2,91	1,27 ^{ns}	61,65	1,99 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	24	55,54x10 ⁵		0,56		0,10		1,20		10,39		1,07		41,59		
Total	47															
C (teste de Cochran)		0,44**		0,28 ^{ns}		0,33 ^{ns}		0,23 ^{ns}		0,19 ^{ns}		0,19 ^{ns}		0,23 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		ln(x)		ln(x+10)		ln(x+1)		$\sqrt{(x+1)}$		ln(x+1)		$\sqrt{(x+1)}$		

Origem da variação	GL	<i>Patella ulyssiponensis</i>		<i>Patella depressa</i>		<i>Siphonaria pectinata</i>		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	
ex	1	0,86x10 ⁶	0,03 ^{ns}	0,92	0,14 ^{ns}	0,96	0,05 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	8,79x10 ⁶	2,33 ^{ns}	6,66	1,33 ^{ns}	19,18	10,16***	da(exXprXpe)
pe	1	10,00x10 ⁶	3,03 ^{ns}	51,18	12,18*	24,61	6,76 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	2,38x10 ⁶	0,76 ^{ns}	5,01	4,17**	1,89	1,00 ^{ns}	Residual
exXpe	1	5,09x10 ⁶	1,52 ^{ns}	4,71	1,12 ^{ns}	0,17	0,05 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	3,11x10 ⁶	1,87 ^{ns}	4,20	0,84 ^{ns}	3,64	1,93 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	24	6,35x10 ⁶		1,20		1,90		
Total	47							
C (teste de Cochran)		0,63**		0,23 ^{ns}		0,24 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		ln(x)		ln(x)		

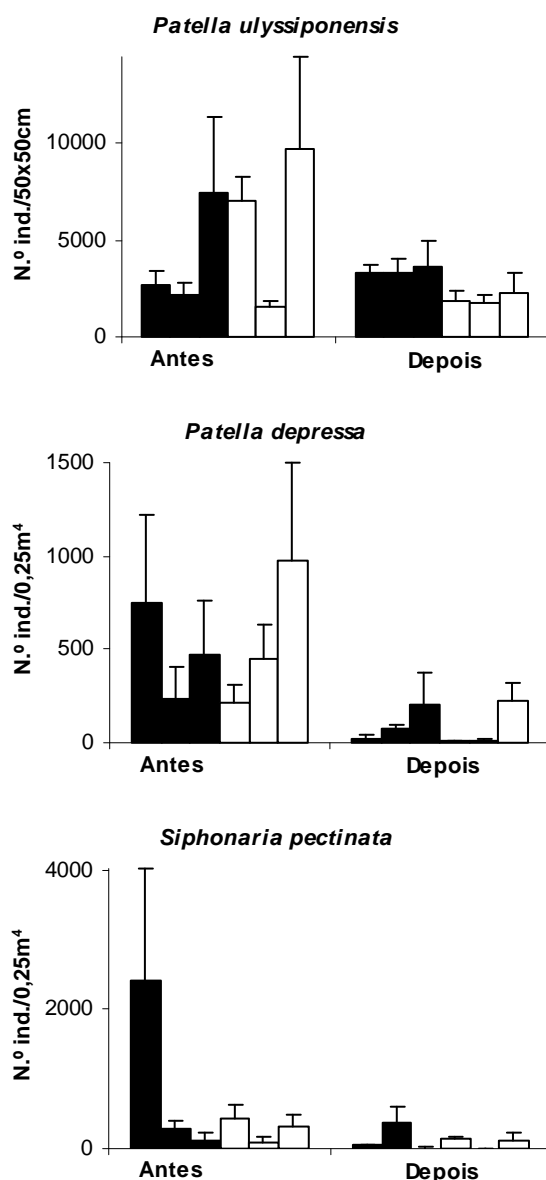


Figura 4.5- Variabilidade a pequena escala (por local) da densidade total (variância média+erro padrão) das espécies de lapas mais abundantes no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almograve; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; 4 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia). Os eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Com base nos resultados apresentados nas tabelas 4.12 e 4.13, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- o factor intensidade da exploração não foi significativo em algum dos casos analisados;
- o factor praia só foi significativo em análises que envolveram lapas pertencentes às espécies *P. depressa* ou *S. pectinata*;

Tabela 4.13- Testes SNK a factores significativos das análises de variância referidas na tabela 4.12 (delineamento apresentado na tabela 4.1): CMC- comprimento máximo da concha; ex-intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); pr- praia; período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); --, não se aplica; *, teste de Cochran significativo (ver texto).

	CMC	Praia	Período do ano	Data
<i>Patella ulyssiponensis</i>	<5mm	--*	--*	--*
	≥5mm <30mm	--	--	--
	≥30mm	--	A<D	--
	Total	--*	--*	--*
<i>Patella depressa</i>	<5mm	--	A>D	+ex, P<0,05 (50%) -ex, P<0,05 (33,3%)
	≥5mm <30mm	pr(ex): +ex, P>0,05 -ex, P<0,05	--	--
	Total	--	A>D	+ex, P<0,05 (50%) -ex, P>0,05
<i>Siphonaria pectinata</i>	<5mm	P<0,05	A>D	--
	≥5mm <30mm	pr(ex): +ex, P<0,05 -ex, P>0,05	--	--
	Total	P<0,05	--	--

- nos casos em que se observaram diferenças significativas entre praias, a variabilidade a esta escala ocorreu nos dois tipos de praia considerados, excepto no caso dos exemplares médios de *P. depressa*, no qual se verificou apenas nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração, e no dos exemplares grandes de *S. pectinata*, em que se registou o padrão oposto;

- a variabilidade temporal ocorreu à escala do período do ano e da data, e foi mais frequente em análises de *P. depressa*;

- quando o factor período do ano foi significativo, o padrão A>D foi o mais frequente e apenas registado nas análises de *P. depressa* e *S. pectinata*, tendo o padrão oposto (A<D) ocorrido na análise dos exemplares grandes de *P. ulyssiponensis*;

- o factor data só foi significativo em análises de *P. depressa*, tendo a variabilidade a esta escala ocorrido nos dois tipos de praia considerados (exemplares pequenos) ou somente nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração (total).

Na figura 4.6, e nas tabelas 4.14 e 4.15, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da abundância de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível médio de maré e considerando os valores de variância obtidos em cada local.

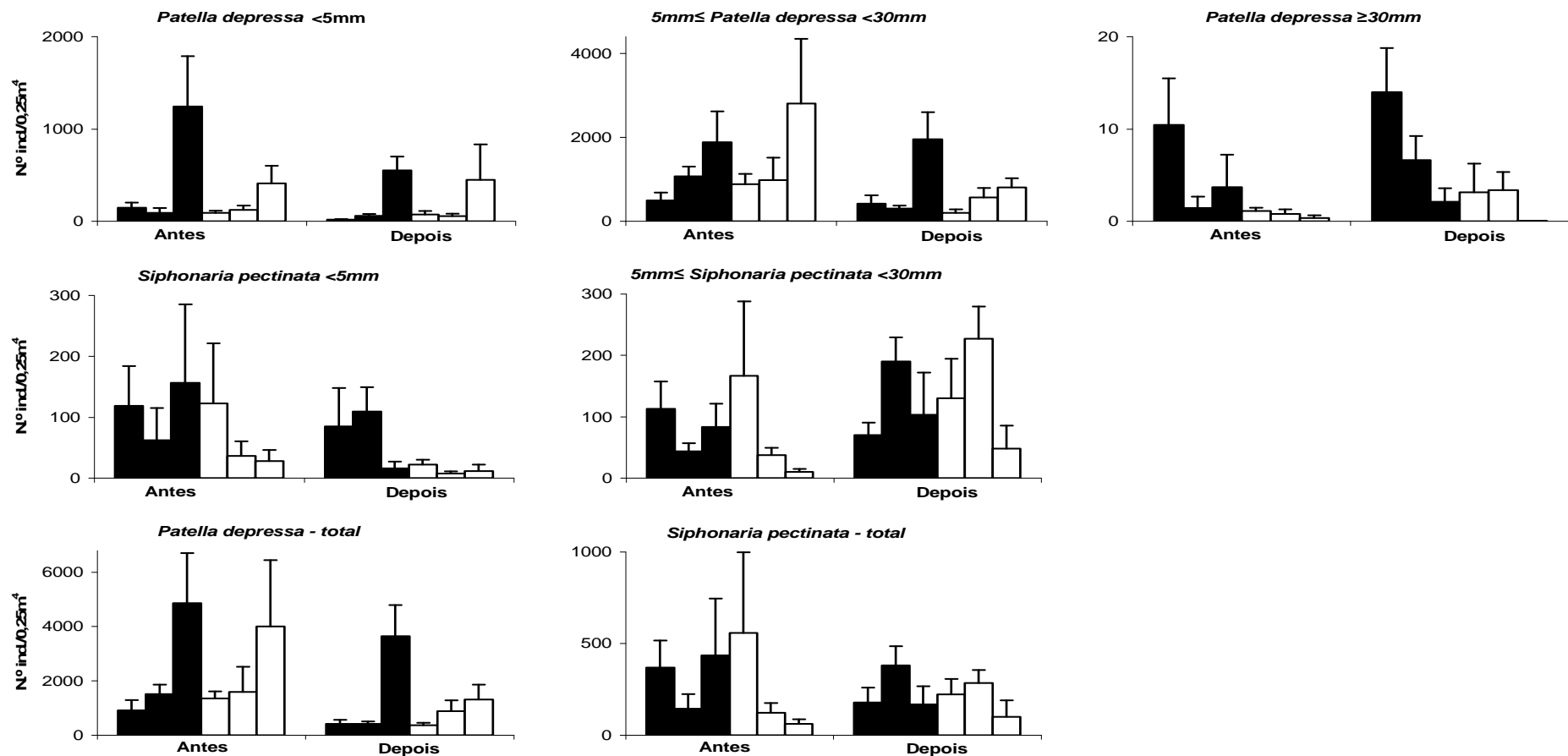


Figura 4.6- Variabilidade a pequena escala (por local) da densidade (variância média+erro padrão) das espécies de lapas mais abundantes no nível médio de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; variável dimensional medida - comprimento máximo da concha; 4 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia). Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.14- ANOVA da variância por local (N=2) da densidade das espécies de lapas mais abundantes no nível médio de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: CMC- comprimento máximo da concha; ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	<i>Patella depressa</i>						<i>Siphonaria pectinata</i>				Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
ex	1	1,92	0,18 ^{ns}	0,05	0,01 ^{ns}	290,35	2,69 ^{ns}	12,89	2,12 ^{ns}	0,09x10 ³	0,00 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	10,54	29,74 ***	4,09	3,31 *	107,96	5,12 *	6,09	1,34 ^{ns}	17,60x10 ³	1,39 ^{ns}	da(exXprXpe)
pe	1	10,94	14,20 *	7,18	7,94 *	44,12	2,93 ^{ns}	8,22	2,83 ^{ns}	32,48x10 ³	1,44 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	0,35	0,22 ^{ns}	1,24	1,90 ^{ns}	21,09	0,66 ^{ns}	4,54	1,48 ^{ns}	12,63x10 ³	1,21 ^{ns}	Residual
exXpe	1	0,09	0,11 ^{ns}	0,41	0,46 ^{ns}	2,96	0,20 ^{ns}	7,28	2,51 ^{ns}	1,52x10 ³	0,07 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	0,77	2,17 ^{ns}	0,90	0,73 ^{ns}	15,05	0,71 ^{ns}	2,90	0,64 ^{ns}	22,60x10 ³	1,79 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	24	1,62		0,65		32,03		3,07		10,40x10 ³		
Total	47											

C (teste de Cochran)	0,26 ^{ns}	0,18 ^{ns}	0,23 ^{ns}	0,11 ^{ns}	0,34 ^{ns}
Transformação	ln(x)	ln(x)	nenhuma	ln(x)	nenhuma

Origem da variação	GL	<i>Patella depressa</i>		<i>Siphonaria pectinata</i>		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
ex	1	0,23	0,04 ^{ns}	58,65	0,70 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	5,30	6,41 **	84,31	0,81 ^{ns}	da(exXprXpe)
pe	1	9,81	18,98 *	0,04	0,00 ^{ns}	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	0,83	0,84 ^{ns}	103,90	1,62 ^{ns}	Residual
exXpe	1	0,03	0,06 ^{ns}	6,12	0,07 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	0,52	0,63 ^{ns}	92,13	0,89 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	24	0,98		64,11		
Total	47					

C (teste de Cochran)	0,17 ^{ns}	0,24 ^{ns}
Transformação	ln(x)	√(x+1)

Tabela 4.15- Testes SNK a factores significativos das análises de variância referidas na tabela 4.14 (delineamento apresentado na tabela 4.1): CMC- comprimento máximo da concha; período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); --, não se aplica.

	CMC	Praia	Período do ano
<i>Patella depressa</i>	<5mm	P<0,05	A>D
	≥5mm	+ex, P<0,05	A>D
	<30mm	-ex, P>0,05	
	≥30mm	+ex, P<0,05	--
	Total	+ex, P<0,05 -ex, P>0,05	A>D
<i>Siphonaria pectinata</i>	<5mm	--	--
	≥5mm	--	--
	<30mm		
	Total	--	--

De acordo com os resultados apresentados nas tabelas 4.14 e 4.15, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- os factores intensidade da exploração e data não foram significativos em algum dos casos, e os restantes factores só foram significativos em análises que envolveram lapas pertencentes à espécie *P. depressa*;

- o factor praia foi significativo em todas as análises de *P. depressa*, tendo as diferenças significativas sido apenas registadas entre as praias sujeitas a maior intensidade de exploração, excepto no caso dos exemplares pequenos, no qual estas diferenças ocorreram nos dois tipos de praia;

- quando o factor período do ano foi significativo, como sucedeu no caso dos exemplares pequenos e médios de *P. depressa*, e no total de exemplares desta espécie, o padrão observado foi sempre A>D.

Tamanho de lapas

Nas 3072 réplicas amostradas segundo os dois métodos empregues (aleatório - em cada quadrado de 50x50cm foram aleatoriamente amostradas duas lapas com 30mm ou mais de CMC; selectivo - em cada quadrado de 50x50cm foram amostradas as duas lapas com 30mm ou mais de CMC que tinham maior CMC), foram efectuadas 3049 medições em exemplares de *P. ulyssiponensis*, e 21 e 2 em exemplares de *P. depressa* e *P. vulgata*, respectivamente. Tendo sido medidas espécies diferentes nas amostras obtidas com os referidos métodos, a variável analisada correspondeu ao tamanho medido, sem distinção da espécie observada. Neste estudo, o valor de CMC mais elevado correspondeu a 71,8mm, e foi obtido num exemplar de *P. ulyssiponensis*.

Na figura 4.7, e nas tabelas 4.16 e 4.17, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação do tamanho de lapas em função da intensidade da

predação humana, efectuada no nível inferior de maré. Embora não tenha sido possível, mediante a transformação dos dados, obter um teste de Cochran não significativo nas duas ANOVA efectuadas (tabela 4.16), estas foram consideradas válidas, atendendo ao elevado número de tratamentos (48) e de réplicas (32) nelas envolvidos (Underwood, 1997). De acordo com os resultados obtidos nas respectivas análises estatísticas, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- os factores intensidade da exploração e data não foram significativos em algum dos casos, tendo os factores praia e local sido significativos nas duas ANOVA efectuadas;

- as principais diferenças registadas entre as duas ANOVA efectuadas verificaram-se nos factores período do ano e local, tendo o primeiro sido significativo apenas na amostragem selectiva, onde o padrão $A < D$ foi observado;

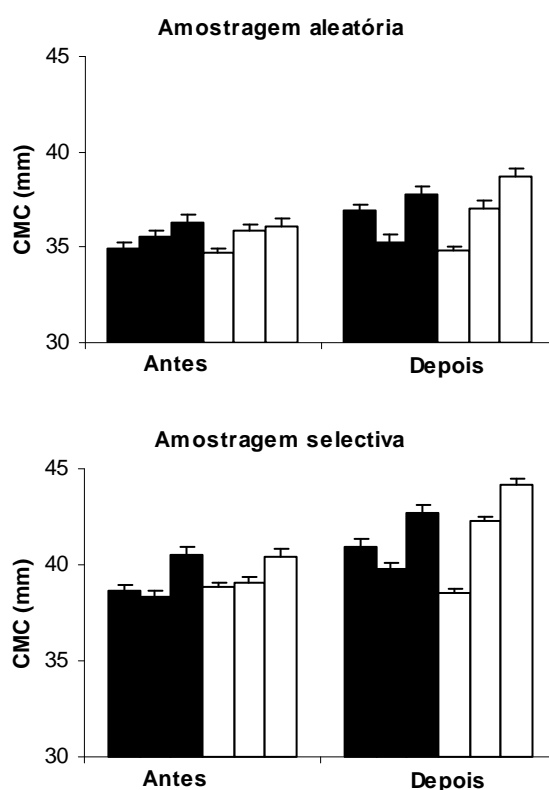


Figura 4.7- Variação do tamanho (média+erro padrão) de lapas com 30mm ou mais de comprimento máximo de concha (CMC), colhidas de modo aleatório (Amostragem aleatória; em cada quadrado de 50x50cm foram aleatoriamente amostradas duas lapas) ou selectivo (Amostragem selectiva; em cada quadrado de 50x50cm foram amostradas as duas lapas com maior CMC) no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; 128 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia x 16 quadrados de 50x50cm por local x 2 lapas por quadrado).

Tabela 4.16- Análises de variância do tamanho de lapas amostradas segundo dois métodos (aleatório e selectivo; ver texto) no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da- data; lo- local; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	Aleatório		Selectivo		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
ex	1	4,56	0,01 ^{ns}	0,53x10 ²	0,08 ^{ns}	pr(ex)
pr(ex)	4	320,20	7,21 **	6,36x10 ²	12,61 ***	da(exXprXpe)
pe	1	530,10	5,42 ^{ns}	16,55x10 ²	10,37 *	peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	44,43	1,48 ^{ns}	0,50x10 ²	0,52 ^{ns}	lo(exXprXpeXda)
lo(exXprXpeXda)	24	30,09	1,67 *	0,97x10 ²	8,19 ***	Residual
exXpe	1	7,66	0,08 ^{ns}	0,05x10 ²	0,03 ^{ns}	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	97,83	2,20 ^{ns}	1,60x10 ²	3,16 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	488	18,07		0,12x10 ²		
Total	535					

C (teste de Cochran)	0,07**	0,08**
Transformação	nenhuma	nenhuma

Tabela 4.17- Testes SNK a factores significativos das análises de variância referidas na tabela 4.16 (delineamento apresentado na tabela 4.1): ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); --, não se aplica; *, teste de Cochran significativo (ver texto).

	Praia	Período do ano	Local
Aleatório	$P < 0,05^*$	--*	+ex, $P < 0,05$ (16,7%)* -ex, $P > 0,05^*$
Selectivo	$P < 0,05^*$	A<D*	+ex, $P < 0,05$ (50%)* -ex, $P < 0,05$ (25%)*

- a variabilidade à escala do local foi significativa (amostragem aleatória) e mais frequente (amostragem selectiva) nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração humana.

Na figura 4.8, e nas tabelas 4.18 e 4.19, são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação do tamanho de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível inferior de maré e considerando os valores de variância obtidos em cada local. De acordo com os resultados obtidos nas respectivas análises estatísticas, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (A- antes do Verão; D- depois do Verão):

- nas duas análises efectuadas, os factores intensidade da exploração e período do ano interagiram significativamente, o factor praia foi significativo e não ocorreram diferenças significativas entre datas;

- no respeitante ao factor intensidade da exploração, os padrões verificados foram semelhantes nas duas análises efectuadas, não tendo ocorrido diferenças significativas antes do Verão, e tendo a variabilidade analisada sido, no outro período do

ano estudado, significativamente maior nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração;

- apesar de o factor praia ter sido significativo nas duas ANOVA efectuadas, não se registaram diferenças significativas entre as praias sujeitas a maior intensidade de exploração e amostradas segundo o referido método aleatório;

- relativamente ao factor período do ano, o padrão $A < D$ foi observado na amostragem aleatória e nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração e amostradas segundo o referido método selectivo, embora o padrão $A = D$ tenha ocorrido nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração e amostradas segundo este método.

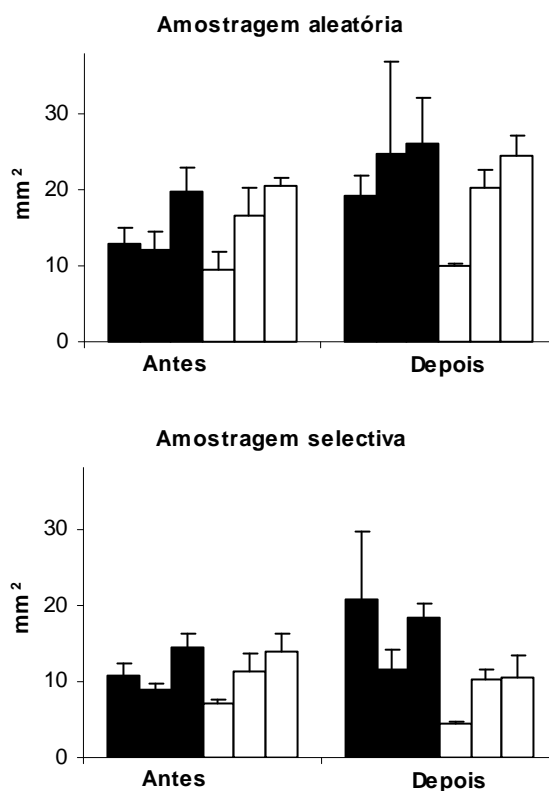


Figura 4.8- Variabilidade a pequena escala (por local) do tamanho (variância média+erro padrão) de lapas com 30mm ou mais de comprimento máximo de concha (CMC), colhidas de modo aleatório (Amostragem aleatória; em cada quadrado de 50x50cm foram aleatoriamente amostradas duas lapas) ou selectivo (Amostragem selectiva; em cada quadrado de 50x50cm foram amostradas as duas lapas com maior CMC) no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada antes (Antes) e depois (Depois) do Verão de 1999; 4 réplicas (2 datas por período do ano x 2 locais por praia).

Tabela 4.18- ANOVA da variância por local (N=2) do tamanho de lapas amostradas segundo dois métodos (aleatório e selectivo; ver texto) no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: ex- intensidade da exploração; pr- praia; pe- período do ano; da-data; *P<0,05; ***P<0,001; ns, P≥0,05.

Origem da variação	GL	Aleatório		Selectivo		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	
ex	1	0,04		0,79		pr(ex)
pr(ex)	4	0,34	4,34*	0,35	11,17***	da(exXprXpe)
pe	1	0,35		0,01		peXpr(ex)
da(exXprXpe)	12	0,08	1,28 ^{ns}	0,03	0,33 ^{ns}	Residual
exXpe	1	0,06	8,09*	0,49	19,37*	peXpr(ex)
peXpr(ex)	4	0,01	0,09 ^{ns}	0,03	0,80 ^{ns}	da(exXprXpe)
Residual	24	0,06		0,09		
Total	47					

C (teste de Cochran)	0,34 ^{ns}	0,34 ^{ns}
Transformação	ln(x+10)	ln(x+5)

Tabela 4.19- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 4.18 (delineamento apresentado na tabela 4.1): ex- intensidade da exploração (+ex, maior; -ex, menor); pe- período do ano (A- antes do Verão; D- depois do Verão); --, não se aplica.

	Intensidade da exploração	Praia	Período do ano
Aleatório	ex(pe): A, +ex=-ex D, +ex>-ex	+ex, P>0,05 -ex, P<0,05	A<D
Selectivo	ex(pe): A, +ex=-ex D, +ex>-ex	P<0,05	pe(ex): +ex, A<D -ex, A=D

Área vital de lapas

Nas 72 réplicas analisadas, o valor médio global da área de substrato duro ocupada por territórios alimentares de lapas foi equivalente a cerca de 0,080m² (EP= 0,004) num quadrado de 50x50cm, o que corresponde a cerca de 32% da área desta unidade de amostragem. Neste conjunto de réplicas, os valores máximo e mínimo desta variável foram, respectivamente, 0,184 e 0,018m².

Na figura 4.9 e na tabela 4.20 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da área vital de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível inferior de maré. De acordo com os resultados obtidos nesta análise de variância, os factores intensidade da exploração e praia não foram significativos e, embora tenham sido observadas diferenças significativas entre locais, os respectivos testes SNK não revelaram alguma diferença deste tipo.

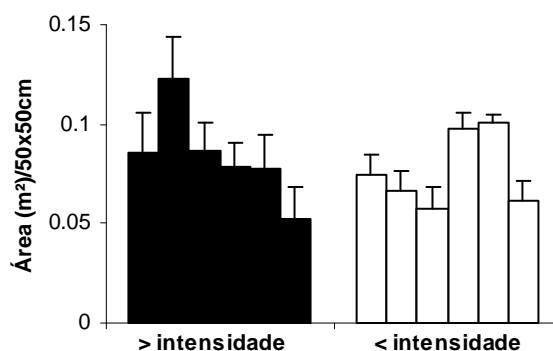


Figura 4.9- Variação da área de substrato duro (média+erro padrão) ocupada por territórios alimentares de lapas no nível inferior de maré de diversas praias (cada barra representa um local; em cada praia foram aleatoriamente amostrados dois locais) do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1 (área vital de lapas): praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascédios e Cabo Sardão; amostragem efectuada em Setembro e Outubro de 1999; 6 réplicas.

Tabela 4.20- Análises de variância da área vital de lapas amostradas no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: ex- intensidade da exploração; pr- praia; lo- local; * $P < 0,05$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
ex	1	$0,10 \times 10^{-2}$	$0,39^{ns}$	pr(ex)
pr(ex)	4	$0,26 \times 10^{-2}$	$0,98^{ns}$	lo(exXpr)
lo(exXpr)	6	$0,26 \times 10^{-2}$	2,27*	Residual
Residual	60	$0,12 \times 10^{-2}$		
Total	71			

C (teste de Cochran)	$0,19^{ns}$
Transformação	nenhuma

Na figura 4.10 e na tabela 4.21 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da área vital de lapas em função da intensidade da predação humana, efectuada no nível inferior de maré e considerando os valores de variância obtidos em cada local. Apesar de não ser necessária para homogeneizar a variância, a transformação aplicada na ANOVA referida na tabela 4.21 foi necessária devido à reduzida magnitude dos valores brutos. Os dois factores analisados foram significativos e os testes SNK a eles aplicados revelaram os seguintes padrões:

- os valores médios de variância por local foram mais elevados nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração humana;
- a variabilidade à escala da praia apenas foi significativa nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração humana.

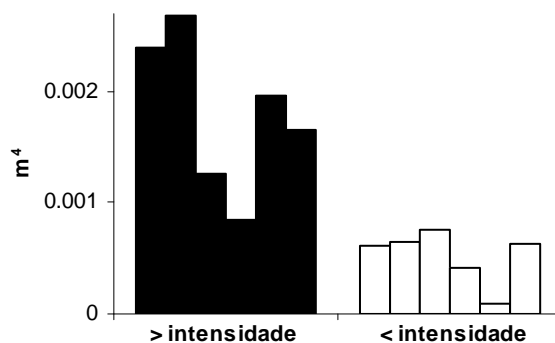


Figura 4.10- Variabilidade a pequena escala (variância por local) da área de substrato duro ocupada por territórios alimentares de lapas no nível inferior de maré de diversas praias (cada barra representa um local; em cada praia foram aleatoriamente amostrados dois locais) do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1 (área vital de lapas): praias sujeitas a maior (barras pretas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Oliveirinha, Burrinho e Almogrove; praias sujeitas a menor (barras brancas) intensidade de exploração são, da esquerda para a direita, Caniceira, Nascedios e Cabo Sardão; amostragem efectuada em Setembro e Outubro de 1999.

Tabela 4.21- ANOVA da variância por local ($N=2$) da área vital de lapas amostradas no nível inferior de maré de diversas praias do litoral rochoso alentejano sujeitas a diferente intensidade de exploração humana, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.1: ex- intensidade da exploração; pr- praia; * $P<0,05$; ns, $P\geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
ex	1	$4,92 \times 10^{-2}$	8,67*	pr(ex)
pr(ex)	4	$0,57 \times 10^{-2}$	9,11*	Residual
Residual	6	$0,06 \times 10^{-2}$		
Total	11			

C (teste de Cochran)	0,38 ^{ns}
Transformação	$\times 100$

Tendo em consideração os valores de área de substrato duro ocupada por territórios alimentares de lapas obtidos nas 72 réplicas amostradas, foi analisada a correlação linear simples com os valores de abundância de lapas (considerando exemplares pequenos, médios e grandes, bem como a sua totalidade, por espécie e no conjunto das espécies observadas) registados nas mesmas réplicas. Os respectivos coeficientes de correlação foram todos não significativos ($P>0,05$; valor crítico= 0,23), tendo variado entre -0,15 e 0,08.

4.3.2- Efeitos da remoção de lapas

Abundância de lapas

Nas 24 réplicas amostradas no início da experiência manipulativa (t0), foram contabilizados 3228 exemplares de lapas, pertencentes às espécies, *Diodora graeca*, *Helcion pellucidum*, *Patella depressa*, *P. ulyssiponensis* e *Siphonaria pectinata*. Na reamostragem destas áreas experimentais (t1), foram contabilizados 9568,5 (valor não inteiro por ter havido recurso à subamostragem das áreas experimentais de 1x2m, aplicada no caso de lapas de tamanho pequeno) exemplares de lapas, tendo sido observadas as mesmas espécies, com exceção de *Diodora graeca*, e com a inclusão de *Patella vulgata*. De qualquer modo, em ambos os períodos, a espécie de lapa dominante foi *P. ulyssiponensis*, tendo a sua abundância global atingido cerca de 95 (t0) e 98% (t1) do total de lapas; a segunda espécie de lapa mais abundante foi *S. pectinata*, cuja abundância global variou entre cerca de 4 (t0) e 1% (t1) do total de lapas.

Em termos dimensionais, as classes mais abundantes foram a das lapas de tamanho médio ($5\text{mm} \leq \text{CMC} < 30\text{mm}$) em t0 (cerca de 55% do total de lapas) e pequeno ($\text{CMC} < 5\text{mm}$) em t1 (cerca de 75% do total de lapas). A abundância global de lapas de tamanho grande ($\text{CMC} \geq 30\text{mm}$) variou entre cerca de 9 (t0) e 2% (t1) do total de lapas. Esta classe de tamanho foi dominada por *P. ulyssiponensis*, tendo sido amostrado apenas um exemplar grande de outra espécie, pertencente a *P. depressa*.

Atendendo a esta dominância numérica de *P. ulyssiponensis*, os resultados das análises estatísticas da abundância de lapas apresentados em seguida são referentes à densidade desta espécie. De qualquer modo, os resultados obtidos nas ANOVA da densidade total de lapas foram semelhantes aos obtidos no caso de *P. ulyssiponensis* e, no que diz respeito à ANOVA da densidade total de *S. pectinata* por área, efectuada de acordo com o delineamento apresentado na tabela 4.3, apenas o factor local foi significativo nos dois períodos considerados (dados e resultados não apresentados; $P < 0,05$ em t0; $P < 0,001$ em t1). No caso da abundância das restantes espécies de lapas, muito reduzida ou nula em t0 ou t1, não foi realizada qualquer análise estatística em particular.

Na figura 4.11 e nas tabelas 4.22 e 4.23 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da densidade, por área, de *P. ulyssiponensis* nos dois períodos amostrados, e considerando a razão entre os valores obtidos em t1 e t0 (t1/t0).

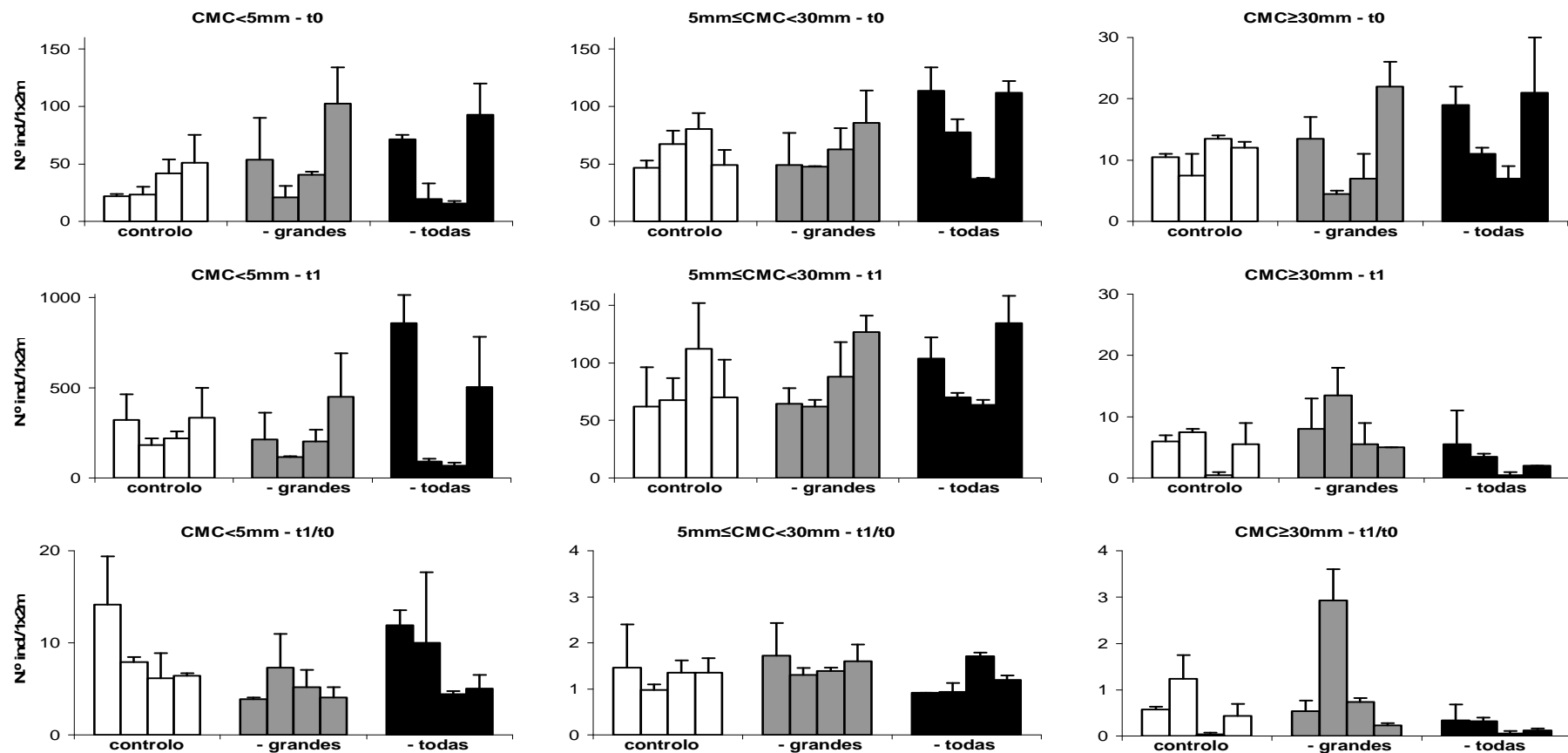


Figura 4.11- Variação da densidade (média+erro padrão) de *Patella ulysiponensis* em áreas experimentais amostradas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha/Burrinho - praia 1; Nascedios - praia 2), segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: não remoção de lapas (controlo; barras brancas), remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm (-grandes; barras cinzentas), e remoção de todas as lapas (-todas; barras pretas); da esquerda para a direita, praia 1/local 1, praia 1/local 2, praia 2/local 1, praia 2/local 2; primeira amostragem efectuada imediatamente antes da manipulação, entre 2 de Setembro e 15 de Novembro de 1997 (t0); reamostragem efectuada após a manipulação, entre 2 de Março e 12 de Julho de 1998 (t1); variável dimensional medida - comprimento máximo da concha (CMC); 2 réplicas. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.22- Análises de variância da densidade de *Patella ulysiponensis* em áreas experimentais amostradas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: t0- primeira amostragem, efectuada imediatamente antes da manipulação, entre 2 de Setembro e 15 de Novembro de 1997; t1- reamostragem efectuada após a manipulação, entre 2 de Março e 12 de Julho de 1998; CMC- comprimento máximo da concha; re- remoção; pr- praia; lo- local; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	t0						t1						Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	0,87x10 ³	2,59 ^{ns}	1,54x10 ³	1,38 ^{ns}	0,29x10 ²	1,27 ^{ns}	4,27x10 ⁴	0,68 ^{ns}	0,45x10 ³	0,89 ^{ns}	3,23x10 ²	25,72*	reXpr
pr	1	2,93x10 ⁵	0,61 ^{ns}	0,10x10 ³	0,13 ^{ns}	0,45x10 ²	0,24 ^{ns}	0,01	0,00 ^{ns}	4,54x10 ³	4,96 ^{ns}	0,57x10 ²	9,99 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	4,82x10 ⁵	6,95**	0,78x10 ³	1,51 ^{ns}	1,93x10 ²	6,95**	27,35x10 ⁴	6,89*	0,91x10 ³	0,85 ^{ns}	0,06x10 ²	0,26 ^{ns}	Residual
reXpr	2	0,33x10 ⁵	0,34 ^{ns}	1,11x10 ³	0,61 ^{ns}	0,23x10 ²	0,47 ^{ns}	6,28x10 ⁴	0,75 ^{ns}	0,51x10 ³	0,27 ^{ns}	0,13x10 ²	1,05 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,99x10 ⁵	1,43 ^{ns}	1,83x10 ³	3,52*	0,48x10 ²	1,88 ^{ns}	8,32x10 ⁴	2,10 ^{ns}	1,90x10 ³	1,76 ^{ns}	0,12x10 ²	0,55 ^{ns}	Residual
Residual	12	0,69x10 ⁵		0,52x10 ³		0,26x10 ²		3,97x10 ⁴		1,08x10 ³		0,22x10 ²		
Total	23													
C (teste de Cochran)		0,32 ^{ns}		0,26 ^{ns}		0,53 ^{ns}		0,32 ^{ns}		0,25 ^{ns}		0,23 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		nenhuma		nenhuma		nenhuma		nenhuma		nenhuma		

Origem da variação	GL	t1/t0						Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	0,28x10 ⁻²	1,85 ^{ns}	0,21	1,29 ^{ns}	1,64	3,30 ^{ns}	reXpr
pr	1	0,96x10 ⁻²	25,32*	0,27	1,85 ^{ns}	3,10	2,00 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	0,04x10 ⁻²	0,19 ^{ns}	0,15	0,49 ^{ns}	1,55	9,47**	Residual
reXpr	2	0,15x10 ⁻²	1,23 ^{ns}	0,16	1,50 ^{ns}	0,50	0,57 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,12x10 ⁻²	0,62 ^{ns}	0,11	0,37 ^{ns}	0,88	5,37*	Residual
Residual	12	0,20x10 ⁻²		0,30		0,16		
Total	23							
C (teste de Cochran)		0,50 ^{ns}		0,49 ^{ns}		0,47 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		nenhuma		nenhuma		

Tabela 4.23- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 4.22 (delineamento apresentado na tabela 4.3): CMC- comprimento máximo da concha; re-remoção (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas); pr- praia (Ol/Bu- Oliveirinha/Burrrinho; Nas- Nascedios); lo- local; --, não se aplica; pnd- padrão geral não definido; rest- restantes casos.

	CMC	Remoção	Praia	Local
t0	<5mm	--	--	Ol/Bu, $P > 0,05$ Nas, $P < 0,05$
	≥ 5 mm <30mm	re(prXlo): Ol/Bu, lo1- C=G<T Ol/Bu, lo2- C=G=T Nas, lo1- C=G=T Nas, lo2- pnd (C<T)	--	lo(reXpr): T, Nas- $P < 0,05$ rest- $P > 0,05$
	≥ 30 mm	--	--	$P < 0,05$
t1	<5mm	--	--	$P < 0,05$
	≥ 5 mm <30mm	--	--	--
	≥ 30 mm	pnd (C>T)	--	--
t1/t0	<5mm	--	$P < 0,05$	--
	≥ 5 mm <30mm	--	--	--
	≥ 30 mm	re(prXlo): Ol/Bu, lo2- G>C>T rest- $P > 0,05$	--	lo(reXpr): G, Ol/Bu- $P < 0,05$ rest- $P > 0,05$

De acordo com os resultados obtidos nas mencionadas análises estatísticas (tabelas 4.22 e 4.23), podem constatar-se os seguintes padrões gerais (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas):

- o factor remoção foi significativo ou interagiu significativamente com o factor local em poucos casos, tendo sido este factor o que ocorreu como significativo com mais frequência;

- quando o factor remoção foi significativo e não interagiu com outro factor, o que sucedeu no caso da densidade de lapas grandes observada em t1, os respectivos testes SNK não evidenciaram algum padrão geral, tendo a única diferença significativa sido registada entre os tratamentos de controlo e de remoção de todas as lapas (C>T);

- a variabilidade à escala da praia foi significativa apenas no caso da razão t1/t0 da densidade de lapas pequenas;

- à escala do local, a variabilidade foi significativa em todos os casos de densidade observada em t0, bem como na densidade de lapas pequenas que ocorreram em t1 e na razão t1/t0 da densidade de lapas grandes.

Tabela 4.24- Análise de variância da densidade de exemplares grandes (CMC $\geq 30\text{mm}$) de *Patella ulyssiponensis* observados em t1 (reamostragem efectuada cerca de 5,5 a 9 meses após a manipulação) numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3 e após junção (“pooling”) *post-hoc* da variação associada às interações reXpr e reXlo(pr): CMC- comprimento máximo da concha; re- remoção; pr- praia; lo- local; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	QM	F	Denominador (QM) usado no cálculo de F
re	2	$3,23 \times 10^2$	26,54**	Junção <i>post-hoc</i>
pr	1	$0,57 \times 10^2$	9,99 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	$0,06 \times 10^2$	0,26 ^{ns}	Residual
reXpr	2	$0,13 \times 10^2$		
reXlo(pr)	4	$0,12 \times 10^2$		
Residual	12	$0,22 \times 10^2$		
Total	23			
Junção <i>post-hoc</i> de reXpr e reXlo(pr)	6	$0,12 \times 10^2$		

C (teste de Cochran)	0,23 ^{ns}
Transformação	nenhuma

Na referida análise da densidade de lapas grandes em t1, em que o factor remoção foi significativo e não interagiu com outro factor, foi possível aumentar a potência através da junção (“pooling”) *post-hoc* da variação associada às interações reXpr e reXlo(pr) (tabela 4.24), atendendo a que, sem esta junção, os valores de *P* do teste *F* a estas interações foram superiores a 0,25 (0,43 e 0,70, respectivamente). Apesar de Underwood (1997) referir que operações deste tipo são legítimas quando o factor que nos interessa não é significativo, esta junção aumentou a potência das análises estatísticas realizadas, considerando, por exemplo, que o erro padrão associado aos respectivos testes SNK diminuiu de 1,25 (sem junção) para 1,23.

Com este aumento de potência, os respectivos testes SNK ao factor remoção evidenciaram o padrão C>G>T (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC $\geq 30\text{mm}$; T- remoção de todas as lapas).

Na figura 4.12 e nas tabelas 4.25 e 4.26 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da densidade, por território alimentar, de *P. ulyssiponensis* nos dois períodos amostrados. De acordo com os resultados obtidos nas respectivas análises estatísticas, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC $\geq 30\text{mm}$; T- remoção de todas as lapas):

- o factor remoção interagiu significativamente com os factores local ou área, o factor praia foi sempre não significativo e o factor local foi o que ocorreu como significativo com mais frequência;

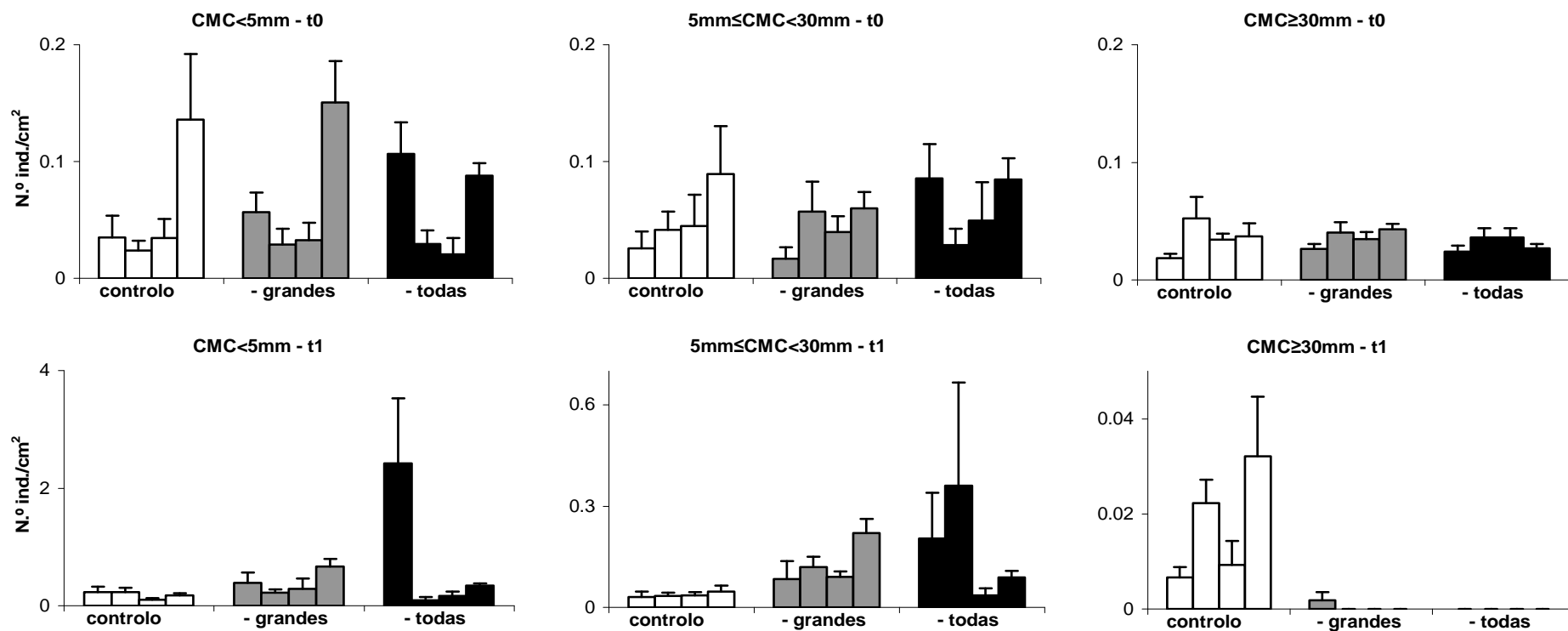


Figura 4.12- Variação da densidade (média+erro padrão) de *Patella ulysiponensis* em territórios alimentares de lapas amostrados numa experiência manipulativa de remoção destes moluscos realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha/Burrinho - praia 1; Nascédios - praia 2), segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: não remoção de lapas (controle; barras brancas), remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30mm (-grandes; barras cinzentas), e remoção de todas as lapas (-todas; barras pretas); da esquerda para a direita, praia 1/local 1, praia 1/local 2, praia 2/local 1, praia 2/local 2; primeira amostragem efectuada imediatamente antes da manipulação, entre 2 de Setembro e 15 de Novembro de 1997 (t0); reamostragem efectuada após a manipulação, entre 2 de Março e 12 de Julho de 1998 (t1); variável dimensional medida - comprimento máximo da concha (CMC); 6 réplicas. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.25- Análises de variância da densidade de *Patella ulysiponensis* em territórios alimentares de lapas amostrados numa experiência manipulativa de remoção destes moluscos realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: t0- primeira amostragem, efectuada imediatamente antes da manipulação, entre 2 de Setembro e 15 de Novembro de 1997; t1- reamostragem efectuada após a manipulação, entre 2 de Março e 12 de Julho de 1998; CMC- comprimento máximo da concha; re- remoção; pr- praia; lo- local; ar- área; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	t0						t1						Denominador (QM) usado no cálculo de F
		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		CMC<5mm		5mm≤CMC<30mm		CMC≥30mm		
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	0,04	0,23 ^{ns}	2,1x10 ⁻³		0,25	8,98 ^{ns}	1,62		6,14	1,18 ^{ns}	38,56		reXpr
pr	1	0,37	0,26 ^{ns}	6,3x10 ⁻³	1,25 ^{ns}	0,42	0,26 ^{ns}	0,29	0,06 ^{ns}	9,41	1,47 ^{ns}	0,01	0,00 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	1,41	28,77**	5,0x10 ⁻³	1,18 ^{ns}	1,59	12,00*	4,93		6,42	2,03 ^{ns}	1,88		ar(prXlo)
ar(prXlo)	4	0,05	0,55 ^{ns}	4,3x10 ⁻³		0,13	0,45 ^{ns}	0,08	0,18 ^{ns}	3,17	0,90 ^{ns}	0,55	0,86 ^{ns}	Residual
reXpr	2	0,19	2,75 ^{ns}	1,0x10 ⁻³	0,24 ^{ns}	0,03	0,13 ^{ns}	1,09	0,37 ^{ns}	5,21	1,01 ^{ns}	0,19	0,07 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,07	0,49 ^{ns}	4,1x10 ⁻³	0,62 ^{ns}	0,21	0,61 ^{ns}	2,92	5,17*	5,17	1,74 ^{ns}	2,60	4,38*	reXar(prXlo)
reXar(prXlo)	8	0,14	1,62 ^{ns}	6,6x10 ⁻³	2,58*	0,34	1,17 ^{ns}	0,57	1,32 ^{ns}	2,97	0,84 ^{ns}	0,59	0,92 ^{ns}	Residual
Residual	48	0,09		2,6x10 ⁻³		0,29		0,43		3,52		0,65		
Total	71													
C (teste de Cochran)		0,22 ^{ns}		0,21 ^{ns}		0,17 ^{ns}		0,20 ^{ns}		0,22 ^{ns}		0,23 ^{ns}		
Transformação		ln(x+0,1)		nenhuma		ln(x)		ln(x+0,1)		ln(x+0,001)		ln(x+0,001)		

Tabela 4.26- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 4.25 (delineamento apresentado na tabela 4.3): CMC- comprimento máximo da concha; re-remoção (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas); pr- praia (Ol/Bu- Oliveirinha/Burrinho; Nas-Nascidos); lo- local; ar- área;; --, não se aplica; pnd- padrão geral não definido; rest- restantes casos.

	CMC	Remoção	Local	Área
t0	<5mm	--	P<0,05	--
	≥ 5 mm <30mm	re(ar): Ol/Bu, lo1, ar2- C=G<T Nas, lo2, ar2- C>G=T rest- P>0,05	--	ar(re): C- P<0,05(25%) G- P<0,05 (25%) T- P>0,05
	≥ 30 mm	--	Ol/Bu, P<0,05 Nas, P>0,05	--
t1	<5mm	re(prXlo): Ol/Bu, lo1- C=G<T rest- P>0,05	lo(reXpr): G, Nas- P<0,05 T, Ol/Bu- P<0,05 rest- P>0,05	--
	≥ 5 mm <30mm	--	--	--
	≥ 30 mm	re(prXlo): C>G=T	lo(reXpr): C- P<0,05 G, Ol/Bu- P<0,05 rest- P>0,05	--

- os testes SNK às interacções significativas do factor remoção com outros factores evidenciaram o padrão geral C>G=T no caso da densidade de lapas grandes observada em t1, tendo a ausência de diferenças significativas sido o padrão mais comum nos restantes casos;

- apenas na análise da densidade de lapas médias em t1 se registou uma ausência de diferenças significativas em todos os factores, apesar de, em t0, a análise da densidade da mesma classe dimensional ter revelado uma interacção significativa entre os factores remoção e área;

- à escala do local, a variabilidade apenas foi significativa em todas as análises da densidade de lapas pequenas e grandes.

Área vital de lapas e área coberta por outros organismos

A área total dos 72 territórios alimentares amostrados no início da experiência manipulativa (t0) variou entre cerca de 7,1 e 178,2cm², tendo o respectivo valor médio correspondido a cerca de 42,1cm² (erro padrão= 3,4cm²). Neste período de amostragem, a cobertura primária do substrato duro destes territórios foi dominada por algas encrustantes moles e por rocha nua (substrato não coberto por macrobentos, em conjunto com o substrato ocupado por lapas), cuja percentagem da área total foi, em média, equivalente a cerca de 53,9 e 42,6, respectivamente. Os restantes organismos amostrados nestes territórios foram agrupados em algas encrustantes duras ou cracas, cuja percentagem da área total em t0 foi, em média, equivalente a cerca de 2,5 e 1,0, respectivamente.

Embora a análise destas variáveis biológicas não tenha sido efectuada por espécie, em ambos períodos de amostragem as algas encrustantes moles mais abundantes foram *Nemoderma tingitana* e *Ralfsia*, e as cracas observadas pertenceram às espécies *Chthamalus montagui* e *C. stellatus*.

Em t1, três dos 24 territórios de controlo, localizados em três diferentes áreas experimentais, duas das quais na praia Oliveirinha/Burrinho, apresentaram os seguintes problemas: num, a superfície do substrato duro amostrada em t0 desapareceu devido à fracturação da rocha xistosa; nos outros, a abundância de lapas observada em t1 foi nula num dos territórios ou muito reduzida (apenas 6 exemplares de *P. ulyssiponensis*, todos com CMC <8mm) no outro, tendo-se assistido a uma drástica redução da área total do território, de t0 para t1 (de cerca de 7,1 para 0,8cm², e de 36,2 para 7,2cm², respectivamente).

Nestes três casos, os valores de t1 das variáveis em estudo foram extrapolados, com base nos respectivos valores observados em t0 e na variação percentual média registada nos restantes territórios pertencentes à mesma área experimental. Esta extrapolação não foi efectuada no caso da área coberta por cracas, devido ao facto de ter sido nula em t0 nos três territórios em causa, tendo sido mantida esta nulidade em t1.

Nos 48 territórios que foram sujeitos a tratamentos de remoção de lapas, apenas num foi observada em t1 uma lapa com tamanho grande (CMC ≥30mm). Este território foi sujeito ao tratamento de remoção de lapas de tamanho grande e o exemplar em causa pertencia à espécie *P. ulyssiponensis* e possuía 32,5mm de CMC. Em t0, cerca de 7 meses antes, as lapas não manipuladas e observadas nesse mesmo território eram, ao todo, três e pertenciam à referida espécie, sendo duas pequenas (CMC <5mm) e uma com 24,5mm de CMC. Nos restantes 24 territórios de controlo, as lapas de tamanho grande totalizaram 25 em t0 e 18 em t1.

Na figura 4.13 e nas tabelas 4.27 e 4.28 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação da área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras, cracas e rocha nua em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, nos dois períodos de amostragem considerados neste estudo. De acordo com os resultados obtidos nas respectivas análises estatísticas, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥30mm; T- remoção de todas as lapas):

- o factor remoção foi significativo ou interagiu significativamente com os factores local ou área, não foi observada variabilidade à escala da praia, o factor local foi o que ocorreu como significativo com mais frequência e a variabilidade à escala da área foi pouco frequente;

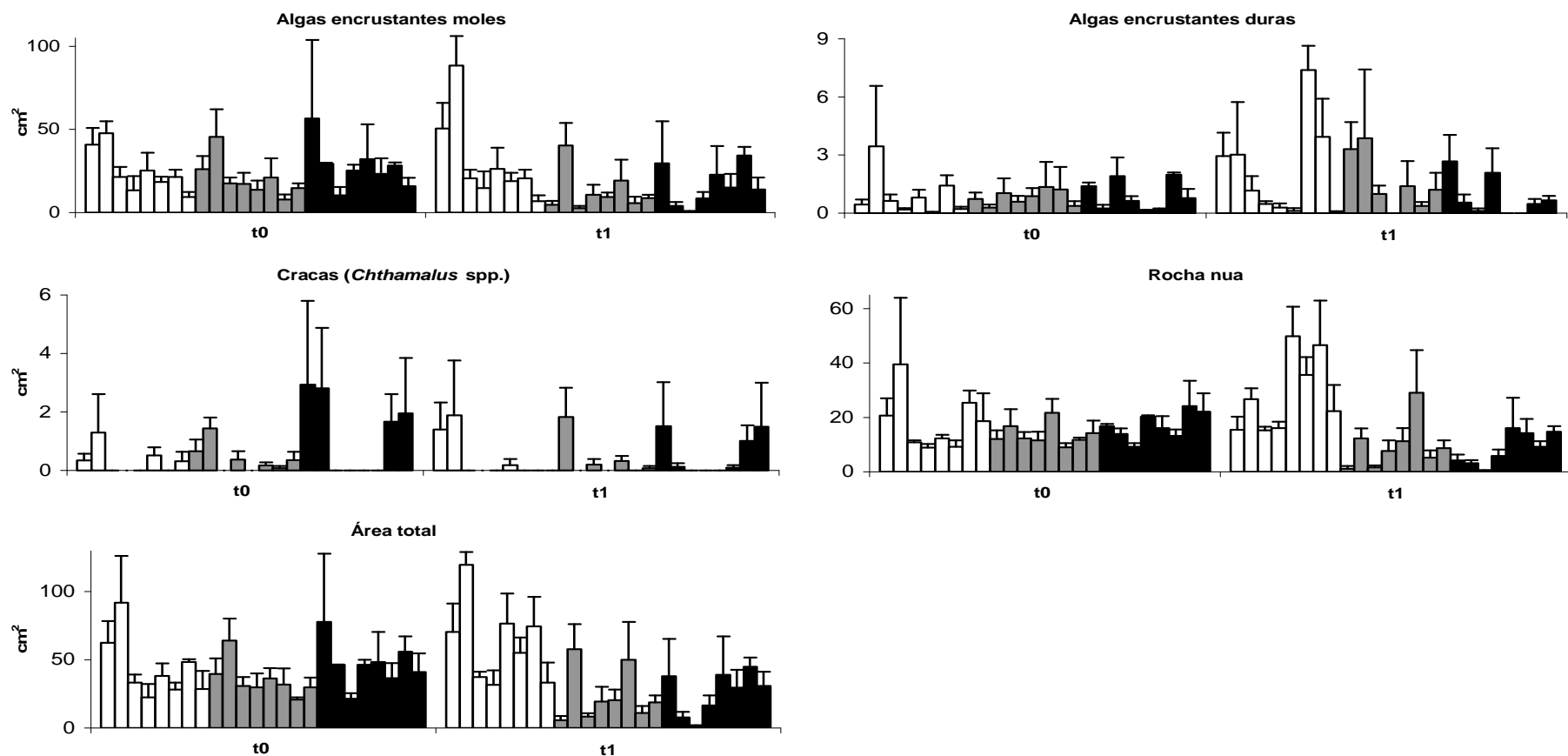


Figura 4.13- Variação da área (média+erro padrão) primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras, cracas (*Chthamalus* spp.) e rocha nua (não coberta por macrobentos ou ocupada por lapas) em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, no âmbito de uma experiência manipulativa de remoção de lapas efectuada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha/Burrinho - praia 1; Nascedios - praia 2), segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: não remoção de lapas (barras brancas), remoção de lapas de tamanho grande, com 30mm ou mais de comprimento máximo da concha (barras cinzentas), e remoção de todas as lapas (barras pretas); da esquerda para a direita, área 1/local 1/praias 1, área 2/local 1/praias 1, ..., área 2/local 2/praias 2; amostragem efectuada no início da experiência (t0 - Setembro/Outubro de 1997) e seis a nove meses depois (t1 - Março/Junho de 1998); 3 réplicas. Os eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.27- Análises de variância da área primariamente coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), cracas e rocha nua em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: t0- amostragem efectuada no início da experiência (Setembro/Outubro de 1997); t1- reamostragem efectuada seis a nove meses após a manipulação (Março/Junho de 1998); re- remoção; pr- praia; lo- local; ar- área; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

		t0										Denominador (QM) usado no cálculo de F
		AEM		AED		Cracas		Rocha nua		Área total		
Origem da variação	GL	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	0,25	0,34 ^{ns}	0,17	1,68 ^{ns}	1,16		0,26	3,79 ^{ns}	0,30	1,91 ^{ns}	reXpr
pr	1	1,44	0,42 ^{ns}	0,18	0,28 ^{ns}	1,24	0,14 ^{ns}	0,05	0,06 ^{ns}	0,41	0,21 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	3,43	20,01**	0,65	0,79 ^{ns}	9,03		0,85	3,31 ^{ns}	1,91	9,91*	ar(prXlo)
ar(prXlo)	4	0,17	0,31 ^{ns}	0,81	1,83 ^{ns}	0,87	1,10 ^{ns}	0,26	1,22 ^{ns}	0,19	0,71 ^{ns}	Residual
reXpr	2	0,74	3,54 ^{ns}	0,10	0,15 ^{ns}	0,62	0,37 ^{ns}	0,07	0,18 ^{ns}	0,16	0,71 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,21	0,28 ^{ns}	0,69	1,62 ^{ns}	1,71	4,22*	0,37	1,75 ^{ns}	0,22	0,74 ^{ns}	reXar(prXlo)
reXar(prXlo)	8	0,74	1,35 ^{ns}	0,42	0,96 ^{ns}	0,40	0,52 ^{ns}	0,21	1,01 ^{ns}	0,30	1,11 ^{ns}	Residual
Residual	48	0,55		0,44		0,79		0,21		0,27		
Total	71											
C (teste de Cochran)		0,20 ^{ns}		0,23 ^{ns}		0,22 ^{ns}		0,23 ^{ns}		0,18 ^{ns}		
Transformação		ln(x+1)		ln(x+0,5)		ln(x+0,2)		ln(x+1)		ln(x+1)		

		t1										Denominador (QM) usado no cálculo de F
		AEM		AED		Cracas		Rocha nua		Área total		
Origem da variação	GL	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	6,25		1,35	2,29 ^{ns}	0,09	0,06 ^{ns}	44,49	59,50*	1,11x10 ⁴	11,03 ^{ns}	reXpr
pr	1	0,91	0,18 ^{ns}	0,77	0,30 ^{ns}	0,70	0,16 ^{ns}	41,25	10,71 ^{ns}	0,06x10 ⁴	0,13 ^{ns}	lo(pr)
lo(pr)	2	5,17	4,48 ^{ns}	2,53	52,97**	4,42	11,80*	3,85	1,66 ^{ns}	0,47x10 ⁴	4,84 ^{ns}	ar(prXlo)
ar(prXlo)	4	1,15		0,05	0,13 ^{ns}	0,37	0,55 ^{ns}	2,33	1,72 ^{ns}	0,10x10 ⁴	1,48 ^{ns}	Residual
reXpr	2	5,60	6,79 ^{ns}	0,59	0,57 ^{ns}	1,50	1,24 ^{ns}	0,75	1,03 ^{ns}	0,10x10 ⁴	0,82 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,82	0,40 ^{ns}	1,03	1,35 ^{ns}	1,21	1,25 ^{ns}	0,73	0,29 ^{ns}	0,12x10 ⁴	0,91 ^{ns}	reXar(prXlo)
reXar(prXlo)	8	2,05	2,46*	0,76	2,12 ^{ns}	0,97	1,41 ^{ns}	2,48	1,83 ^{ns}	0,14x10 ⁴	2,07 ^{ns}	Residual
Residual	48	0,83		0,36		0,69		1,36		0,07x10 ⁴		
Total	71											
C (teste de Cochran)		0,19 ^{ns}		0,19 ^{ns}		0,23 ^{ns}		0,19 ^{ns}		0,15 ^{ns}		
Transformação		ln(x+1)		ln(x+1)		ln(x+0,2)		$\sqrt{x+1}$		nenhuma		

Tabela 4.28- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 4.27 (delineamento apresentado na tabela 4.3): AEM- algas encrustantes moles; AED- algas encrustantes duras; re- remoção (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas); Ol/Bu- Oliveirinha/Burrinho; Nas- Nascedios; lo- local; ar- área; --, não se aplica; pnd- padrão geral não definido; rest- restantes casos.

		Remoção	Local	Área
t0	AEM	--	Ol/Bu, $P < 0,05$ Nas, $P > 0,05$	--
	AED	--	--	--
	Cracas	re(lo): Nas, lo2- $C = G < T$ rest- $P > 0,05$	$P < 0,05$ (66,7%)	
	Rocha nua	--	--	--
	Área total	--	Ol/Bu, $P < 0,05$ Nas, $P > 0,05$	--
t1	AEM	re(ar): Ol/Bu, lo1, ar1- pnd ($C > G$) Ol/Bu, lo1, ar2- $C = G > T$ Ol/Bu, lo2, ar1- $C > G = T$ Nas, lo2, ar1- pnd ($G < T$) rest- $P > 0,05$	--	ar(re): C- $P > 0,05$ G- $P < 0,05$ (25%) T- $P < 0,05$ (25%)
	AED	--	$P < 0,05$	
	Cracas	--	Ol/Bu, $P < 0,05$ Nas, $P > 0,05$	--
	Rocha nua	$C > G = T$	--	--
	Área total	--	--	--

- em t0, o factor remoção foi significativo apenas num local e numa variável (área coberta por cracas; $C = G < T$), não tendo sido registadas, em t1 e na mesma variável, diferenças significativas entre os tratamentos de remoção;

- em t1, foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos de remoção no caso da área de rocha nua e coberta por algas encrustantes moles;

- quando o factor remoção foi significativo e não interagiu com outro factor, o que sucedeu no caso da área de rocha nua amostrada em t1, os respectivos testes SNK evidenciaram o padrão geral $C > G = T$;

- no caso da área coberta por algas encrustantes moles amostrada em t1, o factor remoção interagiu com o factor área, tendo sido registadas diferenças significativas entre os tratamentos de remoção em metade das áreas;

- o padrão das diferenças referidas na anterior alínea foi diferente em cada área considerada, embora C tenha sido superior a T nos dois casos em que foi possível definir um padrão geral;

- também foi no caso da área coberta por algas encrustantes moles amostrada em t1 que o factor área foi significativo, interagindo com o factor remoção, tendo ocorrido variabilidade a esta escala espacial nos tratamentos em que se procedeu à remoção de lapas;

- a variabilidade à escala do local foi mais frequente em t0 mas, no caso da área coberta por cracas, o factor local foi significativo nos dois períodos amostrados.

Na figura 4.14 e nas tabelas 4.29 e 4.30 são apresentados os resultados da análise dos padrões de variação percentual da área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras, cracas e rocha nua em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, nos dois períodos de amostragem considerados neste estudo. No caso das algas encrustantes moles, não foi possível, mediante a transformação dos dados, obter um teste de Cochran não significativo (tabela 4.29). No entanto, de acordo com Underwood (1997), a respectiva ANOVA foi considerada válida, atendendo ao facto de nenhum factor ou interacção ter sido significativo.

De acordo com os resultados apresentados nas tabelas 4.29 e 4.30, podem constatar-se os seguintes padrões gerais (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas):

- na maior parte dos casos, os factores testados não foram significativos, o que aconteceu em todos os factores analisados no caso da área coberta por algas encrustantes moles ou duras;

- o factor remoção foi significativo ou interagiu significativamente com o factor área;
- quando o factor remoção foi significativo e não interagiu com outro factor, o que sucedeu no caso da área de rocha nua, os respectivos testes SNK evidenciaram o padrão geral C>G=T;- no caso da área total, o factor remoção interagiu com o factor área, tendo sido registadas diferenças significativas entre os tratamentos de remoção na maioria das áreas amostradas (em todas as áreas amostradas na praia Oliveirinha/Burrinho e numa das áreas amostrada na praia dos Nascedios);

- o padrão das diferenças referidas na anterior alínea foi diferente em cada área considerada, embora C tenha sido superior a T sempre que se verificaram diferenças significativas entre os tratamentos de remoção e, em todos estes casos, C foi igual ou superior a G;

- a variabilidade à escala da praia ou do local ocorreu apenas num dos casos analisados (área total ou coberta por cracas, respectivamente), e o factor área foi significativo ou interagiu significativamente com o factor remoção na análise da área de rocha nua ou total, respectivamente;

- apenas nos tratamentos em que se procedeu à remoção de lapas ocorreu variabilidade à escala da área na interacção remoçãoXárea referida na anterior alínea.

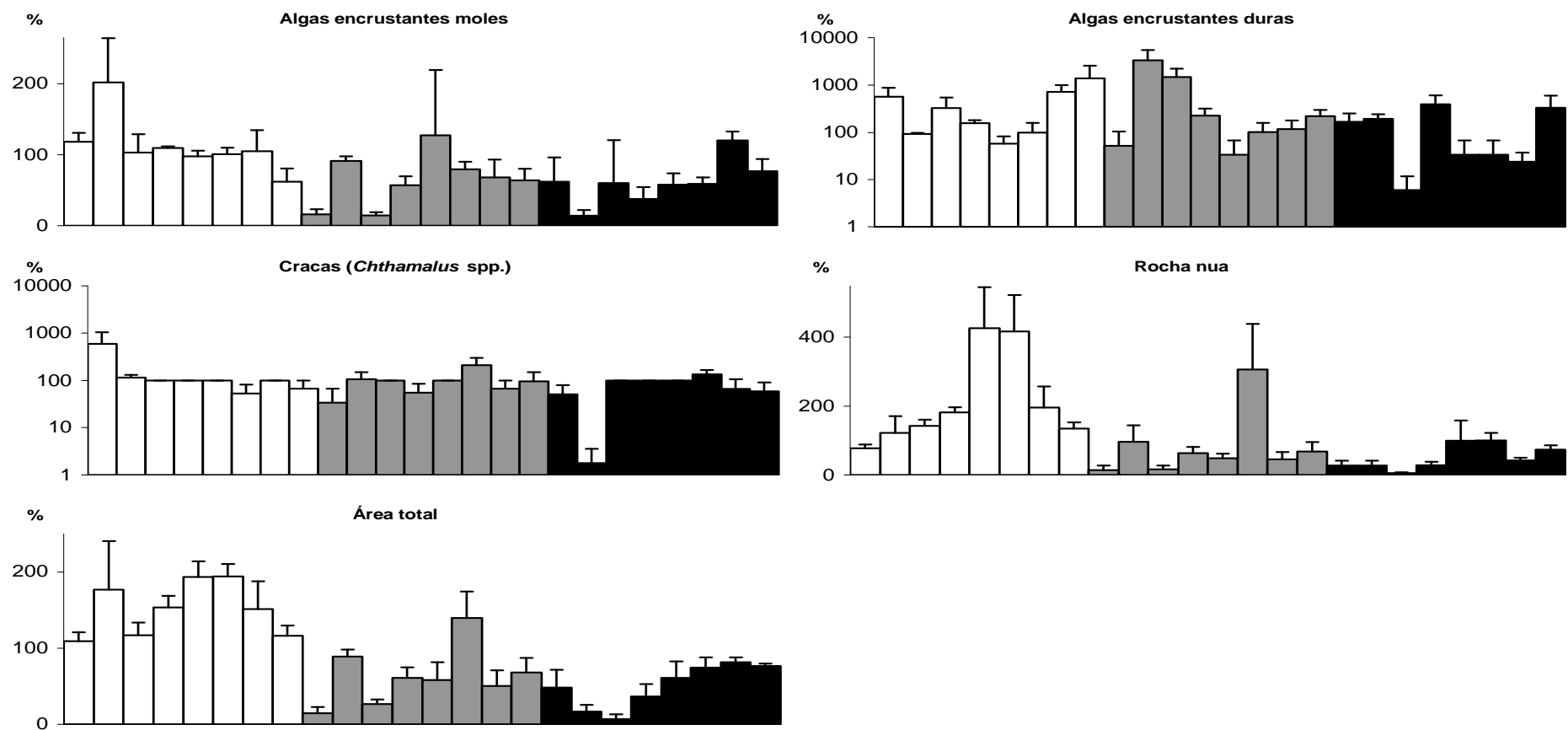


Figura 4.14- Variação percentual da área (média+erro padrão) primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras, cracas (*Chthamalus* spp.) e rocha nua (não coberta por macrobentos ou ocupada por lapas) em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, no âmbito de uma experiência manipulativa de remoção de lapas efectuada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano (Oliveirinha/Burrinho - praia 1; Nascedios - praia 2), segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: não remoção de lapas (barras brancas), remoção de lapas de tamanho grande, com 30mm ou mais de comprimento máximo da concha (barras cinzentas) e remoção de todas as lapas (barras pretas); da esquerda para a direita, área 1/local 1/praias 1, área 2/local 1/praias 1, ..., área 2/local 2/praias 2; amostragem efectuada no início da experiência (Setembro/Outubro de 1997) e seis a nove meses depois (Março/Junho de 1998); 3 réplicas. Alguns eixos de ordenadas possuem escalas diferentes.

Tabela 4.29- ANOVA da variação percentual da área primariamente coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED), cracas e rocha nua em territórios alimentares de lapas, e da área total dos mesmos territórios, numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: re- remoção; pr- praia; lo- local; ar- área; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; ns, $P \geq 0,05$.

Origem da variação	GL	AEM		AED		Cracas		Rocha nua		Área total		Denominador (QM) usado no cálculo de F
		QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	QM	F	
re	2	1,97x10 ⁴	1,56 ^{ns}	23,41	8,87 ^{ns}	3,75	0,53 ^{ns}	19,52	23,54*	13,33		reXpr
pr	1	0,22x10 ⁴	1,16 ^{ns}	14,57	0,59 ^{ns}	0,47	0,05 ^{ns}	18,81	6,44 ^{ns}	10,41	41,67*	lo(pr)
lo(pr)	2	0,19x10 ⁴	0,66 ^{ns}	24,74	3,97 ^{ns}	9,27	8,80*	2,92	0,97 ^{ns}	0,25	0,18 ^{ns}	ar(prXlo)
ar(prXlo)	4	0,29x10 ⁴	1,07 ^{ns}	6,22	1,38 ^{ns}	1,05	0,41 ^{ns}	3,01	4,17**	1,41		Residual
reXpr	2	1,27x10 ⁴	3,19 ^{ns}	2,64	0,78 ^{ns}	7,12	1,22 ^{ns}	0,83	1,09 ^{ns}	2,46	4,38 ^{ns}	reXlo(pr)
reXlo(pr)	4	0,40x10 ⁴	1,34 ^{ns}	3,40	0,45 ^{ns}	5,82	1,53 ^{ns}	0,76	0,55 ^{ns}	0,56	0,48 ^{ns}	reXar(prXlo)
reXar(prXlo)	8	0,30x10 ⁴	1,08 ^{ns}	7,55	1,68 ^{ns}	3,81	1,48 ^{ns}	1,38	1,91 ^{ns}	1,18	2,73*	Residual
Residual	48											
Total	71	0,27x10 ⁴		4,50		2,57		0,72		0,43		
C (teste de Cochran)		0,39**		0,12 ^{ns}		0,13 ^{ns}		0,24 ^{ns}		0,20 ^{ns}		
Transformação		nenhuma		ln(x+1)		ln(x+1)		ln(x+2,1)		ln(x+2)		

Tabela 4.30- Testes SNK a factores e interacções significativos das análises de variância referidas na tabela 4.29 (delineamento apresentado na tabela 4.3): AEM- algas encrustantes moles; AED- algas encrustantes duras; re- remoção (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas); Ol/Bu- Oliveirinha/Burrinho; Nas- Nascedios; lo- local; ar- área; --, não se aplica; pnd- padrão geral não definido; rest- restantes casos; *, teste de Cochran significativo (ver texto).

	Remoção	Praia	Local	Área
AEM	--*	--*	--*	--*
AED	--	--	--	--
Cracas	--	--	P<0,05	--
Rocha nua	C>G=T	--	--	Ol/Bu, P<0,05 Nas, P>0,05
Área total	re(ar): Ol/Bu, lo1, ar1- C>T>G Ol/Bu, lo1, ar2- C=G>T Ol/Bu, lo2, ar1- C>G>T Ol/Bu, lo2, ar2- pnd (C>T) Nas, lo1, ar1- C>G=T rest- P>0,05	P<0,05	--	ar(re): C- P>0,05 G- P<0,05 (25%) T- P<0,05 (25%)

Com base nos resultados das análises de correlação entre o tamanho de lapas e a sua área vital ou coberta por outros organismos, apresentados na tabela 4.31, podemos constatar os seguintes padrões gerais (siglas de acordo com a legenda da tabela 4.31):

- os coeficientes de correlação significativos foram todos positivos e ocorreram com maior frequência nos tratamentos de remoção de lapas, tendo estes tratamentos apresentado mais semelhanças entre si que com o de controlo;

- no que diz respeito à significância das relações, os tratamentos diferiram mais em t1 (10 em 16 relações) que na variação percentual (5 em 16 relações);

- apenas nas relações TMx X Tot (t1 e var) e TSm X AEM (t1) os diferentes tratamentos apresentaram coeficientes de correlação igualmente significativos, tendo sido mais frequentes os casos em que os tratamentos apresentaram coeficientes de correlação igualmente não significativos;

- em t1, as principais diferenças entre os resultados obtidos nos tratamentos de controlo e remoção foram observadas nas relações entre o tamanho da lapa maior e a área coberta por algas encrustantes moles ou cracas, entre a soma do tamanho das lapas médias e grandes e a área total, de rocha nua ou coberta por cracas, e entre a área coberta por algas encrustantes moles e a de rocha nua ou coberta por cracas, cujos coeficientes de correlação foram significativos nos tratamentos de remoção e não significativos no de controlo, tendo-se verificado o oposto nas relações entre a área coberta por algas encrustantes duras e a de rocha nua ou coberta por cracas;

Tabela 4.31- Análises de correlação linear simples entre valores de tamanho (CMC- comprimento máximo da concha) de lapas e de área vital de lapas ou coberta por outros organismos, obtidos em 24 territórios alimentares de lapas amostrados numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: controlo (não remoção de lapas); remoção de lapas de tamanho grande (- lapas grandes); remoção de todas as lapas (- todas as lapas); var- variação percentual de t0 para t1; TMx- tamanho da lapa maior; TSm- soma do tamanho das lapas médias e grandes (CMC ≥ 5 mm); AEM- área coberta por algas encrustantes moles; AED- área coberta por algas encrustantes duras; Cra- área coberta por cracas; RNU- área de rocha nua; Tot- área total; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$; *** $P < 0,001$; ns, $P \geq 0,05$.

	Relação	Tratamento		
		controlo	- lapas grandes	- todas as lapas
t1	TMx X AEM	0,368 ^{ns}	0,451*	0,643***
	TMx X AED	0,317 ^{ns}	-0,095 ^{ns}	0,547**
	TMx X Cra	0,131 ^{ns}	0,441*	0,529**
	TMx X RNU	0,289 ^{ns}	0,554**	0,371 ^{ns}
	TMx X Tot	0,443*	0,533**	0,661***
	TSm X AEM	0,441*	0,574**	0,549**
	TSm X AED	0,308 ^{ns}	0,186 ^{ns}	0,223 ^{ns}
	TSm X Cra	0,400 ^{ns}	0,507*	0,585**
	TSm X RNU	0,097 ^{ns}	0,622**	0,517*
	TSm X Tot	0,405 ^{ns}	0,667***	0,623**
	AEM X AED	0,103 ^{ns}	0,158 ^{ns}	0,367 ^{ns}
	AEM X Cra	0,367 ^{ns}	0,878***	0,664***
	AEM X RNU	0,199 ^{ns}	0,638**	0,489*
	AED X Cra	0,438*	0,301 ^{ns}	0,335 ^{ns}
	AED X RNU	0,449*	-0,015 ^{ns}	-0,100 ^{ns}
	Cra X RNU	0,069 ^{ns}	0,324 ^{ns}	0,074 ^{ns}
var	TMx X AEM	0,502*	0,254 ^{ns}	0,317 ^{ns}
	TMx X AED	0,222 ^{ns}	0,274 ^{ns}	0,295 ^{ns}
	TMx X Cra	0,226 ^{ns}	0,330 ^{ns}	-0,308 ^{ns}
	TMx X RNU	0,196 ^{ns}	0,580**	0,218 ^{ns}
	TMx X Tot	0,498*	0,586**	0,522*
	TSm X AEM	0,338 ^{ns}	0,343 ^{ns}	0,402 ^{ns}
	TSm X AED	0,309 ^{ns}	0,253 ^{ns}	0,039 ^{ns}
	TSm X Cra	0,544**	0,308 ^{ns}	-0,149 ^{ns}
	TSm X RNU	0,009 ^{ns}	0,546**	0,316 ^{ns}
	TSm X Tot	0,223 ^{ns}	0,656***	0,534**
	AEM X AED	-0,020 ^{ns}	-0,018 ^{ns}	-0,063 ^{ns}
	AEM X Cra	0,124 ^{ns}	0,185 ^{ns}	0,237 ^{ns}
	AEM X RNU	0,157 ^{ns}	0,233 ^{ns}	0,200 ^{ns}
	AED X Cra	0,137 ^{ns}	0,204 ^{ns}	-0,259 ^{ns}
	AED X RNU	-0,131 ^{ns}	0,113 ^{ns}	0,035 ^{ns}
	Cra X RNU	-0,160 ^{ns}	0,542**	0,236 ^{ns}

- no respeitante à variação percentual, as principais diferenças entre os resultados obtidos nos tratamentos de controlo e remoção foram observadas na relação entre a soma do tamanho das lapas médias e grandes e a área total, onde os coeficientes de correlação foram significativos nos tratamentos de remoção e não significativos no de controlo, tendo-se verificado o oposto na relação entre o tamanho da lapa maior e a área coberta por algas encrustantes moles;

- nas poucas análises em que os tratamentos de remoção diferiram na significância dos coeficientes de correlação, os coeficientes obtidos no tratamento de remoção das lapas de tamanho grande foram significativos na maior parte dos casos, em que os coeficientes obtidos nos tratamentos de controlo e de remoção de todas as lapas não diferiram.

Na figura 4.15 e na tabela 4.32 são apresentados os resultados das análises multivariadas aplicadas à matriz de valores de área de rocha nua e de área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras e cracas, de acordo com os quais podemos constatar os seguintes padrões gerais:

- apesar de terem apresentado valores de stress medianamente elevados, as configurações bidimensionais de MDS são consideradas potencialmente úteis (Clarke e Warwick, 2001);

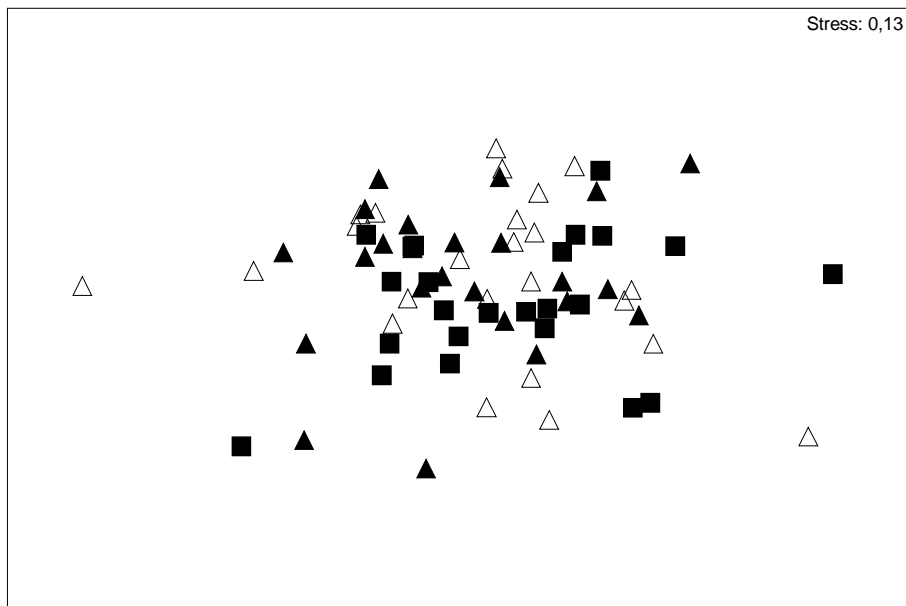
- a maior separação espacial das réplicas dos tratamentos de controlo e de remoção verificada em t1 através da ordenação por MDS foi confirmada pelos testes ANOSIM, que apenas detectaram diferenças significativas entre estes tratamentos no período t1;

- no caso do factor praia, também foi apenas em t1 que os testes ANOSIM detectaram diferenças significativas;

- com base nos resultados da aplicação de SIMPER, a área de rocha nua e a coberta por algas encrustantes moles foram as variáveis que mais contribuíram para as diferenças significativas observadas entre os tratamentos de controlo e de remoção, e entre as praias, tendo a sua contribuição para a respectiva dissimilaridade média sido, em conjunto, sempre superior a 78%.

No caso das análises referentes a t1, os valores médios globais de área de algas encrustantes moles e rocha nua foram mais elevados no tratamento C (31,0 e 28,5cm², respectivamente) que nos restantes (G=13,2 e 10,0cm², respectivamente; T=16,8 e 8,9cm², respectivamente).

t0



t1

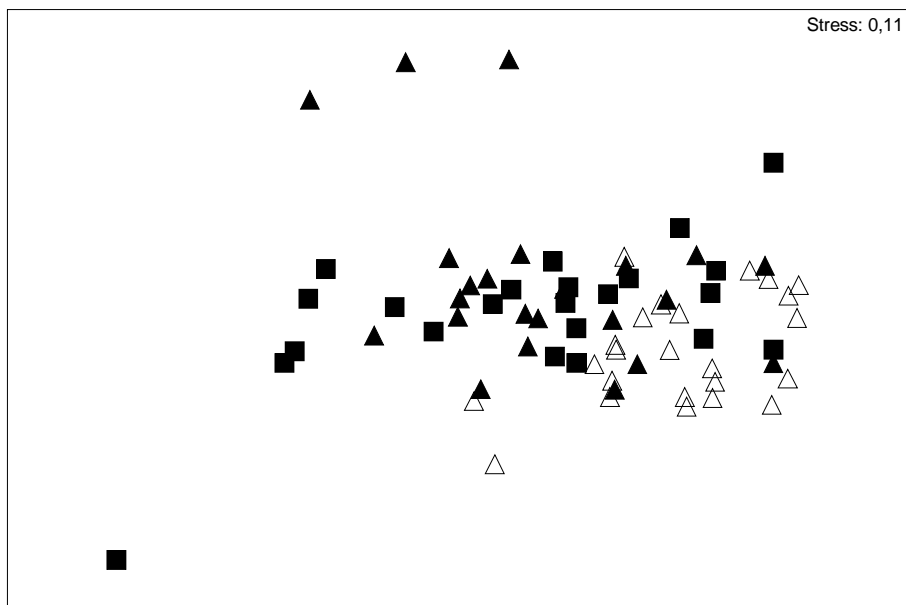


Figura 4.15- Ordenação bidimensional por MDS não métrico das 72 réplicas amostradas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3 e com base nos valores de área de rocha nua e de área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras e cracas, estimados em territórios alimentares de lapas nos dois períodos considerados (t0- Setembro/Octubro de 1997, antes da manipulação; t1- seis a nove meses depois da manipulação): controlo (\triangle); remoção de lapas de tamanho grande (\blacktriangle); remoção de todas as lapas (\blacksquare). As respectivas matrizes de similaridade foram calculadas com o coeficiente de Bray-Curtis, após transformação por raiz quadrada.

Tabela 4.32- Testes ANOSIM a dois factores ortogonais (remoção e praia) e respectivas análises SIMPER, aplicados à matriz de valores de área de rocha nua (RNu) e de área primariamente coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED) e cracas, estimados em territórios alimentares de lapas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: t0- Setembro/Outubro de 1997, antes da manipulação; t1- seis a nove meses depois da manipulação; C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas; * $P < 5\%$; ns, $P \geq 5\%$; --, não se aplica. Os dados foram transformados por raiz quadrada e as matrizes de similaridade foram calculadas com o coeficiente de Bray-Curtis.

Factor	ANOSIM			SIMPER		
	Teste	R	P(%)	Dissimilaridade média (%)	Principais variáveis (contribuição para a dissimilaridade média; %)	
t0	remoção	global	-0,023 ^{ns}	80,1	--	--
		C x G	-0,033 ^{ns}	83,4	22,56	--
		C x T	-0,034 ^{ns}	85,0	23,20	--
		G x T	-0,002 ^{ns}	46,4	21,93	--
	praia	global	0,000 ^{ns}	46,2	22,74	--
t1	remoção	global	0,210*	0,1	--	--
		C x G	0,270*	0,1	38,68	RNu (40,96) AEM (38,90) AED (14,87)
		C x T	0,346*	0,1	40,50	AEM (41,43) RNu (38,34) AED (14,32)
		G x T	0,005 ^{ns}	39,8	37,99	--
	praia	global	0,181*	0,1	38,78	AEM (40,53) RNu (37,57) AED (15,51)

Na figura 4.16 e na tabela 4.33 são apresentados os resultados das análises multivariadas aplicadas à matriz de valores de variação percentual da área de rocha nua e da área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras e cracas, de acordo com os quais podemos constatar os seguintes padrões gerais:

- apesar de ter apresentado um valor de stress medianamente elevado, a configuração bidimensional de MDS é considerada potencialmente útil (Clarke e Warwick, 2001);

- apesar da separação espacial das réplicas dos tratamentos de controlo e de remoção ter sido pouco evidente na ordenação por MDS, os testes ANOSIM detectaram diferenças significativas entre estes tratamentos, bem como entre as praias;

- com base nos resultados da aplicação de SIMPER, a área de rocha nua e a coberta por algas encrustantes duras foram as variáveis que mais contribuíram para as diferenças significativas observadas entre os tratamentos de controlo e de remoção, e entre as praias, tendo a sua contribuição para a respectiva dissimilaridade média sido, em conjunto, sempre superior a 67%.

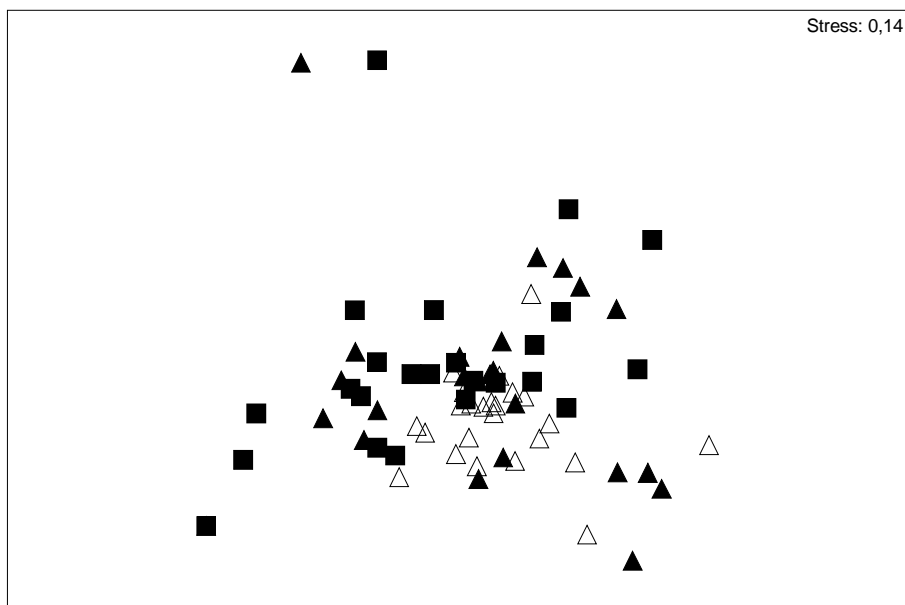


Figura 4.16- Ordenação bidimensional por MDS não métrico das 72 réplicas amostradas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3 e com base nos valores de variação percentual, entre os dois períodos considerados, da área de rocha nua e da área primariamente coberta por algas encrustantes moles, algas encrustantes duras e cracas, estimados em territórios alimentares de lapas: controlo (\triangle); remoção de lapas de tamanho grande (\blacktriangle); remoção de todas as lapas (\blacksquare). A matriz de similaridade foi calculada com o coeficiente de Bray-Curtis, após transformação por raiz quadrada.

No respeitante a estas análises, os valores médios globais de variação percentual de área de rocha nua foram mais elevados no tratamento C (212,4%) que nos restantes (G=82,5%; T=50,4%) mas, no caso da área de algas encrustantes duras, os valores médios globais de variação percentual foram mais elevados no tratamento G (690,7%) que nos restantes (C=423,8%; T=147,4%).

Tabela 4.33- Testes ANOSIM a dois factores ortogonais (remoção e praia) e respectivas análises SIMPER, aplicados à matriz de valores de variação percentual da área de rocha nua (RNu) e da área primariamente coberta por algas encrustantes moles (AEM), algas encrustantes duras (AED) e cracas (Cra), estimados em territórios alimentares de lapas numa experiência manipulativa de remoção de lapas realizada no nível inferior de maré de duas praias do litoral rochoso alentejano, segundo o delineamento apresentado na tabela 4.3: C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas; * $P < 5\%$; ns, $P \geq 5\%$; --, não se aplica. Os dados foram transformados por raiz quadrada e a matriz de similaridade foi calculada com o coeficiente de Bray-Curtis.

Factor	ANOSIM			SIMPER	
	Teste	R	P(%)	Dissimilaridade média (%)	Principais variáveis (contribuição para a dissimilaridade média; %)
remoção	global	0,145*	0,1	--	--
	C x G	0,170*	0,1	36,58	AED (43,85) RNu (26,68) Cra (15,61) AEM (13,86)
	C x T	0,274*	0,1	37,75	AED (40,26) RNu (28,24) AEM (16,37) Cra (15,14)
	G x T	0,012 ^{ns}	35,0	42,29	--
praia	global	0,121*	0,3	38,81	AED (43,43) RNu (23,59) Cra (16,89) AEM (16,09)

4.4- Discussão

Padrões de variação da abundância, tamanho e área vital de lapas em função da intensidade da predação humana

No estudo destes padrões foram detectadas algumas variações espaciais e temporais que parecem estar relacionadas com as actividades de exploração humana exercidas no litoral rochoso alentejano. Em termos espaciais, o impacte destas actividades foi detectado ao nível da variância por local (em cada praia, com algumas centenas de metros de extensão, foram analisados diversos locais, com alguns metros de extensão cada) do tamanho de lapas exploradas e da área vital de lapas em níveis inferiores de maré, tendo esta variabilidade a pequena escala sido significativamente mais elevada em praias sujeitas a maior intensidade de predação humana. Tanto num caso como no outro, este impacte foi apenas detectado num dos períodos considerados (depois do Verão), embora a referida análise da área vital de lapas tenha apenas sido efectuada neste período. Esta interacção espacio-temporal também poderá ser devida ao impacte destas actividades humanas, cuja intensidade, em anos anteriores e na mesma região costeira, foi maior durante o Verão, sobretudo no caso do marisqueio intertidal e, designadamente, no caso da apanha intertidal de lapas (secção 2).

Apesar de outras variáveis terem sido analisadas, designadamente a abundância, e sua variância por local, de lapas de diferentes espécies (sujeitas a diferentes esforços de exploração humana), tamanhos e níveis de maré (uns mais explorados que outros), bem como o tamanho de lapas exploradas e a área vital de lapas, o impacte espacial destas actividades apenas foi detectado no caso das variáveis acima mencionadas.

Em termos temporais, o impacte destas actividades humanas foi detectado ao nível da variância por local da abundância e do tamanho de lapas grandes (com tamanho explorado) em níveis inferiores de maré, tendo esta variabilidade a pequena escala sido significativamente mais elevada depois do Verão. No caso desta variância por local do tamanho de lapas exploradas, este padrão foi registado nos dois tipos de praia considerados (tamanho da maior lapa escolhida de modo aleatório) ou apenas nas praias sujeitas a maior intensidade de predação humana (tamanho da maior lapa; diferenças não significativas nas praias sujeitas a menor intensidade de exploração).

No entanto, quando se compararam os valores médios do tamanho de lapas exploradas em níveis inferiores de maré, esta variação temporal não foi significativa numa das variáveis consideradas (tamanho da maior lapa escolhida de modo aleatório) e, na outra (tamanho da maior lapa), apresentou, nos dois tipos de praia considerados, valores significativamente mais elevados depois do Verão. Embora este padrão seja o oposto ao

esperado no caso do impacto da exploração humana ser significativo, seria de esperar um aumento de tamanho médio na classe dimensional em causa (lapas com 30mm ou mais de comprimento máximo da concha), de um período antes do Verão para outro depois do mesmo Verão, devido ao crescimento entretanto ocorrido nos indivíduos desta classe. Deste modo, a referida ausência de diferenças significativas no caso desta variação temporal do tamanho da maior lapa escolhida de modo aleatório pode ter sido devida à exploração humana eventualmente exercida durante o Verão, sobretudo dirigida a lapas desta dimensão em níveis inferiores de maré (secções 2 e 3).

Por outro lado, este padrão temporal (valores significativamente mais elevados antes do Verão) também foi frequentemente observado na análise da abundância de lapas, bem como da sua variância por local, em ambos níveis de maré considerados e sobretudo no caso de *Patella depressa* e de lapas pequenas (com menos de 5mm de comprimento máximo da concha) das duas espécies de *Patella* analisadas.

Este padrão temporal deve estar sobretudo relacionado com o assentamento de *P. depressa* e *P. ulyssiponensis*, cujo período anual principal parece ser, na região em estudo, correspondente aos meses de Outono, Inverno e Primavera, atendendo à variação anual da estrutura dimensional e do ciclo reprodutivo destas espécies analisada por Guerra e Gaudêncio (1986) no centro e sul da costa continental portuguesa, e à variação anual do estado de maturação das gónadas das mesmas espécies observada no presente trabalho (secção 7.3). Com base numa área quadrada com 1m de lado amostrada mensalmente ao longo de cerca de um ano em níveis inferiores (*P. depressa*; Cabo Raso e sul do Algarve) ou médios (*P. ulyssiponensis*; uma poça de maré amostrada no sul do Algarve) de maré, estas autoras observaram uma maior abundância de indivíduos pequenos (lapas com menos de 5mm de comprimento máximo da concha) em meses de Outono, Inverno e Primavera. No respeitante à emissão de gâmetas, analisada por estas autoras na costa meridional algarvia, o principal período foi observado durante os meses de Inverno (*P. depressa*) e em Dezembro e Janeiro (*P. ulyssiponensis*). No presente trabalho, a abundância relativa de indivíduos destas espécies com gónada desenvolvida (estados IV⁺, V ou IV⁻, segundo a classificação proposta por Orton e outros, 1956 e descrita na secção 7.3) foi mais elevada de Novembro a Março, inclusive.

No caso de *Siphonaria pectinata*, só se registaram diferenças significativas entre períodos do ano na análise da abundância de indivíduos grandes (30mm > CMC ≥5mm), na qual foram observados valores significativamente mais elevados depois do Verão. Também este padrão temporal pode estar relacionado com o assentamento desta espécie, cujo período anual principal deverá ser, na região em estudo, correspondente aos meses de Primavera e Verão, atendendo a que o principal período de desova desta espécie ocorreu

entre Maio e Junho num estudo efectuado em Gibraltar, no sul da Península Ibérica (Ocaña e Emson, 1999).

De qualquer modo, a relação entre a abundância total de lapas grandes e pequenas ou médias (nível inferior de maré) e de lapas grandes e médias (nível médio de maré) registada antes do Verão apresentou diferenças em função da intensidade da exploração humana a que as praias amostradas estavam sujeitas, podendo esta interacção espacio-temporal integrar efeitos devidos a esta exploração e/ou ao referido assentamento. Com efeito, aquelas relações foram positivas e significativas nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração mas, quando esta intensidade foi considerada menor, as mesmas relações foram não significativas (abundância total de lapas grandes *versus* abundância total de lapas pequenas ou médias no nível inferior de maré) ou negativas e significativas (abundância total de lapas grandes *versus* abundância total de lapas médias no nível médio de maré). Deste modo, a exploração humana, sobretudo dirigida a lapas de tamanho grande, parece ter diminuído a intensidade destas relações (nível inferior de maré) ou mesmo invertido o seu sentido (nível médio de maré), provocando um impacto negativo da abundância de lapas grandes na de lapas com menor dimensão. Um efeito semelhante foi observado por Branch e Odendaal (2003) num estudo sobre os efeitos da protecção, conferida por reservas marinhas, na dinâmica populacional da lapa *Cymbula oculus*, tendo sido registada uma correlação negativa e significativa entre a abundância de adultos e de juvenis (idade inferior a um ano), que foram três vezes mais abundantes em áreas onde esta espécie era explorada pelo Homem. No entanto, os mesmos autores referem que, noutros estudos realizados com diferentes espécies de lapas, incluindo do género *Patella*, a abundância de adultos teve efeitos positivos, negativos ou nulos no recrutamento de lapas juvenis, dependendo estas relações de vários factores, como a disponibilidade de stocks de reprodutores, a extensão da dispersão larvar, e o impacto das lapas adultas no habitat (que pode ser positivo ou negativo para esse recrutamento) e nas próprias lapas juvenis (perturbação física ou competição por alimento).

Tanto em termos espaciais como temporais, o impacte das actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano foi detectado sobretudo ao nível da variância por local do tamanho de lapas exploradas, mas também da área vital de lapas e da abundância de lapas grandes. Possuindo cada local alguns metros de extensão, esta variância é uma estimativa da variabilidade a pequena escala dos padrões estudados, tendo a sua importância na detecção do impacte em estudo sido salientada por estes resultados.

Por um lado, a variabilidade a pequena escala dos valores médios foi muito frequente em todas as análises, nas quais o factor local foi significativo na maior parte dos casos. É provável que esta variabilidade seja sobretudo devida à elevada heterogeneidade

da maioria dos substratos duros intertidais (por exemplo, Raffaelli e Hawkins, 1996), que podem apresentar, por exemplo, uma grande diversidade de microhabitats numa área de poucos metros quadrados (Chapman, 1994), bem como a outros factores ambientais que actuam e podem ser extremamente variáveis a pequena escala. Esta variação espacial (geralmente, de alguns centímetros a poucas centenas de metros), registada em estudos sobre populações e comunidades de litorais rochosos de diversas regiões (por exemplo, Jernakoff, 1985a; Underwood e Chapman, 1989, 1996; Chapman, 1994; Menconi e outros, 1999), bem como sobre o comportamento alimentar e os padrões de movimento de moluscos gastrópodes herbívoros, como as lapas (Chapman e Underwood, 1992), foi também observada com frequência neste habitat e na região em estudo, ao nível da estrutura de comunidades macrobentónicas (Saúde, 2000; Silva, 2002b) e da abundância de potenciais presas humanas, como o percebe (Cruz, 2000), as lapas (Silva, 2002b; Sousa, 2002) e os burriés (Salvador, 2002).

No entanto, esta variabilidade a pequena escala dos valores médios raramente diferiu em função da intensidade da exploração humana (apenas na análise do tamanho de lapas exploradas em níveis inferiores de maré o factor local foi significativo, na amostragem aleatória, e mais frequente, na amostragem selectiva, nas praias sujeitas a maior intensidade de exploração humana), não tendo acontecido o mesmo com a variância estimada por local, que foi, em alguns casos, significativamente maior em praias sujeitas a maior intensidade desta exploração (ver acima). Estes resultados sugerem, assim, que esta variabilidade espacial a pequena escala foi aumentada de modo significativo pela predação humana exercida no litoral rochoso alentejano. Com efeito, a variabilidade à escala do local (algumas centenas de metros) da intensidade destas actividades humanas foi mais importante que à escala da praia (alguns milhares de metros), tendo sido sempre significativa nos conjuntos totais de actividades e moderadamente frequente no caso da apanha de lapas (secção 2), o que pode ter contribuído para este aumento de variabilidade entre locais com alguns metros de extensão.

Na literatura consultada não foi encontrado algum trabalho sobre a predação humana de litorais rochosos onde esta variabilidade espacial tenha sido testada. No caso dos trabalhos dedicados ao estudo do impacte da apanha humana de lapas, foram registados declínios significativos na densidade e/ou no tamanho das presas em locais sujeitos a uma intensa exploração humana (Eekhout e outros, 1992; Branch e Moreno, 1994; Bustamante e outros, 1994; Hockey, 1994; Santos e outros, 1995; Pombo e Escofet, 1996; Hawkins e outros, 2000; Ferraz e outros, 2001; Branch e Odendaal, 2003; Roy e outros, 2003), embora nas respectivas análises tenham sido testadas diferenças entre valores médios e não entre variâncias. Tal como refere Benedetti-Cecchi (2003), as

experiências ecológicas têm sido geralmente delineadas para testar hipóteses sobre a influência da intensidade média de processos causais, apesar da variância em torno dos principais efeitos ter sido largamente menosprezada como uma força causal em comunidades biológicas. De modo a compreender como a variância em processos ecológicos gera a estrutura de populações e comunidades, este autor propõe a realização de experiências em que os níveis de intensidade e variabilidade sejam escolhidos de modo independente, usando explícitas escalas temporais ou espaciais, e tratados como factores fixos e ortogonais

O facto de não terem sido observadas, no presente trabalho, diferenças significativas entre valores médios de abundância, tamanho ou área vital de lapas que possam ser devidas à exploração humana destes moluscos, em conjunto com o facto de os efeitos desta exploração terem sido detectados apenas quando as mesmas variáveis foram analisadas ao nível da variância estimada a pequena escala, está de acordo com a classificação de moderadamente pescado atribuída na secção 3 ao stock explorável de *P. ulyssiponensis* do litoral rochoso alentejano e também sugere que a apanha humana de lapas exercida nesta região possua um impacte moderado.

Efeitos da remoção de lapas

As escalas espaciais mais pequenas a que estes efeitos foram estudados numa experiência manipulativa efectuada em níveis inferiores de maré corresponderam ao território, cuja área total inicial atingiu, em média, cerca de 42,1cm² e variou entre cerca de 7,1 e 178,2cm², e à área, que totalizou 2m² (1x2m).

Abundância de lapas

No estudo dos efeitos da remoção de lapas na abundância destes moluscos, estudados a estas duas escalas, apenas foram detectados efeitos significativos na maior classe dimensional considerada (lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm) quando a resolução espacial foi, no máximo, a da área. Neste caso, aquando da reamostragem efectuada no período experimental t1, cerca de 5,5 a 9 meses após a manipulação efectuada (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC ≥ 30 mm; T- remoção de todas as lapas), foi observado nesta classe dimensional o padrão geral C>G>T, não tendo sido detectadas diferenças significativas entre estes tratamentos em t0 (início da experiência, imediatamente antes da manipulação).

Assim, cerca de 5,5 a 9 meses após ter havido uma remoção experimental de lapas em áreas com 2m² (1x2m), os seus efeitos ainda eram notórios em lapas com dimensão explorada pelo Homem e foram mais importantes no tratamento T, em que, para

além destas lapas de tamanho grande, foram removidas todas as restantes lapas. No tratamento G, em que apenas foram removidas todas as lapas de tamanho grande, a recuperação da abundância desta classe dimensional foi maior que no tratamento T, tendo havido, nas duas áreas de um dos quatro locais amostrados, um aumento da densidade de lapas de tamanho grande, de t0 para t1.

Em termos globais, as lapas de tamanho grande que recolonizaram áreas sujeitas aos tratamentos G e T, em que foram removidas, totalizaram 64 e 23 indivíduos, respectivamente. Tendo em consideração a duração de alguns meses desta experiência, esta recolonização de áreas que foram sujeitas ao tratamento T só pode ter-se verificado a partir do substrato adjacente. No caso das áreas que foram sujeitas ao tratamento G, esta recolonização também pode ter ocorrido desta forma, embora o recrutamento de lapas de tamanho grande também possa ter acontecido através do crescimento de lapas com CMC <30mm que não foram removidas em t0.

Quando a resolução espacial máxima correspondeu ao território, C>G=T foi o único padrão geral observado no estudo dos efeitos da remoção de lapas na abundância destes moluscos e ocorreu apenas na análise da densidade de lapas de tamanho grande em t1, não tendo sido detectadas diferenças significativas entre estes tratamentos em t0. Aquele resultado deve-se ao facto da recolonização de lapas grandes ter sido muito reduzida nos 48 territórios que foram individualmente sujeitos a tratamentos de remoção de lapas, onde foi observado um único caso de recrutamento de lapas com esta dimensão.

No território onde este recrutamento ocorreu, que foi sujeito ao tratamento G, o exemplar recrutado pertencia à espécie *P. ulyssiponensis* e possuía, em t1, 32,5mm de CMC. Em t0, cerca de 7 meses antes, as lapas não manipuladas e observadas nesse mesmo território eram, ao todo, três e pertenciam à referida espécie, sendo duas pequenas (CMC <5mm) e uma com 24,5mm de CMC. Deste modo, atendendo à taxa de crescimento que a concha desta espécie pode ter (2,0-4,5mm por ano em indivíduos com CMC entre 20 e 30mm, segundo Fischer-Piette, 1941, e Thompson, 1979; 2,61mm por ano em indivíduos com CMC entre 22 e 44mm, de acordo com estimativas apresentadas na secção 3 e baseadas em observações efectuadas, na região em estudo, por Sousa, 2002, e no presente trabalho), é pouco provável que o referido recrutamento tenha ocorrido por crescimento de uma das lapas que não foi removida em t0 no mesmo território, sendo possível que tenha ocorrido imigração por parte de outro exemplar com maior tamanho. Apesar de, na escolha dos territórios amostrados, apenas terem sido considerados os que eram separados, por algas folhosas, de outros territórios alimentares de lapas, de modo a dificultar a migração de lapas, de ou para outros territórios, nomeadamente no caso dos indivíduos grandes (Underwood, 1979, 1981; Branch, 1981; Steneck e Watling, 1982;

Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993; Dye, 1993), é de admitir a possibilidade de tal migração ter ocorrido, tendo em consideração o ocorrido no território acima referido.

De qualquer modo, a recolonização de lapas de tamanho grande verificada na maioria das áreas que foram sujeitas ao tratamento T indica que existe, em lapas com esta dimensão, pertencentes a *P. ulyssiponensis* e habitantes de níveis inferiores de maré da região em estudo, um potencial de emigração para territórios adjacentes. Esta deslocação migratória pode ter sido motivada por pressões competitivas a que as lapas estavam sujeitas nos territórios de onde migraram e/ou pelo aumento de alimento potencial que ocorreu nos territórios onde foram removidas lapas em t0 e para onde migraram (ver adiante).

Com efeito, em substratos duros intertidais como os estudados neste trabalho, as lapas podem ser alvo de elevadas pressões competitivas, causadas por outras lapas, da mesma ou de outra espécie, ou por outros organismos que com elas compitam por espaço (por exemplo, cracas, algas) e/ou alimento (por exemplo, outros moluscos herbívoros), e que podem afectar significativamente o crescimento, o recrutamento e a reprodução dos organismos envolvidos (Branch, 1975b, 1975c, 1981; Underwood, 1979, 1992; Creese e Underwood, 1982; Boaventura e outros, 2002b, 2003). Em vários estudos foi já observada a migração de lapas e, nalguns casos, este comportamento foi interpretado como uma forma de reduzir a competição intraespecífica por espaço e/ou alimento, atendendo a que a intensidade da competição é dependente da densidade (Branch, 1975b, 1975c, 1981; Delany e outros, 1998).

Embora o comportamento de retorno a casa (“homing”) de *P. ulyssiponensis* tenha sido considerado uma característica regular por Cook e outros (1969; porém, Underwood, 1979, referiu que estes autores não demonstraram quantitativamente que este comportamento não foi aleatório) e, com base neste trabalho, Branch (1981) tenha-o classificado como rígido, esta espécie pode efectuar deslocações migratórias: Delany e outros (1998) registaram a imigração de exemplares desta espécie com CMC >10mm para dentro de poças de maré de níveis intertidais médios, após remoção de todas as respectivas lapas; num estudo preliminar realizado numa praia do litoral alentejano, no qual exemplares desta espécie foram mudados de níveis de maré inferiores para níveis médios, Sousa (2002) observou a sua deslocação migratória para níveis inferiores e em direcção a poças de maré e fendas.

Por outro lado, a diminuição da abundância e do tamanho de lapas tem, geralmente, como efeito directo, um aumento da abundância de algas, nomeadamente das espécies que são consumidas por estes moluscos (por exemplo, Hawkins e Hartnoll, 1983; Underwood e Jernakoff, 1984; Dye, 1992, 1993; Sharpe e Keough, 1998; Benedetti-Cecchi,

2000; Boaventura e outros, 2002a). Assim, podendo o alimento das lapas ser limitante do seu crescimento e contribuindo a competição intraespecífica para a diminuição da quantidade de alimento (Branch, 1981), a migração acima referida também pode ter sido motivada pelo aumento de alimento que ocorreu nos territórios onde foram removidas lapas em t0 (Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993; ver adiante) e onde se verificou a ocorrência de imigração.

Tendo em consideração a grande diferença registada entre a abundância de *P. ulyssiponensis* (cerca de 95%, em t0, e 98%, em t1, da densidade total de lapas) e a das restantes espécies de lapas (*Diodora graeca*, *Helcion pellucidum*, *P. depressa*, *P. vulgata* e *Siphonaria pectinata*) observadas no habitat estudado, e que a remoção experimental destes moluscos não favoreceu alguma espécie de lapa em particular, nem a dominante, nem as menos abundantes, as pressões de competição intraespecífica a que *P. ulyssiponensis* está sujeita deverão ser superiores às originadas pela competição por espaço e/ou alimento entre esta espécie e as outras espécies de lapas, que utilizam em conjunto o espaço e o alimento de cada território alimentar.

Num estudo experimental sobre competição inter e intraespecífica entre lapas intertidais, envolvendo uma espécie de gastrópode prosobrânquio (*Cellana tramoserica*) e duas espécies de *Siphonaria* (*S. denticulata* e *S. virgulata*), Creese e Underwood (1982) observaram que a competição intraespecífica em *Cellana* era mais intensa que a interespecífica. Segundo estes autores, a natureza das interações competitivas entre estes dois géneros de lapa é explicado por diferenças nos seus métodos de alimentação: possuindo dentes radulares relativamente fracos, as lapas *Siphonaria* estão geralmente condicionadas ao consumo de macroalgas folhosas, alimentando-se delas quando os respectivos talos atingem um determinado tamanho, embora as partes basais dos talos possam ficar intactas (Branch, 1981; Underwood e Jernakoff, 1981; Creese e Underwood, 1982; Hodgson, 1999); as lapas prosobrânquias, como as dos géneros *Cellana* ou *Patella*, possuem rádulas bastante mais fortes, com as quais podem escavar a rocha e remover a microflora que cresce em frestas ou mesmo incrustada na superfície rochosa, o que as torna capazes de explorar este recurso alimentar antes que atinja um tamanho adequado para ser consumido por *Siphonaria* (Branch, 1981; Creese e Underwood, 1982; Steneck e Watling, 1982; Hodgson, 1999). Deste modo, apesar da inferioridade competitiva de *Siphonaria*, a competição intraespecífica que conduz à redução da densidade de *Cellana* garante que as lapas deste género não são capazes de explorar todos os recursos alimentares e que alguns ficam disponíveis para a alimentação de *Siphonaria* (Creese e Underwood, 1982). Noutro estudo sobre competição entre uma lapa prosobrânquia (*Fissurela picta*) e outra espécie de *Siphonaria* (*S. lessoni*), Godoy e Moreno (1989) observaram que a remoção

experimental da primeira provocou um aumento da taxa de crescimento, do tamanho e da fecundidade da segunda. Tendo em conta a elevada sobreposição da dieta destas espécies (Godoy e Moreno, 1989), a superioridade competitiva de *F. picta* pode resultar sobretudo da sua maior dimensão (Branch e Moreno, 1994). Estas diferenças dimensionais podem ser importantes neste tipo de interacção, tendo em conta que *Siphonaria gigas*, a maior espécie deste género, pode ser competitivamente superior a lapas prosobrânquias, ou estas podem não ter efeitos negativos sobre *S. gigas* (Hodgson, 1999).

Atendendo à co-habitação de *P. ulyssiponensis* e *S. pectinata* no habitat estudado, bem como à sua diferente dimensão máxima (nas réplicas colhidas neste estudo, não foram observados exemplares de *S. pectinata* com mais de 30mm de CMC), é possível que ocorram, neste habitat e entre estas espécies, interacções competitivas semelhantes às observadas por Creese e Underwood (1982) e Godoy e Moreno (1989). Por outro lado, a exploração humana de lapas pode alterar estas interacções, atendendo a que é sobretudo dirigida aos maiores exemplares de *P. ulyssiponensis*. No entanto, a elevada dominância de *P. ulyssiponensis* neste habitat deve contribuir para um claro balanço a favor desta espécie, o que pode não acontecer em níveis de maré superiores, nos quais a abundância absoluta e relativa desta espécie de *Siphonaria* é mais elevada, e apesar de co-habitar também com lapas do género *Patella* (Sousa, 2002). Contudo, Craig e outros (1969, citados por Hodgson, 1999) observaram que *S. pectinata* pode remover a rocha em locais onde algas cianofíceas, penetrando na rocha, reduziram a sua dureza, tendo a herbivoria desta lapa contribuído para a erosão do substrato duro onde vive. Deste modo, a rádula desta espécie pode ser mais forte que o que é normal nas lapas do género a que pertence, o que pode ser importante para as referidas interacções competitivas.

No entanto, não foram observados efeitos da remoção de lapas na abundância destes moluscos com CMC <30mm, o que, no caso do tratamento T, indica que também tenha havido recolonização, por parte de lapas com esta dimensão, das áreas experimentais a partir do substrato adjacente e que, no que diz respeito às lapas pequenas (CMC <5mm), também possa ter ocorrido assentamento nessas áreas. Considerando que o principal período anual de assentamento de *P. ulyssiponensis*, a espécie de lapa dominante neste estudo, parece ser correspondente, na costa alentejana, aos meses de Outono, Inverno e Primavera (ver acima), e tendo em consideração que a remoção experimental das lapas foi efectuada em meses de Verão e Outono, é possível que a referida recolonização de lapas pequenas tenha ocorrido por assentamento, o que também se deverá ter verificado nas áreas que foram sujeitas aos outros tratamentos. De qualquer modo, este assentamento, bem como a referida recolonização das áreas experimentais a partir do substrato adjacente, só terão sido possíveis nos territórios cuja área não foi totalmente coberta por algas

folhosas, que impedem a adesão das lapas ao substrato duro, e terão sido mais intensos nos territórios em que existia substrato duro não coberto por algas folhosas (por exemplo: rocha nua - substrato não coberto por organismos macroscópicos permanentemente fixos –, algas encrustantes duras ou a concha de outras lapas), ao qual a adesão destes moluscos é mais eficiente (Underwood, 1979, 1981; Branch, 1981; Jernakoff, 1985b; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993) e onde tem sido observado o assentamento ou a emergência de habitats críticos por parte de lapas pequenas do género *Patella*, incluindo *P. ulyssiponensis* (Branch, 1975b; Bowman, 1981).

Por outro lado, o facto de ter ocorrido recolonização, por parte de lapas de tamanho médio, nos territórios que foram individualmente amostrados e sujeitos ao tratamento T, indica que a existência de algas folhosas entre territórios não impediu a recolonização de lapas médias a partir do substrato adjacente. No entanto, tendo em consideração que, nestes territórios, não foi observada recolonização por parte de lapas grandes, é possível que tais algas folhosas entre territórios tenham dificultado de modo importante a migração de lapas grandes, de ou para outros territórios, corroborando o referido pelos autores acima citados (Underwood, 1979, 1981; Branch, 1981; Steneck e Watling, 1982; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993; Dye, 1993) no que diz respeito à possibilidade de migração de lapas grandes por entre este tipo de algas. Com efeito, Benedetti-Cecchi e Cinelli (1993) utilizaram uma técnica semelhante (áreas experimentais separadas por barreiras naturais de macroalgas) para excluir moluscos herbívoros intertidais, ou mesmo para permitir a sua imigração (abrindo corredores de ligação, por entre as macroalgas, a áreas com moluscos herbívoros), tendo sido bem sucedida no que diz respeito a lapas do género *Patella*. Porém, como acima foi referido, a imigração de uma lapa grande (CMC=32,5mm) parece ter ocorrido num dos 24 territórios que foram individualmente sujeitos ao tratamento G, sugerindo que tal migração é possível.

Quando a resolução espacial máxima correspondeu ao território, o padrão $C=G<T$ foi observado em t1 na análise da densidade de lapas pequenas, embora apenas num dos quatro locais amostrados (nos restantes locais, o factor remoção não foi significativo), não tendo sido detectadas diferenças significativas entre estes tratamentos em t0. Deste modo, o recrutamento de lapas pequenas verificado entre t0 e t1 parece ter sido favorecido pelo tratamento T, mais que pelos outros tratamentos, nos territórios individualmente amostrados naquele local, embora este resultado seja espacialmente pouco representativo no âmbito da experiência efectuada.

Nos territórios do mesmo local, as análises da área vital de lapas e da área coberta por outros organismos revelaram que: o factor remoção não foi significativo em t0, mas interagiu significativamente com o factor área em t1 e na variação percentual ocorrida entre

os dois períodos amostrados; o padrão geral C=G>T foi observado na análise da área coberta por algas encrustantes moles nos territórios de uma das áreas experimentais amostradas em t1; os padrões gerais C>T>G e C=G>T foram registados na análise da variação percentual da área total. Atendendo a estes resultados, a significativa diminuição da área vital, bem como da área coberta por algas encrustantes moles, nos territórios que foram sujeitos ao tratamento T poderiam ter tido um efeito contrário no referido recrutamento de lapas pequenas, ao provocarem a redução do substrato disponível para o seu assentamento e adesão no/ao substrato.

Deste modo, é possível que outros factores tenham sido mais importantes para a obtenção do referido padrão, designadamente relacionados com a competição por espaço com outras lapas. Com efeito, a abundância de lapas adultas pode ter um efeito negativo no recrutamento de lapas juvenis, tal como foi observado por Branch e Odendaal (2003) no acima referido estudo sobre a dinâmica populacional da lapa *Cymbula oculus*. No entanto, os mesmos autores referem que, noutros estudos realizados com diferentes espécies de lapas, incluindo do género *Patella*, a abundância de adultos teve efeitos positivos, negativos ou nulos no recrutamento de lapas juvenis, estando estas relações dependentes de vários factores, designadamente a competição por alimento (ver acima).

Por outro lado, é possível que a maior colonização por algas folhosas, observada nos territórios daquele local que foram sujeitos ao tratamento T, tenha contribuído para aumentar a protecção de lapas pequenas em relação à dessecação, ao hidrodinamismo e a eventuais predadores (Branch, 1981). No presente trabalho, tal como em Dye (1993), foram frequentemente observados exemplares de *P. ulyssiponensis*, nomeadamente de pequena dimensão, distribuídos na periferia dos territórios alimentares e inseridos como uma cunha por baixo de algas folhosas.

Área vital de lapas e área coberta por outros organismos

Aumento da área de rocha nua e outros efeitos

No estudo dos efeitos da remoção de lapas na área vital destes moluscos e na área coberta por outros organismos, a resolução espacial foi, no máximo, a do território, tendo sido detectados efeitos significativos nos dois tipos de análise em que foram testados. Nas análises univariadas, as ANOVA revelaram efeitos significativos em três variáveis, nas quais o factor remoção não foi significativo em t0, embora tenha sido apenas numa delas - a área de rocha nua -, em que foi detectado um padrão geral. Este padrão correspondeu a C>G=T (C- controlo, não remoção de lapas; G- remoção de todas as lapas de tamanho grande, com CMC \geq 30mm; T- remoção de todas as lapas) e foi detectado tanto em t1, como na variação percentual ocorrida entre os dois períodos amostrados. Nas outras variáveis em

que o factor remoção foi significativo - área de algas encrustantes moles e área total -, tal apenas se verificou em t1 ou na referida variação percentual, respectivamente, embora as diferenças entre tratamentos tenham variado significativamente com a área. Esta variação interactiva foi um pouco menor no caso da área total, em que os padrões C>T, C=G e G=T foram registados em cinco das oito áreas experimentais amostradas e, no caso da área de algas encrustantes moles, o factor remoção somente foi significativo numa das duas praias amostradas e os padrões C=T, C=G e G=T foram registados em seis das oito áreas experimentais amostradas. Nestas duas variáveis, o padrão C>G=T foi apenas observado numa das oito áreas experimentais amostradas, tendo sucedido o mesmo com o registo do padrão C>G>T no caso da área total.

Nas análises multivariadas, o factor remoção não foi significativo em t0 mas o mesmo não aconteceu em t1 e na variação percentual ocorrida entre os dois períodos amostrados. Nestes casos, em que o factor remoção foi significativo, o padrão detectado foi $C \neq (G=T)$ e as duas variáveis que mais contribuíram para estas dissimilaridades foram a área de algas encrustantes moles e rocha nua, em t1 (contribuição conjunta equivalente a cerca de 80%), e a área de algas encrustantes duras e rocha nua, naquela variação percentual (contribuição conjunta equivalente a cerca de 69-70%). Em t1, a contribuição destas duas variáveis para aquelas dissimilaridades foi muito semelhante mas, no que diz respeito à referida variação percentual, a mesma contribuição da área de algas encrustantes duras foi sempre superior à dada pela área de rocha nua, que atingiu sempre valores inferiores a 29%. Por outro lado, os valores médios globais de área de algas encrustantes moles e rocha nua, em t1 e na mencionada variação percentual, foram mais elevados no tratamento C mas, no caso da variação percentual da área de algas encrustantes duras, os valores médios globais foram mais elevados no tratamento G que nos restantes. No entanto, as respectivas análises univariadas não detectaram diferenças significativas entre tratamentos nos casos da variação percentual da área de algas encrustantes moles e duras.

De qualquer modo, a referida maior variação percentual da área coberta por algas encrustantes duras nos territórios que foram sujeitos ao tratamento G, bem como a elevada contribuição desta variável para a dissimilaridade média obtida entre os diversos tratamentos na análise multivariada da variação percentual ocorrida entre t0 e t1, pode estar relacionada com o aumento de área de rocha nua ocorrido entre estes períodos e que foi mais frequente e significativamente maior nos territórios de controlo, bem como com o aumento de área total, em que o padrão C>T foi registado em cinco das oito áreas experimentais amostradas.

... - *agitação marítima e influência na actividade alimentar de lapas e na abundância de algas*

Em primeiro lugar, não parece que estes aumentos de área de rocha nua e de área total tenham ocorrido devido a um incremento da actividade alimentar das respectivas lapas, tendo em consideração que apenas a abundância de lapas pequenas sofreu um aumento nesses territórios, onde a abundância das lapas com maior biomassa diminuiu (ver atrás). Por outro lado, é possível que esta actividade alimentar das lapas com maior biomassa tenha sido negativamente afectada pela agitação marítima, que dificulta a adesão das lapas ao substrato rochoso aquando das suas excursões alimentares (Branch, 1981; Underwood e Jernakoff, 1984; Branch e Cherry, 1985), e apesar da abundante ocorrência de *P. ulyssiponensis* em locais expostos à ondulação (Ebling e outros, 1962; Thompson, 1979; Cruz, 2000). Com efeito, a agitação marítima foi potencialmente elevada nos meses de Outono e Inverno (Costa, 1994; Antunes e Pires, 1998), que decorreram entre t0 e t1.

Jenkins e outros (2001) apresentam resultados de um estudo sobre a intensidade alimentar de lapas efectuado durante quinze meses no litoral rochoso alentejano, segundo os quais parece ter ocorrido variação sazonal. Porém, este estudo foi apenas realizado em níveis médios de maré e os valores mais elevados foram observados, nesta região, em meses de Verão e Outono e, os mais baixos, no fim do Inverno. Atendendo a que a actividade alimentar de lapas pode ser mais reduzida durante a reprodução (Branch, 1981; Della Santina e Chelazzi, 1991; Jenkins e outros, 2001), também é possível que aquela tenha sido menos intensa entre t0 e t1, considerando que o principal período de emissão de gâmetas de *P. ulyssiponensis* foi observado por Guerra e Gaudêncio (1986) em Dezembro e Janeiro na costa meridional algarvia e que, no presente trabalho, a abundância relativa de indivíduos desta espécie com gónada desenvolvida (estados IV⁺, V ou IV⁻, segundo a classificação proposta por Orton e outros, 1956 e descrita na secção 7.3) foi mais elevada de Novembro a Março, inclusive, tendo o principal período de repouso sexual ocorrido nos meses de Abril a Agosto, inclusive.

De qualquer modo, a elevada agitação marítima potencialmente ocorrida entre t0 e t1 pode ter contribuído directamente para o referido aumento de área de rocha nua ocorrido entre estes períodos, por ter provocado a quebra e o arranque de algas folhosas das margens dos territórios em causa (Airoldi, 1998), ou o desalojamento de cracas e algas encrustantes destes territórios, embora estas algas possam ser relativamente mais resistentes ao impacte mecânico das ondas que as folhosas (Dethier, 1994; Airoldi, 2000). Podendo as algas encrustantes duras subsistir durante vários anos por baixo de algas folhosas (Airoldi, 2000) e até constituir a base de implantação de algas folhosas calcárias (Steneck e Watling, 1982; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1994; Dethier, 1994), como, por

exemplo, de *Corallina officinalis*, uma das espécies de algas folhosas mais abundantes nos níveis de maré amostrados nesta experiência (Saúde, 2000; Silva, 2002b), é possível que a quebra e o arranque de algas folhosas referidos tenham contribuído também para o aumento, nos territórios em causa, da abundância de algas encrustantes duras, mais resistentes aos efeitos da agitação marítima (ver acima). No entanto, é de referir que também algumas algas folhosas podem ser bastante resistentes ao impacte mecânico das ondas, como é o caso das algas calcárias do género *Corallina*, podendo essa resistência conferir-lhes vantagens competitivas, em períodos de agitação marítima mais elevada, relativamente a outras algas folhosas menos resistentes a este tipo de stress, como é o caso das filamentosas (Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1994; Aioldi, 2000). Com efeito, Benedetti-Cecchi e Cinelli (1994) observaram um maior recrutamento de algas geniculadas calcárias (sobretudo *Corallina elongata* e *Haliptilon virgatum*) entre Setembro e Dezembro, e de algas filamentosas em meses de Primavera e Verão, numa experiência manipulativa (raspagem das macroalgas erectas) realizada em níveis inferiores de maré da costa ocidental italiana.

... - importância da dimensão das lapas

A referida maior variação percentual da área coberta por algas encrustantes duras observada nos territórios que foram sujeitos ao tratamento G poderá ter sido devida ao facto de, nestes territórios, terem sido removidas as lapas de tamanho grande, que poderiam raspar e consumir essas algas (Steneck e Watling, 1982, referem, citando o trabalho de outro autor, uma associação de *P. ulyssiponensis* com a alga encrustante dura *Lithophyllum*, embora sem apresentar evidência de consumo alimentar; Della Santina e outros, 1993, constataram a ingestão, por *P. ulyssiponensis*, de *Corallina elongata*, alga folhosa calcária que possui uma base encrustante), ao passo que, nos territórios de controlo, as lapas com essa dimensão não foram removidas e a sua abundância foi significativamente maior que nos outros tratamentos (ver atrás). No entanto, nos territórios que foram sujeitos ao tratamento T, onde todas as lapas foram removidas, a recolonização de lapas médias e grandes parece ter sido semelhante à ocorrida nos territórios que foram sujeitos ao tratamento G, não tendo sido detectadas diferenças entre estes tratamentos na maioria das análises da área vital destes moluscos e da área coberta por outros organismos. Assim, tendo em consideração as variáveis quantificadas neste estudo, não parece ter existido alguma razão para as referidas diferenças entre os tratamentos G e T (valores médios globais da variação percentual da área de algas encrustantes duras mais elevados no tratamento G) podendo outros factores não testados terem sido responsáveis por tal padrão.

Tanto as análises univariadas como as multivariadas detectaram efeitos significativos da remoção de lapas, cerca de seis a nove meses após a manipulação, tendo estes efeitos sido mais evidentes no que diz respeito à área de rocha nua. Esta variável apresentou valores mais baixos nos tratamentos de remoção destes moluscos, não tendo sido observadas diferenças significativas entre estes tratamentos, isto é, estes efeitos foram semelhantes consoante tenham sido removidas todas as lapas ou apenas as lapas de tamanho grande. Estes resultados realçam o papel das lapas com maior dimensão e, assim, com maior capacidade herbívora (Branch, 1981; Benedetti-Cecchi, 2000), na manutenção da área de rocha nua dos seus territórios alimentares, cuja percentagem média da área total foi, em t0, equivalente a cerca de 42,6 e, em t1, correspondeu a cerca de 52,2 no tratamento de controlo. Sendo a área de rocha nua grande parte da área vital destes moluscos e, tendo em consideração os resultados das análises multivariadas acima referidos, nas quais foram testados os efeitos da remoção de lapas na estrutura da comunidade dos seus territórios alimentares, este estudo indica que a remoção de lapas da classe dimensional geralmente explorada pelo Homem no litoral rochoso alentejano pode provocar alterações importantes na estrutura da comunidade onde estes moluscos vivem e que estas alterações podem persistir durante vários meses.

Efeitos na estrutura de comunidades

Utilizando técnicas de análise multivariada semelhantes às usadas no presente trabalho, Anderson e Underwood (1997) e Benedetti-Cecchi e outros (2000) observaram alterações importantes na estrutura global de comunidades intertidais causadas pela remoção de moluscos gastrópodes herbívoros, incluindo lapas, e Lasiak e Field (1995) e Lasiak (1998, 1999) analisaram o efeito da predação humana de litorais rochosos na estrutura das comunidades de macrofauna a que as respectivas presas pertencem. Comparando níveis inferiores de maré de locais intensamente explorados pelo Homem com os de outros por ele protegidos, estes três últimos trabalhos detectaram diferenças que parecem resultar, nos primeiros locais, da redução da abundância de suspensívoros sésseis (sobretudo cracas e mexilhões), do aumento da abundância de espécies associadas a algas (como ofiurídeos e crustáceos anfípodes), da redução da biomassa de espécies exploradas (sobretudo mexilhões e lapas, das quais, três espécies pertencem ao género *Patella*), e da redução da biomassa de espécies normalmente associadas a uma espécie de mexilhão explorada. Segundo os autores destes trabalhos, estas respostas estão inter-relacionadas e podem ser atribuídas à influência da exploração humana: a remoção de mexilhões e grandes moluscos herbívoros, como as lapas, promovem a dominância de algas na

cobertura do espaço primário, o que, por seu lado, impede o assentamento de fauna sésil ou conduz à sua eliminação por asfixia ou crescimento por sobreposição.

Consequentemente, estas alterações na estrutura do habitat biogénico afectam a fauna associada: a redução do tamanho e/ou a eliminação de grupos de mexilhão tem um impacte negativo nas espécies associadas a este microhabitat, e a redução do espaço primário disponível afecta negativamente herbívoros raspadores que se alimentam de microalgas, como as lapas. Assim, na região estudada por aqueles autores, situada na costa oriental sul-africana, os locais não explorados pelo Homem possuem níveis de maré inferiores com uma estrutura de mosaico bem definida, exibindo grupos de mexilhão e tufo de algas coralináceas entremeados com espaços de algas encrustantes e lapas do género *Patella*, ao passo que os comparáveis locais explorados são geralmente dominados por extensos tapetes de algas que ocupam a maioria do espaço disponível (Dye, 1992, 1993; Lasiak e Field, 1995; Lasiak, 1998, 1999).

De acordo com estudos sobre a estrutura de comunidades realizados no litoral rochoso alentejano, designadamente em níveis inferiores de maré (Saúde, 2000; Silva, 2002b; ver também Boaventura e outros, 2002c), existe uma estrutura em mosaico nestes níveis, parecida com a acima descrita, considerando que, apesar de as algas folhosas dominarem a cobertura do espaço primário, formando agrupamentos turfosos, também ocorrem lapas (ver também Sousa, 2002), algas encrustantes, e cracas e outros animais sésseis, que podem ser abundantes em espaços entremeados com estes agrupamentos, onde também ocorre rocha nua. Apesar de estes estudos não terem sido realizados com o objectivo de analisar o impacte da exploração humana em litorais rochosos, os seus resultados sugerem que este impacte não é tão elevado na região em estudo como o descrito na costa oriental sul-africana pelos trabalhos acima referidos. Com efeito, as comparações efectuadas nas tabelas 2.43 e 3.10 (secções 2 e 3, respectivamente) indicam que, em termos gerais, os litorais rochosos da costa sul-africana, sobretudo na parte oriental, têm sido sujeitos a uma exploração humana mais intensa e produtiva que os da costa alentejana. Porém, em alguns casos, foram observados no presente trabalho valores idênticos (intensidade total e de marisqueio em baixa-mar; rendimento da pesca à linha) ou mesmo superiores (intensidade da predação e da pesca à linha em baixa-mar; rendimento do marisqueio, num caso em que a intensidade da exploração foi considerada baixa na costa oriental sul-africana) aos registados nessa costa.

Por outro lado, tal como se pode constatar nas referidas tabelas 2.43 e 3.10, a exploração de litorais rochosos alentejanos e sul-africanos apresenta também notórias diferenças qualitativas, sobretudo na importância relativa das actividades de marisqueio exercidas em períodos de baixa-mar: na África do Sul, a apanha de mexilhões e lapas é

muito mais produtiva (não foram obtidos valores de intensidade de utilização na literatura consultada), e a apanha de polvos, caranguejos, burriés ou ouriços-do-mar (não existem percebes com interesse alimentar nas costas sul-africanas, como pode ser confirmado, por exemplo, em Branch e outros, 1994) parece ser relativamente menos importante, apesar da sua apanha ser regulamentada (Branch e outros, 1994, 2002b; Kyle e outros, 1997; Cockcroft e outros, 2002). Assim, podendo o rendimento da apanha de mexilhões e lapas atingir valores muito mais elevados (114 e 63 vezes mais, respectivamente; ver tabela 3.10) na África do Sul que no Alentejo, nomeadamente na costa oriental, onde o marisqueio é sobretudo efectuado em níveis inferiores de maré (Lasiak e Field, 1995; Lasiak, 1993a, 1997), é de esperar que o seu impacte ecológico seja maior nesta região costeira, o que corrobora as diferenças de estrutura de comunidades acima sugeridas.

Embora, como acima foi sugerido, o impacte da exploração humana na estrutura das comunidades do litoral rochoso alentejano pareça ser menos evidente que o descrito por Lasiak e Field (1995) e Lasiak (1998, 1999), é possível que também seja importante mas actue de outra forma, atendendo às referidas diferenças. Como é referido nas secções 2 e 3, a exploração humana do litoral rochoso alentejano é bastante elevada, tanto ao nível da intensidade de utilização, como do rendimento obtido, e o seu impacte na ecologia da costa alentejana pode ser maior se for considerada em conjunto com a pesca comercial, que actua sobretudo em níveis subtidais. Assim, tendo em conta os resultados deste estudo sobre o impacte ecológico das actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano, segundo os quais este impacte foi detectado no tamanho de lapas exploradas e na área vital de lapas em níveis inferiores de maré, e foi demonstrado que uma das actividades em causa pode alterar significativamente a estrutura das comunidades destes níveis, seria interessante que, em futuros estudos a desenvolver nesta região, este impacte fosse analisado em comunidades intertidais e subtidais, tanto de um modo descritivo como manipulativo.

Importância do tamanho e da forma do território alimentar

Tendo em atenção a referida recolonização, por parte de lapas de diferente dimensão (incluindo lapas de tamanho grande), das áreas experimentais que foram sujeitas a remoção de lapas, é possível que as referidas alterações verificadas na estrutura da comunidade onde estes moluscos vivem não persistam por muito tempo e que as características iniciais destas áreas sejam restauradas em alguns meses. Atendendo ao facto de que a recolonização, por parte de lapas de tamanho grande, dos territórios alimentares individualmente amostrados foi muito reduzida (tratamento G) ou mesmo nula (tratamento T), e à importância de lapas com esta dimensão na manutenção destes

territórios, é provável que a persistência de tais alterações tenha sido mais prolongada em territórios com as características iniciais dos individualmente amostrados (relativamente pequenos, com área total inferior a 200cm²; com uma ou mais lapas grandes; e separados, por algas folhosas, de outros territórios alimentares de lapas) que noutros maiores, possuidores de mais lapas grandes e que, eventualmente, se prolongavam para fora das áreas experimentais.

Por outro lado, o tamanho dos territórios também pode ter tido influência na colonização e no crescimento de algas e de outros organismos sésseis. Com efeito, em diversos estudos de sucessão realizados em substratos duros intertidais foi observado, após uma perturbação (por exemplo, raspagem integral ou grosseira da cobertura biológica), que espaços pequenos (por exemplo, com 4x4 a 12x12cm, embora Dye, 1993, tenha considerado pequena uma área experimental com 18x18cm) são colonizados por um maior número de organismos que espaços maiores (por exemplo, com 22x22 a 71x71cm embora Farrell, 1989, tenha considerado grande uma área experimental com 16x16cm) se a colonização por crescimento vegetativo, efectuada a partir das margens, for importante, mas pode suceder o oposto se esta propagação vegetativa for pouco intensa e a colonização depender sobretudo do assentamento de larvas, esporos ou propágulos (Connell e Keough, 1985; Sousa, 1985; Farrell, 1989; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993, 1994; Dye, 1993). Porém, Jenkins e outros (1999) não encontraram diferenças na composição dos colonizadores e na taxa de sucessão, bem como na densidade de lapas, entre áreas de diferente tamanho (pequenas, com 50x50cm e grandes, com 100x100cm), amostradas em níveis inferiores de maré, cujas macroalgas foram removidas e onde as lapas foram excluídas.

No caso dos territórios individualmente amostrados neste trabalho, comparativamente considerados pequenos, é possível que a colonização de algas folhosas, efectuada por crescimento vegetativo, tenha sido importante, designadamente no caso de *Corallina officinalis*. Esta é uma das espécies de algas folhosas mais abundantes nos níveis de maré amostrados nesta experiência (Saúde, 2000; Silva, 2002b) e algas do mesmo género possuem bases encrustantes persistentes, a partir das quais podem crescer formas erectas (Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1994; Airoidi, 2000). Por outro lado, seja este crescimento vegetativo importante ou não, a competição por interferência entre os organismos das margens e os que assentaram há pouco tempo deverá ser maior em espaços pequenos, e provocar maiores diferenças entre a periferia e o centro em espaços maiores (Connell e Keough, 1985; Sousa, 1985). Após a raspagem da cobertura de macroalgas em níveis inferiores de maré da costa oriental sul-africana, Dye (1993) observou uma maior abundância de algas na periferia que no centro de espaços grandes e sugeriu

que tais diferenças poderiam ser devidas a este balanço entre propagação vegetativa e assentamento, tendo também sugerido que esta propagação pode ser dificultada pela herbivoria periférica de duas das espécies de lapa mais abundantes, pertencentes ao género *Patella*, e que se distribuem preferencialmente na periferia de tais espaços, inseridas como uma cunha por baixo das algas folhosas. No presente trabalho, esta distribuição também foi observada com frequência em *P. ulyssiponensis* e, embora não tenha sido analisada quantitativamente, poderá ter tido importância na sua actividade alimentar, bem como ter sido resultante da acção de outros factores, como a dessecação e o hidrodinamismo (maior humidade e protecção junto e debaixo de algas folhosas). Em níveis de maré superiores da costa ocidental norte-americana, Farrell (1989) também observou uma distribuição periférica de lapas em espaços cuja cobertura biológica foi grosseiramente raspada, tendo sugerido que este comportamento pode proteger estes moluscos de aves predadoras, tornando-os menos conspícuos sob algas e junto a cracas. Na região em estudo, as lapas intertidais são frequentemente consumidas por aves em períodos de baixamar, nomeadamente pela rola-do-mar (*Arenaria interpres*; observações pessoais), tendo Marsh (1986) observado experimentalmente que a predação efectuada por aves, designadamente do género *Arenaria*, pode reduzir drasticamente a densidade de lapas de tamanho médio (6-10mm) em áreas sem algas de níveis superiores de maré. Para além do tamanho, a forma (Airoidi, 2003) destes territórios também pode ter tido influência nos respectivos padrões de resposta à perturbação experimental, tanto no que diz respeito à recolonização de lapas, como à variação da área vital destes moluscos e da área coberta por outros organismos.

Importância do período do ano e da frequência da perturbação

De qualquer modo, é possível que a velocidade de restauração das características iniciais das áreas experimentais que foram sujeitas a remoção de lapas, bem como a forma como esta restauração se processa, também variem com outros factores, como o período do ano e a frequência da perturbação. Estudos experimentais sobre o impacto do pisamento humano em comunidades intertidais testaram a influência da variação da frequência desta perturbação, tendo sido observado que, em geral, as algas folhosas foram bastante afectadas, mesmo quando sujeitas a perturbações com baixa frequência (Milazzo e outros, 2004), embora certas espécies só tenham apresentado danos significativos quando a frequência de perturbação atingiu valores mais elevados, como sucedeu com algas calcárias ou de maior porte (Povey e Keough, 1991). Se a remoção de lapas da experiência realizada no presente trabalho tivesse sido efectuada alguns meses depois, no fim da Primavera ou no início do Verão, é provável que a recolonização, por assentamento, de exemplares

pequenos de *Patella* tivesse sido menor e que o contrário tivesse ocorrido no caso do recrutamento juvenil de *Siphonaria pectinata*, tendo em atenção o acima referido no que diz respeito ao principal período anual de assentamento desta espécie e de *P. depressa* e *P. ulysiponensis* na região em estudo; por outro lado, é provável que, nessas condições, tivesse sido superior a capacidade de crescimento de algas folhosas e de colonização, por parte destas algas, de territórios alimentares onde foram removidas lapas, atendendo aos acima referidos efeitos prejudiciais da agitação marítima (menos elevada em meses de Primavera e Verão, de acordo com Costa, 1994 e Antunes e Pires, 1998) neste tipo de algas e apesar do eventualmente maior stress térmico dos meses de Verão; no entanto, é possível que, com uma menor agitação marítima, a recolonização de lapas a partir do substrato adjacente pudesse ter sido maior e que a actividade alimentar das lapas tivesse sido mais intensa (ver acima), o que poderia contrariar esse maior crescimento de algas folhosas.

De acordo com vários estudos realizados em litorais rochosos de climas temperados, nos quais foi raspada a cobertura do substrato duro e/ou os moluscos herbívoros foram removidos, excluídos e/ou incluídos (por exemplo, Hawkins, 1981; Jernakoff, 1983; Cubit, 1984; Underwood e Jernakoff, 1984; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1993, 1994; Dye, 1995), o período do ano em que a manipulação experimental foi efectuada teve geralmente (por exemplo, efeitos menos evidentes e mais variáveis em Jernakoff, 1983, Dye, 1995 e Anderson e Underwood, 1997; efeitos nulos em Arrontes e outros, 2004) influência na taxa de recolonização das comunidades de algas observadas, embora a sua composição específica tenha sido menos afectada nos primeiros estados de sucessão e esta tenha tido tendência para convergir ao fim de algum tempo. De qualquer modo, em experiências manipulativas (raspagem das macroalgas erectas e das muralhas das cracas e exclusão de moluscos herbívoros) realizadas em níveis inferiores e médios de maré da costa oeste de Itália, Benedetti-Cecchi e Cinelli (1993, 1994) observaram um maior recrutamento de algas após a manipulação efectuada em Setembro, relativamente a áreas raspadas em Março, embora as algas filamentosas tenham sido mais abundantes nestas últimas. Em experiências parecidas, Underwood e Jernakoff (1984) obtiveram maior colonização e crescimento de algas folhosas em condições físicas que estes autores consideraram ser mais benignas para estes organismos: em áreas sujeitas a herbivoria, apenas cresceram em níveis inferiores de maré, e foram mais abundantes onde a agitação marítima era maior (menor dessecação de níveis superiores de maré; eventualmente menor actividade herbívora) e durante os períodos mais frios do ano.

Num estudo sobre a variação espacial e temporal da estrutura de comunidades, realizado durante um ano em quatro níveis de maré da região em estudo, Saúde (2000) sugeriu que tenha ocorrido sazonalidade e que esta foi mais variável em níveis inferiores de

maré. Apesar das diferenças entre estações do ano não terem sido testadas neste trabalho, a respectiva ordenação bidimensional por MDS não métrico apresentou uma maior separação entre Outono e Verão, e as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre as estações do ano são, na sua maioria, algas folhosas. Embora tenham sido efectuados outros estudos experimentais sobre a importância da herbivoria na estruturação das comunidades intertidais do litoral rochoso alentejano, os já escritos (Fernandes, 2001; Silva, 2002b) não testaram a influência do período do ano em que a manipulação foi efectuada.

Importância da dimensão das lapas na abundância de algas folhosas

Em complemento aos resultados das análises estatísticas em que foram testados os efeitos da remoção de lapas na área vital destes moluscos e na área coberta por outros organismos, a análise da intensidade da relação entre os valores destas áreas e entre eles e o tamanho das lapas também evidenciou alterações provocadas pela manipulação experimental efectuada. Com efeito, esta intensidade, bem como a sua significância, aumentou nos territórios que foram sujeitos a tratamentos de remoção, tendo este aumento sido mais notório nas relações entre o tamanho das lapas e a área de rocha nua e coberta por outros organismos. Quando significativas, estas relações foram positivas, o que realça, uma vez mais, a importância das lapas de tamanho grande na manutenção dos territórios alimentares onde vivem. Assim, não parece ser só necessário que, em níveis inferiores de maré, a densidade de lapas seja elevada para que o substrato não fique totalmente coberto por algas folhosas, como referem Underwood e Jernakoff (1981), mas também que a biomassa destes moluscos herbívoros seja suficientemente elevada e envolva exemplares de tamanho grande, com maior capacidade herbívora (Branch, 1981; Benedetti-Cecchi, 2000).

Nos 16 territórios de controlo cuja área total não diminuiu de t0 para t1, a densidade total de lapas e de lapas grandes atingiu, em t1 e em média, cerca de 22,9 e 1,7 indivíduos por 100cm², respectivamente. Estes valores podem ser considerados como estimativas da densidade de lapas que foi suficiente para manter ou aumentar a área dos territórios amostrados e não manipulados, evitando a sua colonização por parte de algas folhosas. Num estudo realizado em níveis inferiores de maré, no qual a densidade de lapas foi manipulada em áreas experimentais com 30x30cm, Underwood e Jernakoff (1981) constataram que era necessário uma elevada densidade da lapa *Cellana tramoserica* para evitar a colonização do substrato duro por algas folhosas. Tal densidade-limite observada por estes autores foi de cerca de 0,6 ou 1,1 indivíduos grandes (com 22mm de comprimento médio de concha) por 100cm², correspondente a 5 ou 10 lapas grandes por 900cm².

De qualquer modo, os principais efeitos provocados pela remoção experimental de lapas foram a diminuição da área de rocha nua dos seus territórios alimentares, o reduzido ou nulo impacte na cobertura primária de algas ou cracas e na abundância de lapas pequenas e médias, e a não restauração da abundância de lapas grandes. Estes efeitos significativos foram evidentes nos resultados das ANOVA e, nas análises multivariadas, a área de rocha nua foi sempre uma das duas variáveis que mais contribuíram para as diferenças significativas encontradas entre os tratamentos (ver atrás), tendo atingido, no tratamento de controlo, valores médios globais superiores aos observados nos tratamentos de remoção. Não tendo havido um aumento complementar da área primariamente ocupada por algas ou cracas em territórios alimentares de lapas, aquela diminuição da área de rocha nua só pode ter resultado de um aumento da cobertura de algas folhosas, que colonizaram a totalidade ou grande parte da rocha nua dos territórios alimentares de lapas. Estes resultados indicam, assim, que a remoção destes moluscos herbívoros, sobretudo dos exemplares de tamanho grande, cuja restauração não se verificou, teve um importante efeito positivo na abundância deste tipo de algas. Com efeito, 2 dos 48 territórios que foram sujeitos a tratamentos de remoção de lapas estavam totalmente cobertos por algas folhosas em t1 e, neles, a abundância de lapas foi nula neste período experimental; por outro lado, a área total de outros 15 desses territórios atingiu, em t1, valores muito baixos (inferiores a 10cm²), e a sua abundância de lapas foi muito reduzida (média total de 1,3 indivíduos por cm²). Comparativamente, em todos os territórios de controlo que possuíam lapas de tamanho grande em t1 (N= 18), a área total foi superior a 10cm² e correspondeu, em média, a cerca de 63,2cm² na mesma data.

Nos 50 territórios cuja área total diminuiu de t0 para t1, a densidade total de lapas e de lapas grandes atingiu, em t1 e em média, cerca de 71,4 e 0,3 indivíduos por 100cm², respectivamente. Nos restantes territórios, cuja área total não diminuiu de t0 para t1, a densidade total de lapas e de lapas grandes atingiu, em t1 e em média, cerca de 24,6 e 1,3 indivíduos por 100cm², respectivamente. A comparação destes valores reforça a importância que as lapas de tamanho grande tiveram no controlo da colonização destes territórios por parte de algas folhosas.

Atendendo a que as lapas grandes removidas nesta experiência, que tiveram maior influência nos efeitos ecológicos acima referidos, são as mais exploradas pelo Homem, estes resultados sugerem a existência de uma cascata trófica (“trophic cascade”; Paine, 1980; Menge, 1995) que envolve efeitos indirectos positivos de um predador (Homem) num conjunto de espécies basais (algas folhosas), devido às interações negativas e directas entre o predador e o herbívoro (lapas), e entre este e o conjunto de espécies basais. Embora Menge (1995) tenha sugerido que verdadeiras cascatas tróficas são um fenómeno

relativamente pouco comum em comunidades de litorais rochosos (ver também Menge e Branch, 2001), este autor e Pinnegar e outros (2000) apresentam vários exemplos deste tipo de interacção, alguns dos quais são muito semelhantes ao observado no presente trabalho, em que o Homem preda lapas e estas consomem algas folhosas (por exemplo, Oliva e Castilla, 1986, e Godoy e Moreno, 1989; ver também Branch e Moreno, 1994, e Castilla, 1999). Outras interacções deste tipo podem existir, bem como outros tipos de efeitos indirectos (Menge, 1995) da exploração humana, tendo em consideração as relações tróficas entre os principais organismos explorados pelo Homem no litoral rochoso alentejano (ver tabelas 2.1 e 5.1, e secção 5).

Como já foi acima referido, diversos estudos experimentais demonstraram que a diminuição da abundância e do tamanho de lapas tem, geralmente, como efeito directo da sua actividade herbívora, um aumento da abundância de algas, nomeadamente das espécies que são consumidas por estes moluscos (por exemplo, Hawkins e Hartnoll, 1983; Underwood e Jernakoff, 1984; Dye, 1992, 1993; Sharpe e Keough, 1998; Benedetti-Cecchi, 2000; Boaventura e outros, 2002a; Arrontes e outros, 2004). Porém, na maioria das lapas, designadamente do género *Patella*, esta actividade herbívora é, não só, dirigida a macrófitos mas, sobretudo, à película microbiana e detritica que estes moluscos raspam na superfície de substratos duros para se alimentarem de microalgas bentónicas (por exemplo, diatomáceas e cianobactérias), esporos e propágulos germinais de algas, e detritos orgânicos (Underwood, 1979; Branch, 1981; Steneck e Watling, 1982; Hill e Hawkins, 1991; Thompson e outros, 2000). Deste modo, o recrutamento e/ou crescimento de algas, nomeadamente de algas folhosas, que resulta da remoção ou exclusão experimental de lapas, pode corresponder a um efeito directo ou não, consoante a espécie beneficiada seja consumida ou não por estes moluscos. Contudo, um dos efeitos directos que tem sido mais evidente nos referidos estudos experimentais corresponde à diminuição da área de rocha nua, cuja manutenção está directamente dependente da actividade raspadora destes herbívoros.

Segundo observações pessoais efectuadas ao longo deste trabalho, a maior parte da área de rocha nua dos territórios alimentares de lapas individualmente amostrados encontrava-se distribuída na sua periferia, onde as lapas eram mais abundantes, estando a cobertura primária da zona central geralmente dominada por algas encrustantes ou cracas. Deste modo, é possível que a colonização, por algas folhosas, da rocha nua dos territórios onde as lapas foram removidas tenha sido efectuada sobretudo por crescimento vegetativo das algas folhosas que marginavam estes territórios, e que este crescimento tenha sido facilitado, por um lado, pela concentração periférica de rocha nua (diminuindo a eventual competição por espaço com as algas encrustantes dos territórios, localizadas sobretudo na

zona central; Dethier, 1994) e, por outro, pelo relativamente reduzido tamanho dos territórios em causa (ver acima). Nos casos em que este crescimento marginal tenha sido importante, é provável que, com a continuação da experiência, a zona central dos territórios onde as lapas foram removidas e onde a abundância destes moluscos não tenha sido restaurada, sobretudo no respeitante aos exemplares grandes, tenha sido progressivamente coberta por algas folhosas. No entanto, a colonização de algas folhosas também poderá ter ocorrido por assentamento de esporos e propágulos, potencialmente mais intenso na referida zona central, de acordo com o que acima foi mencionado acerca da influência do tamanho de espaços perturbados na colonização destes organismos.

Efeitos na abundância de algas encrustantes

Foi relativamente inesperada a não observação, nas ANOVA, de efeitos significativos e claros da remoção experimental de lapas na cobertura primária de algas encrustantes dos seus territórios alimentares, atendendo a que, tanto as duras, como as moles, podem ser consumidas pelas espécies de lapas que neles habitam, designadamente por *P. ulyssiponensis* (ver acima; Steneck e Watling, 1982; Della Santina e Chelazzi, 1993). Porém, nas análises multivariadas, a área de algas encrustantes moles ou duras foi sempre uma das duas variáveis que mais contribuíram para as diferenças significativas encontradas entre os tratamentos (ver atrás), tendo atingido, no tratamento de controlo, valores médios globais superiores aos observados nos tratamentos de remoção. De acordo com Benedetti-Cecchi e outros (2000), medidas multivariadas como a similaridade são menos variáveis que quantidades univariadas e, embora a interpretação dos padrões previstos possa ser mais difícil em modelos ecológicos descritos por medidas multivariadas, o seu poder predictivo pode ser maior, assim como a sua precisão e exactidão, o que pode ser muitas vezes vantajoso, face à elevada variabilidade intrínseca da maioria dos sistemas naturais.

... duras

No caso das algas encrustantes duras, eram esperados efeitos significativos e claros da remoção experimental de lapas, não só porque existem lapas adaptadas ao consumo destas algas encrustantes, apesar da dureza resultante da calcificação das suas paredes celulares (Steneck e Watling, 1982), mas, sobretudo, porque foi demonstrado que diversas espécies deste tipo de algas dependem da acção herbívora de lapas para impedir que sobre elas cresçam outras algas, designadamente folhosas e filamentosas (Branch, 1975b; Paine, 1980; Steneck, 1982; Hawkins e outros, 1989; Dethier, 1994; Figueiredo e outros, 1996), ou mesmo que sobre elas haja deposição de sedimento em suspensão na água (Raffaelli, 1979). A frequente libertação de células da superfície exposta foi observada

nalgumas algas encrustantes duras (ver referências em Figueiredo e outros, 1996) e, embora Johnson e Mann (1986) tenham sugerido, após a remoção experimental de herbívoros, que processos como este, bem como eventuais processos químicos, podem inibir activamente a colonização de epífitos, Keats e outros (1994) observaram, noutra espécie, um substancial recrutamento de algas não calcárias sobre algas encrustantes duras vivas e mortas, que tinham sido sujeitas a um tratamento de exclusão de lapas. Por outro lado, aqueles efeitos também eram esperados devido ao facto de algumas algas encrustantes duras poderem constituir uma base encrustante de algas folhosas calcárias (Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1994; Dethier, 1994; Airoidi, 2000), cuja forma erecta poderia crescer quando a pressão da herbivoria fosse reduzida ou anulada pela remoção de lapas (Steneck e Watling, 1982; Padilla, 1984; Benedetti-Cecchi e Cinelli, 1994; Dethier, 1994). No entanto, as algas encrustantes duras foram pouco abundantes nos territórios alimentares das lapas (ocuparam, em média, cerca de 2,5% da área primária total dos territórios individualmente amostrados em t0), o que pode ter contribuído para a não observação dos esperados efeitos da remoção destes moluscos na abundância destas algas.

Numa experiência de exclusão de moluscos herbívoros (sobretudo de lapas, incluindo *P. ulyssiponensis*) em níveis inferiores de maré, Boaventura e outros (2002a) também não observaram efeitos discerníveis na abundância de algas calcárias encrustantes. Por outro lado, Bulleri e outros (2000) não observaram efeitos positivos evidentes da remoção experimental de lapas (*P. ulyssiponensis* e *P. rustica* em níveis médios de maré de molhes artificiais) na abundância de algas calcárias encrustantes, devido a uma elevada variabilidade espacial a diferentes escalas. Benedetti-Cecchi e outros (2001) também registaram uma elevada variabilidade deste tipo num estudo experimental de exclusão de lapas (incluindo *P. ulyssiponensis*), tendo observado, numa de três praias, uma tendência para o aumento da abundância de algas calcárias encrustantes na presença de lapas, ausência de efeitos noutra praia, e efeitos negativos na restante. Estes autores sugeriram que aquela interacção positiva pode ter resultado do crescimento por sobreposição de algas erectas quando as lapas foram excluídas.

... moles

No que diz respeito às algas encrustantes moles, Steneck e Watling (1982) e Dethier (1994) referem que, geralmente, não são tão difíceis de consumir por moluscos herbívoros como as algas encrustantes duras, mas também lhes causam algumas dificuldades morfológicas devido ao denso arranjo, em camadas, das células do tecido exterior, para além de poderem possuir defesas químicas. De qualquer modo, Della Santina e Chelazzi (1993) observaram a ingestão, por *P. ulyssiponensis* e *P. caerulea*, de *Ralfsia*

verrucosa, tendo sido *Ralfsia* um dos dois géneros de algas encrustantes moles que foi mais abundante nos territórios alimentares individualmente amostrados. No entanto, como refere Santelices (1992), vários tipos de algas podem sobreviver à passagem pelo tubo digestivo de vários tipos de herbívoros, incluindo de lapas, embora *Ralfsia* seja frequentemente ingerida e consumida por lapas (Branch, 1975b, 1981; Steneck e Watling, 1982; Godoy e Moreno, 1989; Branch e outros, 1992; Santelices, 1992) e a sua abundância tenha sido afectada em diversos estudos experimentais de exclusão destes moluscos (positivamente: Dethier, 1981, Jernakoff, 1983, Dye, 1993, Boaventura e outros, 2002a; negativamente: Williams, 1993; positiva ou negativamente, consoante a escala espacial ou temporal: Bulleri e outros, 2000), existindo até duas espécies de lapa (*Patella longicosta* e *P. tabularis*) que tratam dos seus territórios com *Ralfsia verrucosa* como se fossem “jardins” (“gardening”; Branch, 1975c, 1981; Branch e outros, 1992; ver adiante). Com efeito, embora possa ser ingerida e consumida por lapas, *Ralfsia* é uma alga encrustante e, como tal, possui defesas morfológicas e químicas que lhe podem conferir alguma resistência à herbivoria de moluscos intertidais (Steneck e Watling, 1982; Bertness e outros, 1983; Branch e outros, 1992) mas, por outro lado, a sobrevivência desta alga depende da actividade alimentar das lapas pois é inferior, em termos competitivos, com algas folhosas de que as lapas se alimentam e que podem assentar e crescer sobre a superfície exposta se estes herbívoros não as consumirem ou removerem (Dethier, 1994; ver revisão de Hodgson, 1999 no caso de *Siphonaria* versus *Ralfsia*; Bulleri e outros, 2000). Numa experiência de remoção de lapas (*P. ulyssiponensis* e *P. rustica*) em níveis médios de maré de molhes artificiais, Bulleri e outros (2000) observaram que os efeitos das lapas na abundância de *Ralfsia* podem oscilar entre uma interacção indirecta e positiva, caso estejam presentes algas filamentosas, e um efeito directo e negativo, que apenas ocorre na ausência deste tipo de algas folhosas. Por outro lado, Fletcher (1975, citado por Branch, 1981) nunca observou outra alga encrustante a cobrir *Ralfsia*, tendo sugerido que esta alga pode possuir propriedades antibióticas que inibem o crescimento de outras algas.

É possível que efeitos semelhantes também se verifiquem em *Nemoderma tingitana*, a outra alga encrustante mole abundantemente observada nos mesmos territórios e que, em conjunto com *Ralfsia*, apenas ocorre em territórios alimentares de lapas nos níveis inferiores de maré onde este estudo foi realizado (Saúde, 2000; observações pessoais). Ligeiramente acima destes níveis dominados por algas folhosas, numa zona de transição para os níveis onde a cobertura do substrato duro emergente (emerso durante a baixa-mar) é dominada por cracas do género *Chthamalus*, Saúde (2000) observou uma abundância maior de algas encrustantes, sobretudo moles, e uma menor abundância de algas folhosas, praticamente não observadas em níveis de maré superiores. Nesta zona de

transição, *Ralfsia* e *N. tingitana* foram as algas encrustantes moles mais abundantes e a sua elevada percentagem de cobertura está possivelmente relacionada com a elevada abundância de lapas, designadamente do género *Patella* (Saúde, 2000; Sousa, 2002), e com interações competitivas entre lapas, algas encrustantes e algas folhosas (superiormente competitivas em níveis inferiores de maré), mais intensas em baixo, e entre lapas, algas encrustantes e cracas (superiormente competitivas em níveis médios de maré), mais intensas em cima (Raffaelli e Hawkins, 1996). Com efeito, *Ralfsia* e *N. tingitana* são pouco abundantes em níveis médios e superiores de maré da região em estudo (Saúde, 2000; Fernandes, 2001; Silva, 2002b), e a abundância de *Ralfsia* aumentou nestes níveis médios de maré quando as lapas e outros moluscos herbívoros foram experimentalmente excluídos (Fernandes, 2001; Silva, 2002b).

Deste modo, é provável que, na continuação desta experiência e, admitindo que a abundância de lapas grandes não foi restaurada, a cobertura primária de algas encrustantes dos territórios alimentares de lapas individualmente amostrados tenha tendido a diminuir e a ser substituída por uma cobertura de algas folhosas. No entanto, atendendo às fortes potenciais interações entre algas encrustantes e lapas acima referidas, a manutenção de lapas pequenas e médias em abundância nas áreas que foram sujeitas ao tratamento G, bem como a restauração da abundância destas lapas nas áreas que foram sujeitas ao tratamento T (ver atrás), poderão ter contribuído para a não observação, nas ANOVA, de efeitos significativos e claros da remoção experimental de lapas na cobertura primária de algas encrustantes dos seus territórios alimentares.

Patella ulyssiponensis “jardina” as algas do seu território?

Segundo Branch e outros (1992), herbívoros que influenciam a composição e o crescimento de plantas são geralmente conhecidos por “jardineiros” (“gardeners”), podendo este fenómeno ser definido como a modificação de comunidades de plantas causadas pelas actividades individuais de um herbívoro num local fixo, que selectivamente beneficia uma espécie particular de planta e aumenta o valor alimentar das plantas para o próprio herbívoro. Quando o impacte do herbívoro é positivo, beneficiando o crescimento da planta (Plagányi e Branch, 2000), contrariamente ao que se passa na maioria das interações herbívoro-planta, pode ocorrer um mutualismo não obrigatório, como no caso da mencionada “jardinagem” monoespecífica de *Ralfsia verrucosa* por *Patella longicosta* ou *P. tabularis* (Branch, 1975c, 1981; Branch e outros, 1992). Para uma relação deste tipo evoluir, o indivíduo responsável pelo “jardim” tem de ser capaz de aproveitar o seu rendimento, o que implica a manutenção de um local de alimentação fixo e a sua defesa em relação a competidores intrusos, protegendo a alga de herbívoros e algas invasores (Branch e outros,

1992). Por outro lado, segundo os mesmos autores, a relativa necessidade do desenvolvimento de uma tal relação pode surgir em condições de baixa produtividade ou de elevada procura alimentar por parte dos herbívoros, ou por ambas.

Em níveis inferiores de maré do litoral rochoso alentejano, *P. ulyssiponensis* habita em territórios claramente definidos entre agrupamentos turfosos de algas folhosas, nestes territórios habitam algas que, no mesmo nível de maré, não ocorrem fora deles (*Ralfsia* e *Nemoderma tingitana*, presentes em todos os territórios alimentares individualmente amostrados em t0 e nos territórios do tratamento de controlo amostrados em t1; ver atrás), e possui provavelmente comportamento de retorno a casa (ver atrás). Apesar desta distribuição e deste comportamento, cada exemplar de *P. ulyssiponensis* co-habita, no mesmo território alimentar, com outros indivíduos potencialmente competidores, da mesma espécie e/ou de outras espécies de moluscos herbívoros. Por outro lado, o resultado mais evidente deste trabalho foi o efeito negativo da remoção de lapas na área de rocha nua, tendo sido acima sugerido que este efeito é directo, devido ao consumo, por estes moluscos, designadamente do género *Patella*, da película microbiana e detritica que raspam na superfície de substratos duros para se alimentarem de microalgas bentónicas (por exemplo, diatomáceas e cianobactérias), esporos e propágulos germinais de algas, e detritos orgânicos, para além de macrófitos (ver atrás). Mesmo que esta película não seja o principal alimento de *P. ulyssiponensis*, é possível que esta lapa não dependa sobretudo do consumo de alguma espécie de macroalga, como *Ralfsia*, *Nemoderma tingitana* ou outra alga encrustante. Com efeito, dos 21 taxa de algas que Della Santina e Chelazzi (1993) observaram no conteúdo digestivo de 50 exemplares de *P. ulyssiponensis*, 10 eram diatomáceas ou cianobactérias e, os restantes, eram outras algas filamentosas, e algas encrustantes ou calcárias, tendo os taxa mais frequentes sido diatomáceas, cianobactérias e outras algas filamentosas. Por outro lado, numa experiência de remoção de lapas (*P. ulyssiponensis* e *P. rustica*) em níveis médios de maré de molhes artificiais, Bulleri e outros (2000) observaram efeitos negativos importantes e relativamente consistentes destes moluscos, nomeadamente de *P. ulyssiponensis*, em algas filamentosas. Assim, embora *P. ulyssiponensis* possa alimentar-se directamente de algas encrustantes duras ou moles, como *Ralfsia* (ver acima), é possível que a utilização, por esta lapa, das algas encrustantes que co-habita nos seus territórios alimentares, envolva também o consumo de algas epífitas que sobre elas assentam e crescem, como diatomáceas, cianobactérias e outras algas filamentosas (ver atrás). Deste modo, não parece que *P. ulyssiponensis* “jardine” as algas do seu território, ou mesmo que possua qualquer reciprocidade adaptativa (Steneck, 1992) com as diversas espécies de algas e animais que co-habita nos seus territórios alimentares. No entanto, de acordo com a literatura consultada, conhece-se muito pouco

acerca da natureza e da intensidade destas interações, que parecem muito interessantes e deveriam ser melhor investigadas.

Efeitos na abundância de cracas

Também seria de esperar a observação de efeitos da remoção experimental de lapas na cobertura primária de cracas, tendo em consideração que, nos níveis amostrados, a grande maioria das cracas encontra-se em territórios alimentares das lapas (observações pessoais) e que estas podem ter importantes efeitos negativos ou positivos, directos ou indirectos, tanto no recrutamento como no crescimento de cracas (Hawkins, 1983; Underwood e outros, 1983; Farrell, 1991; Holmes, 2002), designadamente do género *Chthamalus*, que foi o observado nos territórios alimentares individualmente amostrados. De qualquer modo, estes crustáceos foram muito pouco abundantes nestes territórios (ocuparam, em média, cerca de 1% da área primária total dos territórios individualmente amostrados em t0), a variabilidade da sua abundância foi sempre significativa à escala do local, e a presente experiência manipulativa decorreu sobretudo fora do período principal do seu assentamento na região em estudo, correspondente aos meses de Primavera e Verão (O’Riordan e outros, 2004), o que pode ter contribuído para a não observação dos esperados efeitos da remoção de lapas na abundância de cracas.

Atendendo ao exposto, teria sido bastante interessante prolongar esta experiência por mais alguns meses, pelo menos, e amplificá-la de modo a ser possível testar a influência do tamanho do território, do período do ano e da frequência da perturbação. Por outro lado, a quantificação taxonómica, ao nível da espécie, da abundância dos organismos macrobentónicos que cobrem o substrato dos territórios alimentares, bem como da sua distribuição espacial nestes territórios, permitiria uma análise mais fina destes efeitos em termos da estrutura das comunidades e da biodiversidade. Complementarmente, a análise destes efeitos ganharia bastante se fosse obtida mais informação, na região em estudo, acerca das espécies de algas ingeridas e consumidas pelas lapas em causa. Por último, a qualidade das imagens dos territórios alimentares poderia aumentar significativamente se fosse usada iluminação artificial no seu registo fotográfico.

Interacções negativas e positivas, directas e indirectas

As principais interacções acima descritas e sugeridas pelos resultados desta experiência manipulativa de remoção de lapas são apresentadas, de um modo resumido e generalizado, na figura 4.17. Diagramas semelhantes foram já apresentados por diversos autores, no decurso de experiências manipulativas de exclusão de lapas (por exemplo, Hawkins e outros, 1992; Benedetti-Cecchi, 2001; Arrontes e outros, 2004).

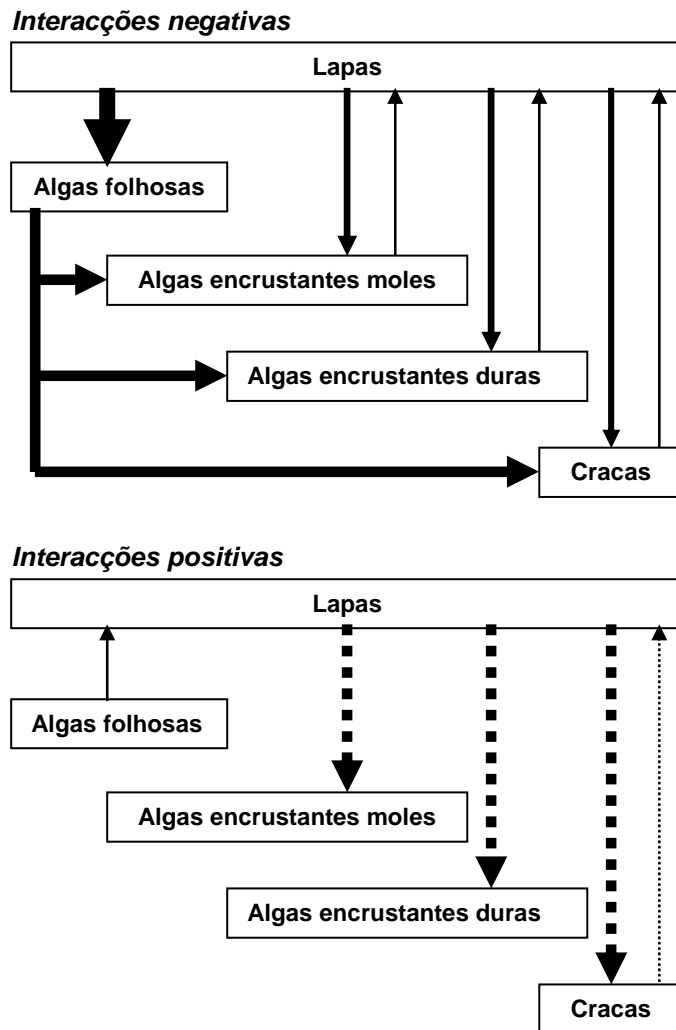


Figura 4.17- Direcção e intensidade relativa de interacções negativas e positivas sugeridas pelos resultados de uma experiência manipulativa de remoção de lapas efectuada num nível inferior de maré do litoral rochoso alentejano (ver texto). Linhas contínuas: efeitos directos; linhas descontinuas: efeitos indirectos. A largura das linhas está directamente relacionada com a intensidade dos efeitos.

As interacções negativas entre lapas e algas apresentadas na figura 4.17 são directamente derivadas da actividade herbívora destes moluscos, tendo a abundância de algas folhosas sido a mais afectada nos territórios alimentares amostrados. A interacção

negativa entre lapas e cracas também está directamente relacionada com a actividade alimentar destes moluscos, que pode envolver a sua ingestão ou apenas o seu desalojamento, nomeadamente em estados juvenis (Hawkins, 1983; Underwood e outros, 1983). Quando a actividade herbívora das lapas é reduzida ou nula, as algas folhosas interagem negativa e directamente com as algas encrustantes e as cracas, ocupando o substrato duro e dificultando a alimentação, respectivamente. A ocupação do substrato duro por parte de algas encrustantes ou de cracas também tem um efeito negativo e directo sobre as lapas, por dificultar a sua adesão. Na presença das lapas, o balanço destas interacções negativas parece ser-lhes favorável, existindo nos seus territórios alimentares alguma rocha nua, que permite uma boa adesão e contribui para o consumo alimentar do filme superficial microbiano. No entanto, a rocha nua que é criada por esta actividade herbívora é parcialmente aproveitada para o crescimento e recrutamento de algas encrustantes e cracas, o que corresponde a um efeito indirecto e positivo das lapas sobre estes organismos que, com elas, partilham o substrato duro dos seus territórios alimentares. Por outro lado, as algas folhosas que marginam estes territórios podem conferir alguma protecção às lapas, escondendo-as de predadores, mantendo-as húmidas na baixa-mar ou protegendo-as do hidrodinamismo. Por último, as cracas também podem interagir positivamente com as lapas, considerando que as suas muralhas aumentam a área de substrato duro que estes moluscos raspam para se alimentarem, e que a humidade mantida entre estas muralhas favorece o recrutamento e crescimento de algas que serve de alimento a estes herbívoros.

Os diagramas apresentados na figura 4.17 realçam a importância ecológica de interacções negativas originadas por predação e competição interespecífica, mas também chamam a atenção para algumas importantes interacções positivas, ainda que indirectas. Atendendo a esta forma indirecta de facilitação, as lapas podem ser consideradas fundadoras de um habitat, o respectivo território alimentar, que permite a fixação e o crescimento de outras espécies, como as algas encrustantes e as cracas (Bruno e Bertness, 2001; Bruno e outros, 2003). Tal como referem Bruno e outros (2003), a influência da facilitação em variáveis populacionais ou comunitárias pode ser tão grande como a de outros tipos de interacção, devendo os modernos conceitos e teorias ecológicas considerar também a sua importância.

Variabilidade espacial a diferentes escalas

Tanto ao nível da abundância de lapas, como da área vital destes moluscos e da área coberta por outros organismos, foram consideradas diversas escalas de variação espacial, correspondentes ao território, com algumas unidades ou dezenas de centímetros

quadrados, à área, que totalizou dois metros quadrados, ao local, possuidor de algumas dezenas de metros de extensão, e à praia, com poucos quilómetros de extensão. Nas ANOVA em que o factor remoção foi significativo, as interacções significativas detectadas envolveram os factores local e área, indicando que a variabilidade dos efeitos da remoção de lapas foi mais elevada a estas escalas, tendo estes efeitos sido consistentes à escala da praia. Com efeito, de acordo com estas análises univariadas, a variabilidade à escala da praia foi muito reduzida neste estudo experimental, tendo sido significativa apenas nos casos em que se analisou a variação ocorrida entre os dois períodos amostrados. A reduzida variabilidade detectada a esta escala contrasta com o observado em estudos semelhantes sobre os efeitos da exclusão ou remoção de lapas (Bulleri e outros, 2000; Benedetti-Cecchi e outros, 2001; Boaventura e outros, 2002a), nos quais diversos factores (por exemplo, variabilidade no recrutamento de algas e nos padrões de distribuição e abundância de lapas) foram apontados como potenciais responsáveis, e poderá estar relacionada com o facto das praias amostradas terem sido escolhidas por diferirem pouco em várias características, como a natureza, a inclinação geral e a dominância do substrato duro, o hidrodinamismo e a orientação geral em relação à ondulação dominante. No entanto, a variabilidade à escala da praia foi detectada com mais frequência nas análises multivariadas, nas quais apenas não foi significativa em t_0 . Estas diferenças entre resultados das ANOVA e das análises multivariadas poderão estar relacionadas com o que acima foi mencionado, citando Benedetti-Cecchi e outros (2000), acerca da diferente variabilidade associada às respectivas medidas.

De qualquer modo, foi geralmente frequente a observação de uma elevada variabilidade espacial a pequenas escalas (ver acima), tal como foi observado por Benedetti-Cecchi e outros (2001). Estes autores consideram que estudos experimentais sobre os efeitos das lapas em litorais rochosos requerem uma elevada resolução espacial porque estes moluscos respondem a características do habitat que variam a pequena escala (por exemplo, Chapman e Underwood, 1992), embora tenha sido sugerido que a variabilidade espacial a pequena escala, resultante de experiências com uma elevada resolução espacial, impede a detecção de processos que actuam a escalas maiores (Hewitt e outros, 1998). Assim, a elevada resolução espacial utilizada no presente estudo experimental pode também ter contribuído para a acima referida detecção de reduzida variabilidade à escala da praia.

Como sugere Benedetti-Cecchi (2001), qualquer estudo sobre a distribuição de populações e comunidades ao longo de gradientes ambientais deve ser integrado numa análise hierárquica de variação espacial, de modo a representar, de um modo mais completo, a complexidade dos sistemas naturais. Apesar de ser cada vez mais evidente que

a maioria dos processos ecológicos frequentemente invocados como principais determinantes da estrutura de comunidades naturais dependem da escala e do contexto (Underwood e Chapman, 1996), poucos estudos testaram hipóteses acerca de interações entre diferentes processos ecológicos e examinaram se essas interações mudam em várias escalas, no espaço e no tempo (Benedetti-Cecchi e outros, 2001). De acordo com estes autores, são, assim, necessários estudos experimentais que estimem esta variabilidade em várias escalas espaciais e temporais, que identifiquem o contexto no qual se espera que um processo particular ou uma interação entre processos sejam relevantes, e que relacionem padrões e processos com escala.

5- Considerações finais

Relações tróficas no litoral rochoso alentejano e predação humana

Os resultados do presente trabalho revelam que o litoral rochoso alentejano é frequente e intensamente utilizado pelo Homem para a exploração de recursos vivos, sendo diversas as espécies-alvo, bem como as motivações dos utilizadores. Por outro lado, também foi demonstrado neste trabalho que esta exploração pode ter importantes e persistentes efeitos negativos, directos e indirectos, sobre as populações exploradas e as comunidades a que pertencem. Apesar desta diversidade e complexidade, são apresentadas na tabela 5.1 as relações tróficas entre os principais organismos explorados pelo Homem no litoral rochoso alentejano, sendo de referir que a real teia alimentar que une estas espécies e as restantes que com elas interagem é seguramente muito mais complexa (Paine, 1980; Raffaelli, 2000). Nesta tabela, foram também incluídas as relações tróficas destes organismos com as aves, cujas actividades de alimentação e repouso podem ser perturbadas pela utilização humana do litoral (por exemplo, Dye e outros, 1994; de Boer e Longamane, 1996; Menge e Branch, 2001).

Como se depreende desta tabela, as actividades humanas em estudo podem afectar directa e indirectamente diversas relações tróficas entre espécies que são abundantes no litoral rochoso alentejano (secções 2.4, 3.4 e 4.4) e possuem um papel ecológico importante (por exemplo, Raffaelli e Hawkins, 1996; Menge e Branch, 2001), como é o caso de diversos herbívoros (lapas, burriés e ouriços-do-mar), ocupadores de espaço primário (algas, percebes e mexilhões) e predadores (camarões, caranguejos, polvos, peixes e aves), podendo a sua intensa remoção e predação provocar alterações importantes na estrutura e no funcionamento das comunidades associadas (Castilla e outros, 1994; Hockey, 1994; Moreno, 2001). Por outro lado, algumas destas relações tróficas potencialmente afectadas pelo Homem podem ser bastante intensas (*sensu* Paine, 1980), como, por exemplo, as existentes entre lapas e algas, ouriços-do-mar e algas, peixes e algas, polvos e caranguejos, peixes e invertebrados, e aves e lapas (Guerra, 1978, 1992; Pinnegar e outros, 2000; Deudero e outros, 2004; secções 2.4, 3.4 e 4.4).

No entanto, tal como referem Dye e outros (1994) e Menge e Branch (2001), a exploração humana tem um impacto qualitativamente diferente do dos predadores naturais. Com base em resultados de estudos sobre interacções entre diversos organismos de litorais rochosos, efectuados em ilhas da costa ocidental sul-africana, estes autores referem que vários controlos e balanços ocorrem naturalmente entre consumidores e seus recursos, condicionando estas interacções: as lapas são comidas por aves, mas algumas lapas são sempre inacessíveis ou atingem tamanhos invulneráveis, crescendo rapidamente devido a

uma elevada produtividade primária; as lapas consomem algas, mas não as conseguem eliminar porque a sua abundância é reduzida pela predação das aves, cujas fezes (guano) contribuem para uma elevada produtividade das algas; estas são também consumidas por pequenos invertebrados, mas a abundância destes também é reduzida pela predação de aves, cuja emigração no Inverno permite a recuperação destes invertebrados.

Tabela 5.1- Relações tróficas entre os principais conjuntos de *taxa* explorados (ver tabela 2.1) e perturbados (aves, designadamente a rola-do-mar, *Arenaria interpres*) pelo Homem no litoral rochoso alentejano, com base na literatura consultada e em observações feitas no terreno e informações obtidas junto de pescadores locais.

Organismos explorados pelo Homem	Predadores	Presas
algas	minhocas-do-mar camarões e caranguejos lapas e burriés ouriço-do-mar peixes	
minhocas-do-mar	minhocas-do-mar camarões e caranguejos peixes aves	algas minhocas-do-mar
percebe	peixes	
camarões e caranguejos	camarões e caranguejos polvo peixes	algas minhocas-do-mar camarões e caranguejos
lapas e burriés	camarões e caranguejos polvo peixes aves	algas
mexilhão	camarões e caranguejos polvo peixes aves	
polvo	polvo peixes	camarões e caranguejos mexilhão polvo peixes
ouriço-do-mar	camarões e caranguejos polvo peixes	algas
peixes	polvo peixes aves	algas minhocas-do-mar percebe camarões e caranguejos lapas e burriés mexilhão polvo ouriço-do-mar peixes
aves (perturbadas pelo Homem)		minhocas-do-mar lapas e burriés mexilhão peixes

Porém, os impactos humanos não estão sujeitos a tais subtis controlos e balanços naturais: em primeiro lugar, a densidade da população humana é relativamente independente dos recursos vivos intertidais, cuja sobreexploração não tem consequências negativas na demografia humana; por outro lado, esta falta de regulação ecológica, e as pequenas escalas temporais a que a exploração humana ocorre, permitem poucas (em algumas espécies de peixes, a idade da maturação sexual foi reduzida) ou nenhuma oportunidades para as populações exploradas se adaptarem às severas forças selectivas impostas pela predação humana; em terceiro lugar, o Homem é um predador que usa ferramentas e possui uma elevada mobilidade, o que lhe permite ultrapassar eventuais refúgios espaciais, dimensionais ou comportamentais das presas e faz com que a escolha das presas não seja condicionada pela morfologia da presa ou do predador; do mesmo modo, as presas também possuem poucos refúgios temporais (por exemplo, devido à oscilação das marés ou à agitação marítima), atendendo a que o Homem é um predador relativamente sedentário e pode exercer uma contínua pressão sobre os recursos intertidais; por último, o Homem é um predador extremamente generalista, primariamente devido à sua omnivoria, actuando, não só como predador, mas também como competidor, perturbador amensal e introdutor de espécies exóticas “comensais”, e a gama de recursos explorados é aumentada porque a exploração não é só efectuada para um ganho individual de energia mas também para adquirir dinheiro, no âmbito de actividades comerciais (Dye e outros, 1994; Hockey, 1994; Menge e Branch, 2001). Lidando a gestão da exploração humana de recursos vivos com factores biológicos, sociais, legais e económicos, a sua implementação ainda é mais importante mas mais difícil devido a estas diferenças qualitativas entre predadores humanos e naturais (Underwood, 1993; Dye e outros, 1994).

Gestão da exploração humana na costa alentejana e do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

Apesar da elevada intensidade da exploração humana de recursos vivos do litoral rochoso alentejano, somada ao intenso esforço da pesca comercial, a exploração dos recursos vivos da costa alentejana parece ser exercida de um modo sustentável, considerando estimativas globais apresentadas por Bax e Laevastu (1990; ver secção 3.4) para zonas de plataforma continental com latitude média, profundidade inferior a 500m, e sujeitas a afloramento costeiro. Contudo, embora o presente trabalho tenha admitido que a actual intensidade de predação humana não constitui perigo para a conservação do ouriço-do-mar na costa alentejana, e que o respectivo stock de *P. ulyssiponensis* pode ser considerado moderadamente pescado, foi sugerido que o stock de percebe é intensa a totalmente pescado nesta região costeira (secção 3.4). Do mesmo modo, outros autores

consideraram também que várias populações de algas, invertebrados e peixes da costa alentejana se encontravam plena ou intensamente exploradas, em perigo de sobreexploração ou mesmo sobreexploradas (Canário e outros, 1994; Cruz, 1995, 2000; UE, 1994; Silva e outros, 1998; Santos e outros, 2003; secção 2.1).

Apesar da importância da exploração humana de recursos vivos do litoral rochoso alentejano, bem como da frequente comercialização dos seus produtos, não existe regulamentação específica que condicione estas actividades a uma gestão sustentável (secção 1). Mesmo quando esta regulamentação existe, como no caso da pesca comercial, o esforço de controlo e fiscalização é geralmente insuficiente ou ineficaz (Holden, 1994; Kelleher e outros, 1995; Vasconcelos, 2000). Com esta ausência de controlo e gestão, os recursos têm vindo a ser explorados numa forma intensa e desordenada, sendo aparente o decréscimo dos quantitativos capturados e o aumento do esforço de exploração (Jesus, 2003), tal como foi observado noutras regiões sujeitas a actividades deste tipo (por exemplo, Kingsford e outros, 1991; Castilla e outros, 1994). Acresce-se a este panorama o deficiente ou pontual conhecimento científico da biologia e ecologia das populações exploradas e dos sistemas envolvidos, bem como do impacte destas actividades (secção 1).

Grande parte do litoral rochoso alentejano é já protegido por lei, como é o caso da zona pertencente à faixa marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Com efeito, o limite marítimo deste Parque Natural é *“uma faixa de 2 km definida a partir da linha de costa em toda a sua extensão”* (criação do PNSACV, Decreto Regulamentar n.º 26/95, de 21 de Setembro), em cuja área (*“com excepção das áreas portuárias sob jurisdição do Ministério do Mar”*) *“é proibida a prática de actos ou o exercício de actividades que prejudiquem a conservação da fauna e flora existentes e dos respectivos habitats e tenham como efeito a destruição ou delapidação do património arqueológico subaquático”* (Regulamento do Plano de Ordenamento do PNSACV, segundo os Decretos Regulamentares n.º 33/95, de 11 de Dezembro, e n.º 9/99, de 15 de Junho).

Posteriormente, o Plano de Ordenamento da Orla Costeira entre Sines e Burgau (Resolução do Conselho de Ministros n.º 152/98, publicada em 30 de Dezembro) regulamenta de modo diferente a exploração de recursos vivos no *“espaço natural marítimo”, “delimitado pela linha de máxima baixa-mar e a batimétrica dos 30 m, com exclusão dos planos de água associados às praias balneares”,* e nas *“praias marítimas”, “constituídas pelas zonas que integram a antepraia, o areal e o plano de água associado”.* No caso dos recursos do espaço natural marítimo, este plano transfere a restrição ou a interdição da sua livre utilização para a entidade competente para o efeito mas, no caso das praias marítimas, interdita a *“apanha de plantas e mariscagem, com fins lucrativos, fora dos locais e períodos sazonais estipulados”,* e condiciona a pesca desportiva, a caça submarina

e a apanha de algas e mariscos em função das características físicas e do uso destas praias: nas praias marítimas com uso intensivo e seminaturais, a pesca desportiva e a caça submarina são interditas durante a época balnear, num período diário a definir por edital do PNSACV; nas praias consideradas naturais, estas actividades são condicionadas “*em função da existência de espécies a proteger ou conservar*” e a apanha de algas e mariscos é “*condicionada à gestão dos recursos marinhos e à existência de espécies protegidas*”. Cruzando esta interdição da apanha com fins lucrativos e o Regulamento da Apanha (Portaria n.º 1102-B/2000, de 22 de Novembro), esta actividade não pode ser exercida com fins comerciais em “*áreas concessionadas ou dominiais cujo uso privativo haja sido autorizado*”, bem como nos “*estabelecimentos de culturas marinhas e conexos*”.

Deste modo, a única regulamentação actualmente em vigor sobre o controlo e a gestão da exploração de recursos vivos da faixa marinha do PNSACV corresponde à aplicada em geral na Zona Económica Exclusiva Portuguesa, enfermando o seu controlo dos mesmos problemas de falta de meios de controlo e fiscalização reconhecidos por vários autores (Holden, 1994; OSPAR Commission, 2000a; CCE, 2001) nas ZEE de vários países da União Europeia, incluindo na de Portugal. Por outro lado, esta regulamentação é sobretudo dirigida à pesca dita comercial, à pesca desportiva e à caça submarina, sendo muito menos restritiva e condicionadora da também tradicional, contínua e intensa apanha de marisco, apesar do recente esforço legislativo para a sua regulamentação (secção 1). Para além da escassez de legislação nacional para o efectivo controlo destas actividades, e do insuficiente esforço de fiscalização, é também de referir a quase nula organização ou associação dos pescadores, como factor de agravamento desta situação (Odendaal e outros, 1994; Wells e White, 1995).

Conservação marinha no PNSACV

Devido à sua importância económica e ao seu carácter tradicional, qualquer tipo de restrições que interfira com as actividades de exploração humana dos recursos vivos da faixa marinha do PNSACV, quer seja efectuada para subsistência alimentar directa ou exploração comercial, poderá ser mal aceite pela comunidade local (Jesus, 2003). É disso exemplo a contestação popular ocorrida nesta região em 1995, aquando da apresentação e discussão pública do Regulamento do Plano de Ordenamento deste Parque (Castro e outros, 2000). Apesar destes protestos, é também opinião generalizada dos pescadores desta região que é insustentável a manutenção dos actuais níveis de exploração e do aumento do esforço de pesca aplicados nesta faixa marinha, tendo em conta a diminuição quantitativa e qualitativa que se tem vindo a registar nas capturas, concordando alguns pescadores com a protecção de áreas marinhas como solução possível para deter esta

evolução e, a maioria destes, com a aplicação de medidas regulamentares de gestão à exploração dos recursos vivos (Castro, 1996; Jesus, 2003).

Com efeito, a recuperação de populações exploradas em reservas marinhas e em áreas adjacentes é um dos vários benefícios que esta protecção pode originar, em conjunto com os relacionados com a conservação, a educação, a ciência, o turismo e a recreação (Roberts e Polunin, 1991; Dye e outros, 1994; Gubbay, 1995; Palumbi, 2001). No caso particular dos litorais rochosos, Thompson e outros (2002) consideram que estes habitats são menos vulneráveis que muitos outros habitats aquáticos, devido à dureza do seu substrato, à relativa ausência de estruturas biogénicas (como as que existem, por exemplo, em recifes de coral, sapais e campos de fanerogâmicas marinhas) e ao facto de serem sistemas abertos. Apesar dos litorais rochosos estarem sujeitos a severos impactes antropogénicos, como a exploração de recursos vivos, a recuperação das suas comunidades pode ser bastante rápida após a cessação de tais impactes, com base no recrutamento natural de larvas ou propágulos algais, que podem ser provenientes de locais menos perturbados, mesmo que sejam relativamente distantes (Hawkins e outros, 1999). Assim, desde que persistam algumas populações saudáveis, por exemplo em reservas marinhas, Crowe e outros (2000) consideram que a gestão de litorais rochosos com vista à recuperação de locais perturbados tem uma razoável possibilidade de ser eficaz.

Para além dos factores acima referidos, a criação de reservas marinhas ou áreas marinhas protegidas (AMP) no PNSACV torna-se mais complexa pelo facto de o conceito de AMP ser ainda recente (Kelleher e Kenchington, 1992) e pouco implementado em Portugal. Embora cerca de 6% do território Português seja protegido, e 20% ter sido proposto para integrar a rede Natura 2000, as AMP são relativamente poucas e geralmente pequenas (Kelleher e outros, 1995). Com efeito, em Portugal Continental as áreas marinhas sujeitas a protecção estão incluídas em áreas protegidas de costa oceânica (é o caso da Reserva Natural das Berlengas, do PNSACV, e do Parque Natural da Arrábida) ou estuarina (é o caso das Reservas do Sapal de Castro Marim, do Estuário do Tejo e do Estuário do Sado, e do Parque Natural da Ria Formosa). Em Portugal, existem AMP exclusivamente marinhas nos Açores (nove AMP, de acordo com Santos e outros, 1995) e na Madeira (Reserva Natural Parcial do Garajau), tendo sido recentemente criadas áreas marinhas protegidas na Reserva Natural das Berlengas e no Parque Natural da Arrábida.

No entanto, em todas estas áreas marinhas sujeitas a protecção imperam os mesmos problemas de escassez de regulamentos ou desrespeito pelos existentes, e de ineficácia de controlo e fiscalização por insuficiência de meios logísticos e humanos (no caso dos Açores, ver Santos e outros, 1995; a nível nacional, ver Kelleher e outros, 1995). Esta situação pode ser devida ao facto de o conceito de AMP ser relativamente recente,

como acima foi referido, mas sobretudo ao facto de que a exploração de recursos vivos marinhos é tradicional e bastante difundida em todas as regiões do país, nomeadamente nas litorais (Costa e Franca, 1982; 1985; Raffaelli e Hawkins, 1996; Franca e outros, 1998; Castro e outros, 2000; presente trabalho), onde está concentrada a maioria da população humana (INE, 1992).

Deste modo, só o aumento da consciência ambiental e da sensibilidade ecológica da população humana portuguesa poderá melhorar este panorama. Esta necessidade é maior se estas medidas de conservação condicionarem actividades com importância económica e/ou tradicionais, como é o caso das relacionadas com a exploração de recursos vivos da costa alentejana (secção 2.4) e da restante faixa marinha do PNSACV (Cruz, 2000; Baptista, 2001; Jesus, 2003). Com efeito, um dos princípios estratégicos para a implementação de AMP, e que se pode considerar virtual e universalmente aplicável, é de que o seu sucesso só é possível se as gentes locais forem directamente envolvidas nos respectivos processos de selecção, estabelecimento e gestão (Kelleher e Kenchington, 1992; Beaumont, 1997). A eficácia deste envolvimento poderá ser maior com uma boa organização ou associação dos utilizadores locais (Odendaal e outros, 1994; Wells e White, 1995; Castilla, 2000), infelizmente bastante deficiente na costa alentejana.

Esta partilha de responsabilidade também pode e deve ser aplicada à gestão de recursos pesqueiros, atendendo a diversos casos bem sucedidos de co-gestão deste tipo de recursos (por exemplo, Castilla, 2000, Castilla e Defeo, 2001, Molares e Freire, 2003; ver revisão de Odendaal e outros, 1994). A exploração galega de percebe é um bom exemplo desse sucesso: depois dos stocks locais terem sido severamente esgotados, foram tomadas fortes medidas de conservação a partir de 1970, cujo cumprimento não foi generalizado, e a elevada procura comercial deste crustáceo foi parcialmente satisfeita por importação; no início da década de 80 do século passado, começaram a ser aplicados planos anuais de recuperação e exploração, baseados em conhecimentos biológicos entretanto adquiridos, que tiveram êxito e começaram a ser aplicados mediante co-gestão a partir de 1992, estendendo-se actualmente a diversas zonas da costa galega; este sistema foi iniciado com a implementação de TURF (“territorial user rights for fishing”), mediante a partilha da responsabilidade da exploração entre associações profissionais de apanhadores de percebe e autoridades governamentais (Goldberg, 1984; Molares, 1994; CPAM, 2002; Molares e Freire, 2003).

Por último, é também um entrave à implementação destes programas de conservação a relativa escassez do conhecimento científico sobre a zona costeira do PNSACV, sobretudo no respeitante à biodiversidade e à exploração dos recursos vivos, tanto no caso da evolução das populações de presas e das comunidades biológicas

indirectamente afectadas, como dos respectivos efeitos ecológicos (por exemplo, Beja, 1988; secção 1). Relativamente à criação de AMP no PNSACV, foram realizados dois primeiros trabalhos inteiramente dedicados a este assunto (Castro, 1996; North, 1996), embora tenham já sido apresentadas algumas propostas gerais em trabalhos de outra natureza (por exemplo, Canário e outros, 1994; Castro e outros, 2000). Considerando a elevada intensidade da exploração humana de percebe no litoral sudoeste de Portugal continental, bem como a biologia deste crustáceo, Castro (1996; em co-autoria com T. Cruz), Cruz (2000) e Jesus (2003) apresentaram propostas com medidas que visam a conservação e a exploração sustentável desta espécie nesta região.

Apesar de todos os constrangimentos acima referidos, existem condições legais (ver acima) para a implementação de AMP no PNSACV, que podem constituir uma mais-valia para as gentes locais, tanto em termos ecológicos como económicos, desde que sejam envolvidas em acções integradas de gestão e desenvolvimento sustentável. Em estudos sobre a criação de AMP neste Parque Natural, Castro (1996) e North (1996) identificaram potenciais locais para o estabelecimento de uma rede inicial de reservas marinhas no PNSACV. Estas áreas foram seleccionadas em termos pragmáticos, tendo em vista a gestão integrada e sustentável dos recursos vivos, a conservação da biodiversidade e a manutenção da estrutura e funcionamento do ecossistema costeiro, bem como a promoção da educação ambiental na região e a aquisição de conhecimentos científicos que contribuam para a sua conservação. Com efeito, só através da monitorização científica de populações e comunidades de áreas protegidas, em contraste com áreas não sujeitas a protecção, se poderá determinar a eficácia da protecção (Underwood, 1993; Dye e outros, 1994). Segundo os mesmos autores, tais estudos também poderão contribuir de modo importante para demonstrar os efeitos ecológicos da exploração de recursos vivos.

Apesar de estas propostas terem sido apresentadas ao PNSACV, nenhuma foi aplicada e este parque continua sem efectivas AMP ou mesmo alguma estratégia global e eficiente de protecção dos seus recursos vivos marinhos, como está patente na legislação acima referida. Num estudo efectuado com base em inquéritos lançados a associações ambientalistas europeias, Andersson e outros (2003) referem a ausência de estratégia para a protecção do ambiente marinho em Portugal, cujas áreas marinhas protegidas (AMP) criadas em 1998 (Parque Natural da Arrábida e Reserva Natural das Berlengas) não possuem planos de gestão. No mesmo trabalho, Portugal foi agrupado com a Dinamarca, Espanha e França, cujos recentes esforços de protecção do ambiente marinho foram considerados reduzidos, em comparação com as restantes nações costeiras do Atlântico nordeste. Tal como referem Meir e outros (2004), os investimentos na conservação são restringidos por orçamentos e as oportunidades de implementar acções de conservação

tendem a ser imprevisíveis, tanto no espaço como no tempo. Segundo os mesmos autores, isto faz com que a implementação de reservas em rede seja um processo sequencial que pode levar décadas para atingir objectivos de conservação, sendo entretanto perdida alguma biodiversidade e alterada a geografia das paisagens naturais e dominadas pelo Homem.

Com base nas propostas de Castro (1996) e North (1996), bem como de outros trabalhos (por exemplo, Canário e outros, 1994; Castro e outros, 2000; Cruz, 2000; Jesus, 2003), e tendo em consideração o contexto sócio-económico e legal da região em causa, a estratégia de conservação do meio marinho a seguir neste Parque Natural deverá:

1- numa fase inicial, criar e implementar uma rede de AMP oceânicas de pequena dimensão, envolvendo as gentes e entidades locais na sua selecção e gestão, cujo controlo e gestão sejam exequíveis, e que sirvam de áreas-piloto para a sensibilização ambiental das gentes locais e de visitantes;

2- em simultâneo, envidar esforços e criar condições para que:

2a- se protejam os sistemas estuarinos e lagunares costeiros do PNSACV, sobretudo os mais importantes e representativos (estuários do Rio Mira e das Ribeiras de Seixe, de Aljezur e da Carrapateira), com vista à sua utilização múltipla sustentada, integrando esta protecção com a das Lagoas de Santo André, de Melides e da Sancha;

2b- na restante faixa marinha do PNSACV, haja um rigoroso respeito pelas normas legais vigentes, sobretudo as respeitantes à exploração de recursos vivos e qualidade ambiental;

2c- no caso de recursos vivos depauperados ou sobreexplorados, ou de agressões graves à qualidade do ambiente marinho, sejam tomadas medidas legais com vista à sua utilização sustentada;

3- com início anterior ao da implementação das medidas acima referidas, promover acções regulares e abrangentes de educação ambiental, divulgação científica e animação cultural, com vista à compreensão dos objectivos da protecção a implementar e, em geral, dos processos ecológicos envolvidos;

4- com início semelhante à anterior medida, desenvolver estudos científicos sociais, económicos e biológicos que permitam monitorizar e detectar os efeitos da protecção a implementar e, assim, contribuir para a gestão das áreas protegidas;

5- com base nos resultados desta fase inicial, que deverá durar alguns anos, reequacionar a rede de pequenas AMP e a sua gestão, e dimensioná-la à escala de toda a faixa marinha deste Parque Natural, com vista à gestão integrada de toda esta costa.

No entanto, como acima foi referido, a gestão e conservação destes recursos e habitats é muito complexa e exige seguramente a realização de mais estudos, não só sobre as actividades de exploração dos recursos vivos do PNSACV e o seu impacte ecológico, mas também sobre a componente social e económica destas actividades. Com base nos resultados destes estudos, seria útil que novas propostas de selecção de áreas a proteger fossem analisadas, possibilitando a aplicação de técnicas mais recentes (por exemplo, Roberts e outros, 2003a, 2003b, Palumbi e outros, 2004), incluindo a adaptação de métodos quantitativos de selecção de reservas que têm sido aplicados a ecossistemas não marinhos (por exemplo, Araújo e Williams, 2000, Cabeza e outros, 2004; ver revisão de Williams e Araújo, 2002). Por outro lado, também seria útil que fossem analisadas novas propostas de gestão destas actividades de exploração humana, aproveitando a experiência obtida noutras zonas costeiras que se deparam com os mesmos problemas, como a sul-americana, a sul-africana e a galega (Attwood e outros, 1997; Cockcroft e outros, 2002; Harris e outros, 2002a, 2002b; Castilla, 2000; Castilla e Defeo, 2001; Molares e Freire, 2003), de modo a que esta gestão seja um processo adaptativo e integrado, e permita a co-responsabilização dos utilizadores e gestores.

6- Literatura citada

- Adão, MH, 2003. *Dynamics of meiofauna communities in association with Zostera noltii seagrass beds in the Mira estuary (SW Portugal)*. Tese de doutoramento, Universidade de Évora, 328pp.
- Airoidi, L, 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecology*, 79: 2759-2770.
- Airoidi, L, 2000. Effects of disturbance, life histories, and overgrowth on coexistence of algal crusts and turfs. *Ecology*, 81: 798-814.
- Airoidi, L, 2003. Effects of patch shape in intertidal algal mosaics: roles of area, perimeter and distance from edge. *Marine Biology*, 143: 639-650.
- Alcala, AC, 1988. Effects of marine reserves on coral fish abundances and yields of Philippine coral reefs. *Ambio*, 17(3): 194-199.
- Alcala, AC e GR Russ, 1990. A direct test of the effects of protective management on abundance and yield of tropical marine resources. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 46: 40-47.
- Alvarez, RZ, 1968. Crustáceos decápodos ibéricos. *Investigación Pesquera*, 32: 1-510.
- Anderson, MJ e AJ Underwood, 1997. Effects of gastropod grazers on recruitment and succession of an estuarine assemblage: a multivariate and univariate approach. *Oecologia*, 109: 442-453.
- Andersson, A, A Champion, S Christiansen, J Lindstrom-Battle e S Schmidt, 2003. *Do governments protect the treasures of our seas? Measuring progress on marine protected areas*. WWF Germany, 89pp.
- Angélico, MMP, 1990. *Estudo da reprodução e crescimento de Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) na costa de Sesimbra, com vista à obtenção de dados preliminares para a gestão da sua pesca*. Relatório de estágio, Universidade de Lisboa, 288pp.
- Antunes, S e HO Pires, 1998. Contribuição para a caracterização da variabilidade climática interanual em Portugal continental. Pp. 145-153 in *Actas do 1º Simpósio de Meteorologia e Geofísica da APMG*.
- Araújo, MB e PH Williams, 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation*, 96: 331-345.
- Ardré, F, 1971. Contribution à l'étude des algues marines du Portugal. II - Écologie et chorologie. *Bulletin du Centre d'Études et de Recherches Scientifiques - Biarritz*, 8(3): 359-574.
- Arrontes, J, F Arenas, C Fernández, JM Rico, J Oliveros, B Martínez, RM Viejo e D Alvarez, 2004. Effect of grazing by limpets on mid-shore species assemblages in northern Spain. *Marine Ecology Progress Series*, 277: 117-133.
- Attwood, CG e BA Bennett, 1995. A procedure for setting daily bag limits on the recreational shore-fishery of the South-Western Cape, South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 15: 241-251.
- Attwood, CG, JM Harris e AJ Williams, 1997. International experience of marine protected areas and their relevance to South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 18: 311-332.
- Attwood, CG e M Farquhar, 1999. Collapse of linefish stocks between Cape Hangklip and Walker Bay, South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 21: 415-432.
- Babcock, RC, S Kelly, NT Shears, JW Walker e TJ Willis, 1999. Changes in community structure in temperate marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*, 189: 125-134.
- Baptista, CMM, 2001. *Os marisqueiros de Vila do Bispo. Ensaio etnográfico. 2ª edição (revista e aumentada)*. Junta de Freguesia de Vila do Bispo, 159pp.
- Barnes, M, 1996. Pedunculate cirripedes of the genus *Pollicipes*. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 34: 303-394.
- Bax, NJ e T Laevastu, 1990. Biomass potential of large marine ecosystems: a systems approach. Pp. 188-205 in K Sherman, LM Alexander e BD Gold (eds.) *Large marine ecosystems: patterns, processes and yields*. American Association for the Advancement of Science.
- Beaumont, J, 1997. Community participation in the establishment and management of marine protected areas: a review of selected international experience. *South African Journal of Marine Science*, 18: 333-340.
- Beja, P, 1988. *Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Recolha e sistematização de dados biológicos*. Liga para a Protecção da Natureza. Projecto de Acção Pedagógica na Costa Sudoeste (1.ª fase), 234pp.
- Beja, P, 1993. Estudo preliminar de restos ósseos de teleósteos de níveis da época romana da Ilha do Pessegueiro. Pp. 199-204 in C Tavares da Silva e J Soares (eds.) *Ilha do Pessegueiro. Porto romano da costa alentejana*. Instituto da Conservação da Natureza.

- Beja, P, 1996. *Proposal for enlargement of the biogenic reserve of Sagres*. Instituto de Conservação da Natureza, Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, 39pp.
- Bellan, GL e DR Bellan-Santini, 2001. A review of littoral tourism, sport and leisure activities: consequences on marine flora and fauna. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 325-333.
- Benedetti-Cecchi, L, 2000. Predicting direct and indirect interactions during succession in a mid-littoral rocky shore assemblage. *Ecological Monographs*, 70: 45-72.
- Benedetti-Cecchi, L, 2001. Variability in abundance of algae and invertebrates at different spatial scales on rocky sea shores. *Marine Ecology Progress Series*, 215: 79-92.
- Benedetti-Cecchi, L, 2003. The importance of the variance around the mean effect size of ecological processes. *Ecology*, 84: 2335-2346.
- Benedetti-Cecchi, L e F Cinelli, 1993. Early patterns of algal succession in a midlittoral community of the Mediterranean sea: a multifactorial experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 169: 15-31.
- Benedetti-Cecchi, L e F Cinelli, 1994. Recovery of patches in an assemblage of geniculate coralline algae: variability at different successional stages. *Marine Ecology Progress Series*, 110: 9-18.
- Benedetti-Cecchi, L, F Bulleri e F Cinelli, 2000. The interplay of physical and biological factors in maintaining mid-shore and low-shore assemblages on rocky coasts in the north-west Mediterranean. *Oecologia*, 123: 406-417.
- Benedetti-Cecchi, L, F Bulleri, S Acunto e F Cinelli, 2001. Scales of variation in the effects of limpets on rocky shores in the northwest Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 209: 131-141.
- Bennett, BA e CG Attwood, 1991. Evidence for recovery of a surf-zone fish assemblage following the establishment of a marine reserve on the southern coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 75: 173-181.
- Bennett, BA e CG Attwood, 1993. Shore-angling catches in the De Hoop Nature Reserve, South Africa, and further evidence for the protective value of marine reserves. *South African Journal of Marine Science*, 13: 213-222.
- Bennett, BA, CG Attwood e JD Mantel, 1994. Teleost catches by three shore-angling clubs in the South-Western Cape, with an assessment of the effect of restrictions applied in 1985. *South African Journal of Marine Science*, 14: 11-18.
- Bertness, MD, PO Yund e AF Brown, 1983. Snail grazing and the abundance of algal crusts on a sheltered New England rocky beach. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 71: 147-164.
- Blaber, SJM, DP Cyrus, J-J Albaret, C Ching, JW Day, M Elliott, MS Fonseca, DE Hoss, J Orensanz, IC Potter e W Silvert, 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystems. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 590-602.
- Boaventura, D, M Alexander, P Della Santina, ND Smith, P Ré, L Cancela da Fonseca e SJ Hawkins, 2002a. The effects of grazing on the distribution and composition of low-shore algal communities on the central coast of Portugal and on the southern coast of Britain. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 267: 185-206.
- Boaventura, D, L Cancela da Fonseca e SJ Hawkins, 2002b. Analysis of competitive interactions between the limpets *Patella depressa* Pennant and *Patella vulgata* L. on the northern coast of Portugal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271: 171-188.
- Boaventura, D, P Ré, L Cancela da Fonseca e SJ Hawkins, 2002c. Intertidal rocky shore communities of the continental portuguese coast: analysis of distribution patterns. *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 23: 69-90.
- Boaventura, D, L Cancela da Fonseca e SJ Hawkins, 2003. Size matters: competition within populations of the limpet *Patella depressa*. *Journal of Animal Ecology*, 72: 435-446.
- Bowman, RS, 1981. The morphology of *Patella* spp. juveniles in Britain, and some phylogenetic inferences. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 61: 647-666.
- Branch, GM, 1975a. Notes on the ecology of *Patella concolor* and *Cellana capensis*, and the effects of human consumption on limpet populations. *Zoologica Africana*, 10(1): 75-85.
- Branch, GM, 1975b. Intraspecific competition in *Patella cochlear* Born. *Journal of Animal Ecology*, 44: 263-282.
- Branch, GM, 1975c. Mechanisms reducing intraspecific competition in *Patella* spp.: migration, differentiation and territorial behaviour. *Journal of Animal Ecology*, 44: 575-600.
- Branch, GM, 1981. The biology of limpets: physical factors, energy flow, and ecological interactions. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 19: 235-380.

- Branch, GM e MI Cherry, 1985. Activity rhythms of the pulmonate limpet *Siphonaria capensis* Q. & G. as an adaptation to osmotic stress, predation and wave action. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 87: 153-168.
- Branch, GM, JM Harris, C Parkins, RH Bustamante e S Eekhout, 1992. Algal 'gardening' grazers: a comparison of the ecological effects of territorial fish and limpets. Pp. 405-423 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Branch, GM, CL Griffiths, ML Branch e LE Beckley, 1994. *Two oceans. A guide to the marine life of southern Africa*. David Philip Publishers, 360pp.
- Branch, GM e CA Moreno, 1994. Intertidal and subtidal grazers. Pp. 75-100 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Branch, GM, M Hauck, N Siqwana-Ndulo e AH Dye, 2002a. Defining fishers in the south african context: subsistence, artisanal and small-scale commercial sectors. *South African Journal of Marine Science*, 24: 475-487.
- Branch, GM, J May, B Roberts, E Russell e BM Clark, 2002b. Case studies on the socio-economic characteristics and lifestyles of subsistence and informal fishers in South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 24: 439-462.
- Branch, GM e F Odendaal, 2003. The effects of marine protected areas on the population dynamics of a South African limpet, *Cymbula oculus*, relative to the influence of wave action. *Biological Conservation*, 114: 255-269.
- Brejo, J, 1988. *A pesca no litoral alentejano*. Comissão de Coordenação da Região do Alentejo, 55pp.
- Breton, F, J Clapés, A Marquès e GK Priestley, 1996. The recreational use of beaches and consequences for the development of new trends in management: the case of the beaches of the Metropolitan Region of Barcelona (Catalonia, Spain). *Ocean & Coastal Management*, 32(3): 153-180.
- Brosnan, DM e LL Crumrine, 1994. Effects of human trampling on marine rocky shore communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177: 79-97.
- Brouwer, SL, BQ Mann, SJ Lamberth, WHH Sauer e C Erasmus, 1997. A survey of the South African shore-angling fishery. *South African Journal of Marine Science*, 18: 165-177.
- Bruno, JF e MD Bertness, 2001. Habitat modification and facilitation in benthic marine communities. Pp. 201-218 in MD Bertness, SD Gaines e ME Hay (eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.
- Bruno, JF, JJ Stachowicz e MD Bertness, 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends in Ecology and Evolution*, 18: 119-125.
- Bulleri, F, M Menconi, F Cinelli e L Benedetti-Cecchi, 2000. Grazing by two species of limpets on artificial reefs in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255: 1-19.
- Bustamante, RH, WM Getz e GM Branch, 1994. Analysis of a limpet fishery using a metaphysiological stand-growth model. *Natural Resource Modelling*, 8(2): 139-161.
- Buxton, CD, 1993. Life-history changes in exploited reef fishes on the east coast of South Africa. *Environmental Biology of Fishes*, 36: 47-63.
- Buxton, CD e MJ Smale, 1989. Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the Southern Cape coast. *Journal of Applied Ecology*, 26: 441-451.
- Cabeza, M, MB Araújo, RJ Wilson, CD Thomas, MJR Cowley e A Moilanen, 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology*, 41: 252-262.
- Calado, GJP, 1994. *Evolução sazonal dos povoamentos macrobentónicos dos níveis intertidais em substrato rochoso na Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Tese de licenciatura, Universidade de Lisboa, 42pp.
- Canário, AVM, K Erzini, M Castro, JMS Gonçalves, C Galhardo, J Ribeiro, L Bentes, J Cruz e P Souto, 1994. *Estudos base para a conservação dos ictiopovoamentos e gestão da pesca costeira no litoral sudoeste. Relatório final*. Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos, Universidade do Algarve, 219pp.
- Cape Metropolitan Council, 2001. *A socio-economic profile of the Cape metropolitan area*. Cape Metropolitan Council, 26pp.
- Caputi, N, 1976. Creel census of amateur line fishermen in the Blackwood River Estuary, Western Australia, during 1974-75. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 27: 583-593.
- Carter, RWG, 1989. *Coastal environments. An introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. Academic Press, 617pp.

- Carvalho, MASA, 1993. *Estudo das comunidades intertidais de macroalgas bentónicas da Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Tese de licenciatura, Universidade do Algarve, 71pp.
- Castilla, JC, 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 280-283.
- Castilla, JC, 2000. Roles of experimental marine ecology in coastal management and conservation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 3-21.
- Castilla, JC e LR Durán, 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: the effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos*, 45: 391-399.
- Castilla, JC e G Jerez, 1986. Artisanal fishery and development of a data base for managing the loco, *Concholepas concholepas*, resource in Chile. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 92: 133-139.
- Castilla, JC, GM Branch e A Barkai, 1994. Exploitation of two critical predators: the gastropod *Concholepas concholepas* and the rock lobster *Jasus lalandii*. Pp. 101-130 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Castilla, JC e O Defeo, 2001. Latin American benthic shellfisheries: emphasis on co-management and experimental practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 11: 1-30.
- Castro, JJ, 1993. *Impacte da exploração comercial e estrutura, dinâmica e produção da população de Marphysa sanguinea (Annelida: Polychaeta) no estuário do Sado*. Trabalho de síntese destinado a provas de aptidão pedagógica e capacidade científica, Universidade de Évora, 158pp.
- Castro, JJ, 1995. Recursos bentónicos do estuário do Sado: a era pós-ostreícola. Pp. 28-36 in Câmara Municipal de Sines (ed.) *IV Congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos. Sines, Maio/Junho de 1991*.
- Castro, JJ, 1996. *Seleção e gestão de áreas marinhas protegidas no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Laboratório de Ciências do Mar, Pólo de Sines, Universidade de Évora, 204pp.
- Castro, JJ, TC Cruz e SJ Hawkins, 2000. Exploração e conservação de recursos vivos da costa alentejana. Pp. 143-157 in GS Carvalho, FV Gomes e FT Pinto (eds.) *A zona costeira do Alentejo*. Associação Eurocoast-Portugal.
- Catterall, CP e IR Poiner, 1987. The potential impact of human gathering on shellfish populations, with reference to some NE australian intertidal flats. *Oikos*, 50: 114-122.
- Chapman, MG, 1994. Small- and broad-scale patterns of distribution of the upper-shore littorinid *Nodilittorina pyramidalis* in New South Wales. *Australian Journal of Ecology*, 19: 83-95.
- Chapman, MG e AJ Underwood, 1992. Foraging behaviour of marine benthic grazers. Pp. 289-317 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Christiaens, J, 1973. Révision du genre *Patella* (Mollusca, Gastropoda). *Bulletin du Muséum National D'Histoire Naturelle*, 182: 1305-1392.
- Clark, BM, M Hauck, JM Harris, K Salo e E Russell, 2002. Identification of subsistence fishers, fishing areas, resource use and activities along the south african coast. *South African Journal of Marine Science*, 24: 425-437.
- Clarke, KR e RM Warwick, 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 168pp.
- Cochrane, KL, 2000. Reconciling sustainability, economic efficiency and equity in fisheries: the one that got away? *Fish and Fisheries*, 1: 3-21.
- Cockroft, AC, WHH Sauer, GM Branch, BM Clark, AH Dye e E Russell, 2002. Assessment of resource availability and suitability for subsistence fishers in South Africa, with a review of resource management procedures. *South African Journal of Marine Science*, 24: 489-501.
- Coetzee, PS, D Baird e C Tregoning, 1989. Catch statistics and trends in the shore angling fishery of the east coast, South Africa, for the period 1959-1982. *South African Journal of Marine Science*, 8: 155-171.
- Coll, J, M Linde, A García-Rubies, F Riera e AM Grau, 2004. Spear fishing in the Balearic Islands (west central Mediterranean): species affected and catch evolution during the period 1975-2001. *Fisheries Research*, 70: 97-111.
- Comissão das Comunidades Europeias, 2001. *Livro verde sobre o futuro da política comum da pesca*. Comissão das Comunidades Europeias, COM(2001) 135, 44pp.
- Conand, C e NA Sloan, 1989. World fisheries for echinoderms. Pp. 647-663 in JF Caddy (ed.) *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. John Wiley & Sons.
- Connell, JH, 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.

- Connell, JH e MJ Keough, 1985. Disturbance and patch dynamics of subtidal marine animals on hard substrata. Pp. 125-151 in STA Pickett e PS White (eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Consellería de Pesca e Asuntos Marítimos, 2002. *Desarrollo e implantación de un sistema de información geográfica orientado a la ordenación integral de la pesquería de los recursos marinos específicos: percebe, erizo, longueirón y navaja*. Xunta de Galicia, Centro de Investigacións Mariñas (<http://sigremar.cesga.es/>; última actualización - 1 de Maio de 2002).
- Cook, A, OS Bamford, JDB Freeman e DJ Teideman, 1969. A study of the homing habit of the limpet. *Animal Behaviour*, 17: 330-339.
- Costa, FC e MLP Franca, 1982. *Pesca artesanal na costa algarvia. Subsídio para o conhecimento do seu estado actual*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 1), 107pp.
- Costa, FC e MLP Franca, 1984. *Pesca artesanal na zona centro da costa ocidental portuguesa. Documentação fotográfica*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 4), 96pp.
- Costa, FC e MLP Franca, 1985. *Pesca artesanal na zona norte da costa ocidental portuguesa. Subsídio para o conhecimento do seu estado actual*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 6), 151pp.
- Costa, MDS, 1994. Agitação marítima na costa portuguesa. *Anais do Instituto Hidrográfico*, 13: 35-40.
- Costanza, R, R d'Arge, R de Groot, S Farber, M Grasso, B Hannon, K Limburg, S Naeem, RV O'Neill, J Paruelo, RG Raskin, P Sutton e M van den Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Côrte-Real, HBSM, 1992. *Taxonomy and population genetics of exploited species of Patella in the Azores, Madeira and Canaries*. Tese de doutoramento, Universidade de Liverpool, 194pp.
- Creese, RG e AJ Underwood, 1982. Analysis of inter- and intra-specific competition amongst intertidal limpets with different methods of feeding. *Oecologia*, 53: 337-346.
- Crowe, TP, RC Thompson, S Bray e SJ Hawkins, 2000. Impacts of anthropogenic stress on rocky intertidal communities. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7: 273-297.
- Cruz, T, 1995. Percebe: recurso ameaçado. Pp. 21-28 in Câmara Municipal de Sines (ed.) *IV Congresso sobre o Alentejo. Semeando novos rumos. Sines, Maio/Junho de 1991*.
- Cruz, T, 2000. *Biologia e ecologia do percebe, Pollicipes pollicipes (Gmelin, 1790), no litoral sudoeste português*. Tese de doutoramento, Universidade de Évora, 306pp.
- Cruz, T e SJ Hawkins, 1998. Reproductive cycle of *Pollicipes pollicipes* at Cabo de Sines, south-west coast of Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78: 483-496.
- Cruz, T e J Araújo, 1999. Reproductive patterns of *Pollicipes pollicipes* (Cirripedia: Scalpellomorpha) on the southwestern coast of Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, 19: 260-267.
- Cubit, JD, 1984. Herbivory and the seasonal abundance of algae on a high intertidal rocky shore. *Ecology*, 65: 1904-1917.
- Cury, P e P Cayré, 2001. Hunting became a secondary activity 2000 years ago: marine fishing did the same in 2021. *Fish and Fisheries*, 2: 162-169.
- Dalzell, P, TJH Adams e NVC Polunin, 1996. Coastal fisheries in the Pacific islands. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 34: 395-531.
- Dance, C, 1987. Patterns of activity of the sea urchin *Paracentrotus lividus* in the Bay of Port-Cros (Var, France, Mediterranean). *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 8: 131-142.
- de Boer, WF e FA Longamane, 1996. The exploitation of intertidal food resources in Inhaca Bay, Mozambique, by shorebirds and humans. *Biological Conservation*, 78: 295-303.
- de Villiers, G, 1976. Observations of the potential exploitation of limpets along the Western Cape Coast. *Fish.Bull.S.Afr.*, 8: 13-16.
- Defeo, O e JC Castilla, 1998. Harvesting and economic patterns in the artisanal *Octopus mimus* (Cephalopoda) fishery in a northern Chile cove. *Fisheries Research*, 38: 121-130.
- Delany, J, AA Myers e D McGrath, 1998. Recruitment, immigration and population structure of two coexisting limpet species in mid-shore tidepools, on the West Coast of Ireland. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221: 221-230.
- Della Santina, P, C Sonni, G Sartoni e G Chelazzi, 1993. Food availability and diet composition of three coexisting Mediterranean limpets (*Patella* spp.). *Marine Biology*, 116: 87-95.
- Dethier, MN, 1994. The ecology of intertidal algal crusts: variation within a functional group. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 177: 37-71.

- Deudero, S, JK Pinnegar, NVC Polunin, G Morey e B Morales-Nin, 2004. Spatial variation and ontogenic shifts in the isotopic composition of Mediterranean littoral fishes. *Marine Biology*, 10.1007/s00227-004-1374-y:
- Dexter, DM, 1988. The sandy beach fauna of Portugal. *Arquivos do Museu Bocage (Nova Série)*, I(8): 101-110.
- Direcção-Geral do Turismo, 2001. *Férias dos portugueses em 2000*. Direcção-Geral do Turismo.
- Direcção-Geral do Turismo, 2002. *Férias dos portugueses em 2001*. Direcção-Geral do Turismo.
- Dufour, V, J-Y Jovenel e R Galzin, 1995. Study of a Mediterranean reef fish assemblage. Comparisons of population distributions between depths in protected and unprotected areas over one decade. *Aquatic Living Resources*, 8: 17-25.
- Dugan, JE e GE Davis, 1993. Applications of marine refugia to coastal fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50: 2029-2042.
- Durán, LR, JC Castilla e D Oliva, 1987. Intensity of human predation on rocky shores at Las Cruces in central Chile. *Environmental Conservation*, 14(2): 143-149.
- Durán, LR e JC Castilla, 1989. Variation and persistence of the middle rocky intertidal community of central Chile, with and without human harvesting. *Marine Biology*, 103: 555-562.
- Dye, AH, 1992. Experimental studies of succession and stability in rocky intertidal communities subject to artisanal shellfish gathering. *Netherlands Journal of Sea Research*, 30: 209-217.
- Dye, AH, 1993. Recolonization of intertidal macroalgae in relation to gap size and molluscan herbivory on a rocky shore on the east coast of southern Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 95: 263-271.
- Dye, AH, 1995. The effects of excluding limpets from the lower balanoid zone of rocky shores in Transkei, South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 15: 9-15.
- Dye, AH, GM Branch, JC Castilla e BA Bennett, 1994. Biological options for the management of the exploitation of intertidal and subtidal resources. Pp. 131-154 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Ebling, FJ, JF Sloane, JA Kitching e HM Davies, 1962. The ecology of Lough Ine. XII. The distribution and characteristics of *Patella* species. *Journal of Animal Ecology*, 31: 457-470.
- Edgar, GJ e NS Barrett, 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 213: 261-279.
- Edgar, GJ e NS Barrett, 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 242: 107-144.
- Eekhout, S, CM Raubenheimer, GM Branch, AL Bosman e MO Bergh, 1992. A holistic approach to the exploitation of intertidal stocks: limpets as a case study. *South African Journal of Marine Science*, 12: 1017-1029.
- Fairweather, PG, 1991. A conceptual framework for ecological studies of coastal resources: an example of a tunicate collected for bait on Australian shores. *Ocean & Shoreline Management*, 15: 125-142.
- Fanelli, G, S Piraino, G Belmonte, S Geraci e F Boero, 1994. Human predation along Apulian rocky coasts (SE Italy): desertification caused by *Lithofaga lithofaga* (Mollusca) fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 110: 1-8.
- Farrell, TM, 1989. Succession in a rocky intertidal community: the importance of disturbance size and position within a disturbed patch. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 128: 57-73.
- Farrell, TM, 1991. Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 61: 95-113.
- Fedler, AJ e RB Ditton, 1986. A framework for understanding the consumptive orientation of recreational fishermen. *Environmental Management*, 10(2): 221-227.
- Fernandes, JN, 2001. *Padrões e processos de distribuição e abundância de comunidades bentónicas intertidais no interior e exterior do Porto de Sines*. Tese de licenciatura, Universidade de Lisboa, 47pp.
- Ferraz, RR, 1998. *Avaliação do recurso de lapas - Patella ulyssiponensis aspera (Christiaens, 1973) e Patella candei candei (Röding, 1798) - no arquipélago dos Açores*. Relatório de estágio do curso de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Universidade do Algarve, 65pp.
- Ferraz, RR, GM Menezes e RS Santos, 2001. Limpet (*Patella* spp.) (Mollusca: Gastropoda) exploitation in the Azores, during the period 1993-1998. *Arquipélago, Life and Marine Sciences*. Supplement 2 (Part B): 59-65.
- Figueiredo, MAO, JM Kain (Jones) e TA Norton, 1996. Biotic interactions in the colonization of crustose coralline algae by epiphytes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 199: 303-318.

- Fischer-Piette, E, 1941. Croissance, taille maxima et longévité possible de quelques animaux intercotidaux en fonction du milieu. *Annales de L'Institut Océanographique*, 21: 1-28.
- Fischer-Piette, E, 1957. Sur les déplacements de frontières biogéographiques, observés au long des côtes ibériques dans le domaine intercotidal. *Pub.Inst.Biol.Apl.*, 26: 35-40.
- Fischer-Piette, E e M Prenant, 1957. Quelques données écologiques sur les cirripedes intercotidaux du Portugal, de l'Espagne du sud et nord du Maroc. *Bulletin du Centre d'Études et de Recherches Scientifiques - Biarritz*, 1: 361-368.
- Fischer-Piette, E e J-M Gaillard, 1959. Les patelles, au long des côtes atlantiques ibériques et nord-marocaines. *Journal de Conchyliologie*, 99: 135-200.
- Fiúza, AFG, ME Macedo e MR Guerreiro, 1982. Climatological space and time variation of the Portuguese coastal upwelling. *Oceanologica Acta*, 5: 31-40.
- Foster, MS, 1992. How important is grazing to seaweed evolution and assemblage structure in the north-east Pacific? Pp. 61-85 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Franca, MLP e FC Costa, 1982. *Pesca artesanal na costa algarvia. Documentação fotográfica*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 2), 124pp.
- Franca, MLP e FC Costa, 1984. *Pesca artesanal na zona centro da costa ocidental portuguesa. Subsídio para o conhecimento do seu estado actual*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 3), 100pp.
- Franca, MLP, FC Costa e C Calado, 1985. *Pesca artesanal na zona norte da costa ocidental portuguesa. Documentação fotográfica*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 7), 96pp.
- Franca, MLP, R Martins e M Carneiro, 1998. *A pesca artesanal local na costa continental portuguesa*. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, 234pp.
- Francour, P, 1994. Pluriannual analysis of the reserve effect on ichthyofauna in the Scandola natural reserve (Corsica, Northwestern Mediterranean). *Oceanologica Acta*, 17(3): 309-317.
- Freitas, MC, A Cruces e C Andrade, 2000. As lagunas de Melides e Santo André: evolução e comportamento morfodinâmico. Pp. 27-44 in GS Carvalho, FV Gomes e FT Pinto (eds.) *A zona costeira do Alentejo*. Associação Eurocoast-Portugal.
- Fretter, V e A Graham, 1976. The prosobranch molluscs of Britain and Denmark. Part 1 - Pleurotomariacea, Fissurellacea and Patellacea. *The Journal of Molluscan Studies*, Supplement 1: 1-37.
- Garcia, S, 1996. The precautionary approach to fisheries and its implications for fishery research, technology and management: an updated review. Pp. 1-69 *Precautionary approach to fisheries. Part 2: scientific papers*. FAO Fisheries Technical Paper, 350(2). Rome, FAO. 210pp.
- Garcia, S, P Sparre e J Csirke, 1989. Estimating surplus production and maximum sustainable yield from biomass data when catch and effort time series are not available. *Fisheries Research*, 8: 13-23.
- Godoy, C e CA Moreno, 1989. Indirect effects of human exclusion from the rocky intertidal in southern Chile: a case of cross-linkage between herbivores. *Oikos*, 54: 101-106.
- Goldberg, H, 1984. Possibilidades de cultivo de percebe, *Pollicipes cornucopia* Leach, en sistemas flotantes. *Informes Técnicos del Instituto Español de Oceanografía*, 11: 1-13.
- Gonçalves, JMS, L Bentes, R Coelho, C Correia, PG Lino, CC Monteiro, J Ribeiro e K Erzini, 2003. Age and growth, maturity, mortality and yield-per-recruit for two banded bream (*Diplodus vulgaris* Geoffr.) from the south coast of Portugal. *Fisheries Research*, 62: 349-359.
- Grigg, RW, 1989. Precious coral fisheries of the Pacific and Mediterranean. Pp. 637-645 in JF Caddy (ed.) *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. John Wiley & Sons.
- Guastella, LA-M, 1994. A quantitative assessment of recreational angling in Durban harbour, South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 14: 187-203.
- Gubbay, S (ed.), 1995. *Marine protected areas. Principles and techniques for management*. Chapman & Hall, 232pp.
- Guerra, A, 1978. Sobre la alimentación y el comportamiento alimentario de *Octopus vulgaris*. *Investigación Pesquera*, 42: 351-364.
- Guerra, A, 1992. *Fauna ibérica. Vol. 1. Mollusca. Cephalopoda*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, 327pp.
- Guerra, MT e MJ Gaudêncio, 1986. Aspects of the ecology of *Patella* spp. on the Portuguese coast. *Hydrobiologia*, 142: 57-69.

- Guerreiro, JA, 1991. *Ecologia, dinâmica e produção de Scrobicularia plana (da Costa, 1778) (Mollusca, Bivalvia) nos estuários dos rios Mira e Tejo (Portugal)*. Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa, 294pp.
- Guidetti, P, G Fanelli, S Fraschetti, A Terlizzi e F Boero, 2002. Coastal fish indicate human-induced changes in the Mediterranean littoral. *Marine Environmental Research*, 53: 77-94.
- Guiomar, CAR, 1997. *Aspectos da biologia e exploração do ouriço-do-mar Paracentrotus lividus (Lamarck, 1816) (Echinodermata: Echinoidea) na costa alentejana*. Relatório de estágio profissionalizante, Universidade de Lisboa, 64pp.
- Hancock, DA, 1979. Population dynamics and management of shell-fish stocks. *Rapp.P.-V.Reun.Cons.Int.Explor.Mer*, 175: 8-19.
- Hardin, G, 1968. The tragedy of the commons. *Science*, 162: 1243-1248.
- Harmelin, J-G, 1987. Structure et variabilité de l'ichtyofaune d'une zone rocheuse protégée en Méditerranée (Parc National de Port-Cros, France). *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 8(3): 263-284.
- Harmelin, J-G, F Bachet e F Garcia, 1995. Mediterranean marine reserves: fish indices as tests of protection efficiency. *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 16(3): 233-250.
- Harris, JM, M Sowman, GM Branch, BM Clark, AC Cockroft, C Coetzee, AH Dye, M Hauck, A Johnston, L Kati-Kati, Z Maseko, K Salo, WHH Sauer, N Siqwana-Ndulo e J Beaumont, 2002a. The process of developing a management system for subsistence fisheries in South Africa: recognizing and formalizing a marginalized fishing sector in South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 24: 405-424.
- Harris, JM, GM Branch, BM Clark, AC Cockroft, C Coetzee, AH Dye, M Hauck, A Johnston, L Kati-Kati, Z Maseko, K Salo, WHH Sauer, N Siqwana-Ndulo e M Sowman, 2002b. Recommendations for the management of subsistence fisheries in South Africa. *South African Journal of Marine Science*, 24: 503-523.
- Hawkins, SJ, 1981. The influence of season and barnacles on the algal colonization of *Patella vulgata* exclusion areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 61: 1-15.
- Hawkins, SJ e RG Hartnoll, 1983. Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 21: 195-282.
- Hawkins, SJ e RG Hartnoll, 1985. Factors determining the the upper limits of intertidal canopy-forming algae. *Marine Ecology Progress Series*, 20: 265-271.
- Hawkins, SJ, RG Hartnoll, JM Kain (Jones) e TA Norton, 1992. Plant-animal interactions on hard substrata in the north-east Atlantic. Pp. 1-32 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Hawkins, SJ e HD Jones, 1992. *Rocky shores*. (Marine Conservation Society, Marine Field Course Guide 1) Immel Publishing, 144pp.
- Hawkins, SJ, JR Allen e S Bray, 1999. Restoration of temperate marine and coastal ecosystems: nudging nature. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 23-46.
- Hawkins, SJ, HBSM Côte-Real, FG Pannacciulli, LC Weber e JDD Bishop, 2000. Thoughts on the ecology and evolution of the intertidal biota of the Azores and other Atlantic islands. *Hydrobiologia*, 440: 3-17.
- Hay, ME e W Fenical, 1988. Marine plant-herbivore interactions: the ecology of chemical defense. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 111-145.
- Hay, ME e W Fenical, 1992. Chemical mediation of seaweed-herbivore interactions. Pp. 319-337 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Hewitt, JE, VJ Thrush, SJ Cummings e SJ Turner, 1998. The effects of changing sampling scale on our ability to detect effects of large-scale processes on communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 227: 251-264.
- Hilborn, R, CJ Walters e D Ludwig, 1995. Sustainable exploitation of renewable resources. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 45-67.
- Hill, AS e SJ Hawkins, 1991. Seasonal and spatial variation of epilithic microalgal distribution and abundance and its ingestion by *Patella vulgata* on a moderately exposed rocky shore. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 71: 403-423.
- Hockey, PAR, 1994. Man as a component of the littoral predator spectrum: a conceptual overview. Pp. 17-31 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Hockey, PAR e AL Bosman, 1986. Man as an intertidal predator in Transkei: disturbance, community convergence and management of a natural food resource. *Oikos*, 46: 3-14.

- Hockey, PAR, AL Bosman e WR Siegfried, 1988. Patterns and correlates of shellfish exploitation by coastal people in Transkei: an enigma of protein production. *Journal of Applied Ecology*, 25: 353-363.
- Hodgson, AN, 1999. The biology of siphonariid limpets (Gastropoda: Pulmonata). *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 37: 245-314.
- Holden, M, 1994. *The common fisheries policy. Origin, evaluation and future*. Fishing News Books, 274pp.
- Holmes, SP, 2002. The effect of pedal mucus on barnacle cyprid settlement: a source for indirect interactions in the rocky intertidal? *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 82: 117-129.
- ICECON, 1997. *Aspects of the industry, trade, and marketing of Pacific Island Trochus*. Pacific Islands Discussion Paper Series (No. 2), The World Bank, 20pp.
- Instituto Hidrográfico, 1986. *Oceano Atlântico norte. Plataforma continental. Carta dos sedimentos superficiais do Cabo de Sines ao Cabo de S. Vicente. Escala 1:150000*. Instituto Hidrográfico.
- Instituto Nacional de Estatística, 1992. *Portugal social*. Instituto Nacional de Estatística, 118pp.
- Instituto Nacional de Estatística, 1993. *Censos 91: resultados definitivos. 4º vol.: Região do Alentejo*. Instituto Nacional de Estatística, 189pp.
- Instituto Nacional de Estatística, 1998. *Alentejo Social*. Série Cadernos Regionais, Instituto Nacional de Estatística, 113pp.
- Instituto Nacional de Estatística, 2002. *Estudo sobre o poder de compra concelhio. 2002*. Instituto Nacional de Estatística, 51pp.
- Instituto Nacional de Estatística, 2003. *Anuário estatístico da região Alentejo. 2002*. Instituto Nacional de Estatística, 237pp.
- Instituto Nacional de Estatística e Direcção-Geral das Pescas e Aquicultura, 1998. *Pescas em Portugal (portuguese fisheries): 1986-1996*. Instituto Nacional de Estatística, 279pp.
- Jenkins, SR, SJ Hawkins e TA Norton, 1999. Interaction between a furoid canopy and limpet grazing in structuring a low shore intertidal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233: 41-63.
- Jenkins, SR, F Arenas, J Arrontes, J Bussell, JJ Castro, RA Coleman, SJ Hawkins, S Kay, B Martínez, J Oliveros, MF Roberts, SAGT Sousa, RC Thompson e RG Hartnoll, 2001. European-scale analysis of seasonal variability in limpet grazing activity and microalgal abundance. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 193-203.
- Jernakoff, P, 1983. Factors affecting the recruitment of algae in a midshore region dominated by barnacles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 67: 17-31.
- Jernakoff, P, 1985a. Temporal and small-scale spatial variability of algal abundance on an intertidal rocky shore. *Botanica Marina*, 28(4): 145-154.
- Jernakoff, P, 1985b. Interactions between the limpet *Patelloida latistrigata* and algae on an intertidal rock platform. *Marine Ecology Progress Series*, 23: 71-78.
- Jesus, D, 2003. *Gestão do percebe (Pollicipes pollicipes (Gmelin, 1790)) no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. Tese de mestrado, Universidade do Algarve, 121pp.
- Johnson, CR e KH Mann, 1986. The crustose coralline alga, *Phymatolithon Foslíe*, inhibits the overgrowth of seaweeds without relying on herbivores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 96: 127-146.
- Joubert, CSW, 1981. A survey of shore anglers' catches at selected sites on the Natal Coast, South Africa. *Investigational Report, Oceanographic Research Institute*, 52: 1-13.
- Jouvenel, J-Y e DA Pollard, 2001. Some effects of marine reserve protection on the population structure of two spearfishing target-fish species, *Dicentrarchus labrax* (Moronidae) and *Sparus aurata* (Sparidae), in shallow inshore waters, along a rocky coast in the northwestern Mediterranean Sea. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 1-9.
- Keats, DW, P Wilton e G Maneveldt, 1994. Ecological significance of deep-layer sloughing in the eulittoral zone coralline alga, *Spongites yendoi* (Foslíe) Chamberlain (Corallinaceae, Rhodophyta) in South Africa. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 175: 145-154.
- Kelleher, G e R Kenchington, 1992. *Guidelines for establishing marine protected areas. A marine conservation and development report*. IUCN, 79pp.
- Kelleher, G, C Bleakley e S Wells, 1995. *A global representative system of marine protected areas. Volume 1*. Great Barrier Reef Marine Park Authority, The World Bank e The World Conservation Union, 219pp.

- Keough, MJ e GP Quinn, 1991. Causality and the choice of measurements for detecting human impacts in marine environments. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 42: 539-554.
- Keough, MJ, GP Quinn e A King, 1993. Correlations between human collecting and intertidal mollusc populations on rocky shores. *Conservation Biology*, 7(2): 378-390.
- Kingsford, J, AJ Underwood e SJ Kennelly, 1991. Humans as predators on rocky reefs in New South Wales, Australia. *Marine Ecology Progress Series*, 72: 1-14.
- Koslow, JA, F Hanley e 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.
- Kyle, R, B Pearson, PJ Fielding, WD Robertson e SL Birnie, 1997. Subsistence shellfish harvesting in the Maputaland Marine Reserve in northern Kwazulu-Natal, South Africa: rocky shore organisms. *Biological Conservation*, 82: 183-192.
- La Mesa, G e M Vacchi, 1999. An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island Marine Reserve (Mediterranean Sea). *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 20(2): 147-165.
- Larkin, PA, 1977. An epitaph for the concept of maximum sustainable yield. *Transactions of the American Fish Society*, 106: 1-11.
- Lasiak, T, 1993a. The shellfish-gathering practices of indigenous coastal people in Transkei: patterns, preferences and perceptions. *South African Journal of Ethnology*, 16: 115-120.
- Lasiak, T, 1993b. Temporal and spatial variations in exploited and non-exploited populations of the intertidal limpet *Cellana capensis*. *Journal of Molluscan Studies*, 59: 295-307.
- Lasiak, T, 1997. Temporal and spatial variations in the pattern of shoreline utilization in a region subject to subsistence exploitation. *International Journal of Environmental Studies*, 52: 21-46.
- Lasiak, T, 1998. Multivariate comparisons of rocky infratidal macrofaunal assemblages from replicate exploited and non-exploited localities on the Transkei coast of South Africa. *Marine Ecology Progress Series*, 167: 15-23.
- Lasiak, T, 1999. The putative impact of exploitation on rocky infratidal macrofaunal assemblages: a multiple-area comparison. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79: 23-34.
- Lasiak, TA e JG Field, 1995. Community-level attributes of exploited and non-exploited rocky infratidal macrofaunal assemblages in Transkei. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 185: 33-53.
- Longhurst, A, 1998. *Ecological geography of the sea*. Academic Press, 398pp.
- MacLeod, M, CP Silva e JAG Cooper, 2002. A comparative study of the perception and value of beaches in rural Ireland and Portugal: implications for coastal zone management. *Journal of Coastal Research*, 18(1): 14-24.
- Mann, BQ, GM Scott, JB Mann-Lang, SL Brouwer, SJ Lamberth, WHH Sauer e C Erasmus, 2002. An evaluation of participation in and management of the south african spearfishery. *South African Journal of Marine Science*, 18: 179-193.
- Marsh, CP, 1986. Impact of avian predators on high intertidal limpet populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 104: 185-201.
- Marta, P, J Bochechas e MJ Collares-Pereira, 2001. Importance of recreational fisheries in the Guadiana River basin in Portugal. *Fisheries Management and Ecology*, 8: 345-354.
- Martins, HR, RS Santos e SJ Hawkins, 1987. Exploitation of limpets (*Patella* spp.) in the Azores with a preliminary analysis of the stocks. *International Council for the Exploration of the Sea, CM/K*, 53: 1-18.
- Martins, MRH, 1996. *Pesca artesanal local na costa continental portuguesa*. Dissertação para provas de acesso à categoria de Investigador Auxiliar, Instituto de Investigação das Pescas e do Mar, 110pp.
- May, RM, JR Beddington, CW Clark, SJ Holt e RM Laws, 1979. Management of multispecies fisheries. *Science*, 205: 267-277.
- McClanahan, TR, 1989. Kenyan coral-reef associated gastropod fauna: a comparison between protected and unprotected reefs. *Marine Ecology Progress Series*, 53: 11-20.
- McClanahan, TR e NA Muthiga, 1988. Changes in Kenyan coral reef community structure and function due to exploitation. *Hydrobiologia*, 166: 269-276.
- McGrath, MD, CCM Horner, SL Brouwer, SJ Lamberth, BQ Mann, WHH Sauer e C Erasmus, 1997. An economic valuation of the South African linefishery. *South African Journal of Marine Science*, 18: 203-211.

- McLachlan, A, JE Dugan, O Defeo, AD Ansell, DM Hubbard, E Jaramillo e PE Penchaszadeh, 1996. Beach clam fisheries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 34: 163-232.
- Meir, E, S Andelman e HP Possingham, 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? *Ecology Letters*, 7: 615-622.
- Melo, RA, 1998. *Gelidium* commercial exploitation: natural resources and cultivation. *Journal of Applied Phycology*, 10: 303-314.
- Menconi, M, L Benedetti-Cecchi e F Cinelli, 1999. Spatial and temporal variability in the distribution of algae and invertebrates on rocky shores in the northwest Mediterranean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 233: 1-33.
- Mendonça, A, O Cardoso e I Guerra, 1992. *Portugal. Continente. Regional, socio-economic study in the fisheries sector*. Comission of the European Communities, 61pp.
- Menezes, GM, 1991. *Aspectos da biologia e ecologia de Patella ulyssiponensis aspera e P. candei candei (Mollusca, Gastropoda, Patellidae), dos Açores. Potencial da sua exploração*. Tese de licenciatura, Universidade de Lisboa, 145pp.
- Menge, BA, 1995. Indirect effects in marine rocky intertidal interaction webs: patterns and importance. *Ecological Monographs*, 65: 21-74.
- Menge, BA e GM Branch, 2001. Rocky intertidal communities. Pp. 221-251 in MD Bertness, SD Gaines e ME Hay (eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.
- Milazzo, M, F Badalamenti, S Riggio e R Chemello, 2004. Patterns of algal recovery and small-scale effects of canopy removal as a result of human trampling on a Mediterranean rocky shallow community. *Biological Conservation*, 117: 191-202.
- Molares, J, 1994. *Estudio del ciclo biológico del percebe (Pollicipes cornucopia Leach) de las costas de Galicia*. Xunta de Galicia, 133pp.
- Molares, J e J Freire, 2003. Development and perspectives for community-based management of goose barnacle (*Pollicipes pollicipes*) fisheries in Galicia (NW Spain). *Fisheries Research*, 65: 485-492.
- Moreno, CA, 2001. Community patterns generated by human harvesting on Chilean shores: a review. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 19-30.
- Navas, F, G Malvarez, DWT Jackson e CP Silva, 2001. *Pixels e paisagem: a utilização de câmaras digitais aéreas no estudo do litoral de Sines*. *GeoINova*, 4: 71-94.
- Newton, LC, EVH Parkes e RC Thompson, 1993. The effects of shell collecting on the abundance of gastropods on Tanzanian shores. *Biological Conservation*, 63: 241-245.
- Nobre, A, 1938. *Echinodermes de Portugal*. Instituto de Zoologia da Universidade do Porto, 215pp.
- North, SC, 1996. *Development of marine protection on the south west portuguese coastline within the Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV)*. MSc Dissertation, University College London, 153pp.
- O'Riordan, RM, F Arenas, J Arrontes, JJ Castro, T Cruz, J Delany, B Martínez, C Fernandes, SJ Hawkins, D McGrath, AA Myers, J Oliveros, FG Pannacciulli, A-M Power, G Relini, JM Rico e T Silva, 2004. Spatial and temporal variation in the recruitment of the intertidal barnacles *Chthamalus montagui* Southward and *Chthamalus stellatus* (Poli) (Crustacea: Cirripedia) over an European scale. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 304: 243-264.
- Ocaña, TMJ e RH Emson, 1999. Maturation, spawning and development in *Siphonaria pectinata* Linnaeus (Gastropoda: Pulmonata) at Gibraltar. *Journal of Molluscan Studies*, 65: 185-193.
- Odendaal, FJ, MO Bergh e GM Branch, 1994. Socio-economic options for the management of the exploitation of intertidal and subtidal resources. Pp. 155-167 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Oliva, D e JC Castilla, 1986. The effect of human exclusion on the population structure of key-hole limpets *Fissurella crassa* and *F. limbata* on the coast of central Chile. *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 7(3): 201-217.
- Orton, JH, AJ Southward e JM Dodd, 1956. Studies on the biology of limpets. II. The breeding of *Patella vulgata* L. in Britain. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 35: 149-176.
- Orton, JH e AJ Southward, 1961. Studies on the biology of limpets. IV. The breeding of *Patella depressa* Pennant on the north Cornish coast. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 41: 653-662.
- OSPAR Commission, 2000a. *Quality status report 2000*. OSPAR Commission, 108pp.
- OSPAR Commission, 2000b. *Quality status report 2000: region IV - Bay of Biscay and iberian coast*. OSPAR Commission, 134pp.

- Padilla, DK, 1984. The importance of form: differences in competitive ability, resistance to consumers and environmental stress in an assemblage of coralline algae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79: 105-127.
- Paine, RT, 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 100: 65-75.
- Paine, RT, 1980. Food webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *Journal of Animal Ecology*, 49: 667-685.
- Palacín, C, X Turon, M Ballesteros, G Giribet e S López, 1998. Stock evaluation of three littoral echinoid species on the catalan coast (north-western mediterranean). *Publicazioni della Stazione Zoologica di Napoli: Marine Ecology*, 19(3): 163-177.
- Palma, L, L Cancela da Fonseca e P Beja, 1986. A população residual de *Pandion haliaetus* em Portugal (1979-1986). Produtividade, fenologia, regime trófico e conservação. V Conferência Internacional sobre Rapinas Mediterrânicas.
- Palma, L, N Onofre e E Pombal, 1999. Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta*, 23(2): 3-18.
- Palmeirim, J, F Moreira e P Beja, 1994. Estabelecimento de prioridades de conservação de vertebrados terrestres a nível regional: o caso da costa sudoeste portuguesa. Pp. 167-199 in *Professor Germano da Fonseca Sacarrão*. Museu Bocage.
- Palumbi, SR, 2001. The ecology of marine protected areas. Pp. 509-530 in MD Bertness, SD Gaines e ME Hay (eds.) *Marine community ecology*. Sinauer Associates, Inc.
- Palumbi, SR, SD Gaines, H Leslie e RR Warner, 2004. New wave: high-tech tools to help marine reserve research. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 73-79.
- Paula, J, 1989. Rhythms of larval release of decapod crustaceans in the Mira Estuary, Portugal. *Marine Biology*, 100: 309-312.
- Paula, JPM, 1993. *Ecologia da fase larvar e recrutamento de crustáceos decápodes no estuário do rio Mira*. Tese de doutoramento, Universidade de Lisboa, 282pp.
- Penney, AJ, JB Mann-Lang, RP Van Der Elst e CG Wilke, 1999. Long-term trends in catch and effort in the Kwazulu-Natal nearshore linefisheries. *South African Journal of Marine Science*, 21: 51-76.
- Pereira, AR, 2000. A geomorfologia e o ordenamento da costa alentejana. Pp. 9-26 in GS Carvalho, FV Gomes e FT Pinto (eds.) *A zona costeira do Alentejo*. Associação Eurocoast-Portugal.
- Pinnegar, JK e NVC Polunin, 2000. Contributions of stable-isotope data to elucidating food webs of Mediterranean rocky littoral fishes. *Oecologia*, 122: 399-409.
- Pinnegar, JK, NVC Polunin, P Francour, F Badalamenti, R Chemello, M-L Harmelin-Vivien, B Hereu, M Milazzo, M Zabala, G D'Anna e C Pipitone, 2000. Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. *Environmental Conservation*, 27: 179-200.
- Pitcher, TJ, 2000. Ecosystem goals can reinvigorate fisheries management, help dispute resolution and encourage public support. *Fish and Fisheries*, 1: 99-103.
- Pitcher, TJ e C Hollingworth (eds.), 2002. *Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation*. Blackwell Science, 271pp.
- Plagányi, EE e GM Branch, 2000. Does the limpet *Patella cochlear* fertilize its own algal garden? *Marine Ecology Progress Series*, 194: 113-122.
- Pombo, OA e A Escofet, 1996. Effect of exploitation on the limpet *Lottia gigantea*: a field study in Baja California (México) and California (U.S.A.). *Pacific Science*, 50(4): 393-403.
- Povey, A e MJ Keough, 1991. Effects of trampling on plant and animal populations on rocky shores. *Oikos*, 61: 355-368.
- Rabaça, JFF, 1999. *Sobre o recrutamento de Chthamalus spp. no SW de Portugal continental*. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 86pp.
- Raffaelli, D, 1979. The grazer-algae interactions in the intertidal zone on New Zealand rocky shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 38: 81-100.
- Raffaelli, D, 2000. Trends in research on shallow water food webs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 250: 223-232.
- Raffaelli, D e SJ Hawkins, 1996. *Intertidal ecology*. Chapman & Hall, 356pp.
- Rebordão, FR, 2000. *Classificação de artes e métodos de pesca*. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar (Publicações Avulsas do IPIMAR, n.º 4), 44pp.
- Richartz, S e N Sporrang, 2003. *North-East Atlantic and Balthic Sea health check. Assessing the status of wildlife and habitats*. WWF Germany, 77pp.
- Ricker, WE, 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191: 1-382.

- Rius, M e HN Cabral, em publicação. Human harvesting of *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, in the central coast of Portugal. *Scientia Marina*.
- Roberts, CM e NVC Polunin, 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 1: 65-91.
- Roberts, CM, S Andelman, GM Branch, RH Bustamante, JC Castilla, J Dugan, BS Halpern, KD Lafferty, H Leslie, J Lubchenco, B McArdle, HP Possingham, M Ruckelshaus e RR Warner, 2003a. Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications*, 13: S199-S214.
- Roberts, CM, GM Branch, RH Bustamante, JC Castilla, J Dugan, BS Halpern, KD Lafferty, H Leslie, J Lubchenco, B McArdle, M Ruckelshaus e RR Warner, 2003b. Application of ecological criteria in selecting marine reserves and developing reserve networks. *Ecological Applications*, 13: S215-S228.
- Rohlf, FJ e RR Sokal, 1995. *Statistical tables*. W. H. Freeman and Company, 199pp.
- Rosecchi, E, 1987. L' alimentation de *Diplodus annularis*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris* et *Sparus aurata* (Pisces, Sparidae) dans le Golfe du Lion et les lagunes littorales. *Rev.Trav.Inst.Pêches marit.*, 49(3 e 4): 125-141.
- Roy, K, AG Collins, BJ Becker, E Begovic e JM Engle, 2003. Anthropogenic impacts and historical decline in body size of rocky intertidal gastropods in southern California. *Ecology Letters*, 6: 205-211.
- Russ, GR e AC Alcalá, 1989. Effects of intense fishing pressure on an assemblage of coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series*, 56: 13-27.
- Sala, E e M Zabala, 1996. Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* (Lamarck) populations in the NW mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 140: 71-81.
- Saldanha, L, 1974. Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal). *Arquivos do Museu Bocage (Segunda Série)*, 5: 1-382.
- Salm, RV e JR Clark, 1989. *Marine and coastal protected areas: a guide for planners and managers*. IUCN, 302pp.
- Salvador, ATF, 2002. *Padrões espaciais e temporais de distribuição e abundância de quatro espécies de troquídeos (Mollusca, Gastropoda) no litoral SW de Portugal continental*. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 99pp.
- Samoilys, M (ed.), 1997. *Manual for assessing fish stocks on Pacific coral reefs*. Department of Primary Industries, Queensland (Training Series QE97009), 75pp.
- Sanches, JG, 1989. *Nomenclatura portuguesa de organismos aquáticos (Proposta para normalização estatística)*. Instituto Nacional de Investigação das Pescas (Publicações Avulsas, n.º 14), 322pp.
- Santelices, B, 1992. Digestion survival in seaweeds: an overview. Pp. 363-384 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Santelices, B e CL Griffiths, 1994. Seaweeds as resources. Pp. 33-55 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Santos, AM, 2000. *Intertidal ecology of northern portuguese rocky shores*. Tese de doutoramento, Universidade de Southampton, 166pp.
- Santos, R e P Duarte, 1991. Marine plant harvest in Portugal. *Journal of Applied Phycology*, 3: 11-18.
- Santos, R, C Cristo e D Jesus, 2003. Stock assessment of the agarophyte *Gelidium sesquipedale* using harvest effort statistics. Pp. 145-150 in AR Chapman, RJ Anderson, VJ Vreeland e R Davison (eds.) *Proceedings of the International Seaweed Symposium, Cape Town, 2001*. Oxford University Press.
- Santos, RS, SJ Hawkins, LR Monteiro, M Alves e EJ Isidro, 1995. Marine research, resources and conservation in the Azores. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 5: 311-354.
- Saúde, MFL, 2000. *Padrões de variação espacial e temporal das comunidades bentónicas intertidais da costa SW de Portugal continental*. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 91pp.
- Schurink, CVE e CL Griffiths, 1990. Marine mussels of Southern Africa - their distribution patterns, standing stocks, exploitation and culture. *Journal of Shellfish Research*, 9(1): 75-85.
- SEMARTE, Consultoria e Serviços, 1992. *Estudo socio-demográfico das praias da Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina*. 61pp.
- Sharpe, AK e MJ Keough, 1998. An investigation of the indirect effects of intertidal shellfish collection. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 223: 19-38.
- Siegfried, WR (ed.), 1994. *Rocky shores: exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag, 177pp.

- Siegfried, WR, PAR Hockey e GM Branch, 1994. The exploitation of intertidal and subtidal biotic resources of rocky shores in Chile and South Africa. Pp. 1-15 in WR Siegfried (ed.) *Rocky shores. Exploitation in Chile and South Africa*. Springer-Verlag.
- Silva, CP, 2000. Utilização dos estudos de percepção para o planeamento: o caso das praias do concelho de Sines. Pp. 219-233 in GS Carvalho, FV Gomes e FT Pinto (eds.) *A zona costeira do Alentejo*. Associação Eurocoast-Portugal.
- Silva, CP, 2002a. *Gestão Litoral. Integração de estudos de percepção da paisagem e imagens digitais na definição da capacidade de carga de praias. O troço litoral S.Torpes - Ilha do Pessegueiro*. Tese de doutoramento, Universidade de Nova de Lisboa, 343pp.
- Silva, T, 2002b. *Influência do hidrodinamismo em padrões e processos da estrutura de comunidades macrobentónicas de substrato rochoso intertidal na costa alentejana*. Tese de mestrado, Universidade de Évora, 100pp.
- Silva, T, R Clark e JJ Castro, 1998. Exploração de *Charonia lampas* (Mollusca: Gastropoda) na costa alentejana. *X Simpósio Ibérico de Estudos de Bentos Marinho (cartaz)*.
- Smith, MPL, JD Bell, DA Pollard e BC Russell, 1989. Catch and effort of competition spearfishermen in southeastern Australia. *Fisheries Research*, 8: 45-61.
- Sokal, RR e FJ Rohlf, 1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, 859pp.
- Sousa Reis, CA, MTJ Cabido e FMGP Leal, 1984. Distribuição na costa portuguesa de 4 espécies da família Octopodidae (Mollusca: Cephalopoda). Pp. 203-217 in VM Marques (ed.) *Actas do IVº Simpósio Ibérico de Estudos do Benthos Marinho, Volume I*.
- Sousa, EB, 2001. *Aspectos da ecologia de Chthamalus spp. no sudoeste de Portugal continental*. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 85pp.
- Sousa, EB, T Cruz e JJ Castro, 2000. Distribution and abundance of co-occurring chthamalid barnacles *Chthamalus montagui* and *Chthamalus stellatus* (Crustacea, Cirripedia) on the southwest coast of Portugal. *Hydrobiologia*, 440: 339-345.
- Sousa, SAGT, 2002. *Padrões e processos de distribuição e abundância de lapas no litoral sudoeste português*. Tese de licenciatura, Universidade de Évora, 90pp.
- Sousa, WP, 1985. Disturbance and patch dynamics on rocky intertidal shores. Pp. 101-124 in STA Pickett e PS White (eds.) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press.
- Southward, AJ, SJ Hawkins e MT Burrows, 1995. Seventy years' observations of changes in distribution and abundance of zooplankton and intertidal organisms in the western English Channel in relation to rising sea temperature. *Journal of Thermal Biology*, 20(1/2): 127-155.
- Steneck, RS, 1982. A limpet-coralline alga association: adaptations and defenses between a selective herbivore and its prey. *Ecology*, 63: 507-522.
- Steneck, RS, 1992. Plant-herbivore coevolution: a reappraisal from the marine realm and its fossil record. Pp. 477-491 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Steneck, RS e L Watling, 1982. Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: a functional approach. *Marine Biology*, 68: 299-319.
- Stimson, J, 1973. The role of the territory in the ecology of the intertidal limpet *Lottia gigantea* (Gray). *Ecology*, 54: 1020-1030.
- Tavares da Silva, C e J Soares, 1993. *Ilha do Pessegueiro. Porto romano da costa alentejana*. Instituto da Conservação da Natureza, 245pp.
- Tavares da Silva, C e J Soares, 1997. Economias costeiras na Pré-História do sudoeste português. O concheiro de Montes de Baixo. *Setúbal Arqueológica*, 11-12: 69-108.
- Tavares da Silva, C e J Soares, 1998a. Para uma arqueologia do Castelo de Sines. Pp. 21-45 in Comissão Nacional para as Comemorações dos Descobrimentos Portugueses, Câmara Municipal de Sines, Administração do Porto de Sines e Diocese de Beja (eds.) *Da ocidental praia lusitana. Vasco da Gama e o seu tempo*. Comissão Nacional para as Comemorações dos Descobrimentos Portugueses e Administração do Porto de Sines.
- Tavares da Silva, C e J Soares, 1998b. Os recursos marinhos nas estratégias de subsistência da Pré-História no sul de Portugal. *al-madan*, IIª Série, 7: 71-82.
- Thompson, GB, 1979. Distribution and population dynamics of the limpet *Patella aspera* (Lamarck) in Bantry Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 40: 115-135.
- Thompson, RC, MF Roberts, TA Norton e SJ Hawkins, 2000. Feast or famine for intertidal grazing molluscs: a mis-match between seasonal variations in grazing intensity and the abundance of microbial resources. *Hydrobiologia*, 440: 357-367.

- Thompson, RC, TP Crowe e SJ Hawkins, 2002. Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29(2): 168-191.
- Underwood, AJ, 1979. The ecology of intertidal gastropods. *Advances in Marine Biology*, 16: 111-210.
- Underwood, AJ, 1981. Structure of a rocky intertidal community in New South Wales: patterns of vertical distribution of intertidal macroalgae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 51: 57-85.
- Underwood, AJ, 1992. Competition and marine plant-animal interactions. Pp. 443-475 in DM John, SJ Hawkins e JH Price (eds.) *Plant-animal interactions in the marine benthos*. Clarendon Press.
- Underwood, AJ, 1993. Exploitation of species on the rocky coast of New South Wales (Australia) and options for its management. *Ocean & Coastal Management*, 20: 41-62.
- Underwood, AJ, 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, 504pp.
- Underwood, AJ e P Jernakoff, 1981. Effects of interactions between algae and grazing gastropods on the structure of a low shore intertidal algal community. *Oecologia*, 48: 221-223.
- Underwood, AJ, EJ Denley e MJ Moran, 1983. Experimental analyses of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales. *Oecologia*, 56: 202-219.
- Underwood, AJ e P Jernakoff, 1984. The effects of tidal height, wave-exposure, seasonality and rock-pools on grazing and the distribution of intertidal macroalgae in New South Wales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 75: 71-96.
- Underwood, AJ e MG Chapman, 1989. Experimental analyses of the influences of topography of the substratum on movements and density of an intertidal snail, *Littorina unifasciata*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 134: 175-196.
- Underwood, AJ e SJ Kennelly, 1990. Pilot studies for designs of surveys of human disturbance of intertidal habitats in New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 41: 165-173.
- Underwood, AJ e MG Chapman, 1996. Scales of spatial patterns of distribution of intertidal invertebrates. *Oecologia*, 107: 212-224.
- United Nations Development Programme, United Nations Environment Programme, World Bank e World Resources Institute, 2000. *World resources 2000-2001. People and ecosystems: the fraying web of life*. Elsevier Science, 389pp.
- Universidade de Évora, 1994. *Bioecologia do percebe e potencialidades de exploração no litoral sudoeste português. Relatório final. Volume I*. Laboratório de Ciências do Mar e Departamento de Biologia, Universidade de Évora.
- van Herwerden, L, CL Griffiths, R Bally, M Blaine e C du Plessis, 1989. Patterns of shore utilization in a metropolitan area: the Cape Peninsula, South Africa. *Ocean & Shoreline Management*, 12: 331-346.
- van Herwerden, L e CL Griffiths, 1991. Human recreational activity along the north-western shores of False Bay. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 4 & 5: 737-748.
- Vasconcelos, MS, 2000. The contribution of research to an improvement of fisheries monitoring. The case of Portugal. 7pp., *International Conference on Fisheries Monitoring, Control and Surveillance, Brussels, 24-27 September 2000*.
- Vaz, S, 1998. *Patterns of macrobenthic community structure in the rocky shores of the south west coast of Portugal*. BSc (Honours) Thesis, Nottingham Trent University, 49pp.
- Warwick, RM e KR Clarke, 1993. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 221-231.
- Warwick, RM e KR Clarke, 2001. Practical measures of marine biodiversity based on relatedness of species. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 39: 207-231.
- Wells, S e AT White, 1995. Involving the community. Pp. 61-84 in S Gubbay (ed.) *Marine protected areas. Principles and techniques for management*. Chapman & Hall.
- Wells, SM, 1989. Impacts of the precious shell harvest and trade: conservation of rare and fragile resources. Pp. 443-454 in JF Caddy (ed.) *Marine invertebrate fisheries: their assessment and management*. John Wiley & Sons.
- Westera, M, P Lavery e G Hyndes, 2003. Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 294: 145-168.
- Whitehead, PJP, M-L Bauchot, J-C Hureau, J Nielsen e E Tortonese (eds.), 1989. *Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. Vols. I, II, III*. Unesco, 1473pp.

- Williams, GA, 1993. Seasonal variation in algal species richness and abundance in the presence of molluscan herbivores on a tropical rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 167: 261-275.
- Williams, PH e MB Araújo, 2002. Apples, oranges and probabilities: integrating multiple factors into biodiversity conservation with consistency. *Environmental Modelling and Assessment*, 7: 139-151.
- Winer, BJ, DR Brown e KM Michels, 1991. *Statistical principles in experimental design*. McGraw-Hill, 1057pp.
- Yapp, GA, 1986. Aspects of population, recreation, and management of the australian coastal zone. *Coastal Zone Management Journal*, 14(1/2): 47-66.

7- Anexos

7.1- Actividades de predação humana no litoral rochoso alentejano: conhecimento prévio

De modo a conhecer previamente as características gerais das actividades de predação humana actualmente exercidas no litoral rochoso alentejano, foram feitas diversas observações no terreno e obtiveram-se informações junto de vários pescadores da região em estudo. É apresentado em seguida um resumo dessas observações e informações previamente obtidas.

Principais espécies

A apanha de percebe (*Pollicipes pollicipes*), a pesca à linha com cana do sargo (*Diplodus sargus*) e do robalo (*Dicentrarchus labrax*), e a pesca submarina podem ser bastante intensas em algumas zonas do litoral rochoso alentejano e em certos períodos do ano (ver em baixo). Muitas vezes, estas actividades são efectuadas com o intuito de venda directa do produto da pesca, embora não se conheça com rigor a sua importância, por não serem objecto de qualquer controlo, tanto ao nível da exploração (com excepção do licenciamento de parte dos utilizadores), como da comercialização (ver secção 1).

Embora com menor importância comercial, a exploração com fins alimentares de outros recursos vivos é também realizada com elevada frequência neste habitat, designadamente dos seguintes géneros ou espécies animais (por ordem decrescente de importância): polvo (*Octopus vulgaris*), navalheira (*Necora puber*), safia (*Diplodus vulgaris*), burrinhos (*Symphodus* spp.), ouriço-do-mar (*Paracentrotus lividus*), salema (*Sarpa salpa*), mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*), lapas (*Patella ulyssiponensis*, *P. vulgata* e *P. depressa*) e burriés (*Osilinus lineatus*, *O. colubrina*, *Gibbula umbilicalis* e *G. pennanti*).

Outros grupos animais são também capturados com fins alimentares, embora com menor frequência que os acima citados, como as lapas-reais *Haliotis* spp., o búzio *Thais haemastoma*, o choco *Sepia officinalis*, os caranguejos-da-rocha *Eriphia verrucosa* e *Pachygrapsus marmoratus*, a bruxa *Scyllarus arctus*, a santola *Maja squinado*, os camarões *Palaemon* spp. ou os peixes *Boops boops* (boga), *Sparus aurata* (dourada), Labridae, exceptuando *Symphodus* spp. (bodiões), *Muraena helena* (moreia), *Conger conger* (safio), Mugilidae (tainhas), Soleidae (linguados) e Blenniidae e Gobiidae (cabozes).

A apanha de isco para a pesca à linha é também bastante frequente, nomeadamente durante a baixa-mar, e é sobretudo dirigida à captura de Anelídeos Poliquetas (minhocas-do-mar, tiagem) em substrato móvel acumulado por baixo de pedras ou dentro de frestas, por entre mexilhões, cracas ou algas, ou dentro de recifes de

Sabellaria spp. ou de algas encrustantes como *Lithophyllum lichenoides*, implicando muitas vezes a remoção ou destruição dos organismos hospedeiros. Para o mesmo fim, também são utilizados outros invertebrados intertidais, geralmente capturados durante a baixa-mar e na proximidade do local da pesca à linha, como os camarões *Palaemon* spp., os caranguejos-da-rocha *E. verrucosa* e *P. marmoratus*, o ouriço-do-mar *P. lividus*, o mexilhão *M. galloprovincialis* e as lapas *Patella* spp.. Destes, o ouriço-do-mar e o mexilhão também são utilizados para engodar, atraindo peixes para pescar com linha e anzol, mediante a sua trituração em fresco.

Com mais frequência nos meses de Inverno, ocorre a apanha de bodelha (*Fucus spiralis*), conhecida também como erva-salema, para uso como isco na pesca à linha com cana de salema (*S. salpa*), tendo sido esta a única actividade de apanha intertidal de algas observada ao longo do presente trabalho.

A pesca à linha e submarina são sobretudo dirigidas à captura de peixes, embora invertebrados como o polvo, o choco, a navalheira, a santola e a bruxa sejam também frequentemente capturados nesta última actividade.

Técnicas usadas

As técnicas de captura dos animais acima referidos são muito variadas (ver descrições sobre técnicas portuguesas de pesca artesanal de Costa e Franca, 1982, 1984, 1985; Franca e Costa, 1982, 1984; Franca e outros, 1985, 1998; e Martins, 1996), sendo os instrumentos mais usados:

- o bicheiro (quando comprido, muitas vezes possui uma extremidade contrária achatada, em forma de arrolhada), para a apanha de polvo e de ouriço-do-mar (neste caso, é geralmente mais curto que o utilizado para a apanha de polvo);

- o xalavar e a cana (iscada com peixe ou polvo, ou com um pedaço de pano ou de plástico, geralmente branco, na extremidade), geralmente utilizados, em conjunto com o bicheiro, na apanha de polvo, caranguejos, santola, bruxa ou camarões (neste caso, é geralmente usado apenas o xalavar);

- a arrolhada, para a apanha de percebe, mexilhão, ou lapas, ou para raspar substratos duros na apanha de isco;

- a faca, para a apanha de lapas ou mexilhão;

- a linha, com um ou mais anzóis iscados, utilizada à mão, com cana (com ou sem carroto; geralmente, uma por pescador, podendo ser mais), ou em palangre de fundo, para a captura de peixes;

- o covo, para a captura de polvo, choco, caranguejos, santola, bruxa ou peixes (por exemplo, safio e moreia);

- a fisga, para a captura de choco e linguados;
- e o arpão, arremessado com elásticos ou pressão de ar, para a captura de peixes na pesca submarina.

No entanto, estas actividades podem não envolver qualquer instrumento, como na apanha manual de isco (incluindo bodelha), burriés, búzios, caranguejos, polvo.

Padrões espacio-temporais de actividade

Determinadas actividades são frequentemente efectuadas em conjunto, como é o caso da apanha de polvo e caranguejos (por serem mais abundantes em níveis inferiores de maré, e poderem ser capturados com técnicas semelhantes), de percebe e mexilhão (por serem mais abundantes e maiores no mesmo habitat – locais com elevado hidrodinamismo; no caso do percebe, ver Cruz, 2000), e de lapas e burriés (por poderem ser capturados em habitats semelhantes), ou estão directamente relacionadas, como a apanha de isco e a pesca à linha com cana, sendo a segunda frequentemente antecedida pela primeira.

... em função de condições de maré

Em termos gerais, as actividades exercidas durante a baixa-mar parecem ser mais produtivas e envolver mais pessoas que as praticadas em preia-mar.

Durante a baixa-mar, a apanha de marisco parece ser a actividade mais comum em substratos duros intertidais, sobretudo em períodos de marés vivas e quando a agitação marítima é menor, tendo em consideração que o marisqueio efectuado sem imersão completa explora sobretudo níveis de maré inferiores, bem como níveis subtidais pouco profundos.

Durante a preia-mar ou quando o estado de agitação marítima não é favorável à apanha de marisco durante a baixa-mar, a pesca à linha com cana, praticada a partir de terra, parece ser a actividade mais comum, sendo bastante frequente a opinião, entre os respectivos utilizadores, de que os períodos de enchente são os mais proveitosos neste tipo de pesca, sobretudo quando a água do mar não está demasiado transparente. Explorando geralmente habitats subtidais, embora pouco profundos, a pesca à linha com cana parece ser a actividade exercida com mais frequência e com maior independência em relação ao estado da maré.

No caso do marisqueio exercido durante a baixa-mar, a chegada ao local a explorar é geralmente anterior à respectiva hora prevista pelas tabelas de maré e o tempo de exploração depende de muitos factores, como, por exemplo, o sucesso da apanha, o estado de agitação marítima ou as condições atmosféricas, embora se possa considerar que

o período principal de exploração em marés vivas se situa geralmente entre uma hora antes e duas depois da respectiva hora prevista pelas tabelas de maré.

Tendo os três anteriores parágrafos em consideração, é comum que, após o exercício do marisqueio (e/ou de apanha de isco) durante a baixa-mar, o mesmo indivíduo pesque à linha com cana durante a enchente, a partir do momento em que a maré não permite a apanha de marisco ou de isco em níveis inferiores, ou por outras razões (por exemplo, relacionadas com o sucesso do marisqueio, sendo esta actividade interrompida se tiver sido pouco rentável ou se a captura for considerada suficiente).

Indicando a potencial relação entre o marisqueio e a pesca à linha referida no anterior parágrafo, muitos apanhadores de marisco em exercício na baixa-mar transportam uma cana para pesca à linha, além do(s) instrumento(s) destinado(s) ao marisqueio.

Há actividades de marisqueio que são tipicamente longas e podem ser exercidas durante as três horas de baixa-mar acima referidas, ou mesmo durante mais tempo, e outras que são geralmente menos demoradas. No primeiro caso, podemos incluir a apanha de polvo e caranguejos, na qual é normal os pescadores percorrerem a pé várias centenas de metros de litoral rochoso, buscando as presas em frestas e debaixo de pedras. Encontrando-se pouco concentrados no litoral rochoso, e sendo móveis e de hábitos crípticos (Alvarez, 1968; Sousa Reis e outros, 1984; Guerra, 1992), o polvo e os caranguejos podem ser difíceis de encontrar e, mesmo, de capturar e, assim, o sucesso da sua apanha pode variar muito consoante a abundância e o comportamento das presas, e o conhecimento e a experiência do pescador. Quando é bem sucedida, a apanha de polvo e caranguejos pode desenvolver-se durante quase toda a baixa-mar (ver acima) mas, em caso de insucesso, o respectivo pescador pode decidir abandonar o local ou mudar de actividade de predação (começando, por exemplo, a pescar à linha, ou a apanhar outro marisco cuja captura seja mais fácil).

Outras actividades de marisqueio são bastante mais sedentárias que a apanha de polvo e caranguejos, como é o caso da apanha de percebe, mexilhão, lapas, burriés, ou ouriço-do-mar, geralmente desenvolvidas numa área muito menor e, também, durante menos tempo (normalmente entre uma a duas horas), atendendo a que a densidade destas presas é maior, que a sua captura é exercida com poucas paragens, e que o objectivo da sua apanha, normalmente atingido, é encher um recipiente com um determinado volume (muitas vezes, previamente estabelecido em função da capacidade de transporte, a pé, desde o local da apanha até à viatura do pescador). No caso da pesca submarina, podem também ser percorridas grandes distâncias, embora, por vezes, com o auxílio de embarcações.

A apanha de lapas e burriés parece ser a actividade de marisqueio intertidal menos dependente do estado da maré e de agitação marítima, pois pode ser exercida em diferentes níveis de maré e de exposição à ondulação, onde as respectivas espécies ocorrem (Sousa, 2002; Salvador, 2002). Porém, no caso da espécie de lapa mais capturada (*Patella ulyssiponensis*), os níveis inferiores de maré, onde é mais abundante e maior (Sousa, 2002), parecerem ser os mais intensamente explorados.

... em função de condições de agitação marítima

Das actividades de marisqueio, a apanha de percebe, tanto a praticada em níveis intertidais como subtidais, parece ser a mais dependente do estado de agitação marítima, sendo mais comum quando o mar está menos agitado, pelo facto de ser efectuada em locais com elevado hidrodinamismo, onde esta espécie é mais abundante (Cruz, 2000). Porém, em termos globais, a pesca submarina parece ser a actividade mais dependente do estado de agitação marítima e da turbidez da água, sendo mais frequente com o mar mais calmo e menos turvo, por questões de segurança e visibilidade do pescador, respectivamente.

Por outro lado, a pesca à linha com cana efectuada a partir de uma embarcação é pouco frequente junto à costa, pois também depende grandemente do estado de agitação marítima. No entanto, quando praticada a partir de terra, a pesca à linha com cana parece ser a actividade que menos depende do estado de agitação marítima, pois, mesmo quando o mar está muito agitado, pode ser efectuada a partir de arribas ou falésias sobranceiras ao local de exploração.

... em função de condições atmosféricas e outras

Todas as actividades parecem ser negativamente afectadas por condições atmosféricas adversas, sobretudo por períodos com elevada pluviosidade, sendo raro encontrar pessoas em actividade quando está a chover.

Todas as actividades parecem ser mais comuns e envolver mais pessoas durante períodos de férias (principalmente no Verão, de acordo com DGT, 2001, 2002, e em feriados) ou de descanso semanal (fins de semana), sugerindo a sua importância lúdico-turística. No entanto, a maior intensidade registada no Verão pode estar também relacionada com uma maior frequência de condições climatéricas favoráveis ao exercício destas actividades de exterior (Costa, 1994; Antunes e Pires, 1998), e com uma maior procura comercial e consumo de marisco e de peixe (no caso do percebe, ver Baptista, 2001).

Destas actividades de predação, a que parece ser mais lúdico-recreativa é a pesca à linha com cana, por ser frequentemente praticada como passatempo e sem a expectativa de “encher o balde”, ou seja, de capturar muito peixe ou marisco, para comer e/ou vender. Na pesca submarina, as motivações lúdicas ou recreativas também parecem ser importantes, atendendo à fraca produtividade de muitos dos locais escolhidos pelos pescadores submarinos e às geralmente reduzidas capturas.

Devido à importância comercial do percebe (Cruz, 2000), a sua apanha pode envolver quantidades grandes, até algumas dezenas de quilos por pescador e por baixa-mar, sendo a actividade que parece ser mais frequentemente praticada com intuítos comerciais e sem fins recreativos ou de subsistência.

No fim do Inverno e início da Primavera e, especialmente, durante a Páscoa, estas actividades também são bastante intensas, nomeadamente as de marisqueio, com destaque para a apanha de ouriço-do-mar em períodos de baixa-mar de marés vivas. De acordo com informações obtidas junto de vários pescadores locais, as gónadas destes invertebrados (principal razão da exploração humana de equinodermes equinóides - ver Conand e Sloan, 1989) encontram-se mais desenvolvidas no Inverno e no início da Primavera, o que foi corroborado pelas observações de Angélico, 1990, a oeste de Sesimbra, mas não confirmado por Guiomar, 1997, na costa alentejana.

Esta apanha de ouriço-do-mar é geralmente efectuada durante a baixa-mar e por pessoas que se deslocam a pé na zona litoral, embora também seja exercida por mergulhadores em apneia. Em ambos os casos, esta actividade explora sobretudo níveis de maré inferiores ou subtidais pouco profundos, onde as respectivas presas são mais abundantes e maiores (Angélico, 1990; Guiomar, 1997), sendo, assim, mais intensa quando a agitação marítima é menor. Tradicionalmente, esta actividade é praticada por grupos de familiares e/ou amigos que, após a apanha de grandes quantidades desta espécie, costumam cozinhar os ouriço-do-mar e comer as suas gónadas em confraternizações ao ar livre. Sendo estas “ouriçadas” efectuada sobretudo em feriados ou fins de semana, como os pascais, a componente lúdica e tradicional desta actividade é importante (ver citação de Tavares da Silva e Soares, 1997, no início do presente trabalho).

No entanto, pelas razões acima expostas, a apanha de ouriço-do-mar pode também ser frequente durante o Inverno, embora seja geralmente limitada a dias de mar mais calmo.

Todo o litoral rochoso alentejano é explorado, parecendo a intensidade ser mais reduzida em locais com acesso por terra mais difícil, com arribas mais altas, e/ou mais distantes dos principais aglomerados urbanos e/ou das praias arenosas mais turísticas,

tendo as zonas mais exploradas melhores acessos e/ou maior proximidade em relação a esses aglomerados e praias.

A proximidade de praias arenosas turísticas, ou intensamente utilizadas durante o Verão, parece ser importante, por ser frequente a utilização de zonas rochosas próximas por parte de banhistas que para elas se deslocam, geralmente a pé e durante a baixa-mar, com vista à apanha de marisco ou ao passeio ou repouso.

No caso da apanha de percebe, as zonas mais exploradas são localizadas em cabos ou pontas rochosas, onde esta espécie é mais abundante (Cruz, 2000), mesmo que tenham acessos por terra difíceis e os portos mais próximos sejam relativamente distantes.

Todas estas actividades parecem ser exercidas com mais frequência por indivíduos do sexo masculino, com mais de 20 anos, pescando em pequenos grupos (geralmente duas pessoas) ou isolados (exceptuando a apanha de ouriço-do-mar, em que foi comum observar grupos maiores, e a apanha de percebe, frequentemente solitária), e usando acessos por terra e veículos motorizados que são estacionados o mais perto possível do local a utilizar (exceptuando a pesca submarina, em que também é frequente a utilização de embarcações).

Para além destas actividades de predação humana, podem ser observadas pessoas no litoral rochoso alentejano sem algum intento de captura de organismos para alimento ou isco, passeando ou repousando. Frequentemente, estas pessoas são acompanhantes de pescadores e, por vezes, são também meros observadores de organismos intertidais. Estas actividades de passeio e repouso parecem ser mais frequentes:

- em boas condições atmosféricas;
- em períodos de férias (Verão; feriados) ou de descanso semanal (fins de semana);
- em locais com acesso por terra mais fácil, e mais próximos dos principais aglomerados urbanos e/ou das praias arenosas mais turísticas.

7.2- Pesca comercial na costa alentejana

A importância da actividade pesqueira exercida a partir dos portos alentejanos é relativamente reduzida em termos nacionais, tendo em atenção os seguintes valores referentes aos anos de 1969 a 2003 (figura 7.1; com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1969 e 2003, inclusive; INE e DGPA, 1998):

- o peso total de pescado marinho desembarcado por ano nas lotas alentejanas correspondeu, em média, a cerca de 6433 toneladas (peso fresco) entre 1969 e 2003, equivalente a cerca de 2,8% do respectivo total nacional, verificando-se uma tendência global de crescimento positivo, apesar de ter ocorrido uma variabilidade interanual dos valores totais relativamente grande (pesos máximo e mínimo em toneladas de peso fresco, respectivamente: 12034 em 1994, e 2441 em 1972);

- em cada ano deste período, a verba total envolvida na primeira venda deste pescado correspondeu, em média, a cerca de 2,4% do respectivo total nacional, tendo atingido cerca de 12,3 milhões de euros (cerca de 2,5 milhões de contos) em 2003;

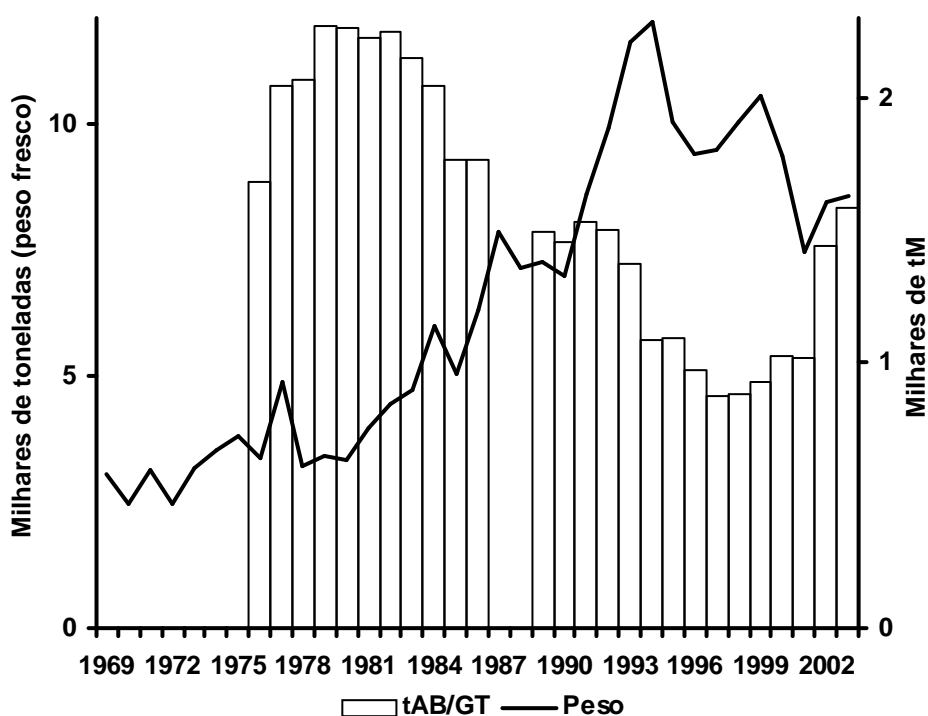


Figura 7.1- Peso do pescado marinho (peixes marinhos, crustáceos e moluscos) desembarcado em lotas do Alentejo e arqueação bruta (tAB de 1969 a 2002, inclusive; GT em 2003; tM- toneladas de Moorson) das embarcações de pesca comercial registadas nesta região - variação anual entre 1969 e 2003 (com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1969 e 2003, inclusive; INE e DGPA, 1998).

- entre 1990 e 2003, o número total de pescadores matriculados por ano no Alentejo correspondeu, em média, a cerca de 788 pessoas, equivalente a cerca de 2,8% do respectivo total nacional, tendo decrescido de forma relativamente acentuada (1383 em 1990; 623 em 1995, 1996 e 1997; 698 em 2003);

- nos anos de 1976 a 1986, e de 1989 a 2002, a tonelagem de arqueação bruta das embarcações matriculadas por ano nesta região correspondeu, em média, a cerca de 1567tM, equivalente a cerca de 0,9% do respectivo total nacional, verificando-se uma tendência global de crescimento negativo (variando entre o máximo de 2272tM, em 1979, e o mínimo de 875tM, em 1997).

No entanto, apesar do peso do pescado marinho desembarcado por ano nas lotas portuguesas apresentar uma tendência global de crescimento negativo, verifica-se o oposto na respectiva percentagem desembarcada em lotas alentejanas, que aumentou mais de seis vezes de 1969 para 2003 (figura 7.2).

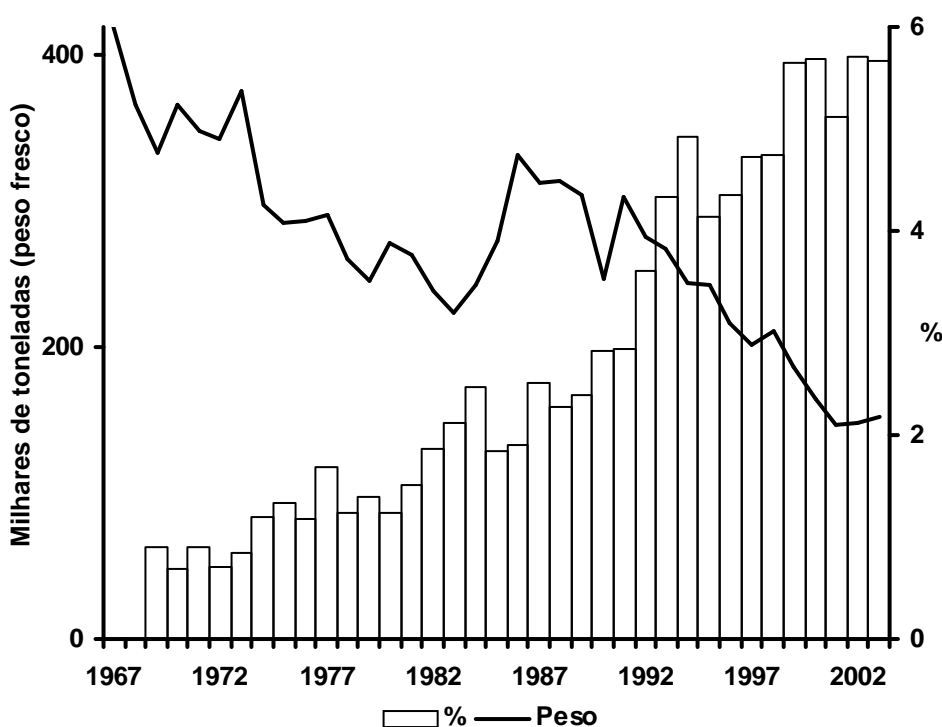


Figura 7.2- Peso do pescado marinho (peixes marinhos, crustáceos e moluscos) desembarcado em lotas portuguesas e respectiva percentagem (valores não publicados em 1967 e 1968) desembarcada em lotas alentejanas - variação anual entre 1967 e 2003 (com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1967 e 2003, inclusive; INE e DGPA, 1998).

As embarcações pesqueiras matriculadas no Alentejo são maioritariamente pertencentes às frotas local e costeira, e utilizadas na pesca por cerco ou polivalente (neste caso, usando aparelhos de anzol, redes de emalhar ou armadilhas), sendo o primeiro tipo de

pesca responsável por uma maior quantidade de pescado desembarcado (em média, cerca de 59%, entre 1986 e 1996), nomeadamente de pequenos peixes pelágicos, com destaque para a sardinha, e o segundo, por um maior valor transaccionado na primeira venda (em média, cerca de 80%, entre 1986 e 1996), devido ao maior valor comercial das principais espécies capturadas, como o polvo, o choco, o congro, a pescada, o robalo e diversas espécies de peixes da família Sparidae (INE e DGPA, 1998).

Este padrão é também visível na figura 7.3, em que foram graficados os valores anuais do peso dos desembarques efectuados no Alentejo entre 1973 e 2003, distinguindo os referidos pequenos peixes pelágicos do restante pescado marinho. De acordo com estes dados e os respectivos montantes transaccionados na primeira venda (com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1973 e 2003, inclusive), é de assinalar que:

- relativamente aos das outras categorias consideradas, os desembarques de pequenos peixes pelágicos foram os únicos que apresentaram uma tendência global de crescimento neste período, tendo este sido positivo;

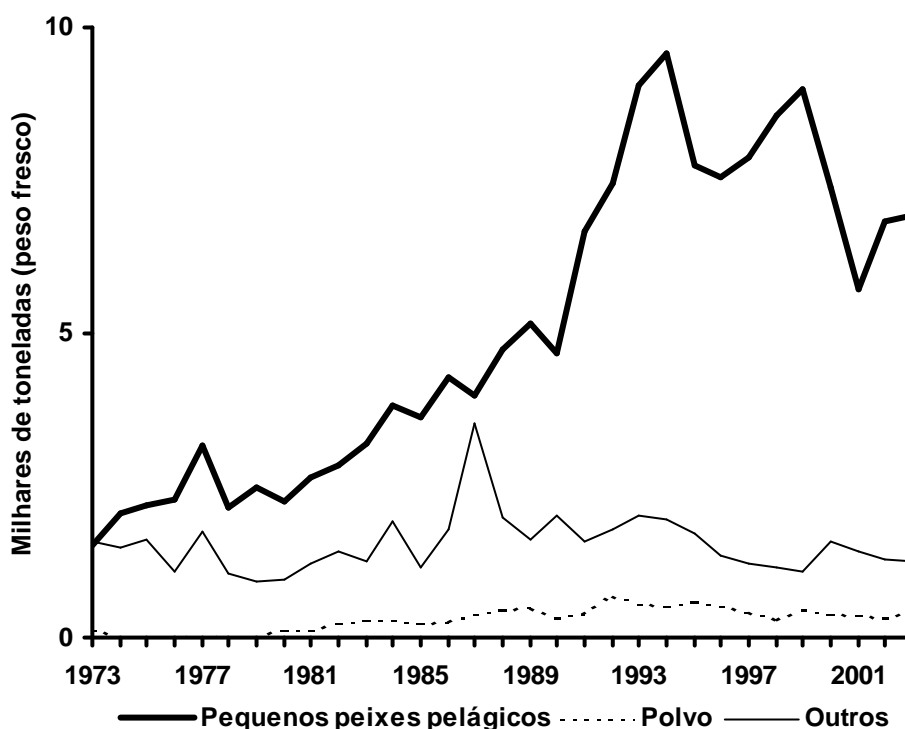


Figura 7.3- Peso do pescado marinho desembarcado em lotas do Alentejo - variação anual entre 1973 e 2003 (com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1973 e 2003, inclusive; INE e DGPA, 1998). "Pequenos peixes pelágicos" são: biqueirão, carapaus (incluindo chicharro), cavala, sarda e sardinha.

- em média, os desembarques anuais de pequenos peixes pelágicos equivaleram a cerca de 68% do peso do pescado marinho, tendo atingido o valor máximo (cerca de 85%) em 1998 e 1999, e mínimo (cerca de 47%) em 1973;

- em média, o montante transaccionado anualmente na primeira venda de pequenos peixes pelágicos correspondeu a cerca de 33% das vendas de pescado marinho, tendo atingido o valor máximo de cerca de 48% em 2002 (equivalente a cerca de 5,5 milhões de euros, ou cerca de 1,1 milhões de contos), e mínimo (cerca de 18%) em 1973.

A pesca comercial de algas marinhas também é importante na costa alentejana, nomeadamente na zona da Azenha do Mar, devido à grande abundância de espécies agarófitas, sobretudo exploradas por pescadores dos portos de Azenha do Mar e Lagos (Beja, 1988). Sendo esta actividade desenvolvida em mergulho e por colheita directa, os fundos subtidais rochosos explorados são relativamente pouco profundos.

De acordo com estatísticas recentes (com base em estatísticas de pesca publicadas pelo Instituto Nacional de Estatística entre 1990 e 2001, inclusive; INE e DGPA, 1998), as algas marinhas destinadas a uso industrial, apanhadas e transaccionadas no Alentejo entre 1990 e 2001, totalizaram, em média, cerca de 147 toneladas (peso seco) por ano (cerca de 13,1% do respectivo total nacional), embora se tenha registado uma grande variabilidade interanual nos valores totais (pesos máximo e mínimo em toneladas de peso seco, respectivamente: 306 em 1991, e 62 em 1992).

Considerando que estas algas foram maioritariamente obtidas na costa do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, devido à inexistência, na costa alentejana, de bancos exploráveis a norte do Cabo de Sines, e adicionando a estes valores a apanha de algas efectuada por pescadores algarvios no PNSACV, não individualizada nos trabalhos estatísticos referidos, podemos considerar que esta actividade é importante a nível regional. De acordo com Beja (1988), o estado desta exploração começa a ser preocupante, sobretudo nos bancos de algas da costa sul algarvia (Ingrina e Burgau), devido a uma maior intensidade de pesca por parte de pescadores de Lagos. Com efeito, de acordo com informações obtidas junto de pescadores e investigadores, a apanha de algas nesta região tem vindo a intensificar-se nos últimos anos, devido à sobreexploração dos mananciais de algas de outras regiões, como os do Cabo Espichel e do Algarve meridional, sendo potencialmente elevado o risco de se verificar o mesmo nos bancos do PNSACV. Sendo as algas económica e ecologicamente importantes, a gestão da sua exploração deve ser baseada em profundos conhecimentos ecológicos das espécies em causa, assim como das comunidades associadas (Santos e Duarte, 1991; Santelices e Griffiths, 1994).

Apesar de se ter verificado na costa sudoeste portuguesa um aumento das capturas de algas deste tipo (sobretudo de *Gelidium sesquipedale*) entre 1960 e 1987

(Santos e Duarte, 1991), esta tendência foi invertida entre 1989 e 1997, acompanhando a evolução das capturas efectuadas a nível nacional (Melo, 1998). Com efeito, os mananciais de *G. sesquipedale* da zona de Azenha do Mar (principal zona de exploração no PNSACV) foram considerados por Santos e outros (2003) com dificuldade de recuperação face a um aumento de taxa de exploração e de explorabilidade, e a uma diminuição da capacidade de sustento e das capturas entre 1999 e 2000.

No respeitante à aquicultura marinha, os estabelecimentos alentejanos ocupavam em 1996 uma área de 80ha, cerca de 0,6% do respectivo total nacional (INE e DGPA, 1998), e são sobretudo localizados em estuários, devendo-se esta reduzida importância à fisiografia da costa alentejana, dominada por falésias rochosas e praias arenosas directamente expostas à ondulação dominante (Pereira, 2000).

7.3- Biologia reprodutiva de lapas do litoral rochoso alentejano

Proporção sexual

Mediante a análise laboratorial de 1298 lapas com diferente tamanho, pertencentes às espécies *Patella ulyssiponensis*, *P. depressa* e *P. vulgata*, colhidas em 1994 durante o principal período reprodutor (Novembro; ver adiante) e em diversas praias do litoral rochoso alentejano (Cabo de Sines, Amoreiras, Oliveirinha e Cabo Sardão; uma pequena amostra de 20 exemplares, colhida na Ponta da Atalaia, em Aljezur, foi também incluída), foi verificada a dominância numérica de machos (cerca de 56, 59 e 67% de 427, 413 e 159 exemplares cujo sexo era determinável, pertencentes a *P. ulyssiponensis*, *P. depressa* e *P. vulgata*, respectivamente) e a proporção do número de machos, relativamente ao de fêmeas (M/F), também diminuiu com o aumento dimensional em *P. ulyssiponensis* e *P. vulgata*. As distribuições de frequência dimensional dos exemplares masculinos e femininos assim amostrados são apresentadas na tabela 7.1, onde se pode verificar que os respectivos pares de distribuições foram significativamente diferentes no caso de *P. ulyssiponensis* e *P. vulgata*, mas tal não foi observado em *P. depressa*.

Por outro lado, em oito réplicas de aproximadamente 1kg cada, obtidas em dois estabelecimentos comerciais de Sines em 1995 (sete réplicas adquiridas em Janeiro, Março, Maio, Junho, Setembro e Outubro) e 1997 (Fevereiro), as fêmeas foram mais abundantes no caso de *P. vulgata* (cerca de 61% de 193 exemplares com sexo determinável) e ligeiramente mais abundantes no de *P. ulyssiponensis* (cerca de 51% de 588 exemplares), embora tenha sido verificado o oposto no caso de *P. depressa* (cerca de 55% de machos, em 119 exemplares cujo sexo era determinável).

Tabela 7.1- Distribuição de frequências absolutas do tamanho (CMC- comprimento máximo da concha, mm) de exemplares com sexo determinável das diferentes espécies (*P. - Patella*) de lapas exploradas no litoral rochoso alentejano, com base em colheitas efectuadas em Novembro de 1994 e em diversas praias desta região (ver texto), e resultado dos respectivos testes de Kolmogorov-Smirnov de duas amostras, efectuados de acordo com Sokal e Rohlf (1995).

CMC	<i>P. ulyssiponensis</i>		<i>P. depressa</i>		<i>P. vulgata</i>	
	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas
0-5	0	0	0	0	0	0
6-10	0	0	12	2	0	0
11-15	4	3	32	22	4	0
16-20	28	14	47	32	10	0
21-25	50	19	34	23	19	1
26-30	56	41	77	57	18	3
31-35	63	54	37	29	32	15
36-40	26	34	5	3	12	19
41-45	8	21	0	1	8	11
46-50	2	4	0	0	3	2
51-55	0	0	0	0	0	2
<i>D</i>	0,177, <i>P</i> <0,01		0,045, <i>P</i> >0,05		0,425, <i>P</i> <0,001	

Maturidade sexual

A análise laboratorial das referidas lapas de diferente tamanho, colhidas em Novembro de 1994 e em diversas praias do litoral rochoso alentejano, também incluiu a classificação macroscópica do estado de desenvolvimento das gónadas, segundo o esquema proposto por Orton e outros (1956) para o estudo de *P. vulgata*, e adaptado para o das restantes espécies em causa, tal como fizeram outros autores em estudos similares (por exemplo, Thompson, 1979; Martins e outros, 1987; Guerra e Gaudêncio, 1986). Esta classificação permitiu definir a dimensão em que cada espécie atingiu a maturidade sexual, com base no tamanho mínimo dos exemplares cuja gónada se encontrava nos estados IV⁺, V ou IV⁻ (segundo a mesma ordem: gónada em fase de desenvolvimento, com cerca de 2/3 do tamanho máximo; gónada totalmente desenvolvida; gónada em fase de emissão de gâmetas, com cerca de 2/3 do tamanho máximo).

De acordo com esta análise, em que foram observadas 1298 lapas (675 *P. ulyssiponensis*, 444 *P. depressa*, e 179 *P. vulgata*), a maturidade sexual foi atingida nos seguintes tamanhos (comprimento máximo da concha): 23 (fêmeas) e 28mm (machos) em *P. ulyssiponensis* (*N*=27 e 14, respectivamente); 10 (fêmeas) e 8mm (machos) em *P. depressa* (*N*=43 e 90, respectivamente); e 28 (fêmeas) e 23mm (machos) em *P. vulgata* (*N*=35 e 36, respectivamente).

Nas mencionadas réplicas adquiridas em estabelecimentos comerciais de Sines, o comprimento máximo da concha de 957 lapas (619 *P. ulyssiponensis*, 140 *P. depressa*, e 198 *P. vulgata*) variou entre 21 e 68mm (21-68mm em *P. ulyssiponensis*, 27-49mm em *P. depressa*, e 23-48mm em *P. vulgata*) e atingiu o valor médio de cerca de 38,5mm (40,3mm em *P. ulyssiponensis*, 33,9mm em *P. depressa*, e 35,9mm em *P. vulgata*). Nestas lapas,

todas as fêmeas ($N=300$) de *P. ulyssiponensis* possuíam 30mm ou mais de comprimento máximo da concha e, nos machos desta espécie, apenas 2 dos 288 exemplares amostrados possuíam menos de 28mm desta medida (o mais pequeno tinha 21mm de comprimento máximo da concha). No caso de *P. vulgata*, todas as fêmeas ($N=118$) possuíam 29mm ou mais de comprimento máximo da concha, apenas um macho tinha 23mm desta medida e os restantes machos ($N=74$) eram maiores. No respeitante a *P. depressa*, todos os exemplares sexualmente diferenciados (53 fêmeas; 66 machos) tinham, no mínimo, 28mm de comprimento de concha.

Estes resultados indicam, assim, que a maioria das lapas capturadas na região em estudo possui um tamanho superior à dimensão mínima em que a maturidade sexual é atingida.

Ciclo reprodutivo

O estado de desenvolvimento das gónadas destas espécies foi analisado entre Novembro de 1994 e Abril de 1996, inclusive (colheitas aproximadamente mensais), e entre Novembro de 1998 e Outubro de 1999, inclusive (colheitas aproximadamente quinzenais de *P. ulyssiponensis* e *P. depressa*), mediante a amostragem de diversas praias do litoral rochoso alentejano (sobretudo Oliveirinha, Burrinho, Nascidos e Cabo Sardão). Em cada praia e ocasião de amostragem, foram colhidas cerca de 30 lapas de cada espécie em níveis inferiores de maré, com tamanho superior à referida dimensão mínima em que foi atingida a maturidade sexual. Na análise laboratorial, foi aplicada a classificação macroscópica proposta por Orton e outros (1956), do modo atrás mencionado.

Mediante a análise de 3914 exemplares de *P. ulyssiponensis*, o principal período de repouso sexual ocorreu nos meses de Abril a Agosto, inclusive, quando a percentagem média de exemplares sexualmente inactivos foi cerca de 68%. Contudo, esta percentagem atingiu, pontualmente, valores elevados noutros meses (68% em Dezembro de 1995, e 65% em Fevereiro de 1996). No caso de *P. depressa* ($N=3765$), observou-se uma maior variabilidade interanual, embora o principal período de repouso sexual tenha ocorrido também nos meses de Abril a Agosto, inclusive, quando a percentagem média de exemplares sexualmente inactivos foi cerca de 50%. Do mesmo modo, também se registou, pontualmente, um elevado valor desta percentagem em Fevereiro de 1996 (84%). No respeitante a *P. vulgata* ($N=1137$), o período de repouso sexual foi bastante bem definido e ocorreu nos meses de Fevereiro a Agosto, inclusive, quando a percentagem média de exemplares sexualmente inactivos foi cerca de 98%.

Nestes períodos, a percentagem de indivíduos com gónada desenvolvida (estados IV⁺, V ou IV⁻; ver atrás) foi bastante baixa: cerca de 4% em *P. ulyssiponensis*, cerca de 10% em *P. depressa*, e 0% em *P. vulgata*.

Complementarmente, os períodos em que a percentagem de indivíduos com gónada desenvolvida (estados IV⁺, V ou IV⁻) foi mais elevada corresponderam a Novembro a Março, inclusive, no caso de *P. ulyssiponensis* (em média, cerca de 24%) e *P. depressa* (em média, cerca de 23%), e a Novembro e Dezembro, no caso de *P. vulgata* (em média, cerca de 29%).



Pormenor de mural,
Restaurante Vieirinha,
Praia de Vale Figueiros, Sines