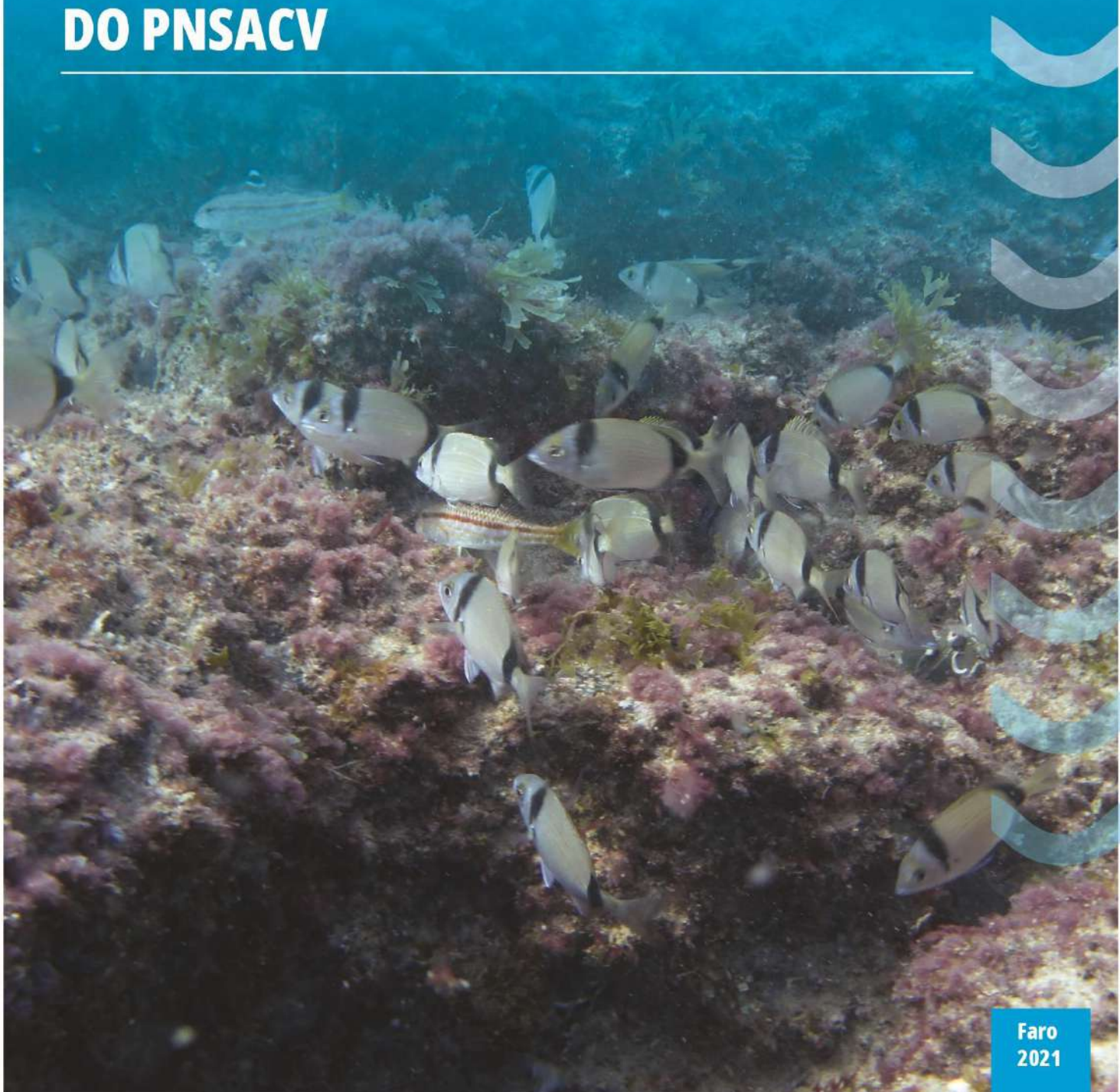


Projeto

MARSW

MAPEAMENTO DE HABITATS E DE ESPÉCIES NA ÁREA MARINHA DO PNSACV



Mapeamento de Habitats e de Espécies na Área Marinha do PNSACV

Gonçalves, J.M.S., Oliveira, F., Monteiro, P., Bentes, L., Andrade, M., Belackova, A., Afonso, C.M.L., Sousa, I., Henriques, N.S., Rangel, M., Celestino, S., Coelho, P., Comas, R., Palacín-Fernández, L., Quiles-Pons, C., Costa, A., Espírito Santo, C., Mamede, M., Silva, T., Silva, A.F., Almeida, P.R., Antunes, M., Marques, J.P., Pinto, B., Jacinto, D., Costa, J.L., Quintella, B.R., Cruz, T., Castro, J.J., Horta e Costa, B.

COORDENAÇÃO E EXECUÇÃO:



BENEFICIÁRIOS:



PARCEIRO INSTITUCIONAL:



COFINANCIAMENTO:



FARO, 2021



Ficha Técnica

Mapeamento físico da área marinha do PNSACV

Luis Bentes, Pedro Monteiro, Frederico Oliveira, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Caracterização e mapeamento biológico

Comunidades biológicas do Intertidal rochoso

Mariana Andrade, Adela Belackova, Inês Sousa, Jorge M.S. Gonçalves, Luis Bentes

Planeamento da amostragem biológica do subtidal

Luis Bentes, Pedro Monteiro, Frederico Oliveira, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Comunidades biológicas do subtidal de substrato rochoso de baixa profundidade (≤ 15 metros)

Adela Belackova, Inês Sousa, Nuno S. Henriques, Carlos M.L. Afonso, Jorge M.S. Gonçalves, Bárbara Horta e Costa

Comunidades biológicas do subtidal de substrato rochoso profundo (> 15 m)

Frederico Oliveira, Adela Belackova, Inês Sousa, Nuno S. Henriques, Carlos M.L. Afonso, Jorge M.S. Gonçalves, Bárbara Horta e Costa, Pedro Monteiro, Luis Bentes

Comunidades biológicas do subtidal de substrato móvel

Carlos M.L. Afonso, Jorge M.S. Gonçalves, Bárbara Horta e Costa, Frederico Oliveira

Mapeamento das comunidades biológicas do subtidal

Luis Bentes, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Mapeamento de Habitats na Área Marinha do PNSACV

Habitats OSPAR

Luis Bentes, Frederico Oliveira, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Diretiva Habitats e habitats EUNIS

Pedro Monteiro, Frederico Oliveira, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Sítios prioritários para a conservação na área de influência marinha do PNSACV

Frederico Oliveira, Luis Bentes, Pedro Monteiro, Bárbara Horta e Costa, Jorge M.S. Gonçalves

Recolha de dados e amostragem

Amostragem subtidal/mergulho - Costa Vicentina

Adela Belackova, Inês Sousa, Nuno S. Henriques, Carlos M.L. Afonso, Jorge M.S. Gonçalves, Mafalda Rangel, Bárbara Horta e Costa

Amostragem subtidal/ROV - Costa PNSACV

Frederico Oliveira, Nuno S. Henriques, Pedro Monteiro, Luis Bentes

Análise vídeo subtidal/ROV - Costa PNSACV

Frederico Oliveira, Nuno S. Henriques, Adela Belackova, Carlos M.L. Afonso, Inês Sousa

Amostragem subtidal/Arrasto de vara - Costa Vicentina

Frederico Oliveira, Luis Bentes, Inês Sousa, Bárbara Horta e Costa



Amostragem intertidal - Costa Vicentina

Mariana Andrade, Adela Belackova, Inês Sousa, Nuno S. Henriques, Carlos M.L. Afonso, Luis Bentes

Amostragem subtidal/mergulho - Costa Sudoeste Alentejana

Susana Celestino, Paula Coelho, Robert Comas, Laura Palacín-Fernández, Carla Quiles-Pons

Amostragem intertidal - Costa Sudoeste Alentejana

Susana Celestino, André Costa, Cristina Espírito Santo, Marta Mamede, Teresa Silva

Coordenação

Coordenação das Amostragens intertidal e subtidal/mergulho - Costa Vicentina; ROV - PNSACV

Jorge M.S. Gonçalves, Inês Sousa, Adela Belackova, Nuno S. Henriques, Carlos M.L. Afonso, Frederico Oliveira, Luis Bentes, Pedro Monteiro, Mariana Andrade, Bárbara Horta e Costa

Coordenação das Amostragens intertidal e subtidal/mergulho - Costa Sudoeste Alentejana

João J. Castro, Teresa Cruz, David Jacinto, Bernardo R. Quintella., Ana F. Silva, Pedro R. Almeida, Margarida Antunes, João P. Marques, Bruno Pinto, Patrícia F. Teodoro, José L. Costa

Coordenação Geral

Jorge M.S. Gonçalves e Bárbara Horta e Costa

Citação recomendada: Gonçalves, J.M.S., Oliveira, F., Monteiro, P., Bentes, L., Andrade, M., Belackova, A., Afonso, C.M.L., Sousa, I., Henriques, N.S., Rangel, M., Celestino, S., Coelho, P., Comas, R., Palacín-Fernández, L., Quiles-Pons, C., Costa, A., Espírito Santo, C., Mamede, M., Silva, T., Silva, A.F., Almeida, P.R., Antunes, M., Marques, J.P., Pinto, B., Jacinto, D., Costa, J.L., Quintella, B.R., Cruz, T., Castro, J.J., Horta e Costa, B. (2021). Mapeamento de Habitats e de Espécies na Área Marinha do PNSACV. Relatório técnico do Projeto MARSW, Faro. 284p + Anexos.

Agradecimentos

Agradece-se às pessoas e entidades que colaboraram no desenvolvimento do projeto MARSW e na obtenção dos dados apresentados neste relatório, como a Associação de Pescadores do Portinho da Arrifana e Costa Vicentina, a Associação de Armadores de Pesca de Sagres, a Câmara Municipal de Aljezur (Museu do Mar e da Terra da Carrapateira), a Capitania do Porto de Sines, a Capitania do Porto de Lagos, a Direção-Geral de Recursos Naturais, Segurança e Serviços Marítimos, a Agência Portuguesa do Ambiente/ARH Algarve e Alentejo, a Docapesca SA (Lotas e Portos de Pesca de Sagres e Sines), a Junta de Freguesia de Vila Nova de Milfontes (portinho do canal), à Administração dos Portos de Sines e do Algarve (cedência de dados obtidos no projeto "Monitorização de Ambientes Marinhos do Porto de Sines - MAPSi"), e ao PNSACV. Ao Centro do Mergulho Científico do CCMAR, ao Eugénio Arez e seu pai (Arrifana Boat Tours), ao Rodrigo Clímaco (Algarve Dolphin Lovers), ao André Ferreira (Divers Cape) e ao João Holtremann pela ajuda na logística marítima na costa vicentina. Ao Joaquim Parrinha (Ecoalga), pela informação preciosa acerca do mergulho e da localização de grutas na costa alentejana. À Inês Davim e a muitos outros estudantes que ajudaram nas amostragens biológicas.

Para além do financiamento oficialmente referenciado, este trabalho recebeu cofinanciamento da FCT— Fundação para a Ciência e Tecnologia, através do projeto UIDB/04326/2020. M.R. recebeu financiamento da FCT através de uma bolsa de pós-doutoramento SFRH/BPD/116307/2016 e B.H.C. foi apoiada por fundos nacionais da FCT no âmbito da Norma Transitória DL57/2016/CP1361/CT0038, M.A. recebeu financiamento da FCT através da bolsa de doutoramento PD/BD/143087/2018, e N.S.H. através da bolsa de doutoramento 2020.05583.BD da FCT— Fundação para a Ciência e Tecnologia. F.O. recebeu financiamento do projecto HABMAR (ref. MAR-01.04.02-FEAMP-0018) co-financiado pelo Fundo Europeu dos Assuntos Marítimos e das Pescas (FEAMP) do programa operacional MAR 2020 para Portugal (Portugal 2020).

Sumário Executivo

Para que as áreas marinhas protegidas (AMP) sejam relevantes e eficientes, devem incluir as características mais vulneráveis e importantes para a conservação (i.e., habitats prioritários e espécies engenheiras sensíveis), procurando igualmente incluir habitats, espécies e funções ecológicas representativas que promovam a proteção do ecossistema no seu todo.

Para que as AMP possam cumprir os seus objetivos de conservação, mas também providenciar serviços de ecossistema e usos humanos que dependem de oceanos saudáveis, é central que integrem e conservem os valores naturais mais relevantes. Nesse sentido, identificar e mapear os habitats/biótopos bentónicos é fundamental para o uso sustentável dos oceanos, e a inclusão dos habitats e espécies mais sensíveis, estruturantes e vulneráveis (i.e., recifes bióticos e espécies engenheiras) deve ser um dos objetivos prioritários de uma AMP.

Acordos internacionais e Europeus como a Diretiva Habitats e convenção OSPAR listam espécies e habitats prioritários para a conservação; estes devem estar representados em AMP eficientes e ecologicamente relevantes e representativas. Para isso acontecer, é necessário identificar e conhecer a distribuição da biodiversidade e desses atributos ecológicos prioritários, o que se torna desafiante em ambientes geralmente adversos e de difícil acesso, como os do fundo do mar. No entanto, essa caracterização aprofundada é fundamental para informar a implementação de medidas de proteção relevantes e eficazes, como as que se pretendem numa AMP.

Este estudo teve como objetivo principal o registo das espécies marinhas e o **mapeamento da biodiversidade do intertidal e subtidal da costa do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV)**, a maior área marinha protegida costeira portuguesa (290 km²), cujo plano de ordenamento não se baseou em estudos prévios exaustivos ou extensivos.

A caracterização detalhada da batimetria, obtido através de tecnologia multifeixe (Instituto Hidrográfico) e imagens LiDAR (*Light Detection And Ranging*), permitiu um mapeamento físico pormenorizado, único em qualquer AMP portuguesa. O planeamento das amostragens foi baseado na informação da batimetria de forma a distribuir o esforço de amostragem de forma representativa. As amostragens decorreram durante o período de junho de 2018 a setembro de 2020 e diversas metodologias foram usadas de forma a incluir todo o espectro de profundidades e tipos de substrato na amostragem. Foram usados censos com quadrados para caracterizar as comunidades do intertidal e censos de *drone* para fotografar e referenciar as praias e o intertidal, mergulho com escafandro autónomo para amostrar o substrato rochoso até aos 15 metros de profundidade, um robot subaquático ROV (*Remote*



Operated Vehicle) para amostrar o substrato rochoso a profundidades superiores a 15 metros, e arrasto de vara para amostrar o substrato móvel. Foram mapeados os biótopos mais relevantes, bem como os locais com maior diversidade e densidade. Os habitats foram finalmente mapeados e classificados segundo o Sistema de Classificação de Habitats Europeu EUNIS, tendo sido identificados os habitats a proteger pela Directiva Habitats e os habitats de proteção prioritária definidos na convenção OSPAR. A classificação EUNIS e os habitats definidos na Diretiva Habitat e na Convenção OSPAR, permitem organizar e mapear de modo sistemático os diferentes habitats e/ou biótopos de modo a poderem ser usados na gestão da costa.

A nível morfológico (mapeamento físico; amostragem multifeixe e dados LiDAR; capítulo 2), foi registada uma enorme variabilidade de tipos de substrato, em particular no substrato rochoso (blocos, lajes, fendas e gretas, afloramentos) que potencia elevados níveis de biodiversidade. As grandes extensões de rocha que se desenvolvem para além dos limites atuais da área marinha, constituem extensões naturais das que já possuem estatuto de proteção e que, tendo sido pela primeira vez reveladas, deveriam ser avaliadas para o seu potencial interesse em integrar futuras alterações aos limites desta área.

O mapeamento dos ecossistemas de intertidal (através de censos visuais por quadrado e *drone*; capítulo 3) permitiu a caracterização e distribuição espacial de grupos importantes da comunidade do intertidal rochoso. Foi possível definir concretamente a sua distribuição e caracterizar a comunidade em várias escalas espaciais, permitindo tecer interpretações que não seriam possíveis com a abordagem de apenas uma das escalas. Este estudo é dos poucos na literatura a mapear uma comunidade de intertidal, sem foco num tipo específico de organismos (nomeadamente o grande exemplo na literatura das macrófitas), dificultando o processo de distinção entre classes, tantas vezes similares na sua assinatura espectral, mas enriquecendo um pouco mais o conhecimento sobre os padrões existentes neste tipo de comunidades. A técnica do quadrado ofereceu de facto uma maior resolução taxonómica, sendo que com as imagens aéreas é muito difícil chegar à espécie, a não ser por associação às observações *in situ*. Existem, no entanto, exceções em casos em que são reconhecidas espécies únicas no âmbito regional/nacional, em que a sua identificação é indiscutível (e.g., o ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus*). O uso de um *drone* comercial, fácil de operar, capaz de observar e gravar imagens de dezenas de metros em simultâneo e com uma resolução espacial inferior a 1cm, revelou-se um passo importante para as novas formas de mapeamento. É de notar que a estratificação vertical verificada com a técnica dos quadrados, bem como a dominância de alguns grupos taxonómicos

(e.g., algas coralinas calcárias e cracas do género *Chthamalus*) é evidente nas imagens classificadas das praias em estudo, particularmente o facto dessa estratificação não se dar exclusivamente pelo afastamento à linha média das águas do mar, mas condicionada pela própria altimetria das formações rochosas que criam a condição de existência destas comunidades.

Os ecossistemas marinhos de fundos móveis (amostrados com arrasto-de-vara; capítulo 3) contam com comunidades faunísticas muito próprias, desempenhando uma componente fundamental da cadeia trófica das zonas litorais, sendo de elevada importância para várias espécies de valor comercial ou com estatuto de proteção. As comunidades encontradas neste tipo de substrato revelam ser bastante homogéneas e pouco diversas quando comparadas com a comunidade do recife rochoso local. Apesar disso, os 90 *taxa* encontrados nesta zona de estudo são típicos deste tipo de habitats e comuns aos encontrados noutros estudos, estando também amplamente distribuídos pelas zonas subtidais de substrato móvel ao longo da costa de Portugal continental. De facto, a presença de organismos típicos destes habitats, como é caso dos peixes das famílias Soleidae, Bothidae, Gobiidae e Callionymidae ou de pequenos macroinvertebrados (moluscos, crustáceos e equinodermes), foi confirmada. A importância destas comunidades presentes no substrato móvel para a biodiversidade local é reforçada ainda pela presença de várias espécies com valor comercial, nomeadamente a Língua (*Dicologlossa cuneata*), a Azevia-raiada (*Microchirus azevia*), o Polvo-comum (*Octopus vulgaris*), o Choco (*Sepia officinalis*) e a Amêijoia-branca (*Spisula solida*) e de espécies que, embora ocorreram pontualmente nas amostragens, apresentam estatuto de conservação ou são protegida por legislação nacional, como é o caso Cavalo-marinho (*Hippocampus hippocampus*) e da Raia-riscada (*Raja undulata*). De salientar ainda que nesta zona de estudo, foi também registada a presença de lixo em 8 dos 34 arrastos, sendo na sua maioria composto por restos de plástico de artes de pesca, como redes e cabos, indicando a pressão de pesca.

No subtidal rochoso de baixa profundidade (até 15 metros; amostrado através mergulho com escafandro; capítulo 3), confirmou-se a dominância de macroalgas - principalmente das incrustantes calcárias (41,3% de cobertura) - e a importância de macrófitas corticadas (20% de cobertura), um grupo que aumenta a complexidade dos habitats. A macrófita invasora *Asparagopsis armata* passou a ser a segunda espécie com maior percentagem de cobertura (7,7%) no PNSACV. As maiores abundâncias de macroalgas castanhas engenheiras (laminárias, *Cystoseira* spp., *Sargassum* spp.), i.e., grupo de macroalgas que promove maior complexidade



de habitats e consequentemente maior biodiversidade, encontram-se em algumas zonas do parque bem definidas: nas proximidades de Sagres, Arrifana, Zambujeira do Mar, Cabo Sardão e Porto Covo. Na generalidade, a fauna de macroinvertebrados desta zona costeira é dominada por esponjas e equinodermes. A esponja-cratera-vermelha (*Phorbas fictitius*) é particularmente conspícua nestes fundos até 15 m de profundidade. Em relação aos equinodermes, o destaque vai para o ouriço *Paracentrotus lividus*. A sua abundância é, no entanto, irregular, e a maioria dos locais com abundância moderadamente elevada desta espécie concentrou-se na costa oeste. É também de destacar a comunidade dominada pela anémona-verde (*Anemonia sulcata*), que foi particularmente abundante na costa sul. Nesta costa, a outra comunidade prevalente foi a de esponjas incrustantes (principalmente *P. fictitius* e *Scopalina lophyropoda*), pontualmente com coocorrência de gorgónias (*Eunicella* spp., *Leptogorgia sarmentosa*). No que toca à distribuição das comunidades de peixes, verificou-se que as famílias dos Esparídeos, Bodiões, Cabozes e Garoupas foram as mais frequentes na região de estudo. Os resultados obtidos para a região do parque marinho, em termos de famílias mais relevantes, número de espécies observadas e densidades de indivíduos, foram relativamente semelhantes aos observados noutros estudos, tanto dentro do PNSACV como em regiões adjacentes, sem medidas de proteção (e.g., a costa Sul de Portugal).

As comunidades de substratos rochosos localizadas nas zonas de maior profundidade da área marinha (> 15m, amostradas por ROV; capítulo 3) foram caracterizadas maioritariamente por formas de reduzido desenvolvimento vertical, com maior preponderância para as formas incrustantes de esponjas, zoantídeos, hidrozoários sésseis e equinodermes. As comunidades de ictiofauna que povoam estas zonas foram caracterizadas por espécies típicas dos recifes dos mares temperados da Europa. Entre as espécies de maior abundância incluem-se a judia (*Coris julis*), a safia (*Diplodus vulgaris*), o bodião-rupestre (*Ctenolabrus rupestris*) e o serrano-alecrim (*Serranus cabrilla*). De assinalar, a observação uma Floresta de Laminárias/Kelp de *Laminaria ochroleuca* a cerca de 31 metros de profundidade, a sul da Carrapateira. Descoberta relevante, já que a espécie é perene, muito afetada pelas alterações climáticas, e que havia sido reportada dentro do parque pela última vez em 2003. No que respeita à diversidade, o número de espécies observado nestas comunidades é semelhante a outros estudos efetuados quer na área marinha quer em outras áreas marinhas protegidas em outras secções da costa portuguesa. Entre as observações efetuadas nestas zonas de maior profundidade destacam-se a ocorrência de 34 espécies com estatuto de conservação (nacional e internacional), sendo o mero (*Epinephelus marginatus*), a gorgónia (*Eunicella verrucosa*) e a

raia curva (*Raja undulata*) os mais relevantes pelo nível de ameaça a que se encontram sujeitos. Um eventual condicionamento de pesca, no caso do mero, e a gestão adequada da pesca da raia-curva ou a interdição de utilização de artes de contacto com o fundo nas suas áreas de maior ocorrência de corais e gorgónias no interior do PNSACV, poderiam ter efeitos benéficos na recuperação e no futuro destas populações. Convém ainda referir que estas zonas são o habitat de pelo menos 29 espécies de interesse comercial, o que reforça o importante papel da proteção desta área para a sustentabilidade da pesca na região.

O mapeamento da diversidade (através de modelação *random forests*; capítulo 3), revela que a parte norte do PMSACV apresenta valores muito elevados dos vários índices de riqueza específica e diversidade, existindo uma grande homogeneidade na distribuição desses valores. Na parte mais a sul, os valores de riqueza e diversidade são mais heterogéneos, com valores mais elevados na zona da Arrifana, Carrapateira e entre a Ponta Ruiva e o Cabo de São Vicente, contrastando claramente com a restante área sul. Em geral, fatores como a fração de luz que chega ao fundo, a profundidade e o substrato serão os que mais explicam toda a complexidade biológica do PMSACV (índices de diversidade e densidades), das treze variáveis estudadas.

No mapeamento da densidade total (mesma técnica; capítulo 3) apresenta valores mais elevados nos limites exteriores do parque, nas suas zonas mais profundas, em contraste com as densidades de peixes que ocorrem essencialmente nas zonas mais costeiras associadas a substratos de rocha. As PPI não parecem beneficiar da previsão de maiores densidades, tanto total como de peixes, em amplo contraste com os índices de diversidade onde claramente apresentam valores muito elevados.

Em relação ao mapeamento dos habitats seguindo a Diretiva Habitats (obtido através dos dados do mapeamento físico; capítulo 4) verificou-se que o substrato móvel prevalece em área no PNSACV, mas confirmou-se não existirem autênticos “Bancos de areia” rodeados por zonas de maior profundidade “1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda” que possam ser sinalizadas no âmbito da Diretiva Habitats. Todavia, considerando uma interpretação menos restritiva da Diretiva Habitats, em que o habitat 1110 seja constituído pelas áreas de areia com menos de vinte metros de profundidade, estas representam, cerca de 26% (76 km²) da área marinha subtidal, sendo que 8% pode ser encontrado na Proteção Total ou Parcial I. A recomendação será a de aumentar a área dedicada à proteção deste habitat emblemático para muitas espécies com valor comercial e atualmente

ameaçadas, como as várias espécies de raias (raia-curva, *Raja undulata*; raia-lenga, *Raja clavata*; raia-pontuada, *Raja brachyura*; raia-tairoga, *Rostroraja alba*).

Efetivamente, o habitat da Diretiva Habitats mais bem representado no PNSACV é o “1170: Recifes” (105 km²; 36% do total), estando cerca de 11% da área total de recife (12 km²) efetivamente protegidas pelas zonas de Proteção Parcial e Total. Mais do que um aumento da área protegida deste habitat, eventualmente novos sítios ou em maiores profundidades, uma maior eficiência na proteção era desejada, face às provas de pesca ilegal encontradas, sobretudo nas áreas de proteção PPI.

Existem cerca de 15 habitats da Diretiva do tipo “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” em todo o PNSACV. As grutas permanentemente submersas ou semi-submersas são particularmente importantes a nível biológico e ecológico, por serem consideradas de habitats costeiros que simulam ambientes de mares mais profundos. Embora 10 das 15 grutas identificadas estejam em áreas de Proteção Parcial I, na sua grande maioria essas encontram-se longe da costa e não existe confirmação da sua real dimensão e importância. Por outro lado, as grutas marinhas permanentemente submersas de maior importância ecológica estão situadas nas falésias de Sagres, maioritariamente em áreas de Proteção Complementar, não tendo medidas de proteção e/ou gestão que contraponham à forte utilização a que são sujeitas, por mergulho recreativo e pesca comercial e lúdica, não estando, conseqüentemente, salvaguardada a eficiente proteção dos seus valores ecológicos e geológicos.

O mapeamento dos complexos de habitats EUNIS identificados (através da integração de diferentes camadas de informação; capítulo 4), revela que foram identificados cerca de 6 habitats EUNIS (nível 3/4) na área marinha do PNSACV, estando moderadamente representados nas áreas de Proteção Parcial e Total. Na globalidade, cerca de 12% da área dos quatro principais complexos de habitats de recife encontram-se em áreas de Proteção Parcial e Total, embora os habitats de circalitoral, mais raros, estejam ausentes ou sub-representados. Já os dois complexos de habitats de areia identificados encontram-se representados globalmente em cerca de 6,5% nas áreas de Proteção Parcial e Total, tendo neste caso em concreto, e em sintonia com o que foi dito para os Bancos de areia submersos, espaço para um aumento destes habitats relevantes para o PMSACV.

Em termos de produção de novos conhecimentos, foram também identificadas neste estudo, quinze associações de espécies, maioritariamente em fundos rochosos, que podem ser classificadas como biótopos ou fácies de espécies na estrutura de classificação de habitats

EUNIS. Três das quinze associações de espécies encontram-se com destaque na estrutura de classificação EUNIS e foram já assinaladas em estudos realizados na costa portuguesa, designadamente: “Fácies de *Eunicella* spp.”, “Fácies de *Parazoanthus axinellae*” e “Fácies de *Mytilus edulis*”. Esta última pode configurar um habitat protegido no âmbito da convenção OSPAR. A juntar ao grande valor estético que detém, salienta-se a importância em termos de biodiversidade do habitat Coralígeno “Fácies de *Parazoanthus axinellae*”. Os habitats mais frequentes nesta costa apresentam como característica a presença de equinodermes (Ouriços-do-mar e Pepinos-do-mar), muitas algas e esponjas incrustantes como indicadoras.

Florestas de laminárias da espécie oportunista *Saccorhiza polyschides* é outro interessante biótopo que, pela sua característica cada vez mais sazonal apresenta grande valor para esta costa. Esta é uma espécie que tem regredido, teoricamente como resultado do aquecimento global e, não obstante não apresentar nenhum estatuto de proteção especial, é um habitat estruturante que apresenta um considerável valor paisagístico. Esta será uma das regiões mais a sul onde ainda podem ser observadas florestas extensas de laminárias, o que confere a este habitat um caráter excepcional.

Apesar do número elevado de associações de espécies identificado neste estudo, é muito provável que se venham a encontrar muitas outras associações no futuro. Dada a extensão do PMSACV, serão necessárias mais campanhas de amostragens, no futuro, para que seja possível melhorar e identificar com maior detalhe e rigor os complexos de biótopos e associações de espécies existentes neste parque marinho.

Em relação ao mapeamento das espécies indicadoras de habitats OSPAR (obtido através de modelação *Maxent*; capítulo 4), este foi possível após a identificação do conjunto de espécies que, pelas suas características, se integram nas definições de habitats OSPAR, seguida da modelação da sua distribuição. No PNSACV identificaram-se três tipos de habitat prioritários para conservação no âmbito da OSPAR, “Jardins de Coral”, “Agregações de Esponjas” e “Comunidades de Mexilhões”.

O habitat “Jardins de Coral” tem uma distribuição ampla, estando presente em grande parte da costa oeste, essencialmente em zonas rochosas, estando também incluído nas PPI, principalmente nas do Cabo Sardão e Rogil. É de destacar que muitas das zonas de maior probabilidade de ocorrência de “Jardim de Coral” se situam nos limites exteriores do parque, sugerindo que essa probabilidade se estende para fora desses limites.

O habitat “Agregações de esponjas” localiza-se essencialmente na parte norte da costa oeste e nas zonas rochosas da parte sul. Está presente em três PPI, a da Ilha do Pessegueiro, a

do Cabo Sardão e a do Rogil, sendo na PPI do Cabo Sardão que a probabilidade de ocorrência é maior.

A “Comunidade de mexilhões” só foi identificada num único local, junto à Fortaleza de Sagres, sendo assim um habitat raro, para efeitos deste estudo, sabendo que outros haverá ao longo do parque.

Em relação às zonas adjacentes ao PNSACV (capítulo 5), com base nos raros registos disponíveis dos projetos que se dedicaram ao conhecimento dos habitats nas zonas profundas (>50m) circundantes ao PNSACV, reconheceram-se três grandes zonas de interesse:

- os picos costeiros, ou baixas, ao largo de Sines, onde foram observadas densas agregações de gorgónias, em associação com outras espécies de corais;
- o canhão de São Vicente, cujas características permitem a existência de diferentes habitats importantes para a conservação e que não foram ainda observados em nenhuma outra zona desta região;
- a costa sul, onde foram documentados jardins multiespecíficas de gorgónias em conjunto com um dos habitats mais sensíveis existentes nesta zona de Portugal, os bancos de coral vermelho.

A importância dos habitats encontrados neste estudo, e a continuidade de habitats rochosos (alguns com elevada complexidade) que, em algumas zonas, atravessam a fronteira do parque para zonas mais profundas, sugere que se avalie a possibilidade de extensão do PNSACV. De qualquer forma, os locais destacados neste estudo requerem medidas de conservação urgentes que protejam estes organismos vulneráveis dos impactos da pesca.

É conhecido que a exploração dos recursos pesqueiros na plataforma continental é um dos principais fatores de degradação de habitats marinhos vulneráveis. Estudos prévios revelaram a existência de bancos de pesca comercial, nomeadamente de pesca com redes de emalhar e tresmalho, em todos os locais onde as espécies indicadoras de habitats prioritários e vulneráveis foram agora detetadas, existindo uma captura acidental e acessória destes organismos sensíveis e com crescimento lento.

A pouca informação existente relativa aos habitats que ocorrem a mais de 50 metros de profundidade e que se localizam fora dos limites da área marinha, permitiu a identificação de habitats prioritários e vulneráveis. Isto indicia que este tipo de reconhecimento e mapeamento das comunidades biológicas é essencial para informar medidas de gestão e de conservação.

A extensão do parque marinho, até 2 km da costa, e a definição da localização das PPI (uma por concelho), foram definidas sem existir uma base sólida de critérios ecológicos ou um

conhecimento sobre a distribuição efetiva e rigorosa dos habitats existentes. Apesar disso, as PPI escolhidas representam todos os habitats mais importantes presentes no PMSACV, e estão a ter alguns resultados em termos de proteção.

Na costa vicentina, existem dois locais que poderiam ser eleitos potencialmente para PPI, a zona da Carrapateira e da Arrifana. Esta última foi escolhida inicialmente, sendo depois mudada para um local com características menos elegíveis, ao largo do Rogil, por concertação com as associações de pescadores. Na PPI dos Ilhotes do Martinhal, a falésia da baleeira com algumas das principais grutas da costa portuguesa, foi desassociada da PPI por pressões locais associadas à pesca, num claro retrocesso em relação à proteção de tão importantes estruturas e ecossistemas.

Na costa alentejana, os fundos rochosos são mais extensos aumentando as possibilidades de escolha para futuros locais de expansão da proteção. Neste contexto, a zona de Porto Covo, Vila Nova de Milfontes e Azenha do mar-Zambujeira do mar, constituem locais com biótopos de relevo e com interesse do ponto de vista da conservação.

Atendendo ao conhecimento atual, da importância dos habitats encontrados neste estudo, da sua representatividade dentro das áreas de proteção (PP e PT), da existência de habitats prioritários nas imediações do parque, e da continuidade de habitats rochosos (alguns com elevada complexidade) que, em algumas zonas, atravessam a fronteira do parque para zonas mais profundas, recomenda-se que:

1. Se avalie a possibilidade de extensão do PMSACV, ao largo de Sines (baixas com jardins de coral), Sagres (canhão submarino de São Vicente com jardins de coral e agregações de esponjas) e costa sul (baixas com jardins gorgónias e de coral vermelho)
2. Se avalie a possibilidade de criação de novas PPI e/ou extensão das existentes em profundidade, ao largo de Vila Nova de Milfontes, Cabo Sardão e Azenha do mar na costa alentejana e ao largo do Rogil, Arrifana e da Carrapateira, na costa vicentina.
3. Se avalie a inclusão no esquema de proteção de habitats de substrato móvel e as falésias da Baleeira, de modo a proteger mais a diversidade dos maiores habitats presentes, e o habitat grutas, respetivamente.

Para além de se considerarem estes novos sítios potenciais para a conservação, será premente um reforço da proteção nas PPI e PT existentes, nomeadamente pela sensibilização e valorização das comunidades de pescadores, e pela erradicação da pesca ilegal. Será também recomendável que se tomem medidas de conservação novas e



urgentes, que protejam organismos e habitats vulneráveis, ainda não protegidos dos impactos das atividades humanas.

O **mapeamento físico** realizado neste projeto constitui uma sólida base para estudos que se venham a desenvolver nesta área, e representa um marco importante para um conhecimento aprofundado deste Parque Marinho. A **caracterização e o mapeamento das comunidades biológicas associadas**, como o que foi feito no presente estudo, **é único a nível nacional**, e serve como **instrumento de apoio à gestão, à decisão e conservação da orla costeira**. É necessário que exista um conhecimento de base dos ecossistemas, dos habitats e das espécies, pois só assim é possível definir estratégias que contribuam para a valorização e preservação do património ecológico. **Este estudo revela que o mapeamento das comunidades biológicas é central e urgente para informar medidas de gestão e de conservação eficazes.**



ÍNDICE

1. Introdução Geral.....	1
1.1. Objetivo Geral	4
2. Mapeamento Físico da Área Marinha do PNSACV	5
2.1. Introdução.....	5
2.2. Métodos.....	5
2.3. Mapeamento Físico	6
2.3.1. Mapas de Batimetria do PNSACV.....	6
2.3.2. Mapas de Tipos de Fundos do PNSACV.....	10
2.3.3. Mapas de Batimetria das PPI	14
2.3.4. Mapas de Tipos de fundos das PPI.....	17
2.4. Considerações Finais	25
3. Caracterização e Mapeamento Biológico da Área Marinha do PNSACV	26
3.1. Comunidades biológicas do Intertidal rochoso.....	26
3.1.1. Introdução	26
3.1.2. Objetivos	28
3.1.3. Métodos	28
3.1.4. Resultados	40
3.1.5. Discussão	68
3.2. Comunidades biológicas do subtidal	71
3.2.1. Planeamento da Amostragem.....	71
3.2.2. Substrato Rochoso de Baixa Profundidade (≤ 15 metros)	78
3.2.3. Substrato Rochoso Profundo ($> 15m$)	110
3.2.4. Substrato Móvel	143
3.2.5. Mapeamento das Comunidades biológicas do subtidal	165
4. Mapeamento de Habitats na Área Marinha do PNSACV	182
4.1. Habitats OSPAR	182
4.1.1. Introdução	182
4.1.2. Métodos	182
4.1.3. Habitats Identificados	184



4.1.4.	Considerações finais.....	190
4.2.	Diretiva Habitat e Habitats EUNIS	191
4.2.1.	Introdução	191
4.2.2.	Objetivos	193
4.2.3.	Métodos	194
4.2.4.	Resultados	199
4.2.5.	Discussão	233
5.	Sítios Prioritários para a Conservação na Área de Influência Marinha do PNSACV	236
5.1.	Introdução.....	236
5.2.	Sítios Prioritários	236
5.2.1.	Jardins de gorgónias	236
5.2.2.	Florestas de corais negros	240
5.2.3.	Bancos de coral vermelho	241
5.2.4.	Campos de penas marinhas	243
5.2.5.	Agregações de esponjas	245
5.3.	Discussão	247
6.	Considerações Finais.....	249
7.	Referências Bibliográficas	259
8.	ANEXOS	284
8.1.	Anexos: Intertidal Rochoso.....	284
8.2.	Anexos: Planeamento Amostragem.....	297
8.3.	Anexos: Substrato Rochosos (<15 metros)	301
8.4.	Anexo: Substrato arenoso	317

1. Introdução Geral

As áreas marinhas protegidas (AMP) são reconhecidas como ferramentas centrais para a conservação do ambiente marinho e para a recuperação de recursos pesqueiros. São também áreas essenciais para uma gestão integrada baseada no ecossistema (*Ecosystem-based management*), que atualmente é o motor da lei de base da política de ordenamento e de gestão do espaço marítimo nacional (DL: nº17/2014, de 10 de abril)¹.

Portugal, como membro da União Europeia, comprometeu-se a proteger 30% dos seus mares até 2030 através de AMP, incluindo 10% com proteção estrita (Estratégia Europeia da Biodiversidade para 2030 e Acordo Verde Europeu). Estas estratégias europeias pretendem contribuir para a adoção bem-sucedida de metas ambiciosas na próxima Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB).

A história e cultura portuguesas, ligadas ao mar, e a sua extensa zona económica exclusiva (5ª a nível europeu e 20ª mundialmente), fazem com que Portugal esteja bem posicionado para liderar assuntos de conservação do oceano. De facto, em 2017, a ministra do mar comprometeu-se a proteger 14% dos oceanos portugueses, quando a meta internacional da CDB era apenas de 10%. No entanto, Portugal, assim como muitos países, ainda não atingiu a meta da CDB. Mais importante, a meta definia que essa percentagem de cobertura deveria incluir áreas de especial importância para a biodiversidade e ecossistemas, que fossem ecologicamente representativas e geridas de forma eficiente. Para cumprir estes requisitos é necessário conhecer os atributos ecológicos das áreas protegidas e a proteger.

A conservação dos valores naturais mais relevantes é central para que as AMP possam cumprir os seus objetivos e promover serviços de ecossistema e usos humanos que dependem de oceanos saudáveis (Leenhardt *et al.*, 2015). Idealmente, as AMP devem basear a sua gestão em informação científica sólida sobre a ocorrência e distribuição dos seus atributos ecológicos (Carr *et al.*, 2017). Esse conhecimento é urgente para informar o planeamento adequado de novas AMP, e para ajustar as medidas de conservação das AMP existentes, já que a maioria não beneficiou de um conhecimento aprofundado antes da sua designação. De facto, identificar e mapear habitats bentónicos é fundamental para o uso sustentável dos oceanos (Buhl-Mortensen *et al.*, 2015), e a inclusão dos habitats e espécies mais sensíveis, estruturantes e vulneráveis (i.e., recifes bióticos e espécies engenheiras) deve ser um dos objetivos prioritários

¹ Lei nº 17/2014, de 10 de Abril: Estabelece as Bases da Política de Ordenamento e de Gestão do Espaço Marítimo Nacional

de uma AMP. Isto é central, pois para que as AMP sejam relevantes e eficientes, devem incluir as características mais vulneráveis e importantes para a conservação (i.e., habitats prioritários e espécies engenheiras sensíveis), procurando igualmente incluir habitats, espécies e funções ecológicas representativas que promovam a proteção do ecossistema no seu todo.

A nível europeu, a Rede Natura 2000 para o meio marinho (a rede de AMP europeia), através das Diretiva Habitats e Aves, define os habitats chave que devem integrar a rede de locais a proteger. A Diretiva Quadro Estratégia Marinha (MSFD) europeia refere ainda a necessidade de implementar AMP eficientes que permitam o Bom Estado Ambiental (*Good Environmental State*, GES) dos habitats e recursos marinhos.

Outros mecanismos, como a OSPAR, que é a convenção para a proteção do meio marinho no Atlântico Nordeste, define habitats prioritários, vários deles para zonas profundas, para prevenir ou impedir a sua degradação pela ação antrópica (Acordo 2008-7). Habitats profundos sensíveis, vários comuns à OSPAR, podem ainda ser classificados de VMEs (*vulnerable marine ecosystems*), e são reconhecidos como prioritários para a conservação (FAO, 2016). Alguns destes habitats profundos possuem espécies ou congéneres que também ocorrem a pouca profundidade e que partilham características que lhes conferem importância para proteção, nomeadamente a vulnerabilidade a impactos antrópicos (muitas vezes associados à pesca), crescimento relativamente lento, estrutura tridimensional do habitat, etc.

Em particular, as esponjas e corais (espécies indicadoras de habitats prioritários da OSPAR), conferem estrutura ao habitat e fornecem abrigo de predadores, oportunidades de alimentação e substrato para recrutamento de outras espécies (Marliave *et al.*, 2009; Baillon *et al.*, 2012; Folkers & Rombouts, 2020), razão pela qual os seus habitats estão frequentemente associados a aumentos na biodiversidade e abundância (Buhl-Mortensen *et al.*, 2010; Beazley *et al.*, 2013; Maldonado *et al.*, 2016). Os habitats baseados em esponjas e corais também demonstraram desempenhar um papel fundamental na interação bento-pelágica, fornecendo uma ligação trófica entre o fundo marinho e a coluna de água (por exemplo, Coppari *et al.*, 2016). Estudos recentes revelam que estes habitats desempenham ainda uma função significativa como sumidouros de carbono, imobilizando carbono em estruturas de vida longa (CoralFISH, 2013; Coppari *et al.*, 2019). Em conjunto, estes habitats parecem desempenhar um papel fundamental no apoio à produção secundária, conduzindo, em última instância, ao fornecimento de biomassa (i.e., de peixes e crustáceos) para consumo humano (CoralFISH, 2013). Por último, o seu crescimento lento, maturidade tardia e baixas taxas de recuperação quando impactados (Althaus *et al.*, 2009) são características que exigem a sua proteção a nível global.



Além da fauna, que prevalece em zonas profundas, as macroalgas desempenham um papel estruturante central na zona fótica, e são as espécies engenheiras maioritárias dos habitats rochosos pouco profundos (sobretudo: intertidal e subtidal <15m). As macroalgas calcárias incrustantes aumentam a rugosidade do substrato, assim facilitando o recrutamento de outras espécies, enquanto as calcárias articuladas promovem um habitat mais complexo favorável a macroinvertebrados (Airoldi, 2000; Kelaher, 2003; Maggi *et al.*, 2011). As macrófitas corticadas e as macroalgas castanhas engenheiras aumentam a tridimensionalidade do habitat rochoso, fornecendo refúgios, alimentação e novo substrato para fixação de outras espécies, e contribuindo para uma elevada biodiversidade (Christie *et al.*, 2009; Kovalenko *et al.*, 2012; Veiga *et al.*, 2014). Neste contexto, as florestas de laminárias (*kelp* ou golfos), são consideradas um habitat muito relevante, estando associadas a elevadas produtividade e biodiversidade no habitat rochoso, e fornecendo várias funções essenciais (e.g., refugio, alimentação, viveiro) para peixes e invertebrados (Christie *et al.*, 2009; Cheminée *et al.*, 2017; Teagle *et al.*, 2017; Blamey & Bolton, 2018; Wernberg *et al.*, 2019).

Habitats mais complexos e estruturantes estão associados a uma maior densidade e biodiversidade de macroinvertebrados e de peixes, muitos deles com interesse comercial. A alta riqueza de espécies (ou biodiversidade) e a elevada densidade e biomassa de organismos, são reconhecidas como indicadores importantes de um Bom Estado Ambiental pela Diretiva Quadro da Estratégia Marinha Europeia e, em particular para as espécies comerciais, como indicadores de efeitos de proteção de AMPs (Lester *et al.*, 2009). Também podem ser indicadoras, ou associadas à sua qualidade, de habitats da Natura 2000 e OSPAR.

É importante referir ainda, que regiões topograficamente complexas, i.e., com maior rugosidade, declive, etc., suportam maiores índices de biodiversidade marinha (Badgley *et al.* 2017). A estrutura do habitat é frequentemente uma variável importante que afeta a abundância e diversidade das espécies, sendo por isso usada como um *proxy* de biodiversidade potencial quando não se conhecem os atributos bióticos (Connell & Jones, 1991; Gratwicke & Speight 2005, Graham & Nash 2013).

A caracterização aprofundada da biodiversidade e o estudo da distribuição dos habitats, tanto submersos como costeiros, é de extrema importância para informar a implementação de medidas de proteção relevantes e eficazes, como as que se pretendem numa AMP.

O fundo marinho de Portugal é composto por uma elevada variabilidade paisagística e munido de uma grande biodiversidade. Apesar da biodiversidade marinha do sudoeste português já ter sido alvo de alguma avaliação (e.g. Carvalho, 1993; Souto, 1993; Canário *et al.*, 1994; Gonçalves *et al.*, 1997; Gonçalves & Erzini, 1998, Gonçalves 2000; Gonçalves & Silva, 2000;

Monteiro *et al.*, 2012; Castro *et al.*, 2015, ver revisão do MARSW de Horta e Costa *et al.*, 2018b) até à data, não houve qualquer estudo que aprofundasse, de forma exaustiva, a caracterização e mapeamento da biodiversidade marinha desta região, como foi feito, por exemplo, nos projetos MeshAtlantic e PescaMap (Monteiro *et al.*, 2013a,b,c; 2015; Gonçalves *et al.*, 2015). Este nível de conhecimento é ainda mais importante quando falamos da maior área marinha protegida costeira portuguesa (290 km²), o Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina – PNSACV), que é também classificada como SIC (Sítio de Importância Comunitária) e ZPE (Zona de Proteção Especial), e que possui uma elevada diversidade de tipos de fundo, do intertidal a profundidades máximas na ordem dos 60 metros.

O plano de ordenamento do parque marinho do PNSACV (2011), estabeleceu diferentes zonas de proteção mais estrita (i.e., sem acesso ou sem pesca), baseando-se em estudos localizados nalgumas zonas da costa do PNSACV (Canário *et al.*, 1994; Castro *et al.*, 1996, Castro, 2004, ver revisão Horta e Costa *et al.*, 2018 do projeto MARSW). No entanto, um mapeamento sistemático dos valores naturais não ocorreu antes da definição das medidas de conservação, o que é comum a muitas AMPs a nível mundial. No projeto MARSW pretendeu-se colmatar essa lacuna e contribuir para uma base de informação única a nível nacional. O mapeamento de habitats, a que este estudo particular se dedica é fulcral para informar a sua gestão e permitir ajustes nas medidas implementadas, de forma a melhorar a eficiência e o cumprimento dos objetivos desta AMP.

1.1. Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo principal o registo das espécies marinhas e o **mapeamento da biodiversidade do intertidal e subtidal da costa do PNSACV**. O planeamento de amostragem teve como ponto de partida mapas de batimetria, obtidos através de tecnologia multifeixe e imagens LiDAR (*Light Detection And Ranging*), com o pressuposto de as amostras serem estratificadas e aleatórias tendo em conta o tipo de substrato (rocha ou substrato móvel) e a profundidade.

As amostragens decorreram durante o período de junho de 2018 a setembro de 2020 e diversas metodologias foram usadas de forma a incluir todo o espectro de profundidades e tipos de substrato na amostragem. Foi usado um drone para fotografar e referenciar as praias e o intertidal; mergulho com escafandro autónomo para amostrar o substrato rochoso até aos 15 metros de profundidade, um robot subaquático ROV (*Remote Operated Vehicle*) foi usado para amostrar o substrato rochoso a profundidades superiores a 15 metros, e arrasto-de-vara para

amostrar o substrato móvel. Os habitats mapeados foram classificados segundo o Sistema de Classificação de Habitats Europeu EUNIS.

2. Mapeamento Físico da Área Marinha do PNSACV

2.1. Introdução

O conhecimento das comunidades, dos habitats e das espécies presentes no ambiente marinho tem como base o conhecimento dos seus fundos, em particular no que se refere ao seu tipo, morfologia e dinâmica. Neste sentido, foi de primordial importância iniciar o estudo das comunidades biológicas com o levantamento das características físicas dos fundos que as suportam, de modo a direcionar corretamente o planeamento e simultaneamente otimizando o esforço de amostragem para realizar a complexa tarefa da caracterização dos biótopos da área marinha do PNSACV, a maior área marinha protegida da costa portuguesa (cerca de 133 km de extensão e 2 km de largura).

Devido à sua complexidade e extensão, a caracterização física da área marinha do PNSACV foi o maior levantamento hidrográfico realizado nas águas costeiras de Portugal numa única pesquisa, correspondendo a um total de cerca de 290 km² de área investigada (172 km² na costa vicentina e 117 km² na costa alentejana). A sua execução esteve a cargo do Instituto Hidrográfico da Marinha Portuguesa (IH) visto que é a instituição que detém os meios técnicos (navais e científicos) para o realizar. Contudo, a exposição à forte ondulação do oceano Atlântico a que esta área está sujeita, tornou a tarefa complexa em termos logísticos e operacionais.

O levantamento efetuado realizado com sistema multifeixe no âmbito deste projeto de investigação, permitiu obter uma cobertura dos fundos com uma resolução de dois metros em toda a área marinha do PNSACV, o que possibilitou a identificação das estruturas subaquáticas presentes com uma resolução nunca antes alcançada. Nas áreas de proteção parcial do tipo I (PPI), pela necessidade de se obter um maior conhecimento dos seus tipos de fundo, batimetria e complexidade estrutural, foi ainda realizada uma cobertura com sonar de varrimento lateral, resultando em resoluções de maior detalhe e num melhoramento substancial do conhecimento das áreas com níveis de proteção mais elevado.

2.2. Métodos

O mapeamento físico da componente marinha do PNSACV foi efetuado com recurso às mais recentes técnicas de mapeamento. O levantamento de toda a área marinha foi efetuado



por multifeixe até onde a navegação o permitiu, tendo em conta o resguardo de segurança da embarcação e do equipamento. O processo foi efetuado utilizando dois modelos de sonda multifeixe, Kongsbers EM 710 e EM 3002. Os dados das sondas assim obtidos foram transformados para uma cota 2 metros abaixo do zero hidrográfico. O levantamento com sonar de varrimento lateral foi efetuado com um equipamento KLEIN 5000. A descrição técnica dos procedimentos de amostragem encontra-se descrita no relatório produzido no âmbito desta tarefa (IH, 2018).

2.3. Mapeamento Físico

2.3.1. Mapas de Batimetria do PNSACV

Os dados ilustrados no mapa batimétrico gerado (Figura 2.1) resultam da combinação do levantamento por sistema multifeixe, conjugados com os levantamentos de LiDAR realizados pela Direção Geral do Território (DGT) em 2011.

De um modo geral, os fundos da área marinha do PNSACV foram caracterizados por um declive pouco pronunciado, entre 1 e 2% de inclinação e uma profundidade média de 23,5 metros.

A sul da ribeira de Seixe, a denominada Costa Vicentina (Figura 2.2), apresenta na secção sul as zonas menos profundas e com um declive mais suave. Contudo, é a sudoeste do Cabo de S. Vicente que se regista a zona mais profunda da área marinha, a cerca de 60 metros, nas zonas adjacentes ao limite exterior do parque.

A região do Sudoeste Alentejano (Figura 2.3) é caracterizada por declives também ligeiros, mas mais irregulares em consequência da predominância de fundos de substratos rochosos. Na zona de Vila Nova de Milfontes existe, no entanto, uma zona de menores profundidades e que no limite do parque se situam entre os 20 e os 30 metros. Também a zona norte do parque, entre o seu limite norte e a região a sul da zona de Proteção Parcial da Ilha do Pessegueiro é caracterizada por apresentar menores profundidades do que as restantes áreas. As áreas em branco nas Figura 2.1 e Figura 2.2, na secção sul da Costa Vicentina, representam o espaço ocupado pelas aquaculturas em mar aberto ao largo de Sagres, situação que se repetirá em todos os mapas de batimetria e tipo de fundos.

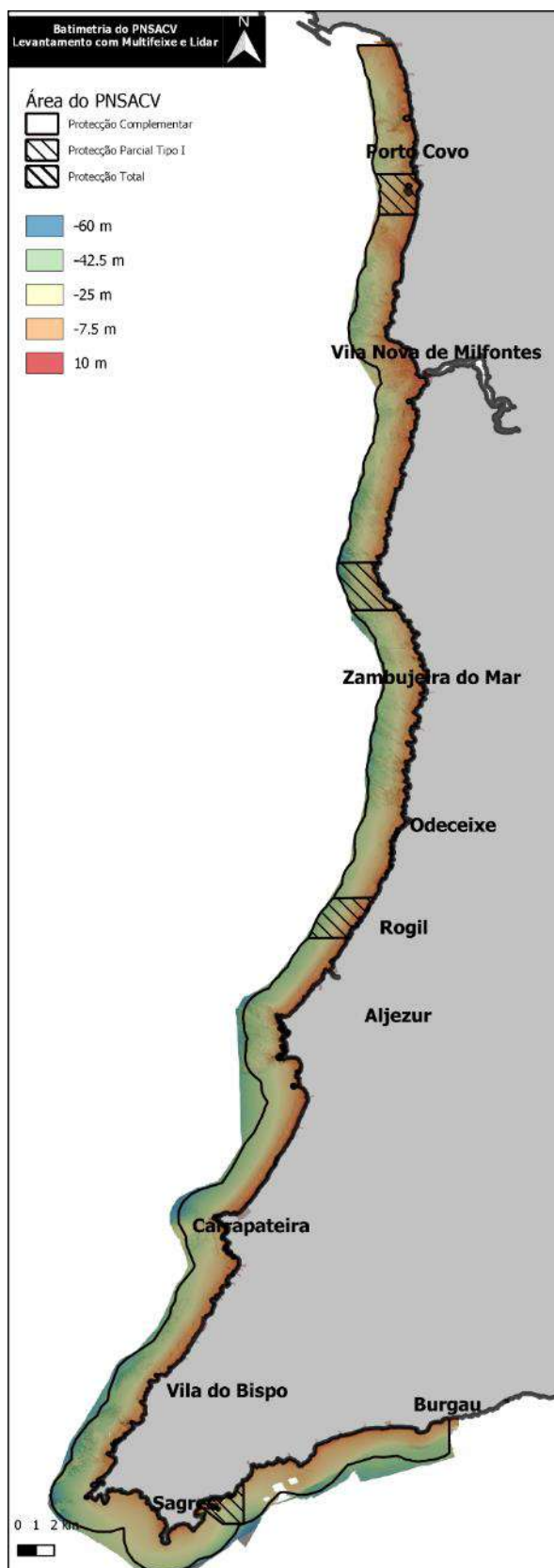


Figura 2.1. Batimetria geral da área marinha do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, levantamento com sistema multifixe e LiDAR (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT).

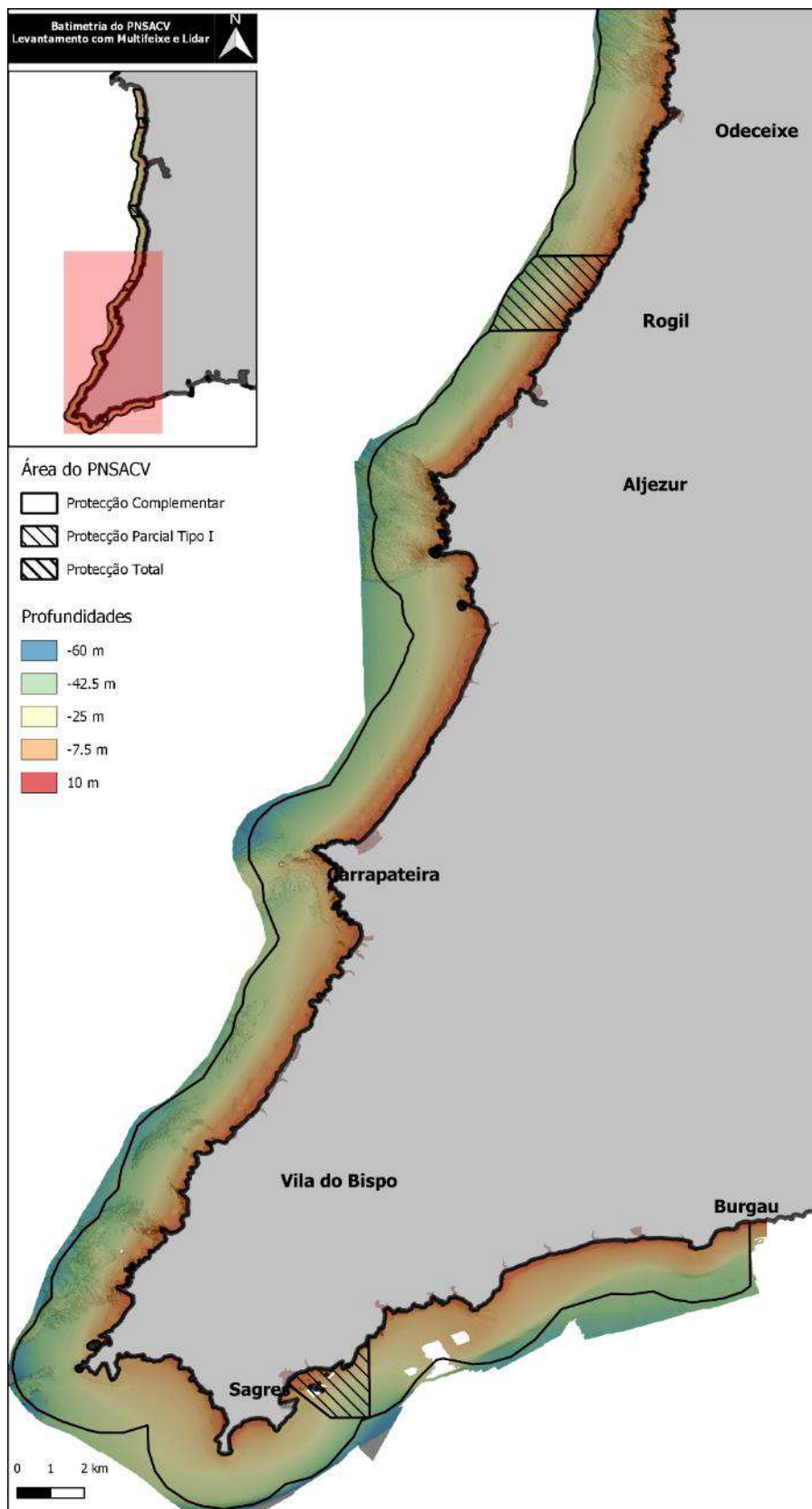


Figura 2.2. Pormenor da batimetria para a componente da Costa Vicentina do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, levantamento com sistema multifeixe e LiDAR (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT).

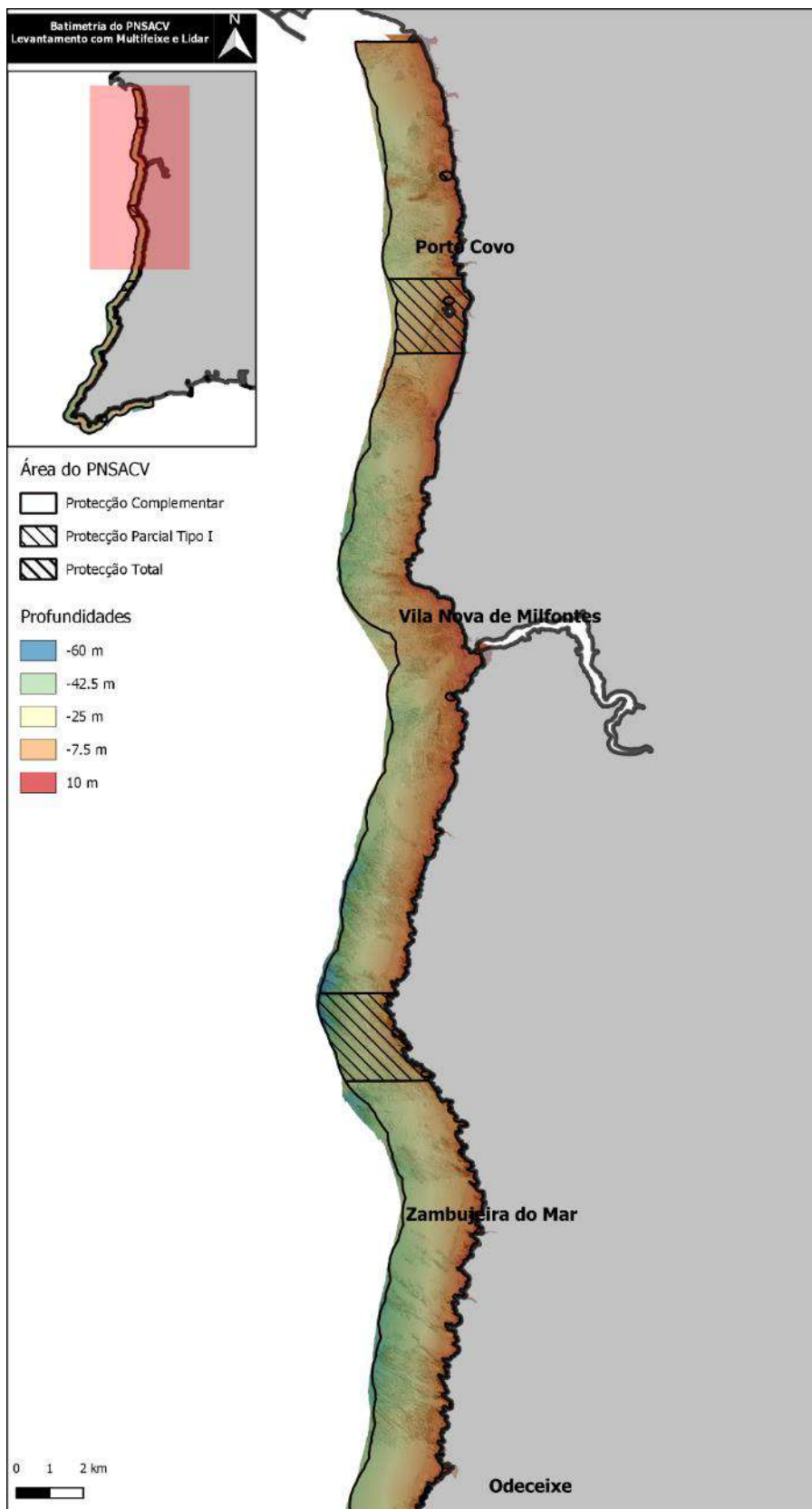


Figura 2.3. Pormenor da batimetria para a componente do Sudoeste Alentejano do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, levantamento com sistema multifixe e LiDAR. (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)(Fonte de dados: IH/MARSW e DGT).(Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)(Fonte de dados: IH/MARSW e DGT).

2.3.2. Mapas de Tipos de Fundos do PNSACV

A caracterização das diferentes tipologias de fundos marinhos (Figura 2.4) foi efetuada numa primeira fase pelo Instituto Hidrográfico, recorrendo à interpretação da batimetria e dos resultados do sonar de varrimento lateral, sempre que este esteve disponível. O produto resultante considerou três classificações: rochas, sedimentos e sedimentos estruturas.

Numa fase posterior, houve a necessidade de reclassificar estes resultados de modo a produzir uma classificação mais fina e, principalmente, para se poder incorporar os dados de LiDAR para toda a zona costeira. Nesse sentido, foi utilizado um algoritmo de classificação baseada em “*machine learning*”, tendo sido estabelecidas várias regiões de interesse ao longo de toda a área e classificadas em relação ao tipo de fundo presente, areia ou rocha. Posteriormente foi usado o “*Semi-Automatic Classification Plugin*” (Congedo, 2020) em ambiente QGIS, para se reproduzir a classificação definida e determinar os substratos presentes para toda a área de estudo.

As duas grandes secções do parque, a Costa Vicentina e o Sudoeste Alentejano, apresentam tipos de fundos relativamente diferenciados no que se refere ao tipo de substrato dominante. Na Costa Vicentina (Figura 2.5) os fundos são essencialmente dominados por substratos móveis arenosos, particularmente na costa virada a sul, embora existam também afloramentos rochosos. Nesta secção, o substrato rochoso ocorre desde a área em frente ao Cabo de S. Vicente, existindo na parte mais funda, até à zona da praia do Telheiro, Torre de Aspa e Ponta Ruiva. Existem ainda duas formações rochosas de destaque nesta zona, no Pontal da Carrapateira e entre a Arrifana e a Ponta da Atalaia. Estes afloramentos desenvolvem-se desde o litoral até maiores profundidades, estendendo-se para além do limite exterior do parque.

No Sudoeste Alentejano (Figura 2.6) domina o substrato rochoso, que de um modo geral, ocupa os fundos marinhos praticamente desde a linha de costa até ao limite exterior do parque. Nesta secção da área marinha, as extensões de areia de dimensões relevantes só ocorrem na região da Zambujeira do Mar, zona de Porto Covo e no limite norte do parque.

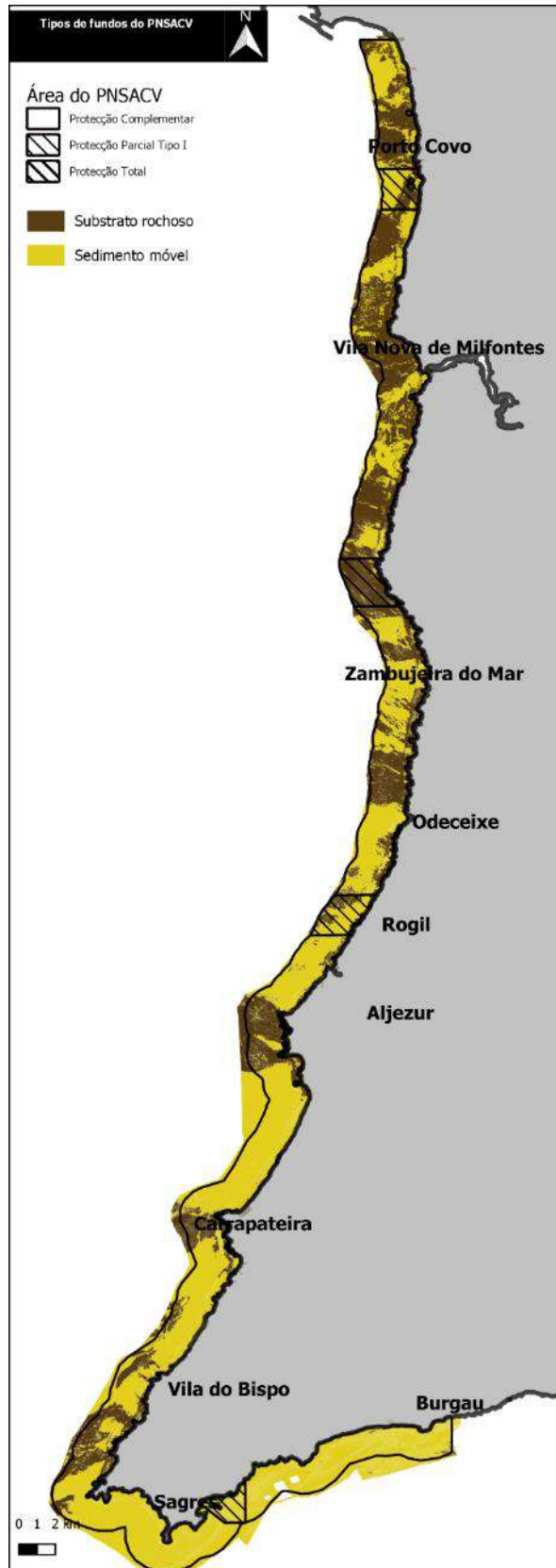


Figura 2.4. Tipos de fundos da área marinha do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.

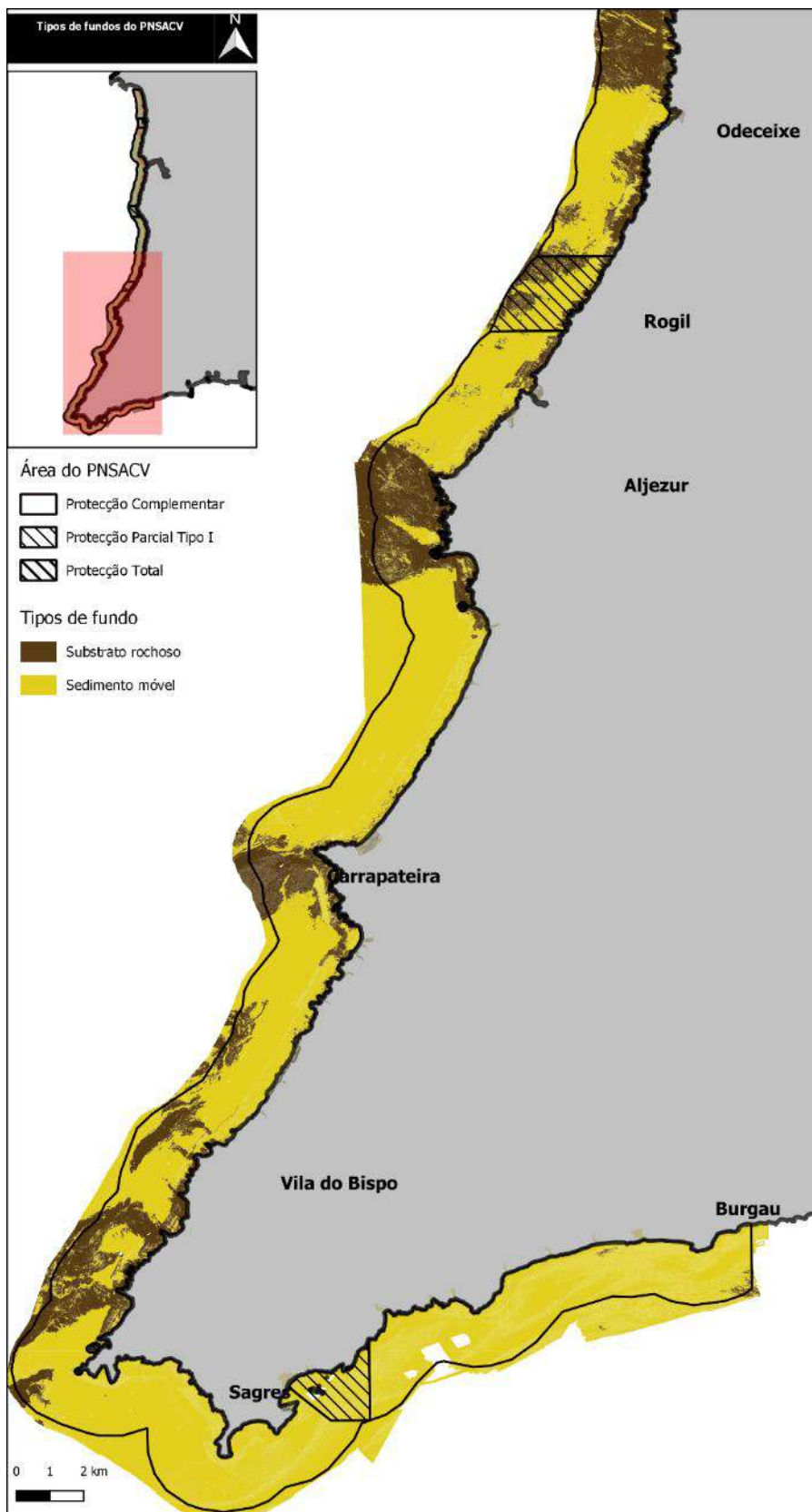


Figura 2.5. Pormenor do tipo de fundo para a componente da Costa Vicentina do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.

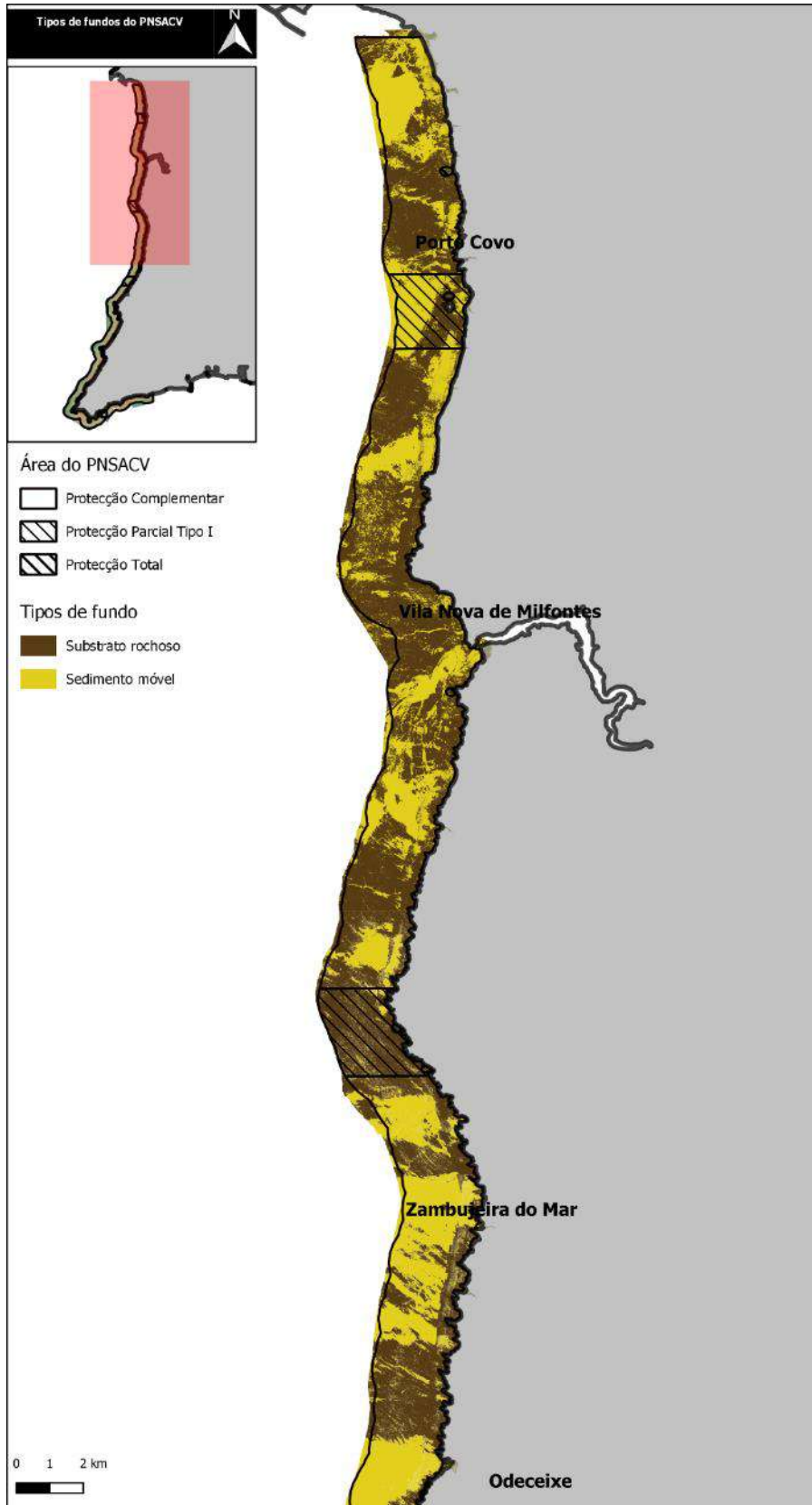


Figura 2.6. Pormenor do tipo de fundo para a componente do Sudoeste Alentejano do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Pormenor do tipo de fundo para a componente do Sudoeste Alentejano do Parque do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina.

2.3.3. Mapas de Batimetria das PPI

2.3.3.1. Ilha do Pessegueiro

O levantamento com sistema de multifeixe, complementado com dados de LiDAR (DGT) para a zona junto de costa está ilustrado na Figura 2.7. Nesta zona de Proteção Parcial I (PPI), a profundidade máxima registada é de 29 metros e nos perfis efetuados verificam-se maiores variações de profundidade até cerca de 1000 metros da costa, as profundidades máximas verificadas nestes perfis estão entre os 20 e os 25 metros sendo o declive médio de 1%. Nesta zona PPI a área mais profunda localiza-se na sua parte noroeste onde se atingem profundidades perto dos 30 metros.

Nesta zona, a existência da Ilha do Pessegueiro cria uma área relativamente pouco profunda entre a costa e esta ilha.

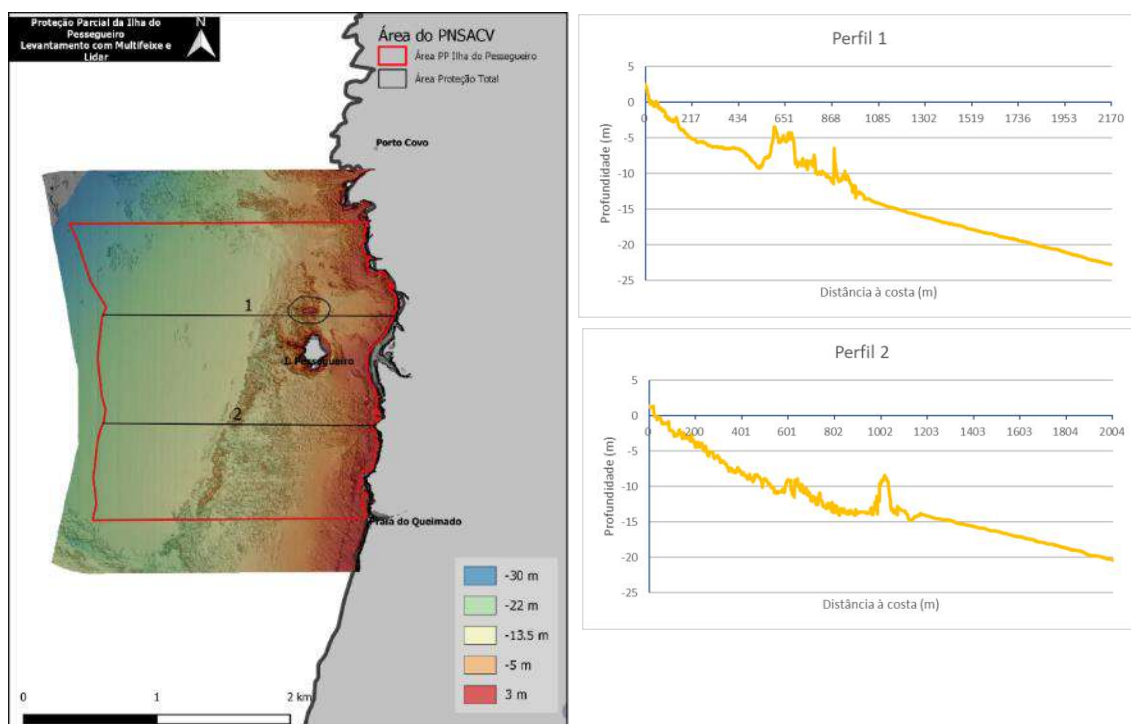


Figura 2.7. Levantamento com sistema multifeixe da área de PPI da Ilha do Pessegueiro. Perfis longitudinais desde a linha de costa até ao limite exterior da PP. (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)

2.3.3.2. Cabo Sardão

Na zona de Proteção Parcial I do Cabo Sardão foram encontradas as profundidades máximas mais elevadas entre todas as zonas PPI existentes no PNSACV. De facto, a profundidade de 59 metros obtida excede em muito as registadas para as outras PP (Figura 2.8). Assim, e como consequência das profundidades registadas, o declive na zona mais profunda (perfil 1) é de 2,7%,

diminuído para sul (perfil 2) onde o declive é relativamente inferior, cerca de 1,7%. A dominância de substrato rochoso nesta PPI faz com que existam oscilações na batimetria, embora, no contexto do PNSACV esta seja caracterizada essencialmente por apresentar as profundidades mais elevadas, particularmente a sua porção norte e noroeste (a área mais profunda).

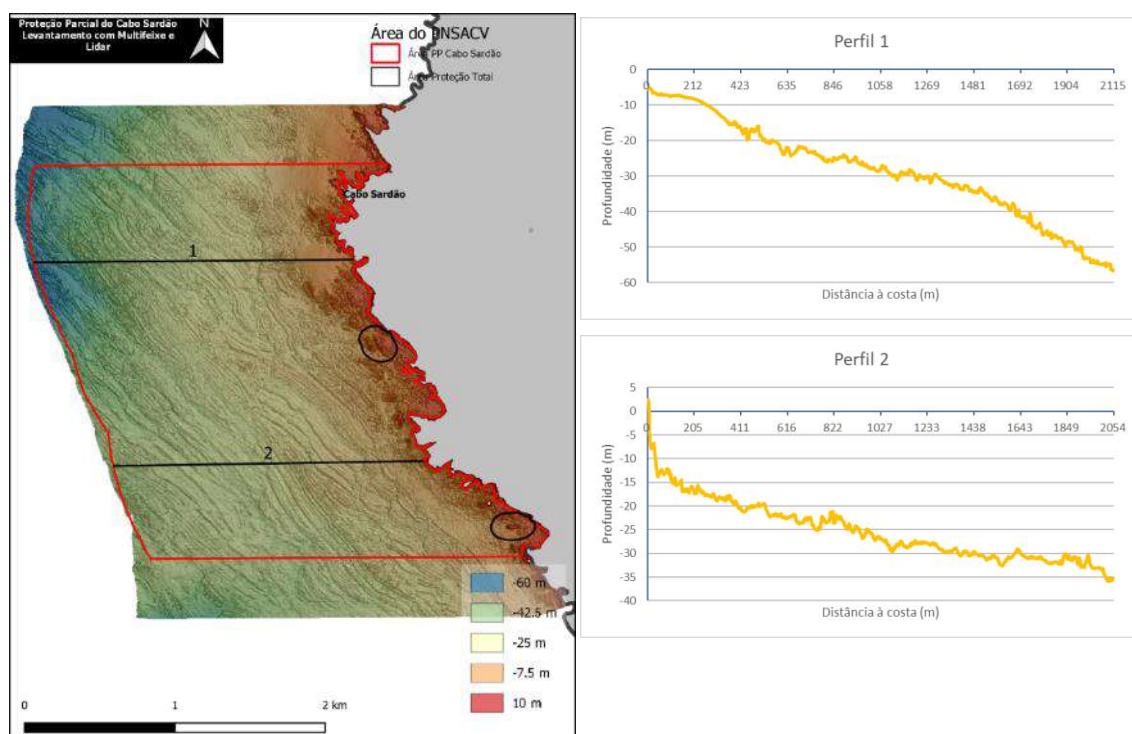


Figura 2.8. Levantamento com sistema multifeixe da área de PPI do Cabo Sardão. Perfis longitudinais desde a linha de costa até ao limite exterior da PP. (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)

2.3.3.3. Rogil

Na zona de Proteção Parcial do Rogil, a combinação dos dados do levantamento com sistema multifeixe com os dados de LiDAR (DGT) permitiram caracterizar a batimetria desta área (Figura 2.9). É uma zona onde a evolução dos perfis de profundidade acompanha a orientação da linha de costa até cerca de 40 metros de profundidade. Os dados dos perfis efetuados indicam uma profundidade máxima de 45 metros e um declive médio de cerca de 1,9% para esta zona PP.

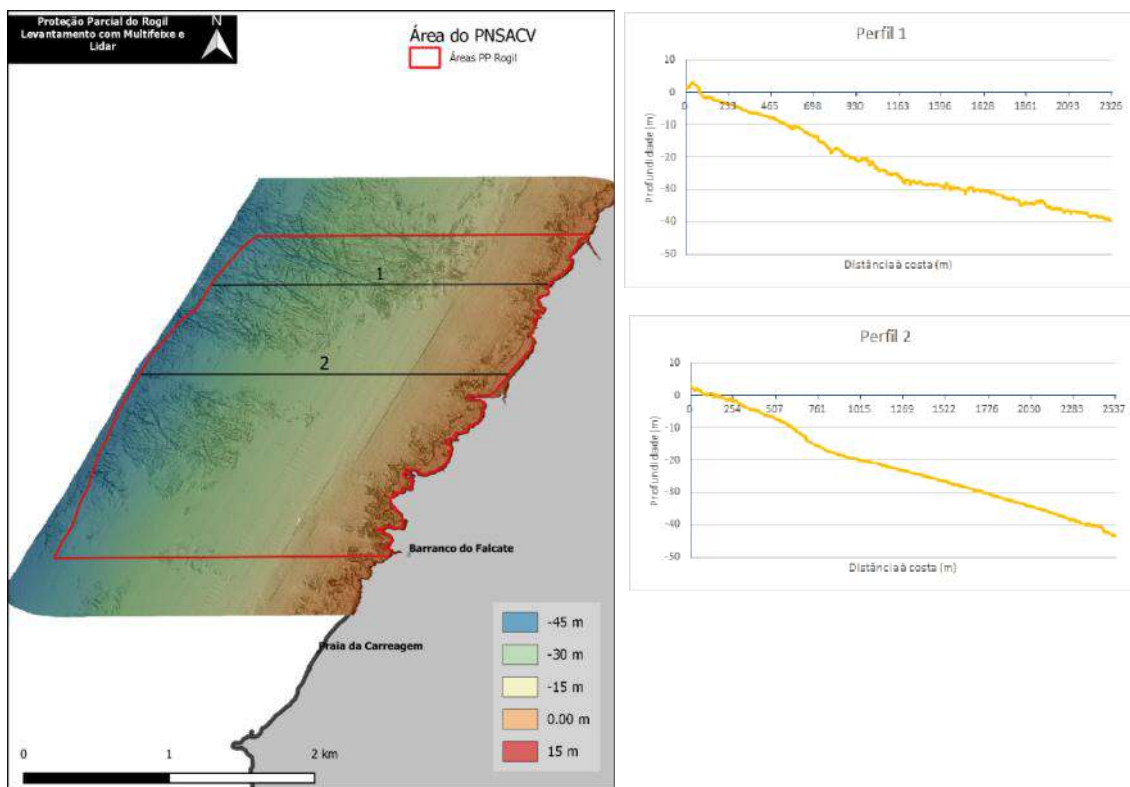


Figura 2.9. Levantamento com sistema multifeixe da área de PPI do Rogil. Perfis longitudinais desde a linha de costa até ao limite exterior da PP. (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)

2.3.3.4. Ilhotes do Martinhal

A zona de Proteção Parcial localizada na costa sul, a PPI das Ilhotas do Martinhal apresenta profundidades até cerca de 40 metros, sendo as profundidades perto dos 20 metros as dominantes nesta PPI. Os perfis realizados demonstraram uma profundidade máxima de 45 metros no perfil 1 e de cerca de 30 metros no perfil 2. O perfil 2 tem um decréscimo de profundidade bastante acentuado junto à costa e por isso tem um declive elevado (2,84%), o declive do perfil 1 é relativamente linear e mais moderado (1,78%) (Figura 2.10).

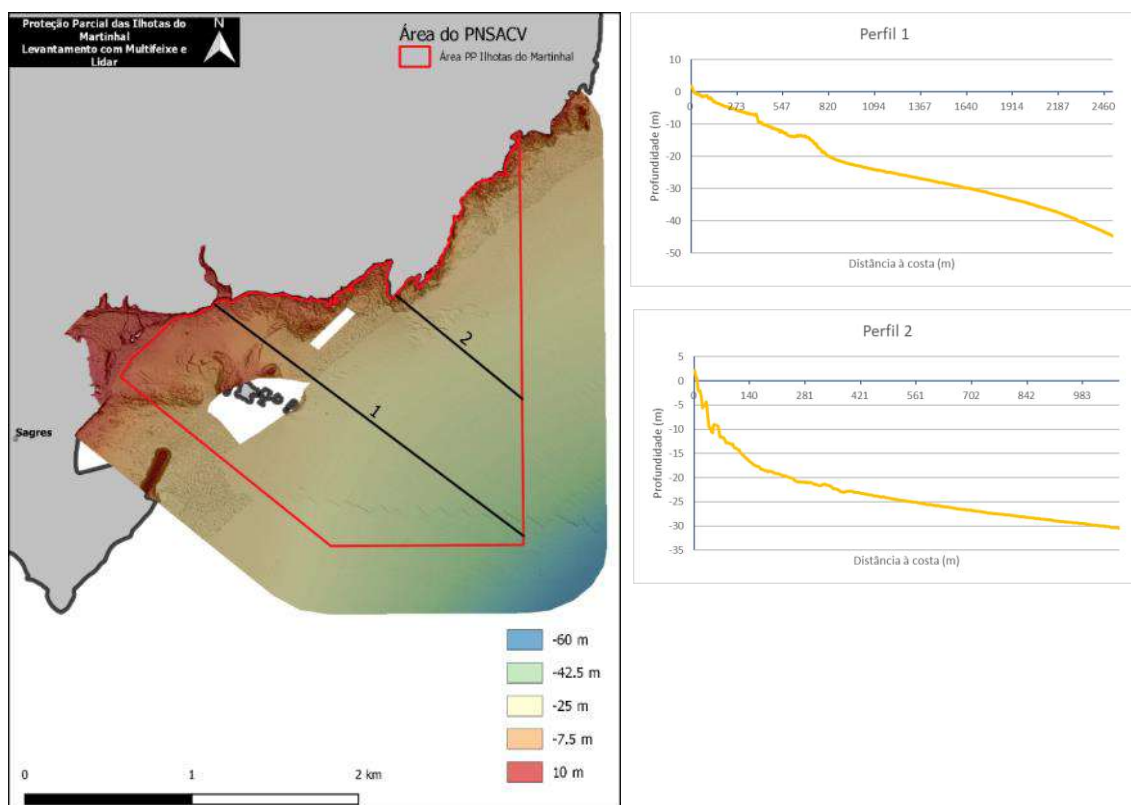


Figura 2.10. Levantamento com sistema multifeixe da área de PPI das Ilhotas do Martinhal. Perfis longitudinais desde a linha de costa até ao limite exterior da PPI. (Fonte de dados: IH/MARSW e DGT)

2.3.4. Mapas de Tipos de fundos das PPI

2.3.4.1. Ilha do Pessegueiro

A cobertura por sonar de varrimento lateral da área de proteção parcial do tipo I da Ilha do Pessegueiro foi efetuada numa área de 3,491 km² de um total de 5,844 km², incluindo a zona de proteção total (Figura 2.11).

A zona coberta por esta técnica permitiu identificar a existência de diferentes substratos. Uma zona mais escura que domina praticamente toda a área constituída por areia, como indicado na classificação dos tipos de fundo para esta zona (Figura 2.12). Na imagem gerada pelo sonar de varrimento lateral é ainda possível identificar nas zonas circundantes da área de areia, zonas com “*ripple marks*” (fundo com marcas onduladas), o que sugere a existência de maiores níveis de hidrodinamismo (Figura 2.11, quadrado verde).

A zona com substrato rochoso foi identificada no sonar de varrimento lateral como pequenos blocos de rocha solta ou em pequenos aglomerados (Figura 2.11, quadrado vermelho). A cobertura classificada como de substrato rochoso nesta PPI está presente mais perto da costa, essencialmente na zona envolvente à Ilha do Pessegueiro, prolongando-se para

sul, sudoeste, até ao limite sul desta área. A formação rochosa é mais desenvolvida nas imediações da ilha sendo nas restantes partes constituída principalmente por blocos de menores dimensões.

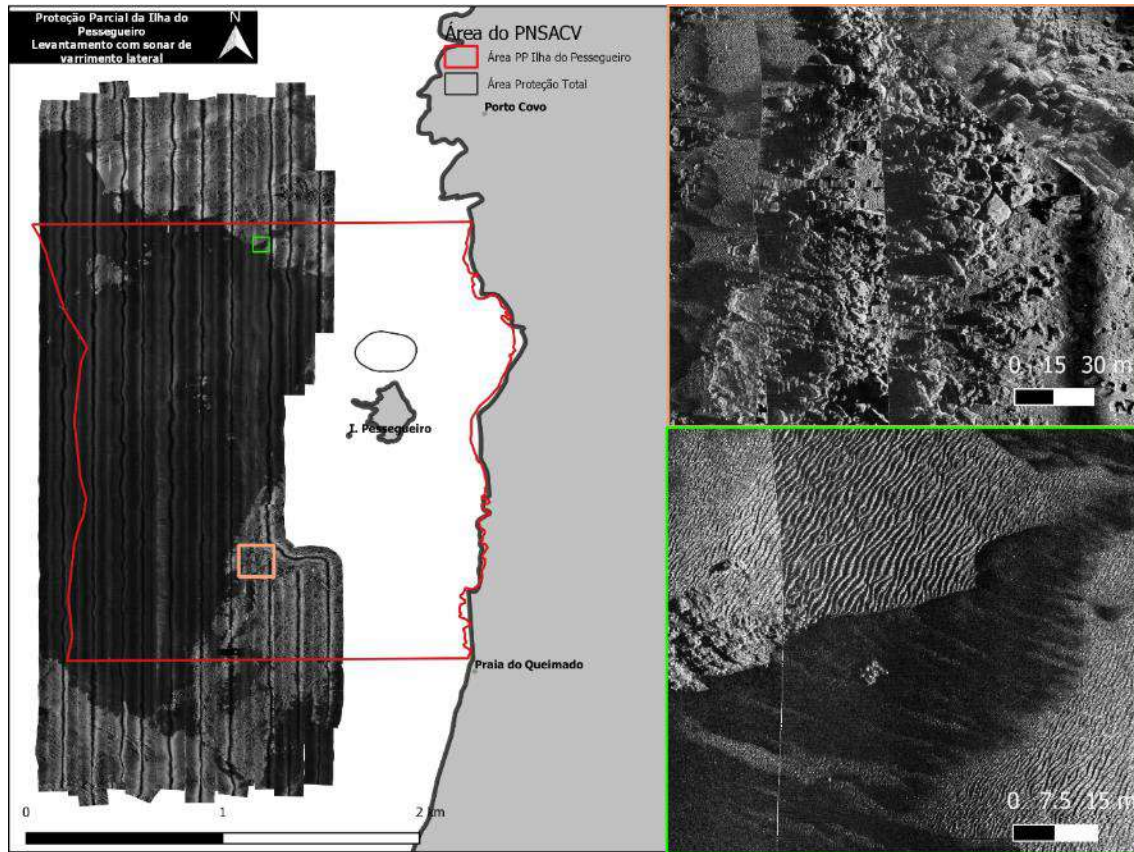


Figura 2.11. Levantamento com sonar de varrimento lateral da área de PPI da Ilha do Pessegueiro. Quadrado verde, fundos de areia com marcas onduladas “ripple marks”; Quadrado vermelho, aglomerados de rochas soltas (Fonte: IH/MARSW).

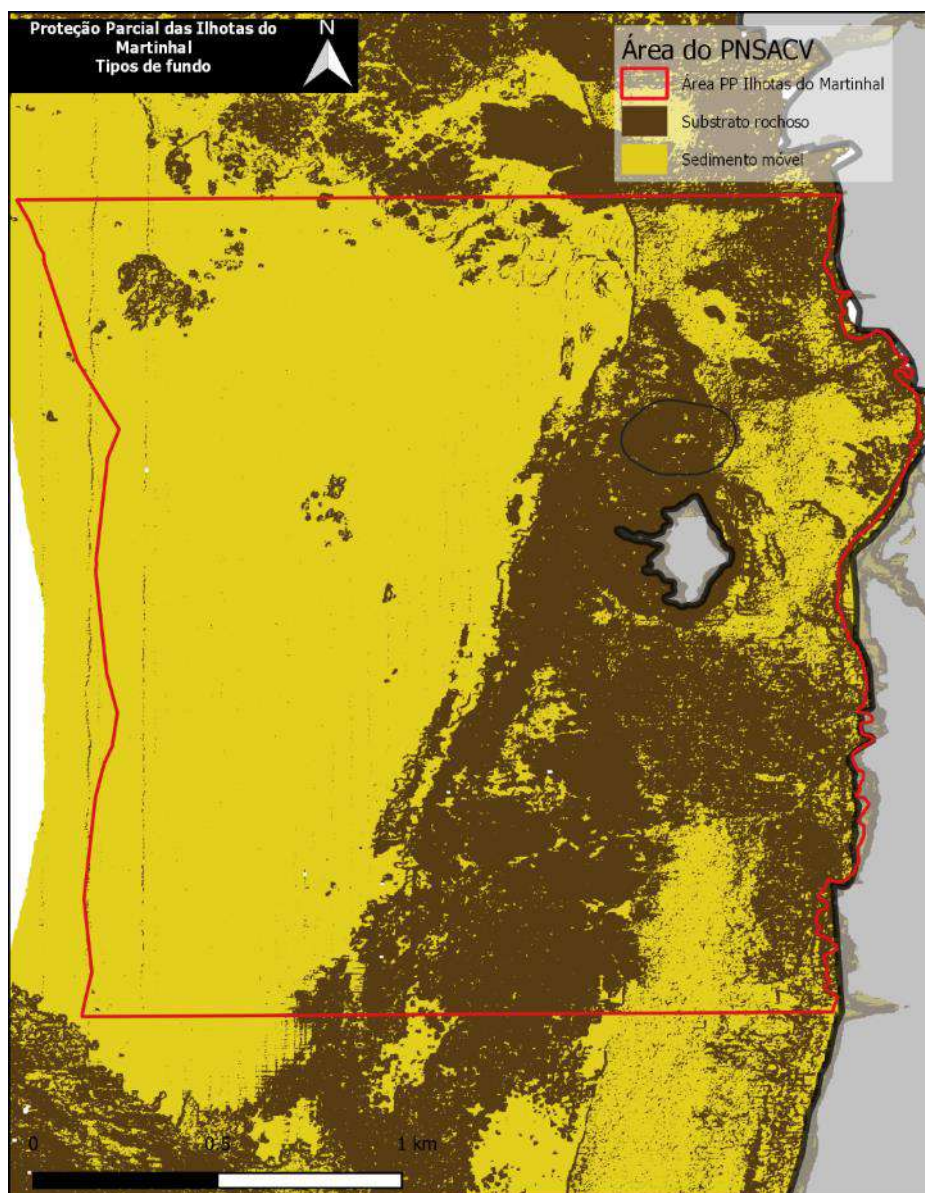


Figura 2.12. Tipos de fundo na área de PPI da Ilha do Pessegueiro.

2.3.4.2. Cabo Sardão

A área de proteção parcial I do Cabo Sardão inclui nos seus limites duas áreas de proteção total, a norte a Pedra da Enseada do Santoleiro e a mais a sul a Pedra Baía da Nau. A cobertura do levantamento por sonar de varrimento lateral abrangeu uma área de 6,046km² do total de 7,365km² correspondentes às áreas da PPI e das PT (Figura 2.13).

A cobertura com o sonar de varrimento lateral revelou que a quase totalidade do fundo desta PPI é de substrato rochoso de relativo baixo relevo (Figura 2.13, quadrado vermelho). Existem ainda pequenos enclaves de substrato arenoso entre as rochas que demonstram a presença de “*ripple marks*” (Figura 2.13, quadrado verde).

A Figura 2.14 ilustra os tipos e distribuição dos fundos na PPI do Cabo Sardão, verificando-se que toda a área é coberta por substrato rochoso, com bolsas de areia de pequena dimensão, com zona localizada na proximidade do Cabo Sardão a demonstrar manchas relativamente maiores.

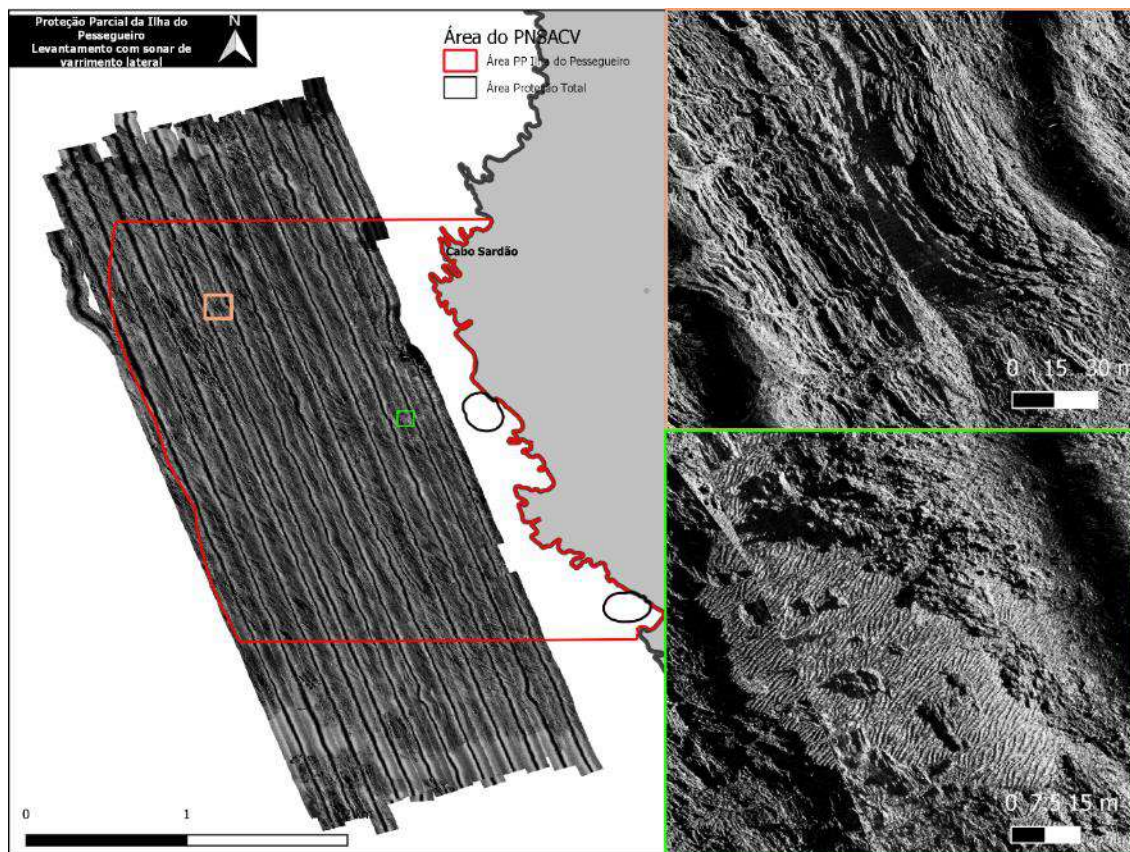


Figura 2.13. Levantamento com sonar de varrimento lateral da área de PPI do Cabo Sardão. Quadrado vermelho: fundo rochosos de baixo relevo; Quadrado verde: bolsa de areia com marcas onduladas (*ripple marks*)(Fonte: IH/MARSW).

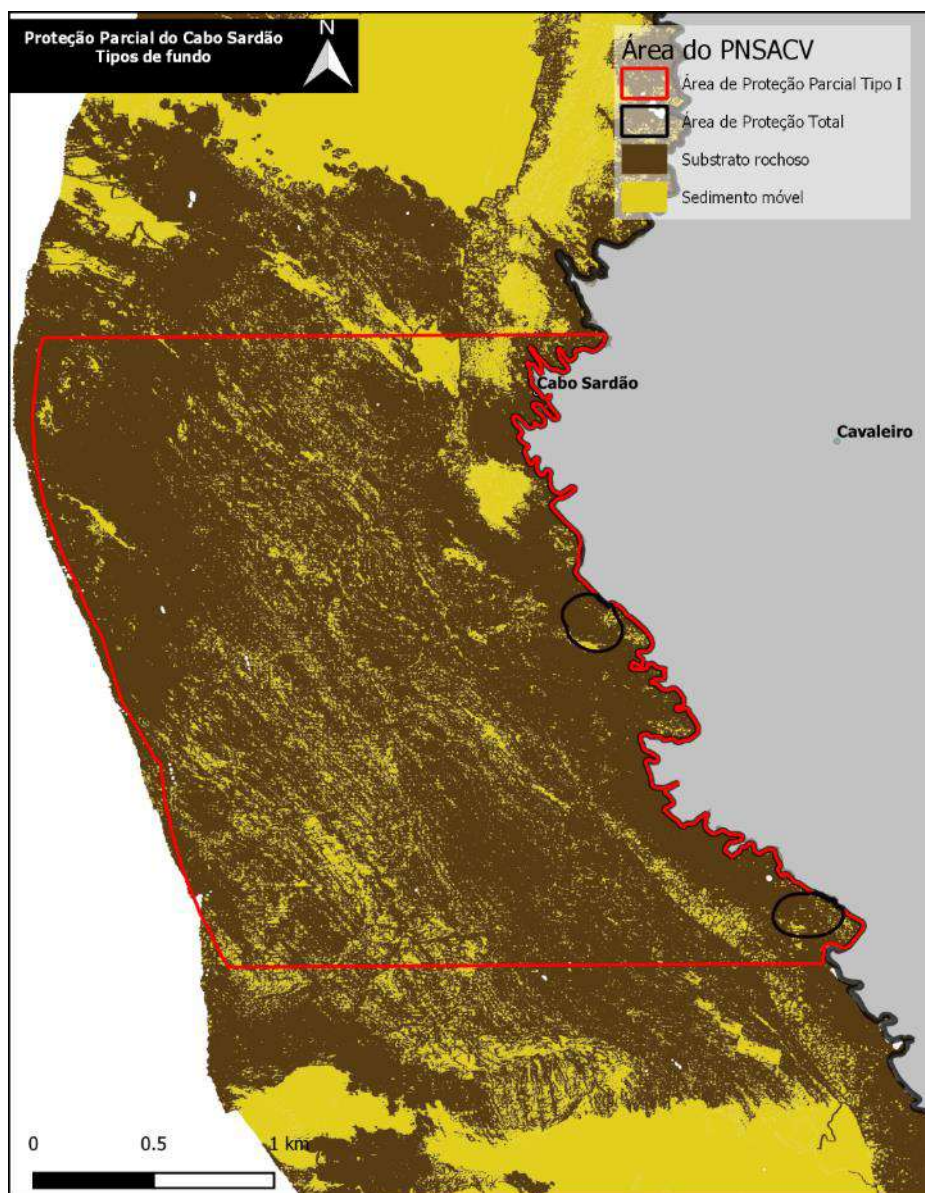


Figura 2.14. Tipos de fundo na área de PPI do Cabo Sardão.

2.3.4.3. Rogil

A área de proteção parcial I do Rogil localiza-se entre o Barranco do Falcate e a Malhadinha ocupando uma área de cerca de 6,523 km². O levantamento efetuado por sonar de varrimento lateral permitiu efetuar a cobertura total de cerca 5,075 km² (Figura 2.15). Na área coberta foram identificados os dois tipos de substratos sendo a zona rochosa localizada maioritariamente ao longo do limite exterior desta PPI, com maior incidência na sua parte norte decrescendo a área coberta por este tipo de substrato em direção sul. O substrato rochoso é caracterizado pela existência de rochas no tipo laje, pouco elevadas, e formando diversos caneiros em toda a sua extensão (Figura 2.15, quadrado vermelho). É também possível

identificar a existência de afloramentos rochosos dispersos de maiores dimensões (Figura 2.15, quadrado verde).

Os tipos de fundo da PPI do Rogil (Figura 2.16) indicam que junto de costa existe algum substrato rochoso seguindo-se uma faixa de areia, que percorre a PPI em toda a sua extensão até cerca de um quilómetro da costa. A distribuição do substrato rochoso confirma os dados do levantamento por sonar de varrimento lateral, indicando que este existe essencialmente na parte norte e central da PPI, ocorrendo também em pequenas formações dispersas dentro da PPI.

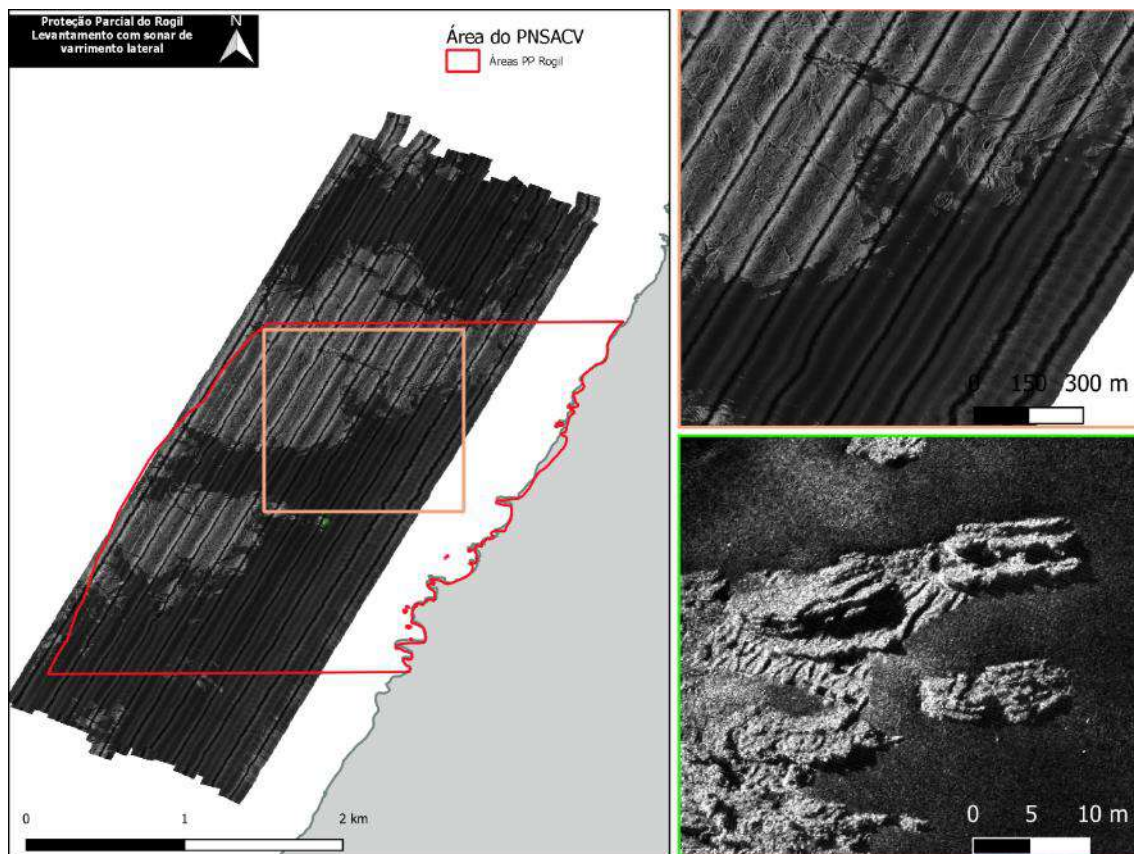


Figura 2.15. Levantamento com sonar de varrimento lateral da área de PPI do Rogil. Quadrado vermelho: rochas no tipo laje, pouco elevadas, e formando diversos caneiros em toda a sua extensão; quadrado verde: afloramentos rochosos dispersos de maiores dimensões (Fonte: IH/MARSW.)

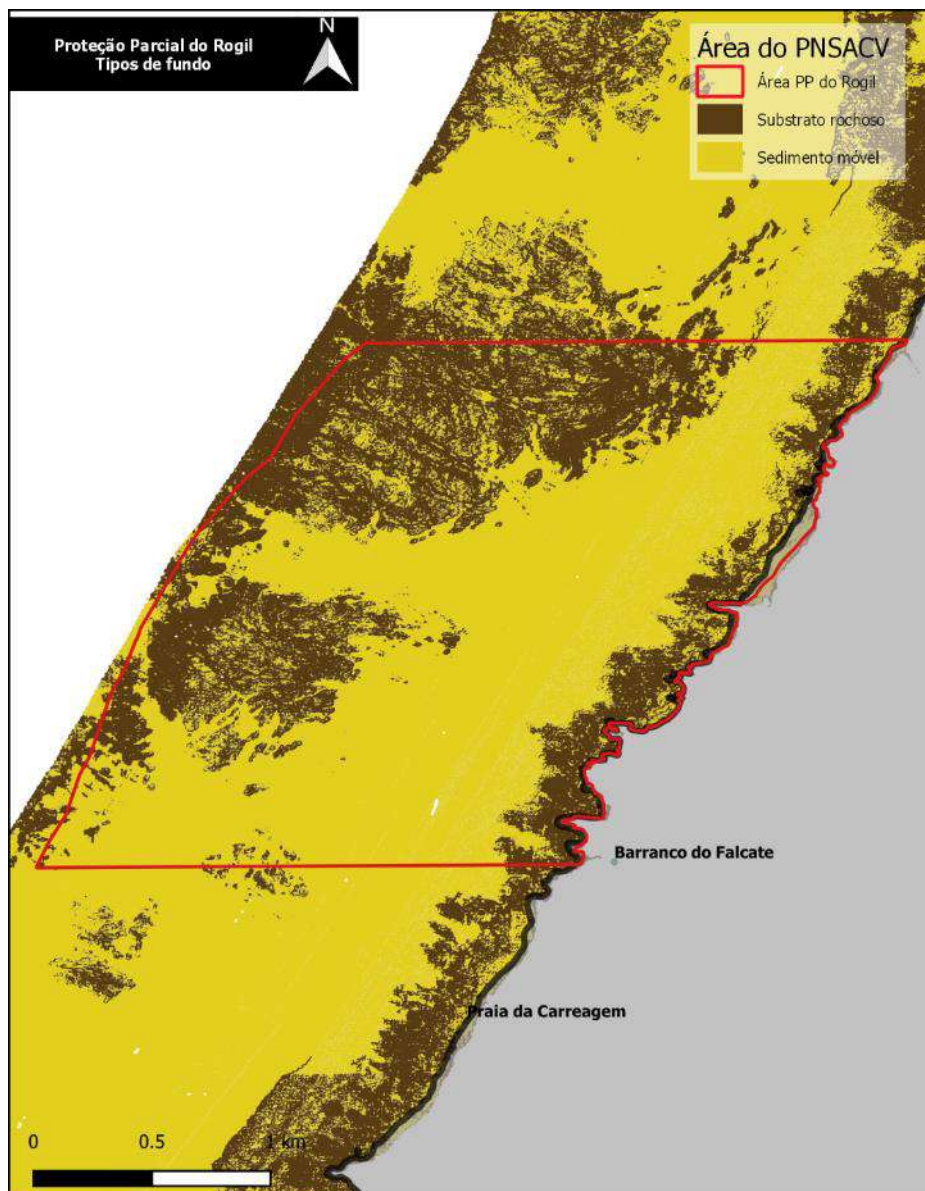


Figura 2.16. Tipos de fundo na área de PPI do Rogil.

2.3.4.4. Ilhotes do Martinhal

De entre as zonas de Proteção Parcial I existentes no PNSACV, a dos Ilhotes do Martinhal é a de menor dimensão com apenas 3,919 km². Nesta zona o sonar de varrimento lateral abrangeu uma área de 2,536 km², não tendo sido possível, no entanto, mapear o interior da baía com recurso a esta técnica (Figura 2.17).

A análise da cobertura obtida pelo sonar de varrimento lateral indica que praticamente toda a área é coberta com substrato arenoso, sendo possível identificar junto dos ilhotes, blocos de rochas de dimensões variadas (Figura 2.17, quadrado vermelho) e uma área, perto da Ponta

dos Caminhos, de substrato rochoso subaflorante (Figura 2.17, quadrado verde). Em toda a área são ainda identificáveis alguns blocos de rocha isolada de pequenas dimensões.

O mapa dos tipos de fundo na PPI dos Ilhotes do Martinhal (Figura 2.18) indica que o substrato rochoso se concentra junto de costa e na zona adjacente aos ilhotes, ocorre até cerca de 20 a 25 metros de profundidade e é normalmente caracterizado por blocos de dimensões variadas nas zonas junto das falésias e por plataformas rochosas nas restantes zonas. Toda a área remanescente é caracterizada por uma cobertura de substratos móveis relativamente homogénea.

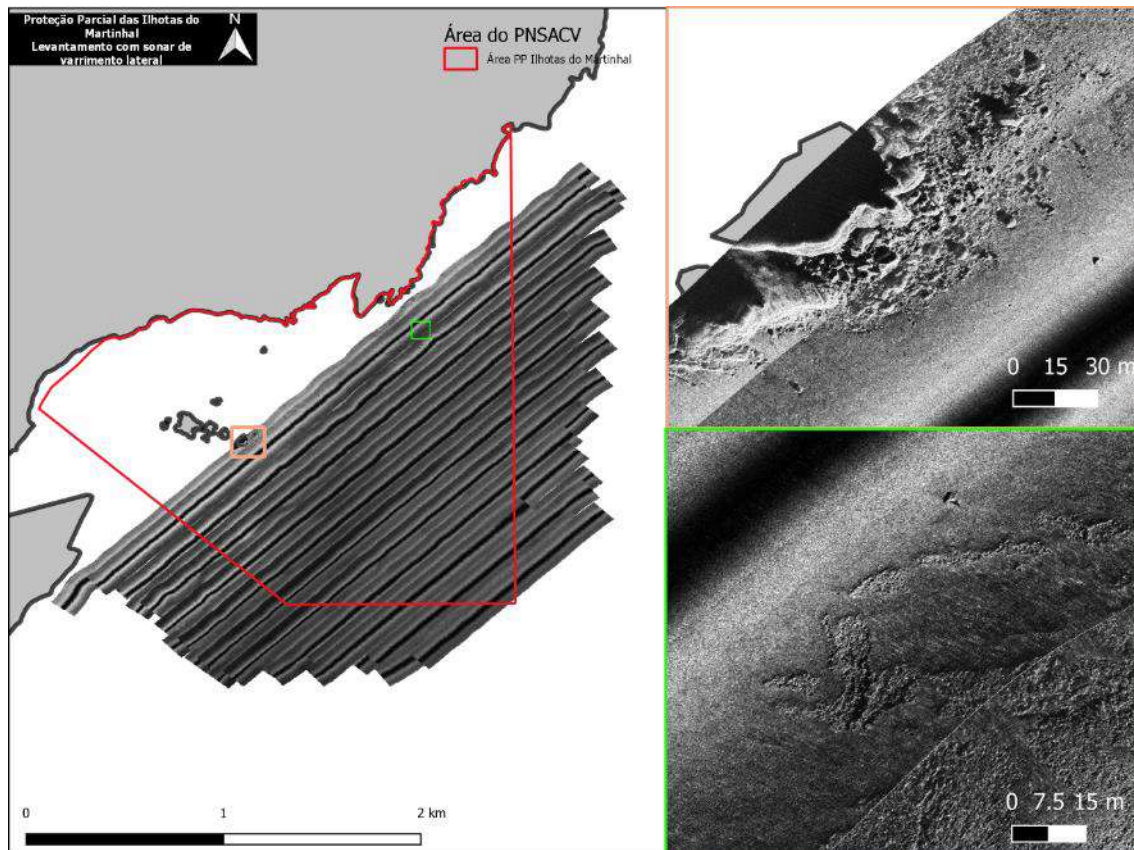


Figura 2.17. Levantamento com sonar de varrimento lateral da área de PPI dos Ilhotes do Martinhal. Quadrado vermelho: blocos de rochas de dimensões variadas; quadrado verde: substrato rochoso subaflorante (Fonte: IH/MARSW).

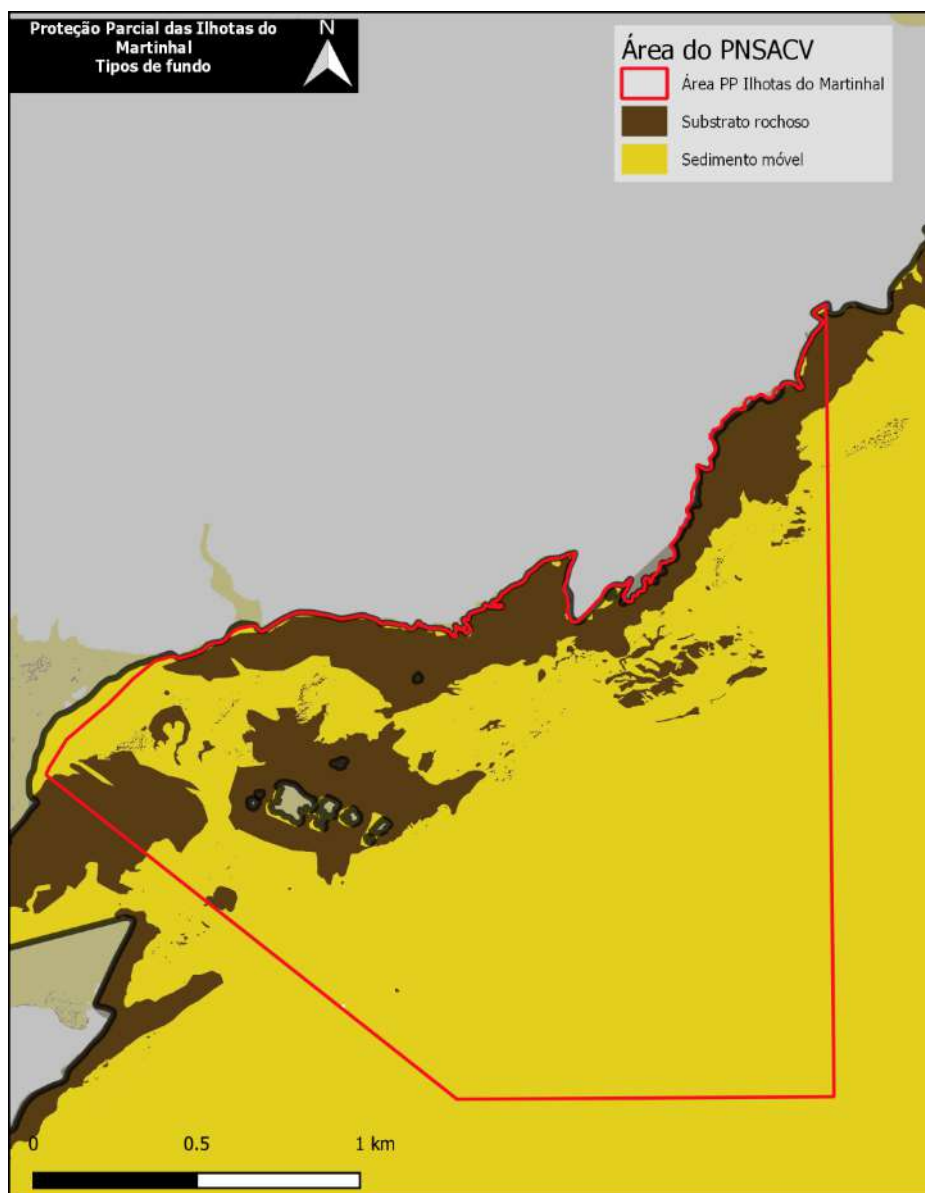


Figura 2.18. Tipos de fundo na área de PPI dos Ilhotas do Martinhal.

2.4. Considerações Finais

A dimensão da área de estudo e as condições meteorológicas adversas tornaram a caracterização física do PNSACV desafiante, de facto, é a primeira vez que é realizado em Portugal um levantamento hidrográfico desta dimensão, numa área marinha com estatuto de proteção, sendo por isso pioneiro a nível nacional.

Excluindo a zona mais costeira, difícil de mapear pela sua perigosidade, foi possível mapear, com um detalhe muito elevado, o tipo e as características dos substratos dominantes em praticamente toda a área marinha. As secções de costa em que esse levantamento não pode ser efetuado, foram também mapeadas com recurso a dados de LiDAR e a algoritmos que



permitiram inferir sobre o substrato presente, permitindo deste modo obter a cobertura integral de toda a área marinha do PNSACV.

Este mapeamento físico é assim um passo fundamental para um melhor planeamento e definição de futuras áreas de proteção, constituindo uma sólida base para estudos que se venham a desenvolver nesta área, de facto, é um marco importante para um real conhecimento do Parque Marinho.

A nível morfológico, foi registada uma enorme variabilidade de tipos de substrato, em particular no substrato rochoso (blocos, lajes, fendas e gretas, afloramentos) que potencia elevados níveis de biodiversidade. As grandes extensões de rocha que se desenvolvem para além dos limites atuais da área marinha, constituem extensões naturais das que já possuem estatuto de proteção e que, tendo sido pela primeira vez reveladas, deveriam ser avaliadas para o seu potencial interesse em integrar futuras alterações aos limites desta área (ver capítulo 5. Sítios prioritários para a conservação).

3. Caracterização e Mapeamento Biológico da Área Marinha do PNSACV

3.1. Comunidades biológicas do Intertidal rochoso

3.1.1. Introdução

As zonas intertidais rochosas são reconhecidas como um dos tipos de habitat mais exigentes no planeta Terra (Tomanek & Helmuth, 2002). Esta observação tem como base a grande variabilidade de condições ambientais a que o intertidal está sujeito, provocada pela dinâmica das marés e pelo nível de energia do habitat, i.e., pela sua exposição à ação da ondulação e das correntes (Henriques, 2016). Por sua vez, esta hidrodinâmica é determinada pela orientação e pela configuração da costa. São estas condições ambientais, conjugadas com a complexidade do substrato, que condicionam a distribuição e a extensão (abundância) das comunidades biológicas no intertidal rochoso (Henriques, 2016). Adicionalmente, a composição destas comunidades depende, ainda, das interações entre organismos, nomeadamente pressões derivadas dos fenómenos de predação e de competição por recursos, como espaço e alimentação (Judge *et al.*, 2018).

As zonas de intertidal rochoso configuram, assim, ecossistemas preferenciais para a observação e avaliação dos efeitos provocados por situações de *stress* ambiental na distribuição das comunidades (Judge *et al.*, 2018). O estudo dos impactos ambientais nestas áreas estende-

se ao domínio das alterações climáticas, uma das problemáticas mais urgentes da atualidade (Judge *et al.*, 2018). Dentro da comunidade de intertidal, as macroalgas podem ser fortes indicadoras do estado de qualidade ecológica dos ambientes costeiros, nomeadamente as espécies engenheiras, que acrescentam qualidade através da sua estrutura tridimensional complexa (e.g., *Cystoseira* spp.), que serve de refúgio a múltiplos organismos, promovendo a biodiversidade marinha (Cheminée *et al.*, 2017; Gianni *et al.*, 2013; Stephens *et al.*, 2006). Por outro lado, a substituição de espécies sensíveis por espécies oportunistas (e.g., *Ulva* spp., *Enteromorpha* spp.) conduz a ambientes ecologicamente perturbados, resultando na diminuição da complexidade estrutural dos habitats do intertidal rochoso (Archambault *et al.*, 2001; Díez *et al.*, 2009; Eriksson *et al.*, 2002; Neto *et al.*, 2012), e alterações funcionais, relacionadas com perda de riqueza específica que, por sua vez, pode conduzir à diminuição da diversidade funcional destes ecossistemas (Hooper *et al.*, 2002).

Os censos visuais com drone (*Unmanned Aerial Vehicles* – UAV) surgem em resposta à necessidade de um método de mapeamento/monitorização acessível e facilmente replicável, para a cobertura de larga escala de ecossistemas costeiros, concretizando o registo de imagens aéreas de alta resolução através de voos a baixa altitude e, simultaneamente, gerando coordenadas tridimensionais da superfície amostrada (Murfitt *et al.*, 2017). Através da análise dos seus produtos, os investigadores podem estabelecer associações entre os fatores bióticos e abióticos (e.g., exposição à ondulação e complexidade do substrato) e, num sistema de monitorização contínuo, compreender a variabilidade espacial e temporal que ocorre nestes ecossistemas (Gomes *et al.*, 2018; Murfitt *et al.*, 2017).

O mapeamento de macroalgas e de macrófitas marinhas através da deteção remota, tem sido estudado com o objetivo de construir um instrumento de monitorização eficaz do seu estado de saúde, crescimento e características biofísicas (Rowan & Kalacska, 2021; Villa *et al.*, 2014). A distinção destes organismos é auxiliada pelo cálculo de índices de vegetação, sendo o mais conhecido, aplicado tanto em ambientes terrestres como aquáticos, o índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Apesar das macroalgas não serem vegetação, são casos aplicáveis dada a semelhança espectral que têm com as plantas (Rowan & Kalacska, 2021). Macrófitas e algas verdes saudáveis refletem mais a luz dos campos do infra-vermelho próximo e do verde e absorvem mais a luz do espectro do azul e do vermelho. Todavia, os índices de vegetação não são apenas sensíveis às características físicas da planta/alga, sendo também condicionados pelo enquadramento da vegetação e pela resolução espacial com que as imagens aéreas são captadas (Villa *et al.*, 2014). Deste modo, o ambiente aquático pode interferir no sucesso deste índice, dado que a água absorve grande parte da radiação do espectro do infra-

vermelho próximo e do vermelho, tendo sido já sugerida uma variante do NDVI e desenvolvidos outros índices para a vegetação aquática (e.g., *Normalized Difference Aquatic Vegetation Index* - NDAVI, *Water Adjusted Vegetation Index* – WAVI, *Enhanced Vegetation Index* – EVI).

Murfitt *et al.* (2017), que usa o drone - com resolução inferior a 1 cm - para o mapeamento e monitorização dos ecossistemas de intertidal, concluiu que as amostragens com drone deram origem a resultados bastante precisos quanto às estimativas de distribuição e área de cobertura de espécies de macroalgas formadoras de canópia, enquanto as espécies do subcoberto foram constantemente subestimadas. Este estudo avalia a hipótese de utilização de deteção remota por UAV, de forma complementar aos métodos *in situ*, para a monitorização dos ecossistemas de intertidal rochoso. O principal objetivo deste relatório é o mapeamento das comunidades do intertidal através do registo fotogramétrico da maior cobertura possível da área a ser estudada e abrir caminhos para a deteção de padrões de associação entre tipos de algas e invertebrados conspícuos e a topografia do espaço, que são dependentes de escalas mais pequenas.

3.1.2. Objetivos

O presente estudo teve como objetivo efetuar a caracterização e mapeamento das comunidades biológicas presentes nas zonas de intertidal das praias abrangidas pelo Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Esta caracterização é apresentada em duas escalas distintas:

- À escala do PNSACV: são indicadas as densidades e coberturas de grupos e de espécies características, comerciais, engenheiras e indicadoras de qualidade do habitat do intertidal rochoso, distinguidas por nível do intertidal e por orientação da costa;
- À escala da praia: são modeladas as áreas ocupadas por diferentes classes de sedimentos e organismos conspícuos das comunidades biológicas do intertidal.

Esta caracterização a diferentes escalas concorre para uma descrição mais completa da composição, distribuição, quantificação e estrutura das comunidades.

3.1.3. Métodos

3.1.3.1. Área de Estudo

A área avaliada encontra-se dentro dos limites do PNSACV e inclui praias de substrato rochoso das localidades do Rogil, de Sagres e de Sines (Figura 3.1). O zonamento dos níveis de proteção do PNSACV enquadra 5 praias em zona de Proteção Parcial de tipo I (PPI) e 6 praias em

zona de Proteção Complementar (PC). A lista das praias amostradas encontra-se na Tabela A 8.1.1 (Anexos).

- Na costa Sul (Sagres), configuram-se ambientes mais abrigados, com nível de energia baixo (EUNIS A1.3), cujo substrato é constituído por areia e rocha solta com dimensão variável.
- Na costa Oeste (Rogil e Sines) as praias são de plataforma rochosa e abertas para a frente atlântica, com nível de energia moderado (EUNIS A1.2), sendo bastante expostas e sujeitas a ventos de quadrante Norte.

Veja-se as fotografias representativas dos dois ambientes de praia descritos para a costa Sul e para a costa Oeste na Figura A 8.1.1 (Anexos).

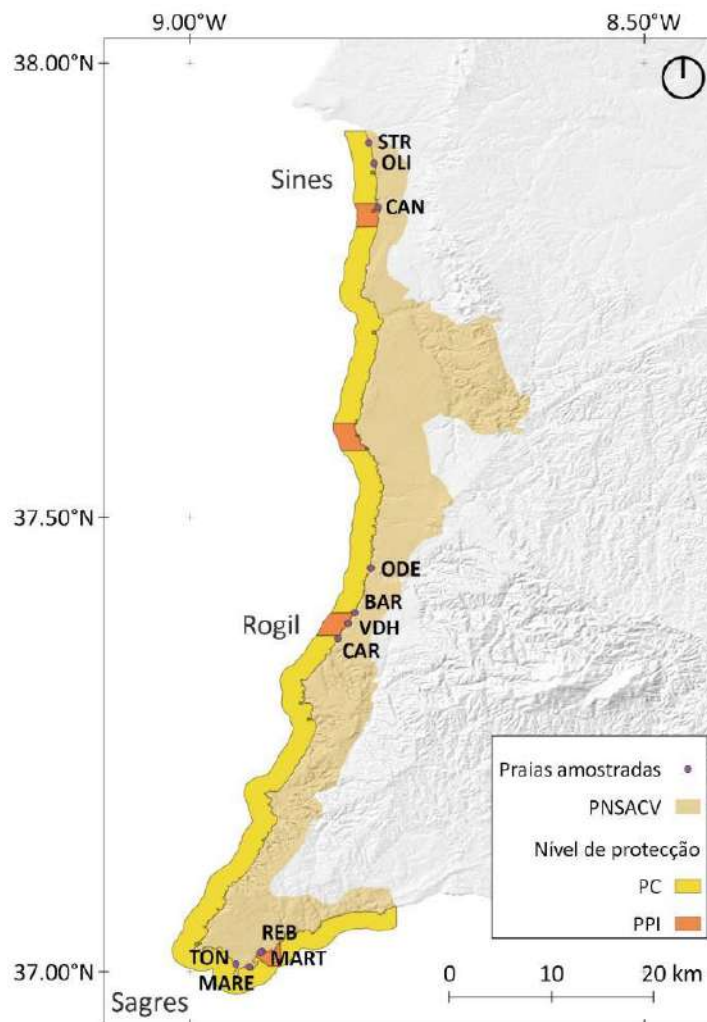


Figura 3.1. Área de estudo das comunidades biológicas do intertidal rochoso. Os limites do PNSACV, o zonamento dos níveis de proteção (PPI - Proteção Parcial de tipo I, PC – Proteção Complementar) que enquadram as praias amostradas e a sua respetiva localização. No Sudoeste Alentejano: STR – São Torpes, OLI – Oliveirinha, CAN – Caniceira; e na Costa Vicentina: ODE – Odeceixe, BAR – Barradinha, VDH – Vale dos Homens, CAR – Carriagem, TON – Tonel, MARE – Mareta, MART – Martinhal, REB - Rebolinhos.

3.1.3.2. Técnicas de amostragem

O planeamento da amostragem teve em consideração duas metodologias distintas, mas complementares, para o mapeamento das zonas entremarés em estudo: censos visuais diretos com a técnica do quadrado e censos visuais indiretos com drone (o último exclusivamente para a Costa Vicentina;). Dado tratar-se do PNSACV, os métodos de amostragem definidos não são destrutivos e respeitaram a integridade dos habitats e comunidades bióticas.

O mapeamento contemplou a caracterização das comunidades de macroinvertebrados (móveis e sésseis) e de macroalgas, através da amostragem da zona intertidal de substrato duro de oito praias da Costa Vicentina (quatro na costa Sul e quatro na costa Oeste) e de três praias do Sudoeste Alentejano, bem distribuídas ao longo da área de estudo. Os dados referentes à Costa Alentejana, foram recolhidos no âmbito do projeto MAPSi 2019-2020 e a sua cedência autorizada pela Administração dos Portos de Sines e do Algarve, S.A. (APS). Com efeito, as diferenças entre as metodologias de recolha de dados aplicadas na Costa Vicentina e no Sudoeste Alentejano são apresentadas na descrição da técnica do quadrado (que se segue).

As medições foram executadas duas vezes para cada praia, em épocas distintas para a Costa Vicentina e para o Sudoeste Alentejano. Na Costa Vicentina, as praias foram amostradas na Primavera (entre março e maio de 2019) e no Outono (entre setembro e outubro de 2019). Já no Sudoeste Alentejano as praias foram amostradas no Verão (entre junho e princípios de julho e entre finais de julho e agosto de 2019).



Figura 3.2. Fotografias representativas do mapeamento com transectos e quadrados (à esquerda) e do método de mapeamento com recurso a imagens aéreas de drone (à direita).

3.1.3.3. Técnica do quadrado

A técnica do quadrado é uma técnica de amostragem tradicionalmente utilizada na monitorização e estudo das comunidades do intertidal rochoso (Murray *et al.*, 2006; Underwood, 1976). Esta técnica depende fortemente do calendário lunar, tendo sido apenas concretizada em períodos de baixa-mar de marés-vivas com altura de maré $\leq 0,8$ m, que



ocorrem com lua cheia ou lua nova (Castro *et al.*, 2015). Estas condições foram, quando possível, harmonizadas com dias de ondulação baixa.

A recolha de dados biológicos foi concretizada em toda a zona intertidal, entre os níveis inferior e superior, ao longo de transectos com 10 m de comprimento, com direção paralela à linha de costa e com um distanciamento mínimo de 5 m entre eles (consoante a extensão da área de intertidal exposta em cada uma das praias). As amostragens iniciaram-se consistentemente no nível inferior, acompanhando a subida da maré até ao nível superior. O desenho experimental entre as regiões do Sudoeste Alentejano e da Costa Vicentina apresentaram pequenas diferenças (Tabela I). Ao longo de cada transecto foram dispostos quadrados de 50 x 50 cm (1,25 m²), posicionados de forma a evitar superfícies rochosas com inclinação superior a 45º e zonas com areia (máximo permitido de 10% do quadrado), para a determinação da densidade/ cobertura de macroalgas, de macroinvertebrados e de outros organismos.

Tabela I. Desenho experimental nas praias do PNSACV entre a Costa Vicentina e o Sudoeste Alentejano

Desenho experimental	Costa Vicentina (CCMAR)	Sudoeste Alentejano (MARE-UE)
Unidade de amostragem	Quadrado (50x50cm), 25 subquadrados, 36 pontos de intersecção	Quadrado (50x50cm), 36 subquadrados, 49 pontos de intersecção
Nº de praias amostradas	8	3
Nº de transectos/ praia e época	6	6
Nº de quadrados/ transecto	5	4
Nº de quadrados/praias e época	30	24

Os organismos foram divididos em dois tipos:

- a) Organismos sésseis: macroalgas, líquenes e macroinvertebrados sésseis, para os quais foram estimadas as respetivas percentagens de cobertura;
- b) Organismos móveis e semi-sésseis: macroinvertebrados móveis e semi-sésseis (ou de mobilidade reduzida), para os quais foram feitas as contagens dos indivíduos (e.g., *Patella* spp.).

Concedeu-se uma exceção a esta caracterização para os ouriços *Paracentrotus lividus*, uma vez que se trata de uma espécie de invertebrado móvel, cuja abundância no Sudoeste Alentejano foi quantificada por percentagem de cobertura e na Costa Vicentina por contagem de indivíduos (densidades). Por conseguinte, considerou-se que a conversão de densidades para

percentagem de cobertura traduzir-se-ia num erro menor do que o processo inverso, devido à dimensão variável entre os organismos observados e por se conhecer o diâmetro equatorial dos ouriços no caso da Costa Vicentina. Aplicou-se, assim, a Equação 3.1, baseada na forma redonda destes organismos:

$$\% \text{ cobertura} = [n * (\pi r^2) / 2500] * 100$$

Equação 3.1. Conversão da medida de densidades de *Paracentrotus lividus* para a sua correspondente percentagem de cobertura. Nota: n – o número de indivíduos de um determinado tamanho (no quadrado), r - o raio do seu tamanho (i.e., metade do seu diâmetro equatorial) em cm, πr^2 - a área ocupada por cada indivíduo, 2500 - a área total do quadrado em cm².

Foram avaliados um total de 132 transectos (96 para a Costa Vicentina e 36 para o Sudoeste Alentejano) nas duas épocas de amostragem. Na Costa Vicentina, para cada transecto, as medições foram realizadas através de cinco quadrados, alternando o lado do transecto, distanciados 2,5 m entre eles. Verificaram-se algumas exceções provocadas ou por condições meteorológicas menos adequadas (e.g., ondulação alta e rápida na praia do Vale dos Homens) ou pela dificuldade na mobilidade devido à instabilidade do substrato (e.g., substrato de pedras soltas com inclinação acentuada na praia dos Rebolinhos), que aliadas à subida rápida da maré, que impossibilitaram completar os cinco quadrados planeados por transecto. Já no caso do Sudoeste Alentejano, as medições foram executadas através de quatro quadrados, de dimensão equivalente, aleatoriamente distribuídos pelo transecto. O número de quadrados realmente amostrados em cada praia é apresentado na Tabela A 8.1.1 (Anexos).

Sempre que possível, a identificação taxonómica foi realizada *in situ* e até à espécie, sem remover ou danificar os organismos e utilizando lupas de bolso quando necessário. Nos casos em que tal não foi possível, os exemplares foram colhidos e identificados em laboratório, com a ajuda de manuais especializados para cada grupo taxonómico e de equipamento ótico de ampliação (lupa). Toda a informação recolhida foi posteriormente inserida numa base de dados digital (formato Excel) por forma a facilitar a sua análise.

3.1.3.4. Tratamento da informação e análise de dados

A informação recolhida foi analisada com recurso à percentagem de cobertura dos organismos sésseis e à densidade de organismos móveis e semi-sésseis (média por praia² ± erro-padrão), por grupo de organismos e nível taxonómico (filo, ordem, espécie), o que facilitou a caracterização geral das comunidades. A composição das comunidades e a sua estrutura foram

² Para a caracterização geral, usou-se a praia como unidade de análise, para evitar o efeito de diferenças de número de quadrados amostrados em cada praia.

determinadas com base nos valores de frequência de ocorrência (%) por unidade de análise (praia e quadrado) de cada espécie ou *taxon* (Equação 3.2), como indicador da sua raridade.

$$\% \text{ FO} = \frac{\text{N de unidades de análise com espécie } i}{\text{N total de unidades de análise}} \times 100$$

Equação 3.2. Cálculo da Frequência de ocorrência para a espécie *i*.

No sentido de melhor compreender a ecologia, a estrutura e os padrões da comunidade (Littler, 1980; Littler *et al.*, 1983; Littler & Arnold, 1982; Steneck & Watling, 1982; Steneck & Dethier, 1994), as macroalgas foram categorizadas por grupos funcionais (Balata *et al.*, 2011; Carstensen *et al.*, 2017; Guinda *et al.*, 2008) e os macroinvertebrados por grupos tróficos. Sabe-se que os grupos funcionais de macroalgas dão nome a um conjunto de adaptações morfológicas, fisiológicas e ecológicas destes organismos às condições ambientais da comunidade em que se inserem (Littler & Littler, 1984). Também a rede trófica, i.e., a caracterização das comunidades pela sua produtividade/hábitos alimentares, é um dos aspetos mais relevantes, que interfere profundamente com os processos que ocorrem no intertidal e, conseqüentemente, com a estrutura das suas comunidades (Stephenson, 1942). Os grupos funcionais e tróficos utilizados na análise encontram-se nas Tabela e, a lista completa com a correspondência dos *taxa* observados com os respetivos grupos funcionais/tróficos pode ser consultada nas Tabela A 8.1.4, Tabela A 8.1.5 e Tabela A 8.1.6 (Anexos).

Tabela II. Exemplos de espécies que integram os grupos funcionais de macroalgas.

Grupo funcional (ordenados por palatibilidade, <<)	Exemplos
1. Filamentosas ou ramificadas finas	<i>Ceramium</i> spp., <i>Chondria</i> spp., <i>Laurencia</i> spp., <i>Osmundea</i> spp., <i>Polysiphonia</i> spp.
2. Foliosas finas	<i>Ulva</i> spp., <i>Porphyra</i> sp.
3. Ramificadas grosseiras	<i>Asparagopsis armata</i> , <i>Caulacanthus ustulatus</i> , <i>Chondracanthus</i> spp., <i>Gelidium</i> spp.
4. Foliosas grosseiras	<i>Cryptopleura</i> spp., <i>Dictyota</i> spp., <i>Hypoglossum</i> spp., <i>Nitophyllum punctatum</i> , <i>Padina pavonica</i>
5. Prostradas ou incrustantes não calcárias	<i>Codium adhaerens</i> , <i>Colpomenia peregrina</i> , <i>Peyssonnelia coriácea</i> , <i>Cutleria</i> spp., <i>Valonia</i> spp.
6. Grossas e coriáceas	<i>Cystoseira</i> spp., <i>Fucus</i> spp., <i>Phyllariopsis brevipes</i> , <i>Sargassum vulgare</i>
7. Calcárias articuladas	<i>Amphiroa</i> spp., <i>Corallina</i> spp., <i>Ellisolandia elongata</i> , <i>Jania</i> spp.
8. Calcárias incrustantes	<i>Lithophyllum</i> spp., <i>Mesophyllum lichenoides</i>

Tabela III. Caracterização dos grupos tróficos de macroinvertebrados.

Grupo trófico (ordenados por nível trófico, <<)	Exemplos
1. Carnívoros	<i>Actinia</i> spp., <i>Anemonia</i> spp., <i>Cochlis vittata</i> , <i>Coscinasterias tenuispina</i> , <i>Ocinebrina</i> sp.
2. Omnívoros	<i>Carcinus maenas</i> , <i>Cereus pedunculatus</i> , <i>Clibanarius</i> <i>erythropus</i> , <i>Pachygrapsus</i> spp.
3. Herbívoros	<i>Littorina</i> spp. <i>Patella</i> spp. <i>Paracentrotus lividus</i> , <i>Phorcus</i> spp., <i>Steromphala</i> spp.
4. Detritívoros	<i>Eulalia viridis</i> , <i>Holothuria arguinensis</i> , <i>Palaemon</i> <i>elegans</i> , <i>Tritia</i> spp.
5. Filtradores	<i>Anomia ephippium</i> , <i>Chthamalus</i> spp., <i>Mytilus</i> spp., <i>Scopalina lophyropoda</i>

Adicionalmente à caracterização geral dos organismos do intertidal rochoso do PNSACV, foram analisadas as diferenças das comunidades biológicas entre os níveis de intertidal (inferior, médio e superior) e a orientação da costa (costa Oeste e costa Sul), devido aos diferentes níveis de energia que esta representa, utilizando o quadrado como unidade de análise. De forma a estimar as diferenças na diversidade específica existente foi utilizado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') - Equação 3.3 Equação 3.8. Cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener. Nota: p_i corresponde à proporção de indivíduos da espécie i . O índice de Shannon-Wiener baseia-se na abundância dos indivíduos das diferentes espécies, na sua distribuição na comunidade e na riqueza específica (Clarke *et al.*, 2014). Como medidas complementares de diversidade foram também utilizados o índice de Riqueza Específica (S), que corresponde ao número total de espécies identificadas, e a Equitabilidade ou Índice de Pielou (J'), que determina de que forma os indivíduos das diferentes espécies se encontram distribuídos na comunidade (Equação 3.4).

$$H' = - \sum_i^S p_i \times \log(p_i)$$

Equação 3.3. Cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener. Nota: p_i corresponde à proporção de indivíduos da espécie i .

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Equação 3.4. Cálculo da Equitabilidade.

A análise estatística foi maioritariamente efetuada com recurso a ferramentas de análise multivariada disponíveis no programa informático Primer 6.0 (Clarke & Gorley, 2006). Nesse sentido, os dados foram previamente transformados com raiz quadrada, atenuando a influência das espécies mais abundantes, e foi criada uma matriz de similaridade de Bray-Curtis. A matriz foi posteriormente submetida a análises de similaridade (ANOSIM) e análises de percentagens de similaridade (SIMPER). Estas análises permitem a comparação das amostras em função de fatores e discriminam as diferenças nas comunidades de acordo com a sua composição (ANOSIM) e determinam quais as espécies com maior contribuição para a semelhança/dissemelhança observada (SIMPER). O programa dispõe ainda de ferramentas gráficas que permitem a visualização espacial da ordenação das amostras (dendrograma e ordenação espacial de dimensões múltiplas, nMDS), e também elas foram utilizadas.

Limitações

Uma vez que os dados de densidade e de percentagem de cobertura de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis não revelaram uma distribuição normal, não são homocedásticos e apresentam uma grande quantidade de zeros (verificou-se uma ocorrência muito esparsa para a maior parte das espécies), não se cumprem os requisitos para executar testes paramétricos como a análise de variância ANOVA. Os dados de densidade dificilmente aproximam-se da distribuição normal e, na maioria dos casos, só podem ser sujeitos a métodos não-paramétricos (Clarke & Warwick, 1994). O processo de transformação de dados seguiu a sequência proposta por Clarke & Warwick (1994), determinando-se a transformação por raiz à quarta a mais apropriada, para equilibrar as recorrentes pequenas densidades de espécies mais raras. Após a transformação prévia dos dados com raiz à quarta, a matriz de semelhanças de Bray-Curtis, criada para quantificar a similaridade entre todos os pares de amostras, foi aqui ajustada através da adição de uma variável/espécie “*dummy*” ou constante de valor igual a 1. Este ajuste faz com que um par de amostras com zero indivíduos seja identificado como semelhante e não como “indefinido” e que pares de amostras com apenas um indivíduo não flutuem tanto entre 100% de similaridade, se os indivíduos forem da mesma espécie, e 0% se forem de espécies diferentes (Clarke & Gorley, 2006).

3.1.3.5. Técnica de deteção remota com drone

O trabalho de campo do método de censos visuais indiretos com drone dividiu-se em três fases distintas:

Planeamento (Fase 0):

- a) Reconhecimento da extensão e das características do local a mapear;
- b) Delimitação da área de voo conforme o objetivo e a autonomia do equipamento;
- c) Definição dos parâmetros de voo. O planeamento do voo dependeu de um conjunto de parâmetros determinados em função do objetivo de mapeamento: a extensão da área a mapear, a resolução espacial (nível de detalhe de imagem), a frequência de obtenção de imagens desejadas (Gomes *et al.*, 2018; Quintella *et al.*, 2019) e o tempo disponível para toda a operação. Outros fatores externos foram determinantes para a exequibilidade do voo e para a qualidade dos resultados, nomeadamente as condições atmosféricas e hidrográficas (principalmente o nível e hora da maré viva baixa-mar), e o posicionamento dos satélites. O software de planeamento de voo utilizado foi o *Pix4Dcapture*;
- d) Definição da posição dos pontos de controlo (GCP, no máximo 12) e registo das respetivas coordenadas no GPS de precisão (foi utilizado o modelo *Spectra Precision Mobilemapper 120*), para a correta georreferenciação das imagens e atenuação do efeito de distorção no ortofotomosaico.

Preparação (Fase 1):

- a) Posicionamento dos pontos de controlo (GCP), anteriormente planeados, e registo das coordenadas geográficas através do GPS de precisão;
- b) Amostragem através de censos visuais diretos de, pelo menos, dois quadrados (em níveis diferentes do intertidal), tentando caracterizar todas as comunidades visualmente diferenciadas, para validação do que é observado pelo sensor. Estes quadrados (50x50cm) foram fotografados pela câmara digital *Panasonic Lumix* (12 MP) para que as duas representações (imagem *in situ* e o ortofotomapa) pudessem ser facilmente comparadas (ver Tabela A 8.1.7; Anexos).

Realização do voo (Fase 2).

Neste estudo, definiu-se uma área de voo de aproximadamente 100 x 100 m (10.000 m²), apresentando-se neste o exemplo da praia da Barradinha, de plataforma rochosa. O drone utilizado no estudo foi o *DJI Mavic 2 Pro*, com um sensor de 20 MP e autonomia de voo máxima de 31 minutos. Para a captação do comprimento de onda do infravermelho próximo (IVP), em adição aos do espectro visível (vermelho, verde, azul – *RGB* – 375nm - 650nm), acoplou-se ao drone o sensor *Survey3N camera* (vermelho, verde, infravermelho próximo – *RGN* - 550nm/660nm/850nm) da MAPIR, com 12 MP e autonomia superior à do drone. Este sensor foi

acoplado utilizando uma estrutura própria da marca, que permite a captação de imagem a aproximadamente 90 graus, sem interferir com o registo do sensor original do drone (também a 90 graus). A banda do IVP possibilita o cálculo do índice NDAVI (*Normalized Difference Aquatic Vegetation Index*; (Villa *et al.*, 2014), cujo objetivo de utilização, neste caso, foi melhorar a classificação de macroalgas verdes. O NDAVI é calculado conforme a Equação 3.5:

$$\text{NDAVI} = \frac{\text{IVP}-A}{\text{IVP}+A}$$

Equação 3.5. Cálculo do NDAVI (*Normalized Difference Aquatic Vegetation Index*). Nota: IVP corresponde à banda do infravermelho próximo, extraída do ortofotomapa RGN, e A corresponde à banda azul, extraída do ortofotomapa RGB.



Figura 3.3. Figuras ilustrativas do mapeamento de macroalgas verdes na praia do Vale dos Homens. A imagem em escala de cinza é o produto do cálculo do índice NDAVI, que regista valores mais elevados (a branco) nas zonas de algas verdes.

Considerando as propriedades dos dois sensores, a área a registar e a resolução espacial pretendida (<1 cm/px), procedeu-se ao cálculo do GSD (*Ground sample distance*), i.e., a resolução da fotografia no chão, para diferentes altitudes de voo, calculada através da Equação 3.6. Definiu-se 30 m de altitude de voo, com uma sobreposição longitudinal e lateral máximas de 90% e 75%, respetivamente, entre imagens captadas (Tabela IV).

$$GSD_{h/v} = (A * S_{h/v}) : (FL * I_{h/v})$$

Equação 3.6. Cálculo do GSD. Nota: h/v consoante horizontal ou vertical (respetivamente). A corresponde à altitude de voo (cm), $S_{h/v}$ à dimensão do sensor (cm), FL à distância focal (cm) e $I_{h/v}$ à dimensão da imagem (px).

Tabela IV.: Propriedades dos sensores DJI Mavic 2 Pro (Mvc2Pro) e MAPIR Survey3N camera (Mpr_S3N), parâmetros definidos e GSD médio correspondente para uma altitude de voo definida de 30m.

Propriedades	Mvc2Pro	Mpr_S3N
Distância focal (cm)	2,8	0,83
FOV/2 latitude (graus)	38,5	20,5
Imagem – altura (px)	3648	3024
Imagem – largura (px)	5472	4032
Parâmetros		
Velocidade de voo (m/s)	2	2
Intervalo de disparo (min)	2	0,5
Fotografias (N/s)	1	2
GSD (cm)		
p/ altitude de voo = 30 m	0,26	0,56

Após a execução do voo, o conjunto de imagens e a nuvem de pontos registados pelo drone são corretamente georreferenciados e processados com o objetivo de gerar dois produtos: o ortofotomosaico e o modelo digital de elevação (MDE). Este processo foi executado com o *software* fotogramétrico Agisoft®. Após a obtenção destes produtos, procedeu-se à classificação recorrendo ao *software* de sistemas de informação geográfica (SIG) QGIS 3.10.11 e à sua aplicação *Semi-Automatic Classification Plugin* (versão 7.0.9.1), que permitiu a classificação semi-automática (supervisionada e não supervisionada) de imagens captadas por deteção remota (Congedo, 2019). Foram consideradas as seguintes variáveis para a classificação:

- Banda do vermelho;
- Banda do verde;
- Banda do azul;
- Banda do infravermelho próximo;
- Índice NDAVI;



- Entropia (análise textural do RGB);
- Modelo digital de elevação (reclassificado por quantis).

A textura de uma imagem é “uma função de variação espacial da intensidade do brilho dos píxeis ”(Armi & Fekri-Ershad, 2019). As imagens texturizadas são, assim, uma forma de representação do padrão de distribuição e da dispersão da intensidade da luminosidade de cada pixel (Armi & Fekri-Ershad, 2019). A mais-valia na utilização de imagens texturizadas na classificação de imagem é a melhoria do contraste entre os objetos e a sua envolvente. A textura é especialmente útil quando a imagem a classificar apresenta classes com assinaturas espectrais semelhantes, mas que se organizam de forma diferente no espaço (GRASS Development Team, n.d.). A entropia é uma métrica de análise textural, que permite detalhar melhor uma imagem, descrevendo a aleatoriedade existente dentro da mesma, *i.e.*, quanto mais complexa for a imagem, melhor é a sua qualidade (Román *et al.*, 2019).

Optou-se pela classificação supervisionada, dada a proximidade espectral de algumas das classes predefinidas pelos investigadores, com base no conteúdo dos foto-quadrados (ver Tabela A 8.1.7 ; Anexos). O processo de classificação supervisionada iniciou com a definição de regiões de interesse (RDI) para cada uma das classes definidas pelo utilizador, ou seja, cada zona homogénea do ortofotomapa, correspondente a uma das classes predefinidas pelo utilizador, foi identificada através de um polígono, sendo que cada variação dessa mesma classe (e.g., efeito luz-sombra) foi registada num polígono diferente. de forma a caracterizar as assinaturas espectrais/valores das variáveis incluídas na análise.

As classes foram hierarquicamente organizadas em macro-classes (MC_ID): rocha, areia, algas vermelhas, algas verdes, entre outras, que, por sua vez, foram divididas em classes (C_ID), consoante a sua variante, exposição ao sol, ou tipo de cobertura que apresentavam (Tabela V).

Tabela V.: Exemplo das macro-classes utilizadas na classificação de imagem da praia da Barradinha no PNSACV.

MC_ID	MC_nome
1	Ulvaes
2	Algas vermelhas calcárias
3	Algas verdes incrustantes
4	Algas vermelhas não calcárias
5	Líquenes (<i>Verrucaria mucosa</i>)
6	Algas castanhas e vermelhas
7	Cracas
8	Areia

9	Espuma (ondulação)
10	Rocha nua
11	Ouriços

O algoritmo de classificação utilizado foi o *Minimum distance*, que calcula a distância euclidiana ($d(x, y)$) entre assinaturas espectrais dos pixels da imagem e as assinaturas espectrais definidas para cada região de interesse (RDI), de acordo com a Equação 3.7:

$$d(x, y) = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2}$$

Equação 3.7. Cálculo do algoritmo *Minimum distance*.

A validação de cada classificação foi baseada numa amostra aleatória estratificada de pontos, consoante a proporção da área de cada classe na imagem classificada. Neste sentido, a amostragem pelo método dos quadrados serviu não só para a caracterização das classes, mas, também, para a validação da sua classificação. A avaliação da sensibilidade (exatidão) do algoritmo de classificação baseou-se na proporção de células corretamente classificadas, face às que foram incorretamente classificadas pelo classificador *Minimum distance*. A sensibilidade foi verificada para cada classe individualmente e para o conjunto das células identificadas.

3.1.4. Resultados

3.1.4.1. Composição e diversidade de macroinvertebrados e macroalgas (técnica do quadrado)

No total, foram identificados 184 *taxa*, entre os quais 99 foram possíveis determinar até à espécie. Dos *taxa* identificados, as macroalgas corresponderam a 58,2%, os macroinvertebrados a 38,6%, os líquenes a 1,6% e as bactérias a de 1,1%³. A lista de espécies identificadas, as respetivas taxonomias e importância em termos de densidade, percentagem de cobertura e frequências de ocorrência são apresentadas nas Tabela A 8.1.2 e Tabela A 8.1.3 (Anexos).

³ Note-se que as amostragens foram orientadas para estudar as comunidades de organismos macroscópicos do intertidal rochoso, pelo que as bactérias poderão estar sub-representadas.

3.1.4.2. Organismos sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos sésseis

Identificamos um total de 135 *taxa* de organismos sésseis durante as campanhas do intertidal (86 identificados ao nível da espécie, 36 ao nível do género e os restantes a níveis taxonómicos mais elevados). Entre estes, 23 *taxa* de macroinvertebrados sésseis, 107 *taxa* de macroalgas, 3 espécies de líquenes e dois *taxa* de bactérias. Para os principais grupos de organismos (macroinvertebrados sésseis, macroalgas, líquenes e bactérias), as percentagens de cobertura medidas através dos quadrados para toda a zona intertidal revelam um claro domínio do grupo de macroalgas (37,8%), seguidas dos macroinvertebrados sésseis (20,9%). Face aos grupos anteriores, os líquenes e as bactérias apresentam uma percentagem de cobertura média reduzida, ou mesmo residual (Figura 3.4). Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) dos principais grupos de organismos sésseis no intertidal do PNSACV.).

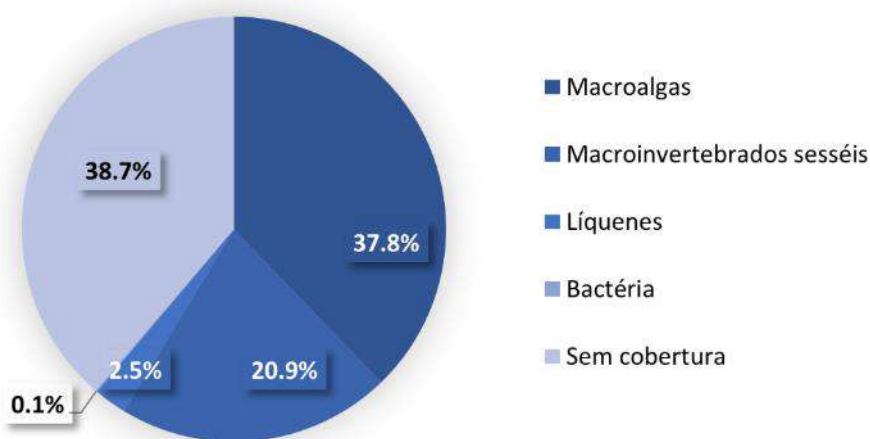


Figura 3.4. Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) dos principais grupos de organismos sésseis no intertidal do PNSACV.

Macroalgas, líquenes e bactérias

Dentro do grupo das macroalgas, o filo Rhodophyta foi o que apresentou a percentagem de cobertura média mais elevada ($23.1\% \pm 2.7\%$), seguido dos filios Chlorophyta ($8.7\% \pm 3.2\%$) e Ochrophyta ($5.9\% \pm 1.8\%$). Os líquenes também estiveram presentes em todas as praias

(frequência de ocorrência por praia de 100%), com uma cobertura média de $2.5\% \pm 0.8\%$ (Figura 3.5).

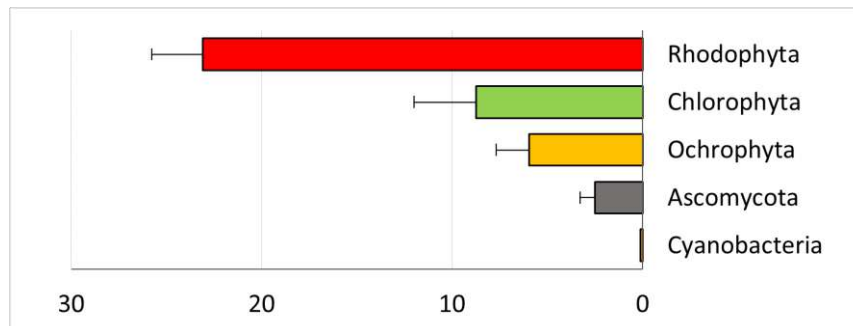


Figura 3.5. Percentagem de cobertura (média \pm erro-padrão) por filo de macroalgas, cianobactérias e líquenes no intertidal do PNSACV.

A ordem com a maior percentagem de cobertura foram as Corallinales ($13,4 \pm 2,3\%$), sendo as algas calcárias articuladas *Ellisolandia elongata* ($3,1\% \pm 0,9\%$), *Corallina officinalis* ($2,3\% \pm 1,1\%$) e *Corallina/Ellisolandia* sp. ($3,3\% \pm 1,0\%$) as espécies mais representativas, bem como a calcária incrustante *Lithophyllum incrustans* ($2,8\% \pm 0,9\%$). A segunda ordem mais importante foi a Ulvales ($7,1\% \pm 3,3\%$), devido à percentagem de cobertura da *Ulva compressa* ($4,4\% \pm 3,3\%$). Contudo, a percentagem de cobertura relativamente alta da *U. compressa* foi devido à praia do Martinhal na costa Sul ($36,8\%$), sem a qual a média da percentagem de cobertura da *U. compressa* seria substancialmente mais baixa ($1,1\% \pm 0,6\%$). A terceira ordem mais representativa foi a Ceramiales ($2,7\% \pm 0,7\%$), e a que apresentou o maior número de taxa individuais ($n=26$).

As restantes espécies que mais se destacaram foram as macrófitas *Asparagopsis armata* ($2,0\% \pm 0,4\%$), *Cystoseira tamariscifolia* ($1,7\% \pm 1,0\%$), *Caulacanthus ustulatus* ($1,4\% \pm 0,7\%$) e a *Halopteris scoparia* ($1,3\% \pm 0,4\%$). As duas espécies mais importantes de líquenes (ordem Verrucariales) foram a *Lichina pygmaea* ($1,0\% \pm 0,4\%$) e a *Verrucaria maura* ($1,0\% \pm 0,5\%$). No seu conjunto, as 13 espécies mais importantes (11 macroalgas e dois líquenes, Figura 3.6.) corresponderam a uma percentagem de cobertura média de $26,4\%$.

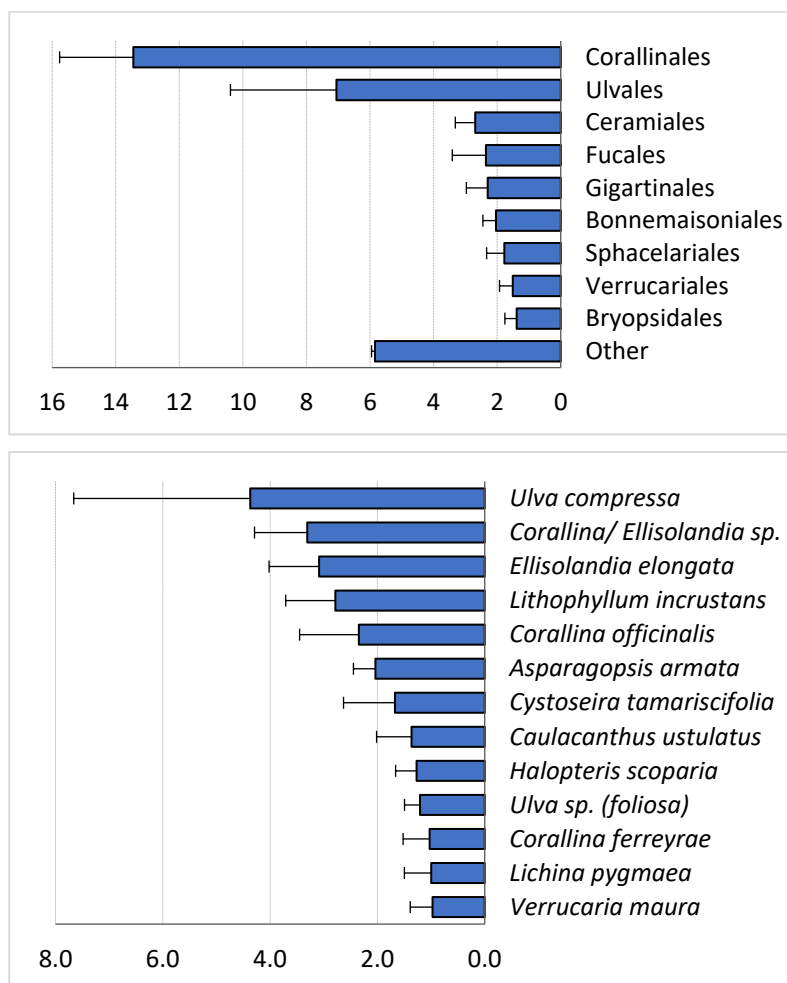


Figura 3.6. Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por ordem e espécie de macroalgas e líquenes no intertidal do PNSACV.

Relativamente à cobertura por grupos funcionais (Figura 3.7), destacam-se as macroalgas calcárias articuladas (e.g., *Corallina* spp., *E. elongata*), as ramificadas grosseiras (e.g., *A. armata*, *H. filicina*, *C. ustulatus*) e as foliosas finas (e.g., *Ulva* spp.).

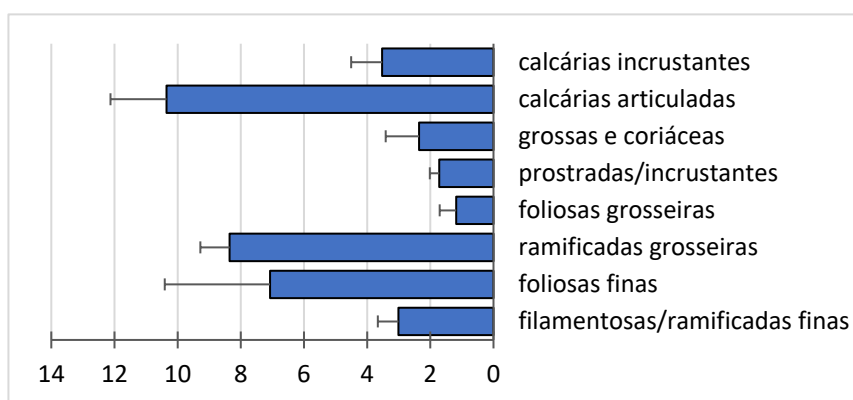


Figura 3.7. Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) por grupo funcional de macroalgas no intertidal do PNSACV.

3.1.4.2.1.1. Macroinvertebrados sésseis

No que se refere ao grupo dos macroinvertebrados sésseis, o filo Arthropoda apresentou a percentagem de cobertura média mais elevada ($18,8\% \pm 3,4\%$), seguido do filo Mollusca, embora este represente uma percentagem de cobertura média baixa ($1,5\% \pm 0,8\%$). Note que, esta percentagem de cobertura média reduzida é também justificada por grande parte dos organismos do filo Mollusca observados serem categorizados como móveis e semi-sésseis (e.g., *Patella* spp., *Siphonaria pectinata*, *Steromphala* spp.). Os filos Cnidaria e Echinodermata foram comuns, revelando frequências de ocorrência elevadas por praia (100% e 72,7%, respetivamente), apesar da sua percentagem de cobertura ser bastante reduzida (inferior a 1%; Figura 3.8). A espécie dominante na comunidade de macroinvertebrados sésseis foi o *Chthamalus montagui* ($18,0\% \pm 3,1\%$). As espécies do género *Mytilus* (*Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis*, *Mytilus* sp.) juntas contaram com uma percentagem de cobertura média de $1,4\% \pm 0,7\%$. As restantes espécies, mesmo agrupadas por género, obtiveram uma percentagem de cobertura média inferior a 1% (Figura 3.8 **Error! Reference source not found.**).

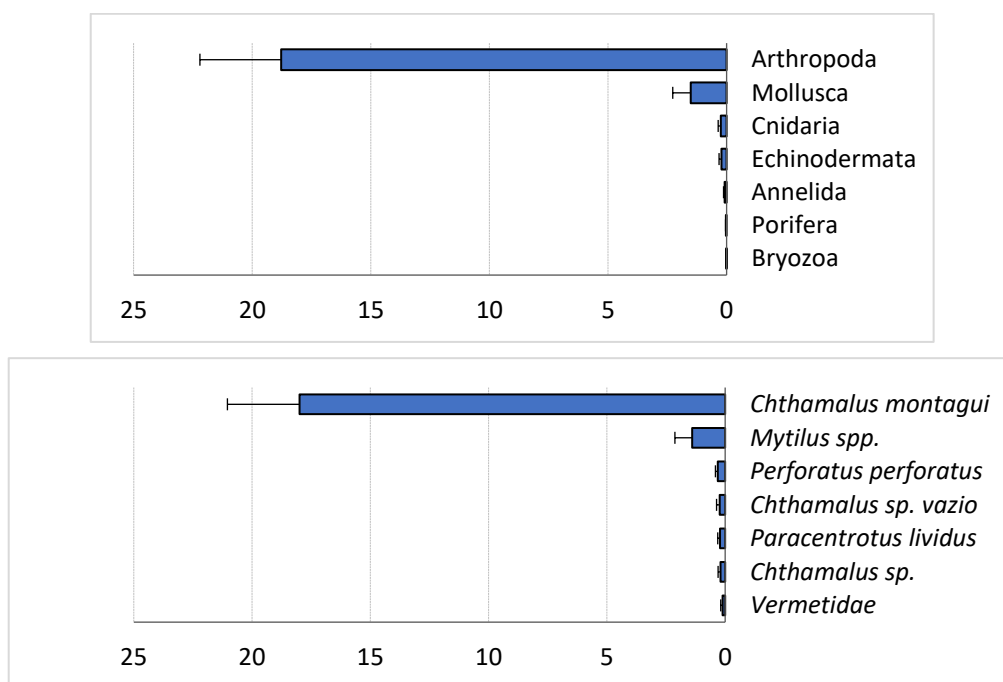


Figura 3.8. Percentagem de cobertura média (\pm erro-padrão) por filo e por espécie de macroinvertebrados sésseis (à exceção do móvel *Paracentrotus lividus* cuja densidade foi também medida por % de cobertura) no intertidal do PNSACV.

Quando categorizados em grupos tróficos (Figura 3.9), destaca-se o grupo dos filtradores, justificado pela forte presença das cracas do género *Chthamalus* spp., seguidamente os herbívoros representados pelo ouriço *Paracentrotus lividus*, os carnívoros pelas anémonas

(e.g., *Actinia* spp., *Anemonia viridis*), os detritívoros (e.g., Serpulidae) e, por fim, com menor expressão, os omnívoros.

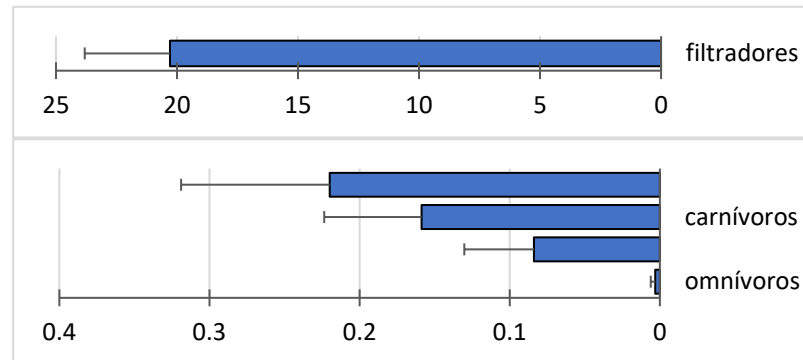


Figura 3.9. Percentagem de cobertura (média ± erro-padrão) dos grupos tróficos e de macroinvertebrados sésseis do PNSACV.

Diferenças nos organismos sésseis entre níveis de intertidal

Os valores de diversidade (por quadrado) foram mais elevados no intertidal inferior ($S_{inf} = 12,5 \pm 0,36$, $H'_{inf} = 1,6 \pm 0,04$), indicando uma comunidade de espécies rica e um nível relativamente baixo de dominância entre espécies ($J'_{inf} = 0,66 \pm 0,01$). Já o nível de intertidal superior apresentou valores de diversidade substancialmente mais baixos ($S_{sup} = 4,0 \pm 0,24$, $H'_{sup} = 0,56 \pm 0,04$) e um nível médio de dominância entre espécies ($J'_{sup} = 0,46 \pm 0,02$), enquanto o nível médio do intertidal refletiu a transição entre os outros dois níveis em termos de índices de diversidade (Figura 3.10).

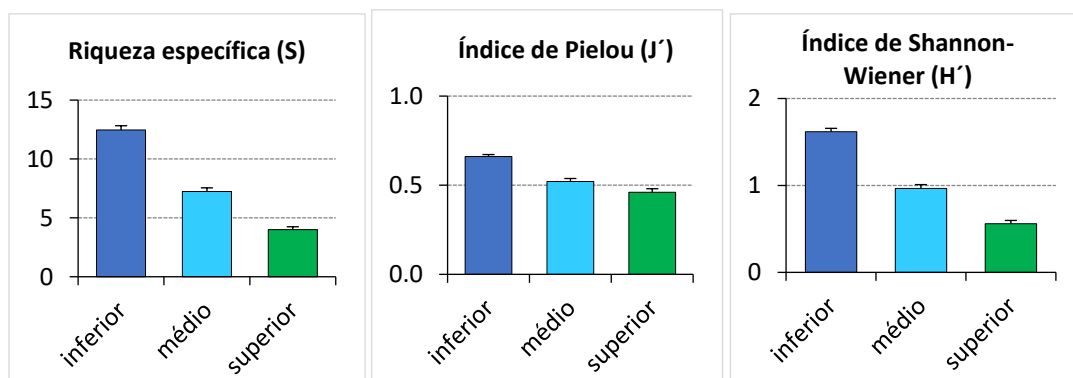


Figura 3.10. Índices de diversidade (média ± erro-padrão) dos organismos sésseis nos três níveis do intertidal (inferior, médio e superior)

Foram confirmadas diferenças significativas entre níveis do intertidal (ANOSIM: $R = 0,33$, $p = 0,001$). Verificaram-se diferenças mais elevadas entre os níveis inferior e superior (ANOSIM: $R = 0,66$, $p = 0,001$; SIMPER: dissimilaridade média de 91,0 %), e diferenças mais baixas entre os níveis inferior e médio (ANOSIM: $R = 0,28$, $p = 0,001$; SIMPER: dissimilaridade média de 83,5 %).

As diferenças entre os níveis médio e superior foram negligenciáveis (ANOSIM: $R = 0,09$, $p = 0,001$; SIMPER: dissimilaridade média de 73,9 %). O nMDS confirmou de forma ainda representativa (*stress*: 0,16) os resultados do ANOSIM, separando as amostras do nível superior do intertidal das do nível inferior, enquanto as amostras do nível médio sobrepuseram-se aos outros dois níveis (Figura 3.11).

As espécies que mais contribuíram para as similaridades do nível de intertidal inferior foram as macroalgas calcárias articuladas do género *Ellisolandia* e *Corallina* (contribuição para as similaridades de 33%), as macroalgas verdes foliosas e tubulares do género *Ulva* (11,6% e 6,7%, respetivamente), as macrófitas *A. armata* (9,2%) e *H. scoparia* (3,9%) e a alga incrustante calcária *L. incrustans* (6,5%, Figura 3.12). Os níveis médio e superior mostraram uma forte dominância de cracas do género *Chthamalus* (contribuição para as similaridades de 50,1% e de 86,2%, respetivamente), sendo a *C. montagui* a espécie mais importante (Figura 3.12).

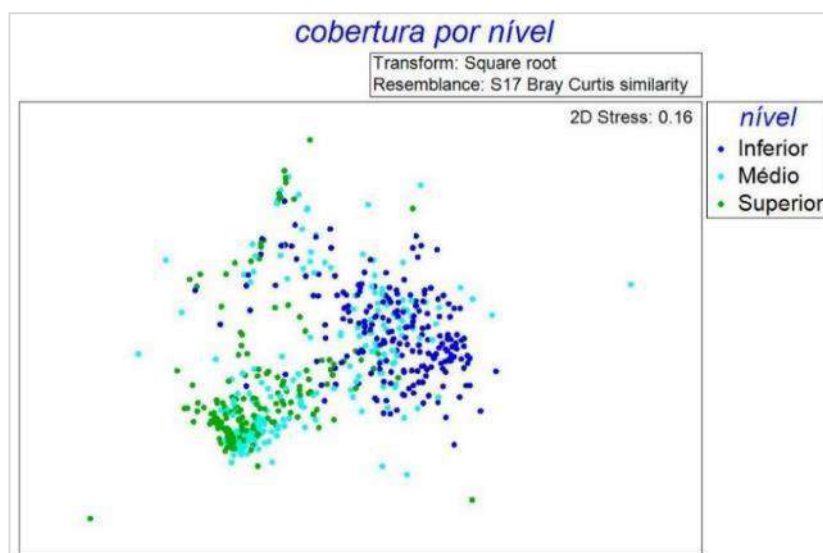


Figura 3.11. nMDS da percentagem de cobertura dos organismos sésseis por nível de intertidal.

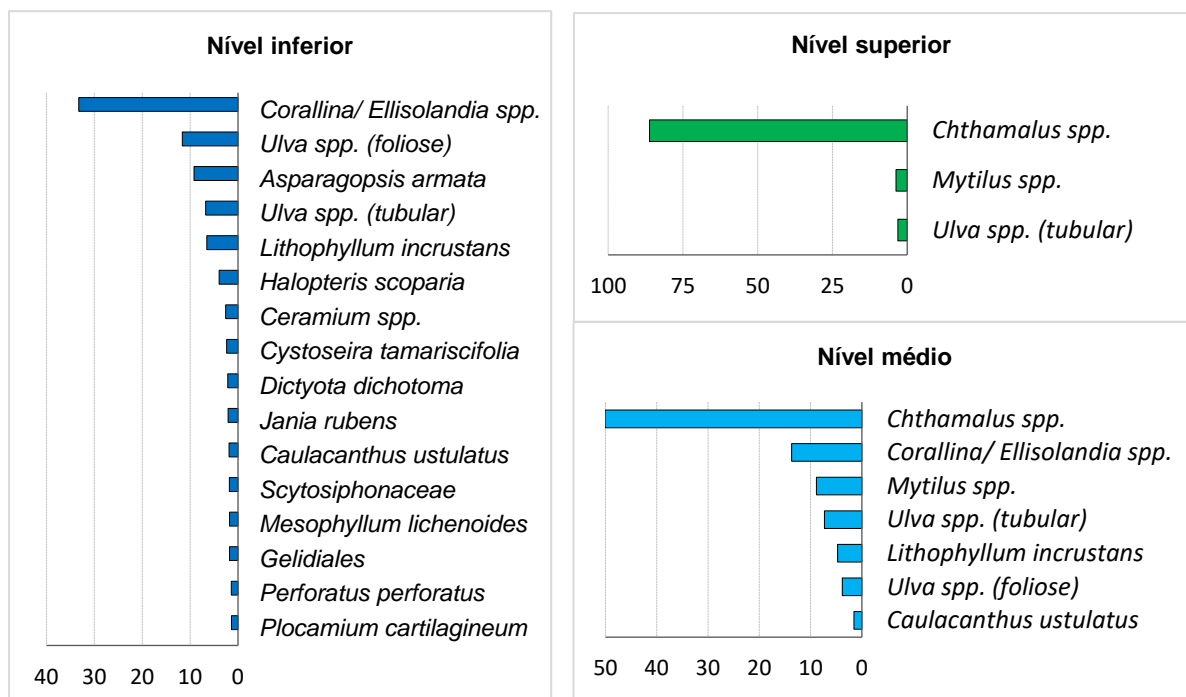


Figura 3.12. Contribuição (%) para a similaridade das comunidades de organismos sésseis de cada nível do intertidal (inferior, médio e superior) do PNSACV. Nota: Estão representadas apenas as espécies que contribuíram com, pelo menos, 2,5% para as similaridades

Diferenças nos organismos sésseis entre níveis de energia (costa Oeste vs. costa Sul)

Foram encontradas algumas diferenças entre os índices de diversidade (por quadrado): a diversidade e riqueza de espécies tiveram valores médios significativamente mais elevados na costa Oeste ($S_{\text{Oeste}} = 9,1 \pm 0,32$, $H'_{\text{Oeste}} = 1,15 \pm 0,04$), do que na costa Sul ($S_{\text{Sul}} = 6,2 \pm 0,27$, $H'_{\text{Sul}} = 0,91 \pm 0,04$). Os níveis de equitabilidade foram iguais para ambas as costas, demonstrando um nível médio de dominância dentro da comunidade (Figura 3.13).

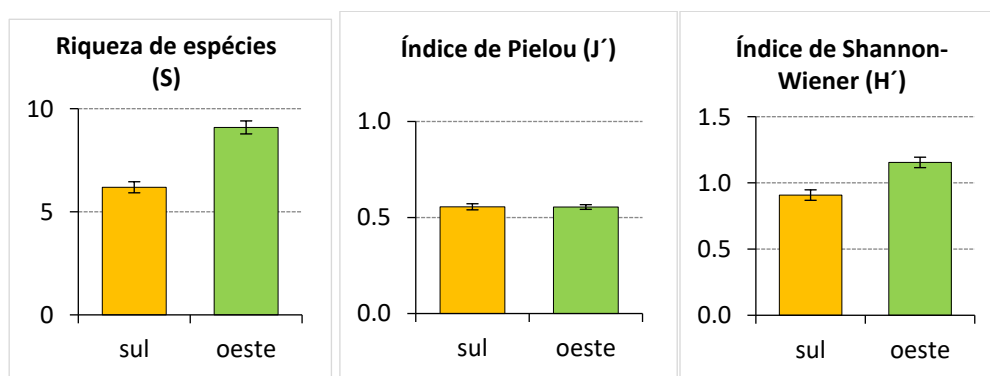


Figura 3.13. Índices de diversidade (média ± erro-padrão) dos organismos sésseis nas duas costas (costa oeste e costa sul).

A análise multivariada demonstrou que as diferenças entre as comunidades sésseis da costa Oeste e da costa Sul foram muito baixas, apesar de significativas (ANOSIM: $R=0,009$, $p=0,01$). A representação nMDS confirmou este resultado, dada a sobreposição entre amostras das duas costas (Figura 3.14).

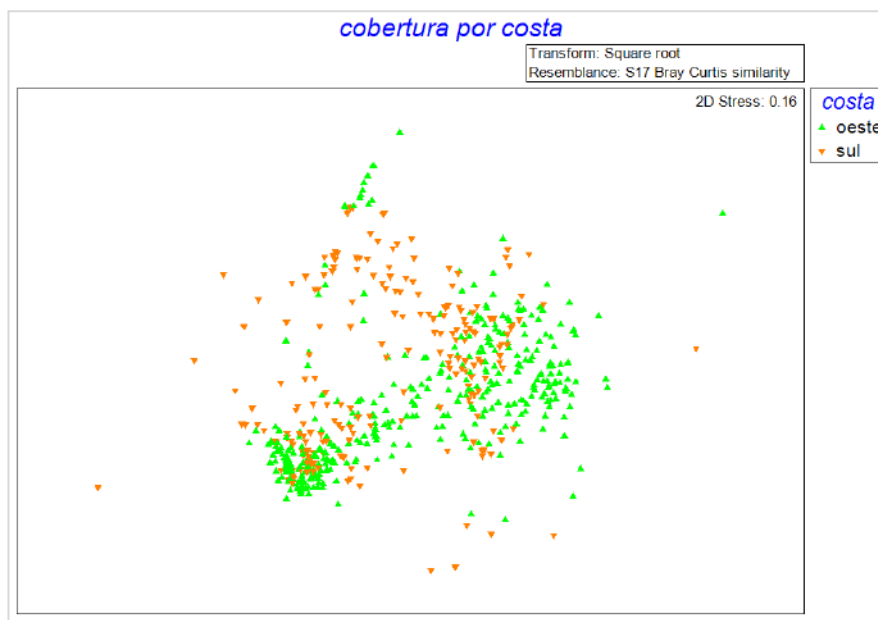


Figura 3.14. nMDS da percentagem de cobertura de organismos sésseis por costa (costa Oeste e costa Sul).

A similaridade média dentro dos grupos foi de 23,9% para a costa Oeste e de 21,2% para a costa Sul, indicando variabilidade dentro das amostras recolhidas para cada costa (SIMPER). Os *taxa* que mais contribuíram para as similaridades de cada costa estão representados na Figura 3.15. As espécies que contribuíram para as diferenças entre a costa Oeste e a costa Sul (SIMPER), são as seguintes:

- Espécies com indicação de maior percentagem de cobertura média na costa Oeste (SIMPER): *Chthamalus* spp. (contribuição para a dissimilaridade: 16,6%), *L. incrustans* (5,0%), *A. armata* (3,3%), *C. tamariscifolia* (1,9%), *H. scoparia* (2,1%), *Codium adhaerens* (1,7%) e *Dictyota dichotoma* (1,4 %);
- Espécies com indicação de maior percentagem de cobertura na costa Sul (SIMPER): *Ulva* spp. (tubular) (contribuição para a dissimilaridade: 10,2%), *Mytilus* spp. (4,8%), *C. ustulatus* (3,2%), *V. maura* (2,5%), Gelidiales (2,4%) e *Ceramium* spp. (2,1%).

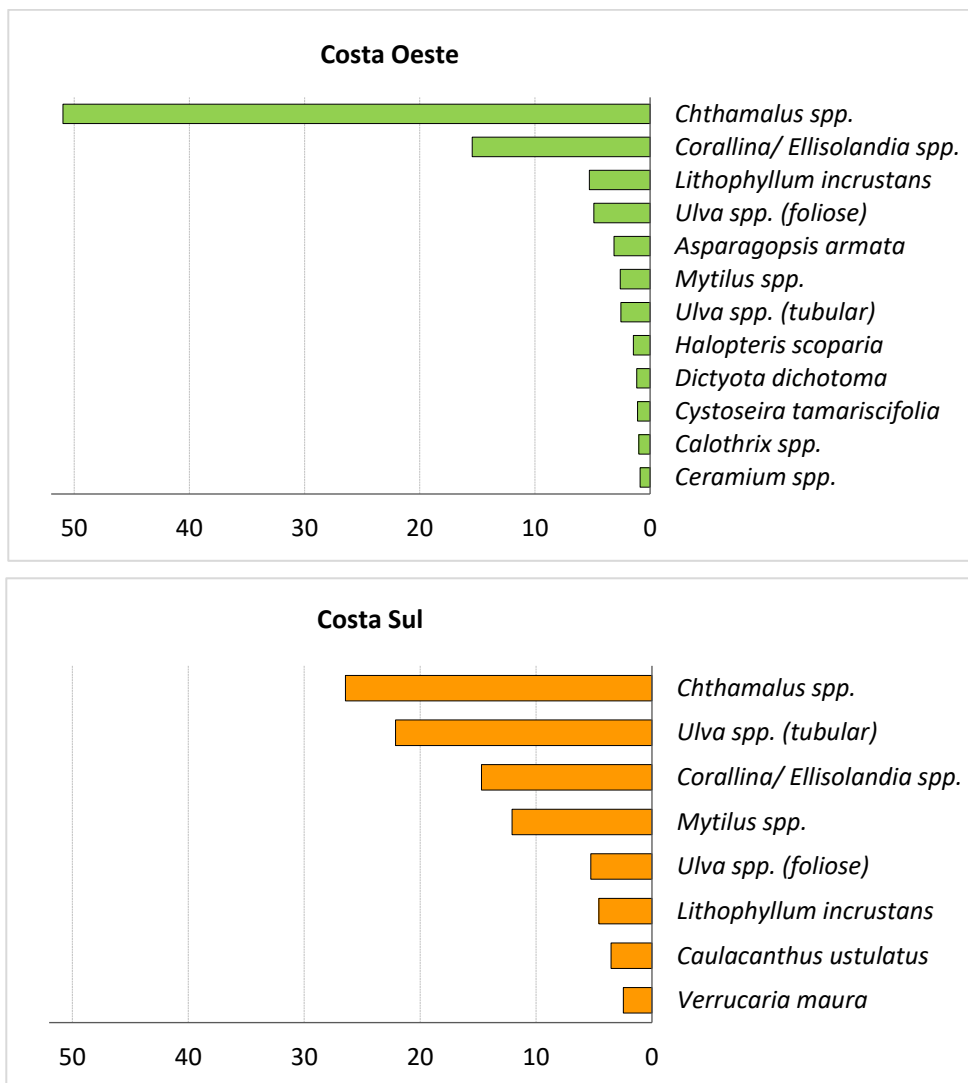


Figura 3.15. Contribuição (%) para a similaridade das comunidades de organismos sésseis de cada costa (costa oeste, costa sul) do PNSACV

3.1.4.3. Organismos móveis e semi-sésseis

Estrutura geral das comunidades de organismos móveis e semi-sésseis

Encontramos 49 macroinvertebrados móveis e semi-sésseis (33 identificamos até espécie, 7 até género, e os restantes até um nível taxonómico mais elevado). Dentro do conjunto dos macroinvertebrados móveis e semi-sésseis, o filo Mollusca foi o dominante nas praias do PNSACV, apresentando o maior número de *taxa* individuais (n=29) e uma densidade média de $84,5 \pm 9,7$ ind/m². Arthropoda (n= 14 *taxa*) foi o segundo filo mais abundante com $0,9 \pm 0,4$ ind/m², seguido do filo Annelida (n=1 taxon, *Eulalia viridis*) com $0,7 \pm 0,2$ ind/m², Echinodermata (n=3 *taxa*) com $0,08 \pm 0,03$ ind/m² e os restantes filios (Nematoda e Platyhelminthes) com $0,02 \pm 0,02$ ind/m² (Figura 3.16). Entre os filios representados, apenas o filo Mollusca ocorreu em

todas as praias, sendo que o filo Annelida também apresentou uma frequência de ocorrência elevada (90,9%).

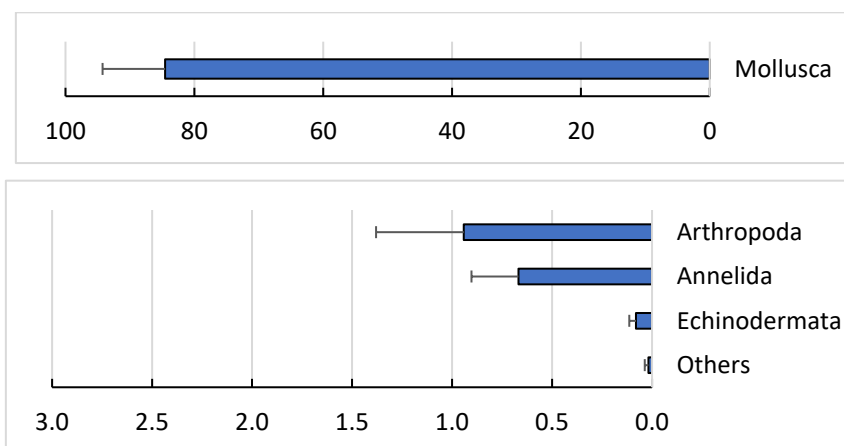


Figura 3.16. Densidade média ± erro-padrão (ind/m²) de cada filo dos macroinvertebrados móveis e semi-sésseis no PNSACV

Os principais *taxa* observados entre as praias amostradas no PNSACV (os mais abundantes) foram os seguintes (Figura 3.17):

- *Patella* spp. (*Patella depressa*, *Patella ulyssiponensis*, *Patella rustica*, *Patella* sp.) - 56,8 ± 10,5 ind/m²;
- *Siphonaria pectinata* - 9,0 ± 2,63 ind/m²;
- *Steromphala* spp. (*Steromphala umbilicalis*, *Steromphala pennanti*, *Steromphala* sp.) - 8,5 ± 2,7 ind/m²;
- *Littorina* spp. (*Littorina littorea*, *Littorina saxatilis*, *Littorina* sp.) - 6,7 ± 4,3 ind/m²;
- *Phorcus* spp. (*Phorcus sauciatus*, *Phorcus lineatus*, *Phorcus* sp.) - 2,9 ± 0,7 ind/m².

As restantes espécies obtiveram densidades médias inferiores a 1 ind/m².

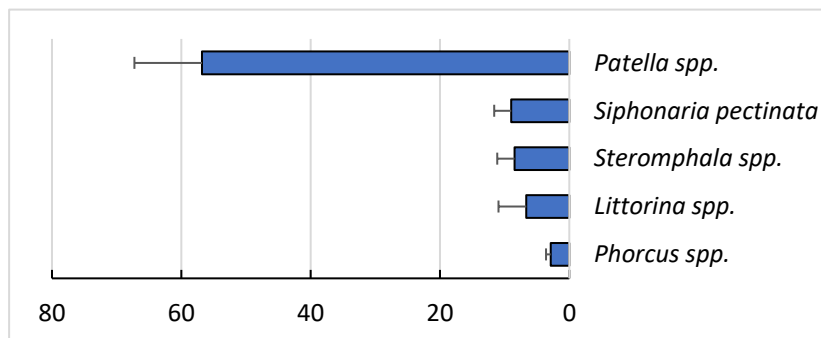


Figura 3.17. Densidade média ± erro-padrão (ind/m²) das principais espécies de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis no PNSACV.

O grupo trófico com maior densidade de organismos móveis e semi-sésseis foi o grupo dos herbívoros ($84,2 \pm 9,7 \text{ ind/m}^2$), englobando apenas organismos do filo Mollusca (e.g., *Patella* spp., *Phorcus* spp.). O segundo grupo trófico mais abundante foi o dos detritívoros, com organismos pertencentes aos filos Annelida (*Eulalia viridis*), Arthropoda (*Palaemon* spp.), Echinodermata (*Holothuria arguinensis*) e Mollusca (*Tritia* spp.). Os restantes grupos tróficos apresentaram densidades médias inferiores a 1 ind/m^2 (Figura 3.18).

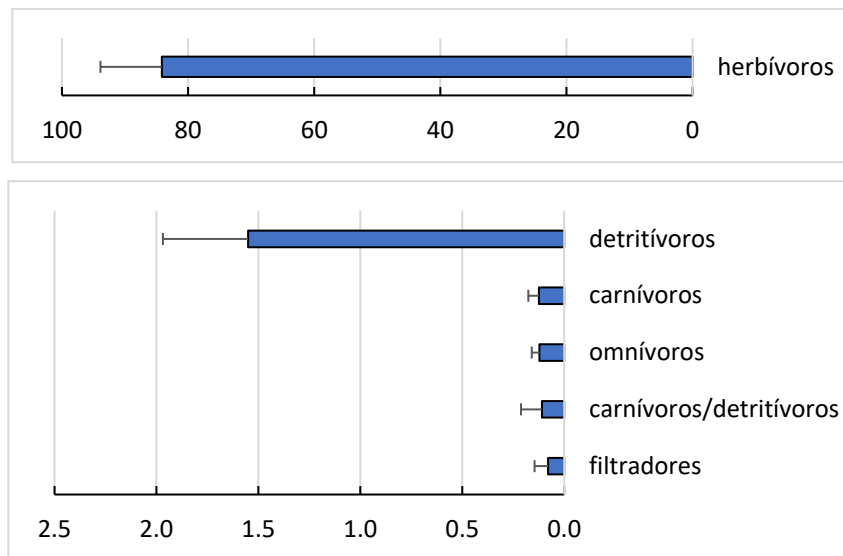


Figura 3.18. Densidade média \pm erro-padrão (ind/m²) de cada grupo trófico de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis no PNSACV

Diferenças nos organismos móveis e semi-sésseis por nível de intertidal

Os valores de diversidade de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis (por quadrado) dentro do PNSACV foram reduzidos nos três níveis do intertidal (inferior, médio e superior), com pequenas variações entre eles (Figura 3.19). Verificaram-se valores mais elevados no nível do intertidal médio ($S_{\text{Med}} = 1,91 \pm 0,09$, $H'_{\text{Med}} = 0,38 \pm 0,03$) e mais baixos no nível do intertidal inferior ($S_{\text{Inf}} = 1,45 \pm 0,09$, $H'_{\text{Inf}} = 0,29 \pm 0,03$), contrariamente ao observado para os organismos sésseis, cujos valores de diversidade apresentaram uma gradação decrescente do nível inferior para o superior. Por conseguinte, observou-se um nível relativamente alto de dominância entre espécies, mais elevado no nível inferior ($J'_{\text{Inf}} = 0,72 \pm 0,03$) e menos elevado no nível médio ($J'_{\text{Med}} = 0,65 \pm 0,02$).

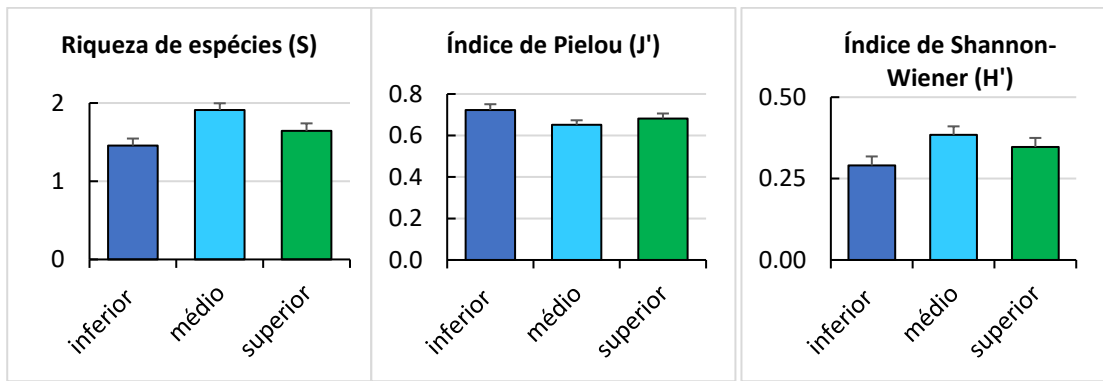


Figura 3.19. Índices de diversidade (média \pm erro-padrão) dos macroinvertebrados móveis e semi-sésseis nos três níveis do intertidal (inferior, médio e superior)

Quanto à sua distribuição, os organismos do filo Mollusca predominaram de forma muito notória em todos os níveis do intertidal face aos outros filis, apresentando densidades mais elevadas nos níveis médio e superior e mais baixas no nível inferior, onde dão lugar a uma cobertura de macroalgas extensa, como verificado anteriormente. Seguidamente, o filo Annelida é mais abundante no nível inferior e o filo Arthropoda nos níveis médio e inferior. Os organismos do filo Echinodermata apresentaram densidades mais elevadas no nível inferior e foram ausentes no nível superior (Figura 3.20).

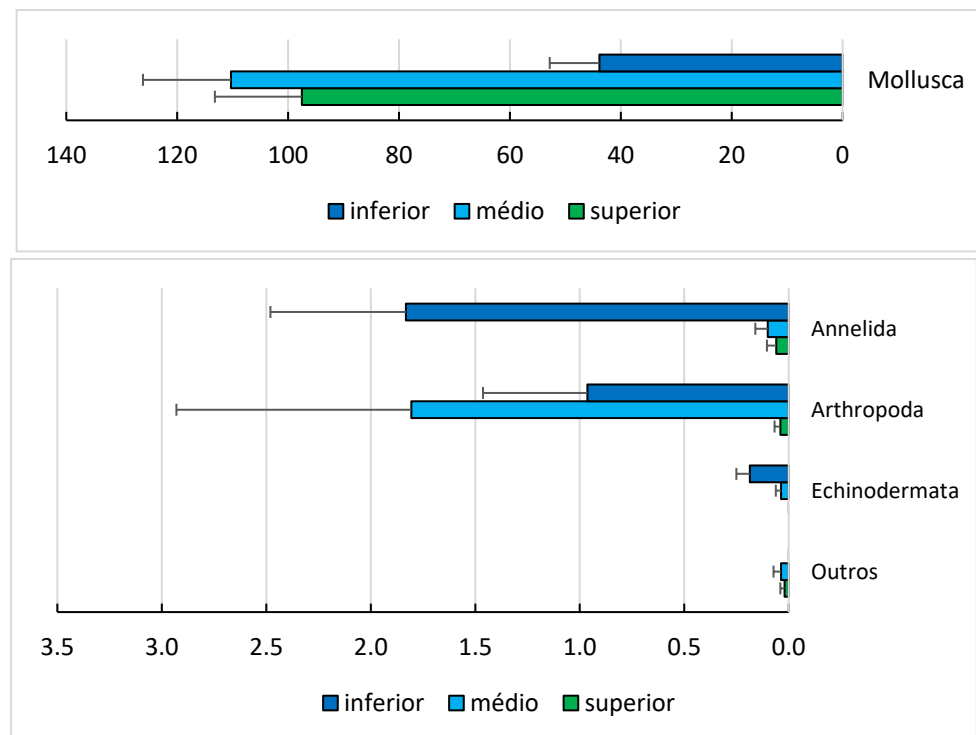


Figura 3.20. Densidades (ind/m²; média \pm erro-padrão) por filo de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis nos três níveis do intertidal (inferior, médio e superior) do PNSACV

As diferenças obtidas na análise multivariada entre níveis do intertidal para os valores de densidade de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis foram negligenciáveis (ANOSIM: $R = 0,06$, $p = 0,001$). A representação nMDS confirmou este resultado com um valor de *stress* da ordenação elevado, mas ainda aceitável como representativo (*stress*: 0,17), e com a representação das amostras dos três níveis sobrepostas (Figura 3.21). Com efeito, a similaridade média dentro dos grupos foi muito reduzida: 19,1% para o nível inferior, 35,2% para o nível médio e 29,4% para o nível superior, indicando variabilidade dentro das amostras recolhidas para cada nível (SIMPER). Os *taxa* que contribuíram para as similaridades dentro de cada nível foram (Figura 3.22):

- No nível inferior – *Patella* spp. (contribuição para as similaridades: 78%; densidade média: $28,2 \pm 4,3$ ind/m²), *Steromphala* spp. (9,9%; $9,6 \pm 2,8$ ind/m²) e *E. viridis* (8%; $1,9 \pm 0,4$ ind/m²);
- No nível médio – *Patella* spp. (77,3%; $78,6 \pm 7,7$ ind/m²), *S. pectinata* (11,8%; $13,3 \pm 2,2$ ind/m²) e *Steromphala* spp. (9,1%; $10,0 \pm 1,8$ ind/m²);
- No nível superior - *Patella* spp. (76,9%; $63,8 \pm 5,8$ ind/m²), *Phorcus* spp. (8,7%; $5,4 \pm 0,9$ ind/m²) e *S. pectinata* (8,3%; $10,6 \pm 2,5$ ind/m²).

Os resultados da análise SIMPER demonstram que os três níveis partilharam o *taxon Patella* spp., como o que mais contribui para a similaridade das suas comunidades faunísticas não sésseis, sendo nos níveis médio e superior que estes organismos se apresentam em maior densidade. Também os burriés *Steromphala* spp. contribuíram para a similaridade das comunidades dos níveis inferior e médio, dando lugar no nível superior aos burriés *Phorcus* spp. A espécie *S. pectinata* também caracterizou as comunidades do nível médio e superior, estando tipicamente associada aos pequenos charcos presentes nessas zonas (Trigo *et al.*, 2018). A poliqueta *Eulalia viridis* é, também, uma das espécies que mais contribui para o nível inferior, estando completamente ausente nos restantes níveis.

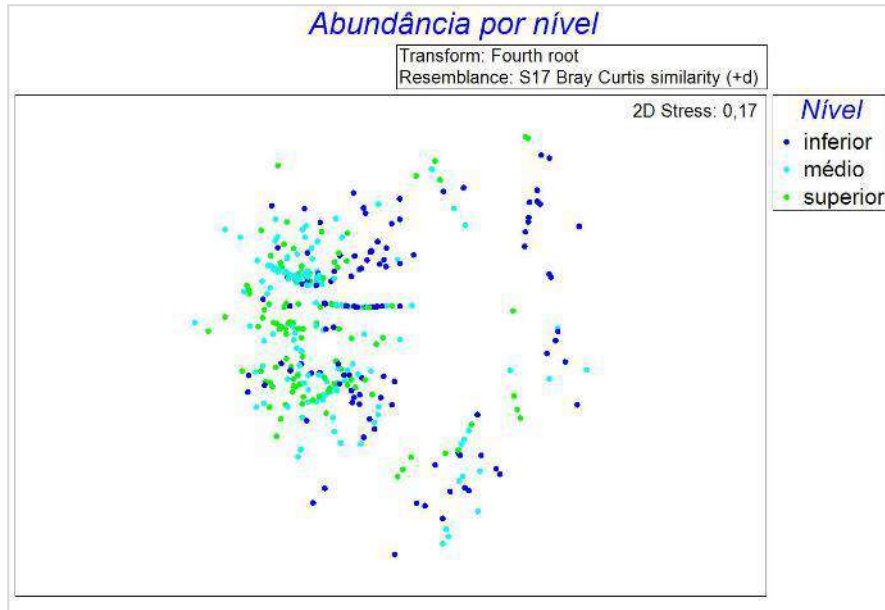


Figura 3.21. nMDS da densidade de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis por nível de intertidal.

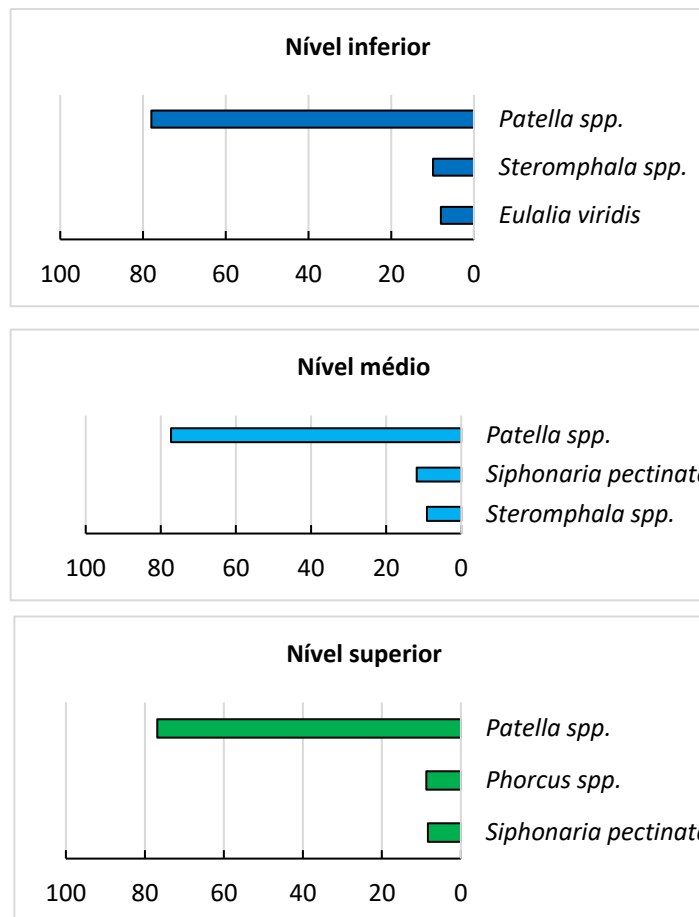


Figura 3.22. Contribuição (%) para a similaridade das comunidades de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis de cada nível (inferior, médio e superior) do PNSACV

Diferenças nos organismos móveis e semi-sésseis por nível de energia (costa Oeste vs. costa Sul)

Os valores de diversidade de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis (por quadrado) não apresentaram diferenças entre as comunidades presentes na costa Oeste e na costa Sul (Figura 3.23). Os baixos valores de diversidade verificados para a costa Oeste e para a costa Sul do PNSACV ($S_{\text{Oeste}} = 1,70 \pm 0,13$, $H'_{\text{Oeste}} = 0,35 \pm 0,02$; $S_{\text{Sul}} = 1,62 \pm 0,08$, $H'_{\text{Sul}} = 0,31 \pm 0,02$) indiciam, para ambas, valores elevados de dominância entre espécies ($J'_{\text{Oeste}} = 0,68 \pm 0,02$; $J'_{\text{Sul}} = 0,68 \pm 0,03$). Quanto à sua distribuição, observou-se que os organismos do filo Mollusca são igualmente abundantes nas duas costas. Já os filós Arthropoda e Annelida obtiveram uma densidade média mais elevada na costa Sul e o filo Echinodermata na costa Oeste (Figura 3.24).

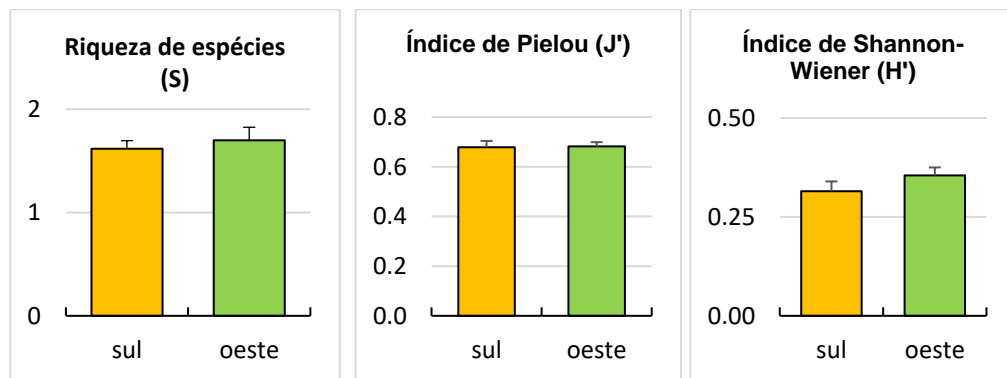


Figura 3.23. Índices de diversidade (média ± erro-padrão) de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis nas duas costas (costa Oeste e costa Sul)

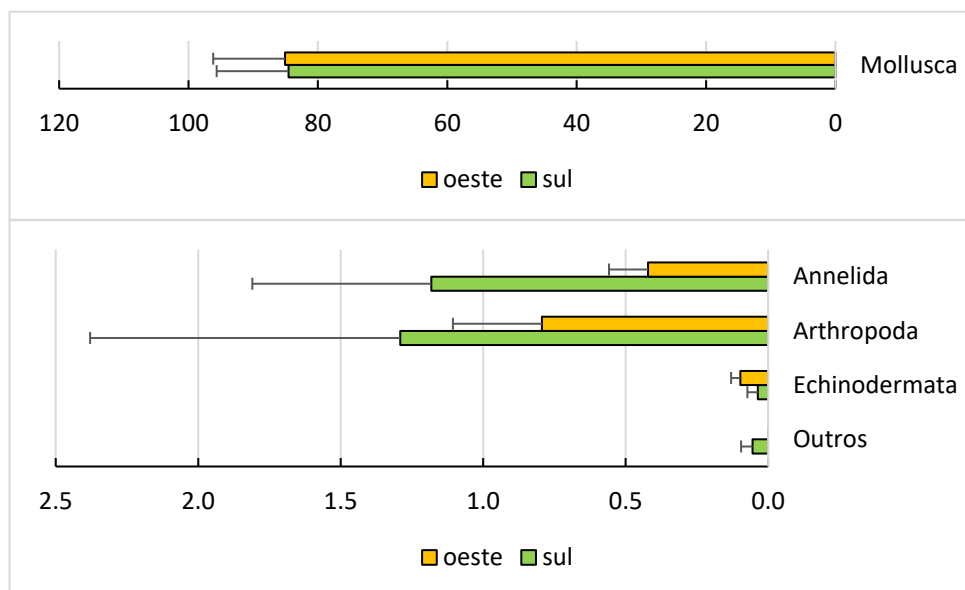


Figura 3.24. Densidades (ind/m²; média ± erro-padrão) por filo de invertebrados móveis e semi-sésseis nas costas Oeste e Sul do PNSACV.

A análise multivariada apresentou diferenças muito baixas nas densidades de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis entre a costa Oeste e a costa Sul (ANOSIM: $R=0,023$, $p=0,013$). A representação nMDS corroborou este resultado, com um valor de *stress* da ordenação elevado, todavia aceitável como representativo (*stress*: 17), e a sobreposição entre amostras das duas costas (Figura 3.25). A similaridade média dentro dos grupos foi de 27,4% para a costa Oeste e de 24,5% para a costa Sul, indicando variabilidade dentro das amostras recolhidas para cada costa (SIMPER). Os resultados da análise SIMPER demonstram que as duas costas partilham três *taxa*, que contribuem para a similaridade das suas comunidades faunísticas não sésseis (Figura 3.26):

- Na costa Oeste – *Patella* spp. (contribuição para as similaridades: 80,9%; densidade média: $60,3 \pm 4,8$ ind/m²), *Steromphala* spp. (8,9%; $7,2 \pm 1,0$ ind/m²) e *S. pectinata* (6,8%; $5,6 \pm 1,0$ ind/m²);
- Na costa Sul – *Patella* spp. (77,6%; $50,2 \pm 5,3$ ind/m²), *S. pectinata* (9,7%; $13,2 \pm 2,5$ ind/m²) e *Steromphala* spp. (8,0%; $12,0 \pm 2,8$ ind/m²).

O conjunto de apenas três espécies que contribuem para a similaridade das comunidades de invertebrados móveis e semi-sésseis na costa Oeste e na costa Sul evidencia a ténue distinção existente entre elas.

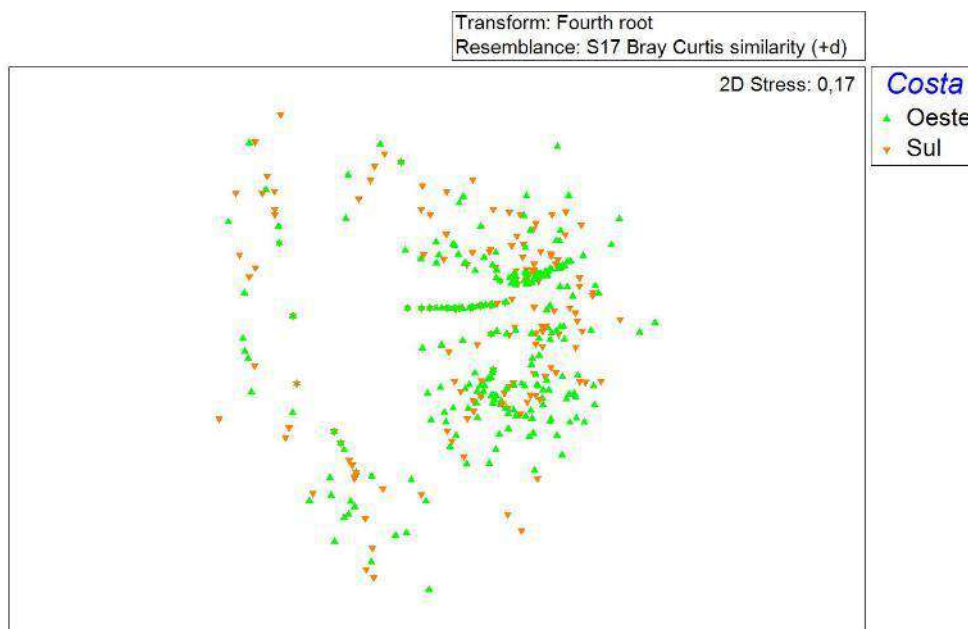


Figura 3.25. nMDS de densidade média dos macroinvertebrados móveis e semi-sésseis, por costa (costa Oeste e costa Sul).

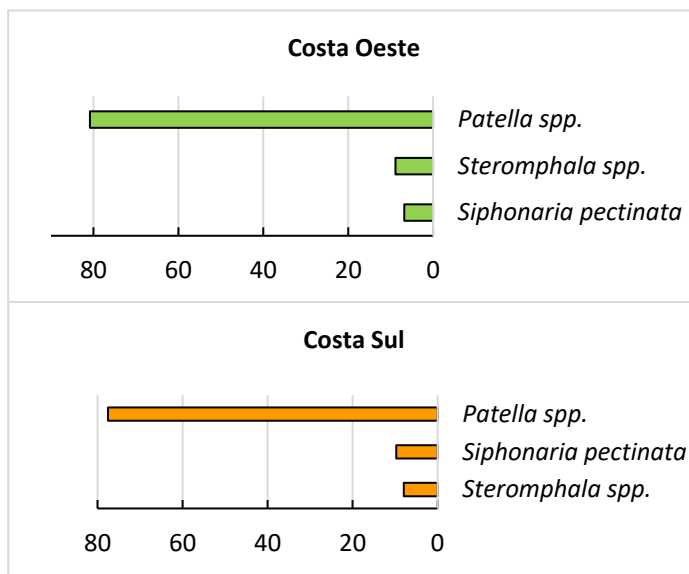


Figura 3.26. Contribuição (%) para a similaridade das comunidades de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis de cada costa (costa oeste, costa sul) do PNSACV

1.4.1.3. Espécies focais

Macroalgas indicadoras da qualidade dos ecossistemas

No intertidal do PNSACV, foram encontradas várias espécies de macroalgas grossas e coriáceas da ordem Fucales: *C. tamariscifolia*, *Cystoseira sp.*, *Fucus guiryi*, *Fucus spiralis*, *Fucus sp.*, *Sargassum vulgare*, *Sargassum sp.*, entre as quais a *C. tamariscifolia* foi a mais importante (percentagem de cobertura média: 1,8% ± 1,0%) e a mais comum, presente em todas as praias da costa Oeste, mas quase ausente nas praias da costa Sul (Tabela VI). Esta espécie, característica dos níveis do intertidal inferior e médio, teve a percentagem de cobertura média mais elevada nas praias da Oliveirinha (geral: 10,3%, nível inferior: 30,9%), de São Torpes (geral: 4,6%, nível inferior: 13,9%) e na praia do Vale dos Homens (geral: 2,0%, nível médio: 4,4%). As espécies do género *Fucus*, presentes nos níveis médio e superior do intertidal, obtiveram percentagens de cobertura reduzidas (0,5% ± 0,2%) e estiveram principalmente presentes na praia de Odeceixe (geral: 1,9%, nível superior: 3,8%), da Caniceira (geral: 1,5%, nível médio: 4,5%) e da Oliveirinha (geral: 1,2%, nível médio: 3,7%). A distribuição espacial da percentagem de cobertura do grupo de algas grossas e coriáceas está apresentada na Figura 3.27. As macroalgas ramificadas grosseiras, outro grupo que aumenta estrutura do habitat, obtiveram uma percentagem de cobertura média de 7,0% ± 0,9%. A maior percentagem de cobertura foi encontrada na praia do Tonel (13,8%) e nas três praias da localidade do Rogil (do Vale dos Homens, da Barradinha e da Carriagem; Figura 3.27; Tabela VI).

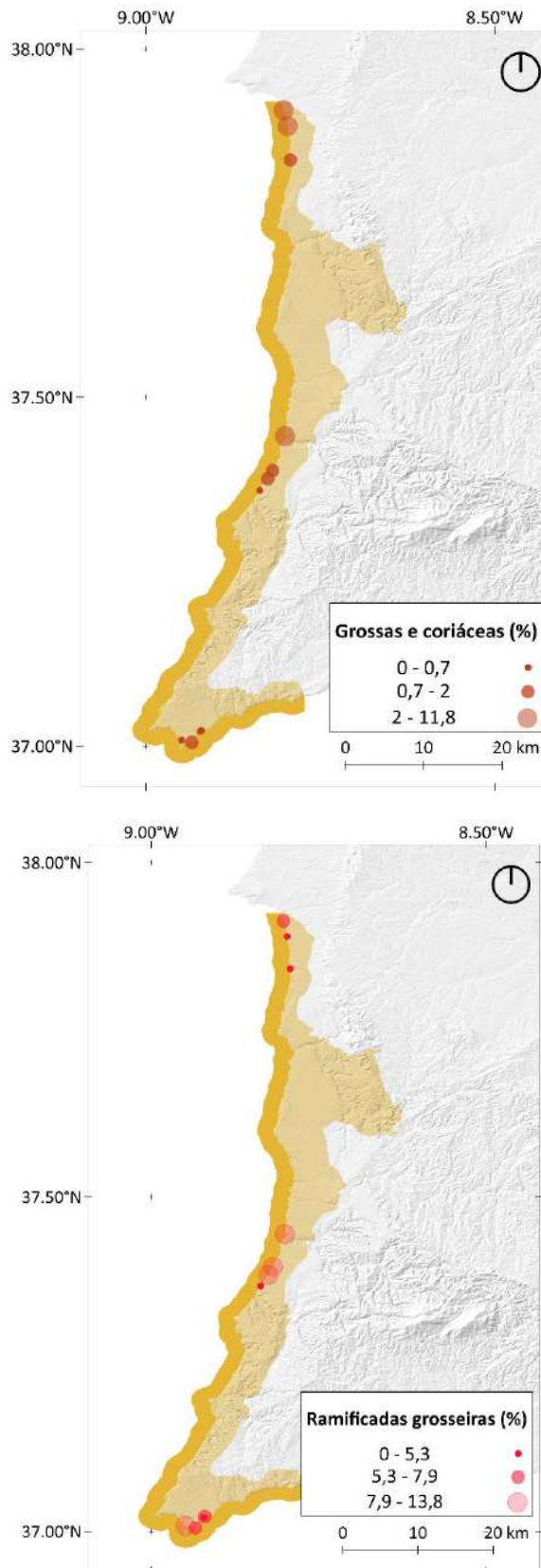


Figura 3.27. Cobertura média (%) dos grupos funcionais de macroalgas grossas e coriáceas e de macroalgas ramificadas grosseiras, que adicionam complexidade aos ecossistemas, nas praias amostradas do PNSACV.

Como potenciais indicadores de perturbações nos ecossistemas, as macroalgas foliosas finas verdes do género *Ulva* foram extremamente abundantes na praia do Martinhal (39,9%) quando comparadas com outras praias. No geral, o valor de percentagem de cobertura média da *Ulva* spp. foi superior nas praias da Costa Vicentina que do Sudoeste Alentejano (Tabela VI). Note-se, que a praia do Martinhal é uma das praias que está contida na Zona de Proteção Parcial I do PNSACV (Figura 3.28).

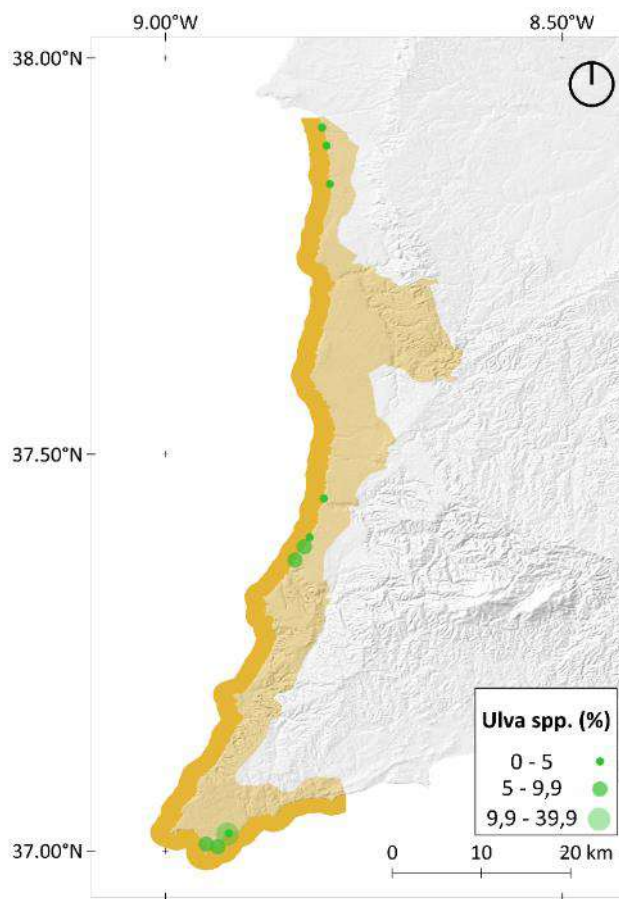


Figura 3.28. Distribuição espacial da cobertura média (%) de macroalgas verdes do género *Ulva*, como indicadores de potenciais perturbações nos ecossistemas do intertidal, nas praias amostradas do PNSACV.

A macroalga ramificada vermelha *A. armata* foi observada consistentemente em todo o intertidal do PNSACV (presente em todas as praias), com uma percentagem de cobertura média de $2,0\% \pm 0,4\%$, verificando-se a sua abundância mais elevada, entre 3,7% e 3,8%, em três praias: Caniceira, Oliveirinha e Rebolinhos - Tabela VI). Esta é uma espécie invasora com origem na Austrália e Nova Zelândia, e naturalizada na Europa desde 1925 (Cabioch *et al.*, 1995). À parte da *A. armata*, não foram identificadas outras espécies invasoras durante a amostragem. No

entanto, foram observadas e quantificadas macroalgas *Leathesia/Colpomenia*, que não foram identificadas até à espécie, existindo a possibilidade de ocorrência da invasora *Colpomenia peregrina*, já anteriormente identificada dentro do PNSACV (Tavares, 2012). Em adição, alguns dos exemplares de *Sargassum* também não foram identificados até o nível da espécie, não podendo ser excluída a presença de outra espécie invasora, *Sargassum muticum*, também já observada dentro do PNSACV (Tavares, 2012). No entanto, devido à percentagem reduzida de *Sargassum* spp. e ao tamanho pequeno dos seus exemplares encontrados, a potencial importância da ocorrência desta espécie invasora no intertidal rochoso deverá ser considerada negligenciável.

Espécies comerciais

As espécies de moluscos comerciais mais importantes, observadas dentro do PNSACV, foram as lapas do género *Patella* ($56,6 \pm 3,6$ ind/m²; Figura 3.29, os burriés do género *Phorcus* ($3,0 \pm 0,5$ ind/m²) e *Steromphala* ($9,0 \pm 1,2$ ind/m²; Figura 3.30) e os mexilhões do género *Mytilus* ($1,4\% \pm 0,2\%$; Figura 3.31).

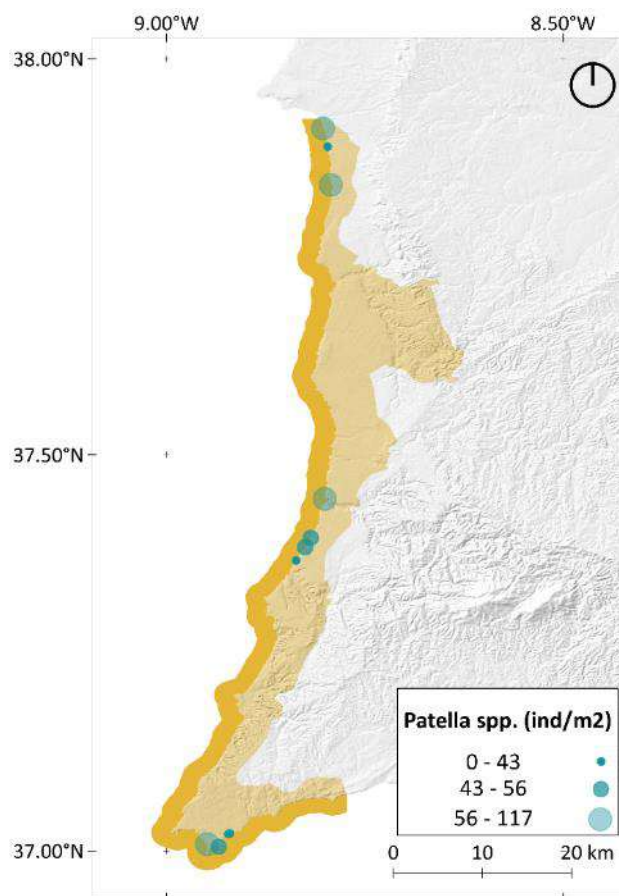


Figura 3.29. Distribuição espacial da densidade média (ind/m²) dos moluscos comerciais – as lapas *Patella* spp. - nas praias amostradas do PNSACV.

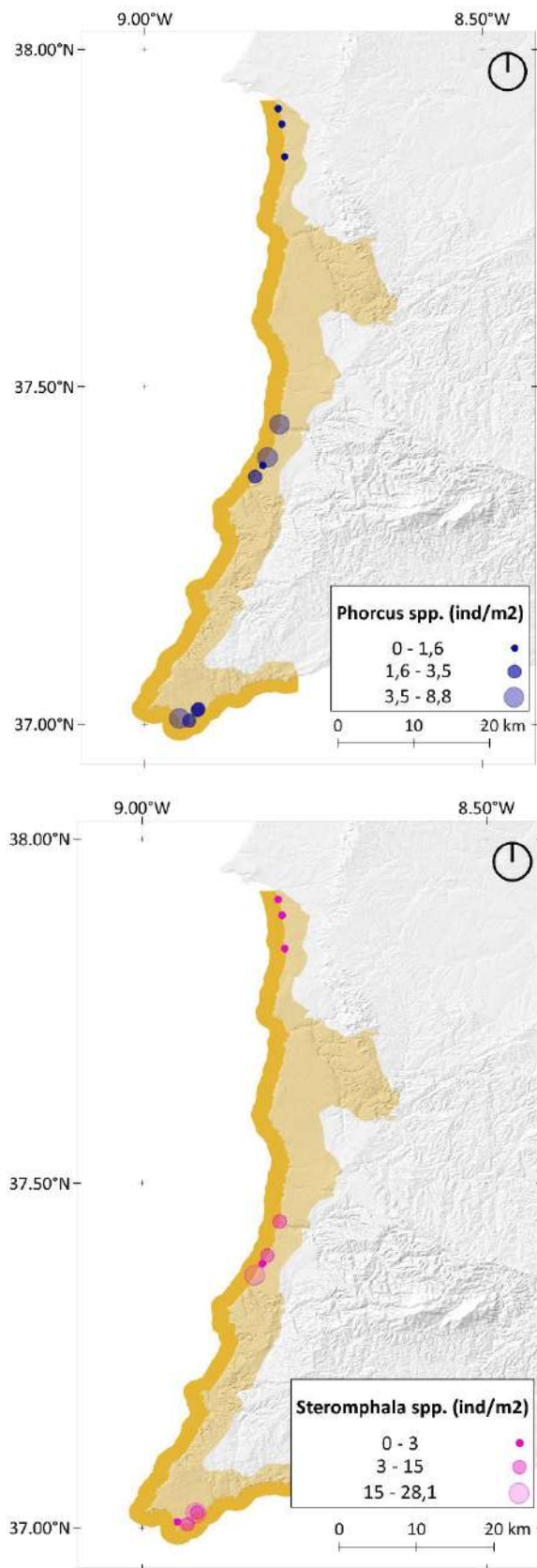


Figura 3.30. Distribuição espacial da densidade média (ind/m²) dos moluscos comerciais – burriés *Phorcus* spp. e *Steromphala* spp. - nas praias amostradas do PNSACV.

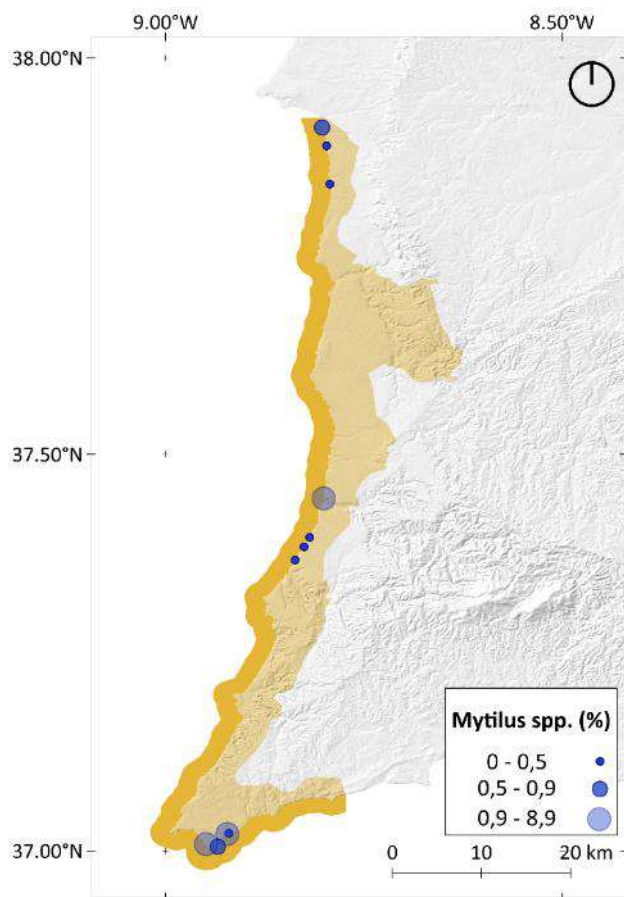


Figura 3.31. Distribuição espacial da cobertura média (%) do molusco comercial – mexilhão *Mytilus* spp. - nas praias amostradas do PNSACV.

Outras espécies comerciais importantes observadas foram os ouriços *P. lividus* ($0,2\% \pm 0,1\%$), a navalheira *Necora puber* e, mais recentemente, o pepino-do-mar *Holothuria arguinensis*, espécie ilegalmente explorada por ter um grande potencial no mercado asiático (Dominguez-Godino *et al.*, 2016). Tanto a navalheira como o pepino-do-mar tiveram apenas uma ocorrência no conjunto das duas campanhas: o primeiro com um único indivíduo observado na praia de Odeceixe; o último com dois indivíduos observados na praia dos Rebolinhos, uma praia geralmente desconhecida e de difícil acesso.

Tabela VI. Cobertura (%) ou densidade (ind/m²) de espécies focais do intertidal rochoso. REB: Praia dos Rebolinhos, MART: Praia do Martinhal, MARE: Praia da Mareta, TON: Praia do Tonel, CAR: Praia da Carriagem, VDH: Praia Vale dos Homens, BAR: Praia da Barradinha, ODE: Praia de Odeceixe, CAN: Praia da Caniceira, OLI: Praia da Oliveirinha, STR: Praia de São Torpes. E.P.: erro padrão.

Localidade Praia	Sagres			Rogil					Sines		PNSACV média ± E.P.	
	REB	MART	MARE	TON	CAR	VDH	BAR	ODE	CAN	OLI		STR
Macroalgas indicadoras da qualidade do ecossistema												
em percentagem de cobertura (%)												
Grossas e coriáceas	0,0	0,0	0,8	0,0	0,6	2,0	1,1	2,3	1,9	11,8	5,4	2,4 ± 1,1
<i>Fucus</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,9	1,5	1,2	0,5	0,5 ± 0,2
<i>Cystoseira</i> spp.	0,0	0,0	0,7	0,0	0,6	2,0	0,5	0,3	0,3	10,3	4,6	1,8 ± 1,0
<i>Sargassum</i> spp.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,2	0,1	0,3	0,3	0,1 ± 0,1
Ramificadas grosseiras	7,0	3,4	6,6	13,8	4,2	9,8	9,0	8,4	5,1	3,7	5,6	7,0 ± 0,9
Vermelhas	5,6	3,1	3,6	13,6	2,7	5,0	3,3	1,5	2,0	1,2	2,3	4,0 ± 1,1
Castanhas	0,7	0,0	0,9	0,0	0,6	0,6	2,9	6,4	1,8	1,3	2,5	1,6 ± 0,6
Verdes	0,7	0,3	2,1	0,2	1,0	4,2	2,8	0,5	1,4	3,7	0,8	1,4 ± 0,4
Todas verdes	3,7	40,2	7,9	5,7	7,7	11,0	6,8	3,4	3,1	4,2	2,3	8,7 ± 3,3
<i>Ulva</i> spp.	1,6	39,9	5,5	5,2	6,7	6,5	3,9	2,3	1,8	2,9	1,5	7,1 ± 3,3
Invasoras	3,8	0,2	1,3	0,2	2,2	0,8	2,6	1,7	3,7	3,8	2,1	2,0 ± 0,4
<i>A. armata</i>	3,8	0,2	1,3	0,2	2,2	0,8	2,6	1,7	3,7	3,8	2,1	2,0 ± 0,4
Macroinvertebrados comerciais												
em densidade (ind/m²)												
<i>Patella</i> spp.	18,8	13,7	50,1	106,1	30,3	48	43,9	58,6	95,8	42,8	116,7	56,6 ± 3,6
<i>Phorcus</i> spp	3,1	1,7	3,5	3,8	3,5	0,6	4,1	8,8	0,8	0,3	1,5	3,0 ± 0,5
<i>Steromphala</i> spp.	8,2	28,1	8,1	2,3	18,2	2,5	12,4	12,4	0,2	0,7	0,1	9,0 ± 1,2
<i>H. arguinensis</i>	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0 ± 0,0
<i>N. puber</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0 ± 0,0
em percentagem de cobertura (%)												
<i>Mytilus</i> spp.	0,1	1,0	0,8	8,9	0,1	0,5	0,5	1,8	0,2	0,5	0,9	1,4 ± 0,8
<i>P. lividus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,6	0,4	0,2	0,2	0,0	0,2 ± 0,1

3.1.4.4. Mapeamento das Percentagens de Cobertura de Biótopos Conspícuos do Intertidal Rochoso (técnica de deteção remota com drone)

Praia da Barradinha

Segundo a imagem classificada, a praia da Barradinha apresenta uma comunidade dominada por macroalgas (percentagem de cobertura de 36,4% relativamente à extensão de toda a área sobrevoada), seguidas dos invertebrados sésseis (8,7%) e, por fim, dos líquenes (6,2%), tal como verificado nos resultados da implementação da técnica do quadrado (Tabela VII). Dentro do grupo das macroalgas, ordenam-se por ordem decrescente: as áreas dominadas por algas vermelhas calcárias (18,4%), as áreas dominadas por algas vermelhas não calcárias (8,4%), as áreas dominadas por algas castanhas e vermelhas (em menor percentagem, 4,4%), a par com as áreas dominadas por algas verdes incrustantes (4,3%) e, por fim, as áreas dominadas por algas verdes oportunistas (Ulvaes; 0,9%) (Tabela VIII). No que se refere aos invertebrados, as cracas foram classificadas em 7,3% da imagem. Já os ouriços obtiveram uma percentagem de cobertura de 1,4% (Tabela VIII).

A matriz de confusão revelou uma sensibilidade total da classificação de 0,598, que está próxima da aleatoriedade, embora acima dos 50%. No entanto, a performance do classificador é bastante heterogénea entre classes (Tabela IX). As classes para as quais o classificador obteve uma sensibilidade abaixo ou equivalente a 50% foram: (1) Algas verdes (Ulvaes), (3) Algas verdes incrustantes, (4) Algas vermelhas não calcárias, (5) Algas castanhas e vermelhas, (7) Cracas, (9) Espuma e (10) Rocha nua. Efetivamente a proximidade da assinatura espectral de algumas classes, ainda que distintas a olho nu, reflete-se na possibilidade do classificador vir a confundir ambas e a retornar uma má classificação. A tentativa de classificação das várias classes conspícuas com significado ecológico refletiu-se, neste caso, negativamente no grau de exatidão do classificador. Um exemplo é a proximidade entre assinaturas espectrais da classe de (4) Algas vermelhas não calcárias com a das (2) Algas vermelhas calcárias. Relativamente às algas verdes, são as que apresentam o menor valor de percentagem de cobertura, tendo sido subestimadas na classificação de imagem, o que indicia a necessidade de melhorar o índice de vegetação aquática utilizado (NDAVI). Um aspeto negativo deste índice é, por exemplo, o facto de atribuir valores próximos de 1 a zonas ensombradas, independentemente do objeto.

Entre as classes com sensibilidade superior a 50% destacam-se: a classe (2) Algas vermelhas calcárias, a classe (5) Líquenes (*Verrucaria mucosa*), a classe (8) Areia e a classe (11) Ouriços.

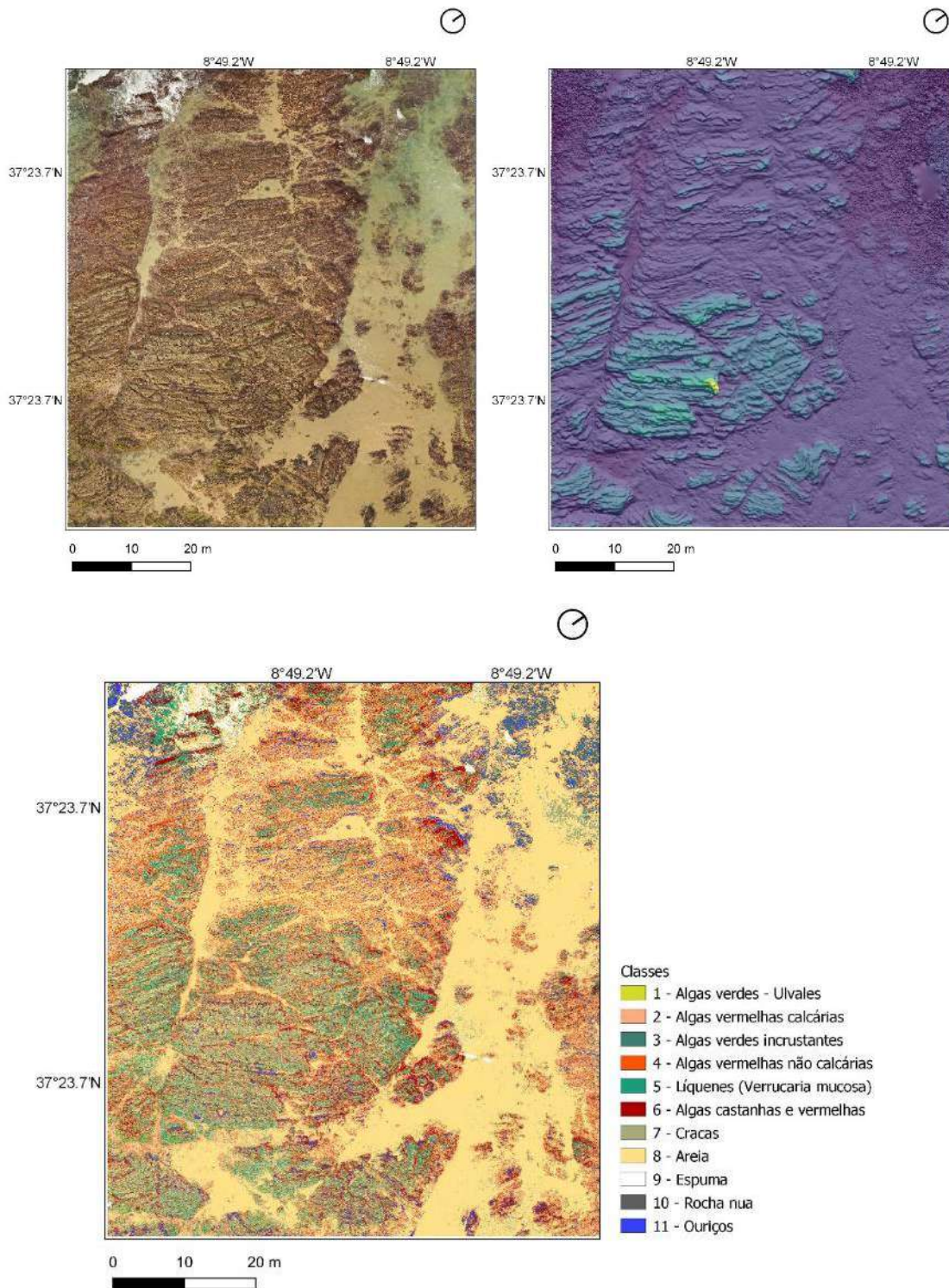


Figura 3.32. Ortofotomosaico e Modelo Digital de Elevação (DEM) da praia da Barradinha.

Tabela VII. Caracterização geral da área amostrada da Praia da Barradinha. As percentagens de cobertura (%) apresentadas são relativas a toda a área amostrada.

Área Total mapeada	Elevação	% cobertura total de macroalgas	% cobertura total de invertebrados	% cobertura total de líquenes
5600 m ²	-3,3m a 3,25 m	36,4%	8,7%	6,2%

Tabela VIII. Caracterização das classes atribuídas pela classificação supervisionada (*Minimum Distance*) à comunidade do intertidal rochoso registada por UAV. As percentagens de cobertura (%) apresentadas são relativas a toda a área amostrada.

ID	Classe	Área (m ²)	% de cobertura
1	Algas verdes (Ulvaes)	51,8	0,9%
2	Algas vermelhas calcárias	1030,2	18,4%
3	Algas verdes incrustantes	240,9	4,3%
4	Algas vermelhas não calcárias	471,2	8,4%
5	Líquenes (<i>Verrucaria mucosa</i>)	347,8	6,2%
6	Algas castanhas e vermelhas	246,8	4,4%
7	Cracas	409,0	7,3%
8	Areia	2417,7	43,2%
9	Espuma	66,2	1,2%
10	Rocha nua	238,0	4,2%
11	Ouriços	76,5	1,4%

Tabela IX. Avaliação da sensibilidade do classificador e da percentagem de exatidão da classificação supervisionada (*Minimum distance*).

ID	Classe	Sensibilidade	Exatidão
1	Algas verdes (Ulvaes)	28.6%	
2	Algas vermelhas calcárias	69.4%	
3	Algas verdes incrustantes	28.6%	
4	Algas vermelhas não calcárias	32.7%	
5	Líquenes (<i>Verrucaria mucosa</i>)	75.0%	
6	Algas castanhas e vermelhas	36.8%	59.8%
7	Cracas	50.0%	
8	Areia	90.3%	
9	Espuma	36.4%	
10	Rocha nua	33.3%	
11	Ouriços	60.0%	

3.1.5. Discussão

Através da amostragem de 11 praias rochosas, o nosso estudo aprofunda o conhecimento sobre as comunidades biológicas do intertidal rochoso do PNSACV, a estratificação vertical nos níveis do intertidal, as diferenças entre os níveis de energia e a distribuição no PNSACV. No intertidal rochoso do PNSACV, as macroalgas apresentam o grupo dominante e mais diverso, representado principalmente pelas algas calcárias articuladas (*Corallina/Ellisolandia* spp.), ramificadas grosseiras (*Asparagopsis armata*, *Halopteris scoparia*, *Caulacanthus ustulatus*) e foliosas finas (*Ulva* spp.). Além das algas, as cracas de espécie *Chthamalus montagui* e as lapas *Patella* spp. apresentaram abundâncias elevadas. Foi observada, na distribuição dos organismos sésseis, uma estratificação vertical biológica que marca diferenças entre os níveis do intertidal: as cracas - os organismos sésseis mais resistentes à dissecação - dominam no nível superior e médio, e as macroalgas no nível inferior. Esta estratificação resulta em significativamente menor diversidade e equitabilidade no nível superior que no inferior, devido a dominância duma espécie - *C. montagui* - no nível superior, comparado com muitas outras espécies – várias macroalgas - no nível inferior. Esta estratificação e as diferenças de diversidade já estão bem documentadas na literatura e refletem o facto que poucos organismos conseguem sobreviver em condições ambientais extremas do intertidal superior (temperatura e salinidade alta, risco de dissecação) (Connell, 1961; Tomanek & Helmuth, 2002; Boaventura *et al.*, 2002; Benedetti-Cecchi & Trussell, 2013).

Na comunidade de invertebrados móveis e semi-sésseis, as lapas *Patella* spp. e o burrié *Phorcus* spp. foram relativamente mais abundantes nos níveis médio e superior, enquanto o burrié *Steromphala* spp. mostrou-se mais característico dos níveis médio e inferior. No entanto, para a comunidade inteira de macroinvertebrados móveis e semi-sésseis, as diferenças entre níveis do intertidal foram não significativas. Boaventura *et al.* (2002) concluiu que algumas espécies de burriés ocorrem na totalidade do intertidal rochoso, enquanto outras mostram preferências pelo nível superior ou inferior. Estes resultados indicam que a estratificação biológica do intertidal rochoso está mais bem definida pelos organismos sésseis do que pelos móveis. Como limitação do nosso estudo, com o objetivo de evitar técnicas de amostragem destrutivas, não conseguimos sempre distinguir as lapas *Patella* ao nível de espécie, sabendo que as diferentes espécies destes organismos semi-sésseis mostram preferências pelos níveis distintos (Boaventura *et al.*, 2002: *Patella depressa* – nível superior, *Patella ulyssiponsensis* – nível inferior).

Na análise por nível de energia, observou-se uma significativamente maior diversidade de organismos sésseis na costa Oeste que na costa Sul. Em linha com os resultados prévios, esta maior diversidade ocorre dentro da comunidade de macroalgas, no nível inferior. No entanto, ao nível da percentagem de cobertura, a comunidade sésil não mostrou diferenças entre as costas, porque a comunidade sésil da costa Sul apresenta uma subamostra da comunidade da costa Oeste. Corroborando com os resultados sobre a diversidade, nas praias da costa Oeste, as algas castanhas grossas e coriáceas, engenheiras do ecossistema, tiveram maior incidência e percentagem de cobertura – principalmente a espécie *Cystoseira tamariscifolia* do intertidal inferior. As maiores coberturas desta espécie encontramos nas praias Vale dos Homens, Oliveirinha e São Torpes. O carácter perene da *Cystoseira* realça a sua importância como espécie engenheira, porque fornece uma estrutura tridimensional quase “permanente”. Sensível à poluição, a presença da *C. tamariscifolia* também reflete um bom estado de qualidade ecológica destes ecossistemas (Sales & Ballesteros, 2009). No mediterrâneo, a maioria das espécies do género *Cystoseira*, incluindo a *C. tamariscifolia*, estão protegidas, devido ao declínio por impactos humanos (Thibaut *et al.*, 2005; Anexo II da Convenção de Barcelona). Nas praias ao norte da praia de Odeceixe, existem as algas de género *Fucus* no intertidal superior e médio, mas com percentagens de cobertura relativamente baixas (<2%), um resultado igual ao resultado já reportado desta zona em 2002 (Boaventura *et al.*, 2002).

A maior abundância de macroalgas verdes do género *Ulva* na costa Sul vai de encontro com Litter & Litter (1984), dado que a rocha solta das praias da costa Sul configura maior instabilidade do que as plataformas rochosas da costa Oeste, tendo maior propensão a ser colonizada por grupos de macroalgas oportunistas pioneiras – e.g., as algas foliosas finas *Ulva* spp. (Carstensen *et al.*, 2017). Por outro lado, as praias da costa Oeste apresentam comunidades de macroalgas com estrutura bastante resistente ao forte hidrodinamismo (e.g., turfas de algas grosseiras ramificadas e foliosas, grossas e coriáceas). Simultaneamente, estas comunidades reúnem condições de maior sobrevivência à herbivoria, porque os herbívoros consomem mais facilmente macroalgas de estrutura fina (i.e., foliosas, filamentosas e ramificadas finas), sendo que poucos conseguem cortar as macroalgas mais carnosas (Littler *et al.*, 1983; Steneck & Dethier; 1994). A praia que mais destacou-se em termos de algas verdes *Ulva* spp. foi a praia de Martinhal – o mesmo resultado já foi reportado para a mesma praia em 2002 (Boaventura *et al.*, 2002). A presença de uma linha-de-água doce (Barranco das Mós), associada a uma Estação de Tratamento de Águas Residuais na proximidade da praia de Martinhal, podem explicar o domínio de algas verdes oportunistas, que

indicam um estado ecológico de baixa qualidade nesta praia que, por sua vez, está incluída dentro da zona de Proteção Parcial de tipo I.

A presença de *A. armata* em todas as praias amostradas confirma o estabelecimento bem-sucedido desta alga invasora no PNSACV, um resultado que corrobora com o mapeamento dos recifes de baixa profundidade (até 15 metros; neste relatório) e o estudo prévio de Tavares (2012). Neste capítulo, algumas praias tiveram percentagens de cobertura média superiores às outras, cerca de 4%: praia de Rebolinhos, Caniceira e Oliveirinha. Estas percentagens de cobertura caracterizam o conjunto dos três níveis do intertidal de cada praia, incluindo o intertidal superior – uma zona praticamente sem cobertura algal. Com efeito, a percentagem de cobertura de *A. armata* no intertidal inferior deve ser bem superior à média da praia. Os possíveis efeitos negativos desta alga na biodiversidade do intertidal tem que ser estudados, bem como o potencial de exploração para fins comerciais (Misurcová *et al.* 2012).

Os organismos mais abundantes do intertidal e com interesse na apanha (as lapas *Patella* spp., burriés *Phorcus* spp. e *Steromphala* spp.), são organismos com interesse comercial baixo (Castro *et al.*, 2020). Os mexilhões *Mytilus* spp. ocorrem frequentemente no intertidal do PNSACV, mas com percentagens de cobertura muito baixas, excetuando na praia do Tonel. Os ouriços são comuns em algumas praias da costa Oeste, enquanto outros organismos aparecem mais raramente (e.g., pepinos-do-mar, navalheiras).

É de notar que as crises económicas, como a pandemia do Covid-19, podem provocar maior interesse para a apanha de subsistência, e assim criar uma pressão neste ecossistema. No momento da amostragem em 2019, nenhuma das praias amostradas foi sinalizada face ao seu regime de proteção. A ausência de informação indicativa poderá promover a prática voluntária ou involuntária de atividades extrativas e não extrativas ilegais dentro do PNSACV.

É de realçar que a estratificação vertical verificada com a técnica dos quadrados, bem como a dominância de alguns grupos taxonómicos mais resistentes (e.g., algas coralinas calcárias e cracas do género *Chthamalus*) é igualmente evidenciada na imagem classificada do caso de estudo da praia da Barradinha, sendo observável que a estratificação verifica-se quer pelo afastamento à linha média das águas do mar, quer pela própria altimetria das formações rochosas que criam a condição de existência destas comunidades.

Uma análise prévia da praia da Barradinha com um método de classificação não supervisionado (*K-means*), com base exclusivamente em classes espectrais identificadas pelo algoritmo, distinguiu a presença de ouriços em zonas de frestas, associados a algas vermelhas e

castanhas. Efetivamente, os ouriços têm uma assinatura espectral muito semelhante à classe de algas castanhas e vermelhas, sendo muito facilmente confundidos com as mesmas. No entanto, apresentam uma geometria singularmente redonda que os distingue, e que permitiu identificá-los posteriormente nas RDI utilizadas para a classificação supervisionada. A própria leitura destes organismos foi facilitada pelo facto já mencionado de estes se encontrarem maioritariamente em frestas. O algoritmo, com as camadas de informação utilizadas, conseguiu distinguir esta classe com uma exatidão considerável.

Note-se que, a interpretação da forma geométrica que ajudou à distinção da classe (11) Ouriços, e que permitiu a clara identificação do conteúdo da RDI utilizada, não seria aplicável para a melhoria da distinção da classe (5) Algas castanhas e vermelhas, por exemplo, dado que estas não se configuram com geometria distinta das outras algas, tanto mais que as RDI atribuídas a essas classes estão sempre sujeitas a oscilações na amplitude das suas assinaturas espectrais.

Não obstante o esforço para identificar as classes nas suas variantes determinadas pela incidência solar, ou pela presença da coluna de água mais ou menos profunda, estas afetam também a precisão da classificação.

Importa, complementarmente, ter em conta que o mesmo método de mapeamento com drone foi aplicado à praia da Carriagem (Anexo, Tabela A 8.1.8), devolvendo uma percentagem de exatidão do classificador *Minimum Distance* mais próxima da aleatoriedade (53,3%). A sensibilidade do algoritmo na identificação das várias classes também não foi uniforme, sendo que, neste caso, foi maior a sensibilidade para as classes de algas vermelhas calcárias articuladas, algas verdes (Ulvaes) e algas castanhas e vermelhas. Dentro dos elementos abióticos, foram bem classificados a areia, e a água (incluindo a espuma). Este resultado corrobora os resultados e conclusões apurados para o caso de estudo.

3.2. Comunidades biológicas do subtidal

3.2.1. Planeamento da Amostragem

3.2.1.1. Área de estudo

A região costeira do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) estende-se numa extensão de cerca de 125 km, desde a praia de São Torpes (Sines) até à praia do Burgau (Lagos). Esta costa é caracterizada por uma variabilidade paisagística, desde longas praias de areia, a falésias de vários tipos de rocha, entre eles o calcário e o xisto. Através dos dados obtidos



campanha de levantamento hidrográfico realizado pelo Instituto Hidrográfico (IH), observa-se que o fundo submarino é composto por areia e afloramentos rochosos, sendo que na vertente Norte do parque é o substrato rochoso que prevalece, enquanto na região sul o substrato móvel domina a paisagem submarina (Figura 3.33) (ver capítulo 2. Mapeamento físico).

3.2.1.2. Delineamento Experimental

Para um mapeamento rigoroso dos fundos do Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV), os locais a amostrar devem seguir um procedimento rigoroso e estatístico, que garanta a representatividade dos locais amostrados e permita inferir, para uma escala superior (locais não amostrados), sobre a composição e riqueza de comunidades biológicas. O planeamento experimental é, por isso, fundamental para que se amostrasse de forma coerente cada conjunto de atributos geofísicos da zona de estudo (conhecidos para o parque todo desde o processamento dos dados obtidos pelo IH; ver capítulo 2. Mapeamento físico), e para que os dados possam ser sintetizados e estandardizados espacialmente (ver capítulos 3 e 4), modelados para mapear locais não visitados (ver capítulo 4) e comparados com outros estudos. A execução da amostragem teve como pressupostos a representatividade dos tipos de substrato (rochoso e móvel), a profundidade, e a rugosidade do fundo.

O planeamento das amostragens a realizar em toda a área marinha do PNSACV teve como principais objetivos: 1) garantir a cobertura dos locais que, pelas suas características geomorfológicas, possam constituir diferentes habitats em todo o parque; 2) garantir uma cobertura integral de toda a área de estudo e 3) que os locais de amostragem sejam espacialmente equilibrados entre si e por fim, e de igual relevância, 4) garantir que as amostragens a efetuar pudessem ser efetuadas com os meios humanos e técnicos que estavam disponíveis para a realização deste trabalho no tempo contratualizado.

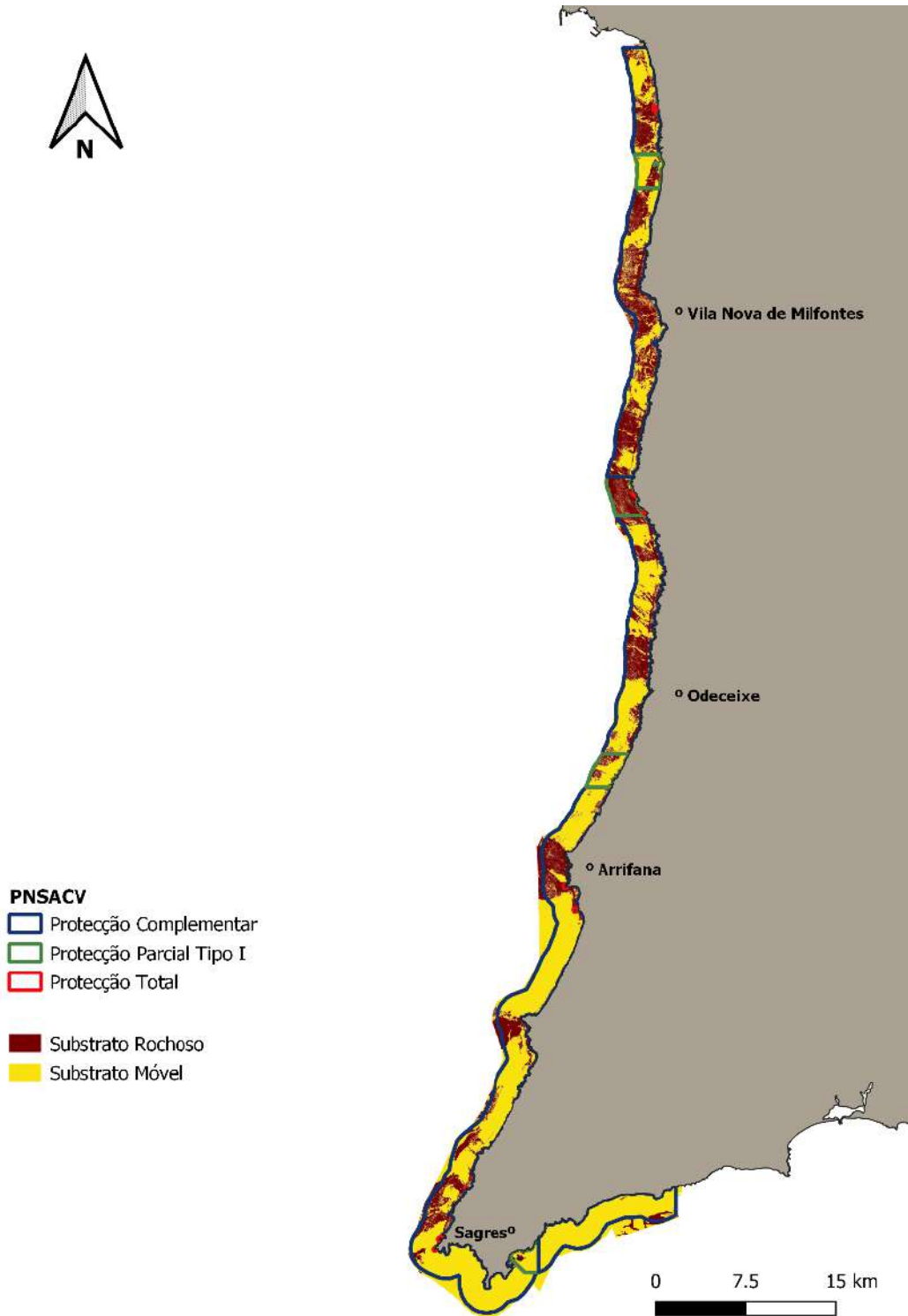


Figura 3.33. Mapa representativo da Área Marinha Protegida do PNSACV e o seu substrato.

Assim, baseado na experiência que o grupo de trabalho tinha de anteriores projetos de investigação com características de amostragem idênticas (Gonçalves *et al.*, 2004, 2007, 2008, 2010, 2015; Monteiro *et al.* 2012) e na área disponível para amostrar, cerca de 290 km², foi determinada uma capacidade máxima de amostragem que se traduziu numa densidade de uma amostra a cada dois quilómetros quadrados, resultando em cerca de 144 locais de amostragem.

De um modo geral, o processo de planeamento da amostragem pretendeu, a partir do conhecimento do levantamento hidrográfico, determinar a variabilidade presente na área de estudo para assim poder alocar os locais de amostragem, em função da capacidade de amostragem previamente determinada, utilizando para tal as mais recentes técnicas de design experimental que permitem distribuir, de um modo aleatório estratificado, amostras espacialmente equilibradas.

Para a elaboração do plano de amostragem, que seguiu as orientações gerais de van Son *et al.* (2015) foram efetuados os seguintes passos:

Em ambiente R Core Team (2020), foram calculados o declive e o índice de robustez do terreno (i.e., calculado através da média das diferenças absolutas entre o valor de uma célula e o valor de suas 8 células circundantes) a partir da camada de batimetria previamente carregada com a resolução de 2 metros (ver capítulo 2. Mapeamento físico). Essas três camadas foram depois ajustadas de modo a poder ser criado um conjunto de camadas *raster*.

Devido ao facto de cada camada ter unidades e escalas diferentes, foi necessário proceder à sua reclassificação linear entre 5 e 260 de modo a acautelar a não existência de zeros que iriam inflacionar o coeficiente de variação (CV), a calcular posteriormente, sendo assim adicionado 5 à escala linear normal entre 0 e 255 (Clements *et al.*, 2010). Com os valores reclassificados para cada uma das camadas, foi calculado o coeficiente de variação (CV) (desvio padrão/média) com uma agregação dos dados numa distância de 180 m. Foram experimentados diferentes níveis de agregação que conseguissem transmitir a variabilidade ambiental e espacial, tendo-se optado por utilizar o valor de 180 m.

Com os CV calculados para cada variável foi estimado um **índice global de variabilidade (IV)**, calculado como a soma dos CV de cada camada para cada pixel, não tendo sido aplicado nenhum fator de ponderação às camadas.

$$IV = \sum_{1}^{n} CV_i$$

Em que *i* é o índice do número de camadas utilizadas para estimar o IV e *CV_i* é o coeficiente de variação em cada pixel da camada *i*.

A camada final obtida com o IV para a área de estudo foi depois classificada para atribuição de classes de IV a cada pixel. Os valores de IV estimados foram agrupados por uma técnica estatística não supervisionada (“Kmeans”), tendo sido previamente estimado o número ótimo de grupos a utilizar como ponto de partida da análise *Kmeans*. Os três grupos (i.e., classes de IV) resultantes permitiram uma reclassificação de cada pixel com a classe correspondente; o produto final foi uma camada com a área do PMSACV tendo a distribuição de cada uma das classes de IV identificadas.

A distribuição espacial das classes de IV obtidas foi determinada, tendo este procedimento sido efetuado separadamente para a Costa Vicentina, com uma área total de 172 km² e para o Sudoeste Alentejano, área total de 117 km² (Tabela X e Tabela XI).

Tabela X. Número e tipo de classes, Área e % de cobertura para a Costa Vicentina.

Classes de IV	1	2	3
Área ocupada (km ²)	103	54	15
% de cobertura	60	31	9

Tabela XI. Número e tipo de classes, Área e % de cobertura para o Sudoeste Alentejano.

Classes de IV	1	2	3
Área ocupada (km ²)	24	74	14
% de cobertura	21	63	12

Cada classe de IV representa graus de complexidade diferentes, assim a classe 3 tem os valores de IV mais elevados e a classe 1, os mais baixos. Em função deste critério de complexidade foi determinado que, para a classe 3, a densidade de amostragem era de uma amostra por km², na classe 2, uma amostra por 2 km² e na classe 1, uma amostra por 3 km². Os valores obtidos com estes critérios para as duas áreas encontram-se nas tabelas Tabela XII e Tabela XIII, tendo resultado um valor médio de uma amostra por cada dois km², mais especificamente uma amostra prevista por 2,26 km² (76 amostras/172 km²) na Costa Vicentina e uma amostra prevista por 1,98 km² (59 amostras/117 km²) para o Sudoeste Alentejano. De modo a prever-se situações em que por razões de acesso, estado do mar e operacionalidade não fosse possível aceder aos locais previstos, (ver abaixo) foram calculadas igualmente mais 50% de amostras extras.

Tabela XII. Número de Amostras previstas e extras para a Costa Vicentina.

Classes	1	2	3
Densidade amostragem/km ²	3	2	1
Amostras previstas	8	37	14
Amostras extra	4	19	7

Tabela XIII. Número de Amostras previstas e extras para o Sudoeste Alentejano.

Classes	1	2	3
Densidade amostragem/km ²	3	2	1
Amostras previstas	8	37	14
Amostras extra	4	19	7

No total, na Costa Vicentina, foram previstas 76 amostras e 39 amostras extras e para o Sudoeste Alentejano previram-se 59 amostras e 30 amostras extras.

Para a distribuição do total de amostras pela área de estudo optou-se por uma técnica de “*Generalized Random Tessellation Stratified design*” (GRTS) realizada com o pacote “*spsurvey*”, que permite estratificar as amostras pelos grupos de IV obtidos selecionando todas as localizações com probabilidades iguais. Esta técnica apresenta vantagens em relação ao aleatório simples, que espacialmente tem tendência a criar agrupamentos de pontos e não é tão eficaz em amostragens de grande escala como esta (Stevens & Olsen, 2004), por outro lado tem em consideração o ambiente em que se desenvolve e evita a correlação espacial (Thorsnes *et al.*, 2015), produzindo amostras espacialmente equilibradas.

Os locais de amostragem foram depois cruzados com os dados de batimetria e substrato disponíveis e a cada um foi atribuída uma técnica de amostragem. Para o substrato areia a técnica de amostragem determinada foi o arrasto-de-vara e para o substrato rochoso foram utilizadas duas técnicas, mergulho autónomo para profundidades até os 15 metros e para profundidades maiores mergulhos com veículo remotamente operado (ROV).

A amostragem do subtidal do PNSACV decorreu desde junho de 2019 até setembro de 2020 e neste período foram amostrados **130 locais**. Destes, 34 foram amostrados através da técnica do arrasto de vara, equivalente a **20 400 m²** de área amostrada. Relativamente ao substrato rochoso, realizaram-se 48 amostragens com o ROV, o que equivaleu a **24 horas** de vídeo gravado e analisado

e os restantes 48 locais foram amostrados através do mergulho com escafandro o que corresponde a **192 mergulhos** individuais. Os locais amostrados estão sintetizados na Figura 3.34 e Tabela A 8.2.1, (Anexo).

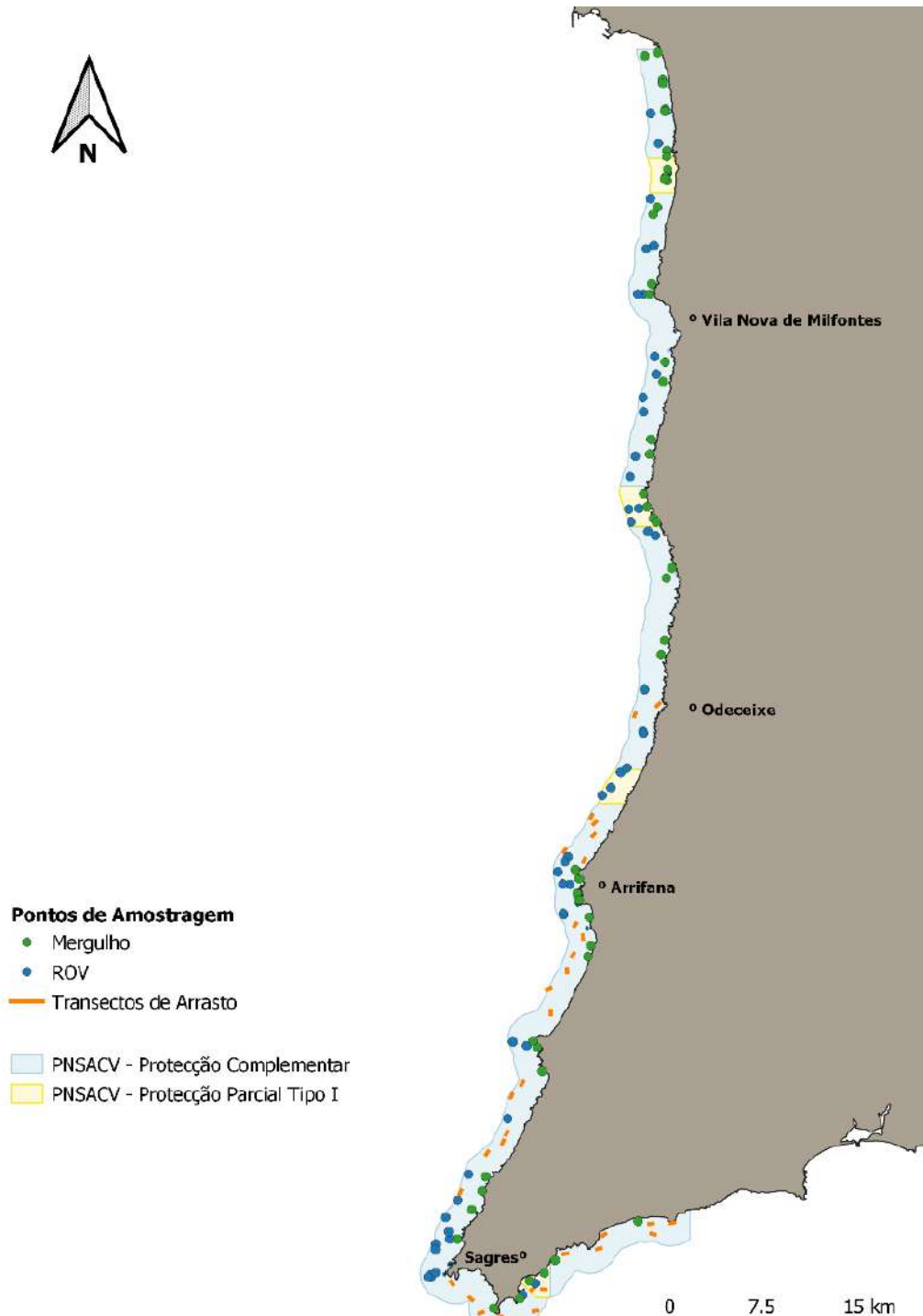


Figura 3.34. Mapa ilustrativo dos pontos de amostragem e as diversas técnicas de realizadas para amostrar o subtidal do PNSACV. Ao todo foram 130 pontos de amostragem, dos quais 34 foram feitos através de arrastos, 48 com o ROV e 48 através de mergulho com escafandro.

É importante referir que, embora a maioria da amostragem tenha seguido o planeamento inicial, em certas situações tal não foi possível. Ocasionalmente teve de se recorrer a locais alternativos aos inicialmente propostos devido a locais de mergulho que se encontravam assoreados ou a profundidades demasiado reduzidas. Nestas situações optou-se por mudar os pontos de amostragem por pontos alternativos, que foram gerados com esse objetivo, aquando do planeamento da amostragem. Também aconteceram situações que a segurança a bordo começou a degradar-se devido às alterações das condições atmosféricas, pelo que obrigou ao cancelamento de campanhas de amostragem. Foram feitas tentativas para tentar amostrar os oito pontos que ficaram por amostrar, mas a falta de condições de mar aliada à drástica alteração do modo de vida e trabalho causada pela pandemia da COVID-19, tornou tal tarefa inexecutável a tempo de terminar o projeto. No entanto, toda a amostragem realizada foi suficiente para que a amostragem fosse representativa da área de estudo e garantisse a qualidade do resultado final.

3.2.2. Substrato Rochoso de Baixa Profundidade (≤ 15 metros)

3.2.2.1. Introdução

Para reduzir as várias pressões humanas que ameaçam as espécies e habitats marinhos (e.g., pesca excessiva, alterações climáticas, poluição), é imperativo conhecer, localizar e proteger os habitats e espécies com maior importância para conservação. Os substratos rochosos do subtidal de baixa profundidade incluem locais de importante diversidade e produtividade biológica, o que os torna prioritários para a conservação (Monteiro *et al.*, 2012; Blamey & Bolton, 2018).

A diversidade e densidade de organismos marinhos aumenta com a maior complexidade topográfica e biológica do substrato rochoso (García-Charton & Pérez-Rufaza, 2001; Kovalenko *et al.*, 2012). Uma elevada complexidade proporciona uma ampla gama de microhabitats, promovendo assim uma maior abundância e diversidade de alimento e de refúgios contra a predação para as espécies de peixes e invertebrados - muitos deles com interesse comercial (Kovalenko *et al.*, 2012; Cheminée *et al.*, 2017; Nunes *et al.*, 2019). Em baixas profundidades há bastante luz para a fotossíntese, e as florestas de laminárias/*kelp* em conjunto com outras algas “carnudas” (e.g., foliosas, macrófitas corticadas) acrescentam tridimensionalidade aos habitats rochosos, facilitando riqueza e produtividade elevada (Stephens *et al.*, 2006; Cheminée *et al.*, 2017; Blamey & Bolton, 2018). Além de facilitar alimentação e refúgio, estas florestas podem também assegurar funções essenciais como desova, maternidade e berçário de organismos marinhos (Stephens *et al.*, 2006;

Bertocci *et al.*, 2015; Cheminée *et al.*, 2017). Devido a atenuação da luz e menor competição com algas, em zonas mais fundas, os jardins de gorgónias e outros invertebrados sésseis incrustantes formam as comunidades estruturantes principais, aumentando a biodiversidade (Cerrano *et al.*, 2010). **O mapeamento biológico permite identificar e localizar os locais de maior valor biológico, incluindo habitats de alta complexidade e diversidade devido as espécies estruturantes e outros locais com organismos prioritários** (e.g., espécies vulneráveis ou de interesse comercial).

As comunidades de habitats rochosos de baixa profundidade (até 15 metros) são os mais estudados do PNSACV, comparando com os habitats rochosos de profundidades superiores e habitats de substrato móvel. Existem vários estudos prévios que caracterizam as comunidades biológicas do substrato rochoso de baixa profundidade nesta zona costeira (revisão em Horta e Costa *et al.*, 2018). A maioria destes estudos é restrita as zonas concretas do parque, amostradas por objetivos e com métodos distintos – o que impede uma comparação direta e um conhecimento sistemático e robusto da biodiversidade do PNSACV. Os principais estudos que caracterizam a biodiversidade dos substratos rochosos do subtidal de baixa profundidade foram realizados: na costa Algarvia –na proximidade de Sagres (incluindo PPI Ilhotes do Martinhal, Monteiro *et al.*, 2012), na Costa Vicentina da Ponta da Piedade à Paria do Barranco (Gonçalves *et al.*, 2015) e da Arrifana (antiga PPI, Monteiro *et al.*, 2015); na costa Alentejana – nas zonas de proteção parcial I da Ilha do Pessegueiro e Cabo Sardão e áreas adjacentes (Castro *et al.*, 2015).

3.2.2.2. Objetivos

O objetivo principal deste capítulo é caracterizar e mapear, de forma abrangente, as comunidades de peixes, invertebrados e macroalgas de substrato rochoso do subtidal de baixa profundidade de toda a área do PNSACV. Pretendemos distinguir e localizar os sítios com biodiversidade relativamente superior e organismos prioritários para a conservação: pelo seu carácter estruturante e/ou indicador de qualidade de habitat, vulnerável e/ou comercial. Para garantir a compatibilidade com os estudos prévios principais, os dados foram amostrados com recurso aos mesmos métodos – usando Censos Visuais em Mergulho com escafandro autónomo. Graças ao mapeamento físico realizado pelo Instituto Hidrográfico dentro do mesmo projeto, a disponibilidade de mapas de fundo marinho de alta qualidade – com o tipo de substrato e batimetria – permitiu um melhor planeamento e amostragem sistemática, assegurando a representatividade espacial dos dados amostrados.

3.2.2.3. Métodos

3.2.2.3.1. Área de Estudo

A área avaliada inclui as zonas de infralitoral de substratos rochosos dentro dos limites da área marinha do PNSACV. O plano de amostragem contemplou a recolha de amostras em 48 estações com substrato rochoso a baixa profundidade (entre 4,5 a 16 metros); distribuídas ao longo de toda a zona de estudo (Figura 3.35). A amostragem foi realizada entre maio de 2019 e outubro de 2020.

3.2.2.3.2. Planeamento

Para que a amostragem decorra de um modo estatisticamente representativo, para que o esforço seja adequado ao seu propósito e para que os resultados possam ser comparados com trabalhos executados anteriormente, o delineamento do plano experimental é um processo fundamental neste tipo de estudo, tendo-se optado por uma solução exigente e inovadora (ver secção 3.2.1). Neste contexto, a harmonização de técnicas de amostragem é igualmente essencial, e como tal, a execução da amostragem teve em conta os métodos de Censos Visuais com Mergulho com escafandro autónomo, e pressupostos já aferidos e utilizados anteriormente por Gonçalves *et al.* (2004a,b; 2007; 2008; 2010; 2015) e Castro *et al.* (2015). Os locais selecionados para amostragem estão detalhados na Tabela A 8.3.1 (Anexo).

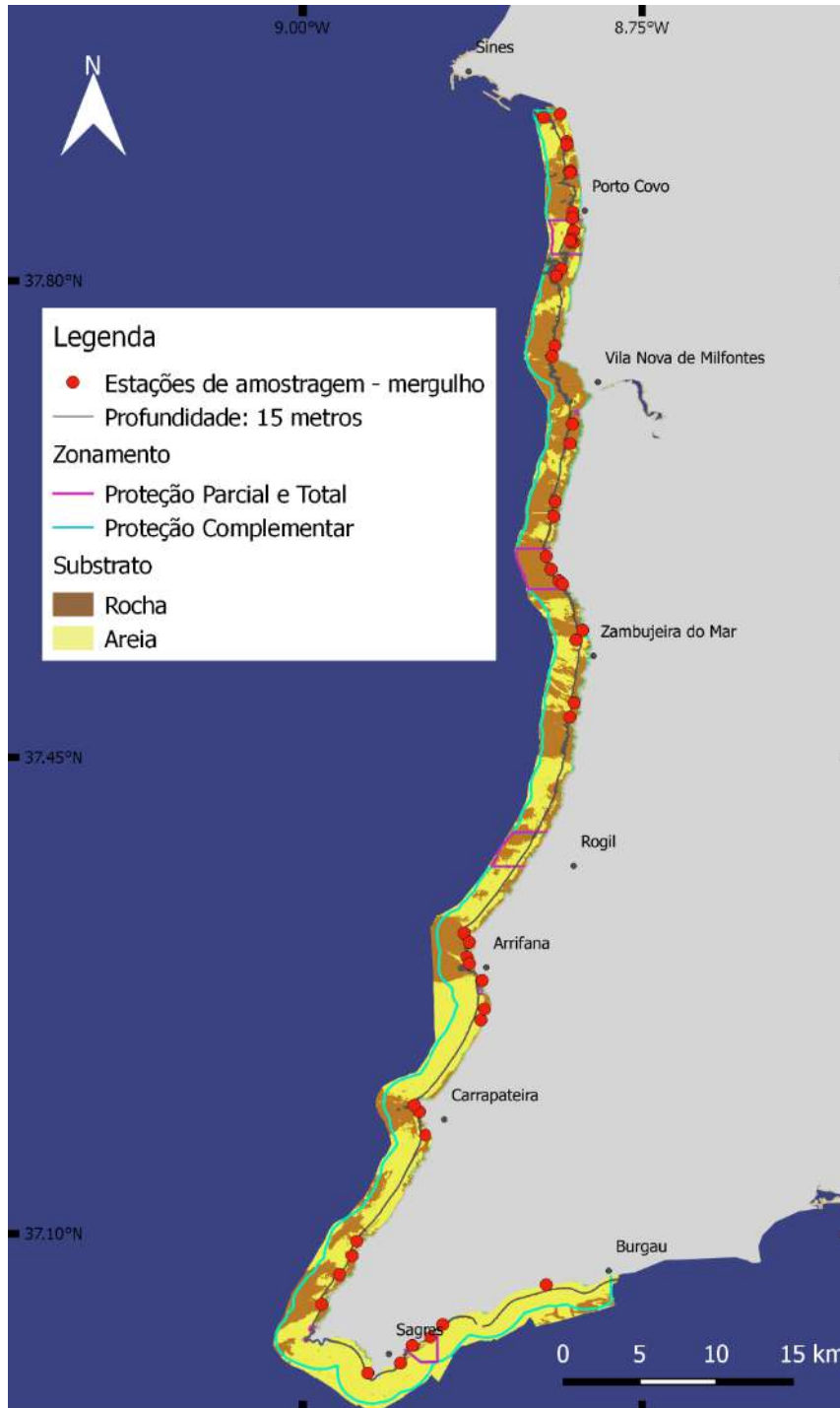


Figura 3.35. Mapa das estações de amostragem para caracterização das comunidades biológicas de recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV, com recurso aos Censos Visuais com Mergulho.

3.2.2.3.3. Técnicas de amostragem

No que toca à exploração e avaliação dos recifes de baixa profundidade, o mergulho com escafandro autónomo é um dos métodos mais utilizados e apropriados (Henriques *et al.*, 2013; Horta e Costa *et al.*, 2013). As técnicas mais utilizadas consistem na combinação de censos visuais com transectos e quadrados, de dimensões definidas. Desta forma é possível ter-se uma estimativa não só da presença de cada espécie, mas principalmente das densidades de organismos para um dado valor de área, e da percentagem de cobertura vegetal e de organismos sésseis.

Os Censos Visuais com Mergulho foram usados na amostragem do subtidal rochoso de baixa profundidade - no patamar de profundidade entre 4,5 e 16 metros. Em cada estação de amostragem, quatro mergulhadores realizaram a caracterização das comunidades biológicas. Para a contabilização dos macroinvertebrados bentónicos e da cobertura vegetal, uma dupla de mergulhadores procedeu à amostragem em pontos previamente definidos ao longo da fita métrica.

Em cada ponto da fita métrica, o primeiro mergulhador identificou e quantificou a percentagem de cobertura das espécies de macroalgas, realizando no mínimo quatro quadrados (0,25 m² cada) em cada estação de amostragem. De referir também que o número de pés de laminárias (*kelp*) foi contabilizado dentro do quadrado na amostragem da costa vicentina, enquanto quatro transectos (cada transecto de 40 m²) foram usados na amostragem das laminárias da costa alentejana.

O segundo mergulhador procedeu aos transectos para contabilização das densidades de macroinvertebrados bentónicos, realizando um mínimo de três transectos de área estabelecida - de 5 m² na costa vicentina e de 40 m² na costa alentejana - incluindo identificação das espécies e contabilização apenas dos organismos de tamanho superior a 5 cm. Na costa alentejana, em relação aos invertebrados sesséis, estes apenas foram contabilizados em relação à percentagem de cobertura através do método do quadrado (amostras de 1 m²).

Em cada estação de mergulho, outros dois mergulhadores procederam à amostragem da comunidade de peixes, utilizando para tal o método de censos visuais em transecto em banda (Figura 3.36). Em cada ponto de amostragem um mergulhador desenrolou uma fita métrica de 90 m, ao longo da qual o outro investigador realizou os censos de peixes e cefalópodes demersais. Estes censos começaram a 10 m do ponto de descida dos mergulhadores e foram feitos em três transectos de 20 m de comprimento, espaçados 10 m entre si (10-30 m; 40-60 m; 70-90 m). Os transectos foram de 80 m² (20 m comp. x 4 m largura) na costa vicentina, e de 100 m² na costa alentejana (20 m comp. x 5 m largura). No final do terceiro transecto de peixes demersais, foram feitos os três



transectos de contabilização dos peixes crípticos, crustáceos com valor comercial e polvos. Especificamente, na costa vicentina, estes foram de 10 m² (10 m comp. x 5 m largura) separados 10 m entre si (80-70 m; 60-50 m; 40-30 m); na costa alentejana, cada transecto consistiu numa área de 40 m² (20 m comprimento por 2 m de largura).

Os mergulhadores tiraram fotografias dos organismos e dos quadrados, e recolheram amostras no caso de necessidade de identificar a espécie em laboratório. Estas amostras foram armazenadas no congelador para posterior análise. Todos os organismos foram identificados ao menor nível taxonómico possível *in situ*, ou no laboratório segundo as chaves taxonómicas disponíveis. Para a correta inventariação dos exemplares consultou-se a literatura científica existente, assim como websites de referência (e.g., www.algaebase.com).



Figura 3.36. Técnicas de Censos Visuais com Mergulho com quadrado e em transecto.

3.2.2.3.4. Análise de dados

Para analisar a composição das comunidades biológicas, os dados sobre densidades e percentagem de cobertura dos organismos amostrados foram analisados com recurso a ferramentas de estatística descritiva: densidade média (\pm erro padrão), percentagem de cobertura média (\pm erro padrão) e percentagem de frequência de ocorrência. Foram também utilizados os índices ecológicos de diversidade (Riqueza de espécies, Índice de Shannon-Wiener) e de equitabilidade (Índice de equitabilidade de Pielou) que permitem a avaliação de qualidade das comunidades e de estatuto ecológico do parque marinho (Clarke & Warwick, 2001). Os dados foram analisados por níveis taxonómicos (e.g., ordem, família, espécie). Para as macroalgas, foram também analisados os grupos funcionais, atribuídos seguindo Guinda *et al.* (2008), Balata *et al.* (2011) e Carstensen *et al.* (2017). Adicionalmente, as espécies e grupos que podiam apresentar maior interesse para a conservação (vulneráveis, engenheiras de ecossistema), de interesse comercial e outras espécies de carácter específico pela qualidade de habitats (i.e., invasoras) foram identificadas.

A frequência de ocorrência e os índices foram calculados seguindo as equações:

Frequência de Ocorrência (FO) em % = [Ocorrência de *taxa* por estação de amostragem / Número de estações] x 100

Riqueza de espécies (S) é igual ao número de espécies por estação de amostragem.

Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') é utilizado para quantificar a diversidade (Clarke & Warwick, 2001), onde p_i representa a proporção dos indivíduos da espécie i . Baseia-se na proporção das abundâncias das espécies, tendo assim em conta a riqueza específica e a equitabilidade:

$$H' = - \sum_i^S p_i \times \log(p_i)$$

Índice de equitabilidade de Pielou (J') indica de que forma os indivíduos de diferentes espécies estão distribuídos na comunidade (Clarke & Warwick, 2001). S é o número de espécies observado e H' é o valor do índice de diversidade Shannon-Wiener. Este índice varia entre 0 e 1 e é mínimo quando apenas uma espécie domina a comunidade e é máximo quando todas as espécies capturadas são igualmente abundantes. O índice é representado pela equação:

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

3.2.2.4. Resultados

3.2.2.4.1. Caracterização das amostras

As comunidades biológicas dos recifes subtidais costeiros do PNSACV foram caracterizadas através de 160 transectos por cada um dos três diferentes grupos de fauna, nomeadamente macrofauna bentónica, peixes demersais e peixes crípticos, totalizando uma área observada de 23 620 m² (total de 480 transectos). A amostragem de macrofauna incluiu ainda a análise de percentagem de cobertura em 99 quadrados (99 m²). Para caracterizar a flora local, foram amostrados 212 quadrados (0,25 m², 53 m² de área amostrada) ao longo deste estudo. Dos 48 mergulhos realizados (um por estação de amostragem), 22 foram realizados no patamar de profundidade mais costeiro ([4.5-10 m]), enquanto os restantes 26 mergulhos foram realizados no patamar abaixo dos 10 m de profundidade ([11-16 m]) (Anexo, Tabela A 8.3.1). Na área de estudo foram identificadas um total de 309 *taxa* distintos (maioria ao nível da espécie), especificamente: 125 macroalgas, 119 invertebrados, e 65 peixes.

3.2.2.4.2. Comunidade de macroalgas

No mapeamento das comunidades biológicas do infralitoral rochoso foram encontradas **125 taxa de macroalgas que pertenciam a 25 ordens e 45 famílias**. Destes, 91 foram identificadas ao nível da espécie, 27 ao nível de género e os restantes ao nível superior (Anexo, Tabela A 8.3.2). A comunidade de macroalgas foi dominada pelas algas vermelhas (Rhodophyta) que cobriram 81,8% do recife rochoso. As algas castanhas (Ochrophyta) e as algas verdes (Chlorophyta) foram menos abundantes, cobrindo respetivamente cerca de 9,6% e 5.1% (Figura 3.37). A área sem cobertura de macroalgas foi estimada em 3,4%.

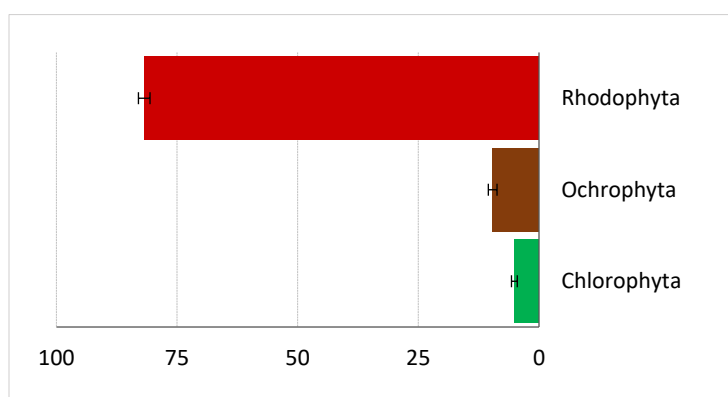


Figura 3.37. Cobertura média em % (\pm erro padrão) de cada dos filos de macroalgas nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV.

Os grupos funcionais com maior percentagem de cobertura foram as macroalgas calcárias incrustantes (41,3% de cobertura), as macrófitas corticadas (20,0%) e as macroalgas filamentosas e finamente corticadas (13,5%). No total, as algas calcárias (i.e., calcárias incrustantes e calcárias articuladas) atingiram 49,8% de cobertura. O grupo de macroalgas que aumentam a complexidade de habitat e, ao mesmo tempo, refletem melhor a pressão de herbivoria (i.e., macrófitas castanhas engenheiras, macrófitas corticadas e corticadas foliosas) somou 28,5% de cobertura (Figura 3.38).

Com 37,5% de cobertura média, a ordem Hapalidiales, representada unicamente pela espécie calcária incrustante *Mesophyllum lichenoides*, foi a ordem mais comum. A ordem Corallinales foi a segunda com maior percentagem de cobertura (12,3%), devido às espécies *Corallina officinalis* (5,0 % de cobertura), *Lithophyllum incrustans* (3,6%) e *Ellisolandia elongata* (2,5%). A ordem Ceramiales, a terceira com maior % de cobertura (12,0%), foi também a ordem com o maior número de taxa (30 taxa; Anexo, Tabela A 8.3.2). Dois grupos de algas de caráter

filamentoso e epifítico, as da tribo Polysiphonieae (3,6% de cobertura) e as espécies do género *Ceramium* (3,6%), contribuíram para a importância da ordem Ceramiales.

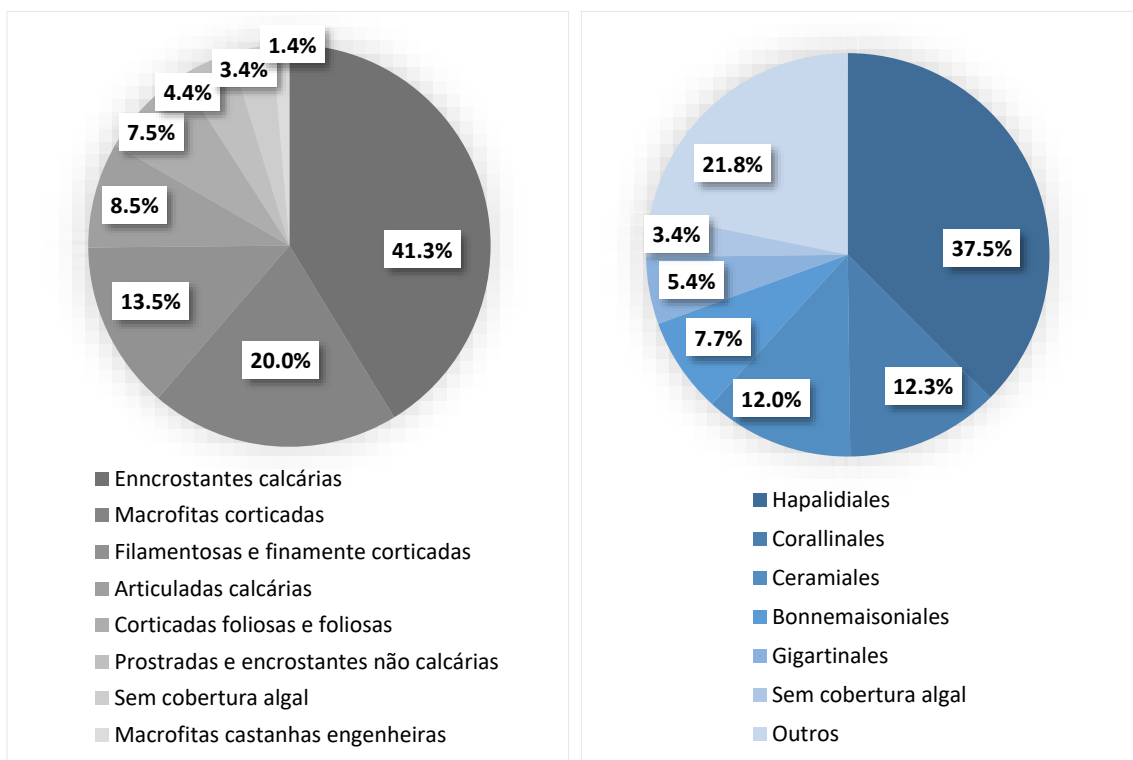


Figura 3.38. Percentagem de cobertura média de macroalgas nos recifes rochosos de baixa profundidade ($\leq 15\text{m}$) do PNSACV. Resultados por ordens principais e por grupos funcionais.

A seguir à espécie *M. lichenoides* (37,5% de cobertura e 93,8% frequência de ocorrência - FO), a macroalga invasora *Asparagopsis armata* (ordem Bonnemaisoniales) foi a segunda espécie com maior percentagem de cobertura (7,7%) (Figura 3.39). Todas as outras espécies tiveram percentagem de cobertura média abaixo de 5%. Destas, as mais conspícuas foram as macrófitas vermelhas *Plocamium cartilagineum* (3,7% de cobertura) e *Sphaerococcus coronopifolius* (2,3%), as macrófitas pardas de género *Halopteris* (2,9% de cobertura: *Halopteris filicina* e *Halopteris scoparia*), as macrófitas verdes de género *Codium* (2,3% de cobertura: *Codium tomentosum*, *Codium vermilara* e *Codium* sp.) e as macroalgas pardas foliosas do género *Dictyota* (2,8%: *Dictyota dichotoma* e *Dictyota cyanoloma*), todas cobrindo em conjunto 13,9% de substrato rochoso (Figura 3.39). Apesar da percentagem de cobertura média por espécie relativamente baixa, as macroalgas *P. cartilagineum* e *Dictyota* spp. apresentaram a maior FO, com presença em 97,9% das estações

amostradas. A espécie *Chondria coerulelescens*, *Cladophora* spp. e *Ulva* spp. foram também frequentes na comunidade (Figura 3.39), embora as percentagens de cobertura tenham sido baixas (menos de 2%).

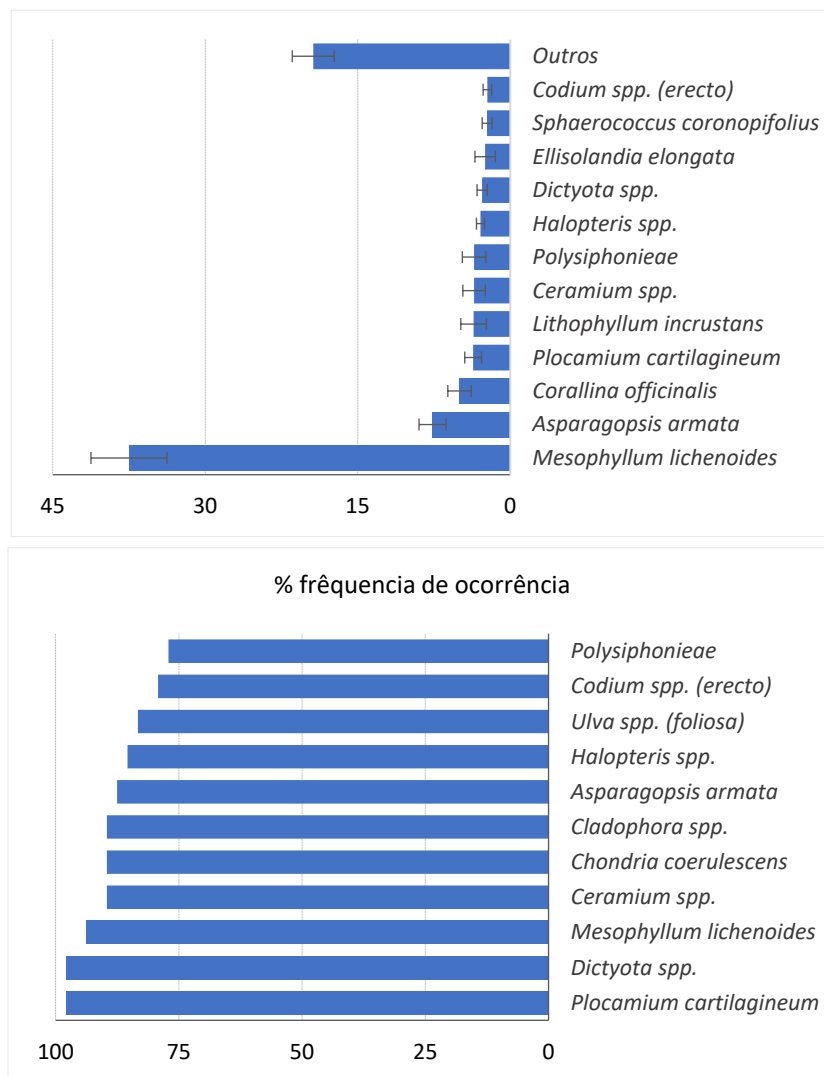


Figura 3.39. Cobertura média de macroalgas (em %) e frequência de ocorrência (em %) das principais espécies de macroalgas nos recifes rochosos de baixa profundidade ($\leq 15\text{m}$) do PNSACV.

A riqueza de espécies de macroalgas observadas por estação de amostragem foi de $S = 29,1 \pm 0,73$ (média \pm erro padrão). A riqueza por estação de amostragem está apresentada na Figura 3.40, indicando uma riqueza de macroalgas superior entre a Carrapateira e o limite norte do parque, comparado com a área ao sul da Carrapateira. Os índices de Pielou e Shannon-Wiener sugerem uma equitabilidade intermédia e uma diversidade relativamente alta na comunidade de macroalgas ($J' =$

$0,58 \pm 0,03$, $H' = 1,96 \pm 0,06$), comparando com estudos anteriores apenas para a zona de Sagres ($J' = 0,78 \pm 0,18$ d.p., $H' = 1,3 \pm 0,39$ d.p.; Monteiro *et al.*, 2012). Os valores dos índices de diversidade em cada estação de amostragem podem ser consultados nas Tabela A 8.3.3 (Anexos).

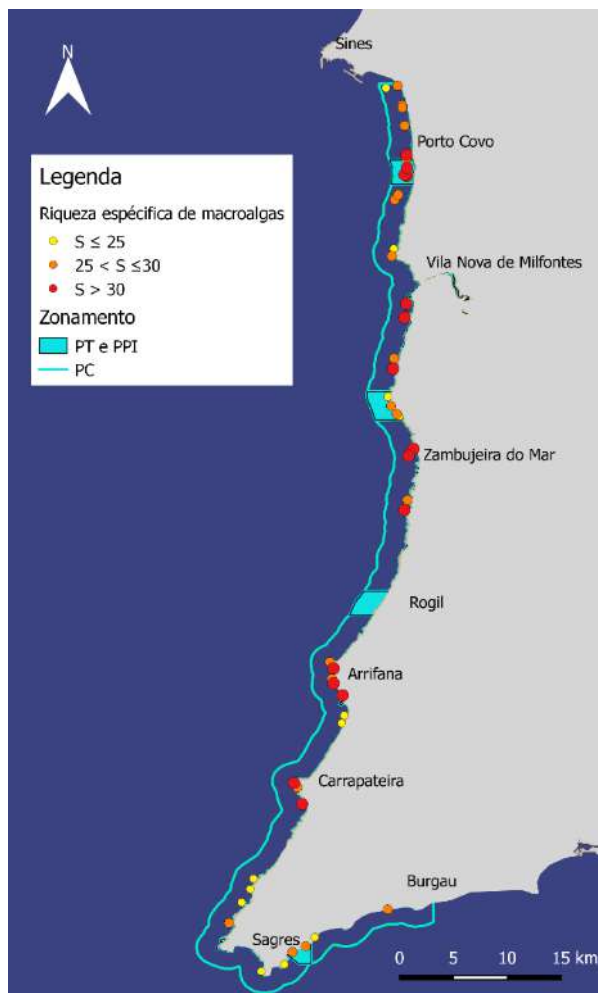


Figura 3.40. Distribuição espacial dos valores de riqueza específica (S) de macroalgas ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados - PT: proteção total, PPI: proteção parcial de tipo I, PC: proteção complementar.

No mapeamento das comunidades de macroalgas, foram identificados dez *taxa* (sete até ao nível da espécie) de **macroalgas castanhas engenheiras de ecossistema**, i.e., macroalgas que promovem alta biodiversidade e, quando abundantes, são indicadoras de alta qualidade de ecossistema (Assis *et al.*, 2011; Gianni *et al.*, 2013; Wernberg *et al.*, 2019). Especificamente, foram encontradas três espécies de laminárias (*kelp*) de família Phyllariaceae: *Phyllariopsis brevipes*, *Phyllariopsis purpurescens* e *Saccorhiza polyschides*, e quatro espécies da família Sargassaceae: *Cystoseira baccata*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Cystoseira* sp., *Cystoseira usneoides* e *Sargassum* sp., *Sargassum vulgare*. As macroalgas castanhas engenheiras apareceram em mais de metade das estações (FO = 62,5%), com percentagem de cobertura média muito baixa (1,4%) (Tabela XIV.

Macroalgas castanhas engenheiras de ecossistema nos recifes rochosos de baixa profundidade ($\leq 15\text{m}$) do PNSACV. Percentagem (%) de cobertura: média \pm erro padrão e máxima (nome da estação), e frequência de ocorrência (FO %). Tabela XIV). A percentagem de cobertura máxima (13,1%) foi encontrada na estação Parede (próximo da Arrifana), com a *C. tamariscifolia* sendo a espécie engenheira mais comum nesta estação. As espécies da família Sargassaceae tiveram menor FO (33,3%) comparado com as Phyllariaceae (54,2%). Entre as Phyllariaceae, a *S. polyschides* atingiu maior percentagem de cobertura - na estação Sainhas (também nas proximidades da Arrifana). As zonas da Arrifana, Zambujeira do Mar e Porto Covo abrangem as manchas de maior cobertura de macroalgas castanhas engenheiras (Figura 3.41).

Tabela XIV. Macroalgas castanhas engenheiras de ecossistema nos recifes rochosos de baixa profundidade ($\leq 15\text{m}$) do PNSACV. Percentagem (%) de cobertura: média \pm erro padrão e máxima (nome da estação), e frequência de ocorrência (FO %).

	% de cobertura		FO (%)
	Média \pm erro padrão	Máxima (estação)	
Castanhas engenheiras	1,40 \pm 0,40	13,1 (Parede)	62,5
Phyllariaceae	0,70 \pm 0,22	8,4 (Sainhas)	54,2
<i>Phyllariopsis brevipes</i>	0,21 \pm 0,06	2,2 (Atalaia)	39,6
<i>Phyllariopsis purpurescens</i>	0,05 \pm 0,03	1,3 (Palheiro)	6,3
<i>Phyllariopsis</i> sp.	0,04 \pm 0,02	0,8 (Baía do Ilhote Redondo)	6,3
<i>Saccorhiza polyschides</i>	0,40 \pm 0,20	8,3 (Sainhas)	10,4
Sargassaceae	0,66 \pm 0,26	10,8 (Parede)	33,3
<i>Cystoseira baccata</i>	0,15 \pm 0,10	4,13 (Zambujeira do Mar Norte)	6,3
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	0,18 \pm 0,13	6,15 (Parede)	10,4
<i>Cystoseira usneoides</i>	0,05 \pm 0,04	1,92 (Parede)	6,3
<i>Cystoseira</i> sp.	0,02 \pm 0,02	0,75 (Sainhas)	4,2
<i>Sargassum</i> sp.	0,01 \pm 0,00	0,16 (Porto Covo Norte)	4,2
<i>Sargassum vulgare</i>	0,26 \pm 0,10	3,75 (Palheiro)	18,8

As densidades médias de *kelp* em todo o PNSACV e nas regiões do Algarve e do Alentejo estão resumidas na Tabela XV. As altas densidades de *kelp* encontradas em algumas estações de amostragem foram responsáveis pelas densidades médias altas na costa oeste do Algarve (4,0 pés/m²); os valores dos erros padrão refletem alta variabilidade entre as estações.

Tabela XV. Densidades de *kelp* nos recifes rochosos de baixa profundidade ($\leq 15\text{m}$) do PNSACV e por regiões: valores médios (\pm erro padrão) e máximos (nome da estação de amostragem).

	Densidade média \pm erro padrão (pés/m ²)			Densidade máxima (pés/m ²)	
	PNSACV	Algarve*	Alentejo**	Algarve*	Alentejo**
Phyllariaceae	1,8 \pm 0,8	4,0 \pm 1,8	0,2 \pm 0,04		
<i>Saccorhiza polyschides</i>	0,5 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6	0,1 \pm 0,04	40,0 (Baía Vale Simão)	2,4 (Zambujeira Sul)
<i>Phyllariopsis</i> spp.	1,3 \pm 0,7	3,0 \pm 1,7	0,1 \pm 0,02		
<i>Phyllariopsis brevipes</i>	0,9 \pm 0,7	2,1 \pm 1,8	0,1 \pm 0,02	72,0 (Atalaia)	1,2 (Cabo Sardão Norte)
<i>Phyllariopsis purpurescens</i>	0,2 \pm 0,1	0,5 \pm 0,3	-	16,0 (Palheirão)	-
<i>Phyllariopsis</i> sp.	0,3 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3	-	12,0 (Telheiro)	-

Unidade de amostragem: *quadrado de 0,25 m²; ** transecto de 40 m².



Figura 3.41. Distribuição espacial dos valores de percentagem de cobertura de macroalgas castanhas engenheiras de ecossistema ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 metros de profundidade) do PNSACV. Só as estações com presença são apresentadas. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados - PT: proteção total, PPI: proteção parcial de tipo I, PC: proteção complementar.

Foram também identificados dois grupos principais com **potencial comercial**. Os dois grupos em conjunto atingiram apenas 2,0% de cobertura média (Grupo I: 0,4%, Grupo II: 1,6%):

- **Grupo I)** as espécies de ordem Gelidiales que podem encontrar uso na produção industrial do agar: *Gelidium cf. corneum*, *Gelidium spinosum*, *Gelidium sp.*, *Pterocliadiella capillacea*; de ordem Gracilariales: *Gracilaria multipartida*, *Gracilaria sp.* (Santos & Duarte, 1991);
- **Grupo II)** as espécies “carragenófitas” de ordem Gigartinales com uso na indústria alimentar: *Chondracanthus acicularis*, *Chondracanthus teedei*, *Chondracanthus sp.*, *Gigartina pistillata*, *Gigartina sp.* (Pereira, 2004).

3.2.2.4.3. Comunidade de macroinvertebrados

Na amostragem de mapeamento das comunidades de macrofauna bentónica, foram encontrados um total de 119 *taxa* de invertebrados. Destes, **98 foram identificados ao nível da espécie, 12 ao nível do género, e 9 a um nível superior** (Anexo, Tabela A 8.3.4). A maioria refere-se a espécies sésseis (93 spp.), com apenas cerca de um quinto de espécies móveis (26 spp.). Globalmente, os equinodermes (Echinodermata) e as esponjas (Porifera) foram os filos dominantes e mais frequentes (Figura 3.42) (FO: Echinodermata, 86%; Porifera, 73%).

Analisando as densidades e percentagens de cobertura (Figura 3.43), verificamos que o filo **Porifera foi o grupo de invertebrados sésseis mais relevante em ambas as regiões de estudo**, costa alentejana e costa vicentina (59% e 40 % do total de cobertura de todos os organismos sésseis amostrados, respetivamente). Apesar de contribuir como o grupo mais abundante dos invertebrados sésseis, a percentagem média de cobertura de esponjas na costa alentejana foi inferior a 1% (0,7%). Já na costa vicentina, a densidade estimada de esponjas foi relativamente elevada (1670 ind/1000m²). Quanto aos invertebrados móveis, os equinodermes são o grupo que se destaca, ao apresentar densidades relativamente altas (1525 ind/1000m², 94,1 %N – percentagem em número, para o total de área de estudo). Os grupos com menor representatividade foram os anelídeos (Annelida: 1,1 ind/1000m², 0,1 %N), os artrópodes (Arthropoda: 3,0 ind/1000m², 0,8 %N), e os platelmintes (Platyhelminthes: 17,6 ind/1000m², 1,0 %N); estes últimos foram também o filo menos frequente nas amostras (FO 4%) (Figura 3.42).

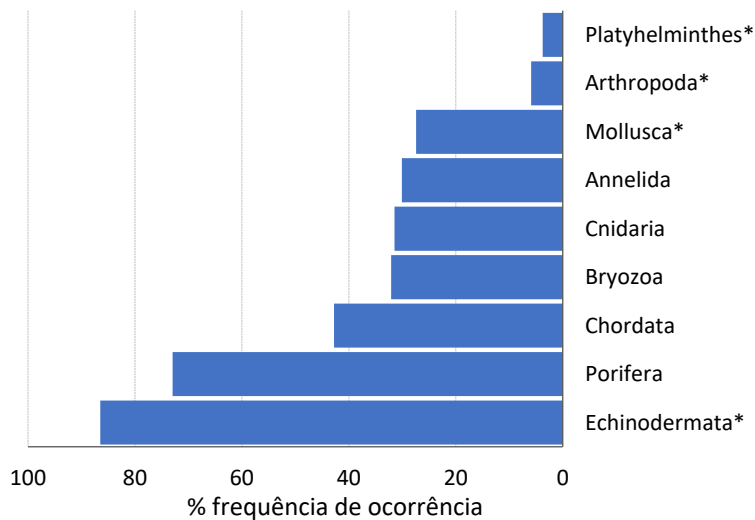
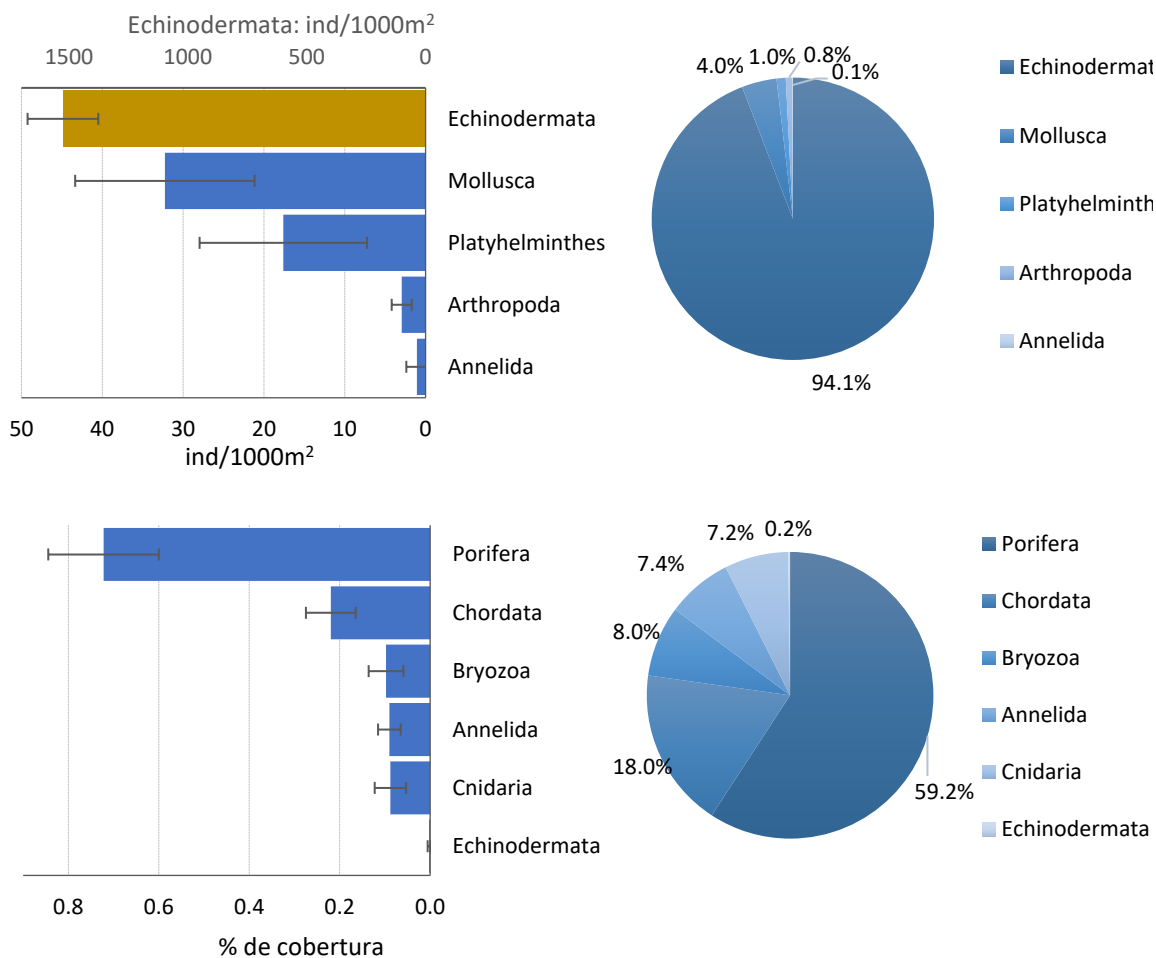


Figura 3.42. Frequência de ocorrência (%) de cada um dos filões de invertebrados nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 metros de profundidade) do PNSACV. *: filões com espécies móveis na amostragem.



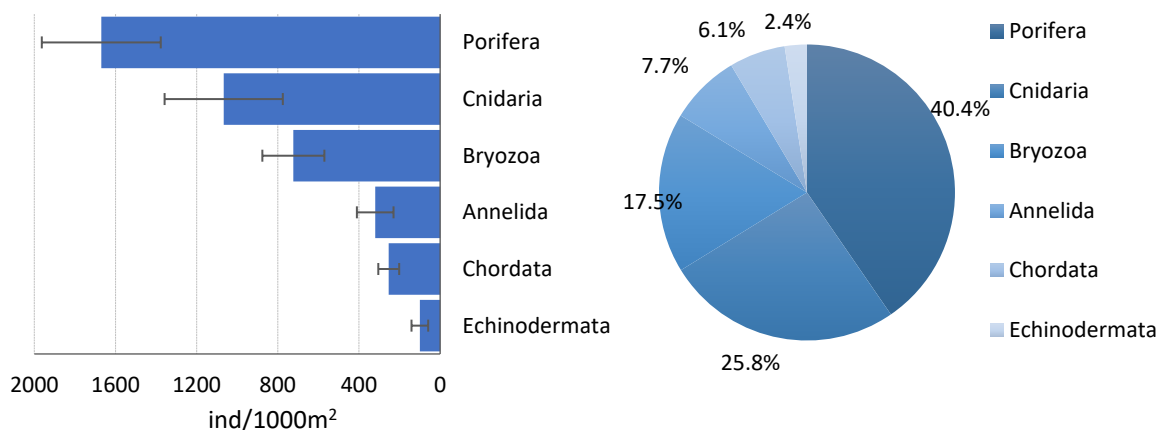


Figura 3.43. Abundâncias médias de invertebrados por filo nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 metros) do PNSACV. **A:** Densidade média (\pm erro padrão) por filo de invertebrados móveis na costa do **PNSACV**; eixo superior correspondente ao filo Echinodermata. **B:** Percentagem de cobertura média (\pm erro padrão) por filo de invertebrados sésseis na **costa alentejana**. **C:** Densidade média (\pm erro padrão) por filo de invertebrados sésseis na **costa vicentina**. Os gráficos circulares à direita mostram as percentagens de abundâncias (%N, com base na densidade – A, C; com base na percentagem de cobertura – B).

Analisando a composição por espécies (Figura 3.44), confirma-se que a dominância dos equinodermes se relaciona principalmente com a elevada densidade de ouriço-do-mar-comum (*Paracentrotus lividus*, 830 ind/1000m²), que foi também a espécie mais frequente (FO 58%; Tabela A 8.3.5 Anexo). Outros equinodermes comuns foram a estrela-do-mar-de-espinhos (*Marthasterias glacialis*, 153 ind/1000m²), o ofiurídeo-negro (*Ophiocomina nigra*, 140 ind/1000m²), o pepino-do-mar-tubular (*Holothuria arguinensis*, 102 ind/1000m²) e o pepino-do-mar-de-pontas-brancas (*Holothuria forskali*, 93 ind/1000m²). Na região da costa vicentina, o cnidário anémoma-verde (*Anemonia sulcata*, 813 ind/1000m²) foi o invertebrado sésstil mais abundante. Ocorreu em maiores densidades na costa virada a sul (Salema, 7866 ind/1000m²; Martinhal Norte, 3600 ind/1000m²; Barranco, 1400 ind/1000m²; informação geográfica - Tabela A 8.3.5 Anexo). Outros invertebrados, como o briozoário *Schizomavella* sp. (540 ind/1000m²), a esponja *Phorbastictus* (527 ind/1000m²) e a esponja *Scopalina lophyropoda* (487 ind/1000m²) foram outras espécies de destaque na costa vicentina. Na costa alentejana, a esponja *P. fictitius* foi o invertebrado sésstil com maior percentagem de cobertura, embora que ainda relativamente baixa (0,3%). Esta esponja foi o invertebrado sésstil mais frequentemente amostrado na costa subtidal pouco profunda do PNSACV (Tabela A 8.3.5 Anexo).

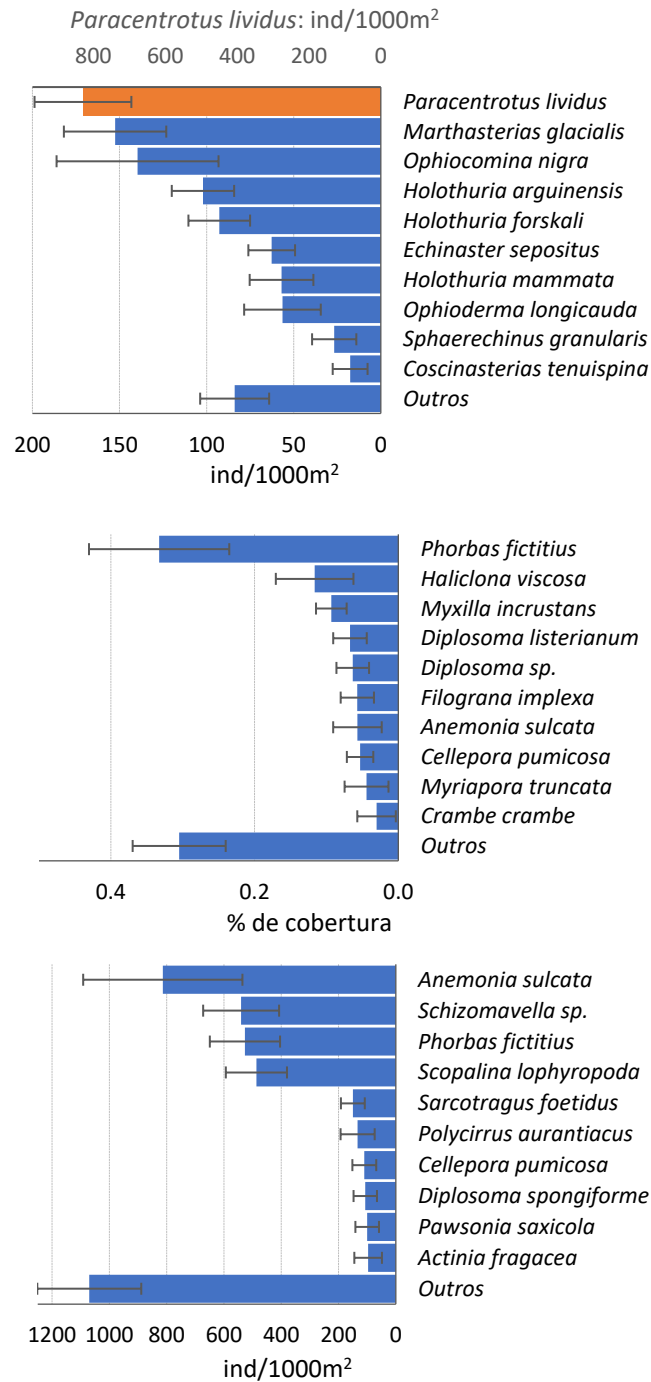


Figura 3.44. Abundâncias médias por espécies de invertebrados (10 espécies mais abundantes) nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. **A:** Densidade média (\pm erro padrão) de espécies de invertebrados móveis (valores para toda a costa do **PNSACV**); o eixo superior corresponde a *Paracentrotus lividus* (laranja) **B:** Percentagem de cobertura média (\pm erro padrão) de espécies de invertebrados sésseis na **costa alentejana**. **C:** Densidade média (\pm erro padrão) de espécies de invertebrados sésseis na **costa vicentina**.

Tendo em conta as espécies com valor comercial, na Tabela XVI são apresentados os valores de densidades médias das três espécies de invertebrados com valor comercial mais frequentes. É possível verificar que o **ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*) foi abundante em ambas as regiões** (costa alentejana: 960 ind/1000m², FO 65%; costa vicentina: 967 ind/1000m², FO 52%; 5 estações com maiores densidades: Ilhote Redondo, 3800 ind/1000m²; Burrinho Norte, 3800 ind/1000m²; Saínhas, 3466 ind/1000m²; Parede, 3266 ind/1000m²; Zambujeira-do-Mar Sul, 2285 ind/1000m²). O outro ouriço-do-mar, a espécie *Sphaerechinus granularis*, esteve presente em densidades mais baixas, particularmente no Alentejo (costa alentejana: 5,8 ind/1000m², FO 17%; costa vicentina: 73 ind/1000m², FO 13%). As holotúrias (*Holothuria* spp.) apresentaram abundâncias moderadas em ambas as regiões (costa alentejana: 262 ind/1000m², FO 82%; costa vicentina: 310 ind/1000m², 47%). As colunas da direita desta tabela (Tabela XVI) disponibilizam a informação da estação onde ocorreu a densidade máxima destas espécies (mais informação geográfica por estação: Tabela A 8.3.3, Anexo). Informação de outras espécies de invertebrados exploradas comercialmente, como a navalheira (*Necora puber*) ou o polvo (*Octopus vulgaris*) é referida na secção seguinte, pois a sua contabilização foi feita nos censos de peixes crípticos. Do choco (*Sepia officinalis*) e da santola (*Maja brachydactyla*), só foi registado um indivíduo na amostragem.

Tabela XVI. Densidades médias (\pm erro padrão) e máximas de invertebrados com valor comercial nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV (área total) e das regiões (Algarve, Alentejo). Para as densidades máximas é referida a estação de amostragem correspondente.

	Densidade (ind/1000m ²)				
	média \pm erro padrão			máxima	
	PNSACV	Algarve	Alentejo	Algarve	Alentejo
<i>Paracentrotus lividus</i>	830 \pm 128	960 \pm 204	967 \pm 166	3800 (Ilhote Redondo)	3800 (Burrinho Norte)
<i>Holothuria</i> spp.	280 \pm 34	310 \pm 63	262 \pm 40	1600 (Barranco)	499 (Burrinho Sul)
<i>Sphaerechinus granularis</i>	31 \pm 12	73 \pm 31	5.8 \pm 1.4	667 (Atalaia)	50 (Aivados Sul)

É de referir que foram amostrados invertebrados abrangidos por proteção segundo a Convenção de Berna. É o caso do ouriço-do-mar-comum (*P. lividus*; Anexo III, Med.). No caso da buzina (*Charonia lampas*, Anexo II, Med.), que também tem valor comercial, apenas quatro indivíduos foram avistados durante a amostragem (estações: São Torpes Norte, Almogrove Sul, Palheiro, Praia da Águia). Houve também o registo de uma esponja listada, a *Spongia agaricina* (Anexo III, Med.). Ocorreu em três locais (Cabo Sardão Sul, Amália Sul, Parede), em abundâncias

relativamente baixas. Com referência a organismos estruturantes de habitat, a espécie de gorgónia classificada como 'vulnerável' na lista da *International Union for Conservation of Nature*, *Eunicella verrucosa* (IUCN, 2021), não foi registada no âmbito da presente amostragem em mergulho para mapeamento. Todavia, foi observada neste projeto nos mergulhos com fins de monitorização, e também a profundidades superiores aos 15 m de profundidade, na amostragem efetuada por *Remotely Operated Vehicle* (ROV), reforçando as anteriores referências à sua ocorrência (e.g., Monteiro *et al.*, 2012). Os registos de outras espécies durante a presente amostragem, nomeadamente de *Eunicella gazella*, *Eunicella labiata* e *Leptogorgia sarmentosa*, verificaram-se apenas na costa sul de Sagres (estações: Ponta dos Caminhos – 66,7 ind/1000m², Atalaia – 266,7 ind/1000m²).

Após uma análise agrupada são apresentados os resultados ao nível das estações de amostragem, de modo a ter em conta o detalhe geográfico, nomeadamente em relação às abundâncias (densidades e percentagens de cobertura) e riqueza de espécies (Tabela A 8.3.3, Anexo). A densidade média de invertebrados móveis para todo o parque (costa alentejana e vicentina) registada por estação de amostragem foi de $1683,0 \pm 175,4$ ind/1000m² (média \pm erro padrão). A densidade média de organismos sésseis na costa vicentina foi de $4133,3 \pm 861,5$ ind/1000m². Para a costa alentejana, os valores médios de percentagem de cobertura de invertebrados sésseis foram de $1,3 \pm 0,2$ %. Na distribuição das densidades e percentagem de cobertura ao longo da costa (Figura 3.45 e Figura 3.46), é possível verificar que **a costa de Sagres e a da Zambujeira-do-Mar são as zonas que abrangem mais estações com valores relativamente elevados tanto de densidade de invertebrados móveis como de densidade/percentagem de cobertura de invertebrados sésseis**. A zona da Arrifana é de importância particular em relação aos invertebrados móveis (estações com elevada abundância de *P. lividus* na costa vicentina; e.g., Baía do Ilhote Redondo, Saínhas, Parede). De um modo geral, a costa alentejana parece ter maior incidência de estações com valores de riqueza específica elevados ($S > 17$). Verifica-se que vários locais com elevada riqueza específica ($S > 17$ espécies; Figura 3.47) são também de destaque na densidade/percentagem de cobertura de organismos móveis e/ou sésseis (Sebastião N, Sebastião S, Almogrove N, Zambujeira-do-Mar N, Zambujeira-do-Mar S, Amália S, Baía Vale Simão, Ponta Ruiva, Atalaia, Ponta dos Caminhos, Barranco). Em termos de valores médios, a riqueza específica (S) de macrofauna por foi de $14,3 \pm 0,8$ espécies (média \pm erro padrão) (costa alentejana: $14,6 \pm 0,9$, costa vicentina: $13,9 \pm 1,3$). De referir também que a equitabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon-Wiener (H') tiveram para a área de estudo valores moderados (J' : $0,7 \pm 0,02$, costa



alentejana: $0,7 \pm 0,03$, costa vicentina: $0,8 \pm 0,03$; H': $1,9 \pm 0,1$, costa alentejana: $1,9 \pm 0,1$, costa vicentina: $1,9 \pm 0,1$) (valores por estação de amostragem: Tabela A 8.3.3, Anexo).

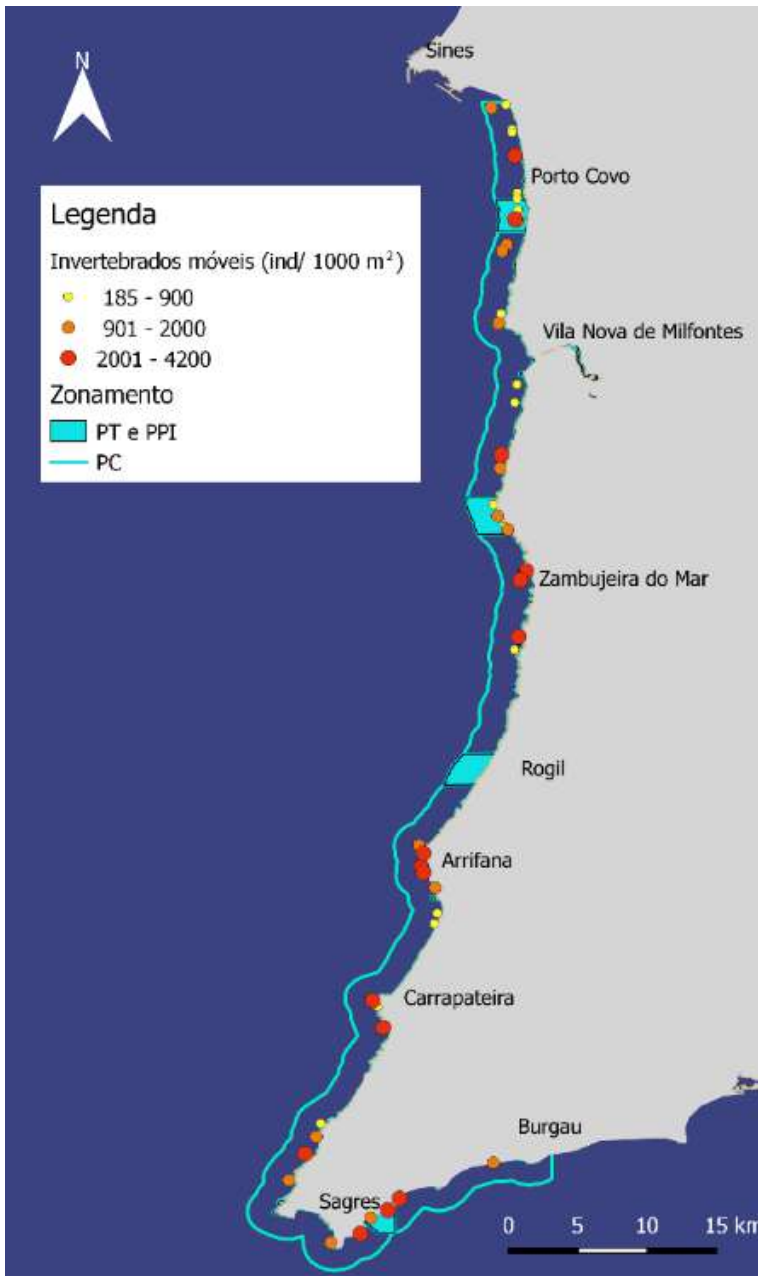


Figura 3.45. Distribuição espacial dos valores da densidade média de invertebrados móveis ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados (PT: proteção total, PPI: proteção parcial de tipo I, PC: proteção complementar).

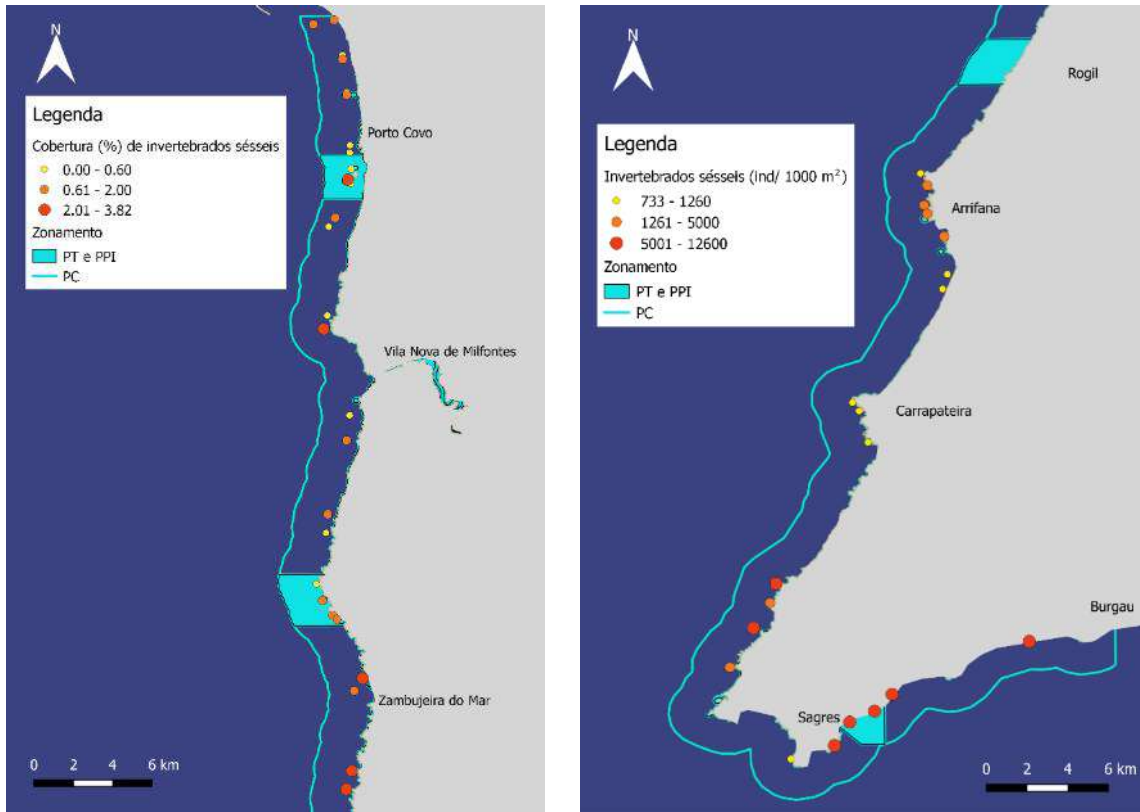


Figura 3.46. Distribuição espacial dos valores de abundância de invertebrados sésseis ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do **PNSACV**. **A:** Percentagem de cobertura média na **costa alentejana**. **B:** Densidade média na **costa vicentina**. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados (PT: proteção total, PPI: proteção parcial de nível I, PC: proteção parcial).

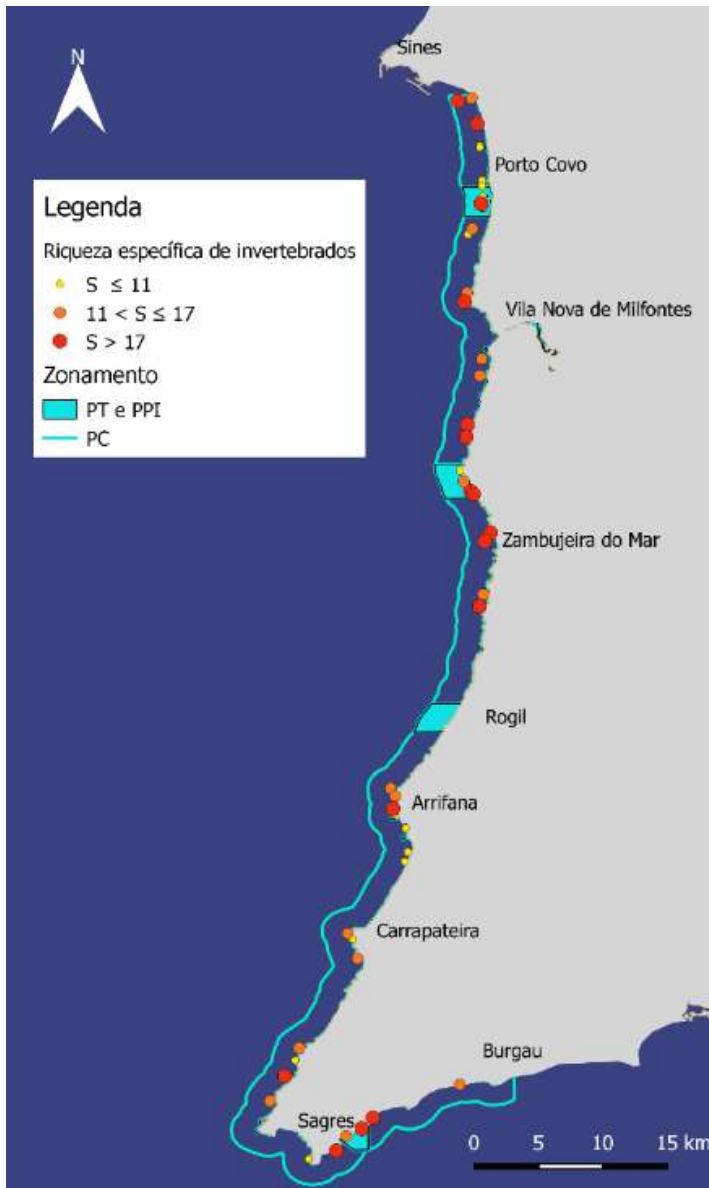


Figura 3.47 Distribuição espacial dos valores da riqueza específica (S) de macroinvertebrados ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados (PT: proteção total, PPI: proteção parcial de tipo I, PC: proteção complementar).

3.2.2.4.4. Comunidade de ictiofauna

Com referência à fauna piscícola, e também cefalópodes e crustáceos com valor comercial, foram identificadas 22 famílias diferentes, que incluem uma família de cefalópodes (Octopodidae) e outra de crustáceos (Polybiidae). Quanto ao número de espécies por família, verificou-se a predominância da família dos bodiões (Labridae) com 16 espécies identificadas. Seguiu-se a família dos esparídeos (Sparidae), com 11 espécies, e os cabozes (Gobiidae) com 9 espécies. Estas três famílias representam 56% das espécies de peixes identificadas. As restantes 19 famílias e suas 31 espécies, representam os restantes 44% das espécies identificadas (Figura 3.48).



Figura 3.48 Riqueza específica absoluta e relativa em percentagem (gráfico circular) de vertebrados nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV.

Relativamente às densidades médias e em percentagem (Figura 3.49), um conjunto de 6 famílias contribuiu com cerca de 95% da densidade de indivíduos. Destacam-se a família dos esparídeos (Sparidae), e.g. sargos e safias, com uma representatividade global de 20,8% (551 ind/1000m²), seguindo-se os bodiões (Labridae) com 19,8% (235 ind/1000m²), e os cabozes blénios e góbios (Bleniidae e Gobiidae) com 18,3% (123 ind/1000m²) e 11,8% (280 ind/1000m²), respetivamente. As garoupas (Serranidae) com 7,6% (7 ind/1000m²) e os cabozes de três dorsais (Tripterygiidae) com 5,8% (22 ind/1000m²) são também de referir, pois embora tenham tido representatividades inferiores às famílias referidas acima, destacam-se por terem uma representatividade consideravelmente superior às das restantes famílias identificadas (incluídas na categoria 'Outras' na Figura 3.49). Estas últimas, ao todo, tiveram uma representatividade global inferior a 16%, e valores médios de abundância inferiores a 2 ind/1000m² (Figura 3.49).

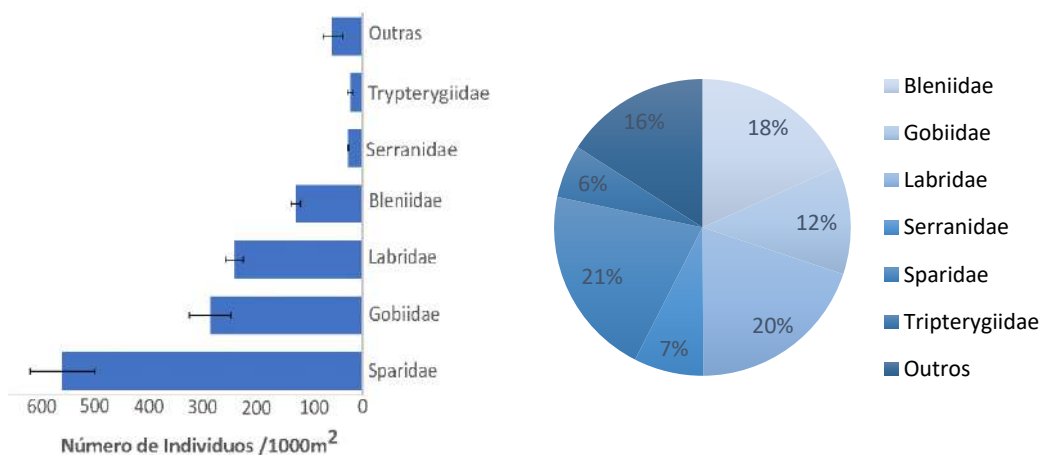


Figura 3.49. Densidades médias (ind/1000m²) e percentagens de densidades (gráfico circular) das famílias de peixes mais importantes nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV.

Relativamente à frequência de ocorrência das diferentes famílias de peixes que ocorreram nos transectos, os esparídeos (Sparidae), os bodiões (Labridae) e os cabozes (Bleniidae) foram os grupos de espécies que ocorreram com maior frequência. Espécies destas famílias ocorreram em mais de 85% dos transectos realizados. Duas famílias de cabozes (Gobiidae e Tripterygiidae), as garoupas (Serranidae) e os polvos (Octopodidae) tiveram frequências de ocorrência intermédias, com valores de 55%, 36%, 27% e 14%, respetivamente. As restantes famílias identificadas neste trabalho ocorreram em menos de 10% dos transectos realizados.

Analisando ao nível específico, a safia (*Diplodus vulgaris*), o bodião judia (*Coris julis*) e os cabozes *Gobiusculus flavescens* e *Parablennius pilicornis* são as espécies a destacar pelas suas densidades: 229 ind/1000m², 144 ind/1000m², 225 ind/1000m² e 110 ind/1000m², respetivamente. Vinte espécies de peixes constituíram cerca de 90% da densidade de peixes em número (Tabela XVII). Também é de referir a safia (*D. vulgaris*), a judia (*Coris julis*) e o caboz *P. pilicornis* pelas suas frequências de ocorrência em 97,4% (safia) e 84,9% (judia e *P. pilicornis*) dos transectos realizados.

Tabela XVII. Vertebrados mais importantes nos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. Encontram-se discriminadas as espécies cuja soma cumulativa atinge 90% da densidade de organismos. Nota: Densidade (ind/1000m²); N (%) – percentagem em número; FO (%) – Frequência relativa de ocorrência

TAXON	Espécie	Densidade média± erro padrão (ind/1000m ²)	N (%)	FO (%)
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	229,4±16,9	17,0	97,4
Labridae	<i>Coris julis</i>	143,8±12,5	11,1	84,9
Bleniidae	<i>Parablennius pilicornis</i>	109,7±8,18	2,0	84,9
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	67,5±11	4,8	59,9
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	27,5±2,7	2,2	55,9
Labridae	<i>Labrus bergylta</i>	17,2±2	1,4	50,0
Labridae	<i>Symphodus melops</i>	14,3±1,9	1,1	43,4
Labridae	<i>Centrolabrus exoletus</i>	17,1±2	1,3	42,1
Gobiidae	<i>Gobiusculus flavescens</i>	224,7±38,1	9,9	36,2
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	6,7±1	0,5	36,2
Labridae	<i>Symphodus roisalli</i>	8,7±1,4	0,7	33,6
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	22,2±3,4	0,6	27,6

Sparidae	<i>Boops boops</i>	232,2±53,1	18,4	27,0
Gobiidae	<i>Gobius paganellus</i>	14,8±5,2	0,2	15,1
Bleniidae	<i>Parablennius gattorugine</i>	7,7±1,9	0,1	13,2
Gobiidae	<i>Gobius xanthocephalus</i>	7,1±2,2	0,1	7,9
Gobiidae	<i>Gobius bucchichi</i>	12,5±4,1	0,1	7,9
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	6,5±3,2	0,5	5,9
Gobiidae	<i>Pomatoschistus sp.</i>	10,7±3,9	0,3	5,9
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	8,6±5	0,6	3,3
Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	26,3±17,8	2,2	2,0
Outras		57,5±0,6	25,0	-

Relativamente aos cefalópodes e crustáceos de valor comercial, foram registadas nestas amostragens uma espécie de crustáceo, a navalheira (*N. puber*), e uma espécie de cefalópode, o polvo (*O. vulgaris*). Os valores de densidade registados para o polvo foram relativamente baixos, 7,7 ind/1000m², e esteve presente em cerca de 14,5% das estações. A navalheira ocorreu em apenas 1,3% das estações, com uma densidade de 1,3 ind/1000m² (Tabela A 8.3.6, Anexo).

Olhando para a distribuição geográfica dos valores de densidades nas estações de amostragem (Figura 3.50), observa-se que a costa vicentina do PNSACV apresentou tendencialmente valores mais elevados de densidade de peixes (não se incluiu os cefalópodes nem navalheira), particularmente nas zonas próximas da Arrifana e da Carrapateira.

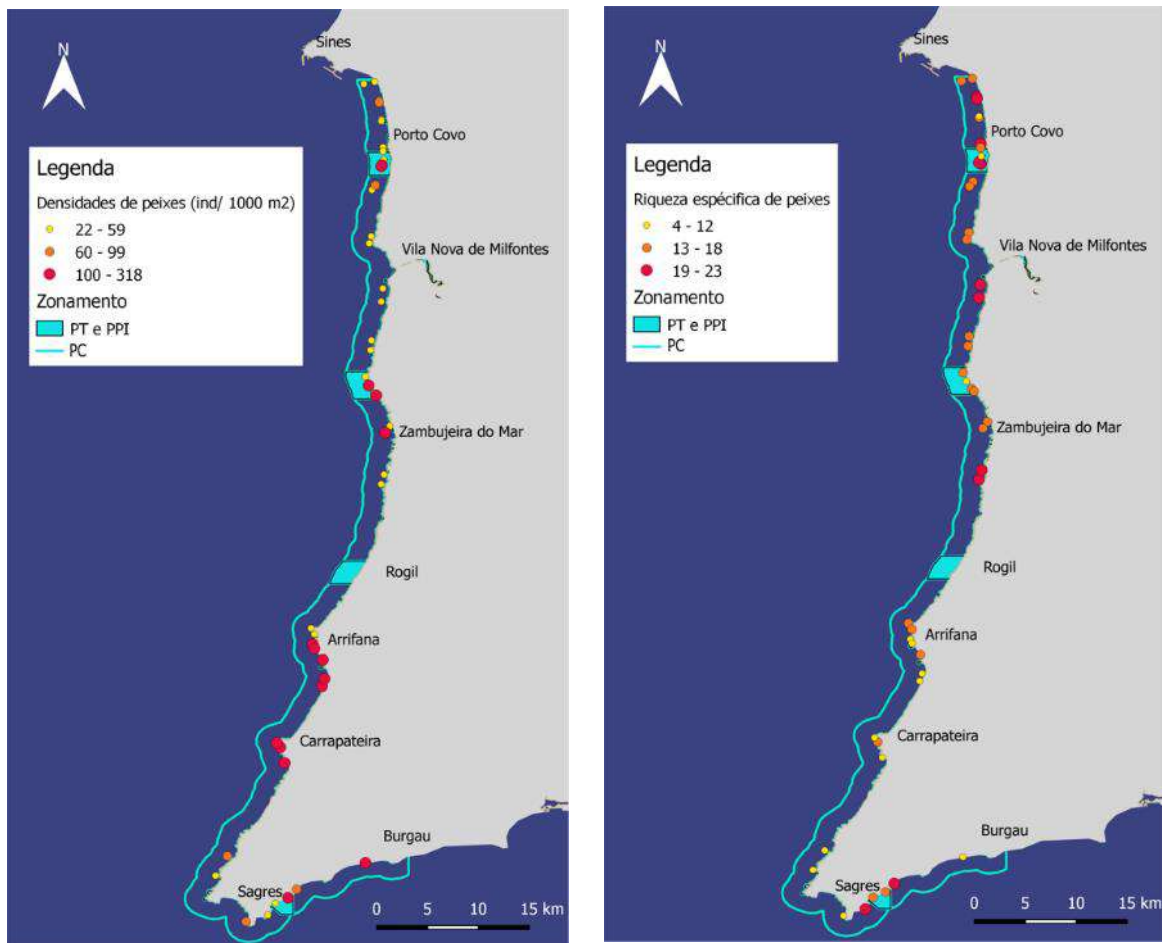


Figura 3.50. Distribuição espacial dos valores de densidade de peixes (ind/1000 m²) e de riqueza específica ao longo dos recifes rochosos de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV. Os limites das zonas do parque marinho estão indicados (PT: proteção total, PPI: proteção parcial de tipo I, PC: proteção complementar).

A riqueza específica de peixes nas diferentes estações de amostragem variou entre 4 e 23 espécies, sendo que a riqueza global (S') foi de $14,8 \pm 0,63$ (média global \pm erro padrão) (Anexo, Tabela A 8.3.3). Contrariamente ao observado para a densidade de peixes por estação de amostragem, para a riqueza específica, em média, registaram-se valores mais elevados na zona Norte do PNSACV (costa alentejana). Na zona sul do parque, somente nas estações de amostragem dentro e nas imediações da zona de Proteção Parcial de tipo I dos Ilhotas do Martinhal é que se verificaram valores equiparáveis aos da zona Norte do parque (Figura 3.50).

Relativamente aos índices de diversidade Shannon-Wiener (H') e equitabilidade Pielou (J'), verificou-se um valor médio de diversidade $H' = 1,91 \pm 0,05$ (média global \pm erro padrão) com uma variação de 0,95 a 2,61, e um valor equitabilidade relativamente elevado de $J' = 0,72 \pm 0,01$ (média global \pm erro padrão) cuja variação foi desde o valor 0,5 a 0,86 (Anexo, Tabela A 8.3.3).

3.2.2.5. Discussão

Neste capítulo, caracterizamos as comunidades de macroalgas, macroinvertebrados e peixes ao longo do recife rochoso de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV, com destaque para os grupos de organismos e espécies mais abundantes, e prioritários para a conservação (i.e., espécies estruturantes do habitat, vulneráveis, com potencial comercial). Realçamos também a localização das estações com comunidades de riqueza específica superior ou com espécies estruturantes essenciais (i.e., *kelp* e outras macroalgas castanhas engenheiras, gorgónias).

As macroalgas cobrem quase a totalidade do infralitoral rochoso do PNSACV, formando uma comunidade diversa, composta por uma ampla variedade de espécies (125 *taxa* encontradas neste projeto). Nas estações amostradas, encontramos uma riqueza de macroalgas superior a norte da Carrapateira, comparado com a área a sul da Carrapateira.

As macroalgas calcárias incrustantes representam o grupo principal, com a espécie *Mesophyllum lichenoides* como a mais representada (37,5% de cobertura), e *Lithophyllum incrustans* a segunda espécie deste grupo (3,6%). Os estudos prévios reportaram que as duas espécies calcárias incrustantes tiveram a maior cobertura nos recifes rochosos em algumas zonas do PNSACV (Sagres e Arrifana), com valores de cobertura similares a este estudo (42,5% - Monteiro *et al.*, 2012; 34,2% e 39,2% - Monteiro *et al.*, 2015; 33,6% e 43,7% - Fernandez *et al.*, 2016). A alta frequência de ocorrência de *M. lichenoides* ao longo da costa do PNSACV foi também documentada por Tavares (2012) no intertidal e subtidal rochoso até 5 metros de profundidade; o nosso estudo complementa esta distribuição para o patamar de profundidades até 15 metros. As primeiras a colonizar os recifes rochosos, as macroalgas calcárias incrustantes têm importância para a biodiversidade porque aumentam a rugosidade do substrato, assim facilitando o estabelecimento de propágulos e larvas de outras espécies (Airoldi, 2000; Maggi *et al.*, 2011).

Pela sua estrutura densa e ramificada, outro grupo de macroalgas calcárias – as calcárias articuladas – fornece um habitat complexo que favorece a alta diversidade de macroinvertebrados (Kelaher, 2003). No PNSACV, destacaram-se as espécies *Corallina officinalis* (5% de cobertura) e *Ellisolandia elongata* (2,5%). Não foi analisado o efeito da profundidade neste estudo, mas segundo Monteiro *et al.* (2012), as macroalgas calcárias articuladas têm maior abundância no patamar de profundidades até 10 metros (20% de cobertura), e esta abundância decresce rápido em profundidades superiores (3% de cobertura entre 10 e 20 metros).

As macrófitas corticadas, com 20% de cobertura, apresentaram o grupo mais comum de macroalgas com “canópia” no PNSACV. Estas macroalgas aumentam a tridimensionalidade do

habitat rochoso, fornecendo refúgios, alimentação e novo substrato para fixação de outras espécies, e assim estimulam a biodiversidade (Christie *et al.*, 2009; Kovalenko *et al.*, 2012; Veiga *et al.*, 2014). As espécies nativas de macrófitas corticadas, que mais contribuíram para a percentagem de cobertura deste grupo no PNSACV foram: *Plocamium cartilagineum*, *Halopteris* spp., *Sphaerococcus coronopifolius* e *Codium* spp.

Pertencendo também ao grupo de macrófitas corticadas, a macroalga invasora, bem estabelecida ao longo da Península Ibérica - *Asparagopsis armata* - passou a ser a segunda espécie com maior percentagem de cobertura (7,7%) no PNSACV; com ocorrência na maioria do parque marinho. A percentagem de cobertura de *A. armata* foi superior às percentagens previamente encontradas por Fernández *et al.* (2016: 2,0% e 0,6%), mas comparável com o valor de Monteiro *et al.* (2012; $\pm 9,0\%$) no patamar de profundidade entre 0 e 10 metros, os dois estudos realizados na costa sul. Ainda não existe um consenso científico sobre o efeito de *A. armata* na diversidade da epifauna associada: enquanto Pacios *et al.* (2011) encontrou diversidades equivalentes nas macroalgas nativas, Guerra-García *et al.* (2012) registou uma riqueza de crustáceos inferior à encontrada na espécie nativa, *Ellisolandia elongata*. Efeitos negativos na diversidade foram confirmados para outra espécie invasora do mesmo género, *Asparagopsis taxiformis* (Navarro-Barranco *et al.*, 2018); também presente no PNSACV (Tavares, 2012), mas não encontrada neste projeto.

Apesar da percentagem de cobertura média baixa (1,4%), as macroalgas castanhas engenheiras do ecossistema apareceram em mais de metade das estações. Concretamente, identificámos três espécies de kelp (*Saccorhiza polyschides*, *Phyllariopsis brevipes*, *Phyllariopsis purpurescens*), três de *Cystoseira* (*Cystoseira baccata*, *Cystoseira tamariscifolia*, *Cystoseira usneoides*) e uma de *Sargassum* (*Sargassum vulgare*). A distribuição espacial das densidades e percentagens de cobertura destas macroalgas mostrou-se muito heterogénea no parque - existem apenas algumas zonas que abrangem altas densidades e percentagens de cobertura: nas proximidades da Arrifana, Zambujeira do Mar, Cabo Sardão e Porto Covo. Além destas zonas, encontrámos elevadas densidades de *P. brevipes* durante a monitorização do PNSACV - dentro da Proteção Parcial de tipo I de Ilhotes do Martinhal, na costa sul.

No entanto, não validámos a presença da *S. polyschides* na Carrapateira (Portinho do Forno). É possível que a floresta da *S. polyschides*, conhecida desta zona, esteja restrita a uma área mais costeira - não amostrada neste projeto. A observação mais recente desta espécie na Carrapateira foi feita em 2018 (Assis *et al.*, 2020). A espécie *Laminaria ochroleuca*, historicamente

presente no PNSACV na Arrifana e Odemira, e ausente desta zona desde cerca do ano de 2003 (Assis *et al.*, 2011; Assis *et al.*, 2012), também não foi encontrada durante o mapeamento do recife rochoso de baixa profundidade (≤ 15 m) - mas foi encontrada no recife profundo (a 31 m de profundidade) na amostragem com *Remotely Operated Vehicle* (ROV), neste projeto (ver secção 3.2.3).

No geral, os nossos resultados indicam um confinamento espacial das florestas (i.e., zonas com altas densidades) de laminárias (*kelp*) dentro do PNSACV e corroboram as tendências atuais: a diminuição das florestas e contração para apenas pequenas manchas, por causa de alterações climáticas “no limite sul da distribuição” (i.e., a Península Ibérica para as espécies *Saccorhiza polyschides* e *Laminária ochroleuca*) e outros fatores do stresse (e.g., herbivoria excessiva) (Wernberg *et al.*, 2019). Estudos relacionados com alterações climáticas sugerem uma alteração da distribuição das espécies para águas mais frias, em direção aos polos e em profundidade; no caso das algas, um refúgio em profundidade está limitado pela disponibilidade de luz (Wernberg *et al.*, 2019). As florestas de *kelp* apresentam o ecossistema de maior produtividade e biodiversidade no habitat rochoso, fornecendo várias funções essenciais (e.g., refugio, alimentação, viveiro) para os peixes e invertebrados (Christie *et al.*, 2009; Cheminée *et al.*, 2017; Teagle *et al.*, 2017; Blamey & Bolton, 2018; Wernberg *et al.*, 2019). Devido à importância biológica e económica, e à vulnerabilidade das florestas marinhas, as manchas remanescentes deveriam aproveitar de regime de proteção reforçado, para eliminar perturbações de origem antropogénica ao mínimo, principalmente a pesca como um fator do stresse adicional (Ling *et al.*, 2009; Gianni *et al.*, 2013; Araújo *et al.*, 2016). As principais populações de *kelp* e outras macroalgas castanhas engenheiras devem ser estudadas mais profundamente, para conhecer melhor a variabilidade temporal, o potencial reprodutor e o potencial de sobrevivência dessas florestas (Fernandez *et al.*, 2011). Neste estudo, as densidades de *kelp* diferem entre o Algarve e o Alentejo (densidades maiores no Algarve), esta diferença pode estar relacionada com diferentes métodos (quadrado vs. transecto) aplicados na amostragem entre as regiões, e limita a comparabilidade de densidades.

Além do mais, concluiu-se que as macroalgas com uso comercial ocorrem com baixa cobertura (2,0% o conjunto de 11 *taxa*), diminuindo assim qualquer potencial interesse na recolha dentro dos limites do parque. Como limitação, foram consideradas apenas as espécies utilizadas tradicionalmente em Portugal na produção de ágar, e as algas carragenófitas utilizadas na indústria alimentar, mas não outros usos alternativos, por exemplo das espécies da *Corallina* para

biomateriais (Santos & Duarte, 1991; Pereira, 2004; Pereira, 2008; Magill *et al.*, 2019), ou a recente importância e utilização para fins industriais da *A. armata* (Misurcová *et al.* 2012).

Relativamente à comunidade de macroinvertebrados, também se verificou uma elevada variedade de espécies, tendo sido identificados 119 *taxa* no total. Ao nível do filo, os equinodermes (Echinodermata) e esponjas (Porifera) foram os grupos dominantes em termos de abundância. As esponjas são frequentemente um dos principais organismos das comunidades de invertebrados nos substratos rochosos (Bell, 2008; Xavier & Van Soest, 2012), e de facto estiveram presentes em toda a área analisada. Outro grupo taxonómico destacou-se em estudos anteriores, especificamente o das anémonas (e.g., Monteiro *et al.*, 2015), mas a presente pesquisa difere do estudo anterior pela contabilização apenas dos indivíduos maiores que 5 cm, o que exclui a abundante anémoma-jóia (*Corynactis viridis*), aqui apenas listada nas espécies registadas.

Quanto aos equinodermes, especificamente em relação ao ouriço-do-mar-comum (*Paracentrotus lividus*), a sua densidade elevada é comum no patamar de profundidades amostrado (Saldanha, 1974), e a complexidade do substrato é um fator que promove a sua abundância (Saldanha, 1974; Jacinto & Cruz, 2012). As zonas onde se verificaram maiores abundâncias desta espécie (Burrinho, Zambujeira-do-Mar, Arrifana) poderão ser potencialmente favoráveis em consequência da irregularidade do relevo, que poderá auxiliar na fixação dos indivíduos numa costa hidrodinâmica (Jacinto & Cruz, 2012; Labbé-Bellas *et al.*, 2016). De referir que a abundância desta espécie nesta costa não parece estar desregulada, como sucede em algumas populações de ouriços-do-mar que proliferam, impactando severamente a densidade de macroalgas (incluindo as florestas de *kelp*). Isto porque as densidades registadas de *P. lividus* estão abaixo dos valores de elevada abundância descritos (Jacinto & Cruz, 2012), e estão comparáveis aos valores reportados em estudos anteriores (Monteiro *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2015; Monteiro *et al.*, 2015). Além disso, tanto a zona da Zambujeira-do-Mar como a Arrifana apresentaram níveis moderados de cobertura de macroalgas castanhas engenheiras de ecossistema.

O padrão de riqueza específica observado para o grupo dos invertebrados, com maior incidência de elevado número de espécies na costa alentejana, poderá ser real ou poderá ter sido influenciado pela diferente dimensão dos transectos de amostragem (transectos de 40 m² na costa alentejana e 5 m² na costa vicentina). O facto da costa alentejana ter uma maior área de substrato rochoso poderá também estar relacionado com esta tendência. No entanto, é de referir que o número de amostras e a unidade de amostragem são fatores que reconhecidamente podem afetar os valores de biodiversidade registados (Pelz & Luebbers, 1998). A profundidade e consequente

variação de hidrodinamismo também são fatores que podem influenciar a diversidade de fauna bentónica (Rosenberg, 1995). Especificamente em relação à abundância de invertebrados sésseis, a costa virada a sul mostrou consistentemente elevadas densidades. Dois tipos de comunidades de macrofauna parecem surgir no subtidal rochoso de baixa profundidade (≤ 15 m) desta costa: comunidades bentónicas com predominância de esponjas, pontualmente com ocorrência de gorgónias em zonas de declive mais acentuado (Atalaia, Ponta dos Caminhos); e comunidades com dominância da anémone-verde, *Anemonia sulcata*. Estas observações vêm de acordo com o que outros estudos reportaram para a costa sul de Sagres e zona adjacente (Monteiro *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2015).

A comunidade de peixes amostrada nos recifes rochosos do PNSACV foi composta por 67 espécies. Algumas espécies são de destacar pela frequência com que surgiram nos transectos e pelas suas densidades em todo o parque, são elas a **safia (*Diplodus vulgaris*)**, a **judia (*Coris julis*)** e o **caboz (*Parablennius pilicornis*)**. Estas são as mesmas espécies que se destacaram em estudos anteriores, especificamente na costa sul (Monteiro *et al.*, 2012). Embora os valores de frequência de ocorrência e de densidade do sargo (*Diplodus sargus*) tenham sido bastante inferiores aos das espécies referidas anteriormente, é de notar que o **sargo foi a terceira espécie mais frequente ao longo da amostragem e em termos de densidade foi a sexta**. Isto é bastante relevante tendo em conta que esta espécie tem um valor comercial muito importante, tanto para a pesca profissional como a recreativa, dentro do PNSACV.

Outras espécies como a boga (*Boops boops*) e o caboz (*Gobiusculus flavescens*) apresentaram valores de densidade muito elevados. No entanto as frequências de ocorrência foram relativamente baixas. Ambas as espécies formam cardumes com um grande número de indivíduos, pelo que aquando se extrapolaram as densidades dos indivíduos destas espécies, os valores foram bastante elevados.

A distribuição das densidades de peixes apresentou, em média, valores mais elevados na zona algarvia do PNSACV quando comparada com os valores registados na região alentejana do parque. Contrariamente a este resultado, no que toca à riqueza específica, verificou-se que a região do Alentejo, apresentou em média, valores mais elevados que a zona algarvia. Esta diferença poderá estar relacionada com a metodologia; especificamente, a dimensão dos transectos de peixes crípticos (transectos de 10 m^2 vs 40 m^2) poderá ter influenciado o número de espécies crípticas identificadas por amostra. Relativamente à composição específica, os resultados corroboram estudos anteriores (Monteiro *et al.*, 2012, 2015), nomeadamente no que toca às famílias que mais

contribuíram para a riqueza específica, como por exemplo as famílias Labridae, Sparidae e Gobiidae. O mesmo foi observado relativamente às famílias que mais contribuíram com a densidade de espécimes observados, tendo sido elas as famílias Sparidae, Gobiidae, Labridae e Bleniidae.

3.2.2.6. Considerações finais

Verificámos com o presente estudo que no subtidal rochoso de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV, o habitat prevalente apresenta dominância de macroalgas incrustantes calcárias e presença conspícua de macrófitas corticadas. Em termos de macroinvertebrados, confirmou-se que a costa oeste tem variadas zonas com elevada abundância do ouriço *P. lividus*; na costa sul, os biótopos a destacar são a comunidade dominada pela anémoma-verde *A. sulcata*, e a comunidade com prevalência de esponjas incrustantes (pontualmente com ocorrência de gorgónias).

Considerando a ampla diversidade e abundância de macroalgas, invertebrados e peixes registada no presente estudo, poderá referir-se algumas zonas de destaque: i) a área desde o **sul do Cabo Sardão até à zona da Praia da Amália (incluindo Zambujeira-do-Mar)** apresentou vários locais com elevada densidade de peixes, e níveis moderados a elevados de densidade de invertebrados móveis e percentagem de cobertura de invertebrados sésseis; é de referir também a presença de *kelp* (*S. polyschides*) e *Cystoseira baccata* na Zambujeira-do-Mar; ii) a zona da **Arrifana**, que apresentou abundância particularmente elevada do ouriço *P. lividus*, elevada densidade de peixes, e também a presença de *kelp* (*S. polyschides* e *P. purpurescens*) e *Cystoseira* spp.; iii) a **costa sul**, pela densidade de invertebrados e ocorrência de biótopos como as áreas de abundância de anémoma-verde (*A. sulcata*); as áreas dominadas por esponjas incrustantes, ocasionalmente com presença de gorgónias (*Leptogorgia sarmentosa*, *Eunicella* spp.) a profundidades relativamente baixas; e várias zonas com ocorrência de *kelp* *Phyllariopsis brevipes*.

É de ter em conta que a referência destas três zonas de destaque é limitada. Por exemplo, uma área apontada como relevante em estudos anteriores (Castro *et al.* 2015; Pereira *et al.*, 2017), a Ilha do Pessegueiro (descrita como área importante para o sargo - *Diplodus sargus*, linguado-da-areia - *Pegusa lascaris*, e outras espécies), não surge aqui em particular destaque, o que ilustra a importância do conhecimento acumulado por várias pesquisas. A área de Proteção Parcial de tipo I do Rogil não foi amostrada no mapeamento por mergulho, pois o principal afloramento rochoso dessa área encontra-se predominantemente abaixo dos 15 m de profundidade, tendo sido amostrada com ROV, o que é um exemplo da importância do uso de várias metodologias de amostragem.

Um dos objetivos destas amostragens é a utilização dos dados em modelos preditivos para mapeamento de habitats com base em variáveis abióticas, obtendo assim uma visão mais ampla da área de estudo (ver capítulo 4. Mapeamento de habitats). No entanto, analisar os dados de base de mapeamento biológico ao nível das estações de amostragem é útil para compreender as tendências gerais apresentadas pelos modelos. Considerando alguns dos resultados obtidos com a amostragem aqui descrita, alguns dos fatores ambientais que parecem relevantes para estes modelos são a profundidade, a intensidade de luz, o nível de hidrodinamismo, e o relevo do substrato, quer em termos de complexidade como em termos de declive.

3.2.3. Substrato Rochoso Profundo (> 15m)

3.2.3.1. Introdução

Até à data, o conhecimento das comunidades bentónicas presentes na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) provém essencialmente de diversos estudos efetuados, dispersos em termos temporais, com objetivos específicos e que abrangeram apenas determinadas secções da área marinha. A revisão de Horta e Costa *et al.* (2018a, 2018b) sobre estes estudos efetuados desde 1979 até 2015, sustenta a noção de elevada biodiversidade marinha presente na região. Contudo, as comunidades bentónicas que ocorrem nas zonas mais profundas desta área marinha, em particular em profundidades superiores a 20 metros, só esporadicamente receberam atenção, essencialmente devido às dificuldades e limitações do trabalho científico subaquático nestas condições, e têm-se mantido relativamente desconhecidas.

Com recurso a plataformas de imagem é possível, atualmente, efetuar uma caracterização destas comunidades, através da observação *in situ* e provocando o mínimo impacto nas comunidades faunísticas. Adicionalmente, os registos destas observações ficam armazenados em formato de vídeo digital e poderão ser revisitados sempre que necessário e com múltiplos objetivos.

A presente componente do estudo pretendeu caracterizar as comunidades de substratos rochosos a profundidades superiores a 15 metros com recurso a um veículo submarino operado remotamente (ROV) utilizado para recolher imagens de vídeo ao longo de transectos subaquáticos na área marinha do PNSACV.

3.2.3.2. Objetivos

Esta componente do estudo teve como objetivo efetuar a caracterização das comunidades biológicas que ocorrem nos habitats de recifes rochosos da área marinha do PNSACV a profundidades superiores a 15 m de profundidade, através da utilização de registos de imagem capturados a partir de um veículo de operação remota (ROV).

3.2.3.3. Metodologia

3.2.3.3.1. Área de Estudo

As comunidades faunísticas e florísticas de substratos rochosos profundos foram avaliadas ao longo de toda a extensão do PNSACV nas zonas de maior profundidade. Esta área corresponde à faixa compreendida entre a linha batimétrica dos 15 metros de profundidade e o limite exterior da área marinha, a uma profundidade máxima de 47 metros (Figura 3.51).

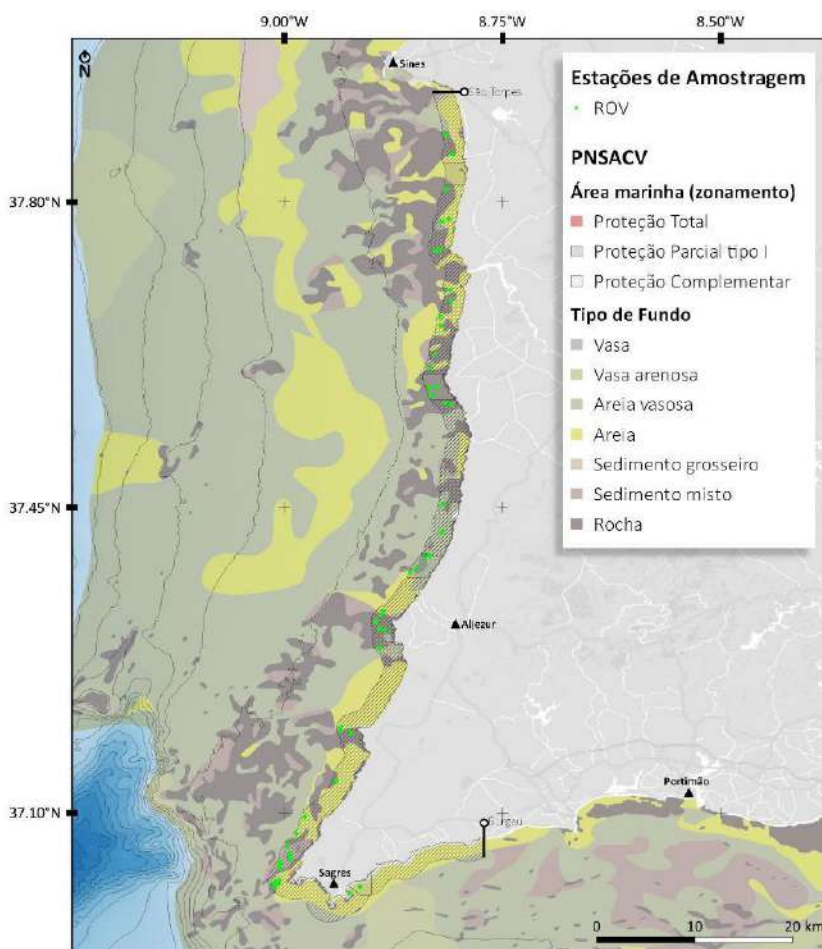


Figura 3.51. Área de estudo das comunidades de substratos rochosos profundos, limites da área marinha do PNSACV, respetivo zonamento e tipo de fundo dominante. As linhas isóbatas representam intervalos de 100 metros de profundidade.

Nota: a carta de fundos corresponde à versão atualizada elaborada no âmbito do projeto MESHATLANTIC (2012-15).



3.2.3.3.2. Planeamento

A recolha dos registos seguiu a estratégia definida na fase de planeamento (ver secção 3.2.1). As imersões para recolha de imagens foram inicialmente planeadas em 42 estações de amostragem distribuídas pela zona de estudo. Contudo, por motivos logísticos e operacionais foram efetuadas mais imersões (total de 48) do que as originalmente definidas (Figura 3.51). Para a seleção das estações de amostragem foi tida em conta a profundidade bem como a complexidade física do substrato. Procurou-se com esta estratégia maximizar a capacidade de identificar e caracterizar a diversidade de habitats profundos existentes, as suas comunidades e respetiva biodiversidade associada.

3.2.3.3.3. Técnica de amostragem

A caracterização das comunidades bentónicas de substratos rochosos profundos existentes no PNSACV foi efetuada através da análise de registos de imagem recolhidos em transectos de ROV. O ROV utilizado, um SIBIU Pro (Figura 3.52), é uma plataforma submarina de imagem operada remotamente, de pequenas dimensões, que pertence à classe de observação (Molland, 2008). Este veículo dispõe de 8 motores em configuração vetorial, que lhe confere boa manobrabilidade e velocidades máximas de 3 nós. Está equipado com iluminação externa (4 x 1500 lúmen) e com uma câmara de alta definição (sensor Sony IMX322 de 1/2.9”), com baixa densidade de píxeis e alta sensibilidade (2 MP, HD 1080p) montada numa estrutura que permite inclinação variável. O ângulo de inclinação da câmara e a intensidade luminosa podem ser alterados em tempo real, em função da necessidade, através dos comandos na consola de superfície. As características da câmara permitem obter um campo de visão horizontal teórico de aproximadamente 1 metro de largura a 1 metro de distância da plataforma. O veículo possui instrumentação adicional como: sonda de profundidade e temperatura, sonar para navegação (*Ping360 Scanning Imaging Sonar*) e um braço manipulador monofunção para recolha pontual de amostras. Todo o equipamento é operacional até aos 300 metros de profundidade.



Figura 3.52. Veículo de operação remota (SIBIU Pro) do CCMAR/Universidade do Algarve utilizado para avaliação das comunidades de habitats rochosos do PNSACV a profundidades superiores a 15 m. Imagem de Nido Robotics S.L. (<https://www.nidorobotics.com/>).

As plataformas de imagem operadas remotamente têm vindo a desempenhar um papel cada vez mais relevante na investigação dos fundos marinhos (Tillin *et al.*, 2018; Sward *et al.*, 2019).

De um modo geral, a utilização de registos de imagem apresenta diversas vantagens comparativamente com outras técnicas (Tillin *et al.*, 2018), entre as principais destacam-se: a possibilidade de armazenar e posteriormente visualizar repetidamente os registos de imagem com diferentes objetivos (e.g. caracterização de habitats, inventariação de espécies, avaliação de impactos antropogénicos, etc.), os registos obtidos serem acompanhados da posição geográfica correspondente e como tal poderem ser georreferenciados em ambiente SIG (Sistema de Informação Geográfica) e ainda, o método tende a ser pouco intrusivo junto das comunidades faunísticas.

No âmbito do projeto MARSW, as operações de recolha de imagens subaquáticas dos substratos rochosos seguiram a técnica de mergulho com lastro (Figura 3.53), sendo operada por uma equipa com 4 pessoas (piloto, anotador, operador de umbilical e skipper). Na estação de amostragem pretendida o ROV foi colocado à superfície enquanto foram também colocados o lastro e boia de superfície no umbilical. Em embarcações de menor dimensão, esta metodologia facilita a

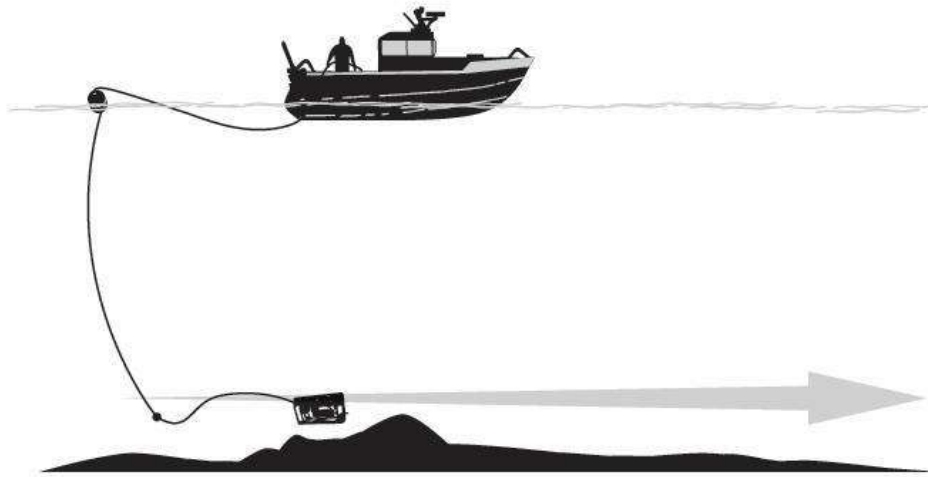


Figura 3.53. Esquema exemplificativo da técnica utilizada (ROV) para avaliação das comunidades fauna bentónica de substratos rochosos e modo de operação.

gestão do umbilical e a navegação à superfície e melhora a manobrabilidade da plataforma durante a imersão (Christ & Wernli, 2013). Após a descida, e depois de um curto período de estabilização junto ao fundo, deu-se início ao transecto propriamente dito.

Sempre que possível, os transectos foram efetuados viajando a velocidade reduzida (< 0.5 nós) e direção constante e mantendo o veículo a uma curta distância do fundo (< 50 cm). Para que os registos de imagem permitissem uma avaliação fidedigna e representativa dos substratos rochosos, tentou-se que os transectos efetuados tivessem uma duração mínima de 30 minutos de fundo.

Na impossibilidade de obter a posição exata do ROV durante a imersão, utilizou-se a navegação da embarcação como uma aproximação da trajetória do veículo submerso. Para esse efeito, todas as operações foram monitorizadas através de GPS.

Uma vez terminado o tempo de fundo, o veículo foi conduzido à superfície, e os registos de vídeos catalogados de acordo com a data, hora e estação de amostragem.

Em determinadas ocasiões foi necessário interromper a normal operação do transecto, essencialmente devido a encontros com artes de pesca ativas ou perdas, nas também em condições hidrodinâmicas adversas. Nestas circunstâncias e sempre que o equipamento necessitou se retornar à superfície, foram realizadas imersões sucessivas até a equipa de superfície considerar o tempo de fundo decorrido adequado para a caracterização da estação de amostragem (i.e. quando o somatório dos segmentos individuais fez uma duração aproximada ao mínimo estipulado). Deste modo, e apesar de poderem ter sido efetuadas em zonas imediatamente adjacentes, cada

imersão (i.e. transecto) foi sempre considerada um evento independente pelo que o número de transectos registados (48) ultrapassou o número planeado inicialmente (42).

Em laboratório, os registos de imagem e os ficheiros de navegação associados foram armazenados na mediateca digital dedicada ao projeto.

3.2.3.3.4. Processamento e análise das imagens

O processamento e análise das imagens de vídeo foram efetuados com recurso ao programa de análise imagem COVER (*Customizable Observation Video Image Record*) desenvolvido pelo instituto de investigação IFREMER (Carré, 2010). Para este efeito foi necessário criar um ficheiro de configuração e as correspondentes tabelas de conhecimento relativas aos eventos que se pretendiam anotar e se consideraram importantes registar para fins de mapeamento. Foram geradas 6 tabelas referentes a: comportamento do ROV; tipo de fundo dominante; fauna; tipo de habitat; impacto antropogénico (artes de pesca perdidas ou descartadas e outras formas de lixo marinho) e impacto na fauna adjacente. Os registos de vídeo foram visionados na íntegra e registadas todas as características biofísicas dos habitats existentes. Para a classificação do tipo de fundo dominante adotou-se uma escala simplificada seguindo o exemplo de Connor *et al.* (2006) com 7 categorias: Rocha, Sedimento Grosso, Areia, Areia vasosa, Vasa arenosa, Vasa e Sedimento misto. Outras características físicas foram acrescentadas em função das especificidades de cada biótopo, sempre que considerado necessário, como o tipo de rocha (e.g.: afloramento, laje, blocos de rocha, etc.). Todos os organismos presentes foram identificados até o nível taxonómico mais baixo possível e quantificados em termos de abundância. Organismos incrustantes e/ou coloniais, i.e. esponjas, briozoários ou ascídias, foram considerados como um único indivíduo independentemente da sua dimensão. Adicionalmente e dada a inerente dificuldade de identificar organismos com base em imagens de vídeo, seguiu-se a estratégia definida por Althaus *et al.* (2014, 2015), onde a classificação dos indivíduos não identificáveis pertencentes aos Porifera (um grupo extremamente variável e de taxonomia complexa; esponjas) foi efetuada com base na morfologia ou morfotipo, e.g. incrustante, massiva, ereta, copo/vaso, laminar, ramificada e esférica (Figura 3.54). Espécies de peixes com maior afinidade ao meio pelágico (e.g. a boga, *Boops boops*, ou os carapaus, *Trachurus sp.*) e que pontualmente ocorreram sob a forma de cardume formado por um elevado número de indivíduos foram contabilizadas, mas não foram incluídas nas análises posteriores e na caracterização das comunidades bentónicas dos recifes rochosos.

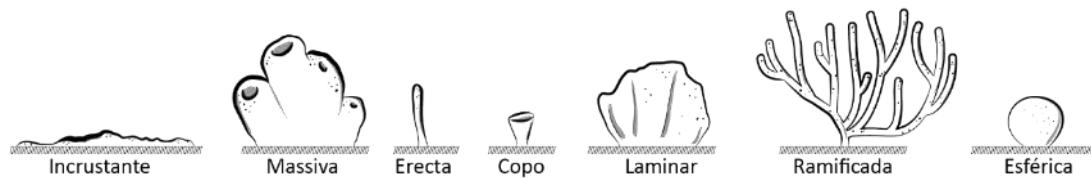


Figura 3.54. Categorias de morfotipos utilizadas na classificação dos organismos do filo Porifera cuja identificação taxonómica não foi possível com recurso às imagens recolhidas (adaptado de Boury-Esnault & Rützler, 1997).

Ao longo do transecto, foram também anotadas as percentagens de cobertura de macroalgas, com atualizações regulares. Devido à dificuldade de identificar corretamente as espécies de algas em registos de vídeo, sempre que não foi possível fazer uma correta identificação taxonómica foram utilizados grupos funcionais como forma de caracterizar a composição da comunidade (Steneck & Dethiers, 1994; Balata *et al.*, 2011). Para as laminárias (ordens Laminariales e Tilopteridales, i.e. espécies de *kelp*), além da percentagem de cobertura, também foram contabilizados todos os pés ao longo do transecto para se poderem estimar valores de densidade.

3.2.3.3.5. Pós processamento da informação de navegação

A navegação consiste na informação recebida em intervalos de tempo regulares pelos equipamentos de GPS e que permite calcular com relativa precisão a localização, a velocidade, o rumo e, entre outros, a distância percorrida durante as operações de mar. Contudo e como referido anteriormente, não foi possível obter a posição “real” do veículo submerso e foi necessário recorrer à posição da embarcação para obter uma posição aproximada do ROV e poder estimar distância percorrida em cada transecto. Para que a trajetória estimada a partir da superfície fosse aproximada à trajetória real do ROV em profundidade, os ficheiros de navegação de cada imersão foram suavizados para minimizar o efeito dos movimentos da embarcação à superfície decorrentes das manobras típicas de operação. Os ficheiros de navegação foram suavizados individualmente utilizando o método *Principal Curve Analysis* (Brunsdon, 2007), com *SmoothSpline* como suavizador e fazendo variar a complexidade máxima (Simpson & Oksanen, 2020).

Posteriormente e com base nas anotações, foram ainda identificadas as secções onde, por manobras do piloto, a plataforma perdeu contacto com o fundo. Estas secções foram excluídas de



análises adicionais e não contribuíram para o cálculo final da distância percorrida em observação do fundo.

3.2.3.3.6. Tratamento da informação e análise de dados

A informação recolhida durante a fase de amostragens foi analisada com recurso a índices que facilitam a interpretação e a avaliação e caracterização gerais das comunidades.

3.2.3.3.6.1. Índices Ecológicos e de caracterização

Como forma de estimar a diversidade específica existente foi utilizado o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Equação 3.8). O índice de Shannon-Wiener baseia-se na abundância dos indivíduos das diferentes espécies, na sua distribuição na comunidade e na riqueza específica (Clarke & Warwick, 2001). Como medidas complementares de diversidade foram também utilizados o índice de Riqueza Específica (S), que corresponde ao número total de espécies identificado; o Índice de Margalef (R), uma medida do número de espécies em função do número de indivíduos (Equação 3.9) e a Equitabilidade ou Índice de Pielou (J'), que determina de que forma os indivíduos das diferentes espécies se encontram distribuídos na comunidade (Equação 3.10).

$$H' = - \sum_i^S p_i \times \ln(p_i)$$

Equação 3.8. Cálculo do índice de diversidade de Shannon-Wiener. **Nota:** p_i corresponde à proporção de indivíduos, da espécie i .

$$R' = \frac{S-1}{\text{Log } N}$$

Equação 3.9. Cálculo do índice de Margalef. **Nota:** N corresponde ao número total de indivíduos presente.

$$J' = \frac{H'}{\text{Ln } S}$$

Equação 3.10. Cálculo da Equitabilidade.

A composição das comunidades e a sua estrutura foram determinadas com base nos métodos numéricos (proporção em número - Equação 3.11 - e densidade em número) e de frequência de ocorrência (%) de cada espécie ou *taxon* (Equação 3.12) como indicador da sua raridade.

$$\%N = \frac{N \text{ ind. espécie } i}{N \text{ total ind.}} \times 100$$

Equação 3.11. Cálculo do valor de proporção em número para a espécie *i*.

$$\%Foc = \frac{N \text{ Transectos com espécie } i}{N \text{ total de Transectos}} \times 100$$

Equação 3.12. Cálculo da Frequência de ocorrência para a espécie *i*.

3.2.3.4. Resultados

3.2.3.4.1. Caracterização da amostragem

As campanhas de amostragem com veículo subaquático de operação remota decorreram entre os meses de Maio e Setembro de 2019 na secção Algarvia e entre Agosto e Setembro de 2020 na secção Alentejana do PNSACV. No total, foram efetuados 48 transectos subaquáticos individuais com vista à caracterização das comunidades faunísticas de substratos rochosos profundos, em 42 estações de amostragem distribuídas pela área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Em média (\pm desvio padrão), em cada transecto o veículo percorreu 249,1 (\pm 94,2) metros de distância durante 25,8 (\pm 9,4) minutos de observação do fundo. No total das 48 imersões foram recolhidos 1 241,5 minutos de vídeo ao longo de 11 959 metros percorridos, a que correspondem **11 959 m²** de área observada (tendo como referência o campo de visão horizontal teórico a 1 metro de distância, calculado em função das características da câmara).

Nos 48 registos de vídeo capturados nos transectos efetuados para a avaliação das comunidades faunísticas foram contabilizados **127 652 organismos** (média de 2 659,4 \pm 3 238,7 organismos por transecto) pertencentes a **206 grupos taxonómicos** distribuídos por 9 Filos, dos quais 147 corresponderam a espécies distintas enquanto os restantes (59) foram classificados em *taxa superiores* (Classe, Ordem ou Família).

3.2.3.4.2. Caracterização geral das comunidades

As comunidades faunísticas observadas nos recifes rochosos profundos da área marinha do PNSACV foram compostas maioritariamente por invertebrados (Figura 3.55) e, do total de organismos documentado na análise vídeo, apenas 5,1% correspondem a vertebrados (i.e. peixes).

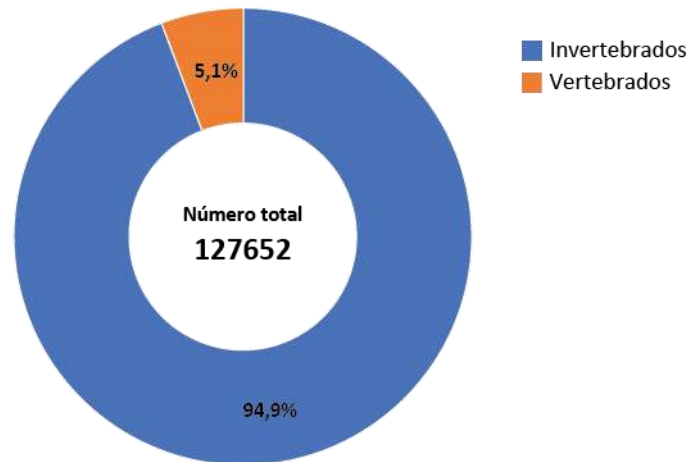


Figura 3.55. Proporção numérica dos organismos contabilizados nos recifes rochosos profundos (15m<Prof. <50m) do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, agrupados em invertebrados e vertebrados.

De facto, antozoários e hidrozoários (Filo Cnidária), bem como esponjas (Filo Porifera) foram os organismos mais abundantes nas zonas rochosas e foram os principais responsáveis para a diferença numérica observada entre invertebrados e vertebrados. Estes três grupos de organismos perfizeram, no seu conjunto, 87,0 % dos invertebrados contabilizados nos registos de vídeo (82,5 % do total de organismos) (Figura 3.56a).

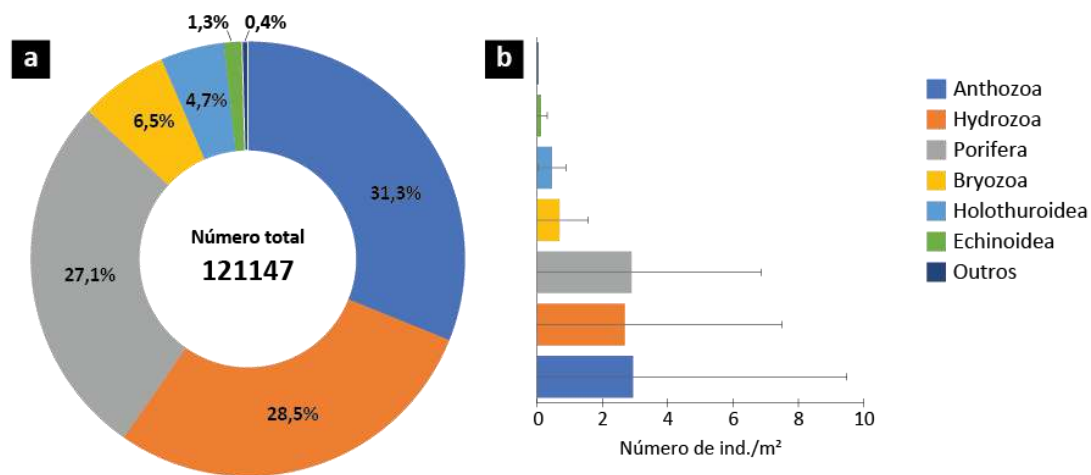


Figura 3.56. Proporção em número (a) e valores médios da densidade de indivíduos (b) dos principais taxa de organismos invertebrados observados nos registos de imagem recolhidos com ROV nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) do PNSACV, em transecto subaquático. As barras de erro representam o desvio padrão.

Os Anthozoa, com valores médios de densidade de $2,98 (\pm 6,57) \text{ ind/m}^2$, os Hydrozoa ($2,69 \pm 4,80 \text{ ind/m}^2$), Porifera ($2,90 \pm 4,0 \text{ ind/m}^2$), Bryozoa ($0,70 \pm 0,87 \text{ ind/m}^2$), Holothuroidea ($0,47 \pm 0,42 \text{ ind/m}^2$) e Echinoidea ($0,13 \pm 0,19 \text{ ind/m}^2$) foram os grupos estruturantes das comunidades faunísticas invertebradas nos habitats visitados (Figura 3.56b). Dos restantes grupos, nenhum obteve contribuições numéricas superiores a 1% para o total de organismos invertebrados contabilizado (Figura 3.56a).

Em termos espaciais, a componente invertebrada das comunidades demonstrou os maiores valores absolutos de densidade ao longo da costa oeste da secção algarvia do PNSACV, particularmente na zona compreendida entre o cabo de São Vicente e a Torre d'Aspa (Figura 3.57), onde 5 dos 11 transectos registaram mais de 20 ind/m^2 . Foi inclusivamente nesta zona que foi atingido o valor mais elevado de invertebrados com cerca de 70 ind/m^2 . Mais a norte, também na zona de Proteção Parcial de tipo I do Rogil foram registados alguns dos valores mais elevados para este grupo de organismos (24 e 32 ind/m^2). Na secção alentejana do parque, embora com valores inferiores, os invertebrados registaram níveis de densidade de destaque em frente a Almograve e à Praia do Brejo Largo (11 e 9 ind/m^2) e na região da zona de Proteção Parcial de tipo I do Cabo Sardão (8 e 10 ind/m^2).

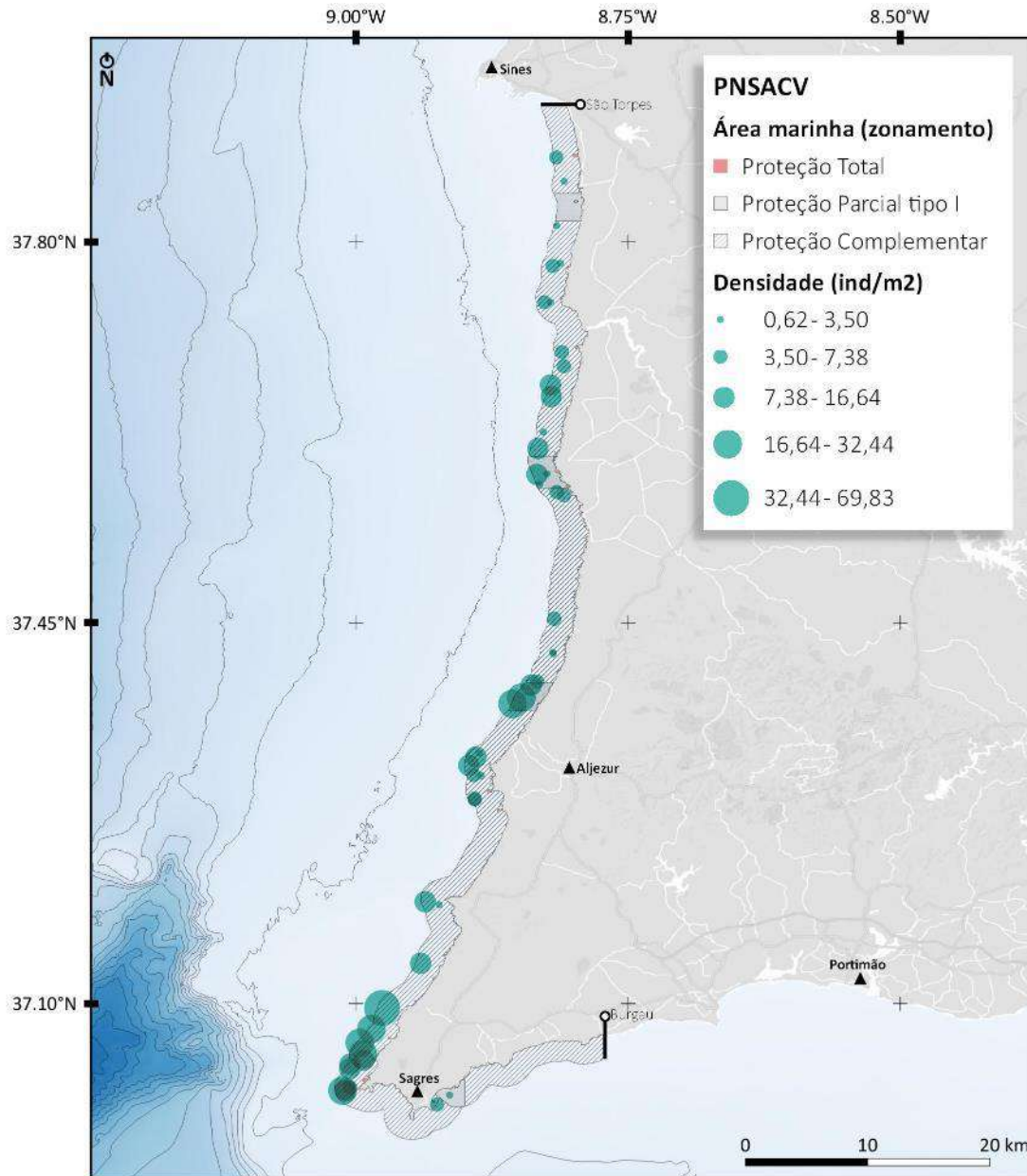


Figura 3.57. Distribuição espacial de densidade (ind/m²) de organismos invertebrados identificados nos registos de vídeo recolhidos nos transectos subaquáticos com ROV ao longo dos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) do PNSACV.

No que respeita aos vertebrados (Figura 3.58a), a quase totalidade dos indivíduos contabilizados representou peixes ósseos. Das 6 505 observações apenas uma correspondeu a um peixe cartilágíneo (Família Rajidae). Os Labridae e os Sparidae foram as famílias de peixes com maior contribuição numérica para a ictiofauna e representaram 44,9% e 38,1%, respetivamente, do total

de vertebrados (Figura 3.58a). Das 19 famílias de peixes identificadas na área em estudo, o conjunto das 5 mais numerosas contribuiu para 98% do total de peixes contabilizado (Figura 3.58a).

O número de organismos vertebrados observados nos registos de imagem foi bastante inferior ao contabilizado para a componente invertebrada da comunidade. Consequentemente, os valores médios de densidade para este grupo de fauna nunca superaram o valor unitário, sendo os Labridae ($0,24 \pm 0,19$ ind/m²) e os Sparidae ($0,20 \pm 0,24$ ind/m²) os peixes que atingiram maiores valores médios de densidade nos recifes profundos da área marinha (Figura 3.58b).

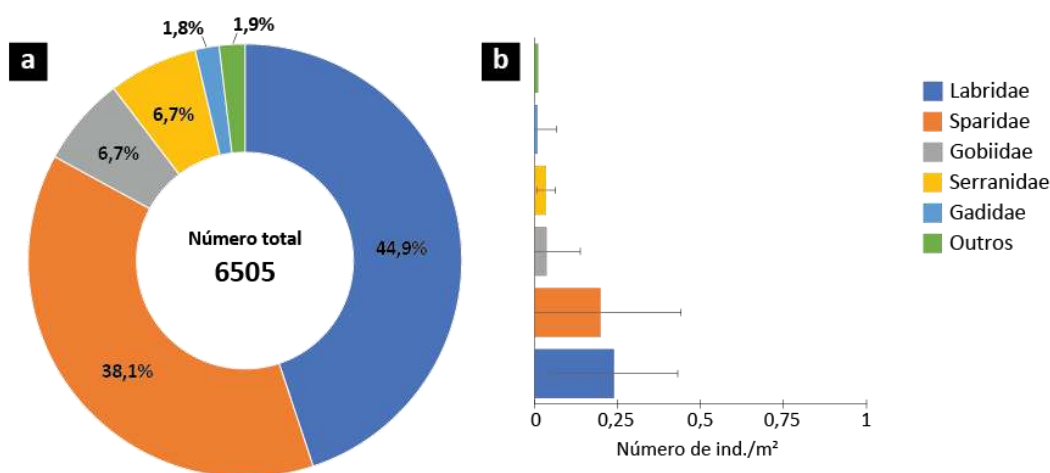


Figura 3.58. Proporção em número (a) e valores médios da densidade de indivíduos (b) das principais famílias de peixes observados nos registos de imagem recolhidos com ROV nos recifes rochosos profundos ($15\text{m} < \text{Prof.} < 50\text{m}$) do PNSACV, em transecto subaquático. As barras de erro representam o desvio padrão.

A distribuição espacial de densidades de peixes mostrou um padrão distinto do observado anteriormente para a fauna invertebrada. Para esta componente da comunidade, os valores mais elevados foram registados não só em alguns trechos da costa oeste, como também na costa sul (Figura 3.59). Na secção alentejana da área marinha do PNSACV os peixes foram mais abundantes em frente à Praia dos Canudos ($1,28$ ind/m²), da Praia do Brejo Largo ($1,12$ ind/m²) e a sul de Vila Nova de Milfontes, na Praia do Cavalo, que correspondeu ao local onde o valor de abundância registado foi o mais elevado ($1,51$ ind/m²). Também na zona de Vale da Telha entre a Arrifana e a ponta da Atalaia (Aljezur), se registaram valores de maior densidade de peixes ($1,49$ ind/m²). A sul, concretamente na estação de amostragem junto da falésia da ponta da Atalaia (Sagres), foi registado o terceiro valor mais elevado de densidade para os organismos vertebrados ($1,34$ ind/m²).

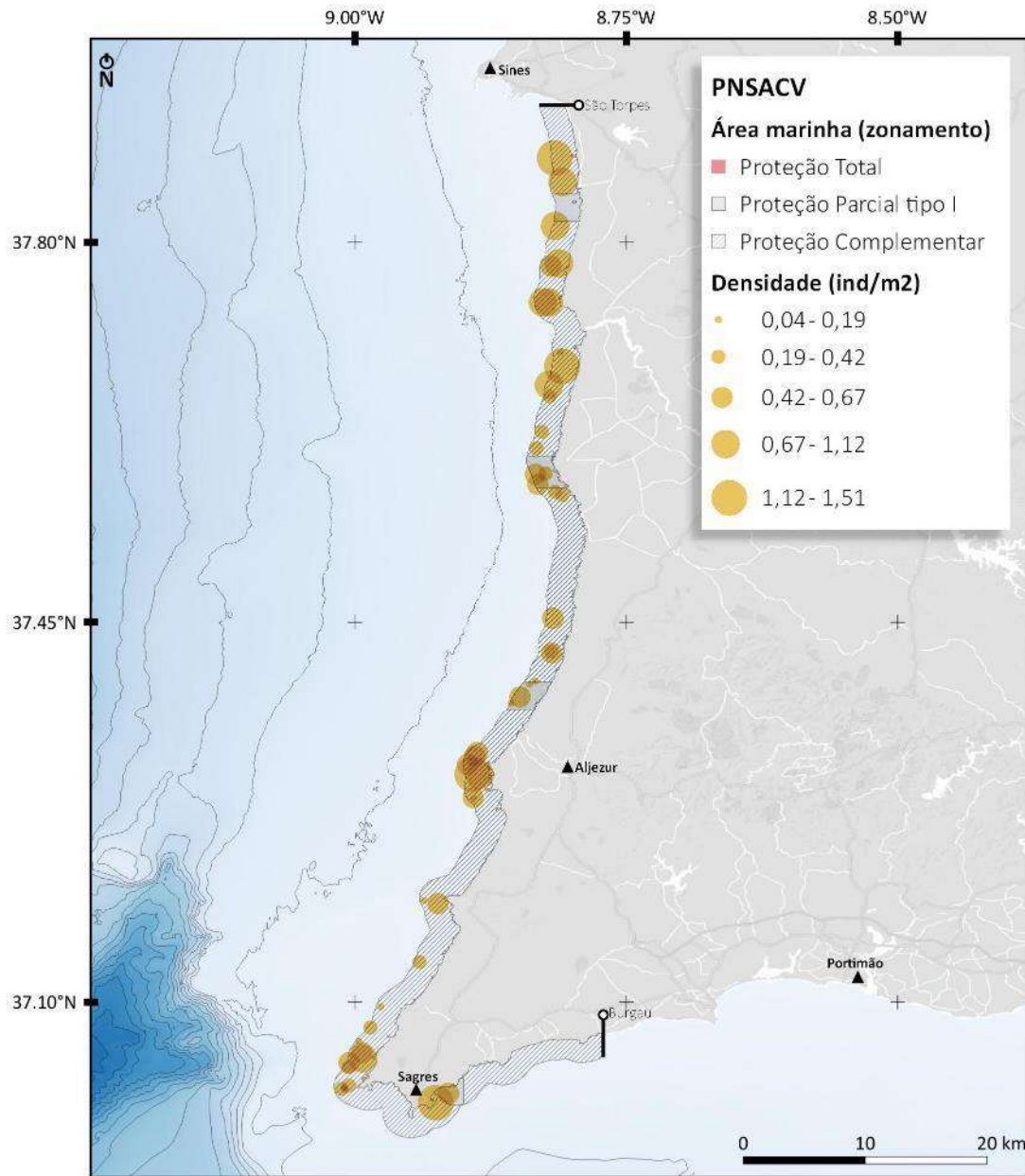


Figura 3.59. Distribuição espacial dos valores absolutos de densidade (ind/m²) de peixes (organismos vertebrados) identificados nos registos de vídeo recolhidos nos transectos subaquáticos com ROV ao longo dos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) do PNSACV.

No que respeita à frequência de ocorrência, determinados grupos de organismos foram muito comuns ao longo da área de estudo. Entre os invertebrados, as esponjas marinhas Porifera foram as mais frequentes (100%) e ocorreram na totalidade dos transectos analisados. Outros grupos, como os Anthozoa (96%), Bryozoa (96%), Holothuroidea (96%), Hydrozoa (94%) e

Echinoidea (83%), também demonstraram uma ampla presença, ocorrendo na maioria das estações de amostragem visitadas (Figura 3.60a).

Os Crinoidea, por outro lado, foram observados em apenas um único transecto (2%).

Relativamente à ictiofauna, Serranidae (98%), Sparidae (96%) e Labridae (94%) foram as famílias de peixes mais comuns e estiveram presentes na quase totalidade das imersões (Figura 3.60b). Outras famílias como os Callionymidae, Carangidae, Rajidae, Syngnathidae e Trachinidae foram mais raras e foram observadas em apenas um dos transectos efetuados (2%).

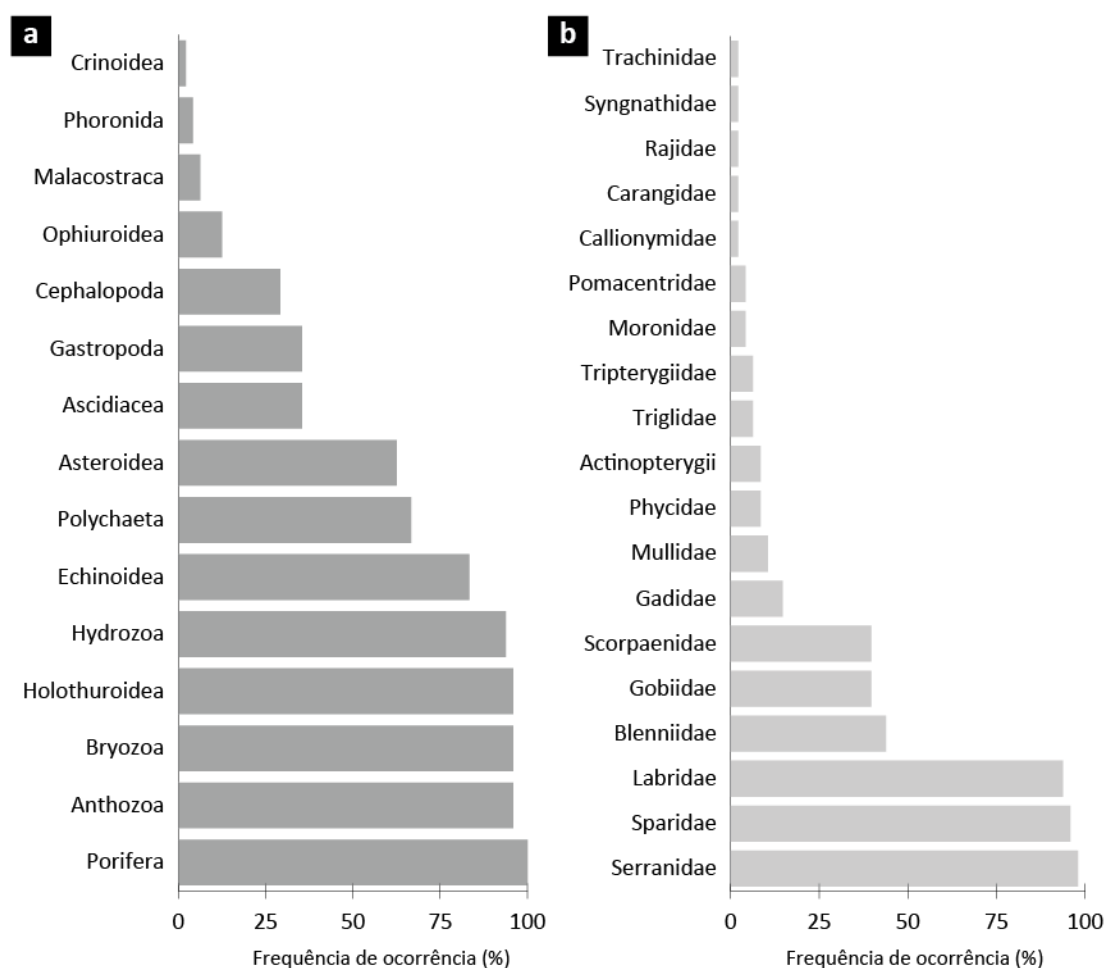


Figura 3.60. Frequência de ocorrência (%) dos grupos de organismos invertebrados (a) e vertebrados (b) identificados nos registos de vídeo recolhidos nos transectos subaquáticos efetuados com ROV na área marinha do PNSACV.

Nos transectos do ROV, foram contabilizados 45 *taxa* de macroalgas dos quais 17 correspondentes a espécies distintas e os restantes a níveis taxonómicos superiores (8 ao nível de género e 13 ao nível de filo). Em determinadas circunstâncias não foi possível identificar as

macroalgas a nível taxonómico, essencialmente nos casos de ocorrência de tufos de tamanhos muito reduzidos (i.e. nomeados “comunidade cespitosa”). As macroalgas ocorreram em 89,6 % dos transectos, com uma percentagem de cobertura média 47,2%. O filo Rhodophyta foi o que demonstrou a maior percentagem de cobertura (35,3%), seguido por filo Ochrophyta (7,5%). Estes dois filios estiveram presentes na maioria dos transectos (Figura 3.61). O filo Chlorophyta, foi mais raro sendo a percentagem de cobertura média residual.

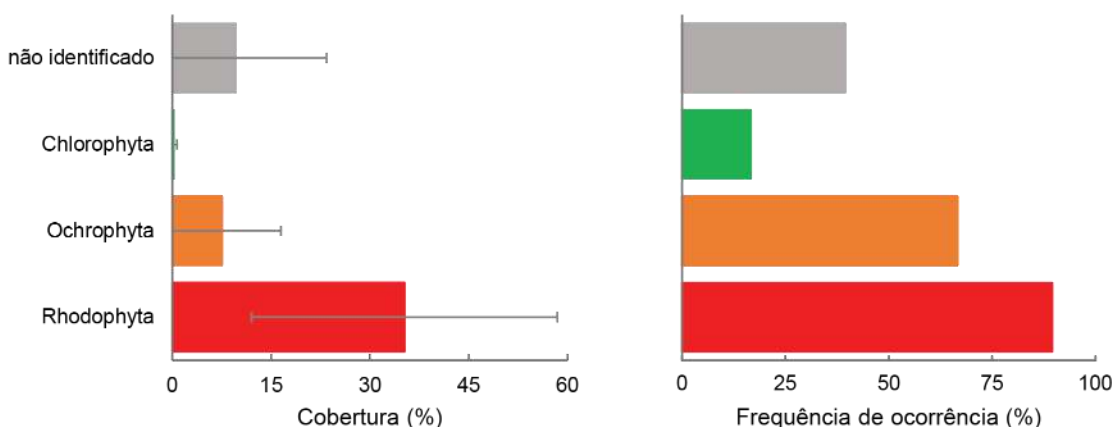


Figura 3.61. Cobertura (%) e frequência de ocorrência (%) dos filios de macroalgas identificados nos registos de vídeo recolhidos nos transectos subaquáticos efetuados com ROV na área marinha do PNSACV.

As algas incrustantes foram os grupos funcionais com maior cobertura (Figura 3.62), principalmente as incrustantes calcárias (cobertura média = 19,5%), mas também as incrustantes não calcárias (6,3%). Os transectos com valores mais elevados de cobertura de algas incrustantes ($\geq 52\%$) foram realizados na zona adjacente a Sagres, Cabo São Vicente, Arrifana e Cabo Sardão (Figura 3.63). Dos restantes grupos, devem destacar-se ainda as macroalgas “carnudas”, i.e., as macrófitas corticadas (5,4%) e as algas foliosas (3,7%). A percentagem de cobertura de macroalgas carnudas foi mais elevada (cobertura entre 17 e 52%) nas proximidades da Arrifana, Azenha do Mar, Cabo Sardão e Ilha do Pessegueiro, enquanto a sul da Arrifana a percentagem observada esteve abaixo de 17% (Figura 3.63). A cobertura de algas de grupos funcionais não identificados, que pertencem à comunidade cespitosa, também foi relevante (9,3%). As macrófitas coriáceas (i.e., laminárias e *Cystoseira* sp.) foram observadas em 25% dos transectos realizados, mas os seus valores de percentagem de cobertura não ultrapassaram 0,4% (Figura 3.62).

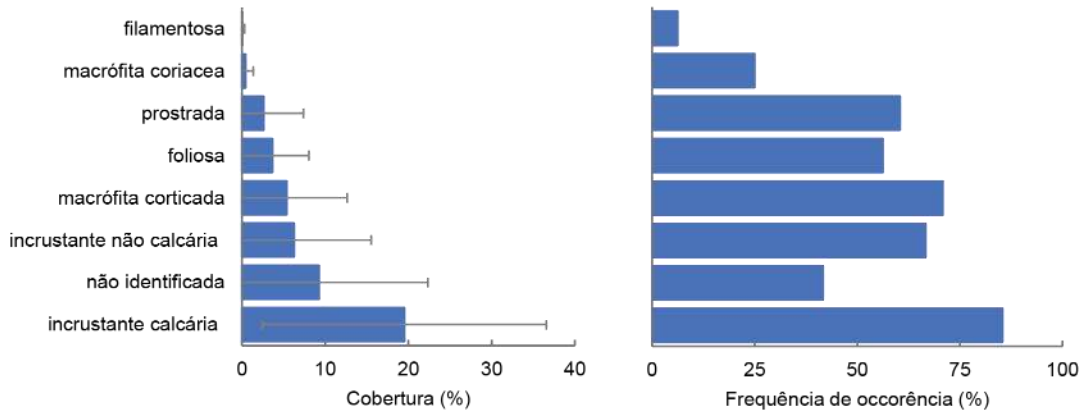
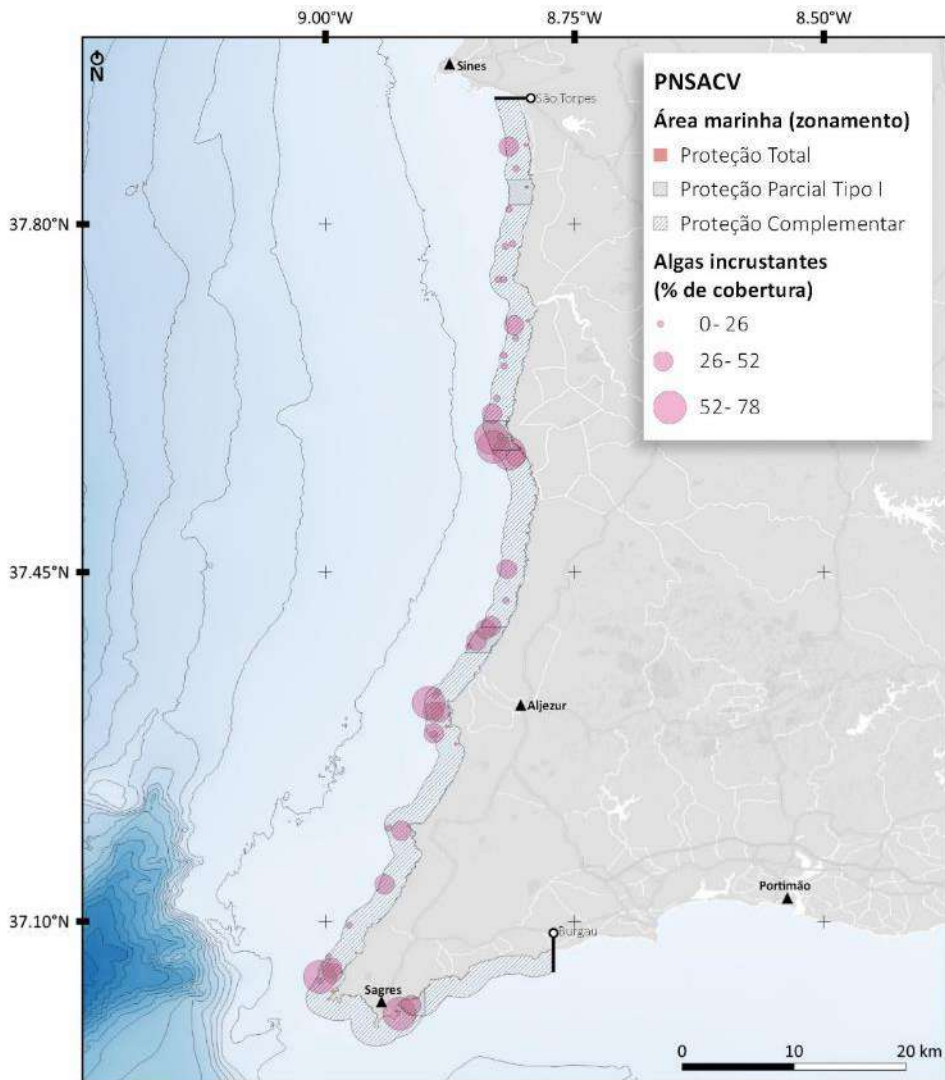


Figura 3.62. Cobertura (%) e frequência de ocorrência (%) dos grupos funcionais de macroalgas identificados nos registos de vídeo recolhidos nos transectos subaquáticos efetuados com ROV na área marinha do PNSACV.



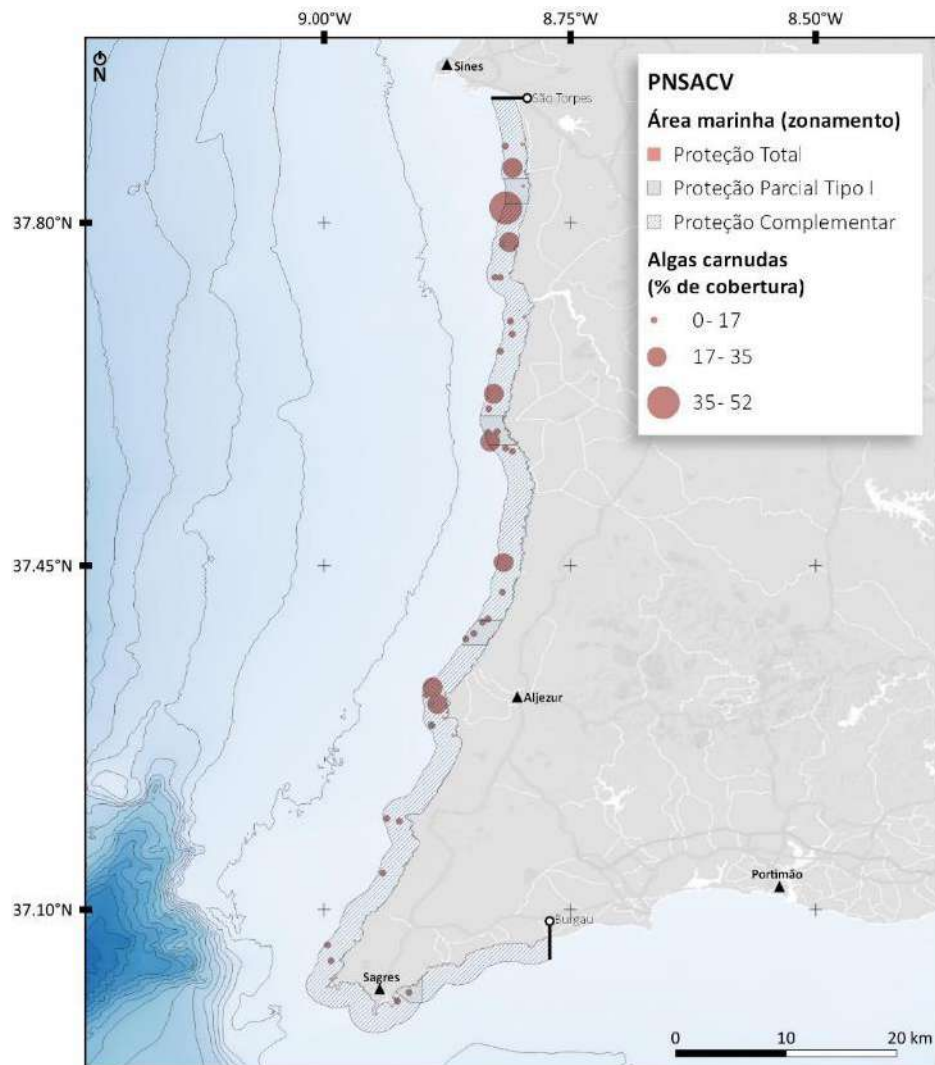


Figura 3.63. Distribuição espacial dos valores da percentagem de cobertura de macroalgas incrustantes (calcárias e não calcárias) (em cima) e carnudas (macrófitas corticadas e algas foliosas)(em baixo) no PNSACV, contabilizadas a partir de registos de vídeo recolhidos em transectos subaquáticos com veículo de operação remota.

3.2.3.4.3. Composição específica da comunidade

Em termos específicos as comunidades observadas foram caracterizadas, naturalmente, por espécies pertencentes aos grupos taxonómicos dominantes. De um modo geral, e no que se refere aos organismos invertebrados verificaram-se maiores valores médios (\pm desvio padrão) de densidade de organismos de natureza sésil, com destaque para *Parazoanthus axinellae* ($2,69 \pm 6,54$ ind/m²), esponjas incrustantes ($2,03 \pm 3,18$ ind/m²) e hidrozoários ($1,98 \pm 4,18$ ind/m²). Entre os 10 primeiros organismos invertebrados mais abundantes (Tabela XVIII) apenas dois apresentam

mobilidade: o pepino-do-mar *Holothuria (Panningothuria) forskali* ($0,18 \pm 0,20$ ind/m²) e o ouriço *Sphaerechinus granularis* ($0,12 \pm 0,18$ ind/m²).

Tabela XVIII. Densidade de indivíduos (ind/m²) e frequência de ocorrência (%) das **10 espécies de invertebrados mais abundantes nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) da área marinha do PNSACV**, contabilizados a partir de registos de vídeo recolhidos em transectos subaquáticos com veículo de operação remota. Densidade apresentada em valores médios (\pm desvio padrão) de indivíduos por unidade de área.

Espécie	Taxa	Densidade de indivíduos por m ² (média \pm desvio padrão)		Frequência de Ocorrência (%)
<i>Parazoanthus axinellae</i>	Anthozoa	2,69	$\pm 6,54$	77
Porifera incrustante	Porifera	2,03	$\pm 3,18$	100
Hydrozoa	Hydrozoa	1,98	$\pm 4,19$	65
<i>Myriapora truncata</i>	Bryozoa	0,63	$\pm 0,88$	79
<i>Gymnangium montagui</i>	Hydrozoa	0,35	$\pm 0,95$	54
<i>Axinella polypoides</i>	Porifera	0,30	$\pm 0,54$	58
<i>Nemertesia</i> spp.	Hydrozoa	0,19	$\pm 1,03$	17
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	Holothuroidea	0,18	$\pm 0,20$	81
<i>Crambe crambe</i>	Porifera	0,17	$\pm 0,44$	33
<i>Sphaerechinus granularis</i>	Echinoidea	0,12	$\pm 0,18$	77
Outros	-	1,24	-	-

Dos organismos mencionados anteriormente deve destacar-se o morfotipo de esponjas formadoras de crostas/tapetes (Porifera incrustante), que engloba múltiplas espécies não identificáveis através de imagem, e que esteve presente em todas as amostras analisadas.

Outras espécies de invertebrados também apresentaram valores de frequência de ocorrência elevados, mas estiveram presentes em menor número (Tabela A 8.3.4, Anexo), como por exemplo *Holothuria (Holothuria) mamata* ou Porifera massivas (outra categoria que inclui diversas espécies não identificáveis).

No que respeita à componente vertebrada da comunidade, foram os pequenos bodiões *Coris julis* ($0,18 \pm 0,17$ ind/m²) e *Ctenolabrus rupestris* ($0,04 \pm 0,05$ ind/m²), a safia *Diplodus vulgaris* ($0,17 \pm 0,19$ ind/m²) e o serrano-alecrim *Serranus cabrilla* ($0,03 \pm 0,02$ ind/m²) que se revelaram os peixes mais abundantes e característicos nos recifes rochosos profundos da área marinha do PNSACV (Tabela XIX). Outras espécies revelaram-se abundantes localmente, como os casos do caboz *Pomatoschistus quagga* ($0,01 \pm 0,06$ ind/m²) e da Salema *Sarpa salpa* ($0,01 \pm 0,06$ ind/m²) que, apesar de pouco frequentes e observados em apenas 6% (3 transectos) e 4% (2 transectos) das amostras, ocuparam a sexta e oitava posição, respetivamente, entre as 10 espécies mais

abundantes em todo o estudo. Deve assinalar-se ainda, entre a fauna piscícola observada no interior dos limites da área marinha, a ocorrência notável de um, atualmente raro, exemplar adulto de **mero *Epinephelus marginatus* a cerca de 38 metros de profundidade** (Local Stratified067, cerca de 2,5 km a Oeste da praia do Telheiro).

Tabela XIX. Densidade de indivíduos (ind/m²) e frequência de ocorrência (%) das **10 espécies de peixes mais abundantes nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) da área marinha do PNSACV**, contabilizados a partir de registos de vídeo recolhidos em transectos subaquáticos com veículo de operação remota. Densidade apresentada em valores médios (\pm desvio padrão) de indivíduos por unidade de área.

Espécie	Família	Densidade de indivíduos por m ² (média \pm desvio padrão)		Frequência de Ocorrência(%)
<i>Coris julis</i>	Labridae	0,18	\pm 0,17	92
<i>Diplodus vulgaris</i>	Sparidae	0,17	\pm 0,19	96
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Labridae	0,04	\pm 0,05	75
<i>Serranus cabrilla</i>	Serranidae	0,03	\pm 0,02	98
<i>Gobiusculus flavescens</i>	Gobiidae	0,02	\pm 0,08	10
<i>Pomatoschistus quagga</i>	Gobiidae	0,01	\pm 0,06	6
<i>Trisopterus luscus</i>	Gadidae	0,01	\pm 0,06	15
<i>Sarpa salpa</i>	Sparidae	0,01	\pm 0,06	4
<i>Diplodus sargus</i>	Sparidae	0,01	\pm 0,03	27
<i>Labrus bergylta</i>	Labridae	0,01	\pm 0,01	63
Outros	-	0,04	-	-

Das 147 espécies identificadas neste estudo, **29, na sua maioria espécies de peixes, apresentaram interesse comercial** (Tabela XX). Algumas destas espécies como o sargo (*Diplodus sargus*), a safia (*D. vulgaris*), o robalo (*Dicentrarchus labrax*), o mero (*E. marginatus*), o polvo (*Octopus vulgaris*) ou o choco (*Sepia officinalis*) podem atingir elevados valores de mercado e, como tal, serão alvo preferencial para a frota pesqueira e para a pesca lúdica.

Os recifes rochosos profundos existentes na área marinha do PNSACV também se revelaram o habitat de diversas espécies com estatuto de proteção, quer a nível nacional como internacional. Entre o total de espécies registadas, **34 apresentaram estatuto de proteção** (Tabela XXI). A nível nacional, e tendo como referência o terceiro volume do livro vermelho dos vertebrados, dedicado aos peixes marinhos e estuarinos (I.C.N., 1993), 8 espécies encontram-se comercialmente ameaçadas (CT), 2 são consideradas insuficientemente conhecidas (K) e uma, o mero *E. marginatus*, apresenta o estatuto de vulnerável (V).

Tabela XX. Lista das espécies de interesse comercial registadas nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) do PNSACV e respetivo valor comercial. Valor médio: € - 0 a 2,5 €/kg; €€ - 2,6 a 5€/kg; €€€ - 5,1 a 10€/kg; €€€€ - 10,1 a 15 €/kg; €€€€€ - > 15€/kg. **Nota:** A escala de valor médio corresponde a uma aproximação tendo como referência os valores médios de venda em lota entre 2018 e 2019 (I.N.E., 2020) e a consulta das estatísticas diárias das lotas de Portimão, Lagos, Sagres e Sines (<http://www.docapesca.pt/pt/estatisticas/diarias.html>).

Espécie	Nome-comum	Filo	Família	Valor médio
Peixes				
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	Cabra-riscada	Chordata	Triglidae	€
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Robalo	Chordata	Moronidae	€€€€€
<i>Diplodus cervinus</i>	Sargo-veado	Chordata	Sparidae	€€€€€
<i>Diplodus sargus</i>	Sargo-legítimo	Chordata	Sparidae	€€€€€
<i>Diplodus vulgaris</i>	Safia	Chordata	Sparidae	€€€
<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero	Chordata	Serranidae	€€€€€
<i>Labrus bergylta</i>	Bodião-reticulado	Chordata	Labridae	€
<i>Labrus mixtus</i>	Bodião-canário	Chordata	Labridae	€
<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete	Chordata	Mullidae	€€€€€
<i>Oblada melanura</i>	Dobradiça	Chordata	Sparidae	€
<i>Pagrus auriga</i>	Pargo-sêmea	Chordata	Sparidae	€€€€€
<i>Phycis phycis</i>	Abrótea	Chordata	Phycidae	€€€
<i>Raja undulata</i>	Raia-curva	Chordata	Rajidae	€€
<i>Sarpa salpa</i>	Salema	Chordata	Sparidae	€
<i>Scorpaena notata</i>	Rascasso-escorpião	Chordata	Scorpaenidae	€€
<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasso-de-pintas	Chordata	Scorpaenidae	€€
<i>Serranus cabrilla</i>	Serrano-alecrim	Chordata	Serranidae	€€
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	Choupa	Chordata	Sparidae	€€
<i>Trachinus draco</i>	Peixe-aranha	Chordata	Trachinidae	€
<i>Trisopterus luscus</i>	Faneca	Chordata	Gadidae	€€
Invertebrados				
<i>Anemonia sulcata</i>	Anémoma	Cnidaria	Actiniidae	€
<i>Charonia lampas</i>	Buzina	Mollusca	Charoniidae	€€€
<i>Holothuria (Holothuria) mammata</i>	Pepino-do-mar	Echinodermata	Holothuriidae	€*
<i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	Pepino-do-mar	Echinodermata	Holothuriidae	€*
<i>Holothuria (Roweothuria) arguensis</i>	Pepino-do-mar	Echinodermata	Holothuriidae	€*
<i>Maja brachydactyla</i>	Santola	Arthropoda	Majidae	€€
<i>Octopus vulgaris</i>	Polvo	Mollusca	Octopodidae	€€€
<i>Paracentrotus lividus</i>	Ouriço-do-mar	Echinodermata	Parechinidae	€
<i>Sepia officinalis</i>	Choco	Mollusca	Sepiidae	€€€
<i>Sphaerechinus granularis</i>	Ouriço-do-mar	Echinodermata	Toxopneustidae	€

* as espécies de pepinos do-mar (Holothuroidea) ainda não são um grupo explorado comercialmente em Portugal embora existam já iniciativas para a sua exploração bem como relatos de captura ilegal destas espécies em algumas zonas do país.

Tendo em conta a elevada procura em mercados internacionais, particularmente nos mercados asiáticos, estas espécies poderão vir a ser alvo de pesca dirigida no futuro.

Tabela XXI. Lista das espécies registadas nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) do PNSACV com **estatutos de conservação** atribuídos por organizações a nível Nacional (Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas - ICNF) e internacional (*International Union for Conservation of Nature* - IUCN e Convenção de Berna).

Espécie	Filo	Família	ICNF	IUCN	Conv. de Berna
Peixes					
<i>Centrolabrus exoletus</i>	Chordata	Labridae		Least Concern	
<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	Chordata	Triglidae		Least Concern	
<i>Chromis chromis</i>	Chordata	Pomacentridae		Least Concern	
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Chordata	Moronidae	CT		
<i>Diplodus cervinus</i>	Chordata	Sparidae	CT		
<i>Diplodus sargus</i>	Chordata	Sparidae	CT		
<i>Diplodus vulgaris</i>	Chordata	Sparidae	CT		
<i>Epinephelus marginatus</i>	Chordata	Serranidae	V	Vulnerable	Anexo III (Med)
<i>Gobius cruentatus</i>	Chordata	Gobiidae		Least Concern	
<i>Gobius gasteveni</i>	Chordata	Gobiidae		Least Concern	
<i>Gobius paganellus</i>	Chordata	Gobiidae	K	Least Concern	
<i>Gobius xanthocephalus</i>	Chordata	Gobiidae		Least Concern	
<i>Gobiusculus flavescens</i>	Chordata	Gobiidae		Least Concern	
<i>Mullus surmuletus</i>	Chordata	Mullidae	CT		
<i>Parablennius rouxi</i>	Chordata	Blenniidae	K	Least Concern	
<i>Raja undulata</i>	Chordata	Rajidae		Endangered	
<i>Sarpa salpa</i>	Chordata	Sparidae	CT	Least Concern	
<i>Serranus atricauda</i>	Chordata	Serranidae		Data Deficient	
<i>Serranus cabrilla</i>	Chordata	Serranidae		Least Concern	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	Chordata	Sparidae	CT		
<i>Symphodus cinereus</i>	Chordata	Labridae		Least Concern	
<i>Syngnathus acus</i>	Chordata	Syngnathidae		Least Concern	
<i>Trisopterus luscus</i>	Chordata	Gadidae	CT		
Invertebrados					
<i>Aplysina cavernicola</i>	Porifera	Aplysinidae			Anexo II (Med)
<i>Axinella polypoides</i>	Porifera	Axinellidae			Anexo II (Med)
<i>Centrostephanus longispinus</i>	Echinodermata	Diadematidae			Anexo II (Med)
<i>Charonia lampas</i>	Mollusca	Charoniidae			Anexo II (Med)
<i>Eunicella verrucosa</i>	Cnidaria	Gorgoniidae		Vulnerable	
<i>Octopus vulgaris</i>	Mollusca	Octopodidae		Least Concern	
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	Echinodermata	Ophidiasteridae			Anexo II (Med)
<i>Paracentrotus lividus</i>	Echinodermata	Parechinidae			Anexo III (Med)

<i>Sepia officinalis</i>	Mollusca	Sepiidae	Least Concern
<i>Spongia (Spongia) agaricina</i>	Porifera	Spongiidae	Anexo III (Med)
<i>Spongia (Spongia) officinalis</i>	Porifera	Spongiidae	Anexo III (Med)

Legenda: ICNF: K - Insuficientemente conhecido, CT - Comercialmente Ameaçado, V - Vulnerável; IUCN: *Data Deficient* - informação insuficiente, *Least Concern* - Pouco Preocupante, *Vulnerable* – Vulnerável, *Endangered* – ameaçada.

Já a *International Union for Conservation of Nature* (I.U.C.N., 2021), que inclui espécies de invertebrados marinhos na sua avaliação, considera 15 espécies de estatuto pouco preocupante (*Least Concern*), uma com informação insuficiente (*Data Deficient*), classifica a gorgónia *Eunicella verrucosa* e o mero *E. marginatus* com estatuto vulnerável (*Vulnerable*) e a raia-curva *Raja undulata* como ameaçada (*Endangered*). Nove espécies constam ainda nos anexos II e III da Convenção sobre a Vida Selvagem e os Habitats Naturais na Europa (Convenção de Berna), mas este estatuto apenas inclui as populações do mar Mediterrâneo.

Em termos específicos, as macroalgas mais importantes na comunidade foram as algas vermelhas incrustantes calcárias, *Mesophyllum lichenoides* e *Lithophyllum incrustans* (cobertura média = 10,5%), e a alga incrustante não calcária, cf. *Hildenbrandia* sp. (4,6%) (Tabela XXII). As algas vermelhas “carnudas”, i.e. macrófitas corticadas e foliosas, estiveram presentes em mais de metade das amostras, mas foram raramente identificadas até o nível taxonómico inferior ao filo. Entre estas, foi possível identificar as espécies as mais conspícuas, *Plocamium cartilagineum* e *Asparagopsis armata*, ambas com coberturas médias inferiores a 2%. As algas vermelhas foliosas apresentaram tamanhos reduzidos (e.g., *Rhodymenia* sp.), por vezes com crescimento horizontal (e.g., *Acrosorium ciliolatum*). Outro grupo de espécies de algas vermelhas conspícuas foram as *Peyssonnelia* sp., de forma prostrada (horizontal). Algumas espécies de algas castanhas de destaque foram a macrófita corticada *Halopteris filicina* e a foliosa *Dictyota* sp., ambas com percentagem de cobertura relativamente baixas ($\pm 2,5\%$) mas com frequências de ocorrência relevantes (37,5% e 50,0%, Tabela XXII).

Tabela XXII. Cobertura (%) e frequência de ocorrência de espécies (ou géneros) de macroalgas, por filo e grupo funcional, nos recifes rochosos profundos (> 15 m de profundidade) da área marinha do PNSACV, contabilizados a partir de registos de vídeo recolhidos em transectos subaquáticos com veículo de operação remota.

Filo (grupo funcional)	% de cobertura (média \pm erro padrão)	Frequência de ocorrência (%)
Rhodophyta	35.2 \pm 25.0	89.6
Rhodophyta (incrustante calcária)	19.5 \pm 17.2	85.4
<i>Mesophyllum lichenoides/Lithophyllum incrustans</i>	10.5 \pm 15.8	45.8
<i>Lithophyllum stictiforme</i>	0.80 \pm 3.5	16.7



Rhodophyta (incrustante não calcária)	6.2 ± 9.3	66.7
<i>cf. Hildenbrandia sp.</i>	4.6 ± 9.3	41.7
Rhodophyta (macrófita corticada)	3.6 ± 6.8	60.4
<i>Plocamium cartilagineum</i>	1.6 ± 5.2	16.7
<i>Asparagopsis armata</i>	0.5 ± 2.2	16.7
<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	0.2 ± 1.3	4.2
<i>cf. Bornetia secundiflora</i>	0.0 ± 0.1	2.1
Rhodophyta (foliosa)	3.2 ± 5.0	45.8
<i>Rhodymenia sp.</i>	0.8 ± 3.3	8.3
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0.2 ± 1.0	4.2
<i>Phyllophora crispa</i>	0.1 ± 0.7	4.2
Rhodophyta (prostrada)	2.4 ± 4.8	54.2
<i>Peyssonnelia sp.</i>	1.8 ± 2.7	50.0
Rhodophyta nid	0.0 ± 0.5	2.1
Rhodophyta (filamentosa)	0.0 ± 0.1	2.1
Polysiphonieae	0.0 ± 0.1	2.1
Ochrophyta	7.5 ± 8.9	66.7
Ochrophyta (macrófita corticada)	3.6 ± 6.5	43.8
<i>Halopteris filicina</i>	2.4 ± 4.3	37.5
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0.0 ± 0.3	2.1
Ochrophyta (foliosa)	2.4 ± 3.5	50.0
<i>Dictyota sp.</i>	2.5 ± 4.0	50.0
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0.3 ± 0.9	10.4
<i>Spatoglossum solieri</i>	0.4 ± 1.6	10.4
Ochrophyta (macrófita coriacea)	0.4 ± 0.9	25.0
<i>Phyllariopsis sp.</i>	0.3 ± 0.7	20.8
<i>Phyllariopsis cf. purpurascens</i>	0.2 ± 0.6	10.4
<i>Laminaria ochroleuca</i>	0.1 ± 0.5	2.1
<i>Cystoseira sp.</i>	0.1 ± 0.2	2.1
Ochrophyta (prostrada)	0.3 ± 0.9	18.8
<i>Zanardinia typus</i>	0.4 ± 0.9	18.8
Ochrophyta (filamentosa)	0.0 ± 0.1	2.1
Chlorophyta	0.2 ± 0.5	16.7
Chlorophyta (filamentosa)	0.0 ± 0.2	6.3
<i>Bryopsis sp.</i>	0.0 ± 0.1	2.1
Chlorophyta (foliosa)	0.0 ± 0.2	4.2
<i>Ulva sp.</i>	0.0 ± 0.1	2.1
Chlorophyta (macrófita corticada)	0.0 ± 0.2	2.1
<i>Codium sp. (erecto)</i>	0.0 ± 0.3	2.1

Chlorophyta nid	0.0 ± 0.1	2.1
Chlorophyta (prostrada)	0.0 ± 0.1	2.1
<i>Valonia macrophysa</i>	0.0 ± 0.1	2.1
Não identificadas	9.6 ± 13.7	39.6
Comunidade cespitosa	9.3 ± 13.3	39.6
Macrófita corticada	0.1 ± 1.2	2.1
Foliosa	0.1 ± 0.7	2.1

Nota: A diferença entre a % de cobertura de cada grupo funcional e a soma das % de cobertura das espécies (ou géneros) dentro do mesmo grupo funcional é devida à presença de *taxa* identificados só até o nível de grupo funcional, não apresentada nesta tabela.

Entre as macrófitas coriáceas (i.e., espécies estruturantes do habitat), o género o mais frequente foi *Phyllariopsis*, identificado em 11 transectos (*Phyllariopsis* sp. em 5, *Phyllariopsis* cf. *purpurescens* em 11). A maioria dos pés de *Phyllariopsis* sp. apresentou dimensões reduzidas (inferior a 10 cm), o que dificultou a sua identificação até o nível de espécie. Em apenas uma ocasião, foi encontrada uma floresta de *Laminária ochroleuca* na estação Stratified062 (perto da praia da Cordoama) em profundidades entre 30 e 35 metros. Nesta floresta, foram contabilizados 32 pés de *L. ochroleuca* de dimensões superiores a 10 cm, incluindo alguns exemplares adultos, i.e., com potencial reprodutor (Figura 3.65). As densidades das laminárias estão apresentadas na Tabela XXIII e na Figura 3.64. Além das laminárias, foi identificada a *Cystoseira* sp. em 3 transectos, uma alga coriácea indicadora de boa qualidade do habitat (Tabela XXIII).

Tabela XXIII. Laminárias encontradas no PNSACV com o ROV: número total de pés e superiores a 10 cm, densidade (pés/m²) no substrato rochoso – média (± desvio padrão) no parque inteiro (PNSACV) e nos transectos com laminárias.

	Número de pés		Densidade (média ± desvio padrão)	
	Total	Superior a 10 cm	PNSACV	Nos transectos com laminárias (N transectos)
Laminárias Total	336	47	0.027 ± 0.09	0.113 ± 0.16 (11)
<i>Laminaria ochroleuca</i>	139	32	0.010 ± 0.07	0.490 (1)
<i>Phyllariopsis</i> sp.	59	2	0.005 ± 0.01	0.020 ± 0.019 (11)
<i>Phyllariopsis</i> cf. <i>purpurascens</i>	138	13	0.012 ± 0.05	0.102 ± 0.112 (5)

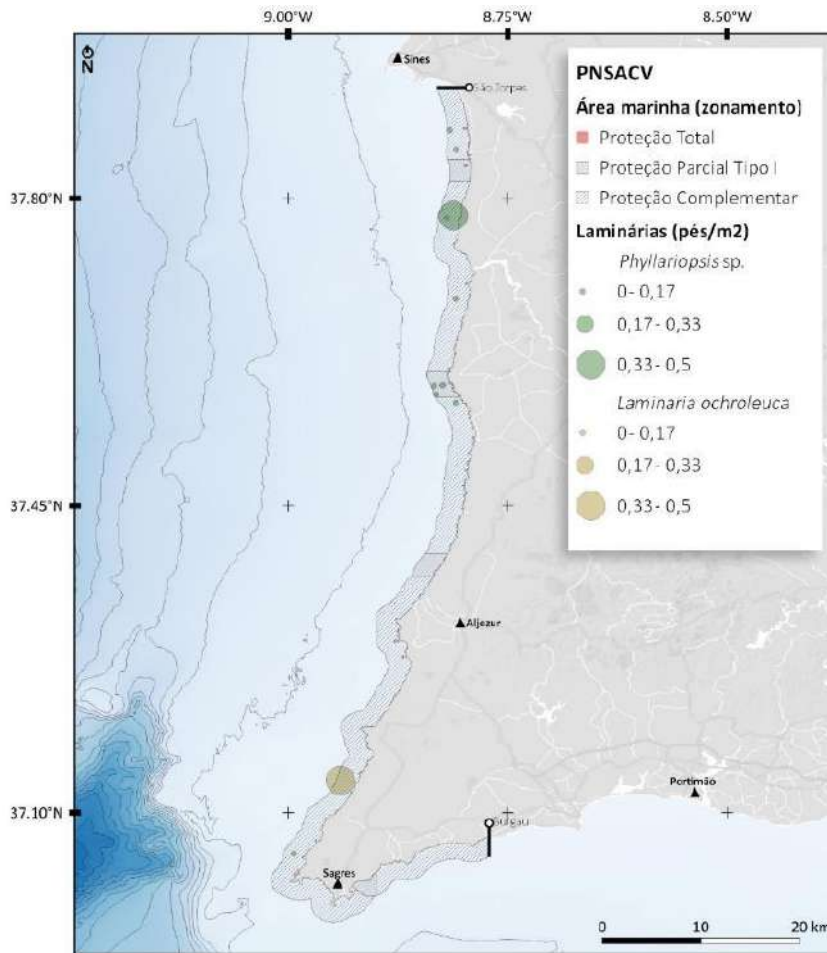


Figura 3.64. Distribuição espacial dos valores de densidades de laminárias: espécies *Laminaria ochroleuca* e *Phyllariopsis* sp. (i.e., *Phyllariopsis purpurescens* e *Phyllariopsis* sp.) no PNSACV, contabilizadas a partir de registos de vídeo recolhidos em transectos subaquáticos com veículo de operação remota.

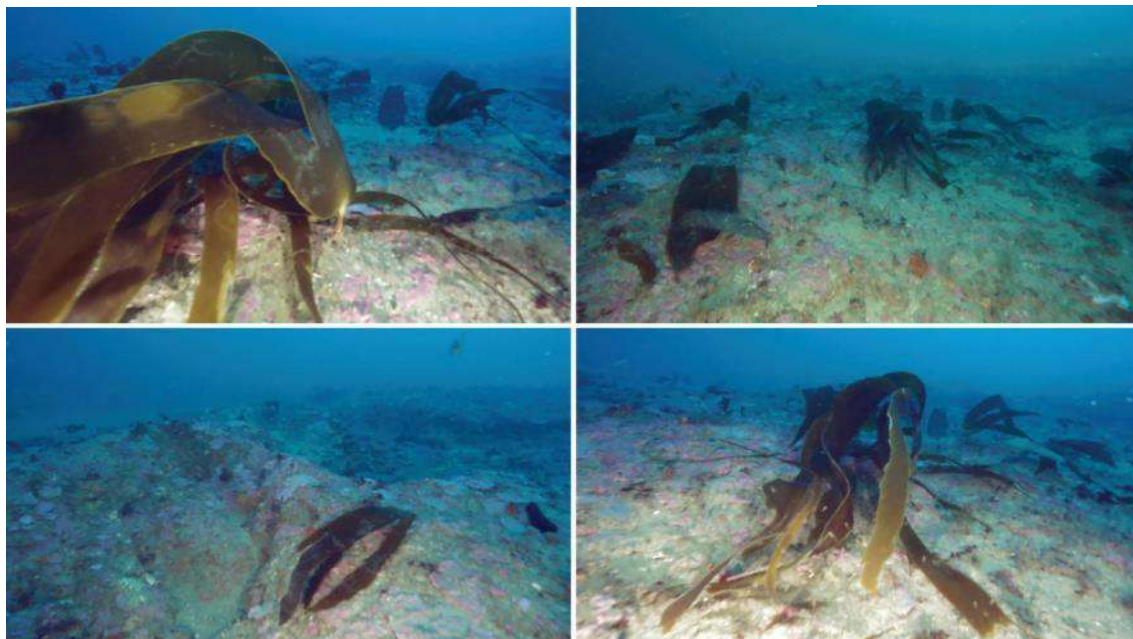


Figura 3.65. Ocorrência de *Laminária ochroleuca* a cerca de 31 metros de profundidade na área marinha do PNSACV. Exemplos observados nos registos de vídeo recolhidos durante as imersões realizadas com o ROV no âmbito do projeto.

3.2.3.4.4. Diversidade da comunidade

No presente estudo foram registados um total de 206 *taxa*, dos quais 147 representam os diversos filos de organismos invertebrados e os restantes 60 correspondem a organismos vertebrados ou peixes. Em média foram observados 31 *taxa* de fauna por transecto, a que correspondeu um valor médio do índice de Margalef de 4,01 (Figura 3.66). De um modo geral os organismos estiveram relativamente bem distribuídos pelos *taxa* nas comunidades analisadas com valores médios de Equitabilidade de 0,56 e valores de diversidade do índice de Shannon-Wiener de 1,9 (Figura 3.66).

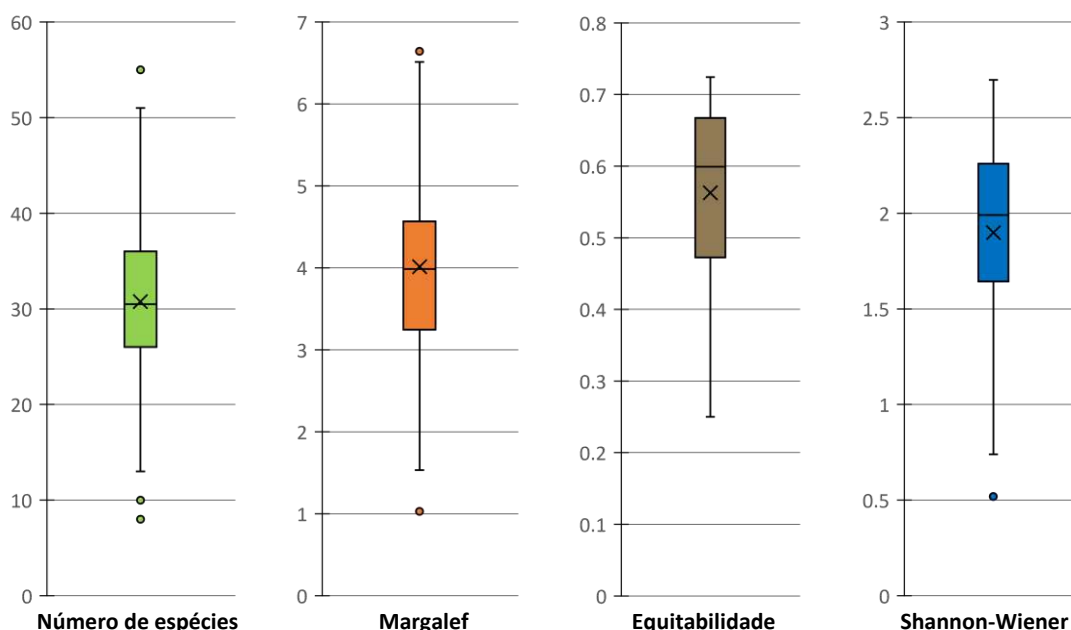


Figura 3.66. Representação Box-plot dos quatro índices utilizados para avaliar a diversidade das comunidades de recifes profundos (> 15 m de profundidade) da área marinha do PNSACV: Número de espécies/*taxa* (Riqueza Específica); Índice de Margalef; Equitabilidade (Pielou) e Índice de diversidade de Shannon-Wiener.

A distribuição espacial da Riqueza específica revelou que, na área marinha, para a maioria das estações de amostragem (26 de 48), foram contabilizados mais de 29 *taxa* na composição das respetivas comunidades faunísticas (Figura 3.67). O valor máximo (55) foi atingido na secção algarvia do parque, entre a praia do Telheiro e a praia da Ponta Ruiva, seguido da estação localizada junto da falésia da Ponta da Atalaia (Sagres) com 51 *taxa*. Por outro lado, um dos transectos realizados a oeste do cabo de São Vicente (Stratified098d) registou o valor mais baixo para este indicador (8 *taxa*). Na secção alentejana da área marinha, o valor mais elevado de Riqueza Específica (46 *taxa*)



foi registado em duas estações de amostragem, em frente à praia do Cavalo (Odemira) e entre o cabo Sardão e a Lapa das Pombas.

Os valores do índice de Margalef da área marinha tenderam a acompanhar o padrão observado para a riqueza específica (Figura 3.67) e a ser mais elevados onde em geral se registaram mais *taxa*, embora não exatamente nos mesmos locais, devido à influência que o número de organismos desempenha no cálculo do índice. Deste modo, o valor do índice foi máximo na costa alentejana (6,64), entre o Cabo Sardão e a Lapa das Pombas (Stratified045), seguido da estação adjacente à Ponta da Atalaia em Sagres (6,51). O valor mínimo foi de novo registado num dos transectos (Stratified098d) realizadas a oeste do cabo de S. Vicente.

No que respeita à distribuição do número de organismos pelas espécies da comunidade, ou Equitabilidade, verificou-se que 34 transectos (70,8%) demonstraram valores acima de 0,5, o que representa comunidades relativamente bem equilibradas. O índice atingiu o seu valor mais elevado (0,72) no local imediatamente a sul da ribeira de Seixe com 211 organismos distribuídos por 21 *taxa*, e o mínimo no transecto Stratified098d onde foram contabilizados 903 indivíduos para apenas 8 *taxa*.

Os valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener acompanharam a tendência observada para os restantes indicadores de diversidade e, em termos espaciais, foram registados os valores mais elevados na imersão realizada junto à Ponta da Atalaia em Sagres (2,70) e na costa alentejana entre o cabo Sardão e a Lapa das Pombas (2,6). A imersão Stratified098d, localizada a oeste do cabo de S. Vicente, foi novamente o local onde se observou o valor mais baixo de diversidade entre todos os mergulhos efetuados.

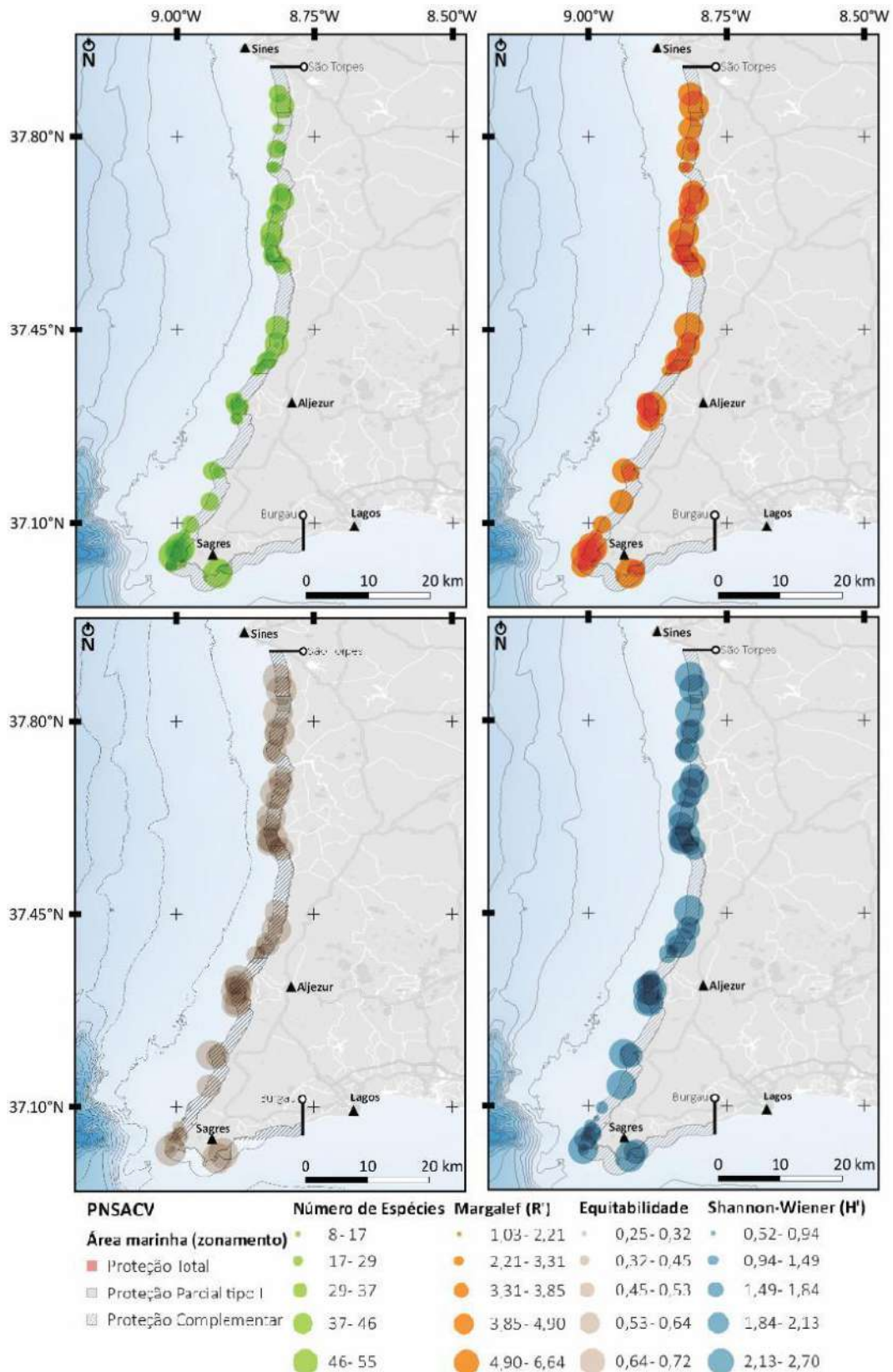


Figura 3.67. Distribuição espacial dos quatro índices utilizados para avaliar a diversidade das comunidades de recifes profundos (> 15 m de profundidade) da área marinha do PNSACV: Número de espécies/taxa; Índice de Margalef (Riqueza Específica); Equitabilidade (Pielou) e Índice de diversidade de Shannon-Wiener.

3.2.3.5. Discussão

A área estudada é extensa e inclui uma elevada variabilidade paisagística subaquática. Os recifes rochosos profundos do PNSACV (15m<Prof.<50m) distribuídos ao longo da área marinha são caracterizados por uma topografia diversa, que inclui zonas de elevados declives, terraços, grutas, fendas, lajes, enormes blocos rochosos ou calhaus rolados (ver capítulo 2. Mapeamento físico). Estas características físicas permitem a ocorrência de múltiplos micro habitats e favorecem a presença de elevados níveis de biodiversidade (García-Charton & Pérez Rufaza, 2001; Kovalenko *et al.*, 2012).

As observações efetuadas com recurso a ROV nas zonas de substratos rochosos da área marinha do PNSACV demonstraram a existência de comunidades diversas com uma média de 31 espécies de peixes e invertebrados identificados em cada imersão. Esta área marinha, apresentou, no total, valores de número de espécies/*taxa* comparáveis a estudos efetuados anteriormente em outras zonas localizadas dentro e nas proximidades deste parque. Os estudos de Gonçalves *et al.* (2015) que, com recurso a censos visuais de escafandro autónomo, avaliou os substratos rochosos entre a ponta da Piedade e a Praia do Barranco, e Monteiro *et al.* (2012, 2015a) que, utilizando a mesma metodologia, estudou os habitats rochosos entre a ponta de Sagres e a praia da Ingrina (Monteiro *et al.*, 2012) e da zona da Arrifana (Monteiro *et al.*, 2015a), descreveram números totais de espécies/*taxa* na comunidade similares ou inferiores (187, 207 e 126 respetivamente, e excluindo espécies de algas) aos agora reportados (206). É importante referir, no entanto, que os estudos anteriores foram realizados em áreas substancialmente mais reduzidas e menos profundas. Ainda assim, o número de espécies agora registado, pode inclusivamente ser apenas uma fração do total de espécies presente, uma vez que a reduzida capacidade de identificar organismos de menores dimensões (gastropodes, bivalves, camarões, entre outros) ou maior complexidade taxonómica, é uma das limitações da utilização de ferramentas de imagem.

Comparativamente com outras áreas protegidas na costa portuguesa, a área marinha do PNSACV demonstrou valores superiores aos reportados no Plano de Ordenamento e Gestão do Parque Natural do Litoral Norte (142, excluindo espécies de algas) (DHVFB0, 2007). No entanto, e se tivermos como referência apenas os peixes, a área marinha apresentou menos de metade das espécies de peixes descritas por Henriques *et al.* (2007) para as zonas recifais do Parque Marinho Professor Luiz Saldanha (PMPLS) no Parque Natural da Arrábida. Neste estudo de 11 anos realizado com censos visuais em mergulho e que tinha entre outros objetivos inventariar as comunidades de ictiofauna, Henriques *et al.* (2007) documentaram um total de 115 espécies de peixes nestes habitats costeiros. Contudo, os autores referem uma média anual de 63 espécies identificadas no

PMPLS, um número mais próximo do observado ao longo presente trabalho. O período alargado em que o estudo anterior foi conduzido permitiu certamente capturar a variabilidade interanual e simultaneamente obter uma visão mais completa da composição específica destas comunidades.

De um modo geral, a estrutura das comunidades de substratos rochosos profundos foi caracterizada por um número restrito de grupos taxonómicos. Alguns grupos de organismos invertebrados mostraram proporções numéricas muito superiores aos organismos vertebrados e assumiram preponderância na composição da comunidade. Os cnidários (Anthozoa e Hydrozoa) e os Porífera foram os grupos com maior abundância e em conjunto com os Bryozoa, representaram mais de 93% do número de organismos observado. Estes grupos, que apresentaram uma distribuição ubíqua, presentes em mais de 94% dos transectos realizados, formaram a estrutura genérica das comunidades de recifes profundos. O domínio dos organismos invertebrados sésseis é comum em zonas rochosas e tende a ser mais evidente nas zonas de maior profundidade, onde a competição por espaço com a flora é menos intensa ou inexistente (Zabala & Ballesteros, 1989). A importância dos Porífera e Anthozoa como organismos estruturantes das comunidades de substratos rochosos costeiros já havia sido descrita por outros estudos efetuados na região (Monteiro *et al.*, 2012, 2015a; Gonçalves *et al.*, 2015) bem como em secções adjacentes à área marinha, como o litoral algarvio (Gonçalves *et al.*, 2007, 2008, 2010; Boavida *et al.*, 2016), ou mesmo na região costeira mais a norte de Portugal continental (DHVFBO, 2007; Ferreira, 2007).

Todavia, em termos da composição específica, as espécies pertencentes aos grupos mencionados e que tipicamente favorecem a ocorrência de habitats de maior complexidade tridimensional, como gorgónias, corais e esponjas massivas, ocorreram esporadicamente. Só em dois transectos da costa sul, nas imediações da baía do Martinhal, e outro na costa oeste, a 2 km a Oeste da Carrapateira, foi possível observar números relevantes de várias espécies de gorgónias (*Eunicella* spp., *Leptogorgia sarmentosa* e *Paramuricea* sp.). Assim, as comunidades foram maioritariamente caracterizadas pela prevalência de formas sésseis de natureza incrustante (Porífera incrustante) e com reduzido desenvolvimento vertical (*P. axinellae*, *Hydrozoa*, *Myriapora truncata* e *Gymnangium montagui*). Entre as espécies mais abundantes, o zoantídeo *P. axinellae* merece certamente destaque. Este Anthozoa, pertencente à classe dos Hexacorallia, apesar de apresentar pequenas dimensões pode formar extensos campos dominando a paisagem e criando um habitat típico. Na área marinha do PNSACV, *P. axinellae* ocorreu em fácies monoespecíficas, semelhante ao descrito para o PMPLS (Gomes-Pereira *et al.*, 2015), mas também em associação com *Axinella polypoides* e em menor grau com outros Anthozoa, Porífera, Hydrozoa e Bryozoa. Em

determinadas zonas da costa algarvia com profundidades superiores a 20 metros (e.g. ao largo de Sagres) esta espécie é um componente abundante em jardins multiespecíficos de gorgónias e esponjas (Gonçalves *et al.*, 2008; Monteiro *et al.*, 2013), mas uma comunidade semelhante a esta biocenose foi apenas observada num dos locais visitados, a cerca de 2 km a Oeste da Carrapateira.

As comunidades de organismos bentónicos sésseis estão sempre condicionadas ao conjunto de fatores físicos e bióticos que caracterizam o ambiente onde estas se desenvolvem. A secção do litoral onde se insere a área marinha do PNSACV é considerada “Costa Atlântica moderadamente exposta” (Bettencourt *et al.*, 2003) onde predominam condições de energia moderada (Monteiro *et al.*, 2015b). Deste modo, a influência na composição da comunidade de formas maioritariamente incrustantes e de reduzido desenvolvimento vertical pode refletir as condições hidrodinâmicas típicas desta região. De facto, Zabala & Ballesteros (1989) referem que, no mar Mediterrâneo, em locais onde a fração de luz é menor e o hidrodinamismo é elevado tendem a ser os organismos de estratégia alimentar suspensívora (organismos filtradores que se alimentam de plâncton e matéria orgânica em suspensão) a dominar as comunidades (e.g. Porifera, Bryozoa e corais Octocorallia e Scleractinia).

Os registos de imagem recolhidos com ROV também permitiram a caracterização de comunidades de macroalgas nos recifes rochosos profundos do PNSACV - ao nível de grupos funcionais, mas também com alguma informação sobre as espécies mais frequentes e conspícuas. As formas de macroalgas incrustantes foram mais comuns (com valores de cobertura de 25,8%), com destaque para as algas calcárias *Mesophyllum lichenoides* e *Lithophyllum incrustans*. Em profundidades superiores a 15 metros, a dominância de comunidades “coralígenas” – que incluem algas incrustantes calcárias e organismos filtradores – já está bem documentada na literatura e nesta zona (Garrabou *et al.*, 2002; Monteiro *et al.*, 2012; 2015a). As algas foliosas (e.g., *Dictyota* sp.) e macrófitas corticadas (e.g., *Plocamium cartilagineum*, *Halopteris filicina*) também ocorreram frequentemente (em mais de 55% dos transectos). A cobertura algas dos recifes profundos atingiu metade (49%) da cobertura dos recifes de baixa profundidade (<15m; resultados também apresentados neste relatório). Estes resultados mostram que as macroalgas têm uma proporção relevante na composição das comunidades, na maioria das estações amostradas. Portanto, a competição entre macroalgas e invertebrados sésseis determina a estrutura da comunidade bentónica dos substratos rochosos profundos do PNSACV, sendo a intensidade de luz disponível um fator determinante (Miller *et al.*, 2008).

Na área marinha do PNSACV, as famílias de ictiofauna em destaque na composição das comunidades de substratos rochosos também não diferiram substancialmente do que já havia sido observado em estudos anteriores para este tipo de habitats, quer na região (Monteiro *et al.*, 2012, 2015^a; Gonçalves *et al.*, 2015), quer em outros locais da costa portuguesa (Gonçalves *et al.*, 2007, 2008, 2010; Henriques *et al.*, 2013). De facto, as espécies dominantes, maioritariamente bodiões e esparídeos (famílias Labridae e Sparidae), são componentes típicas das áreas de recife das águas costeiras da Europa (Froese & Pauly, 2019).

Em termos específicos, os pequenos bodiões *C. julis* e *C. rupestris*, a safia *D. vulgaris* e o serrano-alecrim *S. cabrilla*, formaram a comunidade típica de peixes nestes recifes, sendo não só os mais abundantes, como também os mais comuns. Na realidade, e se excluirmos as espécies crípticas de pequena dimensão (e.g. Gobiidae e Blenniidae) que dificilmente são observadas nos registos de vídeo com ROV, as semelhanças entre a composição das comunidades de ictiofauna das zonas profundas com a documentada para as zonas recifais de baixa profundidade desta área marinha (ver secção 3.2.2) sugerem a continuidade de uma comunidade típica, onde as diferenças na composição refletirão o ligeiro aumento de profundidade e, sobretudo, a consequente diminuição da cobertura algal. Este último, um fator determinante para muitas espécies de peixes costeiros, como os Labridae (Rodrigues *et al.*, 2015).

É possível que a contribuição de algumas espécies típicas de substratos rochosos, mas de hábitos crípticos tenha sido subavaliada. Espécies de rascassos (*Scorpaena* spp.) e cabozes (Gobiidae, Blenniidae e Tripterygiidae), com elevada capacidade de mimetização, e moreias (*Muraena helena*) ou congros/safios (*Conger conger*) de hábitos crepusculares ou noturnos, podem passar despercebidos quando não são alvo de pesquisa direcionada como acontece nos censos visuais de mergulho com escafandro.

É interessante notar que estas zonas rochosas de maior profundidade são os habitats de pelo menos 29 espécies de interesse comercial, algumas de elevado valor económico (e.g., *Diplodus sargus*, *Dicentrarchus labrax*), o que demonstra o importante papel que a área marinha desempenha no contexto da sustentabilidade dos recursos e da atividade pesqueira da região.

Do ponto de vista da conservação, estes recifes profundos são os habitats de diversas espécies ameaçadas. Entre estas, a raia-curva *R. undulata*, a gorgónia *Eunicella verrucosa* e o mero *E. marginatus*, pelos seus estatutos de proteção conferidos pelas várias organizações de proteção da natureza, requerem esforços adicionais de proteção e o reforço das medidas de conservação. A proibição de pesca (no caso do mero e da raia-curva) ou interdição de utilização de artes de contacto

com o fundo (para as gorgónias) nas suas áreas de ocorrência no interior do PNSACV poderiam ter efeitos benéficos na recuperação e no futuro destas populações.

Neste estudo, foi observada uma mancha de elevada densidade de *Laminaria ochroleuca* (ou floresta de kelp) a cerca de 31 metros de profundidade e previamente desconhecida. Trata-se de uma observação significativa, visto que se trata de uma espécie perene de kelp, historicamente presente nas proximidades de Arrifana e Odeceixe, e que havia sido reportada dentro do parque pela última vez em 2003 (Assis *et al.*, 2011; Assis *et al.*, 2012). Devido às alterações climáticas, a espécie *L. ochroleuca* tem apresentado “uma retração de seu limite sul de distribuição geográfica” (costa Ibérica) (Franco *et al.*, 2016) pelo que deve ser considerada uma espécie com interesse pela conservação.

Resta ainda referir que por diversas ocasiões a equipa que manobra a plataforma ROV teve que interromper o procedimento normal de transecto por interferência quer de artes de pesca (ativas e perdidas), quer por condições hidrodinâmicas adversas.

O presente trabalho procurou contribuir para o conhecimento da fauna e flora existente no PNSACV e efetuar a primeira caracterização das comunidades de substratos rochosos profundos existentes ao longo da sua extensa área marinha. Contudo, a informação recolhida, e que até ao momento permanecia amplamente desconhecida, representa apenas uma visão geral e limitada em termos temporais. O conhecimento da variabilidade interanual, dos padrões e evolução das comunidades, bem como dos efeitos das medidas de proteção em vigor necessitam de avaliação contínua numa escala temporal mais alargada.

3.2.4. Substrato Móvel

3.2.4.1. Introdução

A área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) está entre as zonas litorais mais bem preservadas e menos perturbadas do sul da Europa (Cancela da Fonseca, 1986). Esta longa faixa costeira inclui uma ampla diversidade de habitats que, por sua vez, suporta uma relevante biodiversidade (Horta e Costa *et al.*, 2018). Os ecossistemas marinhos de fundos móveis possuem um interesse acrescido no PNSACV, uma vez que ocupam uma parte importante desta zona costeira (Monteiro *et al.*, 2012). Descritos como tendo uma baixa diversidade biológica, uma das características das comunidades que habitam estes ecossistemas é serem dominadas pela abundância e biomassa de um grupo restrito de espécies (Elliott *et al.*, 1998).

Contam, no entanto, com comunidades faunísticas muito próprias, incluindo espécies de valor comercial e são altamente tolerantes a processos hidrodinâmicos, desempenhando ainda uma componente fundamental da cadeia trófica das zonas litorais. A maioria da fauna bentónica característica destes habitats ocupa a camada superficial dos sedimentos e, portanto, encontra-se mais sujeita aos impactes/alterações naturais e antropogénicas. Estas comunidades multiespecíficas exibem diferentes estratégias de vida, longevidade, mobilidade e resiliência ambiental, o que as torna especialmente valiosas como indicadores da saúde ambiental, refletindo as condições e os efeitos sobre o ecossistema (Lu, 2005; Martin *et. al.*, 2005). O conhecimento destes habitats e das suas respetivas comunidades biológicas, podem constituir ferramentas de relevância para compreender a dinâmica destes ecossistemas. Podem servir ainda de componente decisiva na validação de decisões de gestão ambiental e de pesquisa em diferentes áreas relacionadas à investigação científica, conservação da natureza, pescas e economia azul. Neste sentido, o conhecimento adequado sobre as espécies e habitats associadas ao substrato móvel, que ocupa parte significativa da área marinha do PNSACV, é um importante passo no processo de valorização deste património ecológico.

3.2.4.2. Objetivos

Este estudo pretendeu caracterizar detalhadamente as espécies de peixes e macroinvertebrados bentónicos e demersais presentes em biótopos de substrato móvel da área marinha algarvia do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) entre o Burgau e a foz da ribeira de Seixe entre os 0 e os 50 metros de profundidade. A quantificação e mapeamento realizados no presente estudo servirão de suporte no planeamento de novos trabalhos com maior nível de detalhe e que possam suportar medidas de gestão ou de proteção num futuro próximo.

3.2.4.3. Metodologia

3.2.4.3.1. Área de Estudo

A área avaliada encontra-se inserida nos limites da área marinha do PNSACV e inclui sobretudo as zonas de habitats de substratos móveis que aí ocorrem. Muito embora a área marinha do PNSACV contemple uma faixa litoral de 2 km a partir da linha de costa ao longo de toda a sua extensão, o presente estudo refere-se apenas à secção algarvia da área marinha do PNSACV, delimitada a sul pelo Burgau e a Norte pela foz da ribeira de Seixe. É essencialmente nesta secção

que se concentram as maiores áreas de substratos móveis presentes no interior do parque (Figura 3.68).

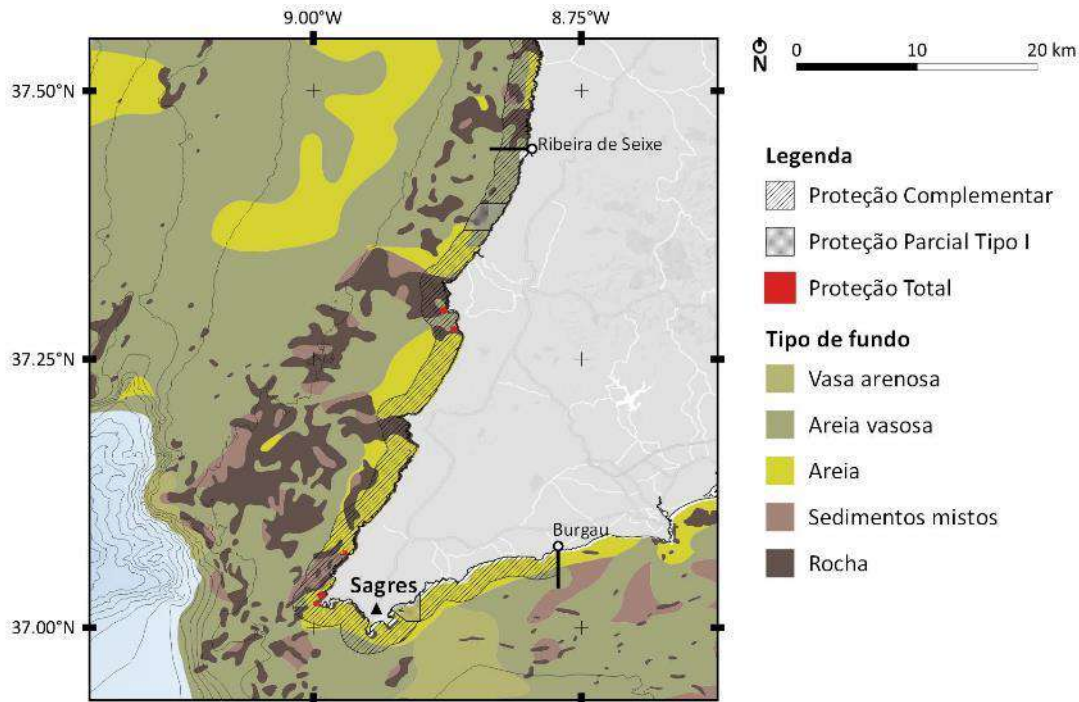


Figura 3.68. Área de estudo. Limites da área marinha do PNSACV, respetivo zonamento e tipo de fundo dominante.
Nota: a carta de fundos corresponde à versão atualizada elaborada no âmbito do projeto Meshatlantic (2012-15).

3.2.4.4. Planeamento

O plano de amostragem seguiu a estratégia definida na fase inicial do projeto e contemplou a recolha de amostras em 34 estações de amostragem distribuídas ao longo de toda a zona de estudo (Figura 3.69). Foram tidos em conta os tipos de substrato móvel e respetivos patamares de profundidade, tentando simultaneamente otimizar o esforço de amostragem e garantir a maior representatividade das amostras para a caracterização dos habitats presentes.

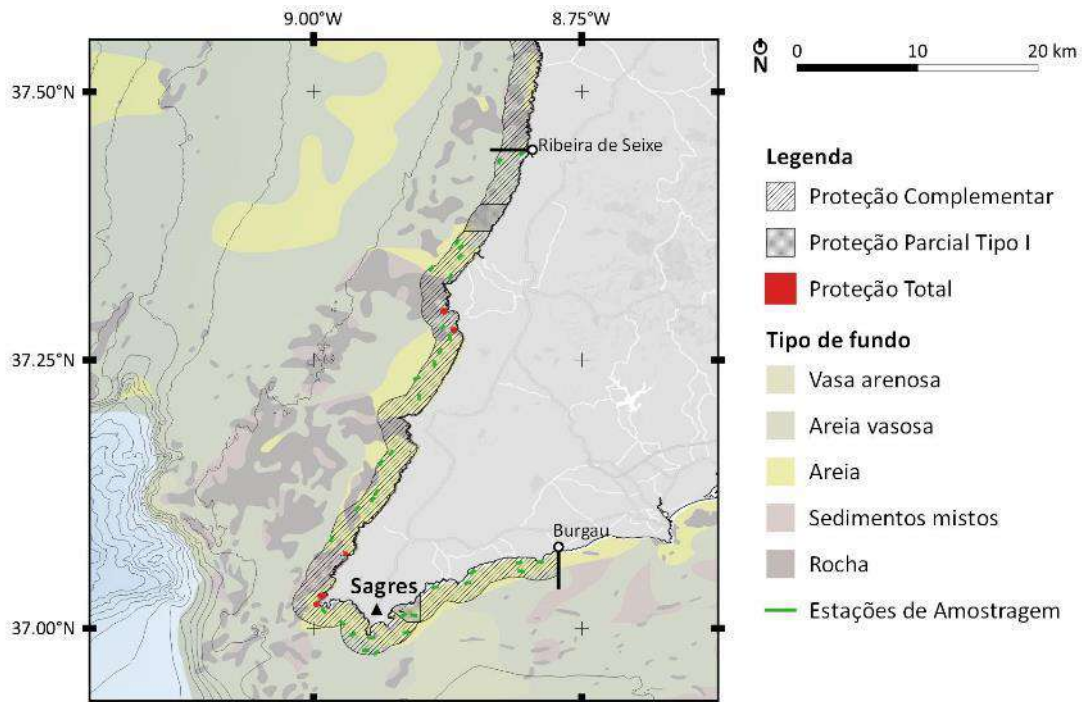


Figura 3.69. Localização das 34 estações de amostragem efetuadas para caracterização das comunidades faunísticas de substratos móveis. Limites da área marinha do PNSACV, respetivo zonamento e tipo de fundo dominante. **Nota:** a carta de fundos corresponde à versão atualizada elaborada no âmbito do projeto Meshatlantic (2012-15).

3.2.4.5. Técnica de amostragem

A avaliação das comunidades bentónicas existentes nos habitats de substratos móveis no PNSACV foi efetuada com recurso a um arrasto de vara. O arrasto de vara utilizado é uma arte de pesca arrastante de pequenas dimensões, que tem sido amplamente utilizada para a análise de zonas de substrato arenoso na costa portuguesa bem como outras regiões do globo, pois a sua reduzida seletividade traduz-se numa grande eficácia para a captura de espécies bentónicas típicas deste tipo de habitat (e.g. Cabral *et. al.*, 2012; Gonçalves *et. al.*, 2004a, 2004b, 2007, 2008, 2010; Kaiser *et. al.*, 2003). O arrasto de vara utilizado é constituído por uma vara de 2 metros de largura ligada a dois patins de 0,5 metros de altura com arraçal de corrente metálica entre estes (Figura 3.70). A rede utilizada apresenta cerca de 6 metros de comprimento quando totalmente estendida e possui malhagem de 11 milímetros em todo o seu comprimento à exceção do saco, onde a malhagem é menor, 5 milímetros. Esta ferramenta de amostragem está de acordo com as recomendações da Diretiva Quadro da Água (DQA) para a recolha de amostras, que a define como método padrão para a caracterização das comunidades biológicas de substratos móveis no âmbito deste programa.

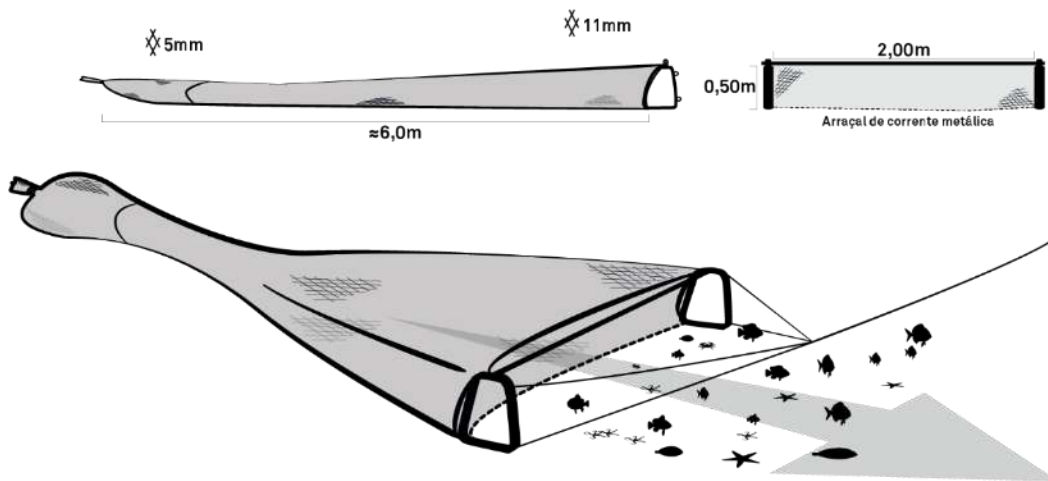


Figura 3.70. Esquema exemplificativo da arte de arrasto de vara, utilizada para avaliação das comunidades fauna bentónica de substratos móveis e modo de operação.

Na operação de arrasto, a arte é lançada na água na localização pretendida e arrastada a velocidade constante ao longo de uma distância de 300 metros, sendo o lance monitorizado através de GPS Garmin. Em cada estação de amostragem, no início e fim de cada lance de arrasto, são também registados os parâmetros abióticos: oxigénio dissolvido ($O_2\%$ e $O_2\text{mg/l}$), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) e salinidade, com recurso a sonda multiparamétrica YSI Professional Series Plus.

Após percorridos os 300 metros de distância, a arte é alada para bordo e os organismos são colocados em sacos etiquetados e acondicionados em arca térmica com elementos de gelo. Espécies sensíveis ou com estatuto de conservação foram imediatamente medidas *in situ* e devolvidas ao mar, tentando minimizar o seu tempo de exposição ao ar.

À chegada ao laboratório, as amostras foram posteriormente conservadas em arcas congeladores (-20°C) até ao seu processamento.

3.2.4.6. Processamento laboratorial das amostras

Em laboratório, as amostras foram triadas em função dos grandes grupos taxonómicos e procedeu-se à identificação de todas as espécies presentes na amostra até ao nível taxonómico mais baixo possível. Para esse efeito recorreu-se a guias de identificação específicos para cada grupo taxonómico. Após a identificação, os indivíduos vertebrados (peixes) foram medidos e pesados individualmente em balança analítica de precisão (0,01g). Os representantes de espécies de organismos invertebrados foram contabilizados e o seu peso total foi também registado. Toda a

informação recolhida foi posteriormente inserida numa base de dados digital (formato Excel) por forma a facilitar a sua análise.

3.2.4.7. Tratamento da informação e análise de dados

Com a informação recolhida durante a fase de amostragens foram analisadas a composição das comunidades e as suas estruturas determinadas com base nos métodos numérico (proporção em número - Equação 3.13 - e densidade em número) e gravimétrico (proporção em peso - Equação 3.14 - e densidade em peso). Adicionalmente foram ainda calculados os valores de frequência de ocorrência (%) de cada espécie ou *taxon* (Equação 3.15) como indicador da sua raridade. A conjugação destes 3 métodos permitiu estimar o Índice de Importância Relativa ou I. R. I. (Equação 3.16).

$$\%N = \frac{N \text{ ind. espécie } i}{N \text{ total ind.}} \times 100$$

Equação 3.13. Cálculo do valor de proporção em número para a espécie *i*.

$$\%P = \frac{\text{Peso (g) ind. espécie } i}{\text{Peso total (g)}} \times 100$$

Equação 3.14. Cálculo do valor de proporção em peso para a espécie *i*.

$$\%Foc = \frac{N \text{ lances com espécie } i}{N \text{ total de lances}} \times 100$$

Equação 3.15. Cálculo da Frequência de ocorrência para a espécie *i*.

$$I. R. I. \text{ espécie } i = (\%N + \%P) \times \%Foc$$

Equação 3.16. Cálculo do Índice de Importância Relativa (I.R.I) para a espécie *i*

O índice I. R. I. é adimensional e é comum ser representado em valor percentual (%I.R.I) para, de forma ponderada, ser possível ordenar as espécies identificadas na comunidade pela sua ordem de importância. Embora este índice tenha sido desenvolvido para análise de conteúdos estomacais (Pinkas *et al.*, 1971), tem vindo a ser utilizado em ecologia de comunidades auxiliando na caracterização e análise da sua estrutura geral (Gonçalves *et al.*, 2004a, 2004b, 2007, 2008, 2010).

3.2.4.8. Resultados

3.2.4.8.1. Caracterização das amostras

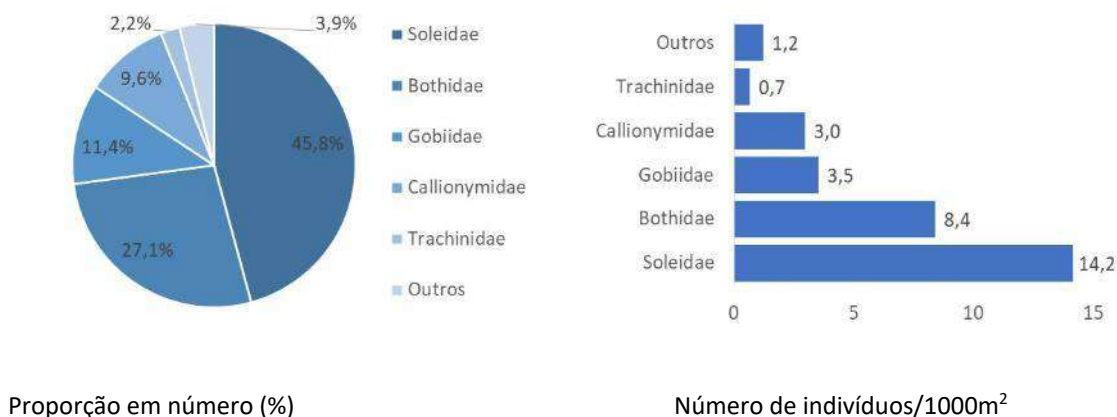
A comunidade faunística de substratos móveis foi caracterizada através 34 estações de amostragem por 5 patamares de profundidade distribuídas ao longo de toda a zona de estudo. Do ponto de vista espacial, 2 arrastos foram efetuados no patamar de profundidade ([0-10 m]), 6 no patamar ([10-20 m]), 12 no patamar ([20-30 m]), 7 no patamar ([30-40 m]) e 7 no patamar ([40-50 m]). O tipo de fundo observado entre arrastos variou entre areia limpa e, por vezes, areia grosseira/gravilha e vasa arenosa.

3.2.4.8.2. Estrutura geral das comunidades

Nesta área de estudo, a abundância biológica presente no substrato móvel é essencialmente composta por 12 famílias de peixes (vertebrados) e 12 grandes grupos de invertebrados. Os resultados encontrados revelam que a fauna invertebrada é responsável pela maior proporção em número de organismos (74,3%), quase 3 vezes maior do que aquela encontrada para a fauna vertebrada (25,7%). Em peso, os peixes representam a maior fatia da biomassa total (61,7%) em relação àquela observada para os invertebrados (38,3%).

A fauna vertebrada demersal/bentónica é maioritariamente composta por organismos pertencentes a cinco famílias de peixes que, no seu conjunto, contribuem com mais de 90% do número total de indivíduos encontrados nesta área de estudo. Entre elas, destacam-se Soleidae (Linguados) com uma representatividade de 45,8% (14,2 ind/1000m²), seguido por Bothidae (Cartas) com 27,1% (8,4 ind/1000m²), Gobiidae (Cabozes) com 11,4% (3,5 ind/1000m²) e Callionymidae (Peixes-pau) com 9,6% (3,0 ind/1000m²). As restantes 10 famílias tiveram uma representatividade muito menor (6,1%) e valores médios globais de abundância de 3,1 ind/1000m² (Figura 3.71). Para além de serem dominantes em número, os Linguados da família Soleidae (36,4%) e as Cartas da família Bothidae (22,9%) são também aquelas que apresentaram maiores contribuições para a biomassa média da comunidade. As Raias (Família Rajidae) embora muito menos abundantes em número, o seu grande tamanho faz com que sejam importantes para o total da biomassa encontrada neste grupo de organismos, sendo expressa por um valor percentual de 25,8%. Outras famílias como a dos Peixes-pau (Trachinidae) e Peixes-cabra (Triglidae) tiveram uma representação percentual conjunta apenas de 9,9% (Figura 3.71).

Fauna vertebrada (famílias de peixes)



Fauna invertebrada

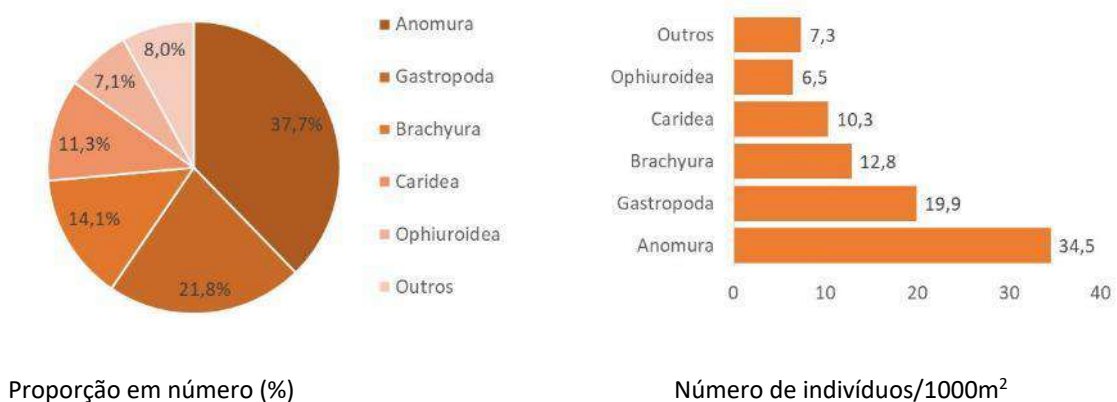
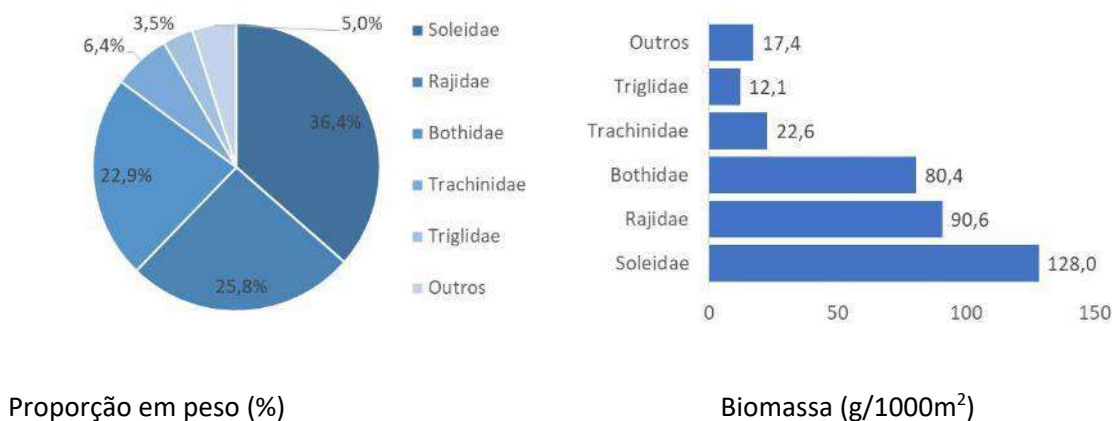


Figura 3.71. Proporção em número (%) e densidade média (ind/1000m²) para cada uma das *taxa* de vertebrados e invertebrados que representaram a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.

Ao nível da fauna invertebrada, o Filo Arthropoda, composto pelos caranguejos-eremita (Anomura), os caranguejos (Brachyura) e os camarões (Caridea) é aquele que mais se destaca e que apresenta características dominantes. Em conjunto, estes 3 *taxa* de crustáceos são responsáveis por 57,6 ind/1000m², cerca de 63% do total de organismos. Igualmente importantes foram os búzios (Gastropoda) com 21,8% (19,9 ind/1000m²) e os ofiurídeos (Ophiuroidea) 7,1% (6,5 ind/1000m²). O grupo Outros, composto pelos restantes 8 *taxa* representou 8,0% do total de indivíduos (Figura 3.71). Em peso, os caranguejos do *taxon* Brachyura foram aqueles que claramente se destacaram, representando 79,2% do total. Outros grupos com Echiodermata (10,0%) e Cephalopoda (5,8%), essencialmente composto por organismos com exoesqueleto ou com maiores dimensões, também contribuíram de forma importante para biomassa desta comunidade (Figura 3.72).



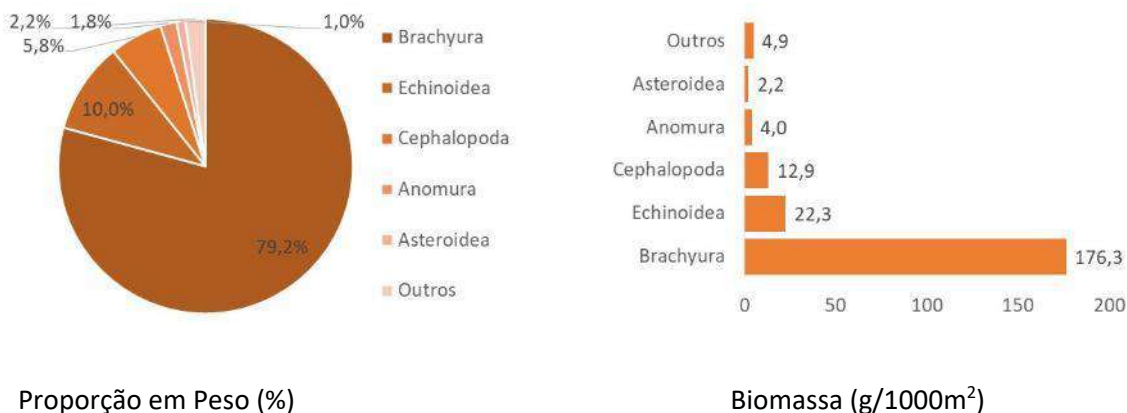
Fauna vertebrada (peixes)



Proporção em peso (%)

Biomassa (g/1000m²)

Fauna invertebrada



Proporção em Peso (%)

Biomassa (g/1000m²)

Figura 3.72. Proporção em peso (%) e biomassa média (g/1000m²) para cada um dos *taxa* de vertebrados e invertebrados que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV

No decorrer das amostragens realizadas, alguns grupos de organismos foram mais comuns e destacam-se nas amostras recolhidas na área de estudo. Das 12 famílias de peixes contabilizadas, Bothidae e Soleidae são as únicas que estiveram presentes em mais de 80% das amostras. Também com frequências de ocorrências ligeiramente acima dos 50% surgem Callionymidae (55,9%) e Gobiidae (52,9%). As restantes famílias são mais raras e registam frequências de ocorrência inferiores a 30% (Figura 3.72). Nos invertebrados os caranguejos-eremita pertencentes ao *taxon* Anomura são os mais frequentes, ocorrendo em 79,4% das amostras. Os restantes *taxa*, à exceção dos Polvos e Chocos do *taxon* Cephalopoda (52,9%) aparecem em menos de 50% das amostras (Figura 3.72).

Na zona de estudo, os valores do Índice de Importância Relativa para a fauna vertebrada demonstram que Soleidae, Bothidae, Callionymidae e Gobiidae são as famílias de peixes que representam quase a totalidade do I.R.I com mais de 96% (Tabela XXIV).

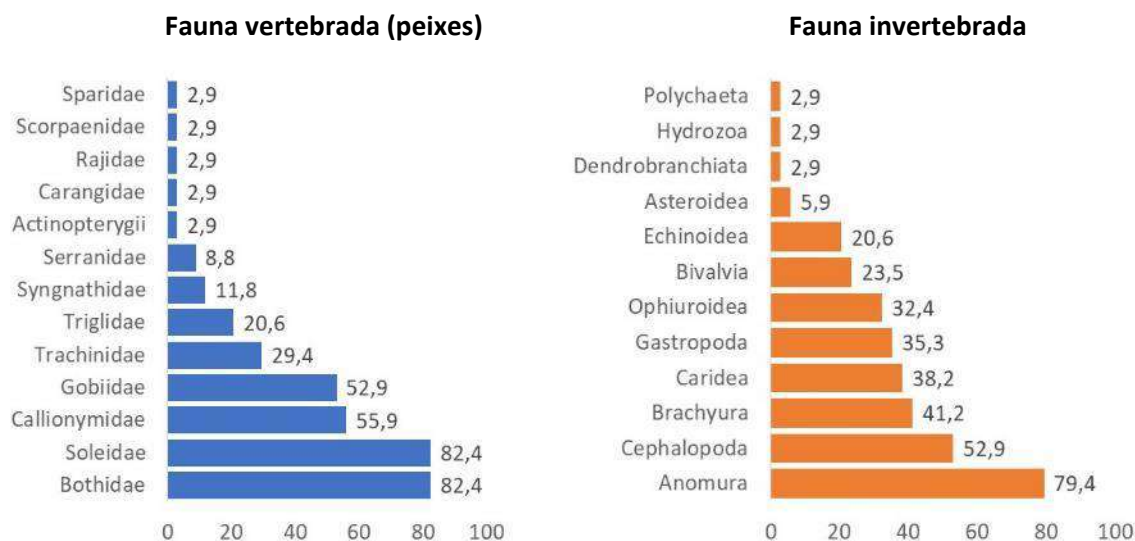


Figura 3.73. Frequência de Ocorrência (%) para cada um dos *taxa* de vertebrados e invertebrados que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.

Tabela XXIV. Índice de Importância Relativa (%) dos *taxa* de vertebrados e invertebrados que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV

Fauna vertebrada (peixes)		Fauna invertebrada	
Taxa	I.R.I. (%)	Taxa	I.R.I. (%)
Soleidae	53,242	Brachyura	50,108
Bothidae	32,546	Gastropoda	25,357
Callionymidae	5,439	Caridea	7,072
Gobiidae	5,123	Cephalopoda	4,917
Trachinidae	2,030	Bivalvia	3,525
Triglidae	0,827	Echinoidea	3,524
Rajidae	0,603	Asteroidea	2,543
Serranidae	0,088	Anomura	2,316
Syngnathidae	0,065	Ophiuroidea	0,520
Scorpaenidae	0,025	Polychaeta	0,100
Carangidae	0,004	Hydrozoa	0,009
Sparidae	0,004	Dendrobranchiata	0,007

Dos 12 taxa de invertebrados, os crustáceos Brachyura (50,1%) e Gastropoda (25,4%) são os que mais contribuem para esta comunidade. Menos expressivos foram Caridea (7,1%), Cephalopoda (4,9%), Bivalvia (3,5%) e Echinoidea (3,5%). Para o conjunto dos restantes taxa de invertebrados, é estimado um valor percentual ligeiramente de 5,5% (Tabela XXIV).

3.2.4.8.3. Composição de espécies

Para a totalidade dos 34 arrastos de vara realizados no substrato móvel no PNSACV, foram identificados 90 taxa, sendo 59 (65,6%) correspondentes a invertebrados e os restantes 31 (34,4%) a vertebrados (peixes). Destes 90 organismos, foi possível determinar com exatidão a espécie de 81 organismos. Os restantes 9 são representados por uma denominação taxonómica superior à espécie, podendo ser Género, Família, Ordem, Classe ou Filo. A lista completa das espécies identificadas ao longo deste estudo e suas respetivas importâncias em termos de abundância em número, peso, frequência de ocorrência e I.R.I são apresentadas na Tabela A 8.4.1 e Tabela A 8.4.2 do Anexo.

Das espécies encontradas nas amostragens, o Cavalo-marinho (*Hippocampus hippocampus*) consta no Anexo III da Convenção de Berna e está considerado como potencialmente ameaçado na *International Union for Conservation of Nature* (Classificação: Dados insuficientes; IUCN, 2021). A Raia-riscada (*Raja undulata*) é outra das espécies classificadas pela IUCN como estando em “Perigo (Endangered)” e protegida por legislação nacional. Do total de espécies que representam a fauna encontrada nos substratos móveis no PNSACV, algumas possuem maior valor comercial, como as Azevias (*Dicologlossa cuneata*, *Microchirus azevia* e *Microchirus boscanion*) e os Linguados (*Dicologlossa cuneata* e *Pegusa lascaris*). Outras, como o Carapau (*Trachurus trachurus*), o Peixe-aranha (*Trachinus draco*) e os Ruivos (*Chelidonichthys lucerna*, *Chelidonichthys obscurus* e *Lepidotrigla cavillone*), apresentam valores mais baixos. Nos invertebrados, os que se destacam são o Polvo-comum (*Octopus vulgaris*), o Choco (*Sepia officinalis*) e a Amêijoia-branca (*Spisula solida*).

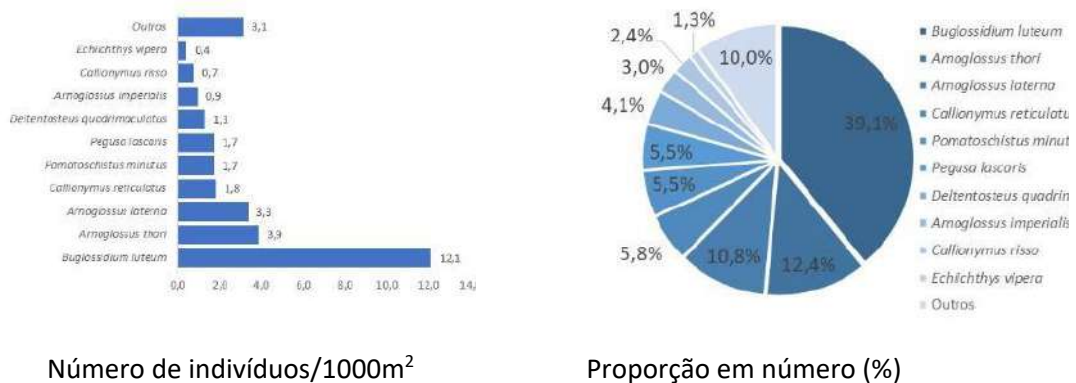
A comunidade de ictiofauna e fauna invertebrada encontrada na área de estudo do PNSACV apresenta características típicas, sendo composta por espécies habituais deste tipo de habitats de substratos móveis (Figura 3.74).



Figura 3.74. O Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (em cima, imagem de Carlos M. L. Afonso) e o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (em baixo, Imagem de José Augusto Silva) em habitat arenoso.

O Língua-de-gato (*Buglossidium luteum*), apesar de apenas ter ocorrido em cerca de metade (52,9%) da totalidade das amostras, foi em termos gerais o peixe mais abundante neste estudo, com uma densidade média de $12,1 \pm 28,2$ ind/1000m². A Carta-pontuada (*Arnoglossus thori*), com uma frequência de ocorrência ainda menor (38,2%), apresenta uma abundância cerca de três vezes mais baixa ($3,9 \pm 7,6$ ind/1000m²) que o Língua-de-gato e semelhante à densidade média de $3,3 \pm 3,7$ ind/1000m² estimada para a Carta-do-mediterrâneo (*Arnoglossus laterna*), espécie mais frequente (70,6%) . Por outro lado, espécies com o *Deltentosteus quadrimaculatus* (Caboz-de-quatro-manchas), *Callionymus risso* (Peixe-pau-pintado) e *Echiichthys vipera* (Peixe-aranha-comum) são representadas por abundâncias baixas e a sua presença é mais rara no total das amostras realizadas nesta zona de estudo. A Carta-imperial (*Arnoglossus imperialis*) também expressa uma baixa abundância, no entanto foi a sexta espécie de peixe mais frequente no total de amostras realizadas (Figura 3.75 e Figura 3.76 & Tabela A 8.4.1 do Anexo).

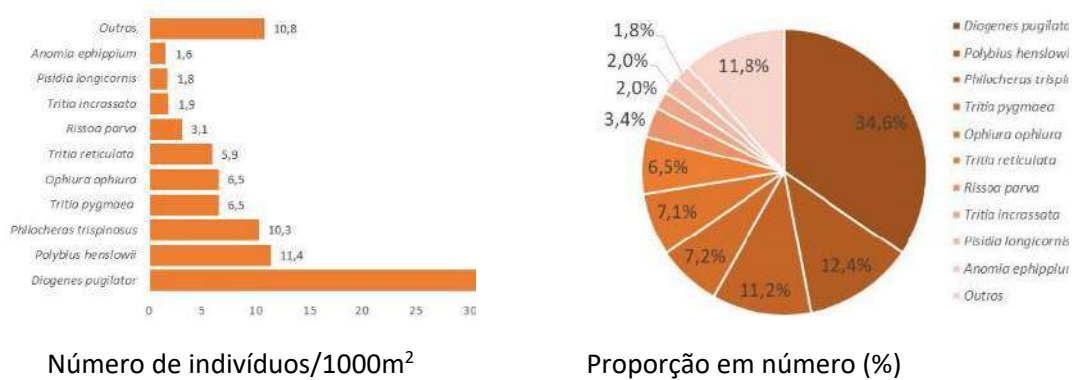
Fauna vertebrada (peixes)



Número de indivíduos/1000m²

Proporção em número (%)

Fauna invertebrada



Número de indivíduos/1000m²

Proporção em número (%)

Figura 3.75. Frequência absoluta (ind/1000m²) e relativa (%) da densidade das 10 espécies de vertebrados (A) e invertebrados (B) que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.

De um modo geral, o caranguejo-eremita *Diogenes pugilator* (34,6%), o Pilado *Polybius henslowii* (12,4%), o camarão *Philocheras trispinosus* (11,2%), os búzios *Tritia pygmaea* (7,2%) e *Tritia reticulata* (6,5%) e o Ofiurídeo-serpente *Ophiura ophiura* (7,1%) são os organismos que representam as maiores proporções de abundância na comunidade bentónica da fauna invertebrada analisada nesta área de estudo. Relativamente às frequências de ocorrência de cada uma das espécies nas amostras, estas são baixas e inferiores a 40%, sendo a única exceção observada para o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (73,5%) (Figura 3.75 e Figura 3.76 & Tabela A 8.4.2 do Anexo).

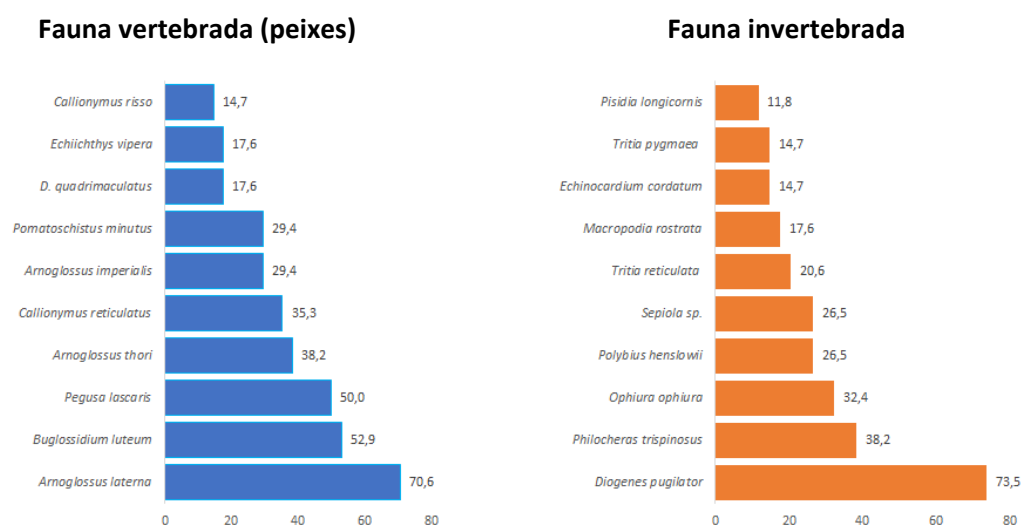


Figura 3.76. Frequência absoluta (ind/1000m²) e relativa (%) da densidade das 10 espécies de vertebrados (A) e invertebrados (B) que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.

As espécies presentes nos substratos móveis do PNSACV e que representam mais de 97% do I.R.I, são compostas sobretudo pelos mesmos organismos que dominaram as abundâncias e ocorrências nas amostras (Tabela XXV).

Os peixes mais importantes são o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (34,5%), o Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (21,0%) e as Cartas *Arnoglossus laterna* (18,9%) e *Arnoglossus thori* (11,3%). O conjunto destes quatro pleuronectiformes representa quase a totalidade (85,7%) do valor de I.R.I estimado para esta comunidade de organismos. Nos invertebrados, o caranguejo-eremita *Diogenes pugilator* (41,4%) e o Pilado *Polybius henslowii* (38,6%) são aqueles que claramente demonstram maior destaque em termos de importância relativa (Tabela XXV).

Tabela XXV. Índice de Importância Relativa (%) das 10 espécies mais importantes de vertebrados e invertebrados que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.

Fauna vertebrada (peixes)		Fauna invertebrada	
Taxa	I.R.I. (%)	Taxa	I.R.I. (%)
<i>Buglossidium luteum</i>	34,5	<i>Diogenes pugilator</i>	41,4
<i>Pegusa lascaris</i>	21,0	<i>Polybius henslowii</i>	38,6
<i>Arnoglossus laterna</i>	18,9	<i>Philocheras trispinosus</i>	7,4
<i>Arnoglossus thori</i>	11,3	<i>Ophiura ophiura</i>	4,0
<i>Callionymus reticulatus</i>	3,2	<i>Tritia reticulata</i>	2,3
<i>Pomatoschistus minutus</i>	2,5	<i>Tritia pygmaea</i>	1,7
<i>Arnoglossus imperialis</i>	2,5	<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,9
<i>Trachinus draco</i>	1,1	<i>Sepiola</i> sp.	0,8
<i>Raja undulata</i>	1,1	<i>Pisidia longicornis</i>	0,4
<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	1,0	<i>Macropodia rostrata</i>	0,3

3.2.4.8.4. Composição de espécies em profundidade

A comunidade das principais espécies de peixes e invertebrados sofreram algumas alterações na sua composição, abundância e dominância em função dos patamares de profundidade analisados para os substratos móveis do PNSACV (Tabela XXVI e Tabela XXVII, Figura 3.77e Figura 3.79).

O patamar [0-10 m] é aparentemente, um dos menos diversos na composição de espécies de peixes (8) e invertebrados (10), sendo também representando por baixas densidades médias globais de peixes (30,8 ind/1000m²) e de invertebrados (84,0 ind/1000m²). No entanto, é importante salientar, que neste patamar de profundidade apenas foram realizados 2 arrastos. Dominantes são o Caboz-de-quatro-manchas (*Deltentosteus quadrimaculatus*) e o Linguado-da-areia (*Pegusa lascaris*), ambas representadas por 10,8 ind/1000m², mais de 70% do total global. O camarão *Philocheras trispinosus* (55,7 ind/1000m²) e o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (12,7 ind/1000m²) são as espécies de invertebrados mais representativos neste patamar de profundidades. A sua proporção conjunta contribui com mais de 81% do total global.

A maior riqueza específica e a densidade média global são encontradas no patamar de profundidade [10-20 m]. Com um total de 19 espécies de peixes e uma densidade estimada de 70,7

ind/1000m², o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (38,9 ind/1000m²) e Carta-pontuada *Arnoglossus thori* (11,3 ind/1000m²) são os peixes mais abundantes. O único exemplar do potencialmente ameaçado Cavalo-marinho (*Hippocampus hippocampus*) é também registado neste patamar de profundidade. O camarão *Philocheras trispinosus* (36,9 ind/1000m²) continua a ser dominante, no entanto, os búzios *Tritia pygmaea* (34,1 ind/1000m²), *Tritia reticulata* (26,2 ind/1000m²) e *Rissoa parva* (17,6 ind/1000m²) bem como o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (18,5 ind/1000m²) são igualmente importantes para a comunidade de organismos representativa deste patamar de profundidade.

Tabela XXVI. Número de espécies pertencentes a cada uma das principais famílias de peixes presentes na comunidade de organismos encontrada no substrato móvel da zona de estudo.

Famílias de peixes	[0-10]	[10-20]	[20-30]	[30-40]	[40-50]	Total Geral
Bothidae	1	3	4	2	4	4
Callionymidae	1	3	4	3	1	4
Carangidae	0	0	0	0	1	1
Gobiidae	2	3	2	4	1	5
Rajidae	0	0	1	0	0	1
Scorpaenidae	0	0	0	1	0	1
Serranidae	0	1	0	1	0	1
Soleidae	3	4	4	3	2	6
Sparidae	0	1	0	0	0	1
Syngnathidae	0	2	1	0	0	2
Trachinidae	1	1	2	1	1	2
Triglidae	0	1	1	1	2	3
Total Geral	8	19	19	16	12	31

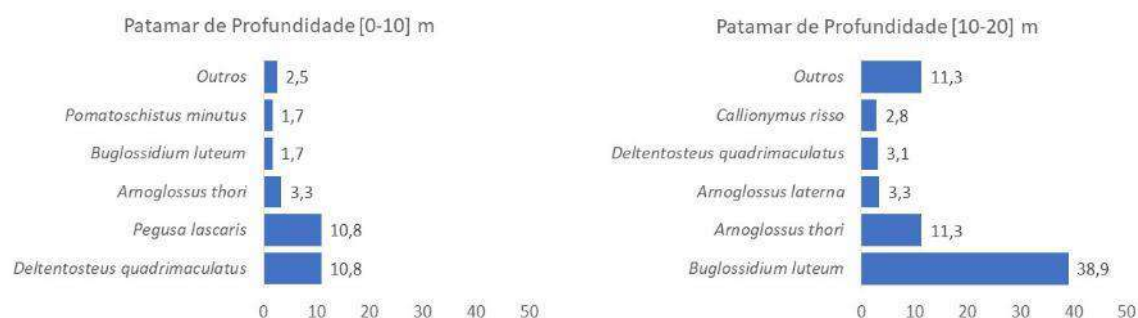
Tabela XXVII. Número de espécies pertencentes a cada um dos principais *taxa* de invertebrados presentes na comunidade de organismos encontrada no substrato móvel da zona de estudo.

Taxa de invertebrados	[0-10]	[10-20]	[20-30]	[30-40]	[40-50]	Total Geral
Anomura	2	7	3	5	1	8
Asteroidea	0	2	0	0	0	2
Bivalvia	0	3	3	1	0	5
Brachyura	2	4	5	3	0	5
Caridea	1	2	1	1	0	2
Cephalopoda	2	4	2	2	1	5
Dendrobranchiata	0	0	0	0	1	1
Echinoidea	1	3	1	0	1	3
Gastropoda	1	17	12	5	0	23
Hydrozoa	0	0	0	0	2	2

Ophiuroidea	1	1	1	1	0	1
Polychaeta	0	0	0	0	2	2
Total Geral	10	43	28	18	8	59

Nos [20-30 m] a riqueza específica de peixes (19 spp.) continua alta quando comparada com os restantes patamares de profundidade. Já o número de espécies de invertebrados decresce de 43 registadas nos [10-20 m] para 28. A densidade média global de peixes (23,1 ind/1000m²) e invertebrados (110,1 ind/1000m²) também sofre um decréscimo em relação aos valores estimados no patamar de profundidade acima. Os peixes dominantes são essencialmente os mesmos, composto pela Carta-do-mediterrâneo *Arnoglossus laterna* (4,5 ind/1000m²) e o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (3,7 ind/1000m²), contudo, representadas por menores abundâncias na comunidade. Também a destacar neste patamar de profundidade surge o Peixe-pau-listado *Callionymus reticulatus* (3,5 ind/1000m²), a Carta-pontuada *Arnoglossus thori* (3,3 ind/1000m²) e o Caboz-da-areia *Pomatoschistus minutus* (2,8 ind/1000m²). É ainda de salientar ainda, que o único exemplar identificado de Raia-riscada (*Raja undulata*), espécie em perigo e protegida por legislação nacional, ocorre também neste intervalo de profundidade. Nos invertebrados, o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (69,3 ind/1000m²) é claramente dominante, seguido pelo Pilado *Polybius henslowii* (20,7 ind/1000m²), e o Ofiurídeo-serpente *Ophiura ophiura* (8,9 ind/1000m²).

Fauna vertebrada (peixes)



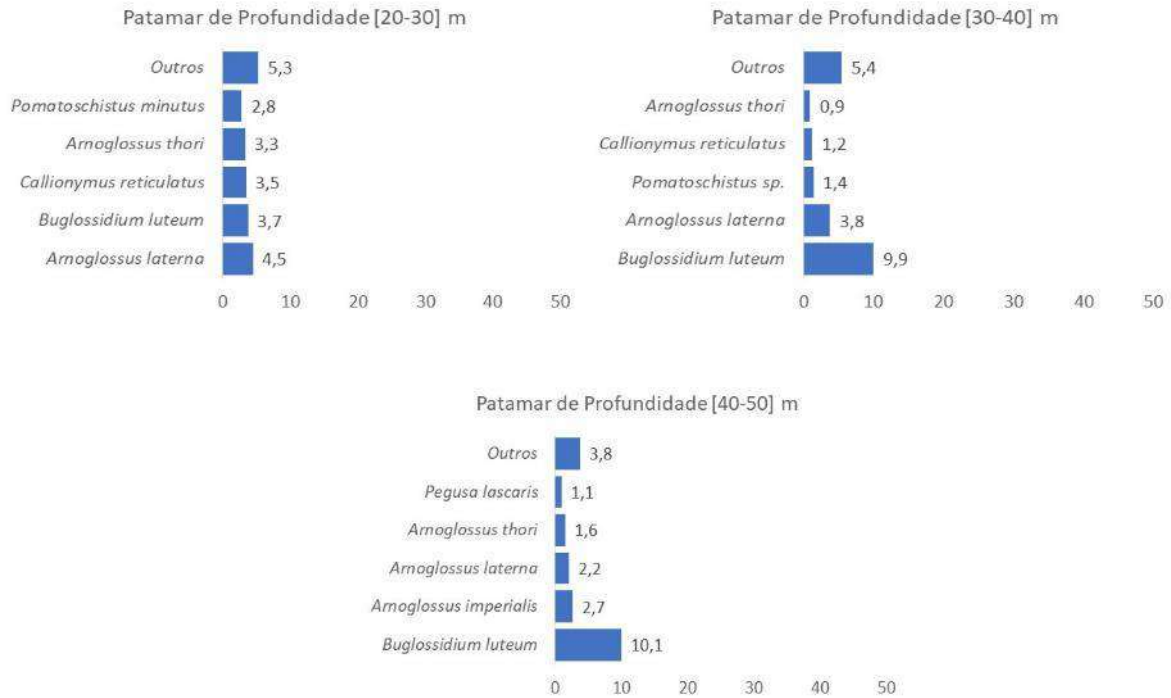


Figura 3.77. Frequência absoluta (ind/1000m²) e relativa (%) da densidade das 10 espécies de vertebrados (A) e invertebrados (B) que representam a comunidade de organismos encontrados no substrato móvel da área de estudo no PNSACV.



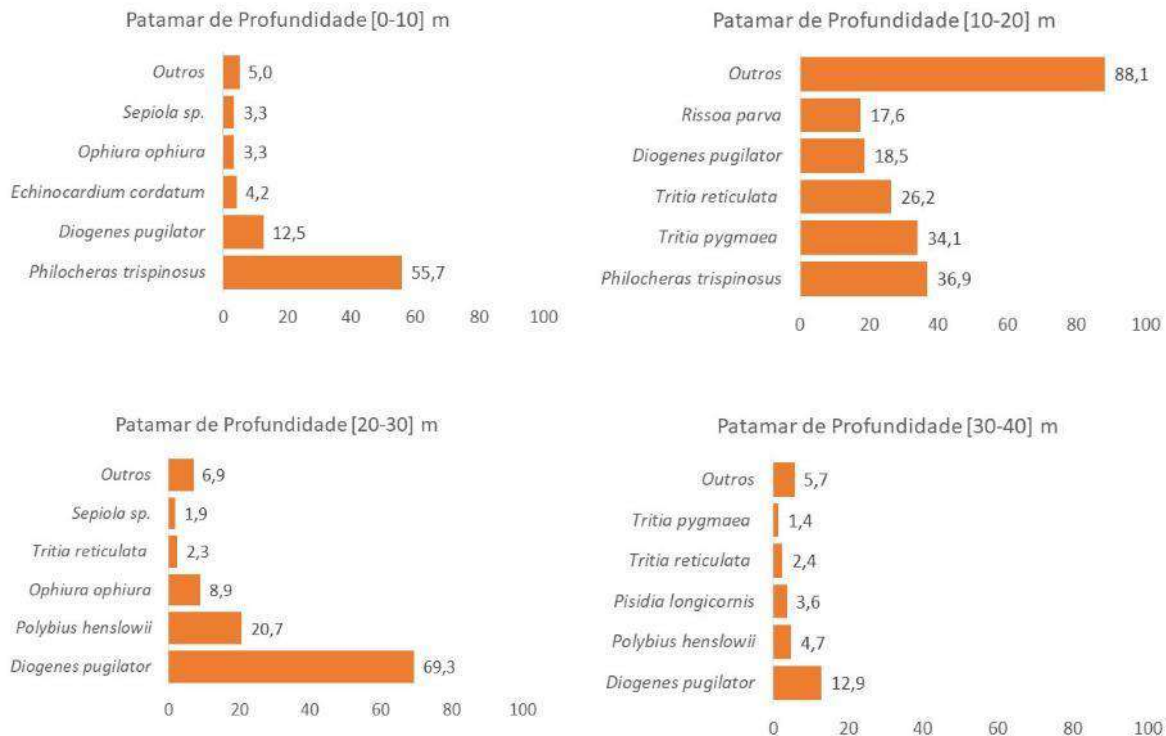


Figura 3.78. Aglomeração de bivalves da espécie *Anomia ephippium* fixa a pequenas pedras dispersas pelo fundo arenoso (em cima) (imagem de Carlos M. L. Afonso); e a Carta-pontuada *Arnoglossus thori* camuflada sob o fundo arenoso (em baixo) (imagem de Pedro Veiga).

A composição das 5 principais espécies de peixes encontrada no patamar [30-40 m] é essencialmente a mesma àquela observada nos [30-40 m], contudo com alterações nas suas proporções de abundância e dominância. Por ordem de grandeza o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (9,9 ind/1000m²), a Carta-do-mediterrâneo *Arnoglossus laterna* (3,8 ind/1000m²) o Caboz *Pomatoschistus* sp. (1,4 ind/1000m²), o Peixe-pau-listado *Callionymus reticulatus* (1,2 ind/1000m²) e a Carta-pontuada *Arnoglossus thori* (0,9 ind/1000m²) são os que mais contribuíram para a densidade média global. Nos invertebrados, o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (12,9 ind/1000m²) e o Pilado *Polybius henslowii* (4,7 ind/1000m²) continuam a ser dominantes, no entanto, são cerca de 5 vezes menos abundantes em relação ao patamar [20-30 m]. Outras espécies características desta profundidade são o caranguejo *Pisidia longicornis* e os búzios *Tritia reticulata* e *Tritia pygmaea*. Em conjunto representam 24% do total global. Neste patamar de profundidade são contabilizadas 16 espécies de peixes e 18 de invertebrados das quais representam uma densidade média global de 22,6 ind/1000m² e 30,7 ind/1000m², respetivamente.

Nos [40-50 m] a densidade média global estimada para peixes é de 21,5 ind/1000m², em muito similar à encontrada nos [20-30 m] e [30-40 m]. Já os invertebrados apresentam o valor mais baixo em relação aos restantes patamares de profundidade, com apenas 19,0 ind/1000m². O Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (10,1 ind/1000m²) e a Carta-imperial *Arnoglossus imperialis* (2,7 ind/1000m²) são novamente as espécies de peixes mais abundantes e, a sua representação conjunta, é de 59,5% da densidade média global. Do total de 12 espécies de peixes aqui presentes, as Cartas *Arnoglossus laterna* (2,2 ind/1000m²) e *Arnoglossus thori* (1,6 ind/1000m²) e o Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (1,1 ind/1000m²) são outras que exprimem uma contribuição acrescida neste patamar de profundidade. Em conjunto compõem 22,8% do total global. Apenas foram encontradas 8 espécies de invertebrados nos [40-50 m], sendo as mais importantes são os hidrozoários *Aglaophenia octodonta* e *Sertularella gayi*, o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator*, Polychaeta n. id. e o Ouriço-do-mar-verde *Psammechinus miliaris*. Apenas estes 5 organismos contribuíram com 93,5% do total global.

Fauna invertebrada



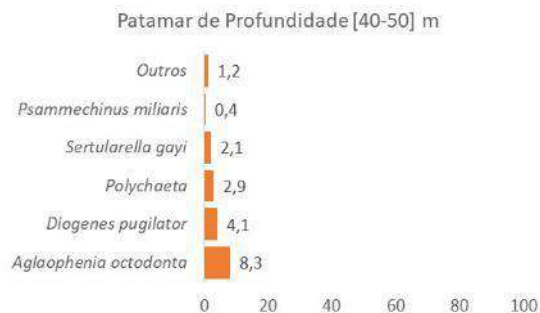


Figura 3.79. Densidade média (ind/1000m²) das 5 espécies mais importantes de invertebrados por patamar de profundidade.

3.2.4.9. Discussão

De acordo com o levantamento efetuado nos limites da secção algarvia da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), esta é caracterizada por apresentar uma extensão considerável de substrato móvel, na sua grande maioria constituído por areia fina muito pouco heterogénea. As comunidades encontradas neste tipo de substrato corroboram em grande medida essa ideia, revelando ser bastante homogéneas e pouco diversas quando comparadas com a comunidade do recife rochoso local. Esta constatação é naturalmente esperada, mas não é espectável o facto de se revelar bastante menos diversa comparativamente com outras áreas da costa algarvia com características similares (Gonçalves *et al.*, 2004a, 2004b, 2007, 2008, 2010, 2016). Este facto já tinha sido apontado por Monteiro *et al.*, (2012) para substratos móveis estudados no litoral de Sagres onde, as diversidades e abundâncias estimadas foram bastante baixas, atingindo, no caso da densidade em número, valores cerca de 10 vezes inferiores à de outras zonas com características similares na costa algarvia. Observações por Monteiro *et al.*, (2015), também descrevem valores pouco expressivos de diversidade e abundância neste tipo de ecossistemas num estudo realizado em áreas adjacentes à costa da Arrifana.

Zonas muito expostas e de ambientes dinâmicos tendem a suportar comunidades faunísticas bem adaptadas aos rigores oceanográficos (McLachlan *et al.*, 1995). No entanto, a diversidade e abundância estarão excessivamente condicionadas pelo facto desta faixa de costa ser bastante exposta em termos oceanográficos (Relvas & Barton, 2002). Consolidando essa ideia está o facto da densidade dos organismos, em especial dos invertebrados ter sido consideravelmente inferior na área de estudo em comparação com outras zonas similares da costa sul. Este aspeto poderá ser explicado pela instabilidade do local, o que faz com que as comunidades biológicas não encontrem condições indispensáveis de tempo e estabilidade para se fixarem (Elliot *et al.*, 1998).

De facto, os principais motivos para as diferenças, prendem-se com a fraca presença de infauna e epifauna invertebrada. Grupos vulgarmente bastante abundantes, como a Estrela-da-areia (*Astropecten aranciacus*), o Pepino-do-mar-tubular (*Holothuria (Rowethuria) arguinensis*), o Ouriço-coração (*Echinocardium cordatum*), a Ameijo-branca (*Spisula solida*) e várias espécies de crustáceos, foram pouco ou nada expressivas nestas amostragens. Embora se tenha constatado que a riqueza específica tenha sido menor, os 90 *taxa* encontrados nesta zona de estudo são, no entanto, típicos deste tipo de habitats e comuns aos encontrados em outros estudos, estando também amplamente distribuídos pelas zonas subtidais de substrato móvel ao longo da costa de Portugal continental.

Os peixes, compostos principalmente pelas famílias Soleidae, Bothidae e Callionymidae Gobiidae representam 34,4% do total de espécies (31 spp.), sendo estas igualmente as mais importantes em termos de I.R.I na comunidade, juntamente com Callionymidae. A Carta-do-Mediterrâneo (*Arnoglossus laterna*), o Língua-de-gato (*Buglossidium luteum*), o Linguado-da-areia (*Pegusa lascaris*), a Carta-pontuada (*Arnoglossus thori*) e o Peixe-pau-listado (*Callionymus reticulatus*) são os mais frequentes e também as espécies que, em conjunto com o Gobio-da-areia (*Pomatoschistus minutus*) e Carta-imperial (*Arnoglossus imperialis*), representam a maior importância relativa na comunidade. A morfologia e preferência alimentar dos peixes chatos (Cartas, Linguados e Azevias) fazem com que estes peixes estejam entre as espécies mais comuns de fundos móveis, não só nesta zona, como também noutras encontradas na costa de Portugal, sendo captura de muitas das pescarias que aqui operam, como o cerco e redes de emalhar e tresmalho.

Como espectável, o número de espécies de invertebrados encontrados nesta zona de estudo foi superior à encontrada para os peixes. Do total de espécies identificadas 65,6% (59 spp.) foram invertebrados, demonstrando uma forte presença deste tipo de organismos neste tipo de substrato. Os *taxa* que mais se evidenciam com o maior número de espécies, são os moluscos Gastropoda (23 sp.), os crustáceos Anomura (8 spp.) e Bivalvia, Brachyura e Cephalopoda todos representados por 5 espécies cada. De entre as espécies mais frequentes destacaram-se os crustáceos Caranguejo-eremita-pugilista (*Diogenes pugilator*), o camarão *Philocheras trispinosus* o Ofiurídeo-da-areia (*Ophiura ophiura*), o Pilado (*Polybius henslowii*), o cefalópode *Sepiola* sp. e o búzio *Tritia reticulata*. Estas espécies, juntamente com o búzio *Tritia pygmaea* são também espécies que mais contribuíram para o I.R.I da comunidade.

Embora, as zonas de maior profundidade sejam frequentemente as que menos sofrem com os efeitos hidrodinâmicos e, por isso, oferecerem condições mais estáveis aos organismos que aí ocorrem, verificou-se que do ponto de vista espacial há uma diminuição da densidade de macroinvertebrados e peixes com o aumento da profundidade em especial abaixo do patamar de profundidade [10-20 m]. Este facto também foi documentado por Monteiro *et. al.*, 2015 para a fauna associada ao substrato móvel em áreas adjacentes à Arrifana.

A importância destas comunidades presentes no substrato móvel para a biodiversidade local é reforçada ainda pela presença de várias espécies com valor comercial, nomeadamente a Língua (*Dicologlossa cuneata*), a Azevia-raiada (*Microchirus azevia*), o Polvo-comum (*Octopus vulgaris*), o Choco (*Sepia officinalis*) e a Amêijoia-branca (*Spisula solida*) e de espécies que, embora ocorram pontualmente nas amostragens, apresentam estatuto de conservação ou são protegida por legislação nacional, como é o caso Cavalo-marinho (*Hippocampus hippocampus*) e da Raia-riscada (*Raja undulata*).

De mencionar ainda que nesta zona de estudo, foi registado a presença de lixo em 8 dos 34 arrasto, maioritariamente composto por restos de plástico derivado de artes de pesca como redes ou cordas, indicando que a zona sofre alguma pressão de pesca.

A caracterização das comunidades associadas ao substrato móvel, como a que é feita no presente estudo, serve como instrumento de apoio à gestão, à decisão e conservação da orla costeira. É necessário, portanto que exista um conhecimento de base dos ecossistemas, dos habitats e das espécies, pois só assim é possível definir estratégias que contribuam para a valorização e preservação do património ecológico.

3.2.5. Mapeamento das Comunidades biológicas do subtidal

3.2.5.1. Introdução

O estudo de inventariação da fauna e flora existente no PMSACV, para além da descrição das espécies presentes e das complexas relações ecológicas existentes, necessita igualmente de produzir mapas que traduzam a ideia geral de como as variáveis mais importantes que descrevem as comunidades se comportam ao longo do parque marinho. São ferramentas que permitem ter a visão global e, deste modo, contribuir para o aumento do conhecimento e, principalmente, para uma gestão informada e baseada em conhecimento científico.

As superfícies de previsão obtidas constituem a melhor aproximação possível à realidade que foi observada ao longo do processo de amostragem, não constituindo, contudo, um substituto direto do processo de conhecimento direto e mensurável.

3.2.5.2. Métodos

A necessidade de produzir mapas que reflitam os dados recolhidos em superfícies de previsão da variação espacial levou a que fossem utilizadas técnicas de modelação preditiva.

Para a obtenção dos modelos de distribuição espacial dos índices ecológicos e de caracterização das comunidades, nomeadamente, a riqueza específica, índice de *Margalef*, índice de *Shannon-Wiener*, índice de Equitabilidade, índice de *Simpson* e as densidades totais e de peixes (vertebrados), optou-se por se utilizar a técnica de modelação *Random Forest*. O *Random Forest* é um algoritmo de *machine learning* que permite fazer tarefas de regressão e classificação, baseia-se na produção de muitas árvores de decisão pequenas (estimadores) e que no seu conjunto produzem uma previsão. Apresenta algumas vantagens em processos de modelação biológicos por não ser sensível ao ruído causado pela existência de muitas variáveis explicativas e não está tão sujeito a *over-fitting* (Evans *et al.*, 2011).

A modelação foi efetuada em ambiente R (R Core Team, 2020) usando a biblioteca “*caret*”. As amostras foram separadas entre treino e teste, sendo reservadas 25% das amostras para este efeito. No processo de modelação foi estimado o número ótimo de árvores e de variáveis em cada árvore individual. A seleção das variáveis para o modelo foi efetuada usando a biblioteca “*boruta*”, este algoritmo gera uma série de variáveis aleatórias sombra que depois utiliza para comparar com as variáveis verdadeiras, as variáveis que se comportam significativamente melhor do que as variáveis-sombra são as selecionadas para o modelo final. A seleção do modelo final foi efetuada através da percentagem de variância explicada.

Para o processo de modelação foi necessário obter variáveis explicativas que, de algum modo, pudessem contribuir para a explicação dos índices em estudo. Deste modo foram obtidas várias variáveis, nomeadamente a profundidade e variáveis derivadas, a direção dos declives, o declive, a rugosidade do fundo e os índices topográfico (TPI) e de robustez (TRI) (Wilson *et al.*, 2007). Utilizando dados do *Marine Copernicus* foram calculadas as salinidades médias entre 2018 e 2020, tendo o mesmo procedimento sido efetuado para as correntes, com as componentes este-oeste e norte-sul integradas, temperatura superficial da água e a profundidade da camada de mistura.

Também foram estimadas a fração de luz que chega ao fundo, o comprimento de onda (percentil 90) e a profundidade de fecho, num total de treze variáveis explicativas.

A correlação entre as variáveis foi estimada tendo sido verificadas correlações elevadas entre a fração de luz e a profundidade de fecho e entre a rugosidade do fundo e o declive. Assim, foram excluídas do processo de modelação as variáveis “profundidade de fecho” e o declive porque as variáveis com as quais estavam correlacionadas têm maior potencial de interpretação dos fenómenos biológicos que produzem.

3.2.5.3. Índices Ecológicos e de caracterização

3.2.5.3.1. Riqueza específica

A escolha das variáveis para o modelo de *RandomForest*, efetuada com recurso ao algoritmo *boruta*, permitiu selecionar sete com contributo significativo para o modelo final. De facto, as variáveis Fração de luz (FR), profundidade (Depht), tipo de substrato (substrat_1), rugosidade do fundo (rough_1), índice topográfico (TPI_1) e o Comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90) permitiram obter um modelo que explica 64,76% da variância observada, sendo o substrato a variável que mais contribui (Figura 3.80). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 6.

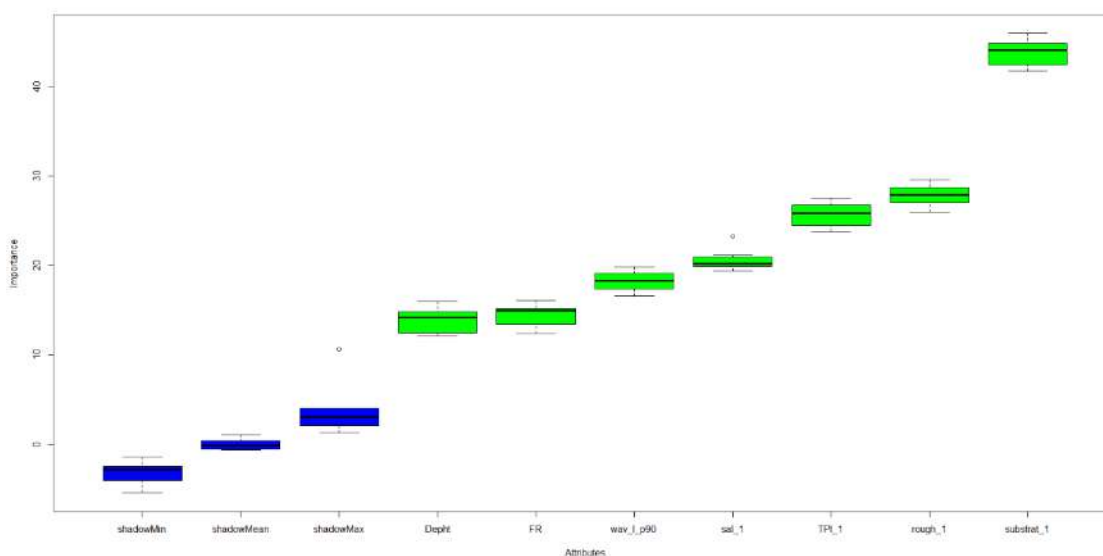


Figura 3.80. Contributo das variáveis explicativas para o modelo da Riqueza específica segundo o algoritmo *boruta*: fração de luz (FR), profundidade (Depht), tipo de substrato (substrat_1), rugosidade do fundo (rough_1), índice topográfico (TPI_1) e o comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90).

A riqueza específica modelada para o PMSACV (Figura 3.81) apresenta uma distribuição espacial heterogénea, com valores elevados em várias zonas do norte do parque (costa alentejana) e nalgumas zonas chave da costa vicentina (Algarve). As zonas com maior riqueza (*hotspots*) foram: i) Porto Covo, a norte da PPI da Ilha do Pessegueiro, e relativamente afastada da costa; ii) Vila Nova de Milfontes, relativamente afastada da costa; iii) Cabo Sardão (PPI) e região a norte; iv) norte de

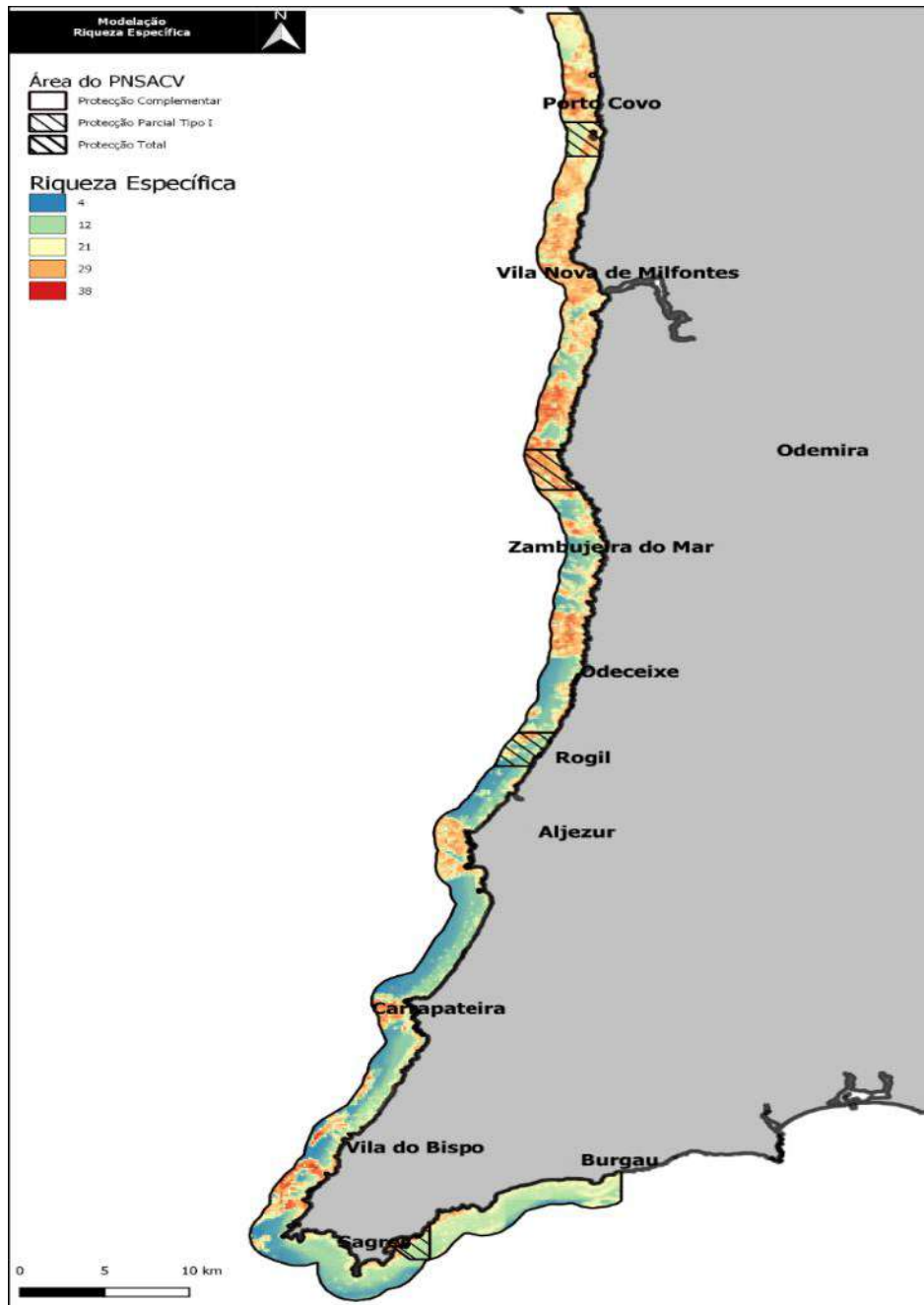


Figura 3.81. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para a riqueza específica.

Odeceixe; v) Aljezur; vi) Carrapateira; vii) Ponta Ruiva (Vila do Bispo) e Telheiro (a norte do Cabo São Vicente). A distribuição da maior riqueza específica segue a distribuição dos habitats físicos mais complexos (ver capítulo 2. Mapeamento físico), suportando outros estudos que sugerem que a complexidade física é um bom indicador (*proxy*) de riqueza de espécies (Badgley *et al.*, 2017).

3.2.5.3.2. Índice de *Margalef*

A modelação do índice de *Margalef* não permitiu obter um bom modelo, a percentagem variância explicada obtida foi de 48,49%. Contudo, as variáveis que contribuíram para o modelo foram principalmente a fração de Luz (FR) e a profundidade (Depht), mas as variáveis salinidade (sal_1), corrente (curr_1), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90), tipo de substrato (substrat_1), índice topográfico (TPI_1) e a direção dos declives (aspect_1) também contribuíram para o modelo (Figura 3.82). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 2.

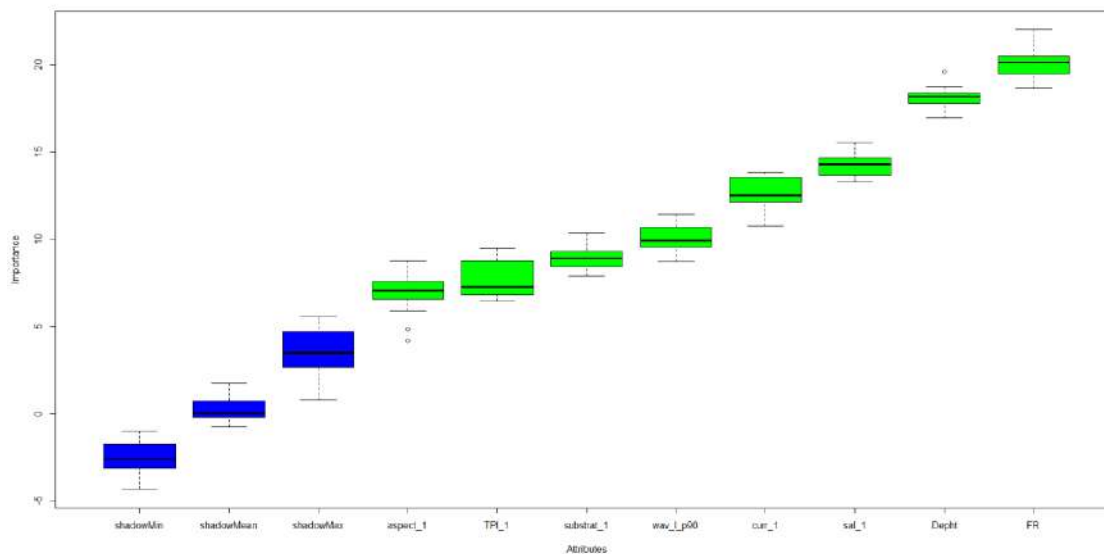


Figura 3.82. Contributo das variáveis explicativas para o modelo do índice de Margalef segundo o algoritmo boruta: fração de luz (FR), profundidade (Depht), salinidade (sal_1), corrente (curr_1), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90), tipo de substrato (substrat_1), índice topográfico (TPI_1) e a direção dos declives (aspect_1).

O índice de *Margalef* modelado para o PMSACV (Figura 3.83) apresenta uma distribuição espacial muito díspar da riqueza específica, com os valores mais elevados na costa sul, em particular na zona de Sagres, na PPI dos Ilhotes do Martinhal e zona adjacente. Estes resultados refletem um menor número de indivíduos nesta zona (ou neste caso, menores densidades), compensando a

relativa reduzida riqueza específica; índices elevados de *Margalef* sugerem valores elevados de riqueza específica ou valores baixos de indivíduos amostrados (para obter essa riqueza).

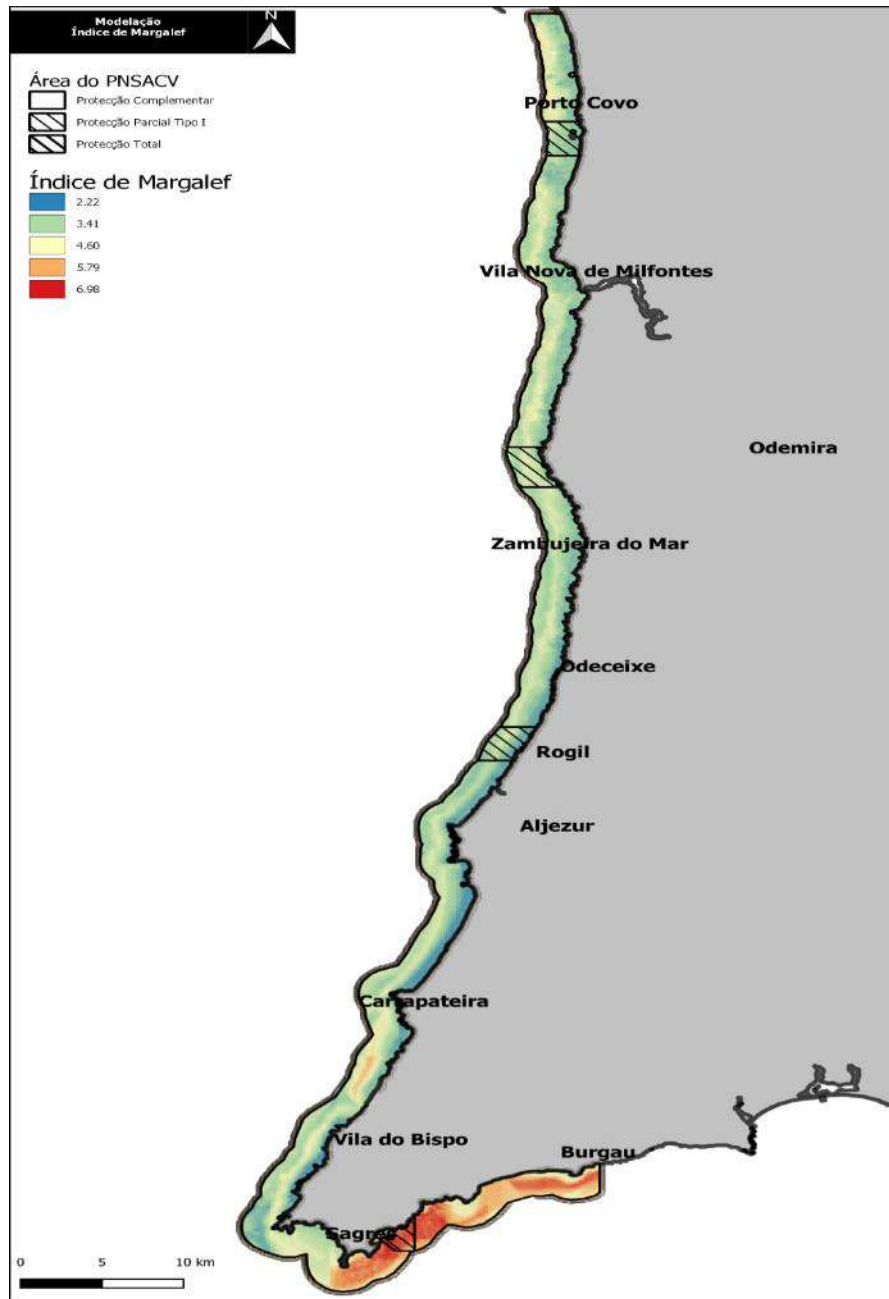


Figura 3.83. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para o índice de *Margalef*.

3.2.5.3.3. Índice de Shannon-Wiener

O modelo de *Shannon-Wiener* obtido permitiu explicar 62,97% da variância observada. Neste modelo praticamente todas as variáveis disponíveis contribuíram para aumentar a variância

explicada com exceção do índice de robustez (TRI). Na Figura 3.84 encontra-se o contributo de cada variável para o modelo segundo o algoritmo *boruta*. As variáveis profundidade (depth), fração de luz (FR), rugosidade do fundo (rough_1) e substrato (substrat_1) foram as que mais contribuíram para o modelo, no entanto, cinco outras variáveis também tiveram uma contribuição significativa, salinidade (sal_1), índice topográfico (TPI_1), corrente (curr_1), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90) e direção do declive (aspect_1). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 2.

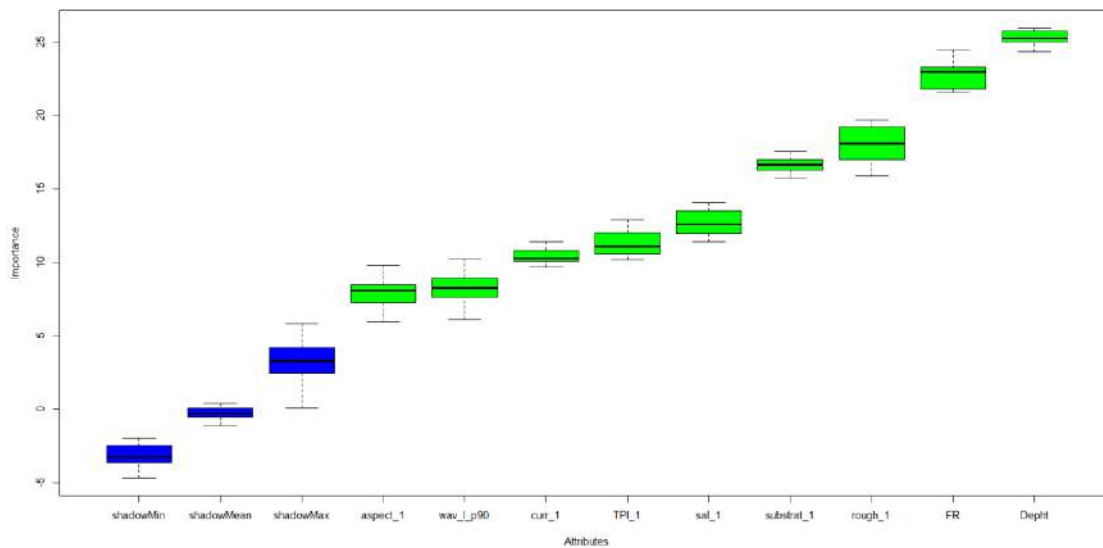


Figura 3.84. Contributo das variáveis explicativas para o modelo de Shannon-Wiener segundo o algoritmo *boruta*: profundidade (Depth), fração de luz (FR), rugosidade do fundo (rough_1), tipo de substrato (substrat_1), salinidade (sal_1), índice topográfico (TPI_1), corrente (curr_1), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90) e direção do declive (aspect_1).

O índice de *Shannon-Wiener* modelado para o PMSACV (Figura 3.85) apresenta uma distribuição espacial com uma tendência semelhante à da riqueza específica, com valores elevados numa vasta área da costa alentejana, em particular a norte do Cabo Sardão. Também se detetam valores relativamente elevados nas zonas referidas como hotspots da costa vicentina, embora com uma distribuição espacial mais restrita nos valores máximos, sugerindo alguma desigualdade nas

proporções de cada espécie. Além disso, a zona de Sagres destaca-se aqui como uma zona com relativa elevada diversidade específica.

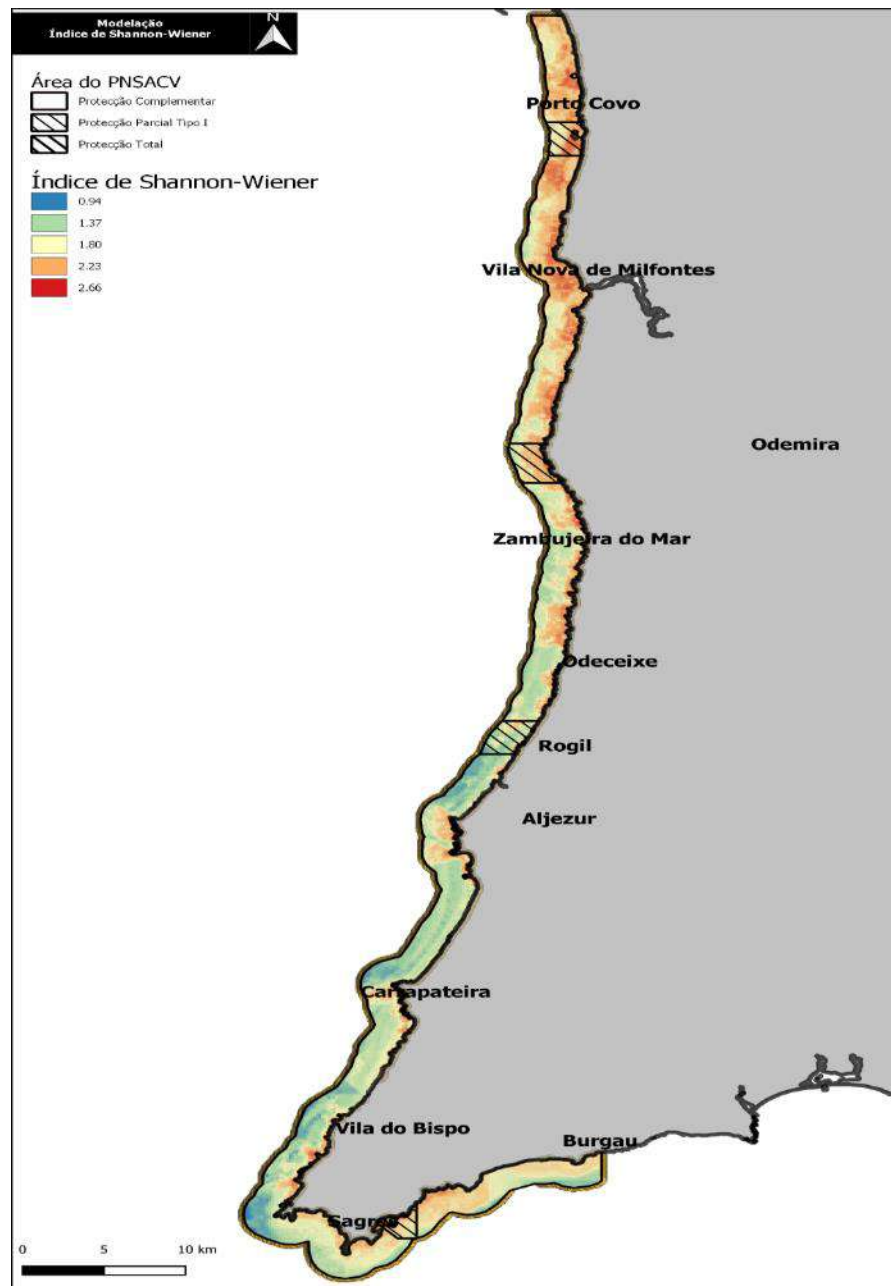


Figura 3.85. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para o índice de *Shannon-Wiener*.

3.2.5.3.4. Equitabilidade

A modelação da Equitabilidade não permitiu encontrar variáveis que explicassem a variância observada em mais do que 46,49%. Das variáveis utilizadas para modelar somente a fração de luz (FR), a profundidade (Depth) e o substrato (substrat_1) tiveram uma contribuição mais significativa, no entanto as variáveis salinidade (sal_1), corrente (curr_1), rugosidade do fundo (rough_1) e comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90) também contribuíram para o modelo (Figura 3.86). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 2.

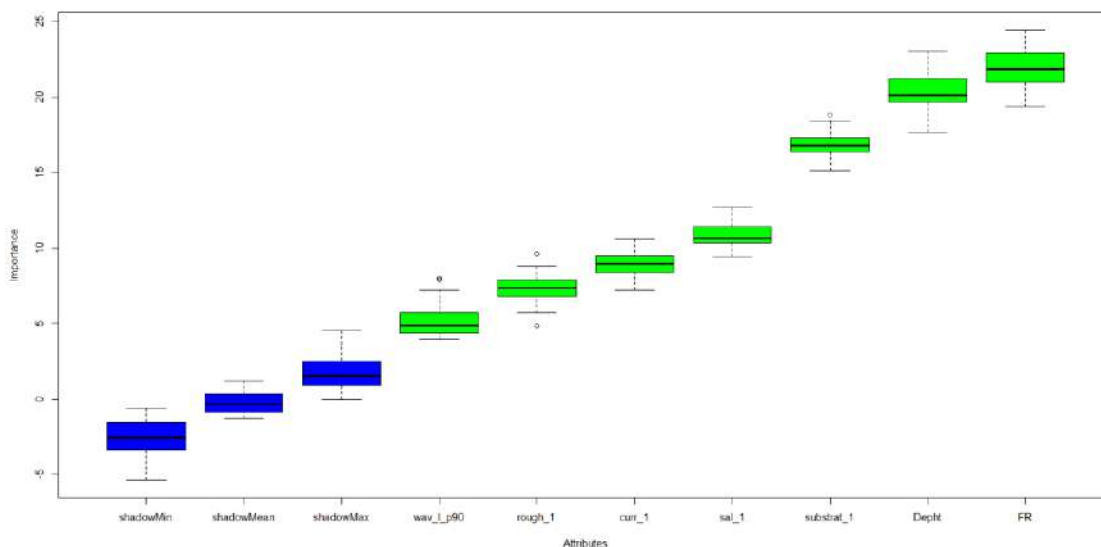


Figura 3.86. Contributo das variáveis explicativas para o modelo de Equitabilidade segundo o algoritmo boruta: fração de luz (FR), profundidade (Depth), tipo de substrato (substrat_1), salinidade (sal_1), corrente (curr_1), rugosidade do fundo (rough_1), Comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90).

O índice de *Pielou* (Equitabilidade) modelado para o PMSACV (Figura 3.87) apresenta uma distribuição espacial com manchas importantes apenas na costa oeste do parque, em particular na componente da costa alentejana, e de maior incidência costeira. Na parte sul existe uma zona com valores elevados entre o cabo de São Vicente e a Torre de Aspa.

As zonas com máximos de equitabilidade são coincidentes com as que possuem maior riqueza específica (principalmente na parte norte do parque), sugerindo que os locais mais diversos

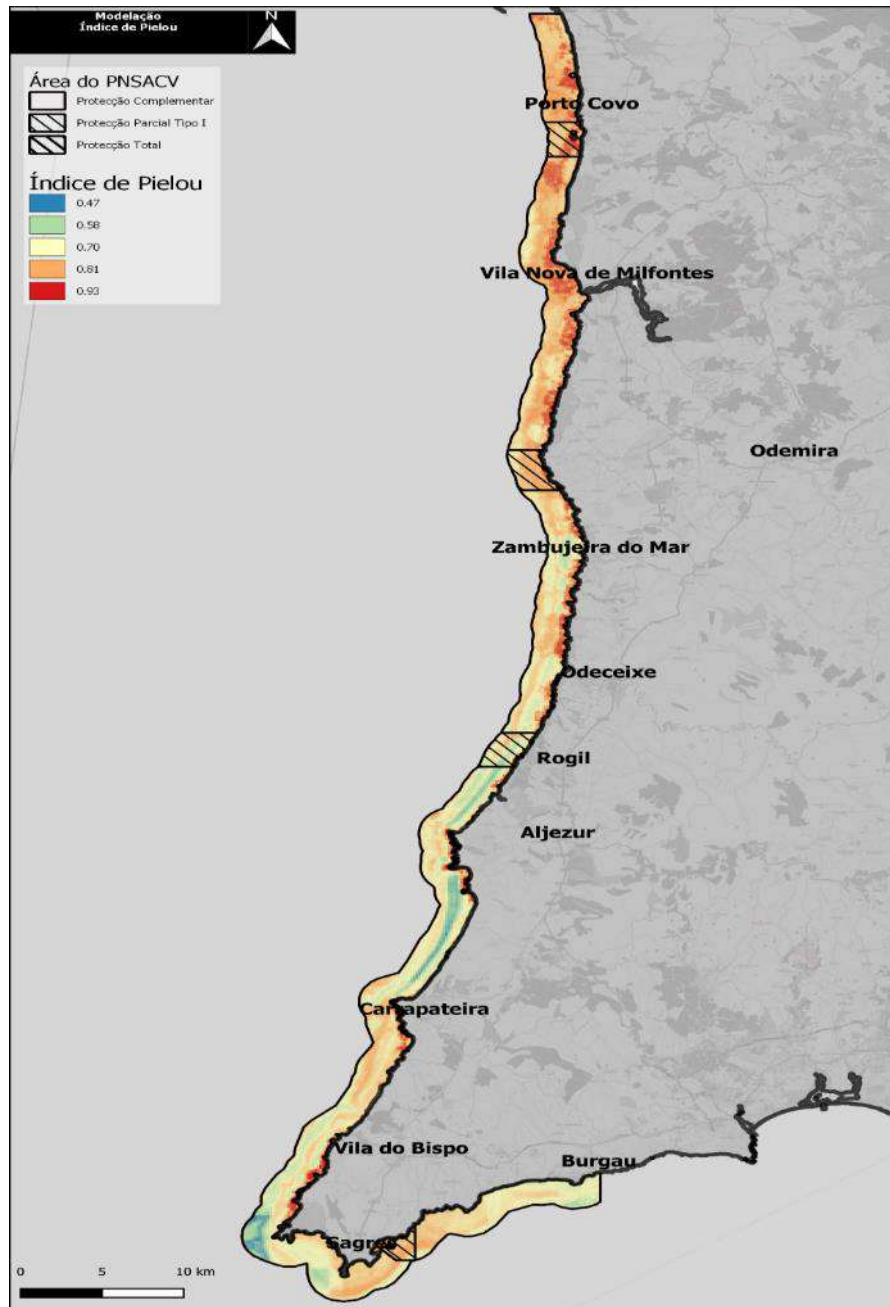


Figura 3.87. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para o índice de *Pielou* (Equitabilidade).



a nível de número de espécies, são também os que possuem uma maior equitabilidade das espécies na comunidade (maior equilíbrio na proporção das várias espécies).

3.2.5.3.5. Índice de *Simpson*

No processo de criação do modelo *random forest* para o índice de *Simpson* (*1-Simpson*) não foi possível obter variáveis explicativas que melhorassem os 21,66% da variância explicada obtidos neste modelo. Assim, este modelo não será o mais adequado para explicar a distribuição espacial do índice de *Simpson* para a área de estudo. Apesar da variância explicada baixa, segundo o algoritmo *boruta*, as variáveis que ajudam a explicar a distribuição de *Simpson* são a profundidade (Depht), fração de luz (FR), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90), corrente (curr_1), salinidade (sal_1), tipo de substrato (substrat_1), rugosidade do fundo (rough_1). Destas, somente a profundidade e a fração de luz foram consideradas importantes (Figura 3.88). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 2.

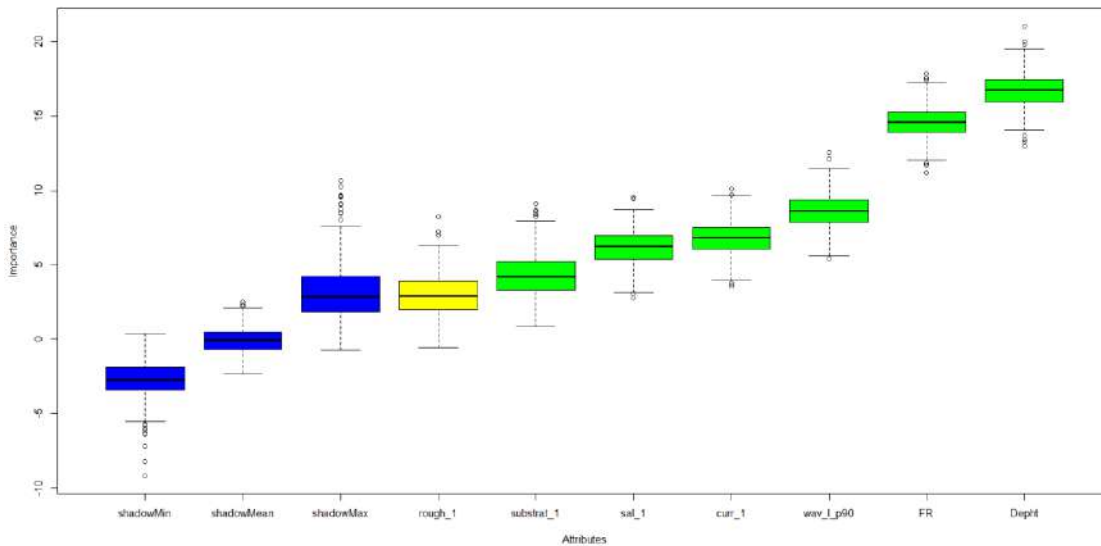


Figura 3.88. Contributo das variáveis explicativas para o modelo do índice de *Simpson* segundo o algoritmo *boruta*: profundidade (Depht), fração de luz (FR), comprimento de onda (percentil 90) (wav_l_p90), corrente (curr_1), salinidade (sal_1), tipo de substrato (substrat_1), rugosidade do fundo (rough_1).

O índice de *Simpson* ($1-Simpson$) modelado para o PMSACV (Figura 3.89) apresenta uma distribuição relativamente diferente dos índices anteriores. A costa alentejana do parque passa a ter uma diversidade intermédia e as zonas a entre a carrapateira e a Ponta Ruiva, e em frente a Sagres, são as que apresentam valores superiores.

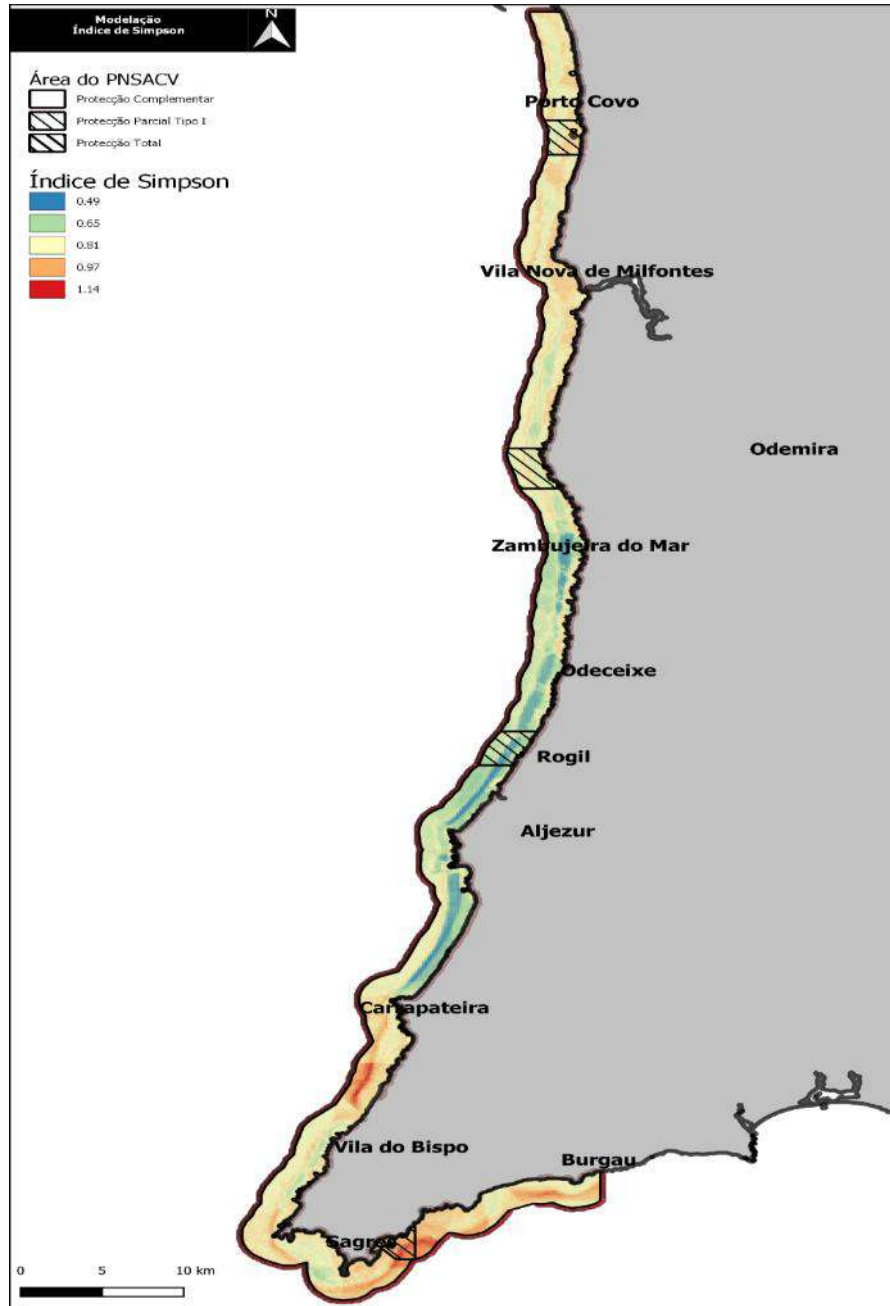


Figura 3.89. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para o índice de *Simpson*.

3.2.5.4. Densidades biológicas

3.2.5.4.1. Total

O modelo obtido para a densidade total explicou 47,45% da variância observada. As variáveis que mais contribuíram para o modelo foram o tipo de substrato (substrat_1), fração de luz (FR), profundidade (Depht), rugosidade do fundo (rough_1), salinidade (sal_1), índice de robustez (TRI_1), índice Topográfico (TPI_1), corrente (curr_1) e direção do declive (aspect_1). O substrato é a variável que mais contribui para o modelo (Figura 3.90). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 2.

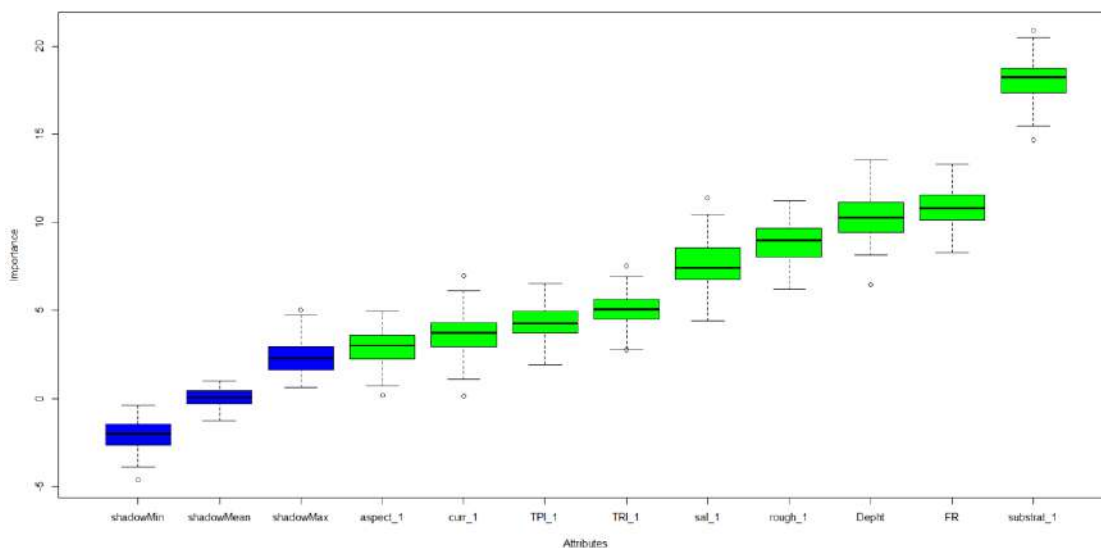


Figura 3.90. Contributo das variáveis explicativas para o modelo da Densidade total segundo o algoritmo boruta: tipo de substrato (substrat_1), fração de luz (FR), profundidade (Depht), rugosidade do fundo (rough_1), salinidade (sal_1), índice de robustez (TRI_1), índice Topográfico (TPI_1), corrente (curr_1) e direção do declive (aspect_1).

No que respeita à distribuição espacial dos valores de densidade para o total de organismos, o modelo demonstrou que os valores mais elevados são observados nas zonas mais profundas, ao longo de toda a fronteira exterior da área marinha do PNSACV e com maior relevância na costa oeste (Figura 3.91). São de destacar as manchas onde foram atingidos valores máximos na zona do Cabo Sardão e proximidades a norte, zona a norte de Odeceixe, Arrifana, Carrapateira, e uma faixa longa entre a Ponta Ruiva (Vila do Bispo) e o Cabo de São Vicente.

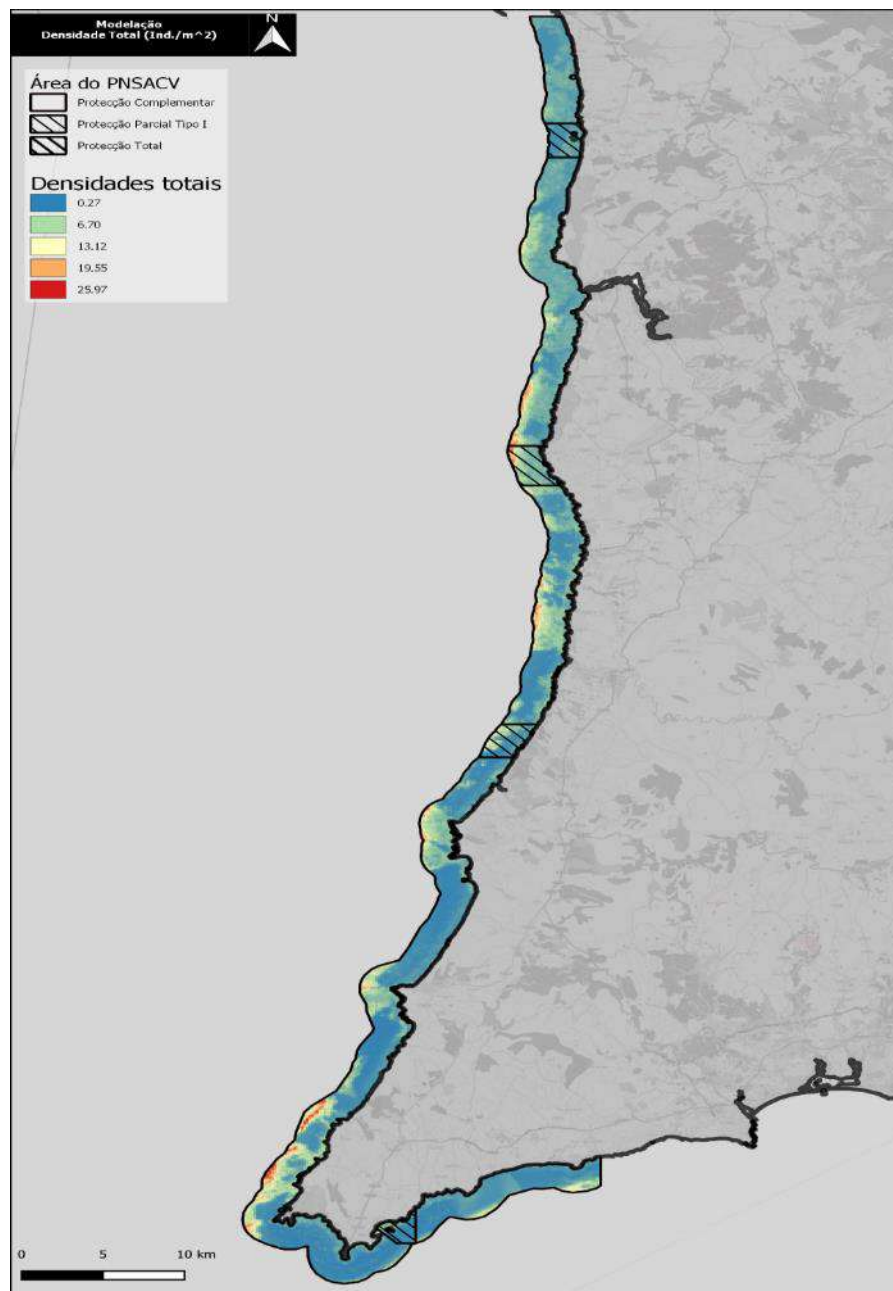


Figura 3.91. Distribuição espacial do modelo randomforest para a Densidade total de indivíduos (Ind./m²).

3.2.5.4.2. Peixes

O modelo *random forest* obtido para a distribuição da densidade de peixes é considerado muito bom, de facto, ao explicar cerca de 83,27% da variância observada. As variáveis selecionadas pelo algoritmo *boruta* para o modelo encontram-se na Figura 3.92. As variáveis profundidade (Depth), tipo de substrato (substrat_1) e fração de luz (FR) são as mais importantes para o modelo,

com praticamente igual grau de importância, existe ainda um outro grupo de quatro variáveis com uma importância relativamente menor (rugosidade do fundo (*rough_1*), índice topográfico (TPI_1), salinidade (*sal_1*), índice de robustez (TRI_1)) e, por último, a corrente (*curr_1*) e a direção do declive (*aspect_1*). O número de árvores utilizadas foi de 500 e o número de variáveis por ramo foi de 4.

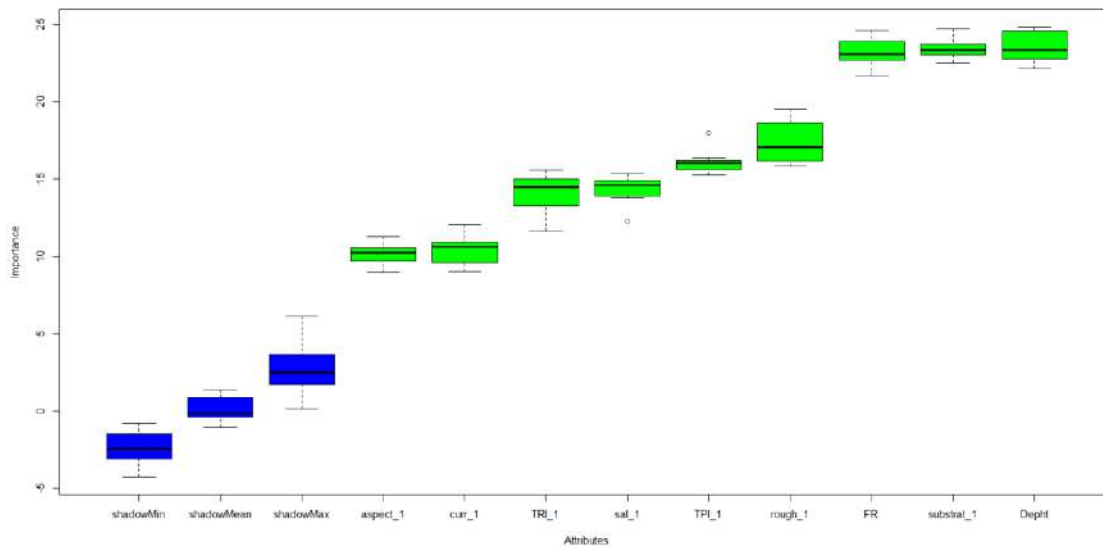


Figura 3.92. Contributo das variáveis explicativas para o modelo da Densidade de peixes segundo o algoritmo boruta: profundidade (Depht), tipo de substrato (*substrat_1*), fração de luz (FR), rugosidade do fundo (*rough_1*), índice Topográfico (TPI_1), salinidade (*sal_1*), índice de robustez (TRI_1), corrente (*curr_1*) e direção do declive (*aspect_1*).

O modelo de distribuição espacial da densidade de organismos vertebrados (peixes) parece demonstrar a influência do substrato rochoso na abundância deste grupo de organismos, com os valores mais elevados a ocorrerem em locais onde este tipo de substrato é dominante (Figura 3.93; ver capítulos 2 e 4, Mapeamento físico e Mapeamento de Habitats). Por essa razão, a secção da Costa Alentejana tendeu a apresentar valores mais homogêneos ao longo da sua extensão, em particular na zona entre a Zambujeira e o limite norte da área marinha (São Torpes).

De um modo geral, ao contrário dos resultados para a densidade total, os maiores valores de densidade observados para esta componente da fauna ocorreram nas zonas mais costeiras e menos profundas, com destaque para as secções entre o Cabo de São Vicente e a praia da Cordoama, a sul da Carrapateira e a zona costeira entre Odeceixe e o limite sul da zona de proteção parcial do Cabo Sardão. As zonas de maior profundidade foram representadas com menores valores

de densidade de peixes mas, ainda assim, parecem existir locais de elevada densidade de peixes a sul da zona de proteção parcial da Ilha do Pessegueiro e em frente à Arrifana.

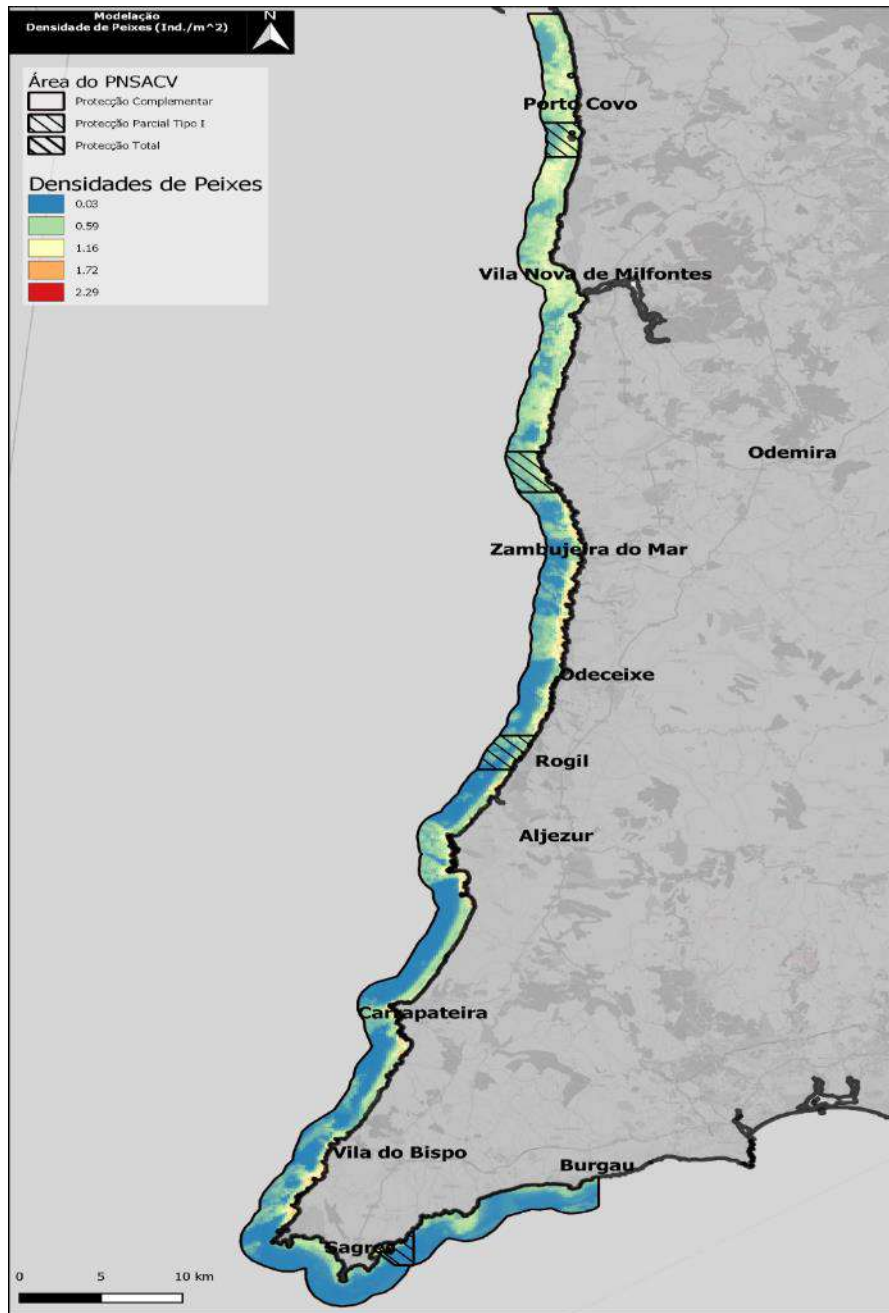


Figura 3.93. Distribuição espacial do modelo *randomforest* para a Densidade de Peixes (Ind./m²).

3.2.5.5. Considerações finais

O mapeamento das comunidades biológicas constitui sempre um desafio, desde o planeamento, ao processo de recolha de amostras até ao processo de modelação das superfícies de

previsão. Apesar de terem sido utilizadas as melhores técnicas para a modelação, nem sempre foi possível obter modelos representativos dos dados obtidos, contudo, em alguns dos índices e densidades tal foi possível obter, principalmente na riqueza específica, *Shannon-Wiener* e na densidade dos peixes.

O processo de modelação utilizou como ponto de partida treze variáveis diferentes, contudo, em quatro dos modelos (índice de *Margalef*, *Shannon-Wiener*, *Simpson* e Equitabilidade) foi a fração de luz que chega ao fundo e a profundidade que mais contribuíram para os modelos, somente a riqueza específica teve o substrato e a sua rugosidade como as variáveis mais importantes. Para as densidades, as variáveis mais importantes foram novamente a fração de luz que chega ao fundo e o tipo de substrato, sendo que para as densidades de peixes também a profundidade foi importante. Assim, e de um modo geral, fatores como a fração de luz que chega ao fundo, a profundidade e o substrato serão os que mais explicam toda a complexidade biológica do PMSACV estudada.

A parte norte do PMSACV apresenta valores mais elevados de riqueza específica, do índice de *Shannon-Wiener* e de equitabilidade, sendo este mais costeiro, já na parte sul os valores mais elevados são do índice de *Margalef* e de *Simpson*. Se a norte parece haver uma homogeneidade de comportamento em relação aos índices, já a sul existem algumas zonas que diferem da caracterização geral dos índices para essa região, assim as zonas da Arrifana, Carrapateira e entre a Ponta Ruiva e o Cabo de São Vicente contrastam com a área sul, de um modo geral, e principalmente devido à sua riqueza específica, índice de *Shannon-Wiener* e equitabilidade, coincidindo com locais em que existem substratos rochosos.

Nas PPIs existentes os valores de riqueza específica, *Shannon-Wiener* e equitabilidade são mais elevados no Cabo Sardão, Ilha do Pessegueiro e Rogil (somente para a riqueza específica), já a PPI dos Ilhotes do Martinhal tem valores elevados do índice de *Margalef* e de *Simpson*.

A densidade total tem valores mais elevados nos limites exteriores do parque, nas suas zonas mais profundas em contraste as densidades de peixes ocorrem essencialmente nas zonas mais costeiras associadas a substratos de rocha. As PPIs não parecem beneficiar da previsão de maiores densidades, tanto total como de peixes, em largo contraste com os índices de diversidade onde claramente apresentavam valores muito elevados.

4. Mapeamento de Habitats na Área Marinha do PNSACV

4.1. Habitats OSPAR

4.1.1. Introdução

A Convenção OSPAR, é um acordo governamental entre 15 países da bacia do Oceano Atlântico Nordeste, entre os quais Portugal, e que, entre outras matérias, define estratégias e medidas de proteção do meio marinho. Neste sentido, e também para contribuir para o objetivo da Diretiva Quadro Estratégia Marinha que é atingir o bom estado ambiental nas águas marinhas da União Europeia, a OSPAR define uma lista de espécies e habitats prioritários para conservação. A lista de habitats e espécies ameaçadas ou em declínio foi desenvolvida para cumprir este desígnio, sendo complementar a outros acordos internacionais de proteção, como as diretivas Europeias dos Habitats e Aves (Rede Natura 2000), Convenção de Berna, Convenção de Bona e a Convenção de Ramsar. Os habitats desta lista são 16: Estruturas carbonatadas, Jardins de coral, Pradarias de ervas marinhas (*Cymodocea*), Agregações de esponjas de profundidade, Camas de mexilhões (*Mytilus edulis*) em sedimentos arenosos e mistos de intertidal, Lodaçais intertidais, Comunidades calcárias litorais, Recifes de *Lophelia pertusa*, Bancos de Maerl, Camas de mexilhões *Modiolus modiolus*, Cristas oceânicas com fontes / campos hidrotermais, Bancos de ostras (*Ostrea edulis*), Recifes de poliquetas (*Sabellaria spinulosa*), Montes submarinos, Comunidades de penas-do-mar e megafauna escavadora, Pradarias de ervas-marinhas (*Zostera*).

O objetivo deste subcapítulo foi mapear habitats prioritários designados pela Convenção OSPAR que existissem no PMSACV/PNSACV (Jardins de coral, agregações de esponjas e Camas de mexilhões - *Mytilus edulis*), através dos dados obtidos (e descritos nos capítulos anteriores) e da sua modelação.

4.1.2. Métodos

A produção de mapas que refletissem a presença de habitats OSPAR na área do PMSACV implicou a criação de um conjunto de espécies que fosse compatível com a definição utilizada. Os habitats OSPAR são maioritariamente definidos para zonas profundas (e.g. agregações de esponjas de profundidade, jardins de corais). No entanto, alguns destes habitats profundos, em particular, as esponjas e corais (espécies indicadoras de habitats prioritários da OSPAR), possuem espécies ou congéneres que também ocorrem a pouca profundidade e que partilham características que lhes conferem importância para proteção, nomeadamente a vulnerabilidade a impactos antrópicos

(muitas vezes associados à pesca), crescimento relativamente lento, estrutura tridimensional do habitat, agregações, etc.. A OSPAR não lista todas as espécies que podem incluir-se nestes dois habitats prioritários. Assim, para este estudo incluímos todas as espécies ou famílias que estão listadas como *Vulnerable Marine Ecosystems* (VMEs), que também são designados para zonas profundas do oceano, pois essas partilham as mesmas características para a sua inclusão na OSPAR. Além dessas, acrescentámos os congéneres de pouca profundidade que partilham as características de interesse para conservação. Assim para a definição de “Jardins de Coral” foram consideradas as espécies das famílias Alcyoniidae, Caryophylliidae, Dendrophylliidae, Ellisellidae, Gorgoniidae, Plexauridae, Parazoanthidae (apenas a família Parazoanthidae não consta das VME por estar distribuída apenas a pouca profundidade, mas partilha as características de interesse), além das espécies não identificadas da ordem Scleractinia; para as “Agregações de Esponjas” foram consideradas as espécies das famílias Axinellidae, Chalinidae, Chondrosiidae, Clathrinidae, Clionidae, Crambeidae, Crellidae, Dictyonellidae, Dysideidae, Geodiidae, Hymedesmiidae, Ianthellidae, Irciniidae, Oscarellidae, Petrosiidae, Polymastiidae, Scopalinidae, Spongiidae; e para as Comunidades de Mexilhões, apenas a espécie *Mytilus edulis*. Para cada local amostrado foi assinalado a presença, ou não, das espécies identificadas em cada um dos conceitos.

A modelação foi efetuada com *Maxent* em ambiente R utilizando a biblioteca “*enmtools*” (Warren *et al.*, 2021). O algoritmo *Maxent* baseia-se num conceito de máxima entropia para modelar nichos ecológicos e distribuições, exprimindo, para um conjunto ocorrências e de variáveis, a probabilidade de existirem condições para que a espécie ocorra (Phillips *et al.*, 2006). No processo de modelação, o ajuste do modelo foi efetuado com recurso ao valor de AUC (“área debaixo da curva”). A importância das variáveis utilizadas para modelar foi estimada para cada modelo efetuado, através do método “*Jackknife*”.

As variáveis utilizadas disponíveis para a modelação dos habitats OSPAR foram escolhidas em função da sua disponibilidade e da sua possível contribuição para o modelo. Assim, a partir do levantamento hidrográfico previamente efetuado, foi possível calcular em ambiente de sistema de informação geográfica (SIG) QGIS (QGIS Development Team, 2021) variáveis relacionadas com a morfologia dos fundos marinhos do PMSACV, tendo-se calculado, para além da profundidade, a direção dos declives, o declive, a rugosidade do fundo e os índices topográfico (TPI) e de robustez (TRI) (Wilson *et al.*, 2007). Os dados ambientais tiveram a sua origem no programa de observação europeu *Marine Copernicus* (Clementi *et al.*, 2019) tendo sido calculados em ambiente SIG os valores médios de salinidade, temperatura superficial da água do mar, profundidade da camada de

mistura e as componentes este e norte das correntes para o período de 2018 até ao final de 2020, utilizando, para tal, o valor médio mensal de cada um dos parâmetros. Também foram utilizados a fração de luz no fundo, o comprimento das ondas (percentil 90) e a profundidade de fecho.

A correlação entre as variáveis foi estimada, e para os pares de variáveis correlacionados com coeficientes de correlação superiores a 0,8, excluiu-se dos modelos a variável que menos contribuiu para o modelo e/ou que tivesse menor potencial para a interpretação dos dados.

4.1.3. Habitats Identificados

4.1.3.1. Jardins de Coral

A modelação dos “Jardins de Coral” foi efetuada em função da presença do grupo de espécies que caracterizam estas comunidades (ver acima) e que neste estudo para o PMSACV foram registadas nos vários métodos utilizados.

O modelo *Maxent* obtido para a presença de “Jardim de Coral” foi efetuado somente com variáveis relacionadas com profundidade e as suas derivadas. A resolução das variáveis ambientais, que provêm de dados de satélite, não foi compatível com as presenças registadas, tornando a modelação incompatível.

O modelo obtido teve um AUC de 0,858 indicando estarmos na presença de um bom modelo, o AUC dos dados de treino foi de 0,869 e o AUC dos dados de teste de 0,780, o que apesar de ser um valor ligeiramente mais baixo, reforça a fiabilidade do modelo (Figura 4.1).

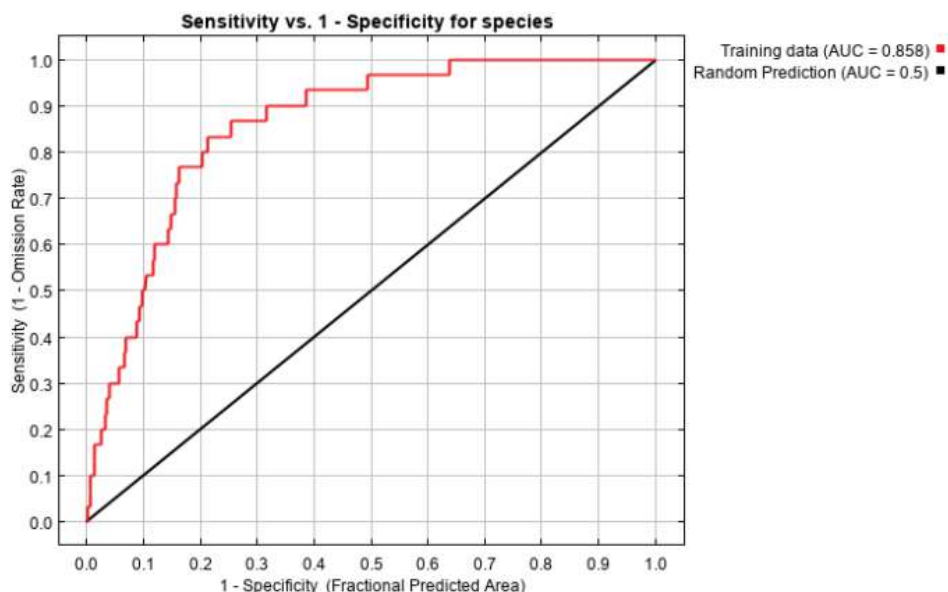


Figura 4.1. Desempenho do modelo *Maxent* para os “Jardins de Coral”.

Os fatores que condicionam a distribuição dos “Jardins de Coral” no *Maxent* foram selecionados através do método de “*Jackknife*” (Figura 4.2). A variável que mais contribuiu foi a profundidade (“*depth_newalign*”), existindo uma probabilidade superior a 0,8 de os encontrar entre os 25 e os 50 metros nesta área de estudo. A rugosidade do fundo (“*rough_newalign*”) é a segunda variável em termos de importância, tendo os “Jardins de Coral” preferência para locais com rugosidade perto de zero. O índice de robustez (“*TRI_newalign*”) e a direção dos declives (“*aspect_newalign*”) são as outras variáveis que compõem o modelo, mas com um menor grau de importância.

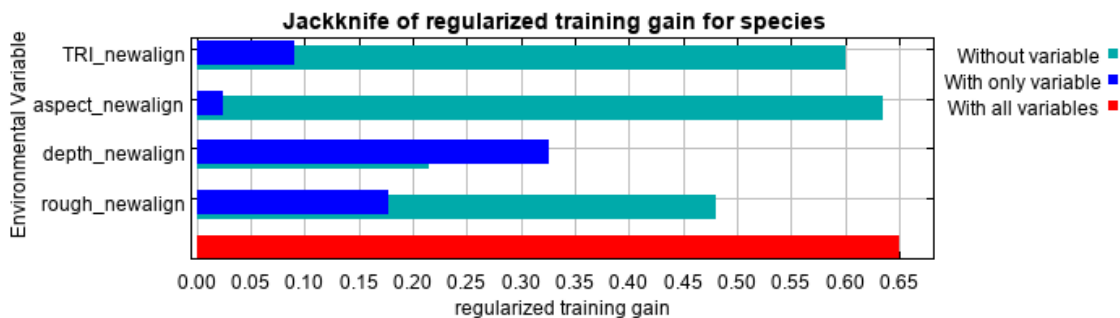


Figura 4.2. Contribuição das variáveis explicativas para o modelo Maxent da distribuição dos “Jardins de Coral”.

A representação gráfica do modelo de *Maxent* obtido para os “Jardins de Coral” encontra-se na Figura 4.3. De um modo geral, a distribuição prevista ocorre nas zonas mais profundas do parque e também na costa ocidental. Na costa sul, a probabilidade de ocorrer “Jardins de Coral” é menor, exceto na zona circundante aos Ilhotes do Martinhal, de resto, a probabilidade maior ocorre em zonas que são indicadas na caracterização física como de substrato rochoso. O modelo de previsão indica que os “Jardins de Coral” têm probabilidades elevadas de ocorrerem em todas as PPI existentes no parque, mas com valores de probabilidade mais elevados nas PPI do Cabo Sardão e do Rogil. É também notório que, por muitas das zonas de maior probabilidade de ocorrência de “Jardim de Coral” se situarem nos limites exterior do parque, que seja possível que, nesses locais, essa probabilidade se estenda para fora desses limites.

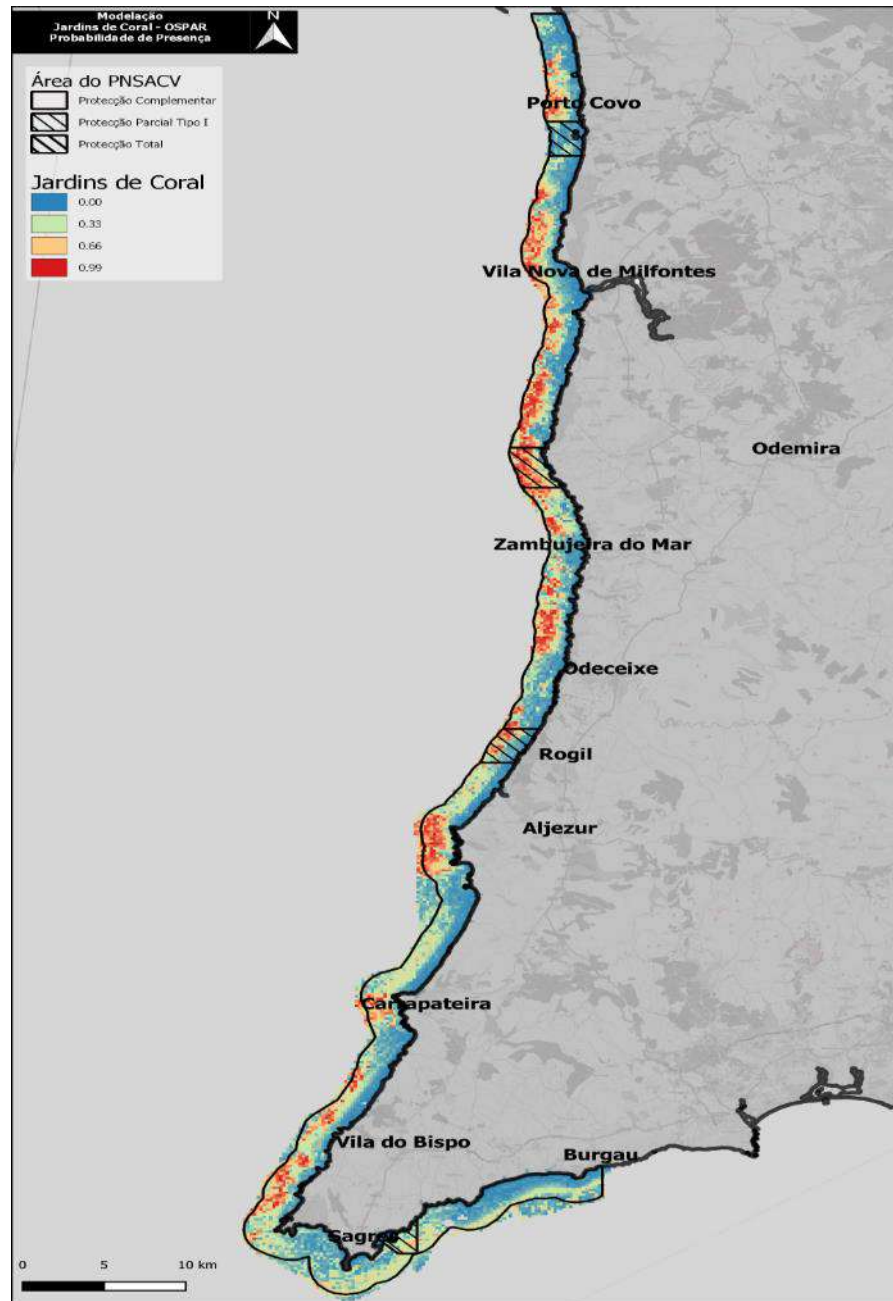


Figura 4.3. Probabilidade de presença para os “Jardins de Coral”.

4.1.3.2. Agregações de Esponjas

As agregações de esponjas foram relativamente abundantes na área de estudo, em 77 locais foi possível identificá-las, embora em diferentes densidades.

O modelo obtido para a previsão da ocorrência de “Agregações de Esponjas” teve um AUC de 0,793 (Figura 4.6), o AUC obtido com os dados de treino do modelo foi de 0,809 e o obtido com os dados de teste foi de 0,710.

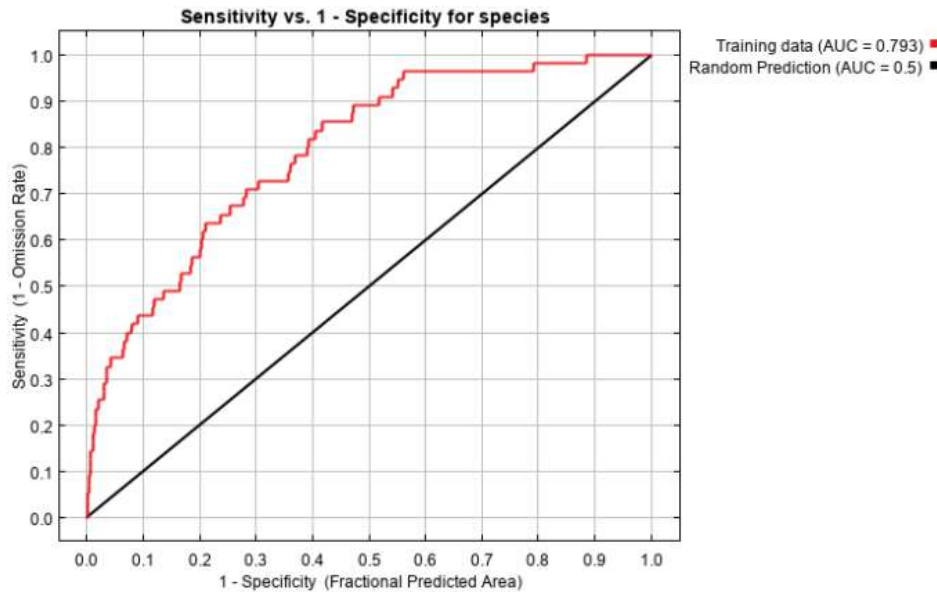


Figura 4.4. Desempenho do modelo Maxent para as “Agregações de Esponjas”.

O desempenho das variáveis explicativas para o modelo *Maxent*, pelo método “*Jackknife*”, encontra-se na Figura 4.5. A variável rugosidade do fundo é a mais importante no modelo de distribuição das “Agregações de Esponjas”, seguida do índice de robustez. Também presentes no modelo final, mas com uma menor contribuição, estiveram, por ordem de importância, o índice topográfico (TPI_newalign), a profundidade e a direção dos declives.

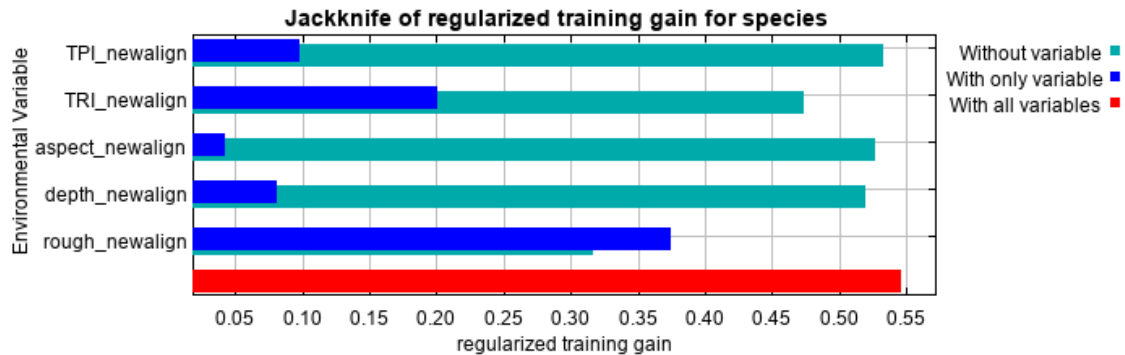


Figura 4.5. Contribuição das variáveis explicativas para o modelo Maxent da distribuição das “Agregações de Esponjas”.

A representação gráfica do modelo *Maxent* de probabilidade de presença encontra-se na Figura 4.6. De um modo geral, a distribuição ocorre com maior probabilidade na costa alentejana do PNSACV, nessa região a probabilidade de ocorrência estende-se deste a costa até ao limite exterior do parque. Na Costa Vicentina, as “Agregações de Esponjas” parecem ter maior probabilidade de ocorrência em locais caracterizados como tendo substrato rochoso, e na parte sul, associados à proximidade da costa. A PPI do Cabo Sardão é a que parece ter maior suscetibilidade para que estas agregações ocorram, estando também prevista para a PPI da Ilha do Pessegueiro e em menor escala nas PPIs do Rogil e dos Ilhotes do Martinhal.

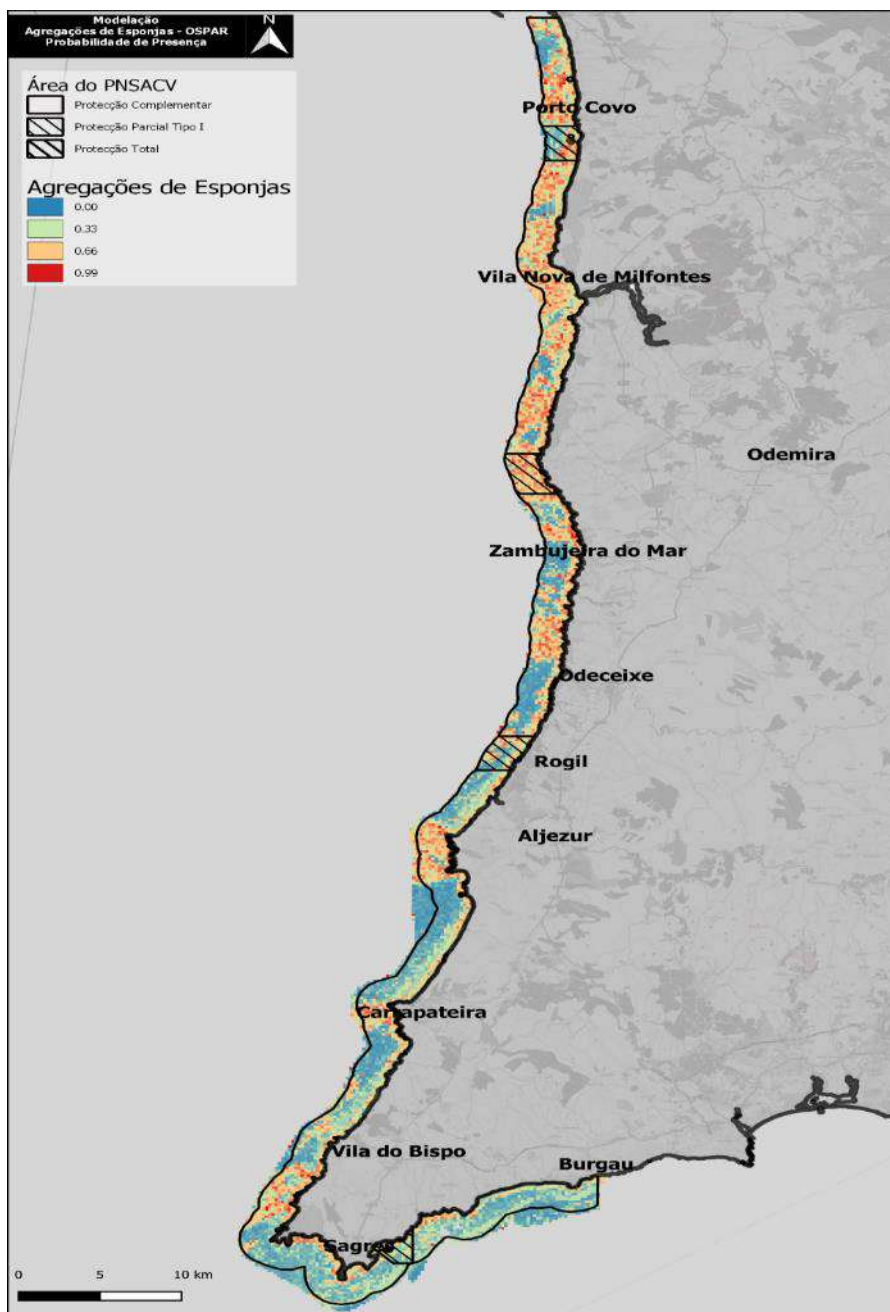


Figura 4.6. Probabilidade de presença para as “Agregações de Esponjas”.

4.1.3.3. Comunidades de Mexilhões

Durante o processo de amostragem para o mapeamento foi possível identificar a existência de uma zona, com dois locais de amostragem, de “Comunidades de Mexilhões”.

O reduzido número de locais não permitiu criar um modelo de distribuição para toda a costa, no entanto, o registo da presença desta comunidade encontra-se na Figura 4.7.

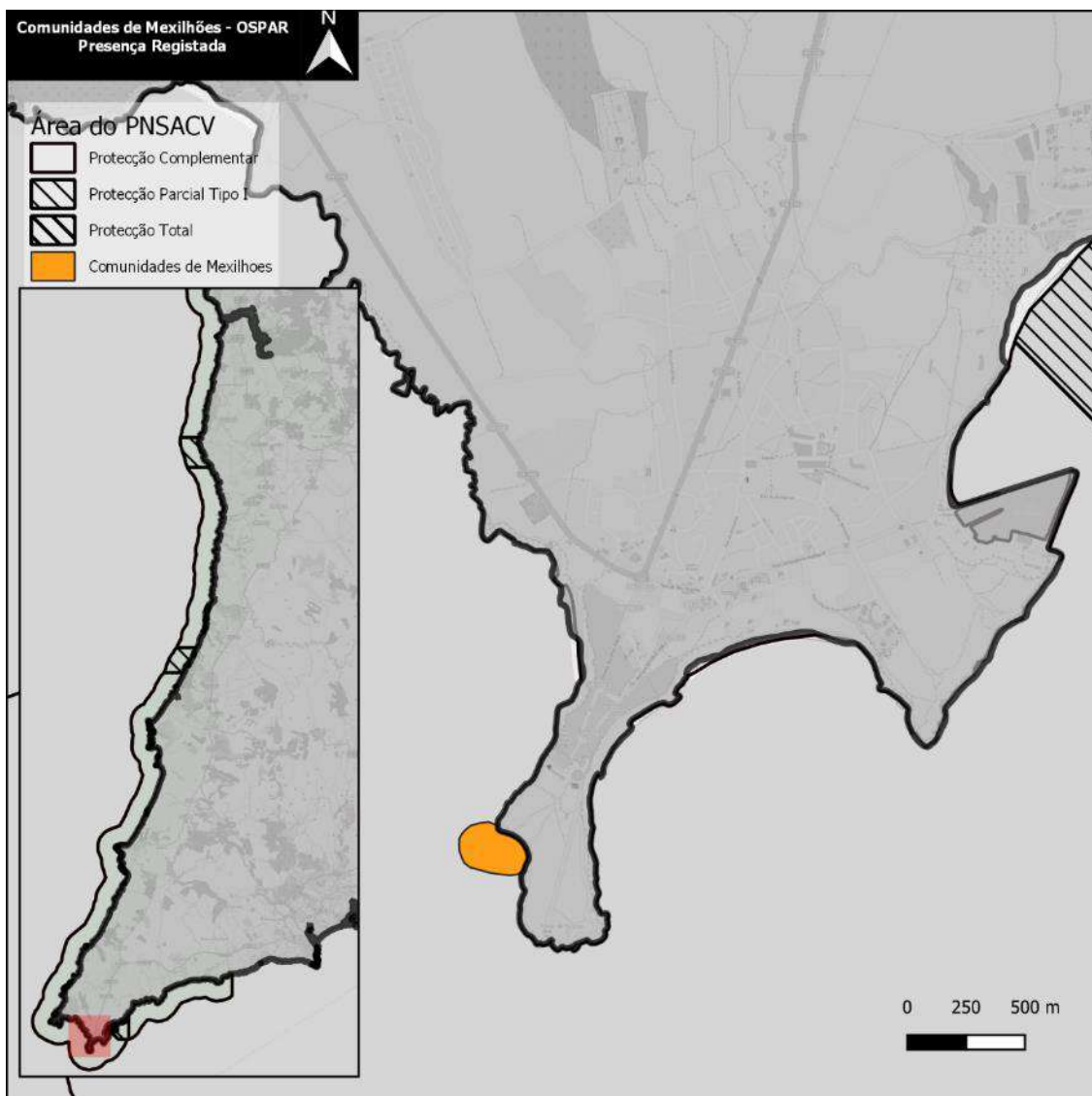


Figura 4.7. Presença registada de “Comunidades de Mexilhões”.

4.1.4. Considerações finais

Este trabalho de mapeamento dos habitats OSPAR presente no PMSACV constitui uma primeira abordagem de uma forma sistemática a este tipo de habitats neste parque marinho. Foi possível identificar um conjunto de espécies que pelas suas características se integram nas definições de habitats OSPAR e proceder ao seu mapeamento.

Identificaram-se três tipos de habitat, “Jardins de Coral”, “Agregações de Esponjas” e “Comunidades de Mexilhões”.

O habitat “Jardins de Coral” tem uma distribuição ampla, estando presente em grande parte da costa oeste, essencialmente em zonas rochosas, estando também incluído nas PPI, principalmente nas do Cabo Sardão e Rogil.

O habitat “Agregações de esponjas” localiza-se essencialmente na parte norte da costa oeste e nas zonas rochosas da parte sul. Está presente em três PPI, Ilha do Pessegueiro, Cabo Sardão e Rogil, sendo na PPI do Cabo Sardão que a probabilidade de ocorrência é maior.

A “Comunidade de mexilhões” só foi identificada num único local, junto à Fortaleza de Sagres, sendo assim um habitat muito raro.

4.2. Diretiva Habitat e Habitats EUNIS

4.2.1. Introdução

A classificação de habitat EUNIS (*European Nature Information System*) tem sido a mais amplamente divulgada e implementada no espaço europeu, particularmente no Atlântico e Mediterrâneo. A estrutura está integrada no Centro de Dados Europeu para a Biodiversidade (*European Biodiversity data centre-BDC*) que é mantida pela Agência Europeia de Ambiente (AEA/EUNIS⁴) (Olenin & Ducrotoy, 2006). Ao longo dos anos inúmeros projetos comunitários têm sido dedicados à sua implementação no espaço europeu, com realce para o MESH ⁵(2004-2008),



Figura 4.8. Sistema hierárquico EUNIS de classificação de habitats/biótopos.

⁴ EUNIS (https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,440,442,443#level_443)

⁵ MESH project archive (<https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/resources/mesh-archive/>)



Meshatlantic ⁶(2008-2010) e EMODNET ⁷(2009-2021) (Vasquez *et al.*, 2015). A classificação EUNIS tem como principal propósito apresentar uma taxonomia hierarquizada dos habitats e biótopos presentes no espaço marítimo e terrestre (Connor *et al.*, 2006) em que cada nível se encontra enquadrada no nível imediatamente anterior (Figura 4.8). Os habitats e/ou comunidades marinhas associadas deverão ocorrer numa associação regular para fundamentar a sua inclusão num dado nível de classificação (Connor *et al.*, 2004)

Apesar dos esforços feitos até agora no âmbito nacional (Gonçalves *et al.*, 2010; Henriques *et al.*, 2015; Monteiro *et al.*, 2012), a classificação dos habitats/biótopos marinhos portugueses encontram-se pouco representados na estrutura geral da classificação e pouco consolidada. Nesse sentido, a área marinha do PNSACV não foge a esta realidade e, por isso, a implementação da classificação conduzirá por certo à identificação e à caracterização de novos habitats/biótopos ou agrupamentos de espécies para globalidade da estrutura EUNIS, contribuindo para o melhoramento da sua organização como um todo.

Biótopo é para este efeito uma área que apresenta regularidade nas condições físicas, ambientais e nas comunidades biológicas associadas, combinando por isso fatores bióticos e abióticos (Dauvin *et al.*, 2008; Olenin & Ducrotoy, 2006). Embora a atual definição de habitat marinho esteja relacionada com as características físicas de um local (Connor *et al.*, 2004), o termo é muitas vezes aceite, nomeadamente pela Diretiva Habitat CE como sinónimo de biótopo (Dauvin *et al.*, 2008).

No âmbito da Diretiva Habitat do Conselho Europeu (92/43/CEE) referente à salvaguarda dos habitats e da fauna e flora existentes no espaço europeu, existe a obrigação da manutenção e/ou a restauração de habitats naturais e espécies de interesse europeu. O reconhecimento e a gestão de redes de áreas especiais para a conservação apresentam-se como o principal meio de atingir esse propósito. No Anexo I da Diretiva são incluídos nove habitats marinhos ou com preponderância marinha que apresentam interesse para a conservação a nível europeu⁸:

- 1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda
- 1120: Bancos de posidónias (*Posidonia oceanica*)

⁶ [MeshAtlantic project archive \(https://keep.eu/projects/395/Mapping-Atlantic-Area-seabed--EN/\)](https://keep.eu/projects/395/Mapping-Atlantic-Area-seabed--EN/)

⁷ [EMODnet Seabed Habitats \(https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/\)](https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/)

⁸ [Habitat ANNEX I directive hierarchical view](#)

- 1130: Estuários
- 1140: Lodaçais e areais a descoberto na maré baixa
- 1150: Lagunas costeiras
- 1160: Enseadas e baías pouco profundas
- 1170: Recifes
- 1180: Estruturas submarinas originadas por emissões gasosas
- 8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas

Três dos habitats que constam da lista são relevantes no contexto da área marinha do PNSACV e importantes a ter em conta no momento de designação e na revalidação de sítios marinhos de interesse para a Rede Natura 2000, particularmente:

- **Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda:** “São formações topográficas elevadas, alongadas, arredondadas ou irregulares permanentemente submersas, que raramente atingem mais de 20 metros de profundidade, e que são predominantemente rodeadas por águas mais profundas”,
- **Recifes:** “São substratos duros e compactos que se desenvolvem sobre fundos sólidos e moles e se elevam a partir do leito do mar nas zonas sublitorais e litorais”,
- **Grutas marinhas submersas ou semi-submersas:** “grutas de dimensões variáveis, com abóboda acima da superfície do mar ou totalmente submersas”.

Em termos genéricos, neste estudo a classificação de habitats/biótopos baseou-se não só nos trabalhos de levantamento geológico e batimétricos efetuados no decorrer do ano 2018 pelo Instituto Hidrográfico (IH), como pelas campanhas de amostragem biológicas efetuadas pelos parceiros do consórcio do projeto. Os dados biológicos foram obtidos em amostragens que decorreram ao longo dos anos 2018 a 2020 através da utilização de arrasto-de-vara e métodos de censos visuais (CV) em mergulho subaquático com escafandro autónomo e em vídeos recolhidos por ROV (do inglês *Remotely Operated Underwater Vehicle*).

4.2.2. Objetivos

No presente capítulo pretendeu-se fornecer métricas acessíveis e informação georreferenciada dos habitats marinhos presentes, que possam auxiliar na definição de políticas de gestão relativas à área marinha do PNSACV. Entre os objetivos propostos encontram-se o

mapeamento hierárquico dos habitats/biótopos de acordo com a classificação pan-europeia EUNIS e a identificação espacial dos habitats costeiros designados pela Diretiva Habitat do Conselho Europeu (92/43/CEE), bem como a identificação de possíveis áreas sob proteção pela convenção OSPAR. Para além de apresentar os mapas acima referidos, pretendeu-se enquadrar as características biológicas que mais se destacam em cada habitat/biótopo identificado, particularmente as espécies características e indicadoras (invertebrados, algas e peixes demersais).

4.2.3. Métodos

4.2.3.1. Área de Estudo

Pretendeu-se mapear toda a área que corresponde a área marinha do PNSACV, com destaque para as zonas de Proteção Parcial do tipo I (PPI). A área marinha do PNSACV desenrola-se entre Burgau e São Torpes (Sines) numa largura média aproximadamente de dois quilómetros e até sensivelmente 60 metros de profundidade (Figura 4.9). Campanhas oceanográficas para levantamento batimétrico e da composição do tipo de fundo foram realizados pelo IH no decorrer do ano 2018 (ver capítulo 2. Mapeamento físico). Nas campanhas de amostragens biológica, que decorreram entre 2018 e 2020 (ver capítulo 3. Mapeamento biológico), utilizaram-se vários métodos, designadamente Censos Visuais com auxílio de escafandro autónomo na rocha pouco

profunda (<15 m), arrasto de vara no substrato móvel entre os 0 e os 50 metros de profundidade (realizado e analisado apenas para a costa vicentina) e ROV nas zonas mais fundas (>15 m).

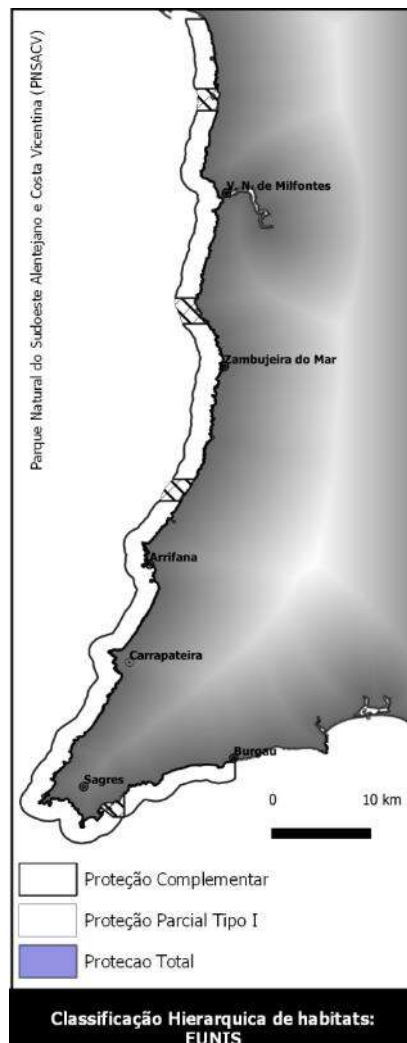


Figura 4.9. Área de estudo do projeto MARSW situado no PNSACV

4.2.3.2. Habitats da Diretiva Habitat

Na identificação dos habitats da Diretiva Europeia teve-se primeiramente como base a distribuição dos sedimentos superficiais do fundo submarino, com melhoramentos efetuados no âmbito do MARSW (ver capítulo 2. Mapeamento físico), bem como a superfície de distribuição batimétrica (DEM), ambos obtidos em campanhas oceanográficas subcontratadas ao Instituto Hidrográfico (IH).

A identificação das zonas que correspondem ao habitat “1170: Recifes” não representa qualquer complexidade técnica, uma vez que a Diretiva Habitat define todas as áreas rochosas isoladas como áreas de interesse comunitário. Nesse sentido a sua identificação correspondeu simplesmente à sua extração direta em ambiente de sistema de informação geográfica.

O mesmo já não se poderá afirmar quanto ao reconhecimento do habitat “1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, tendo em conta que de acordo com a sua definição, necessitamos de considerar a distribuição das profundidades.

Na identificação dos “Bancos de areia” usaram-se duas abordagens de modo a respeitar duas interpretações possíveis da definição presente na Diretiva: uma que considera todas as áreas de areia em profundidades inferiores a vinte metros (interpretação 1) e a interpretação alternativa que, da nossa parte, mais correta, considera somente as áreas de areia em profundidades inferiores a 20 metros, mas que estejam integralmente rodeadas de águas mais profundas do que vinte metros de profundidade (interpretação 2). No entanto, no PNSACV não existem “bancos de areia” em profundidades inferiores a 20 metros e que estejam integralmente rodeadas de águas mais profundas, e por isso seguimos apenas a interpretação 1. Do ponto de vista de granulometria e, de acordo com a definição, consideram-se todas as áreas de areia, areia vasosa, sedimentos mistos e grosseiros, uma vez que não obtivemos do Instituto Hidrográfico informação detalhada do tipo de sedimento móvel.

A informação dos habitats “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” foi obtida através de compilações de dados de projetos passados, assim como através de contactos recentes com centros de mergulhos e de pesca existentes em localidades da costa do PNSACV. Para os habitats da Diretiva Europeia que, por natureza, são muito extensos, foram obtidas as áreas absolutas e relativas.

4.2.3.3. Classificação Hierárquica EUNIS

4.2.3.3.1. Modelação dos habitats Níveis 3/4

Os níveis superiores e base (Níveis 1, 2, 3 & 4) do sistema de classificação EUNIS (Figura 4.8) têm em consideração três variáveis categóricas, a saber: **tipo de substrato** (e.g. rocha, areia), a **zonação biológica** (e.g. infralitoral, circalitoral) e a classificação da costa no que diz respeito ao efeito da **energia das ondas** (baixa, moderada, alta) (Connor *et al.*, 2004). Do ponto de vista técnico

é necessário, deter cada uma das referidas variáveis em camadas vetoriais/*raster* para posterior realização de uma modelação da classificação hierárquica do tipo “*top-down*”.

Os limites da zonação biológica variam no espaço e foram calculados através da utilização de dados de profundidade e da penetração da luz do sol na água do mar. Dados de KdPAR (*Coefficient Diffuse Photosynthetically Available Radiation*) do Sensor MERIS foram usados para calcular a fração de luz (FR) que chega ao fundo do seguinte modo (Saulquin *et al.*, 2013):

$$(FR = e^{(-hxKdPAR)} \times 100),$$

sendo que h corresponde à profundidade.

As algas e plantas marinhas requerem um mínimo de 1% da luz que incide sobre a superfície do mar (Ballesta *et al.*, 2000; McBreen *et al.*, 2011). Observações e análises regionais indicam que o valor de referência para a costa Algarvia situar-se-á entre 0,8% e 3,65% (Monteiro *et al.*, 2015). Os dados de presença de laminárias na costa permitiram validar o valor aproximado de 1% de luz para o limite da fronteira entre as duas zonas ecológicas. Por reunir maior consenso, o valor de 1% foi usado como *proxy* para definir a fronteira inferior do infralitoral com o circalitoral costeiro.

Relativamente à energia da costa portuguesa, foram tidos em consideração dados de previsão da ondulação do modelo WAVE WATCH (WW3) (IST – maretec.mohid.com). A energia induzida pelas ondas expressa em Newton por metro quadrado (resolução 0,05º) foi aqui usada como *proxy*. Valores de referência usados na definição da categoria moderada que se situa entre 0,00303 e 0,04385 N/m² (Monteiro *et al.*, 2015) foram empregues na definição geral.

Para a previsão e identificação dos complexos de habitats/biótopos dos primeiros níveis da classificação EUNIS, as camadas que representam cada uma das variáveis ambientais foram reclassificadas através da atribuição de códigos, designadamente para o tipo de fundo (e.g. rocha (1), areia (2)), zonação biológica (e.g. infralitoral (100), circalitoral (200)) e nível de energia (e.g. baixa energia (10), moderada (20)). A existência dos códigos simplifica a combinação das diferentes variáveis em ambiente SIG (QGIS Development Team, 2021). Depois de conjugadas as camadas *raster* o resultado da combinação foi convertido na classificação EUNIS como ilustra a figura seguinte (Níveis 1, 2, 3 & 4) (Figura 4.10).

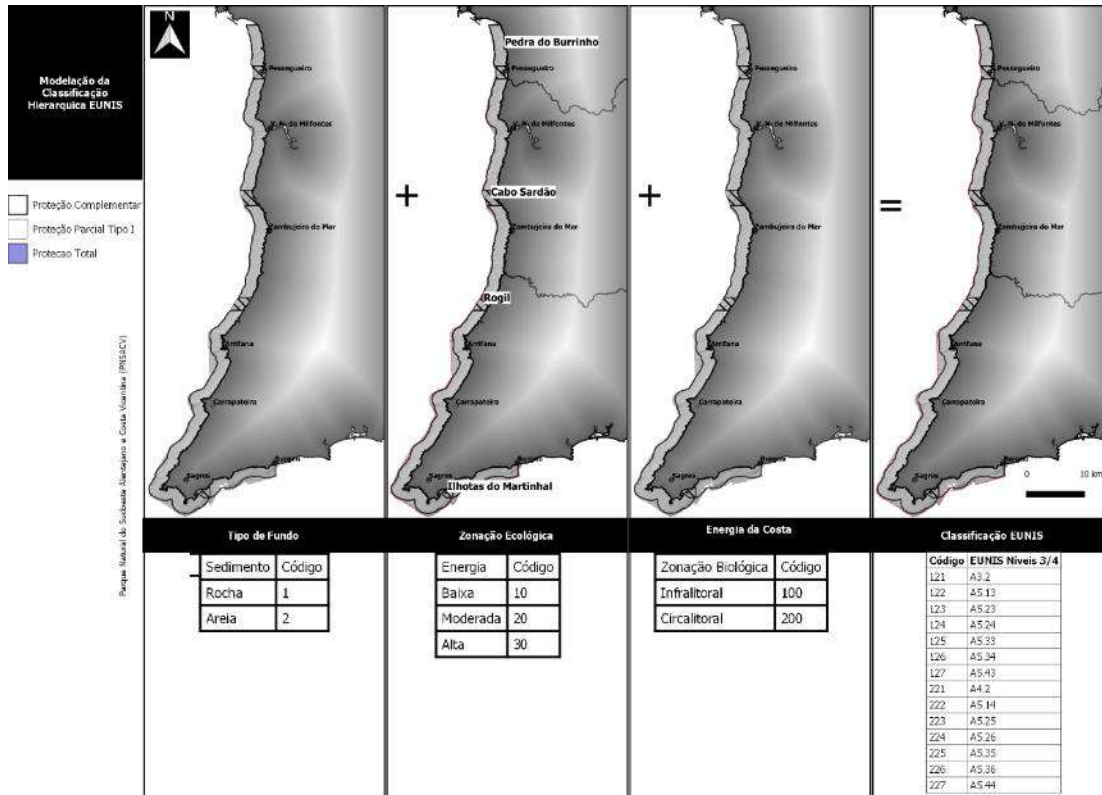


Figura 4.10. Método de combinação dos rasters usados na classificação final dos complexos de habitats até ao nível 3/4 (Complexos de habitats/biótopos).

4.2.3.3.2. Biótopos/Associações de Espécies

De modo a identificar e caracterizar biótopos/associações de espécies de níveis mais altos da classificação EUNIS (Níveis 4 & 5 & 6), análises multivariadas aos dados de abundância foram realizadas no software PRIMER-e (*Plymouth Marine Laboratory*) (Clarke & Warwick, 2001). Depois do cálculo do Índice de Bray-curtis aos dados da matriz de abundância (ind/1000 m²) transformados pela raiz quadrada e com a adição de uma variável “Dummy”, que permite remover os efeitos do elevado número de zeros (Clarke & Gorley, 2006; Clarke *et al.*, 2008), associações/clusters de espécies foram identificadas. Análises hierárquica de Cluster (*Group-averaged linking*) foram realizadas à matriz de similaridade com a utilização da rotina SIMPROF (*Similarity Profile Analysis*; $p < 0,05$) de modo a testar a evidência de diferenças significativas entre as associações/clusters definidos a um nível de confiança de 95%, com base em 1000 permutações e 999 simulações.

A semelhança/dissemelhança entre conjuntos de dados classificados *a priori* foi avaliada através de análises de similaridade ANOSIM (*Analysis of similarities*). A composição das espécies características e indicadoras de cada associação/cluster de espécie foi verificada através da análise

de SIMPER (*Similarity Percentage analysis*). Foi usado o critério de espécies indicadoras aquelas que contribuem com, pelo menos, 60% para a similaridade global. De acordo com Connor *et al.* (2004) uma boa espécie característica/indicadora deve ser exclusiva de um habitat e estar presente na maioria das amostras pertencentes ao habitat. Um valor elevado do rácio sim/SD serve adicionalmente para indicar que a espécie ocorre consistentemente numa elevada proporção das amostras da respetiva associação/*cluster* de espécies.

4.2.4. Resultados

4.2.4.1. Habitats da Diretiva Habitat

No que diz respeito à *Diretiva Habitat* o presente estudo permitiu identificar os dois principais habitats caracterizados em ambiente marinho, do ponto de vista da extensão de área marinha ocupada, designadamente “1170: Recifes” e “1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”. Somente foram identificados bancos de areia de acordo com a interpretação que considera integralmente todas as áreas de fundo de areia em profundidades inferiores a 20 metros (interpretação 1).

Na globalidade os “1110: Bancos de areia” ocupam uma área de 76,3 km² representando cerca de 26,3% da área marinha do PNSACV, entres os quais 5,9 km² (7,7%) encontram-se em zonas de proteção Parcial de tipo I (Tabela XXVIII). Quanto aos “1170: Recifes”, verifica-se que existe uma área de 104,9 km² (36,2%), entre os quais 11,0 km² encontram-se em áreas de Proteção Parcial de Tipo I. O restante da área, refere-se a substrato móvel não classificado (i.e., substrato móvel a profundidades superiores a 20 m). A Figura 4.11 e a Figura 4.12 exibem a ocupação espacial dos “1110: Bancos de areia” e dos “1170: Recifes”, bem como das “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas”, respetivamente na costa do Sudoeste Alentejano e na Costa Vicentina.

Tabela XXVIII. Habitats da Diretiva Europeia Habitats no PNSACV: Áreas absolutas e relativas, número de grutas presentes em toda a área do parque e em diferentes áreas de proteção (Interpretação I). Nota: Bancos de Areia considerando todas as áreas de areia em profundidades inferiores a 20 m.

Zona de Proteção	Bancos de Areia		Recife		Total		Grutas	
	km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	n	%
Proteção Complementar	70,3	92,1	93,0	88,6	265,6	91,5	15	60,0
Proteção Parcial Tipo I	5,9	7,7	11,5	11,0	23,5	8,1	10	40,0
Proteção Total	0,1	0,2	0,5	0,4	0,6	0,2	0	0,0
Total	76,3	26,3	104,9	36,2	290,1		25	

Por sua vez, as “Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” não representam áreas comparáveis, mas apresentam uma grande representatividade, sobretudo na costa sul do PNSACV. No conjunto foram identificados 25 sítios de “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas, dos quais 10 encontram-se em locais de Proteção Parcial I (Tabela XXVIII). As grutas identificadas na Costa Vicentina são costeiras e encontram-se presentes nas Falésias Sul de Sagres (13) e nas Ilhotas do Martinhal (2), algumas apresentando grande extensão em comprimento e largura (Figura 4.11). Por sua vez, as grutas identificadas na Costa Sudoeste Alentejana em mar aberto, encontram-se nas proximidades a ilha do Pessegueiro e a Norte desta (Figura 4.12).

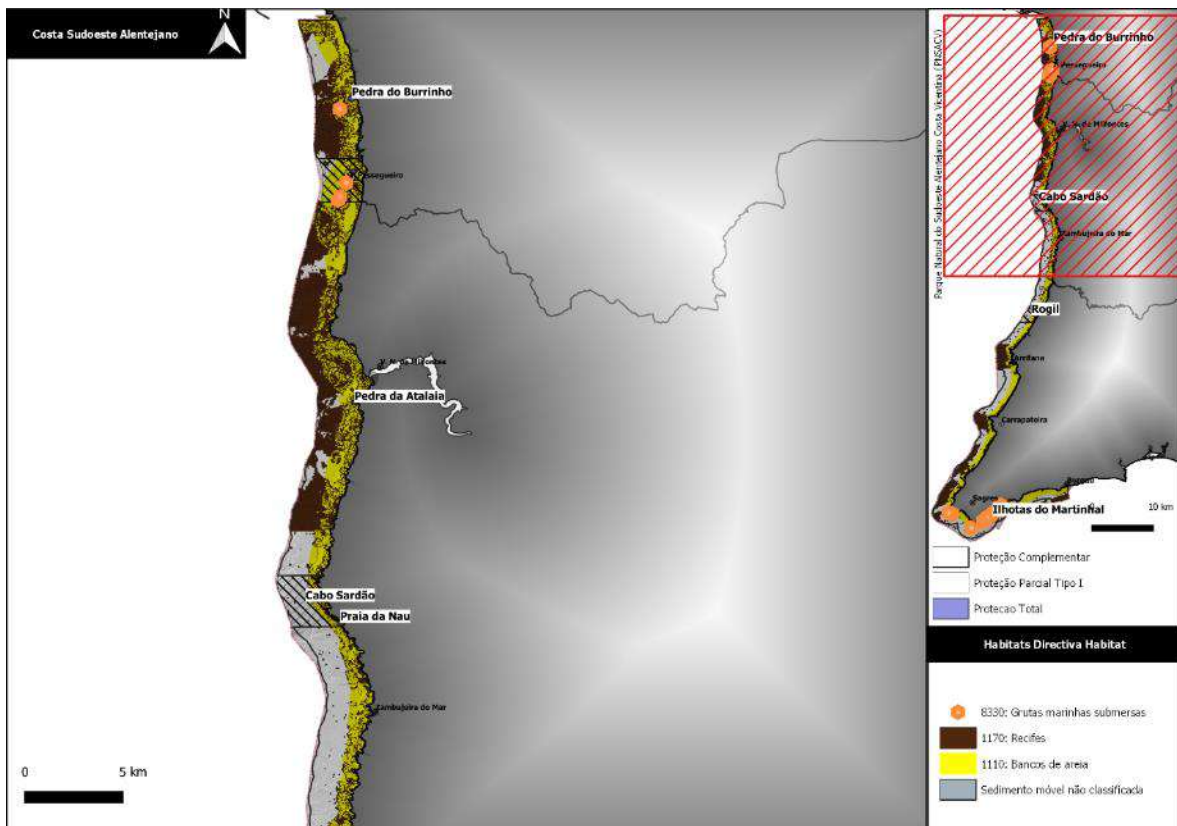


Figura 4.11. “Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, recifes e “Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” na área marinha do PNSACV (Sudoeste Alentejano).

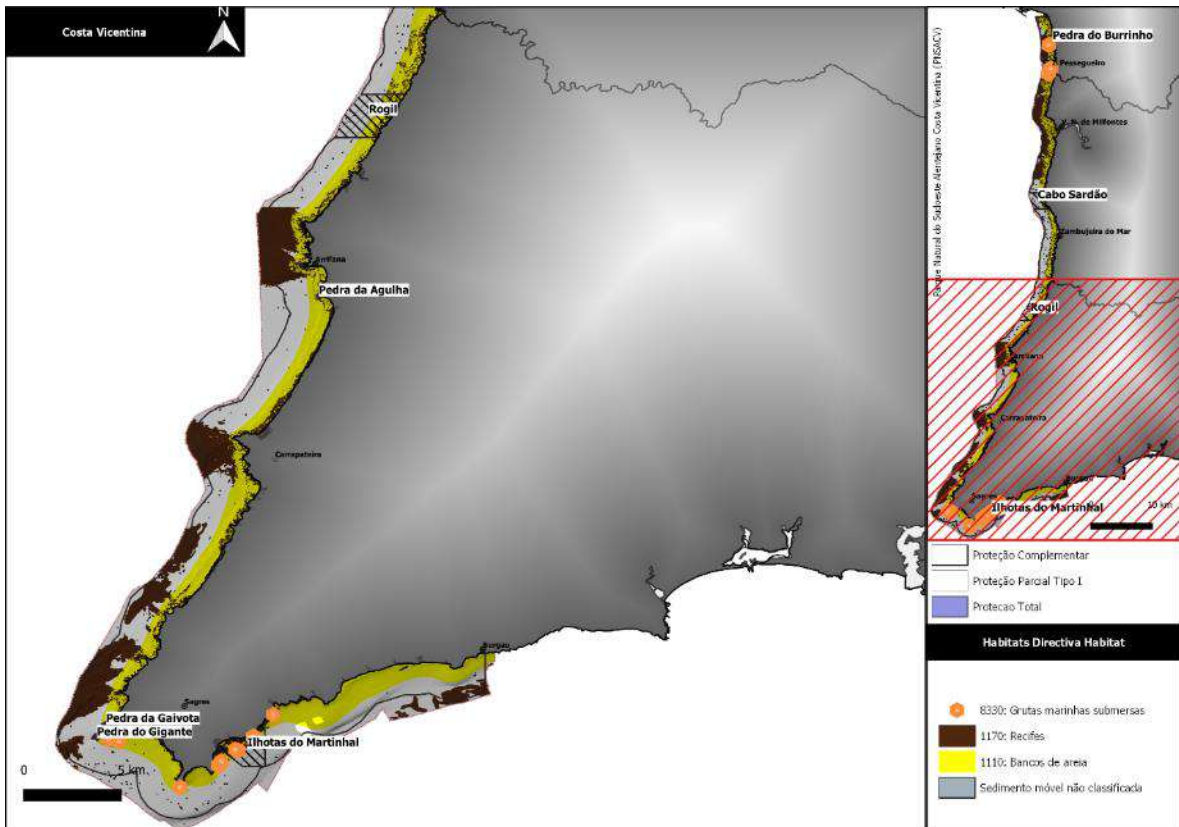


Figura 4.12. “Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, recifes e “Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” na área marinha do PNSACV (Costa Vicentina).

As figuras seguintes ilustram o pormenor dos habitats da Diretiva Habitat no contexto das áreas de Proteção Parcial I e Total (Figura 4.13, Figura 4.14).

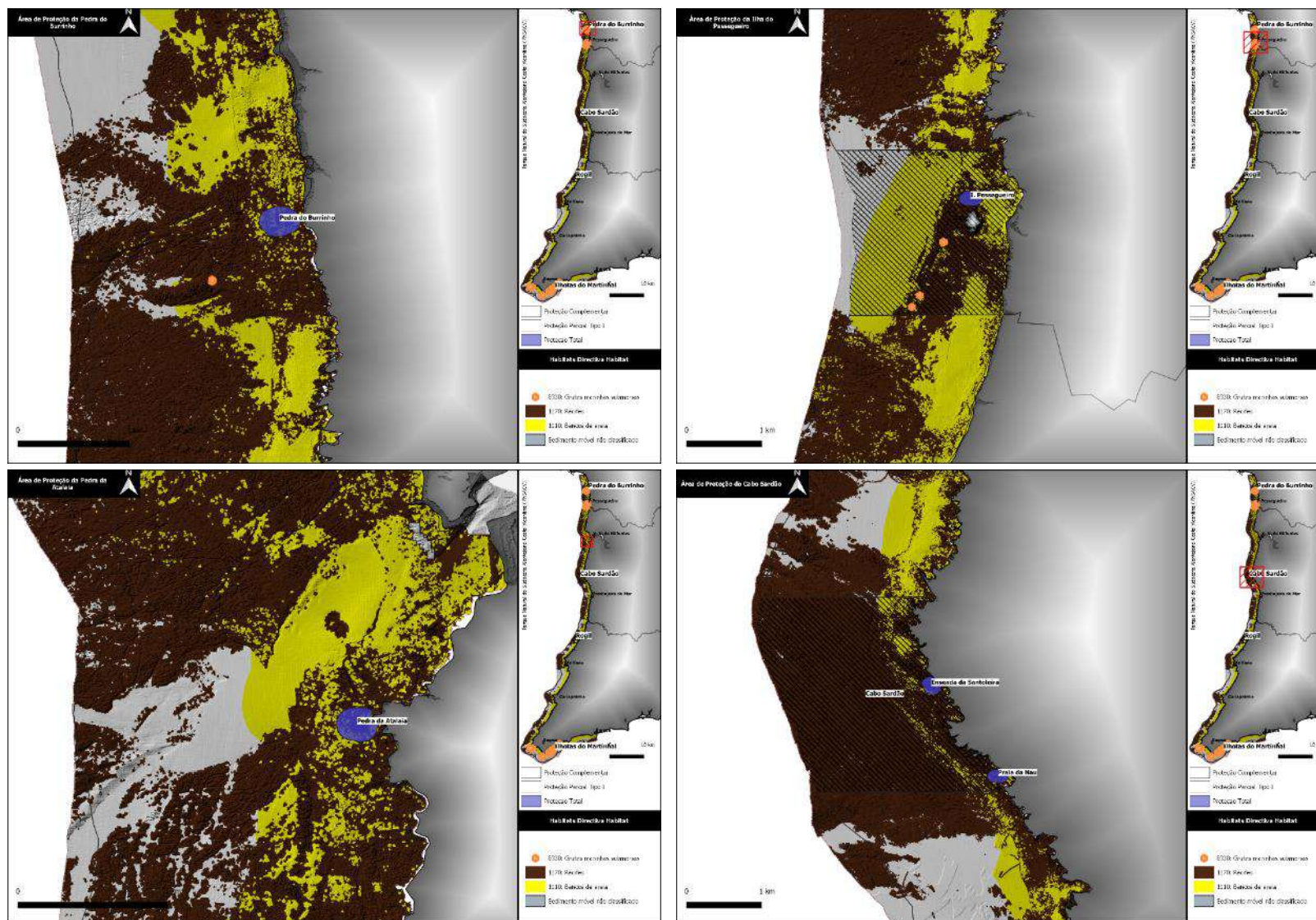


Figura 4.13. “Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, recifes e “Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” em quatro áreas de proteção Parcial I (PPI) e proteção total (PT) da costa alentejana do PNSACV: Pedra do Burrinho (PT), Ilha do Pessegueiro (PPI) e seus ilhotes (PT), Pedra da Atalaia (PT) e Cabo Sardão, com Pedras da Enseada da Santoleira e Praia da Nau (PT).

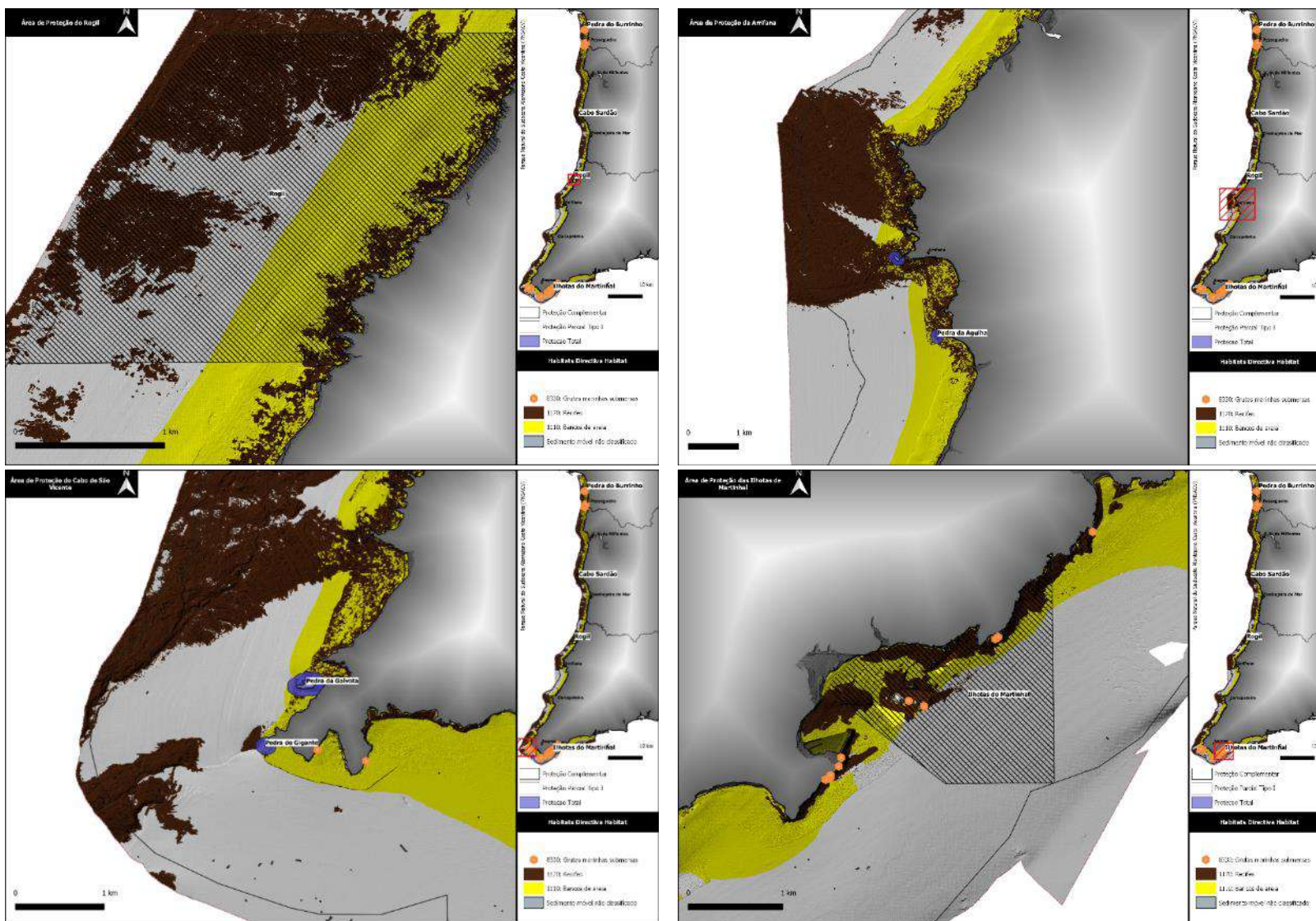


Figura 4.14. “Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, recifes e “Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” nas áreas de proteção parcial I (PPI) e proteção total (PT) da costa vicentina do PNSACV: Rogil, Pedra da Carraca e Pedra da Agulha (PT, zona da Arrifana), Pedra da Gaiivota e Pedro do Gigante (PT, Cabo de São Vicente) e Ilhotas do Martinhal (PPI).

4.2.4.2. Classificação Hierárquica EUNIS

4.2.4.2.1. Camadas de Variáveis

As variáveis categóricas usadas na modelação base da classificação hierárquica EUNIS foram definidas, designadamente: o Tipo de fundo, a Zonação biológica e a Energia da costa. A Figura 4.15 ilustra espacialmente cada uma das variáveis e o resultado final da sua modelação em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG).

O tipo de fundo identificado ocupa cerca de 186,2 Km² de sedimento móvel (64,2 %) e cerca de 103,4 km² de recife rochoso (35,7%). Na sua grande parte, a área abrange territórios da zonação biológica do infralitoral que cobre cerca 77,7% e em menor porção a zona do circalitoral (22,3%). Da análise dos dados espaciais da energia média das ondas na costa, determinou-se que o litoral situado a leste do Cabo de Sagres é classificado num regime de baixa energia do mar (14,3%), enquanto todo o restante litoral a Oeste encontra-se em termos médios globais no regime de energia moderada (85,6%) (Figura 4.15).

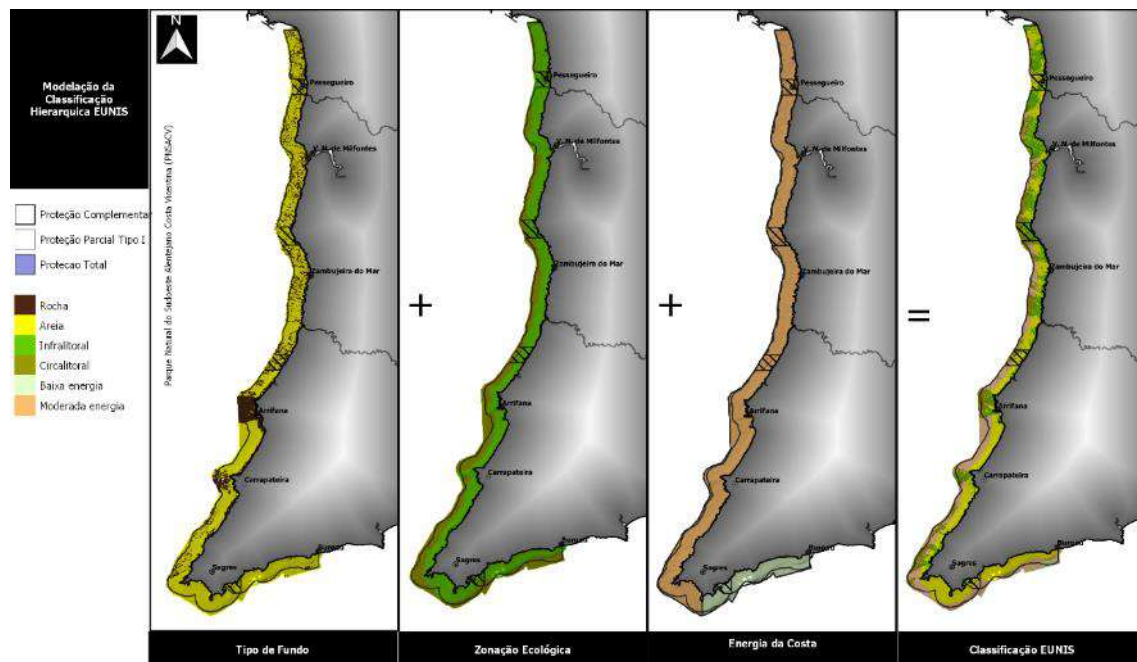


Figura 4.15. Variáveis usadas na classificação dos complexos habitats EUNIS: Tipo de fundo, Zonação biológica, Energia da costa e a respetiva modelação da classificação hierárquica (Nível 3/4).

As áreas de **Proteção Total** ocupam cerca de 0,6 km² (0,2%), as áreas de **Proteção Parcial** cerca de 23,5 km² (8,1%), enquanto a **Proteção Complementar** apresenta uma cobertura substancialmente superior de cerca de 266,0 km² (91,7%) do PNSACV (Área total de 290,1 km²).

Observando globalmente os complexos de habitats base modelados com base nas três variáveis/camadas é possível obter superfícies de classificação EUNIS de nível 4 para os substratos móveis⁹ e de nível 3 para os recifes¹⁰, apresentando representatividades variáveis ao longo todo o PNSACV (Tabela XXIX; Figura 4.16).

Tabela XXIX. Áreas absolutas e relativas dos diferentes complexos de **habitats EUNIS** de toda a área marinha do PNSACV. Nota: A3.2: Rocha do infralitoral de energia moderada do Atlântico e Mediterrâneo; A3.3: Rocha do infralitoral de baixa energia do Atlântico e Mediterrâneo; A4.2: Rocha do circalitoral de energia moderada do Atlântico e Mediterrâneo; A4.3: Rocha do circalitoral de baixa energia do Atlântico e Mediterrâneo; A5.23: Areia fina do infralitoral; A5.25: Areia fina do circalitoral;

Tipo de Fundo	EUNIS	Proteção Complementar		Proteção Parcial Tipo I		Proteção Total		Total	
		km ²	%	Km ²	%	Km ²	%	Km ²	%
Recife (R)	A3.2	58,3	89,5	6,4	9,9	0,4	0,7	65,1	22,4
	A3.3	0,6	43,3	0,8	56,7	0,0	0,0	1,5	0,5
	A4.2	31,6	88,2	4,2	11,8	0,0	0,0	35,9	12,4
	A4.3	1,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,3
	Total R		91,5	88,5	11,5	11,1	0,4	0,4	103,4
Sedimento Móvel (SM)	A5.23	114,8	92,4	9,3	7,5	0,2	0,1	124,3	42,9
	A5.25	59,2	95,7	2,6	4,3	0,0	0,0	61,9	21,3
	Total SM		174,1	93,5	12,0	6,4	0,2	0,1	186,2
Total Geral		266,0	91,7	23,5	8,1	0,6	0,2	290,1	

Entre os complexos de habitats de recife do infralitoral verifica-se que o habitat “A3.2 - Rocha do infralitoral em energia moderada do Atlântico e Mediterrâneo” domina – ocupando mais de 65,1 km² (22,4%), enquanto o habitat “A3.3 - Rocha do infralitoral em energia baixa do Atlântico e Mediterrâneo” ocupa cerca de 1,5 km² (0,5%) (Tabela XXIX; Figura 4.16). Os habitats de Recifes do circalitoral ocupam por sua vez menor área (36,9 km²), sendo que na sua maior parte encontram-se localizados na costa oeste (“A4.2: Rocha do circalitoral em energia moderada do Atlântico e Mediterrâneo”) (12,4%).

⁹ [Areia \(https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,423,2501#level_2501\)](https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,423,2501#level_2501)

¹⁰ [Recifes \(https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,440,445#level_443\)](https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,440,445#level_443)

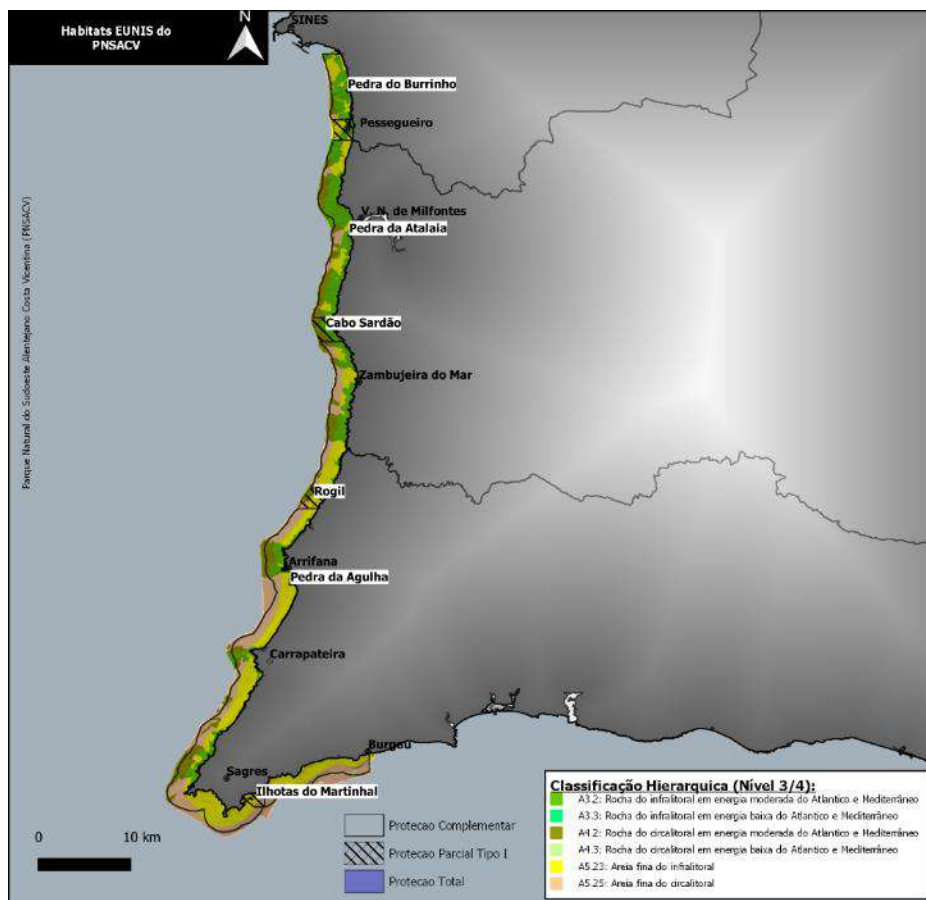


Figura 4.16. Classificação hierárquica EUNIS (Nível 3/4) de toda a área marinha do PNSACV: complexos de habitats.

Os complexos de habitats de substrato móvel apresentam maior representatividade nos habitats mais costeiros, sendo que o habitat “A5.23 - *Areia fina do infralitoral*” - representa cerca de 124,3 km² (42,9%), enquanto o habitat “A5.25 - *Areia fina do circalitoral*” ocupa 61,9 km² (21,3%). Pela sua relevância na gestão da área marinha do PNSACV é de salientar que as áreas de Proteção Parcial I apresentam diferentes representatividades dos habitats nelas contidos, variando entre a ausência do habitat “A4.3: *Rocha do circalitoral em energia baixa do Atlântico e Mediterrâneo*” (habitat muito raro no parque <1%) e os 56,7% do habitat “A3.3: *Rocha do infralitoral em energia baixa do Atlântico e Mediterrâneo*” (Figura 4.16; Tabela XXIX).

4.2.4.2.2. Habitats de Substrato Móvel

A avaliação dos dados biológicos permitiu certificar que o substrato móvel da Costa Vicentina apresenta, no que diz respeito à sua diversidade de epifauna característica, uma

composição de razoável uniformidade em toda a sua extensão (ver secção 3.2.4). A Análise de Similaridade (ANOSIM) permitiu atestar que muitas sobreposições de espécies entre a zona ecológica do infralitoral e o circalitoral ($R = 0,227$; $p=0,007$), bem como entre a zona a leste e a costa a Oeste do cabo de Sagres ($R = 0,300$; $p=0,001$) podem ser encontradas ($R<1$), fazendo com que não possam ser consideradas muito diferentes entre si em termos biológicos.

Globalmente falando, a integridade dos habitats pode ser caracterizada por uma similaridade média entre os locais relativamente baixa (20,91%; SIMPER Analysis). As comunidades são caracterizadas pela ocorrência de baixas densidades (ver secção 3.2.4) de peixes chatos (pleuronectiformes) de pequenas dimensões (e.g. Carta-do-mediterrâneo *Arnoglossus laterna* (17,07%), Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (12,44%), Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (8,30%), Carta-pontuada *Arnoglossus thori* (3,68%)), mas também de espécies de invertebrados que aparecem com pouca consistência, mas que contribuem em grande medida para a similaridade média dos locais (e.g. Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (31,56%), Camarão *Philocheras trispinosus* (4,35%), Caranguejo-pilado *Polybius henslowii* (2,87%), Estrela-frágil *Ophiura ophiura* (2,79%)).

Ao ter-se em conta a zonação biológica no contexto da hierarquização da classificação, há como consequência, a “imposição” conceptual da presença de dois biótopos de substrato móvel de nível 5, que não existem na estrutura EUNIS original (Figura 4.16) mas que ficam aqui sugeridos para incorporar este sistema de classificação, a saber:

- **A5.23_MARSW¹¹: Comunidades faunísticas dispersas de areia do infralitoral;**
- **A5.25_MARSW2: Comunidades faunísticas dispersas de areia do circalitoral.**

Da análise hierárquica de cluster e a inclusão da rotina SIMPROF (*Similarity Profile Analysis*; $p<0,05$) conseguiu-se discriminar associações de espécies que poderão no futuro configurar biótopos do nível EUNIS acima (Nível 6). Para o biótopo *A5.23_MARSW1 - Comunidades faunísticas dispersas de areia do infralitoral* foram identificadas três associações/biótopos de espécies que fundamentalmente podem ser observadas na zona infralitoral do PNSACV ([*Diogenes pugilator*] e [*Arnoglossus laterna*] em areias finas do infralitoral; [*Philocheras trispinosus*] e [*Pegusa lascaris*] em areias finas do infralitoral; [*Buglossidium luteum*] e [*Arnoglossus thori*] em areias finas do infralitoral) e uma no biótopo

¹¹ Código MARSW para um habitat que não existente na estrutura de classificação hierárquica EUNIS (https://eunis.eea.europa.eu/habitats-code-browser.jsp?expand=1,440,442,443#level_443)

A5.25_MARSW2: Comunidades faunísticas dispersas de areia do circalitoral, foi identificada uma associação/biótopo (*Buglossidium luteum*] e [*Arnoglossus laterna*] em areias finas do circalitoral) (Figura 4.17, Figura 4.18, Tabela XXX):

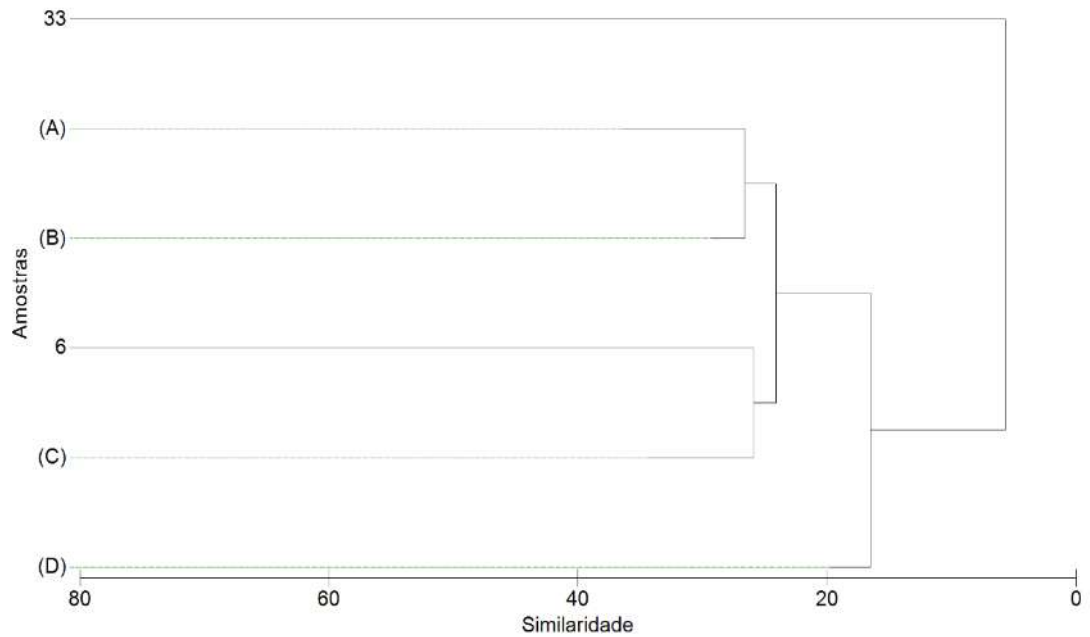


Figura 4.17. Análise de *Cluster* de dados biológicos com a inclusão da rotina SIMPROF permitindo observar a identificação de três associações de espécies que ocorrem no infralitoral ($|A|B|C|$) e uma que ocorre no circalitoral ($|D|$). Os arrastos 6 e 33 não foram incluídos em nenhuma associação. As linhas tracejadas verdes correspondem a conjuntos de amostras representantes de diferentes associações.

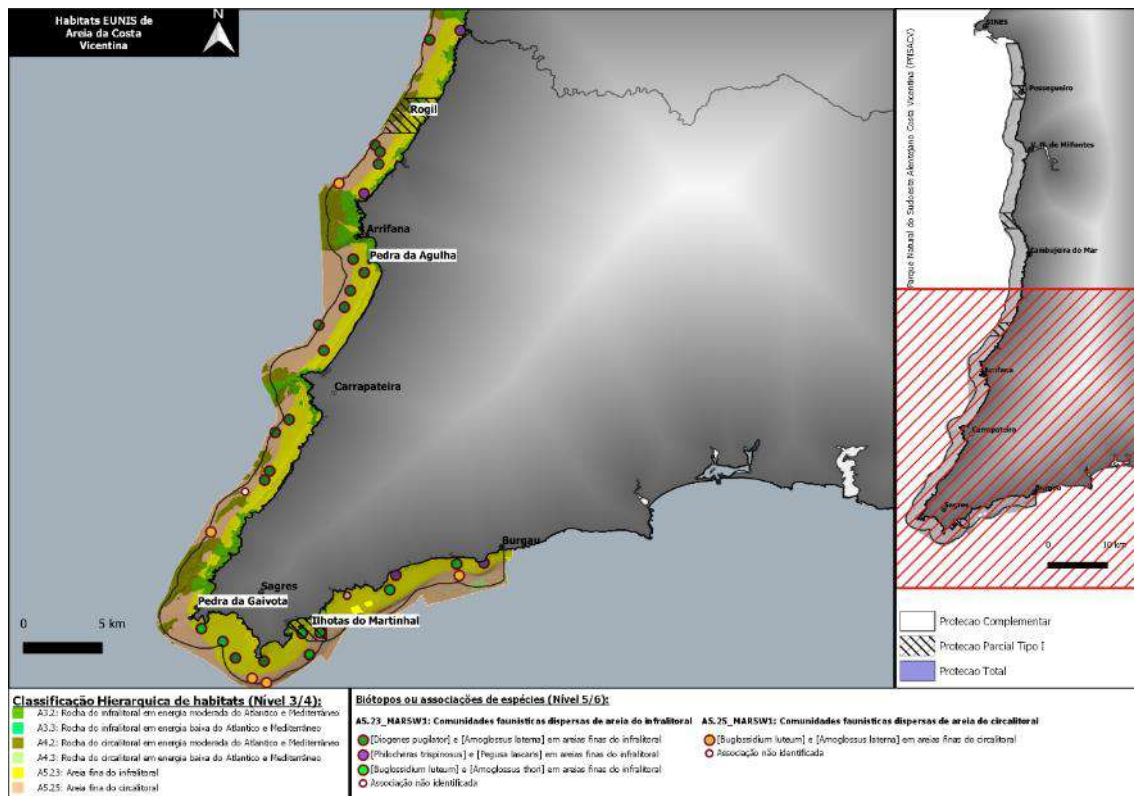


Figura 4.18. Habitats EUNIS e biótopos ou associações de espécies presentes no substrato móvel da área marinha da Costa Vicentina (PNSACV).

As associações de espécies identificadas depois de agrupadas no *cluster* pela rotina SIMPROF (Figura 4.17) podem ser caracterizadas do seguinte modo quanto às espécies características e à sua contribuição relativa para a similaridade global (SIMPER - *Similarity Percentage Analysis*) (Tabela XXX):

Tabela XXX. Biótopos ou associações de espécies caracterizados no substrato móvel da área marinha da costa Vicentina (PNSACV). Nota: ID refere-se ao código da associação de espécies ou biótopo determinado pelo cluster com inclusão do SIMPROF.

Habitat EUNIS (Nível 4)	Habitat EUNIS (Nível 5)	Nº ID	Nº arrastos / (%)	Prof. (m)	Biótopos/Associação de espécies (Nível 6)	Espécies Características (Negrito: espécies indicadoras)	Sim. Média (%)
A5.23: Área fina do infralitoral	A5.23_MARSW 1: Comunidades faunísticas dispersas de areia fina do infralitoral	A	16 (47,1 %)	5,6 - 15,5	[Diogenes pugilator] e [Arnoglossus laterna] em áreas finas do infralitoral	Diogenes pugilator , Arnoglossus laterna , Pegusa lascaris , Buglossidium luteum , Polybius henslowii , Pomatoschistus minutus , Callionymus reticulatus , Arnoglossus imperialis	33,41
		B	4 (11,8 %)	19,6 - 44,1	[Philocheras trispinosus] e [Pegusa lascaris] em áreas finas do infralitoral	Philocheras trispinosus , Pegusa lascaris , Diogenes pugilator , Pomatoschistus minutus	40,32
		C	7 (20,6 %)	14,4 - 43,4	[Buglossidium luteum] e [Arnoglossus thori] em áreas finas do infralitoral	Buglossidium luteum , Arnoglossus thori , Ophiura ophiura , Diogenes pugilator ,	37,19



A5.25: Areia fina do circalitoral	A5.25_MARSW 2:	D	5 (14,7 %)	32,6 - 55,7	[Buglossidium luteum] e [Arnoglossus laterna] em areias finas do circalitoral	Arnoglossus laterna, Tritia reticulata, Macropodia rostrata, Callionymus reticulatus, Trachinus draco, Tritia pygmaea, Tritia heyneimanni, Philocheras trispinosus	15,65
	Comunidades faunísticas dispersas de areia fina do circalitoral					Buglossidium luteum, Arnoglossus laterna	

A5.23_MARSW1 - Comunidades faunísticas dispersas de areia do infralitoral

[A]: [*Diogenes pugilator*] e [*Arnoglossus laterna*] em areias finas do infralitoral

Associação de espécies na zona infralitoral da Costa Vicentina a oeste da ponta de Sagres (5-15 metros), mas podendo estar presente em zonas do circalitoral (Figura 4.19). É predominantemente caracterizada em termos de similaridade pela consistente presença de espécies indicadoras como o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (44,56%; Sim/SD=1,60) e a Carta-do-mediterrâneo *Arnoglossus laterna* (15,21%; Sim/SD=1,20). Igualmente encontram-se também presentes outras pequenas espécies de pleuronectiformes, designadamente o Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (8,20%), o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (5,88%) e a Carta-imperial *Arnoglossus imperialis* (3,27%), mas também o Caboz-da-areia *Pomatoschistus minutus* (5,36%), o Peixe-pau *Callionymus reticulatus* e invertebrados presentes menos consistentemente, designadamente o Caranguejo-pilado *Polybius henslowii* (5,61%).

[B]: [*Philocheras trispinosus*] e [*Pegusa lascaris*] em areias finas do infralitoral

Associação de espécies encontrada na zona infralitoral de toda a Costa Vicentina podendo ser encontrado em zonas mais fundas (20-44 metros), predominantemente dominado na sua similaridade pelo pequeno Camarão *Philocheras trispinosus* (61,49%; Sim/SD=5,07) e pelo Linguado-da-areia *Pegusa lascaris* (14,46%; Sim/SD=3,99), como também pelo Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (11,16%) e pelo pequeno Caboz-da-areia *Pomatoschistus minutus* (4,50%).

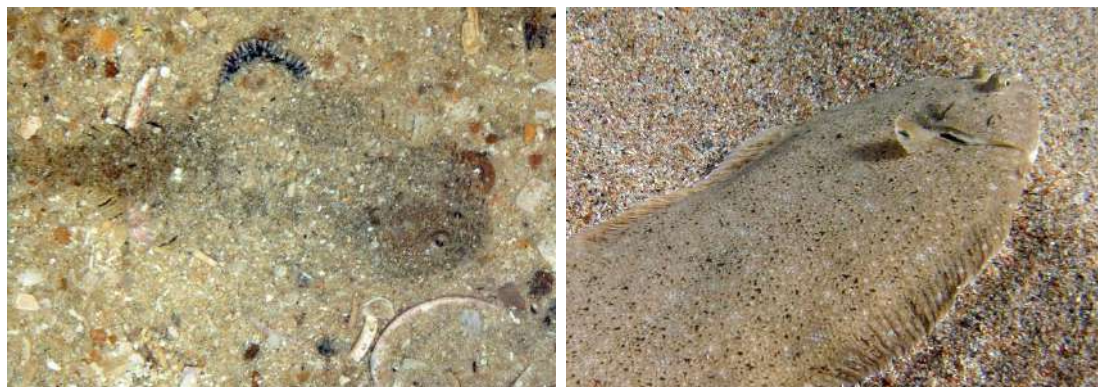


Figura 4.19. Espécies presentes nos biotópos de substrato móvel. Língua-de-gato (*Buglossidium luteum*) (esquerda) e Linguado-da-areia (*Pegusa lascaris*) (direita).

[C]: [*Buglossidium luteum*] e [*Arnoglossus thori*] em areias finas do infralitoral

Associação de espécies da zona infralitoral da Costa Vicentina a Leste da ponta do Cabo de São Vicente (14 - 43 metros), predominantemente dominado na sua similaridade pela presença das pequenas espécies de pleuronectiformes como o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (16,69%; Sim/SD=1,18), a Carta-pontuada *Arnoglossus thori* (16,02%; Sim/SD=1,43) e ainda por invertebrados componentes da epifauna, designadamente o Ofiurídeo-serpente *Ophiura ophiura* (15,84%), e o Caranguejo-eremita-pugilista *Diogenes pugilator* (14,18%). Outras espécies que contribuem para a unidade destes locais, do ponto de vista da sua contribuição para a similaridade, foram: Carta-do-mediterrâneo *Arnoglossus laterna* (10,70%), o pequeno búzio *Tritia reticulata* (5,71%), o Caranguejo-aranha *Macropodia rostrata* (2,83%) e o Peixe-pau *Callionymus reticulatus* (2,74%).

A5.25_MARSW2: Comunidades faunísticas dispersas de areia do circalitoral.

[D]: [*Buglossidium luteum*] e [*Arnoglossus laterna*] em areias finas do circalitoral

Associação de espécies encontrado na zona circalitoral da Costa Vicentina a sul da Arrifana (32,6 - 55,7 metros), predominantemente dominado na sua similaridade pela presença de duas espécies indicadoras das pequenas espécies pleuronectiformes como o Língua-de-gato *Buglossidium luteum* (51,83%) e a Carta-pontuada *Arnoglossus laterna* (48,17%).

4.2.4.2.3. Habitats de Recifes rochosos subtidais pouco profundos (<15 m)

Dados de biodiversidade e abundância de epifauna invertebrada obtidos através censos em mergulho com escafandro autónomo foram usados na segregação e caracterização de habitats em áreas rochosas pouco profundas. De um modo geral o método foi usado para a caracterização dos locais mais costeiros e predominantemente até à batimétrica dos 15 metros de profundidade (infralitoral). A abundância e a diversidade da cobertura de algas e de espécies piscícolas foram igualmente incluídas na caracterização depois de segregados os habitats pela análise da megafauna invertebrada.

A diversidade biológica, bem como uma considerável variabilidade e heterogeneidade das comunidades de epifauna em toda a extensão da área marinha do PNSACV foi observada (ver secção 3.2.2). No entanto, numa análise multivariada global das comunidades observadas atestou-se que existem muitas espécies partilhadas entre a zona a leste e a oeste do cabo de Sagres, não havendo uma clara separação estatística da composição das suas comunidades ($R = -0,005$; $p=0,53$) (Análise de Similaridade/ANOSIM).

As comunidades biológicas que ocorrem no recife rochoso podem ser caracterizadas por um conjunto de invertebrados, visivelmente dominadas por equinodermes e esponjas, apresentando, no entanto, uma similaridade média (SIMPER *Analysis*) entre os locais relativamente baixa (23,22%).

Entre as espécies que mais contribuem para a similaridade globais destacam-se o Ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* (contribuição para a similaridade: 33,55%), Pepinos-do-mar (*Holothuria (Panningothuria) forskali*, 15,57%; *Holothuria (Rowethuria) arguinensis*, 7,85%), as Estrelas-do-mar (*Echinaster sepositus*, 9,35%; *Marthasterias glacialis*, 6,74%), Estrelas-frágeis (*Ophiocomina nigra*, 3,62%; *Ophioderma longicauda*, 2,23%) e esponjas (*Phorbas fictitius*, 3,09%; *Scopalina lophyropoda*, 1,21%). Entre as espécies piscícolas a Safia *Diplodus vulgaris* (30,15%), a Judia *Coris Julis* (18,56%) e a Marachomba-cornuda *Parablennius pilicornis* (18,30%) são as espécies mais características dos recifes pouco profundos. Variadíssimas espécies de algas foram identificadas sendo que as que configuram serem características do recife costeiro do PNSACV são as algas calcárias *Mesophyllum lichenoides* (32,87%), a *Asparagopsis armata* (8,09%), *Plocamium cartilagineum* (7,62%), *Dictyota dichotoma* (4,92%), *Corallina officinalis* (4,09%) e *Chondria coerulescens* (3,75%).

Do mesmo modo que foi aludido para as comunidades de substrato móvel, no contexto da hierarquia da classificação EUNIS existe a “imposição” conceptual da presença de certos

habitats. Nos recifes do infralitoral existe assim um habitat mais exposto a intensidade e energia do mar, situado a oeste da ponta de Sagres, e outro mais protegido da ondulação, situado a leste da ponta de Sagres (Figura 4.16):

- **A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada;**
- **A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em baixa energia.**

Da análise hierárquica de cluster efetuada com a inclusão da rotina SIMPROF (*Similarity Profile Analysis*; $p < 0,05$) foi possível discriminar associações de espécies que podem ser enquadradas nos dois habitats referidos atrás, e poder configurar biótopos de recife do infralitoral rochoso de nível 5 (Figura 4.20). Foram reconhecidas quatro associações/biótopos de espécies (**Comunidades de equinodermes; Fácies de anémonas; Fácies de *Mytilus edulis***) que podem ser observadas na zona infralitoral e que se inserem no complexo de biótopos *A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada*, sendo que um deles foi também observado em mergulhos no infralitoral a leste do cabo de Sagres (**Comunidades mistas de equinodermes e esponjas**) e que se encontra integrado no também complexo de biótopos *A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em baixa energia* (Tabela XXXI, Figura 4.21 e Figura 4.22).

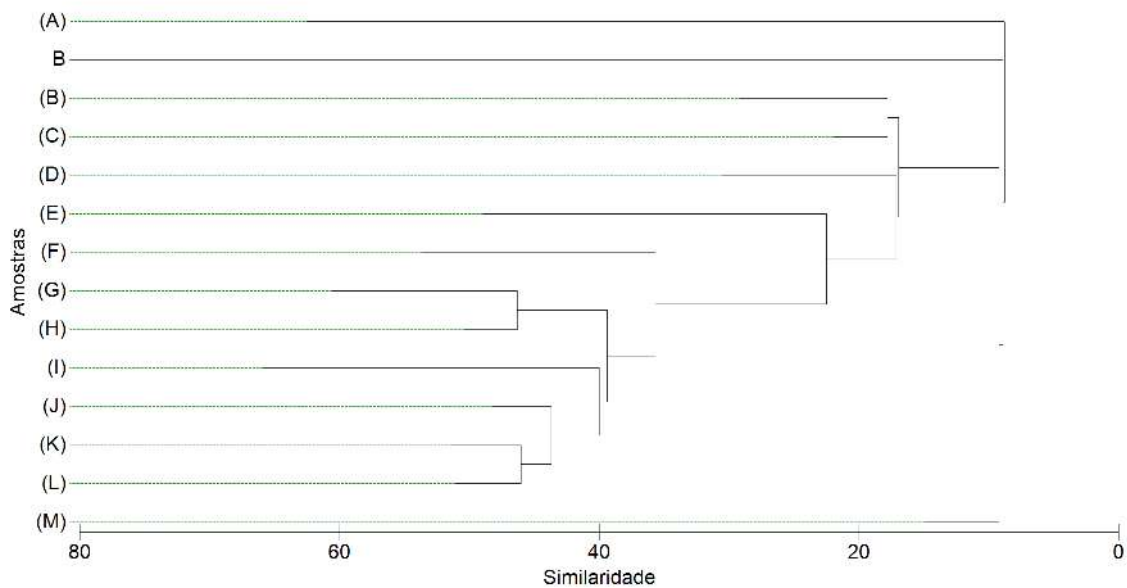


Figura 4.20. Análise de *Cluster* de dados biológicos com a inclusão da rotina SIMPROF e a identificação de Três associações de espécies/biótopos que ocorrem somente na costa mais exposta do PNSACV (|B|E|F|G|H|I|J|K|L|/|B|M| e |A|) e um que ocorre em toda a extensão do PNSACV (|D|). O transecto identificado pela letra B não foi incluído em qualquer associação. As linhas tracejadas verdes correspondem a conjuntos de amostras representantes de diferentes associações.

Tabela XXXI. Biótopos ou associações de espécies caracterizados nos recifes do PNSACV. *Camas de *Mytilus edulis* em intertidal na lista OSPAR de habitat ameaçados/declínio. Nota: ID refere-se ao código da associação de espécies ou biótopo determinado pelo cluster com inclusão do SIMPROF.

Habitat EUNIS (Nível 4)	Habitat EUNIS (Nível 5)	ID	Nº mergulhos (%)	Nº transectos (%)	Prof. (m)	Espécies Características (Negrito: espécies indicadoras)	Sim. Média (%)
A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia baixa	Comunidades mistas de equinodermes e esponjas	D	14 (28,0%)	40 (25,0%)	15,5	Invertebrados:	27,24
						<i>Paracentrotus lividus</i>, <i>Phorbas fictitius</i>, <i>Scopalina lophyropoda</i>, <i>Marthasterias glacialis</i>, <i>Holothuria (Holothuria) mammata</i>, <i>Schizomavella</i> sp., <i>Sarcotragus foetidus</i>, <i>Anemonia sulcata</i>, <i>Holothuria (Rowethuria) arguinensis</i>, <i>Diplosoma spongiforme</i>, <i>Polycirrus</i> sp., <i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	
A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada						Peixes: <i>Diplodus vulgaris</i> , <i>Coris julis</i> , <i>Parablennius pilicornis</i>	69,86
						Macroalgas: <i>Mesophyllum lichenoides</i> , <i>Corallina officinalis</i> , <i>Codium</i> sp., <i>Phyllophora sicula</i> , <i>Chondria coeruleascens</i> , <i>Halopteris scoparia</i>	63,19
A3.24: Comunidades faunísticas do	Comunidades de equinodermes	B E F G H	30 (60,0%)	97 (60,6%)	7,0 - 16,7	Invertebrados: <i>Paracentrotus lividus</i>, <i>Holothuria</i>	40,18



infralitoral em energia moderada

|I|J
|K|L
|

					<p>(Panningothuria) forskali, Echinaster sepositus, Holothuria tubulosa, Holothuria (Rowethuria) arguinensis, Ophiocomina nigra, Marthasterias glacialis</p> <p>Peixes: <i>Diplodus vulgaris, Coris julis, Parablennius pilicornis</i></p> <p>Macroalgas: <i>Mesophyllum lichenoides, Asparagopsis armata, Polysiphoniae, Plocamium cartilagineum, Dictyota dichotoma</i></p>
Fácies de anémonas	B M	8 (16,0%)	16 (10,0%)	4,5 - 15,0	<p>Invertebrados: <i>Anemonia sulcata, Actinia equina, Actinia fragacea, Marthasterias glacialis, Paracentrotus lividus, Schizomavella sp., Mytilus sp.</i></p> <p>Peixes: <i>Diplodus vulgaris, Parablennius pilicornis</i></p> <p>Macroalgas: <i>Mesophyllum lichenoides, Plocamium cartilagineum, Asparagopsis armata, Ceramium sp., Dictyota dichotoma</i></p>
Facies de <i>Mytilus edulis</i> *	A	1 (2,0%)	2 (1,3%)	15,5	<p>Invertebrados: <i>Mytilus edulis, Scopalina lophyropoda, Amphibetia operculata</i></p> <p>Peixes: <i>Diplodus vulgaris, Parablennius pilicornis</i></p> <p>Macroalgas: <i>Mesophyllum lichenoides, Corallina officinalis, Halopteris scoparia, Phyllophora sicula, Dictyota dichotoma</i></p>

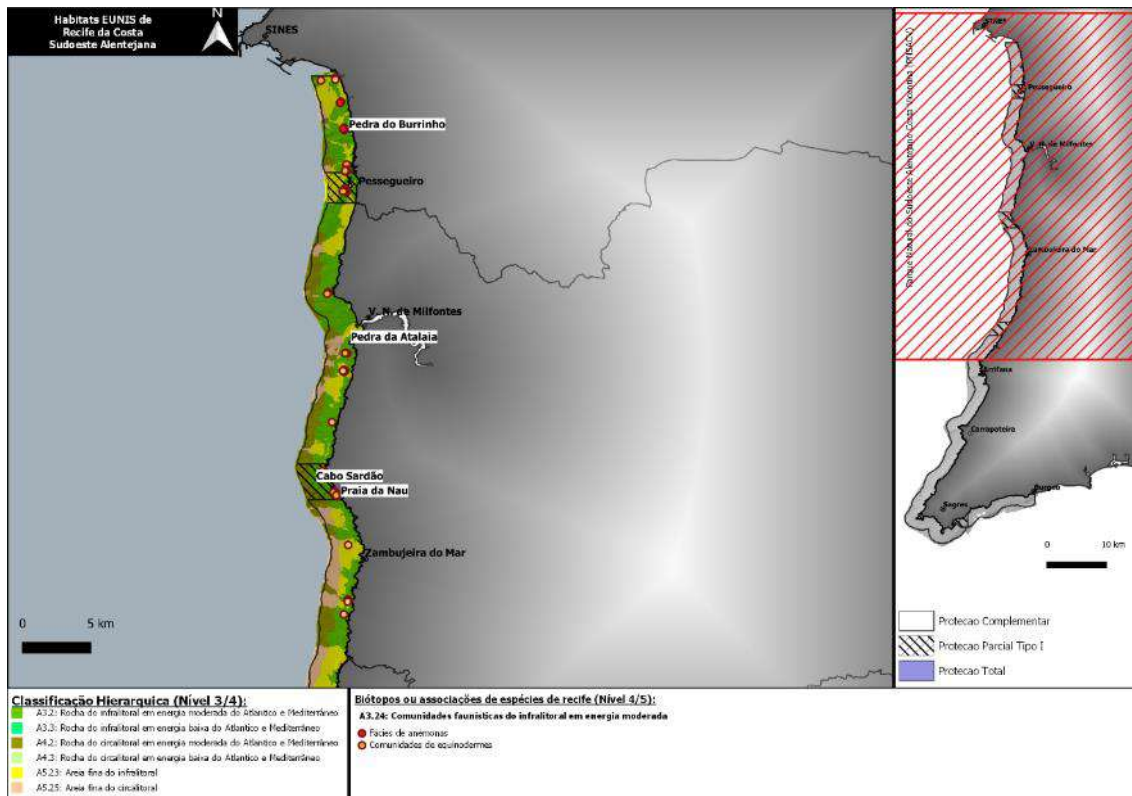


Figura 4.21. Habitats EUNIS e biótopos ou associações de espécies presentes nos habitats de Recifes rochosos subtidais pouco profundos (<15 m) da Costa Sudoeste Alentejana (PNSACV).

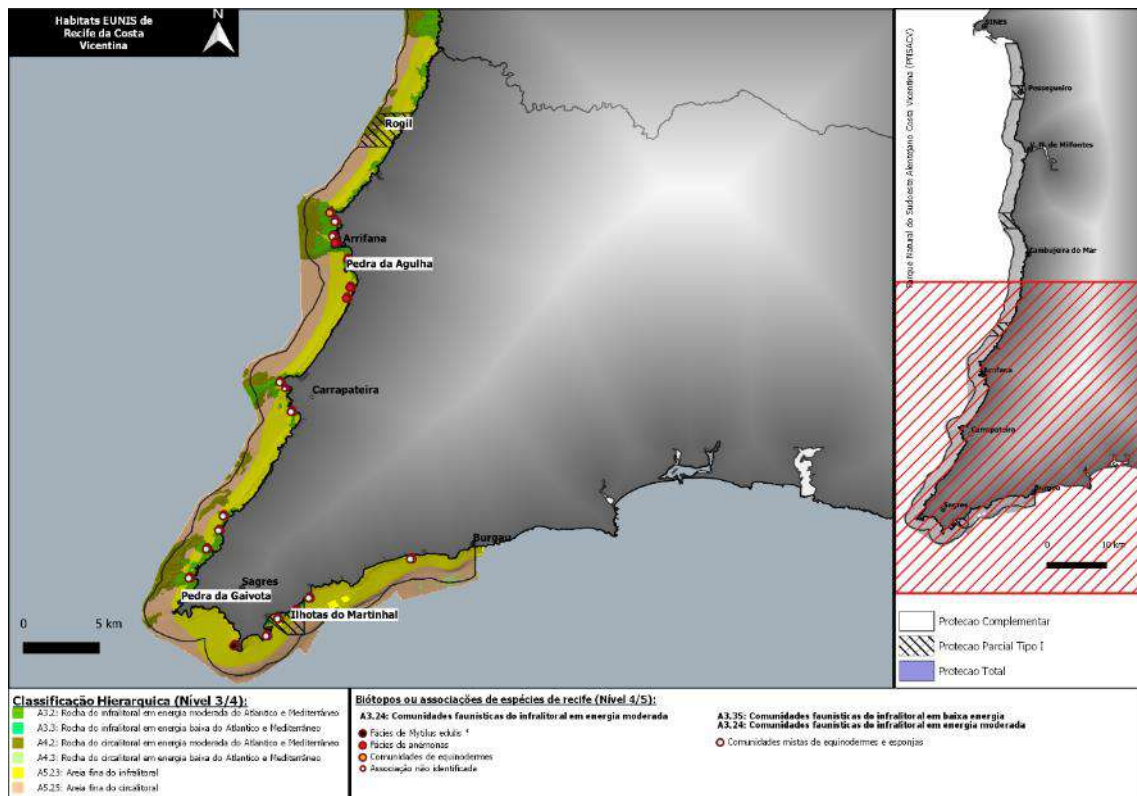


Figura 4.22. Habitats EUNIS e biótopos ou associações de espécies presentes nos habitats de Recifes rochosos subtidais pouco profundos (<15 m) da Costa Vicentina (PNSACV).

As associações de espécies ou biótopos identificados depois de agrupadas no *cluster* pela rotina SIMPROF (Figura 4.20) podem ser caracterizadas (nível 5 da EUNIS) do seguinte modo quanto às espécies características e à sua respetiva contribuição relativa para a similaridade global (SIMPER - *Similarity Percentage Analysis*) (Tabela XXXI):

A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia baixa | A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada.

|D|: Comunidades mistas de equinodermes e esponjas

Associação de espécies ou biótopo encontrado nos recifes localizados na cintura infralitoral do PNSACV (até 15 metros), caracterizado pela presença de três espécies indicadoras do filo Echinodermata (Figura 4.23 de profundidade), designadamente o Ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* (19,0%), a Estrela-do-mar *Marthasterias glacialis* (11,83%) e o Pepino-do-mar *Holothuria (Holothuria) mammata* (8,55%) e por duas espécies do filo Porifera como são *Phorbis fictitius* (16,07%) e *Scopalina lophyropoda* (11,89%). Neste biótopo surgem espécies

piscícolas acompanhantes como a Safia *Diplodus vulgaris*, a Judia *Coris julis* e a Marachomba-cornuda *Parablennius pilicornis*. Entre as macroalgas predominantes destacam-se a alga calcária *Mesophyllum lichenoides*, *Corallina officinalis*, *Codium* sp., *Phyllophora sicula*, *Chondria coerulea* e *Halopteris scoparia*.



Figura 4.23. Comunidades mistas de equinodermes e esponjas.

A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada.

|B|E|F|G|H|I|J|K|L|: Comunidades de equinodermes

Associação de espécies ou biótopo encontrado na costa alentejana e na parte oeste da costa Vicentina (7,0–17 metros), caracterizado por muitos equinodermes característicos (Figura 4.24), designadamente pelas espécies indicadoras Ouriço-do-mar *Paracentrotus lividus* (28,0%), pelo Pepino-do-mar *Holothuria (Panningothuria) forskali* (20,42%; Sim/SD=1,02) e pela Estrela-do-mar *Echinaster sepositus* (14,37%). Outros equinodermes encontram-se consistentemente presentes neste biótopo como o Pepino-do-mar *Holothuria (Rowethuria) arguinensis* (10,52%), a Estrela-frágil-negra *Ophiocomina nigra* (4,12%) e a Estrela-do-mar *Marthasterias glacialis* (2,95%). Neste biótopo surgem espécies piscícolas acompanhantes como a Safia *Diplodus vulgaris*, a Judia *Coris julis* e a Marachomba-cornuda *Parablennius pilicornis*. Entre as macroalgas predominantes destacam-se *Mesophyllum lichenoides*, *Asparagopsis armata*, *Polysiphoniaeae*, *Plocamium cartilagineum*, *Dictyota dichotoma*.

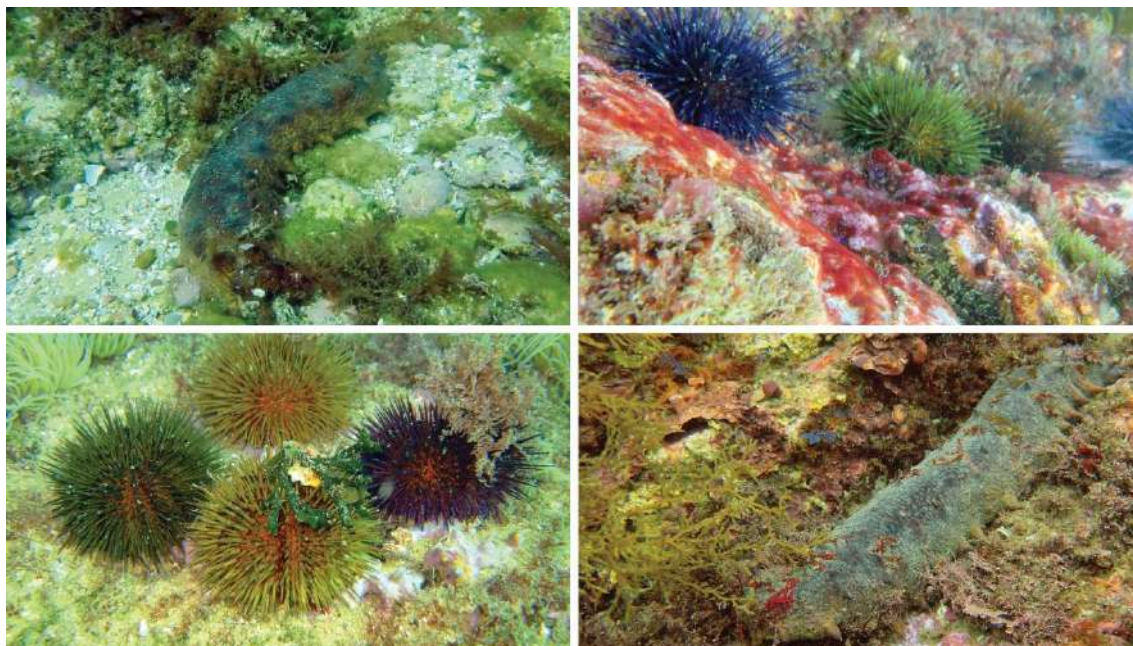


Figura 4.24. Comunidades de equinodermes.

|B|M|: Fácies de anémonas

Fácies de anémonas encontrado na zona infralitoral na costa alentejana e na parte oeste da costa Vicentina (4 – 15 metros), predominantemente dominado por três espécies de anémonas indicadoras (Figura 4.25), designadamente Anémona-do-mar-comum *Anemonia sulcata* (29.51%), Tomate-do-mar *Actinia equina* (21.54%) e Anémona-morango *Actinia fragacea* (17.86%). Neste biótopo surgem espécies piscícolas acompanhantes como a Safia *Diplodus vulgaris* e a Marachomba-cornuda *Parablennius pilicornis*. Entre as macroalgas predominantes destacam-se *Mesophyllum lichenoides*, *Plocamium cartilagineum*, *Asparagopsis armata*, *Ceramium* sp., *Dictyota dichotoma*.

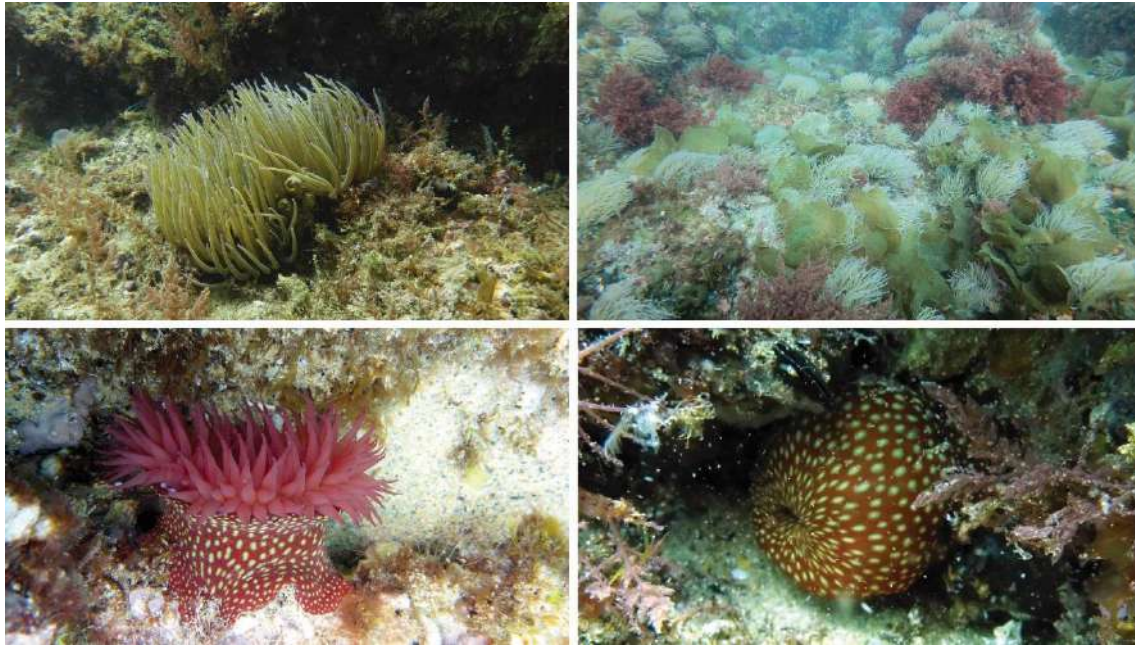


Figura 4.25. Fácies de anémonas.

|A|: Fácies de *Mytilus edulis*¹²

Fácies de mexilhões encontrado na zona infralitoral na costa Vicentina, designadamente nas proximidades da ponta de Sagres (15 metros), predominantemente dominado pela abundância de mexilhões da espécie *Mytilus edulis* (44,17%) (Figura 4.26), que representa, conjuntamente com a esponja *Scopalina lophyropoda* (30,33%), as duas espécies características deste fácies. Neste fácies surgem ainda, com relevância, espécies piscícolas acompanhantes como a Safia *Diplodus vulgaris* e a Marachomba-cornuda *Parablennius pilicornis*. Este as macroalgas predominantes destacam-se *Mesophyllum lichenoides*, *Corallina officinalis*, *Halopteris scoparia*, *Phyllophora sicula*, *Dictyota dichotoma*.

¹² Camas de *Mytilus edulis* em intertidal na lista OSPAR de habitat ameaçados/declínio.



Figura 4.26. Fácies de *Mytilus edulis*.

4.2.4.2.4. Habitats de Recifes rochosos profundos (>15 m)

A informação de abundância de epifauna invertebrada obtida através de análise dos registos de vídeo recolhidos por ROV (do inglês *Remotely Operated underwater Vehicle*) em transectos subaquáticos foi utilizada na identificação e caracterização dos habitats rochosos de maior profundidade existentes na área marinha do PNSACV. Este método foi usado para a caracterização dos locais mais fundos e direcionado essencialmente para os locais com profundidades superiores a 15 m (que já inclui o circalitoral e parte de infralitoral). A abundância e a diversidade de espécies piscícolas bem como uma estimativa da cobertura de algas foram igualmente incluídas na caracterização posterior de cada habitat, depois de identificadas as associações que os definem através da análise da megafauna invertebrada.

Tal como sucedeu com os recifes pouco profundos, os habitats existentes nestas profundidades são considerados diversos e relativamente heterogéneos. Contudo, a análise global das comunidades observadas nos registos de vídeo recolhidos por ROV demonstrou a existência de muitas espécies comuns, o que se refletiu numa separação estatística pouco marcada entre os diferentes níveis de zonamento ecológico, designadamente o infralitoral e circalitoral (ANOSIM R global: 0,377; $p=0,001$).

De um modo geral, as comunidades biológicas que ocorrem nos recifes mais profundos demonstraram uma similaridade média (Análise SIMPER) entre os locais, superior ao observado

para as restantes componentes do estudo (arrasto de vara e censos visuais em mergulho), sem, contudo, ultrapassar 34,33%. A composição genérica dos recifes rochosos mais profundos pode ser descrita por um conjunto de invertebrados característicos, sendo dominada essencialmente por formas sésseis de reduzido desenvolvimento vertical. Entre as espécies com maior contribuição para a similaridade da comunidade destacaram-se: esponjas incrustantes (28,16%), Anémone-incrustante-amarela *Parazoanthus axinellae* (11,32%), Falso-coral-vermelho *Myriapora truncata* (9,40%), Hydrozoa sésseis (8,71%) e os equinodermes: *Holothuria (Panningothuria) forskali* (6,70%), *Holothuria (Holothuria) mamata* (4,69%) e *Sphaerechinus granularis* (4,68%). Entre os peixes, Judia *Coris julis* (30,67%), Safia *Diplodus vulgaris* (30,49%), Serrano-alecrim *Serranus cabrilla* (20,68%) e Bodião-rupestre *Ctenolabrus rupestris* (10,13%) foram as espécies responsáveis pela similaridade observada (47,15%). As algas formam também parte visível das comunidades biológicas dos habitats e, nestas profundidades, destacam-se as algas calcárias incrustantes, designadamente várias espécies não identificadas do grupo de algas vermelhas Rhodophyta (30,51%), as espécies *Lithophyllum incrustans/Mesophyllum lichenoides* (15,01%), *Hildenbrandia* sp. (8,49%) ou ainda comunidades de algas de tamanho reduzido e não identificadas (9,50%).

A exposição a dois níveis de energia da costa (baixa, moderada) no contexto da hierarquização da classificação, determinam a consequente presença de dois habitats de recife rochoso do circalitoral de nível 4, que se incorporam nas classes EUNIS (Figura 4.27):

- **A4.27: Comunidades faunísticas do circalitoral “profundo”¹³ em energia moderada**
- **A4.33: Comunidades faunísticas do circalitoral “profundo” em baixa energia**

A análise hierárquica de *cluster* e a inclusão da rotina SIMPROF (*Similarity Profile Analysis*; $p < 0,05$) permitiu discriminar associações de espécies/biótopos presentes nos recifes, que poderão configurar comunidades do nível superior da disposição EUNIS (Nível 4). Nesse sentido foram reconhecidas cinco associações/biótopos de espécies que podem ser observadas na zona circalitoral a oeste do cabo de Sagres e que se inserem no nível A4.27: Comunidades faunísticas do circalitoral “profundo” em energia moderada, sendo que três deles foram igualmente anotados em mergulhos no infralitoral da costa vicentina e/ou na costa sudoeste alentejana (e incorporados no nível A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada) (Figura 4.27, Tabela XXXII, Figura 4.28 e Figura 4.29). **Fácies de *Eunicella* spp.**

¹³ Da referência original EUNIS

bastante característico em quase toda a costa algarvia foram observadas em mergulhos nos ilhotes do Martinhal (e incorporados na classe A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia baixa), enquanto **Comunidades de algas foliosas e esponjas incrustantes sésseis** foram observados unicamente em mergulhos na costa Vicentina a oeste do cabo de São Vicente (e incorporados na classe A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada).

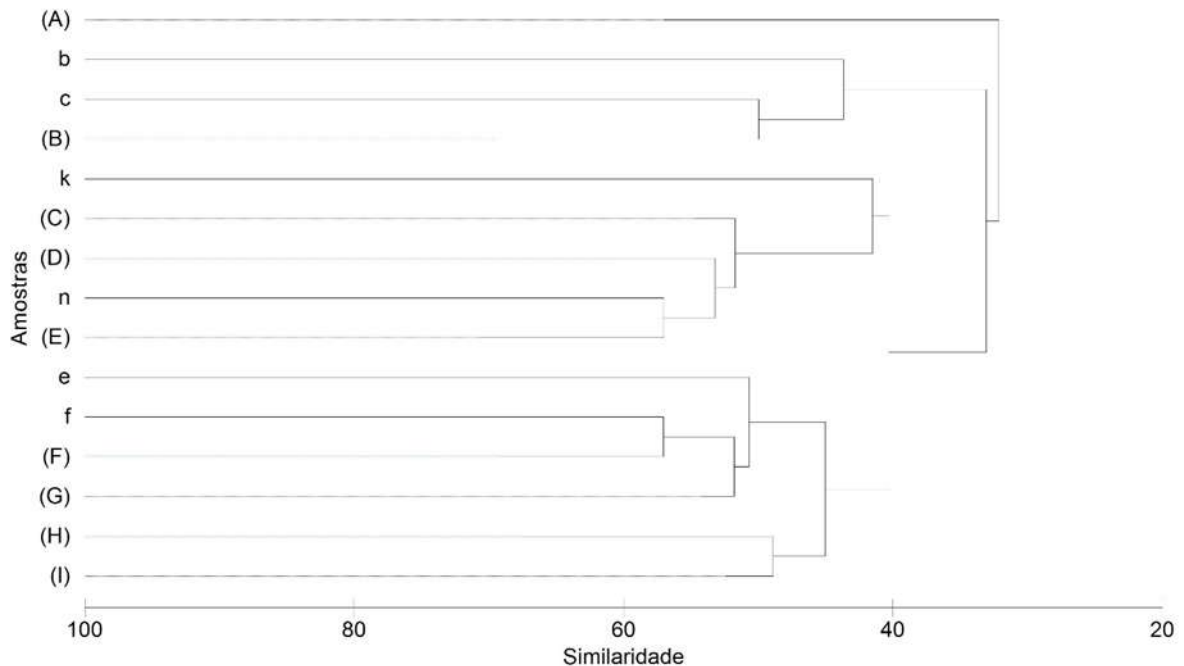


Figura 4.27. Análise de *Cluster* de dados biológicos das comunidades de epifauna bentónica, recolhidos em transectos de vídeo com ROV, com a inclusão da rotina SIMPROF para identificação das associações de espécies/biótopos que ocorrem na área marinha do PNSACV. As linhas tracejadas verdes correspondem aos conjuntos de amostras representantes de diferentes associações (letras maiúsculas entre parêntesis). As letras minúsculas representam amostras não incluídas nas associações identificadas.

Tabela XXXII. Biótopos ou associações de espécies caracterizados nos recifes profundos da área marinha do PNSACV. Nota: ID refere-se ao código da associação de espécies ou biótopo determinado pelo *cluster* com inclusão do SIMPROF.

Habitat EUNIS (Nível 4)	Habitat EUNIS (Nível 5)	ID	Nº transectos(%)	Prof. (m)	Espécies Características (Negrito: espécies indicadoras)	Sim. Média (%)
A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia baixa	Fácies de <i>Eunicella</i> spp.	[A]	2 (3,9%)	15,4 - 21,0	Invertebrados: <i>Eunicella verrucosa</i>, <i>Eunicella labiata</i>, <i>Holothuria</i> sp., <i>Sphaerechinus granularis</i>	51,4
					Peixes: <i>Coris julis</i>, <i>Diplodus vulgaris</i>, <i>Diplodus sargus</i>	67,11
					Macroalgas: Rhodophyta (incrustante), comunidade caespitosa	78,53



A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada	Comunidades de algas foliosas e esponjas incrustantes	[H]	4 (7,8%)	18,0 - 22,6	Invertebrados: Porifera (incrustante), Hydrozoa, Holothuria (Holothuria) mammata Peixes: Diplodus vulgaris, Coris julis Macroalgas: Lithophyllum incrustans/Mesophyllum lichenoides	61,03 61,33 10,56
	Comunidades de algas cespitosas com esponjas incrustantes e <i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	[I]	6 (11,8%)	15,5 - 28,5	Invertebrados: Porifera (Incrustante), Holothuria (Panningothuria) forskali, Crambe crambe, Sphaerechinus granularis Peixes: Coris julis, Ctenolabrus rupestris e Diplodus vulgaris Macroalgas: comunidade caespitosa, Rhodophyta (calcária incrustante)	48,78 54,18 29,11
	Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, <i>Myriapora truncata</i> e <i>Holothuria (Panningothuria) forskali</i>	f, [G]	11 (21,6%)	22,0 - 33,9	Invertebrados: Porifera (incrustante), Myriapora truncata, Holothuria (Panningothuria) forskali, Gymnangium montagui, Parazoanthus axinellae Peixes: Coris julis, Diplodus vulgaris, Serranus cabrilla Macroalgas: Rhodophyta (calcária incrustante), comunidade caespitosa	52,28 48,00 42,24
A4.27: Comunidades faunísticas do circalitoral em energia moderada	Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, <i>Sphaerechinus granularis</i> e <i>Pawsonia saxicola</i>	e, [F]	4 (7,8%)	17,4 - 30,2	Invertebrados: Porifera (incrustante), Sphaerechinus granularis, Pawsonia saxicola, Myriapora truncata Peixes: Coris julis, Ctenolabrus rupestris, Diplodus vulgaris Macroalgas: Rhodophyta (calcária incrustante), comunidade caespitosa	55,44 49,15 54,87
	Fácies de <i>Parazoanthus axinellae</i>	[C], [D], n, [E]	15 (29,4%)	30,0 - 47,0	Invertebrados: Parazoanthus axinellae, Porifera (incrustante), Hydrozoa Peixes: Coris julis, Serranus cabrilla Macroalgas: Lithophyllum incrustans/Mesophyllum lichenoides, Hildenbrandia sp.	51,89 47,22 14,32
	Fácies de hidrozoários sésseis	b, c, [B], k	9 (17,6%)	31,1 - 45,2	Invertebrados: Hydrozoa, Porifera (Incrustante), Gymnangium montagui Peixes: Diplodus vulgaris, Serranus cabrilla Macroalgas: Rhodophyta (calcária incrustante)	42,41 47,83 4,78

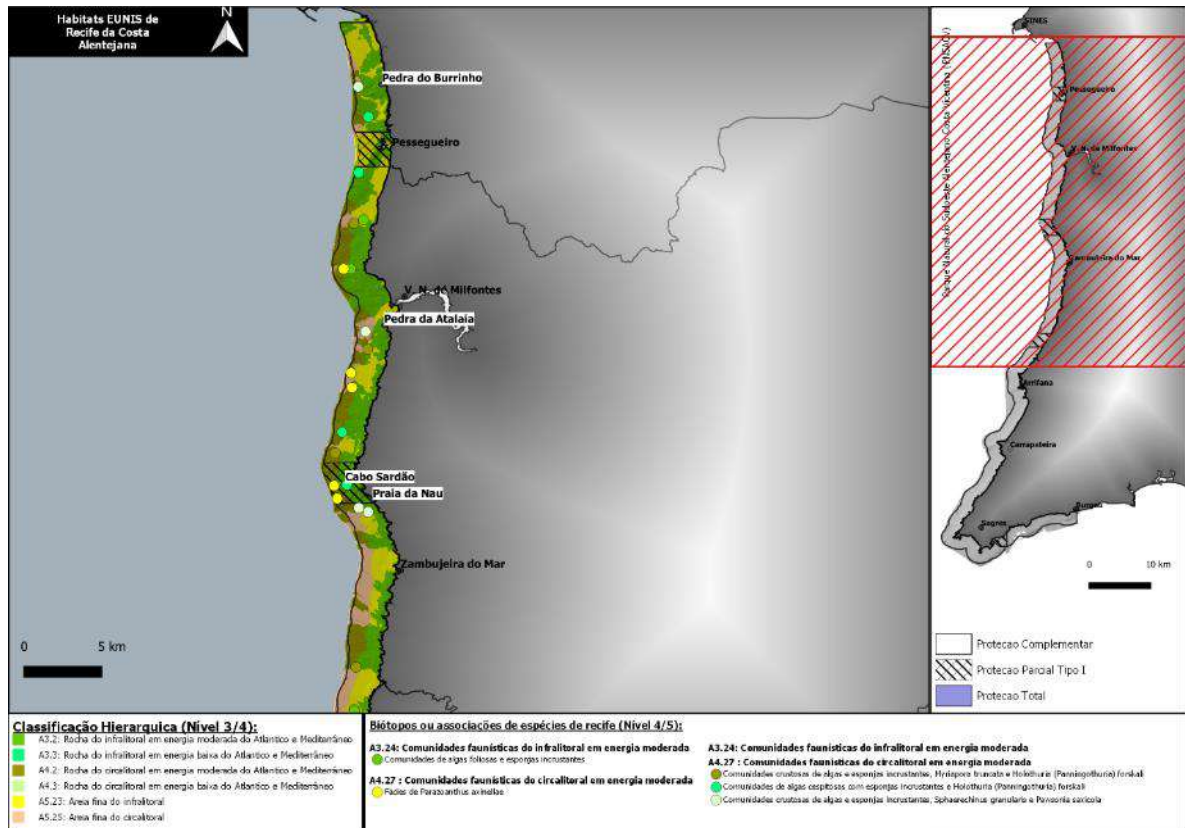


Figura 4.28. Habitats EUNIS e biótopos ou associações de espécies presentes nos habitats de Recifes rochosos subditais profundos (>15 m) da Costa Sudoeste Alentejana (PNSACV).

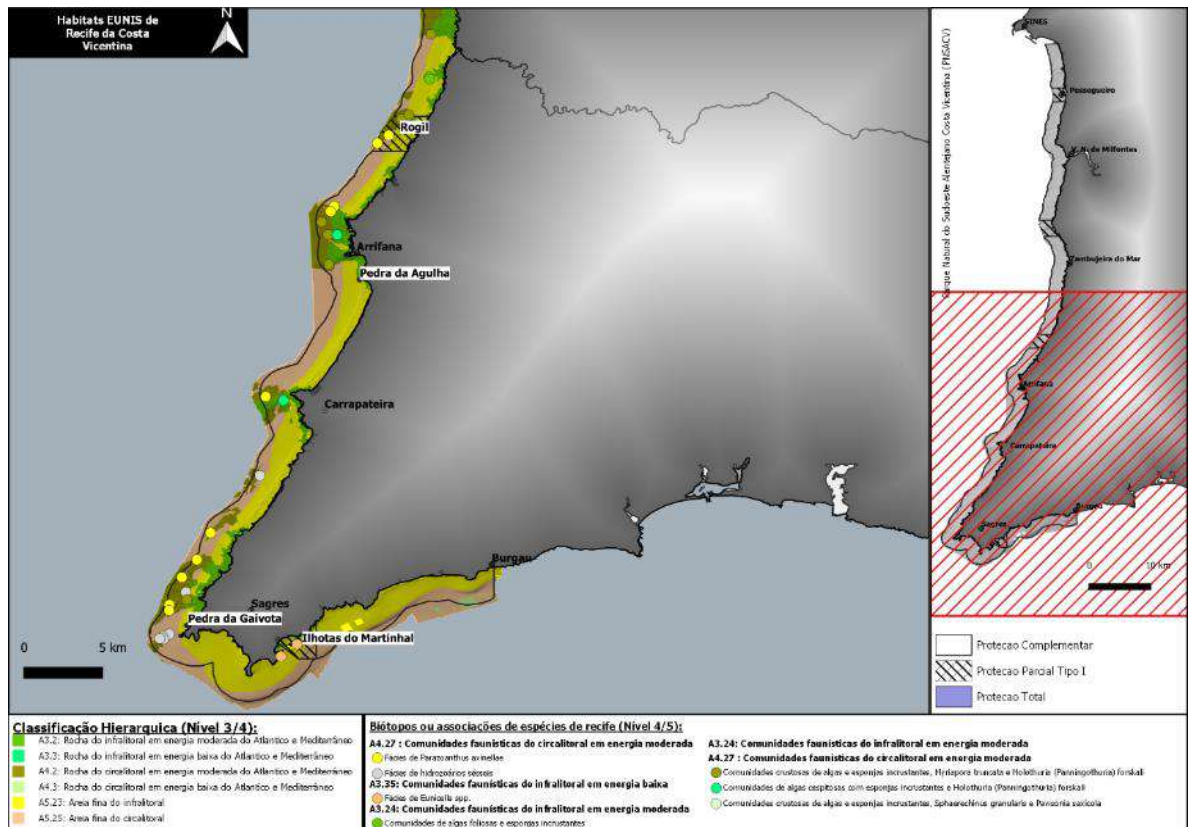


Figura 4.29. Habitats EUNIS e biótopos ou associações de espécies presentes nos habitats de Recifes rochosos subtidais profundos (>15 m) da Costa Vicentina (PNSACV).

Os biótopos ou associações de espécies identificados depois de agrupadas no *cluster* pela rotina SIMPROF podem ser caracterizadas do seguinte modo quanto às espécies características e à sua contribuição relativa para a similaridade global (SIMPER - *Similarity Percentage Analysis*) (Tabela XXXII, Figura 4.28 e Figura 4.29):

A3.35: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia baixa

|A|: Fácies de *Eunicella* spp.

Associação de espécies ou biótopo característico da costa sul algarvia e, neste estudo, identificada em mergulhos realizados na falésia de Sagres e junto aos ilhotas de Martinhal. Este habitat foi caracterizado por espécies de gorgónias indicadoras como a Rama-rugosa-comum *Eunicella verrucosa* (26,16%) e a Rama-rugosa *Eunicella labiata* (14,46%) distribuídas esparsamente ou em pequenos aglomerados, e onde e a Rama *Leptogorgia sarmentosa* ou *Paramuricea* sp. podem também estar presentes (Figura 4.30). Outros invertebrados como os pepinos-do-mar *Holothuria* sp. (12,96%) e o Ouriço-do-mar *Sphaeroclinus granularis* (8,87%)

também foram considerados característicos da comunidade. Apesar de se encontrar numa zona ecológica muito costeira as algas Rhodophyta calcárias incrustantes foram as que mais se destacaram (41,64%) com valores de cobertura elevada em conjunto com a comunidade cespitosa (29,96%). Neste biótopo encontram-se frequentemente associadas espécies piscícolas como a Júlia *Coris julis* (32,24%), a Safia *Diplodus vulgaris* (23,33%) e o Sargo *D. sargus* (9,31%).

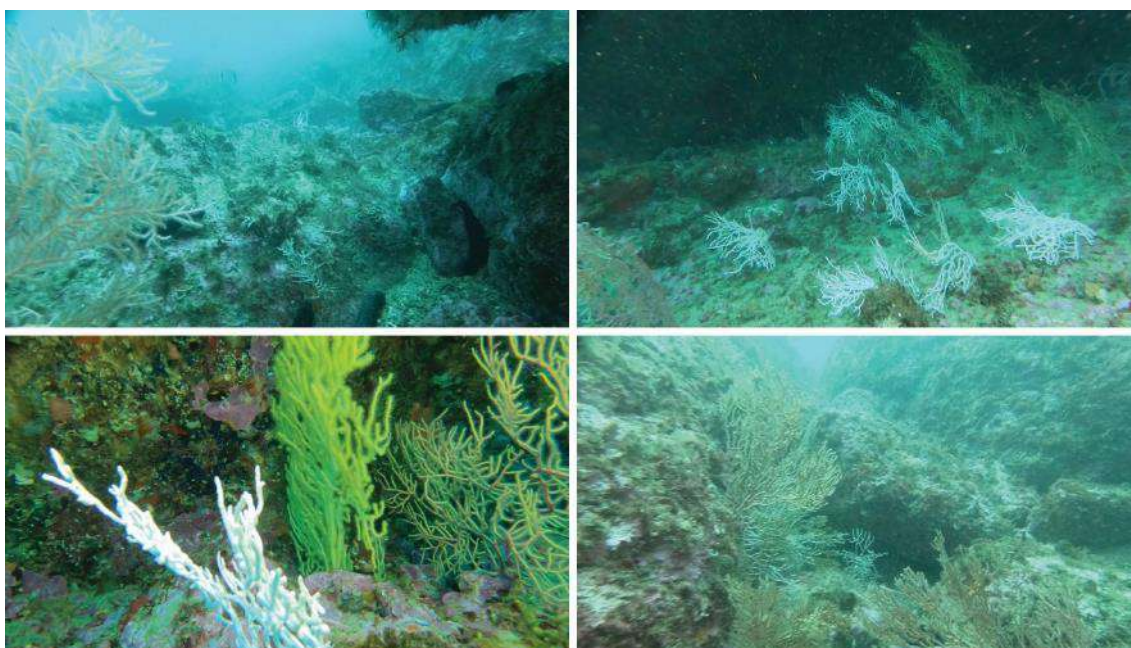


Figura 4.30. Fácies de *Eunicella* spp

A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada

|H|: Comunidades de algas foliosas e esponjas incrustantes

Associação de espécies ou biótopo observado na região perto do Rogil e costa alentejana e onde predominam as espécies indicadoras esponjas incrustantes (39,23%) e surgem raros aglomerados de hidrozoários sésseis (17,67%). O Pepino-do-mar *Holothuria (Holothuria) mammata* (16,89%) foi outra espécie de fauna invertebrada característica nestas comunidades. Paisagem por vezes com forte influência da cobertura algal (Figura 4.31), dominada por espécies foliosas e corticadas e onde as algas vermelhas calcárias e incrustantes *Lithophyllum incrustans/Mesophyllum lichenoides* foram responsáveis pelos valores de similaridade da comunidade florística (75,44%), enquanto entre os peixes, a Safia *Diplodus vulgaris* (38,73%) e a Júlia *Coris julis* (28,68%) representam as espécies com maior contribuição para a similaridade.

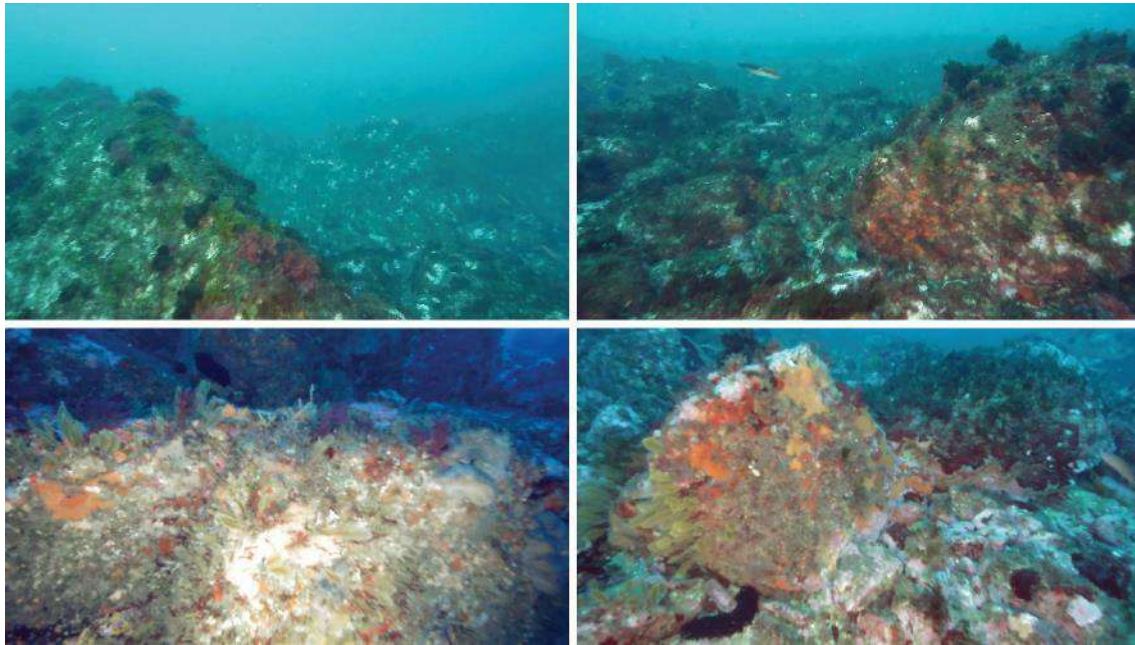


Figura 4.31. Comunidades de algas foliosas e esponjas incrustantes

A3.24: Comunidades faunísticas do infralitoral em energia moderada/A4.27: Comunidades faunísticas do circalitoral em energia moderada

||: Comunidades de algas cespitosas com esponjas incrustantes e *Holothuria (Panningothuria) forskali*

Associação de espécies ou biótopo observado a norte da Carrapateira e caracterizado pela ocorrência de várias espécies de esponjas (23,27%) em conjunto com o Pepino-do-mar *Holothuria (Holothuria) mammata* (15,83%), ambas indicadoras desta associação (Figura 4.32). Entre os invertebrados bentónicos destacam-se ainda a esponja *Crambe Crambe* (14,05%) e o ouriço-do-mar *Sphaerechinus granularis* (12,26%). Cobertura de algas média a forte, pelas algas vermelhas (Rhodophyta) incrustantes e as comunidades de algas de tamanho reduzido e não identificadas (29,83%). A Judia *Coris julis* (34,35%), o Bodião-rupestre *Ctenolabrus rupestres* (22,10%) e a Safia *Diplodus vulgaris* (17,02%) representaram os peixes típicos deste biótopo.

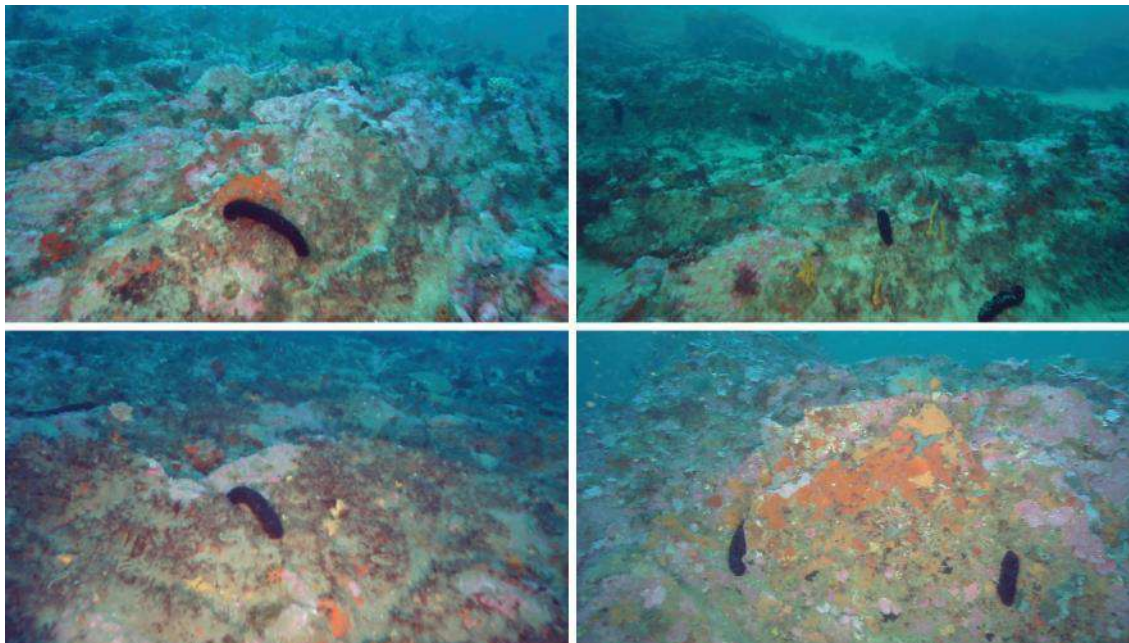


Figura 4.32. Comunidades de algas cespitosas com esponjas incrustantes e *Holothuria (Panningothuria) forskali*

f, |G|: Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, *Myriapora truncata* e *Holothuria (Panningothuria) forskali*

Associação de espécies ou biótopo observado no infralitoral mais profundo a Norte do cabo de São Vicente onde se pode observar várias espécies de esponjas incrustantes (23,64%), o briozoário arborescente e conspícuo Falso-coral-vermelho *Myriapora truncata* (16,30%) (Figura 4.33) e o Pepino-do-mar *Holothuria (Panningothuria) forskali* (10,60%). Outros invertebrados relevantes nesta associação de espécies incluem Penas *Gymnangium montagui* (8,61%) e a Anémone-incrustante-amarela *Parazoanthus axinellae* (7,46%). As algas características foram as algas vermelhas incrustantes Rhodophyta (39,42%) com valores de cobertura variáveis, *Peyssonnelia* sp. (11,22%), *Dictyota* sp. (8,51%) e onde as comunidades de algas de tamanho reduzido e não identificadas (7,60%) apresentaram menor destaque. Entre os peixes, o labrídeo mais comum nas observações efetuadas com ROV, a Judia *Coris julis* (30,02%), bem como a Safia *Diplodus vulgaris* (26,47%) e Serrano-alecrim *Serranus cabrilla* (22,20%) foram consideradas as espécies típicas da associação.

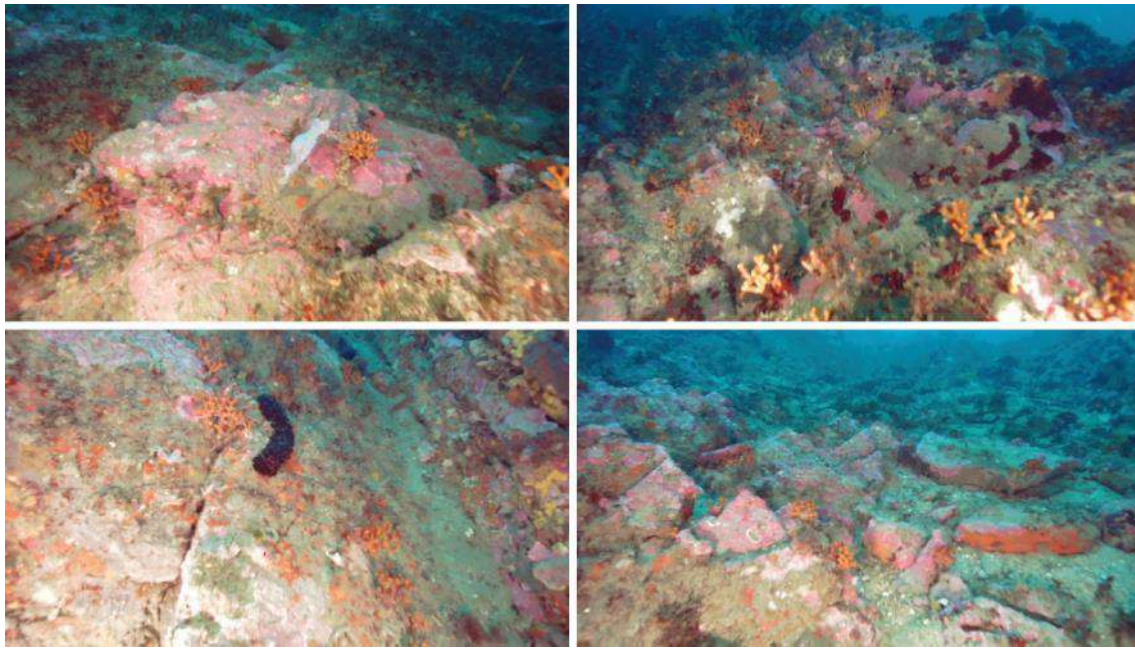


Figura 4.33. Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, *Myriapora truncata* e *Holothuria (Panningothuria) forskali*

e, |F|: Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, *Sphaerechinus granularis* e *Pawsonia saxicola*

Associação de espécies ou biótopo observado a norte da Zambujeira-do-mar, composta tipicamente por várias espécies de esponjas de morfologia incrustante (29,31%), em conjugação com o Ouriço-do-mar *Sphaerechinus granularis* (15,37%) e o Pepino-do-mar *Pawsonia saxicola* (10,17%) (Figura 4.34). Nesta associação também esteve presente o Falso-coral-vermelho *Myriapora truncata* (8,76%), embora com menor relevância do que na biocenose anterior. As algas características desta associação foram as algas vermelhas (Rhodophyta) incrustantes (36,17%) com forte cobertura do fundo e comunidades de algas de tamanho reduzido e não identificadas (12,15%). As algas calcárias *Lithophyllum incrustans/Mesophyllum lichenoides* (11,66%) e algas vermelhas (Rhodophyta) carnudas e foliosas (e.g. *Plocamium cartilagineum*, *Asparagopsis armata*) (8,87%) estiveram também entre a flora considerada característica neste biótopo, mas com menor destaque. Os peixes Safia *Diplodus vulgaris* (27,17%), Bodião-rupestre *Ctenolabrus rupestres* (26,30%) e a Judia *Coris julis* (20,01%) caracterizam o povoamento ictiológico nestes locais.



Figura 4.34. Comunidades crustosas de algas e esponjas incrustantes, *Sphaerechinus granularis* e *Pawsonia saxicola*

A4.27: Comunidades faunísticas do circalitoral em energia moderada

[C], [D], n, [E]: Fácies de *Parazoanthus axinellae*

Associação de espécies ou biótopo típico e exclusivamente observado na zona circalitoral onde os zoantídeos (*Parazoanthus axinellae*) (27,14%) e formas incrustantes de Porifera (22,23%) são as espécies indicadoras. Associado aos grupos anteriores foram também observados aglomerados de Hydrozoa (11,68%) não identificáveis a partir dos registos de vídeos. Outras espécies podem ser observadas em determinadas fácies desta comunidade circalitoral como a esponja *Axinella polypoides* (Figura 4.35) ou espécies de gorgónias (*Eunicella* sp., *Leptogorgia sarmentosa* e *Paramuricea* sp.). As algas calcárias incrustantes como *Lithophyllum incrustans*/*Mesophyllum lichenoides* (46,56%) foram elementos importantes na paisagem, conjuntamente com a alga vermelha incrustante *Hildenbrandia* sp. (20,23%). Entre as espécies mais características de ictiofauna destacaram -se a Judia *Coris julis* (35,26%) e o Serrano-alecrim *Serranus cabrilla* (26,52%).

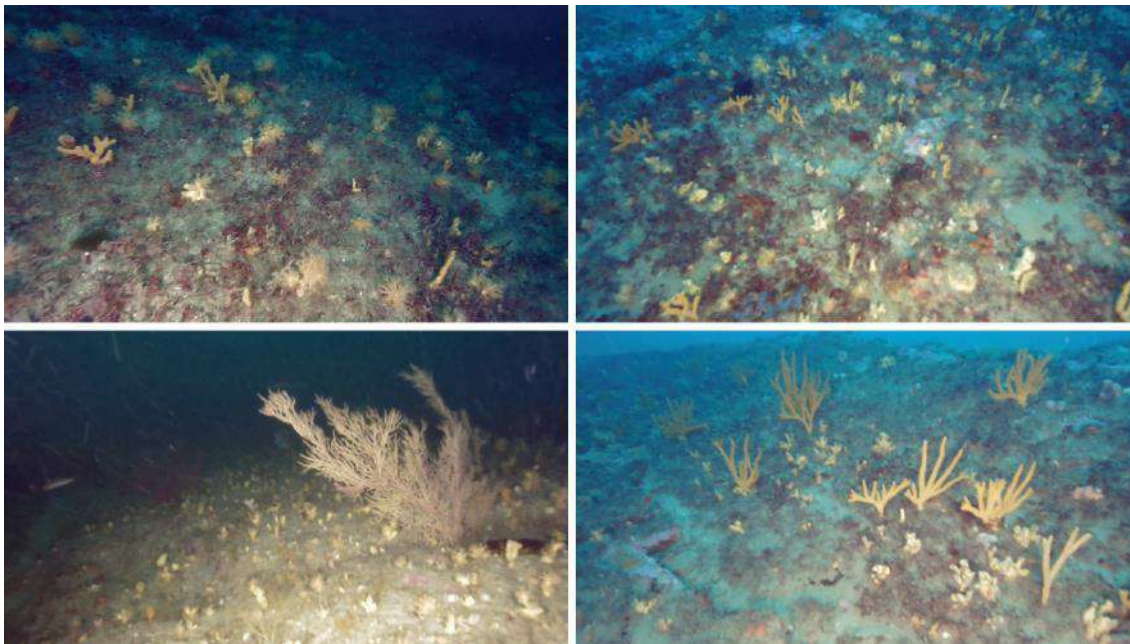


Figura 4.35. Fácies de *Parazoanthus axinellae*

b, c, [B], k: Fácies de hidrozoários sésseis

Associação de espécies ou biótopo exclusivamente observado na zona circalitoral onde a predominância de aglomerados de hidrozoários na paisagem foi característica (53,95%), com incidência das Penas *Gymnangium montagui* (5,42%) (Figura 4.36). As esponjas incrustantes também foram consideradas típicas desta comunidade circalitoral (6,43%), onde mais esporadicamente foram observadas Rama-rugosa *Eunicella labiata* (5,03%). É notória a escassez de algas e as únicas visíveis são as algas vermelhas incrustantes (67,68%). A comunidade piscícola típica foi composta pela Safia *Diplodus vulgaris* (54,60%) e em menor escala pelo Serrano-alecrim *Serranus cabrilla* (17,56%).

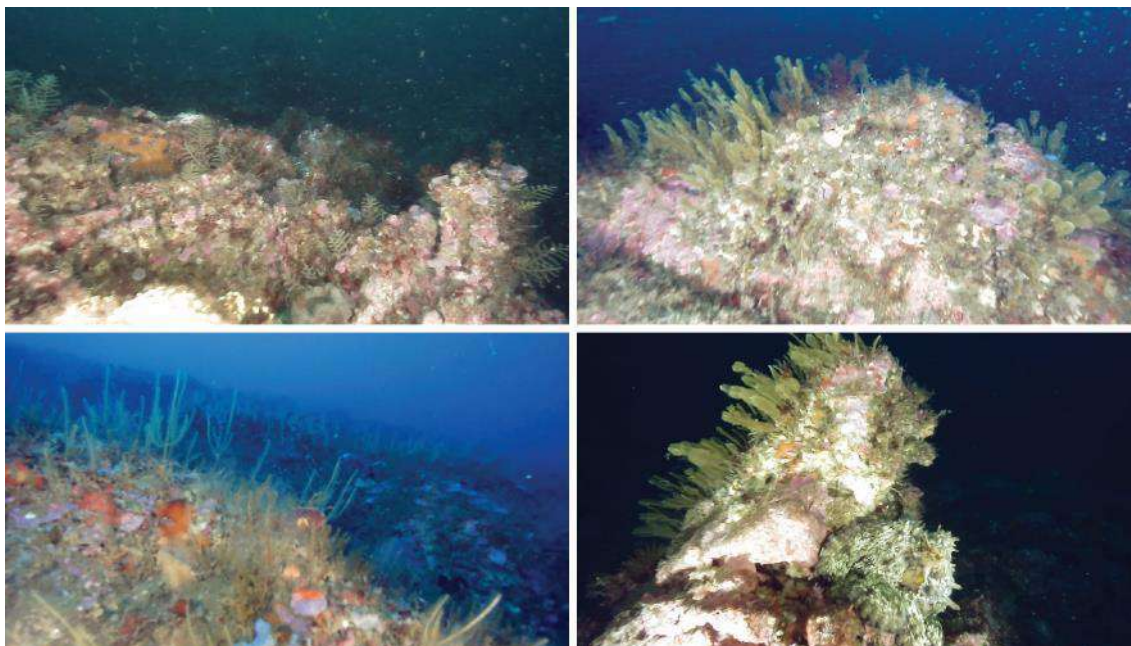


Figura 4.36. Fácies de hidrozoários sésseis

4.2.5. Discussão

A área subtidal do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV) exhibe uma grande diversidade de habitats. A Diretiva Habitat e a estrutura de classificação de habitats EUNIS permitem de forma mais ou menos sistemática enquadrar diferentes complexos de habitats e/ou biótopos conhecidos, de modo a poderem ser usados no âmbito da gestão espacial. Pela sua importância legal, o enquadramento mais simples dado pela Diretiva Habitat aos princípios da Convenção de Berna tem sido priorizado e por isso tem sido mais usado em certos contextos do planeamento espacial.

O substrato móvel domina em termos de área ocupada do PNSACV, mas verificou-se que numa análise restrita da Diretiva Habitat, não existem verdadeiros “1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”, que possam ser sinalizadas. As áreas de areia com menos de vinte metros de profundidade, considerando uma interpretação menos limitada da Diretiva Habitat, representam, cerca de 26% da área marinha subtidal, sendo que 8% pode ser encontrado nas áreas de Proteção Total e Parcial.

Existe uma particularmente extensa área de “1170: Recifes” e um número considerável de “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” em todo o PNSACV, que carecem de alguma atenção especial para que possa haver a eficiente preservação da sua diversidade

biológica e ecológica. Em termos gerais somente cerca de 11% da área total de recife se encontra efetivamente protegidas pelas zonas de Proteção Parcial e Total.

Cerca de 40% das grutas identificadas encontram-se em áreas de maior proteção, mas estas, na sua grande maioria encontram-se em áreas “offshore” da zona de Proteção Parcial de Tipo I da ilha do Pessegueiro. A importância das grutas permanentemente submersas ou semi-submersas está relacionada com o facto de apresentarem interesse biológico e ecológico, por serem consideradas mesocosmos de habitats de ambientes de mares mais profundos (Vacelet, 2021). As grutas situadas nas Falésias de Sagres encontram-se particularmente em áreas de Proteção Complementar, impossibilitando assim o maior enquadramento legal possível para a sua eficiente proteção (Monteiro *et al.*, 2013).

A estrutura de classificação de habitats EUNIS atual pode ser considerada adequada para os objetivos a que pretende atingir, necessitando, no entanto, de muitas adaptações. Apresenta lacunas na estrutura hierárquica existente que não permitem uma integração integral e fácil de todos os biótopos ou associações de espécies identificados na área marinha portuguesa. Este facto foi salientado em trabalhos recentes realizados no âmbito de investigações efetuadas na costa algarvia e no Parque Marinho Luís Saldanha (PNLS) (Henriques *et al.*, 2015; P. Monteiro *et al.*, 2013).

Os complexos de habitats identificados no presente estudo, segundo a classificação hierárquica EUNIS, encontram-se moderadamente representados nas áreas de Proteção Parcial e Total do PNSACV. Na globalidade cerca de 12% dos quatro complexos de habitats de recife encontram-se em áreas de Proteção Parcial e Total, embora os habitats de circalitoral estejam ausentes ou sub-representados. Por outro, os dois complexos de habitats de areia identificados encontram-se representados globalmente em cerca de 6,5% nas áreas de Proteção Parcial e Total.

No total foram identificadas neste estudo, quinze associações de espécies, na sua maioria em áreas rochosas, que podem ser enquadradas futuramente na designação de biótopos ou fácies de espécies da estrutura de classificação de habitats EUNIS. Três das associações de espécies encontram-se com destaque na estrutura de classificação EUNIS e foram já assinaladas em estudos realizados na costa portuguesa, designadamente: “Fácies de *Eunicella* spp.”, “Fácies de *Parazoanthus axinellae*” (Gomes-Pereira *et al.*, 2015) e “Fácies de *Mytilus edulis*”.

Esta última fácies pode configurar um habitat protegido no âmbito da convenção OSPAR, com a designação de “Camas de *Mytilus edulis* em ambiente intertidal em sedimento

móvel ou misto” (OSPAR, 2015). Salienta-se a importância genérica chave de habitats Coralígenos, como as Fácies de *Parazoanthus axinellae*, em termos de biodiversidade, a juntar ao grande valor estético que detém.

Florestas de laminárias relativamente extensas da oportunista Laminária *Saccorhiza polyschides*, que apresenta como característica um ciclo inter-anual, aparece sazonalmente no PNSACV, designadamente na Carrapateira e ao largo da Arrifana. Segundo Fernández (2011) esta é uma espécie que tem regredido na península ibérica, como resultado do aquecimento global. Embora não apresente nenhum estatuto de proteção especial é um habitat que apresenta um considerável valor paisagístico e ecológico. Este poderá ser adicionalmente uma das regiões mais a sul onde ainda podem ser observadas florestas extensas de laminárias, o que confere a este habitat um carácter excecional (Monteiro *et al.*, 2015).

Do ponto de vista comparativo, embora exista uma certa continuidade natural dos habitats identificados no PNSACV e na costa sul algarvia, designadamente na zona de Sagres (Gonçalves *et al.*, 2010, 2015; Monteiro *et al.*, 2012, 2013), destaca-se a maior relevância relativa das comunidades algais e uma menor diversidade da comunidade de espécies de megainvertebrados da costa oeste Vicentina e sudoeste Alentejano. Este facto relevante estará relacionado com a maior ocorrência de eventos extremos naquela costa.

Por fim, apesar do número elevado de associações de espécies identificado neste estudo, é muito possível que se venham a encontrar muitas outras associações, à medida que novos dados possam ser obtidos. Mais campanhas de amostragens serão necessárias no futuro para que seja possível melhorar e identificar com maior detalhe e rigor os complexos de biótopos e associações de espécies existentes na área subtidal do PNSACV.



5. Sítios Prioritários para a Conservação na Área de Influência Marinha do PNSACV

5.1. Introdução

O presente capítulo pretende fornecer informação base para a identificação de novas áreas com interesse para a conservação e que possam vir a integrar a área marinha do Parque Natural Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina e contribuir para a política ambiental de ampliação da área marinha sob proteção no espaço marinho de Portugal Continental. Esta política, que está alinhada com a Estratégia Nacional para a Conservação da Natureza e Biodiversidade (ENCNB 2030 - *Resolução Do Conselho de Ministros n.º 55/2018*) e com a Estratégia Nacional para o Mar 2021-2030 (DGPM, ainda em consulta pública), e enquadrada com os compromissos internacionais de que Portugal é signatário (Convenção para a Diversidade Biológica - CBD e Objetivos de Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas - ODS), visa atingir as metas e objetivos definidos, em particular as metas pós-2020 da CBD e o objetivo 14 da Agenda 2030 dos ODS. A ampliação das áreas marinhas protegidas a nível nacional também vai de encontro às políticas Europeias definidas na Estratégia para a Biodiversidade para 2030 da UE que pretende estabelecer áreas de proteção em pelo menos 30% do espaço marinho europeu, em que pelo menos 10% devem ser de proteção estrita (Comissão Europeia, 2020).

Neste contexto, efetuou-se uma revisão e análise qualitativa da informação existente para a região envolvente à área marinha do PNSACV com o intuito de identificar locais de ocorrência de habitats marinhos reconhecidos internacionalmente como vulneráveis, críticos ou ameaçados e que deveriam ser alvo de proteção adequada, mas que se encontram para além dos atuais limites da área marinha. A informação utilizada provém maioritariamente de projetos já realizados ou em curso, como o presente MARSW, na área de interesse e de fontes adicionais como publicações científicas que tiveram esta região como zona de estudo.

5.2. Sítios Prioritários

5.2.1. Jardins de gorgónias

O habitat “Jardins de gorgónias” é um habitat típico de zonas rochosas e que se distribui desde as zonas costeiras até zonas de maiores profundidades dependendo das características das espécies que os compõe. Genericamente, os Alcyonacea (gorgónias e corais moles) e Zoantharia (corais dourados e zoantídeos) são os grupos estruturantes na composição destas

comunidades, embora, a maiores profundidades, possam também ocorrer corais duros Scleratinia e hidrozoários sésseis, mas em densidades consideravelmente inferiores (obs. pess; OCEANA, 2011; Boavida *et al.*, 2015). Nas zonas adjacentes aos limites da área marinha do PNSACV, este tipo de habitats foi observado com composições específicas variáveis podendo ser constituído quer por associações monoespecíficas (com o domínio de uma única espécie) quer por associações de múltiplas espécies pertencentes aos grupos taxonómicos já referidos (Tabela XXXIII).

Tabela XXXIII. Diferentes tipologias do habitat “Jardim de gorgónias” identificadas na região sudoeste da costa portuguesa e respetivas localizações aproximadas, intervalos de profundidades, ambientes de ocorrência e espécies típicas da comunidade (a negrito as espécies dominantes).

Local	Fonte (projetos)	Ambiente	Prof. (m)	Espécies típicas da comunidade
Sines	Habmar/MARSW	Pico costeiro	45-95	<i>Paramuricea sp.</i> , <i>Savalia savaglia</i> , <i>Antipathella subpinnata</i> , <i>Dendrophyllia</i> spp., <i>Ellisella paraplexauroides</i> , <i>Eunicella</i> spp., <i>Leptogorgia sarmentosa</i> e Hidrozários sésseis
Burgau	Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-90	<i>Paramuricea sp.</i> , <i>Savalia savaglia</i> , <i>Dendrophyllia</i> spp, <i>Alcyonium</i> spp., <i>Parazoanthus axinellae</i> , <i>Ellisella paraplexauroides</i> , <i>Spinimuricea</i> sp. <i>Eunicella</i> spp, Porifera e Hidrozários sésseis
Sagres	Oceana/ MeshAtlantic e Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-70	<i>Paramuricea sp.</i> , <i>Eunicella spp.</i> , <i>Leptogorgia sarmentosa</i> , <i>Alcyonium</i> spp. e <i>Parazoanthus axinellae</i>
Sagres	Habmar/MARSW	Fundo Rochoso/ Afloramento	50-60	<i>Paramuricea sp.</i> , <i>Eunicella spp.</i> , <i>Leptogorgia sarmentosa</i> , <i>Alcyonium</i> spp., <i>Parazoanthus axinellae</i> , <i>Axinella</i> spp., Hidrozoários sésseis
Sagres	Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-70	<i>Paramuricea sp.</i> , <i>Eunicella spp.</i> , <i>Leptogorgia sarmentosa</i> , <i>Alcyonium</i> spp., <i>Parazoanthus axinellae</i> , <i>Axinella</i> spp. e Hidrozoários sésseis
Sagres	Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	70-80	<i>Ellisella paraplexauroides</i> , <i>Paramuricea sp.</i> , <i>Eunicella spp.</i> e <i>Alcyonium</i> sp.
Torre d'Aspa	Oceana/ MeshAtlantic	Canhão submarino	110-140	<i>Bebryce mollis</i> , <i>Eunicella spp.</i>
São Vicente	Oceana/ MeshAtlantic	Canhão submarino	120-130	<i>Eunicella spp.</i>
Baixa de São Vicente	Oceana/ MeshAtlantic	Canhão submarino	100-140	<i>Bebryce mollis</i> , <i>Paramuricea sp.</i> , Porifera



Até ao momento foram documentadas *in situ* agregações de espécies consideradas “Jardim de gorgónias” em 11 locais representando 3 áreas de interesse principais: os recifes circalitorais ao largo da costa sul, o ambiente do canhão submarino de São Vicente, e elevações costeiras ao largo de Sines (Figura 5.1).

Contudo, e com base em registos provenientes das capturas acessórias da pesca artesanal na região, existem evidências da existência de áreas com elevadas densidades de espécies indicadoras (Dias *et al.*, 2020) e que potencialmente poderão também corresponder à presença deste tipo de habitats.

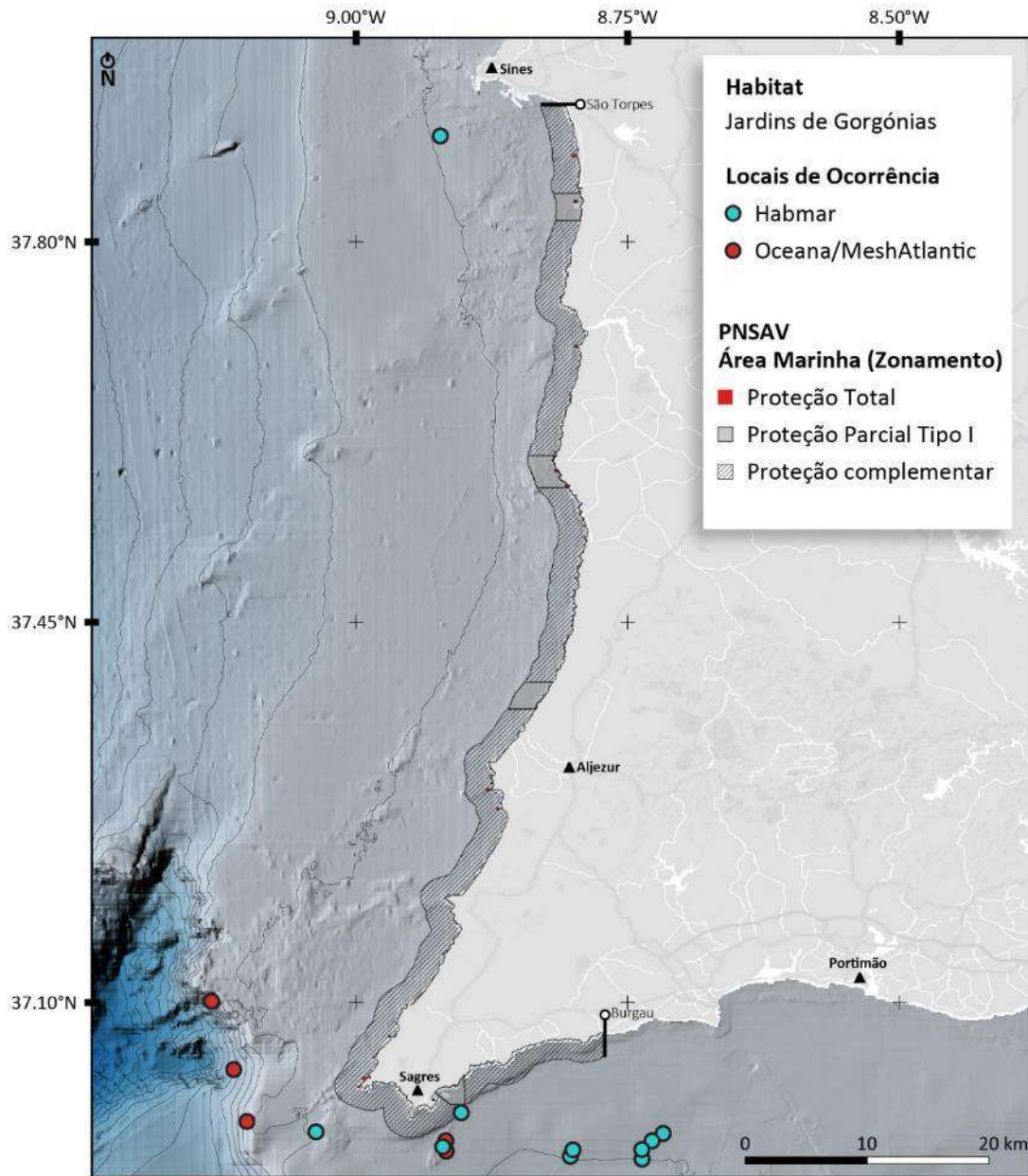


Figura 5.1. Localização dos sítios de interesse para a conservação onde a presença do habitat “Jardim de gorgónias” foi confirmada. Os locais identificados dizem respeito a observações *in situ*, efetuadas com recurso a veículo submarino de operação remota, no âmbito de projetos científicos.

Muitas das espécies que caracterizam as diferentes tipologias do habitat “Jardins de gorgónias” encontradas na região, são representantes dos grupos de espécies descritos como indicadores do habitat OSPAR “Jardins de coral” (OSPAR, 2010a). Entre as espécies presentes nestes habitats da costa sudoeste Portuguesa encontra-se também uma espécie classificada como “Vulnerável” de acordo com a lista vermelha da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 1996), a espécie de gorgónia *Eunicella verrucosa*.



5.2.2. Florestas de corais negros

O habitat “Florestas de corais negros” é um habitat que ocorre a partir da zona mesofótica até zonas de maior profundidade, já consideradas mar profundo (> 200 metros de profundidade). De um modo geral, este tipo de habitat desenvolve-se sobre fundos rochosos e é mais comum em locais de maior declive e onde os níveis de sedimentação são relativamente baixos. Neste habitat, as comunidades faunísticas são dominadas por espécies de corais Antipatharia, que apresentam morfologia arborescente, crescimento lento e extrema longevidade, características que fazem deste habitat, um dos mais suscetíveis a impactos antropogénicos. Nesta zona da costa portuguesa apenas estão documentadas “Florestas de coral negro” da espécie *Antipathella subpinnata* (OCEANA, 2011). Até ao momento, o habitat só se encontra representado nas zonas rochosas do topo do canhão de São Vicente (Tabela XXXIV; Figura 5.2)

A espécie que caracteriza as “Florestas de corais negros” é uma das espécies indicadoras do habitat OSPAR “Jardins de coral”(OSPAR, 2010a).

Tabela XXXIV. Características do habitat “**Florestas de corais negros**” identificado na região sudoeste da costa portuguesa e respetiva localização aproximada, intervalo de profundidade, ambiente de ocorrência e espécies típicas da comunidade (a negrito as espécies dominantes).

Local	Fonte (projeto)	Ambiente	Prof. (m)	Espécies típicas
Baixa de São Vicente	Oceana/MeshAtlantic	Canhão submarino	90-130	<i>Antipathella subpinnata</i> , <i>Dendrophyllia cornigera</i> e <i>Paramuricea</i> sp.

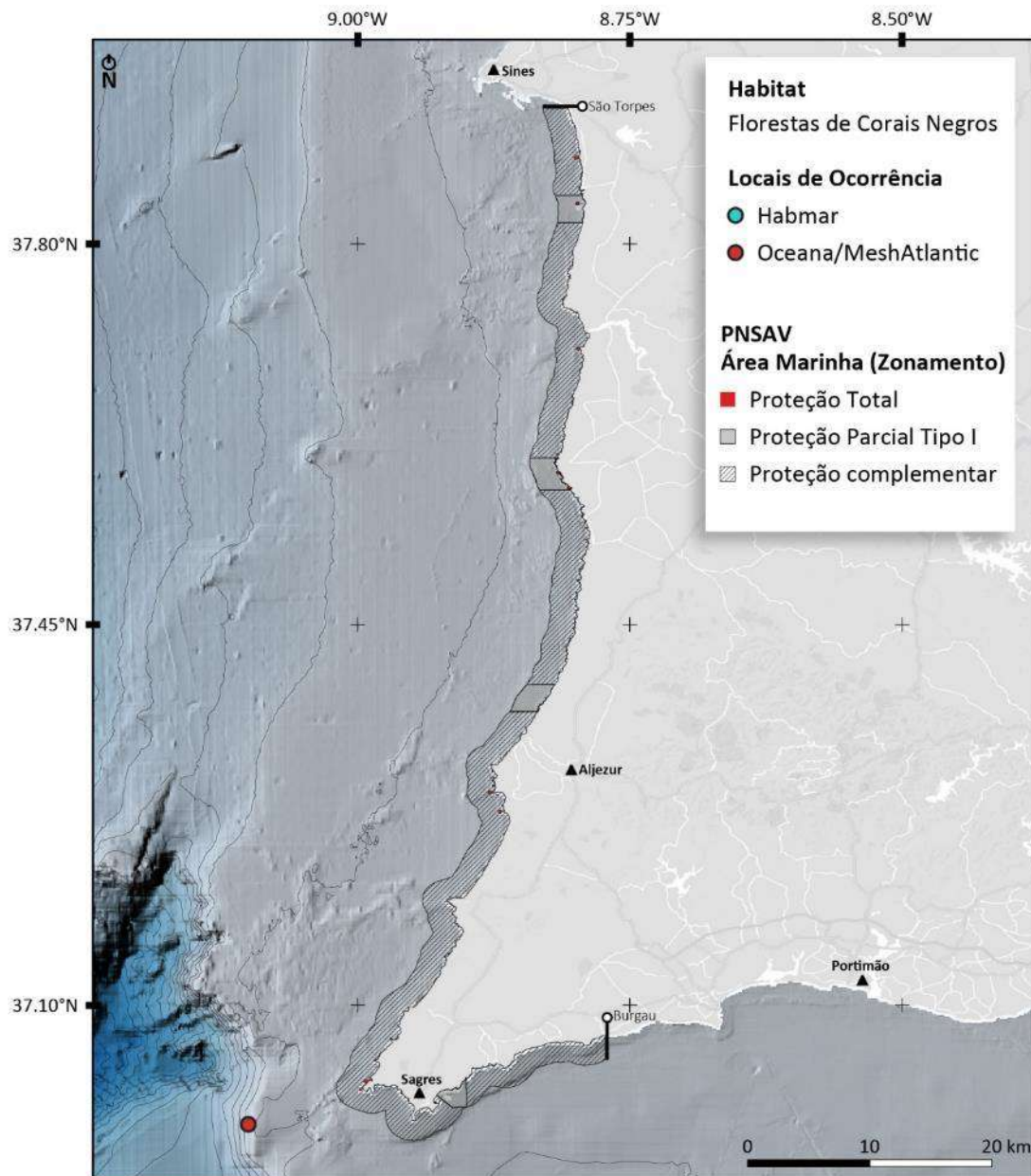


Figura 5.2. Localização do sítio de interesse para a conservação onde a presença do habitat “Florestas de corais negros” foi confirmada. O local identificado diz respeito a observações *in situ*, efetuadas com recurso a veículo submarino de operação remota, no âmbito de projetos científicos.

5.2.3. Bancos de coral vermelho

O habitat “Bancos de coral vermelho” é caracterizado pela ocorrência de agregações da espécie *Corallium rubrum* sobre substratos rochosos. Estas comunidades de coral foram observadas inicialmente em 2011 durante as imersões efetuadas pela ONGA Oceana em colaboração com o Centro de Ciências do Mar (CCMAR) para explorar o topo do canhão de São Vicente e um afloramento rochoso a sul de Sagres. Estas comunidades foram então descritas

como ocorrendo em paredes rochosas encrostadas de ostras *Neopycnodonte cf. cochlear* e onde outros corais poderiam também ocorrer, essencialmente *Dendrophyllia* sp., embora em menor abundância (Boavida *et al.*, 2016) (Tabela XXXV). Recentemente, foram também observadas agregações de *Corallium rubrum* num mergulho de ROV realizado no âmbito do projeto Habmar. Neste local a comunidade de coral vermelho ocorreu exclusivamente nas faces inferiores de plataformas rochosas no topo das quais se desenvolviam “Jardins de gorgónias”. Atualmente estão descritas 4 locais de ocorrência deste habitat para a região (Figura 5.3). No entanto, e dadas as características crípticas deste habitat, é possível que na região adjacente a Sagres possam existir outros locais de ocorrência. A espécie *Corallium rubrum* é uma representante dos grupos de espécies consideradas indicadores do habitat OSPAR “Jardins de coral”(OSPAR, 2010a).

Tabela XXXV. Características do habitat “Bancos de coral vermelho” identificado na região sudoeste da costa portuguesa e respetivas localizações aproximadas, intervalos de profundidade, ambientes de ocorrência e espécies típicas da comunidade (a negrito as espécies dominantes).

Local	Fonte (projeto)	Ambiente	Prof. (m)	Espécies típicas
Baixa de São Vicente	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino	90-110	<i>Corallium rubrum</i>, <i>Neopycnodonte cochlear</i> , <i>Paramuricea</i> sp., <i>Dendrophyllia cornigera</i>
Burgau	Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-90	<i>Corallium rubrum</i> , Porífera incrustantes
Sagres	Oceana/meshAtlantic	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-70	<i>Corallium rubrum</i>, <i>Neopycnodonte cochlear</i> , <i>Paramuricea</i> sp., <i>Dendrophyllia cornigera</i>
Sagres	Habmar	Fundo Rochoso/ Afloramento	60-70	<i>Corallium rubrum</i> , Porífera incrustantes

A espécie *Corallium rubrum* foi julgada extinta na costa portuguesa até às observações efetuadas em 2011 (Boavida *et al.*, 2016). Deste então foram detetadas, ao largo de Lagos, eventos de exploração ilegal deste organismo extremamente valioso para o mercado internacional da joalheria.

Apesar de existirem já iniciativas governamentais para a criação de mecanismos legais de proteção desta espécie, ela ainda se encontra sem qualquer tipo de proteção legal, pelo que

a expansão dos limites da área marinha do Parque abrangendo as áreas de ocorrência poderia contribuir para a conservação desta espécie emblemática.

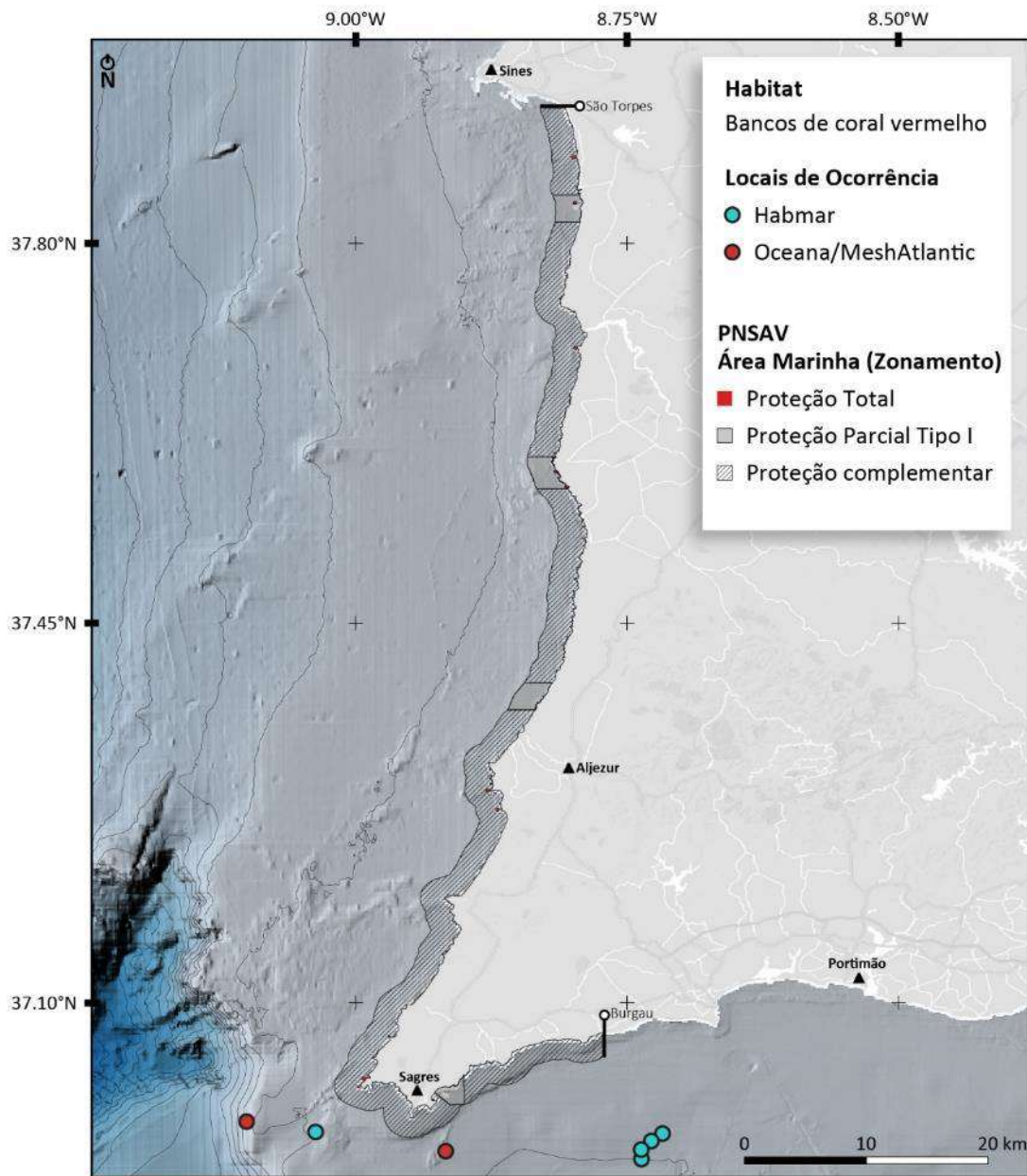


Figura 5.3. Localização dos sítios de interesse para a conservação onde a presença do habitat “Bancos de coral vermelho” foi confirmada. Os locais identificados dizem respeito a observações *in situ*, efetuadas com recurso a veículo submarino de operação remota, no âmbito de projetos científicos.

5.2.4. Campos de penas marinhas

Os “Campos de penas marinhas” pertencem a uma tipologia particular de habitats de corais que ocorrem exclusivamente em substratos móveis. Neste tipo de substrato desenvolvem-se agregações de organismos de espécies pertencentes aos Pennatulacea



(Octocorallia) que podem por vezes estar acompanhados de corais *Scleratinia* solitários de vida livre e/ou Alcyonacea característicos destes ambientes. O único habitat “Campos de penas marinhas” identificado na região (Tabela XXXVI) é caracterizado pela ocorrência dispersa de *Protoptilum carpenterii* sobre sedimentos finos vasosos e foi apenas identificado na zona do Canhão de São Vicente (Figura 5.4). Apesar da espécie *Protoptilum carpenterii* não estar listada oficialmente, as características deste habitat enquadram-se na definição do habitat OSPAR “Penas Marinhas e comunidades de megafauna escavadora”(OSPAR, 2010c).

Tabela XXXVI. Características do habitat “Campos de penas marinhas” identificado na região sudoeste da costa portuguesa e respetiva localização aproximada, intervalo de profundidade, ambiente de ocorrência e espécies típicas da comunidade (a negrito as espécies dominantes).

Local	Fonte (projeto/Publicação)	Ambiente	Prof. (m)	Espécies indicadoras
São Vicente	Oceana/MeshAtlantic	Canhão submarino	200-550	<i>Protoptilum carpenterii</i>

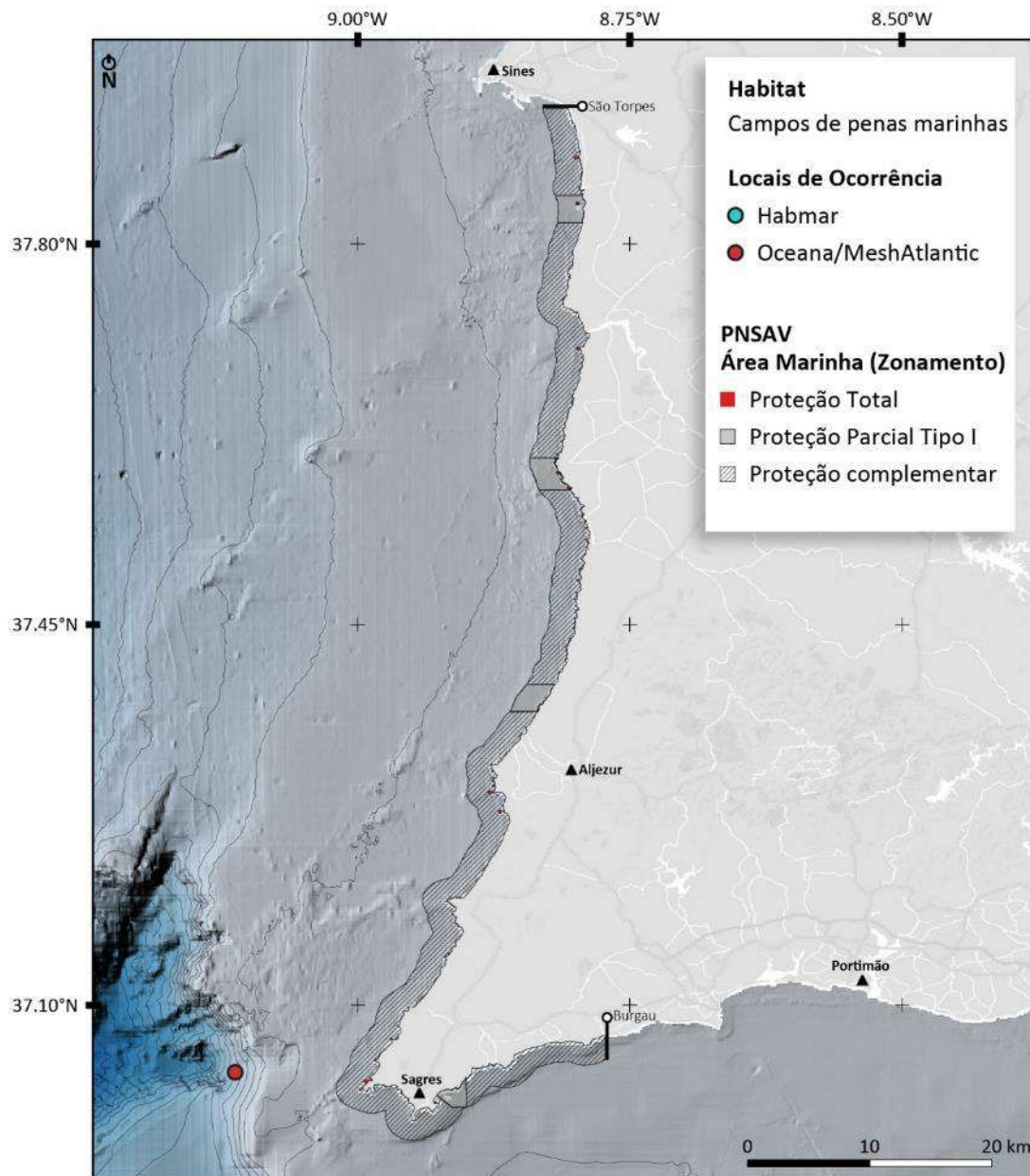


Figura 5.4. Localização do sítio de interesse para a conservação onde a presença do habitat “Campos de penas marinhas” foi confirmada. O local identificado diz respeito a observações *in situ*, efetuadas com recurso a veículo submarino de operação remota, no âmbito de projetos científicos.

5.2.5. Agregações de esponjas

Em semelhança do que foi anteriormente descrito para o habitat “Jardins de gorgónias”, também o habitat “Agregações de esponjas” apresenta diferentes variações dependendo das espécies de esponjas predominantes na composição da comunidade (Tabela XXXVII). Este tipo de habitat ocorre maioritariamente sobre fundo rochoso e na região, apenas se encontra documentado para o canhão de São Vicente (Figura 5.5). Deve referir-se que esta ocorrência

circunscrita ao canhão se deve, não à raridade regional, mas principalmente pelas escassas oportunidades de avaliar zonas profundas e pelas dificuldades de realizar trabalhos científicos a maiores profundidades a partir das quais estes habitats se começam a desenvolver. É expectável que este habitat ocorra noutros locais profundos (> 200m de profundidade) de fundo rochoso ao longo da área adjacente aos limites da área marinha do PNSACV.

De um modo geral, e tendo em conta as tipologias descritas, as diferentes variantes deste habitat podem ser separadas em duas grandes categorias, as agregações circalitorais e as agregações profundas (Nestorowicz *et al.*, submetido). Para a primeira categoria foram descritas as agregações multiespecíficas de esponjas eretas (cf. *Axinella* sp.), comunidades de esponjas laminares (*Phakelia robusta*) e agregações de *Artemisina transiens*.

Para as agregações profundas foram identificadas as comunidades dominadas por *Asconema setubalense*, e as comunidades esparsas de *Geodia megastrella*. Estas tipologias de agregações de esponjas que se desenvolvem nas zonas de maior profundidade são representantes do habitat OSPAR “Agregações de esponjas de mar profundo” (OSPAR, 2010b).

Tabela XXXVII. Diferentes tipologias do habitat “Agregações de esponjas” identificadas na região sudoeste da costa portuguesa e respetivas localizações aproximadas, intervalos de profundidade, ambientes de ocorrência e espécies típicas da comunidade (a negrito as espécies dominantes).

Local	Fonte (projeto)	Ambiente	Prof. (m)	Espécies típicas
Torre d’Aspa e Baixa de São Vicente	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino (Circalitoral)	100-230	cf. <i>Axinella</i> sp., <i>Phakellia robusta</i>
Torre d’Aspa e Baixa de São Vicente	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino (Circalitoral)	100-250	<i>Phakelia robusta</i>
Torre d’Aspa	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino (Circalitoral)	100-150	<i>Artemisina transiens</i>, <i>Porifera erecto</i>, <i>Eunicella</i> sp., <i>Phakellia robusta</i>, <i>Dendrophyllia cornigera</i>;
São Vicente	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino (Profundo)	420-470	<i>Asconema setubalense</i>, <i>Geodia megastrella</i>
São Vicente	Oceana/meshAtlantic	Canhão submarino (Profundo)	340-520	<i>Geodia megastrella</i>, <i>Porifera</i> encrustantes

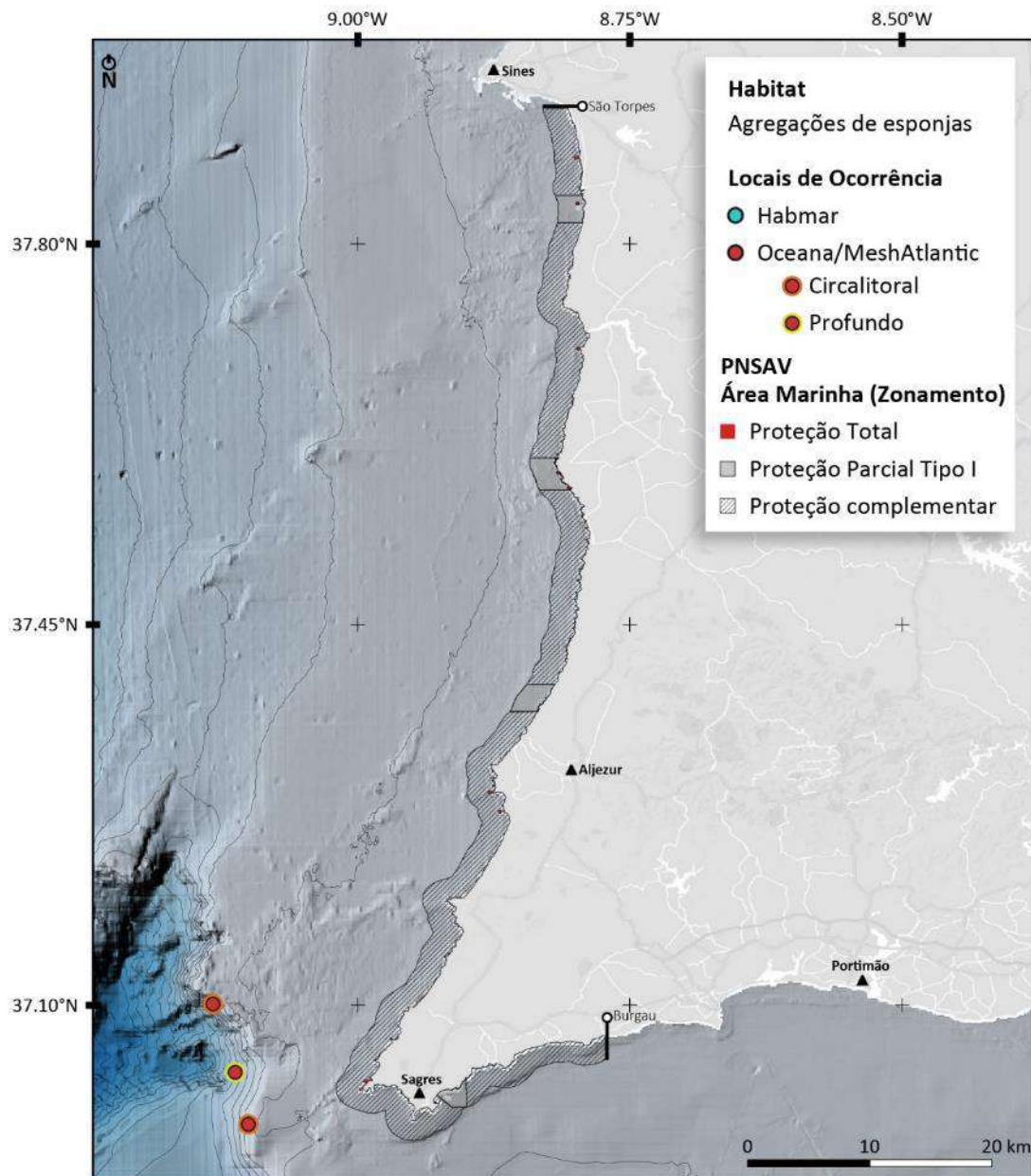


Figura 5.5. Localização dos sítios de interesse para a conservação onde a presença do habitat “Agregações de Esponjas” foi confirmada. Os locais identificados dizem respeito a observações *in situ*, efetuadas com recurso a veículo submarino de operação remota, no âmbito de projetos científicos.

5.3. Discussão

A informação existente para a identificação de locais com potencial interesse biológico para integrarem a área marinha do PNSACV é relativamente escassa. De facto, foram poucos os trabalhos científicos que se desenvolveram para além dos limites da área marinha protegida e

que tivessem como objetivo o estudo das comunidades biológicas. Ainda assim, e com base nos registos disponíveis reconheceram-se três grandes zonas de interesse:

- os picos costeiros, ou baixas, ao largo de Sines, onde foram observadas densas agregações de gorgónias, em associação com outras espécies de corais;
- o canhão de São Vicente, cujas características permitem a existência de diferentes habitats importantes para a conservação e que não foram ainda observados em nenhuma outra zona desta região;
- a costa sul, onde foram documentados jardins multiespecíficas de gorgónias em conjunto com um dos habitats mais sensíveis existentes nesta zona de Portugal, os bancos de coral vermelho.

Algumas das espécies e/ou famílias identificadas nestes habitats são reconhecidas como elementos indicadores de habitats protegidos internacionalmente e sobre os quais deveriam existir esforços adicionais de conservação (OSPAR, 2010a, 2010b, 2010c). O reconhecimento das áreas identificadas como áreas marinhas protegidas OSPAR, pode acelerar esse processo de conservação. Adicionalmente, as áreas de ocorrência destas comunidades preenchem em geral muitos dos critérios utilizados na definição de áreas vulneráveis e/ou importantes para a biodiversidade (Dunstan *et al.*, 2016; Morato *et al.*, 2018).

A exploração dos recursos pesqueiros na plataforma continental é reconhecida como um dos principais fatores de degradação de habitats marinhos vulneráveis (Ramirez-Llodra *et al.*, 2011; Ramalho *et al.*, 2017). Estudos anteriores revelam a ocorrência de bancos de pesca comercial em todos os locais onde as espécies indicadoras de habitats prioritários e vulneráveis foram agora detetadas (Prespo: Gaspar *et al.*, 2010, Pescamap: Gonçalves *et al.*, 2015, também sintetizados em Castro *et al.*, 2020), nomeadamente de pesca com redes de emalhar e tresmalho que capturam acidentalmente estes organismos sensíveis e com crescimento lento (Dias *et al.*, 2020).

Apesar da limitação desta análise ser a reduzida informação existente relativa aos habitats que ocorrem a mais de 50 metros de profundidade e que se localizam fora dos limites da área marinha, os resultados apresentados são da máxima importância. Refletem que, mesmo com um reduzido número de amostras em zonas sensíveis inexploradas, são identificados habitats prioritários e vulneráveis. Isto sugere que este tipo de reconhecimento e mapeamento das comunidades biológicas é central e urgente para informar medidas de gestão e de conservação eficazes (Sardá *et al.*, 2012; Rossi, 2013).

A extensão do parque marinho, que se estende até 2 km da costa, foi definida sem base em critérios ecológicos ou no conhecimento sobre a distribuição dos habitats existentes. No entanto, à luz do conhecimento atual, da importância dos habitats encontrados neste estudo, e da continuidade de habitats rochosos (alguns com elevada complexidade) que, em algumas zonas, atravessam a fronteira do parque para áreas mais profundas (ver capítulo 2. Mapeamento físico), sugere-se que se avalie a possibilidade de extensão do PNSACV, nomeadamente ao largo de Vila Nova de Milfontes e Cabo Sardão, na costa alentejana e Arrifana e Carrapateira, na costa vicentina. Em todo o caso, os locais destacados neste estudo requerem medidas de conservação urgentes que protejam estes organismos vulneráveis dos impactos antropogénicos, da pesca, em particular.

6. Considerações Finais

Mapeamento físico

O Parque Marinho do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PMSACV) é a maior Área Marinha Protegida (AMP) costeira de Portugal, com uma área de cerca de 290 km², repartidos por 172 km² na costa vicentina e 117 km² na costa alentejana. Consequentemente, o levantamento hidrográfico efetuado foi pioneiro em Portugal, pela sua dimensão, numa área marinha com estatuto de proteção. Na realidade, passou-se de uma AMP com muito pouca informação a nível básico, como a batimetria fina (profundidades) e tipo de fundos (rochas, areias, vasas), para um dos sistemas com um melhor mapeamento a nível nacional.

O mapeamento físico realizado conjugou as melhores técnicas de mapeamento disponíveis (acústicas: multifeixes e sonar de varrimento lateral; laser: LiDAR) com algoritmos que permitiram inferir sobre o todo substrato presente, permitindo deste modo obter uma cobertura integral de toda a área marinha do PNSACV.

A nível de resultados morfológico, este é um parque com uma grande componente de substrato rochoso, com grande diversidade e complexidade (blocos, lajes, fendas e gretas, afloramentos) que potencia elevados níveis de biodiversidade. De salientar, a continuidade em profundidade de muitos destes habitats, dando fortes indicações de conectividade e importância do ponto de vista da conservação.

Em suma, este levantamento e mapeamento físico é um marco importante para um real conhecimento do Parque Marinho, constituindo uma base de referência para a sua gestão e monitorização, assim como para estudos futuros.

Mapeamento biológico

Comunidades de intertidal rochoso

Os resultados da caracterização das comunidades biológicas de intertidal de substrato rochoso indicaram uma estratificação biológica bem definida pelos organismos sésseis ao longo dos diferentes níveis do intertidal (inferior, médio e superior) e uma maior diversidade (no nível inferior) na costa Oeste do que na costa Sul, apesar de não apresentarem diferenças significativas no que se refere à sua percentagem de cobertura. As espécies sésseis que dominam este ecossistema, nomeadamente as cracas do género *Chthamalus* e as algas coralinas *Corallina/Ellisolandia* spp., são conhecidas pela sua elevada resistência tanto a fatores ambientais, como a impactos de origem humana, facto verificado tanto no método tradicional como no exemplo de método moderno de mapeamento.

Outro ponto a salientar, foi a maior abundância do grupo das algas castanhas grossas e coriáceas, engenheiras do ecossistema, em especial a *Cystoseira tamariscifolia*, na costa Oeste (onde o substrato é, também, mais estável), nomeadamente nas praias Vale dos Homens (na Costa Vicentina), Oliveirinha e São Torpes (no Sudoeste Alentejano).

A alga vermelha *A. armata* foi observada em todas as praias amostradas, o que confirma o estabelecimento bem-sucedido desta alga invasora no PNSACV, um resultado que corrobora com o mapeamento dos recifes de baixa profundidade (até 15 metros).

A classificação dos ortofotomosaicos gerados através das imagens aéreas registadas por UAV (*Unmanned Aerial Vehicle*, drone), e a utilização de técnicas de Inteligência Artificial e de *Machine learning*, permitiu uma abordagem mais simples de replicar por cientistas entre os vários ramos de investigação, e demonstrou ser possível a distinção entre vários grupos de organismos (macroalgas e invertebrados conspícuos). A título de exemplo, a diferenciação foi conseguida entre zonas com predominância de algas vermelhas, castanhas ou verdes e, também, embora com menor exatidão, entre algas calcárias, não calcárias e incrustantes. Outro ponto positivo foi a possibilidade de poder interpretar a percentagem de cobertura de cracas, contribuindo, deste modo, para a avaliação do estado de qualidade ecológica das praias.

Comunidades de subtidal rochoso pouco profundo

A área estudada de subtidal rochoso é bastante extensa e inclui uma elevada variabilidade paisagística subaquática.

Em termos de caracterização biológica, verificou-se que o habitat prevalente no subtidal rochoso de baixa profundidade (≤ 15 m) do PNSACV, apresenta em geral uma dominância de macroalgas incrustantes calcárias e presença conspícua de macrófitas corticadas. Em termos de macroinvertebrados, confirmou-se a existência a costa oeste de várias zonas com elevada abundância do ouriço *P. lividus*, enquanto que, na costa sul, os biótopos que se destacam são a comunidade dominada pela anémoma-verde *A. sulcata*, e a comunidade com prevalência de esponjas incrustantes.

Mais especificamente e tendo em conta a distribuição da diversidade e abundância de macroalgas, invertebrados e peixes, há a destacar 3 áreas: 1) a área desde o sul do Cabo Sardão até à zona da Praia da Amália (incluindo a Zambujeira-do-Mar), que apresentou vários locais com elevada densidade de peixes, e níveis moderados a elevados de densidade de invertebrados móveis e percentagem de cobertura de invertebrados sésseis; é de referir também a presença de laminárias/kelp (*S. polyschides*) e de algas *Cystoseira baccata* na Zambujeira-do-Mar; 2) a zona da Arrifana, que apresentou abundância particularmente elevada do ouriço *P. lividus*, elevada densidade de peixes, e também a presença de florestas de laminárias/kelp (*S. polyschides* e *P. purpurescens*) e campos de *Cystoseira* spp.; 3) a costa sul, pela densidade de invertebrados e ocorrência de biótopos como as áreas de abundância de anémoma-verde (*A. sulcata*); as áreas dominadas por esponjas incrustantes, ocasionalmente com presença de gorgónias (*Leptogorgia sarmentosa*, *Eunicella* spp.) a profundidades relativamente baixas; e várias zonas com ocorrência de laminária/kelp *Phyllariopsis brevipes*.

Comunidades de subtidal rochoso profundo

Os recifes rochosos profundos do PNSACV (15m<Prof.<50m) são caracterizados por uma topografia diversa, que inclui zonas de elevados declives, terraços, grutas, fendas, lajes, enormes blocos rochosos ou calhaus rolados, e que favorece a ocorrência de múltiplos micro habitats e a presença de elevados níveis de biodiversidade.

As observações efetuadas com recurso a ROV nas zonas de substratos rochosos da área marinha do PNSACV demonstraram a existência de comunidades diversas, com valores de número de espécies/*taxa* comparáveis a estudos efetuados anteriormente em outras zonas localizadas dentro e nas proximidades deste parque.

De um modo geral, a estrutura das comunidades de substratos rochosos profundos foi caracterizada por um número restrito de grupos taxonómicos. Os cnidários (anémonas, gorgónias, hidrozoários) e os Porífera (esponjas) foram os grupos com maiores abundâncias. A importância destes dois grupos, como organismos estruturantes das comunidades de substratos rochosos costeiros já é bem conhecida na costa sul portuguesa. Contudo, as espécies pertencentes aos grupos mencionados e que favorecem a ocorrência de habitats de maior complexidade tridimensional, como gorgónias, corais e esponjas massivas, ocorreram pontualmente (Martinhal e Carrapateira). Deste modo, as comunidades foram maioritariamente caracterizadas pela dominância de formas sésseis de natureza incrustante (esponjas incrustantes) e com reduzido desenvolvimento vertical (Hydrozoa, Bryozoa). Destaque para o zoantídeo, *P. axinellae*, que apesar de apresentar pequenas dimensões pode formar extensos campos dominando a paisagem e criando um habitat típico.

As formas de macroalgas incrustantes foram mais comuns com destaque para as algas calcárias (*Mesophyllum lichenoides* e *Lithophyllum incrustans*), algas foliosas (e.g., *Dictyota* sp.) e macrófitas corticadas (e.g., *Plocamium cartilagineum*, *Halopteris filicina*). A cobertura algas dos recifes profundos atingiu metade (49%) da cobertura dos recifes de baixa profundidade (<15m).

As famílias de ictiofauna que se destacaram na composição das comunidades de substratos rochosos, maioritariamente bodiões e esparídeos (famílias Labridae e Sparidae), estão em linha com o que já havia sido observado em estudos anteriores para este tipo de habitats. Os bodiões *C. julis* e *C. rupestris*, a safia *D. vulgaris* e o serrano-alecrim *S. cabrilla*, formaram a comunidade típica de peixes nestes recifes, sendo os mais comuns e abundantes.

Destaque ainda para as 29 espécies de interesse comercial presentes nestes habitats, algumas de elevado valor económico (e.g., *Diplodus sargus*, *Dicentrarchus labrax*), o que demonstra o importante papel que a área marinha desempenha no contexto da sustentabilidade dos recursos e da atividade pesqueira da região.

Em termos de conservação, estes recifes profundos são os habitats utilizados por diversas espécies ameaçadas e com estatuto de proteção, como as raias (raia-curva *R. undulata*), gorgónias (*Eunicella verrucosa*) e o mero (*E. marginatus*), requerendo atenção redobrada ao estado das suas populações e eventual reforço das medidas de conservação.

A proibição de pesca, no caso do mero, e a gestão adequada da pesca da raia-curva ou interdição de utilização de artes de contacto com o fundo (para as gorgónias) nas suas áreas de



maior ocorrência no interior do PNSACV, poderiam ter efeitos benéficos na recuperação e no futuro destas populações.

Nota de originalidade para a observação uma Floresta de Laminárias/Kelp de *Laminaria ochroleuca* a cerca de 31 metros de profundidade e previamente desconhecida. Descoberta relevante, já que a espécie é perene, muito afetada pelas alterações climáticas, estando historicamente presente nas proximidades de Arrifana e Odeceixe, e que havia sido reportada dentro do parque pela última vez em 2003.

O conhecimento da variabilidade interanual, dos padrões e evolução das comunidades, bem como dos efeitos das medidas de proteção em vigor necessitam de avaliação contínua numa escala temporal mais alargada.

Distribuição das comunidades biológicas

Em geral, fatores como a fração de luz que chega ao fundo, a profundidade e o substrato serão os que mais explicam toda a complexidade biológica do PMSACV (índices de diversidade e densidades), das treze variáveis estudadas.

A parte norte do PMSACV apresenta valores muito elevados dos vários índices de riqueza específica e diversidade, existindo uma grande homogeneidade na distribuição desses valores. Na parte mais a sul, os valores de riqueza e diversidade são mais heterogêneos, com valores mais elevados na zona da Arrifana, Carrapateira e entre a Ponta Ruiva e o Cabo de São Vicente, contrastando claramente com a restante área sul.

A densidade total apresenta valores mais elevados nos limites exteriores do parque, nas suas zonas mais profundas, em contraste com as densidades de peixes que ocorrem essencialmente nas zonas mais costeiras associadas a substratos de rocha. As PPIs não parecem beneficiar da previsão de maiores densidades, tanto total como de peixes, em amplo contraste com os índices de diversidade onde claramente apresentam valores muito elevados.

Habitats OSPAR

Identificaram-se três tipos de habitats OSPAR, “Jardins de Coral”, “Agregações de Esponjas” e “Comunidades de Mexilhões”, tendo-se recorrido à modelação para a construção dos respetivos mapas. O habitat OSPAR “Jardins de Coral” tem uma distribuição mais ampla, estando presente em grande parte da costa oeste, essencialmente em zonas rochosas, estando também incluído nas PPI, principalmente nas do Cabo Sardão e Rogil. O habitat OSPAR “Agregações de esponjas” localiza-se essencialmente na parte norte da costa oeste e nas zonas

rochosas da parte sul. Está presente em três PPI, Ilha do Pessegueiro, Cabo Sardão e Rogil, sendo na PPI do Cabo Sardão que a probabilidade de ocorrência é superior. A “Comunidade de mexilhões” só foi identificada num único local, junto à Fortaleza de Sagres, sendo assim um habitat raro, para efeitos deste estudo, sabendo que outros haverá ao longo do parque.

Habitats a Diretiva Habitats

A Diretiva Habitats assume uma forte simplicidade e importância legal de relevo, factos que motivam a sua utilização generalizada, no contexto do planeamento espacial marinho, e na criação e gestão de Áreas Marinhas Protegidas.

No presente estudo foi possível observar que o substrato móvel predomina, em termos de área ocupada no parque marinho do PNSACV, embora se tenha verificado, em sentido estrito, não existirem verdadeiros habitats “1110: Bancos de areia permanentemente cobertos por água do mar pouco profunda”. Considerando uma interpretação menos limitada da Diretiva Habitats, considerando o habitat 1110 como as áreas de areia com menos de vinte metros de profundidade, estas representam, cerca de 26% (76 km²) da área marinha subtidal, sendo que 8% (6 km²) pode ser encontrado nas áreas de Proteção Total e Parcial. A recomendação será a de aumentar a área dedicada à proteção deste habitat emblemático para muitas espécies com valor comercial e atualmente ameaçadas, como as várias espécies de raias (raia-curva, *Raja undulata*; raia-lenga, *Raja clavata*; raia-pontuada, *Raja brachyura*; raia-tairoga, *Rostroraja alba*).

Na realidade, o habitat da Diretiva habitats mais bem representado no PNSACV é o “1170: Recifes” (105 km²; 36% do total), estando cerca de 11% da área total de recife (12 km²) efetivamente protegidas pelas zonas de Proteção Parcial e Total. Mais do que um aumento da área protegida deste habitat, eventualmente novos sítios ou em maiores profundidades, uma maior eficiência na proteção era desejada, face às provas de pesca ilegal encontradas, sobretudo nas áreas de proteção PPI.

Existem cerca de 15 habitats da Diretiva do tipo “8330: Grutas marinhas submersas ou semi-submersas” em todo o PNSACV. As grutas permanentemente submersas ou semi-submersas são particularmente importantes a nível biológico e ecológico, por serem consideradas de habitats costeiros que simulam ambientes de mares mais profundos. No caso das grutas identificadas, 40% encontram-se em áreas de maior proteção, estando estas, na sua grande maioria em áreas “offshore” da zona de Proteção Parcial da ilha do Pessegueiro. As grutas situadas nas Falésias de Sagres encontram-se, na sua maioria, em áreas de Proteção Complementar, não tendo medidas de proteção e/ou gestão que contraponham à forte

utilização a que são sujeitas, por mergulho recreativo e pesca comercial e lúdica, não estando, consequentemente, salvaguardada a eficiente proteção dos seus valores ecológicos e geológicos.

Habitats EUNIS

A estrutura de classificação de habitats EUNIS atual apresenta lacunas na estrutura hierárquica que não permitem uma integração integral e fácil de todos os biótopos ou associações de espécies identificados na área marinha portuguesa.

Foram identificados cerca de 6 habitats EUNIS (nível 3/4) na área marinha do PNSACV, estando moderadamente representados nas áreas de Proteção Parcial e Total. Na globalidade, cerca de 12% da área dos quatro principais complexos de habitats de recife encontram-se em áreas de Proteção Parcial e Total, embora os habitats de circalitoral, mais raros, estejam ausentes ou sub-representados. Já os dois complexos de habitats de areia identificados encontram-se representados globalmente em cerca de 6,5% nas áreas de Proteção Parcial e Total, tendo neste caso em concreto, e em sintonia com o que foi dito para os Bancos de areia submersos, espaço para um aumento destes habitats relevantes para o PMSACV.

Em termos de produção de novos conhecimentos, foram também identificadas neste estudo, quinze associações de espécies, maioritariamente em fundos rochosos, que podem ser classificadas como biótopos ou fácies de espécies na estrutura de classificação de habitats EUNIS. Três das quinze associações de espécies encontram-se com destaque na estrutura de classificação EUNIS e foram já assinaladas em estudos realizados na costa portuguesa, designadamente: “Fácies de *Eunicella* spp.”, “Fácies de *Parazoanthus axinellae*” e “Fácies de *Mytilus edulis*”.

Florestas de laminárias da espécie oportunista *Saccorhiza polyschides*, de ciclo inter-anual, desenvolvem-se sazonalmente no PNSACV, designadamente na Carrapateira e ao largo da Arrifana. Esta é uma espécie em regressão na península ibérica, como consequência do aquecimento global e embora ainda não apresente qualquer estatuto de proteção é um habitat que apresenta um considerável valor paisagístico e ecológico. Esta será uma das regiões mais a sul onde ainda podem ser observadas florestas extensas de laminárias, o que confere a este habitat um caráter excepcional.

Embora exista uma certa continuidade natural dos habitats identificados no PNSACV e na costa sul algarvia, destaca-se a uma maior relevância relativa das comunidades algais e uma menor diversidade da comunidade de espécies de megainvertebrados na costa oeste Vicentina

e sudoeste Alentejano, relativamente à costa sul, designadamente na zona de Sagres. Esta diferença relevante poderá estar relacionada com o maior hidrodinamismo e a maior ocorrência de eventos extremos na costa ocidental.

Apesar do número elevado de associações de espécies identificado neste estudo, é muito provável que se venham a encontrar muitas outras associações no futuro. Dada a extensão do PMSACV, serão necessárias mais campanhas de amostragens, no futuro, para que seja possível melhorar e identificar com maior detalhe e rigor os complexos de biótopos e associações de espécies existentes neste parque marinho.

Perspetiva futuras de proteção

Existe muito pouca informação acerca de locais com potencial interesse biológico para integrarem a área marinha do PNSACV. Mesmo assim, e de acordo com os trabalhos existentes identificaram-se três grandes zonas de interesse:

1. os picos costeiros, ou baixas, ao largo de Sines, onde foram observadas densas agregações de gorgónias (jardins de coral), em associação com outras espécies de corais;
2. o canhão de São Vicente, cujas características permitem a existência de diferentes habitats importantes para a conservação (jardins de coral e agregações de esponjas de mar profundo) e que não foram ainda observados em nenhuma outra zona desta região;
3. a costa sul, onde foram documentados jardins multiespecíficas de gorgónias em conjunto com um dos habitats mais sensíveis existentes nesta zona de Portugal, os bancos de coral vermelho.

Os jardins de coral e as agregações de esponjas ou o coral vermelho em particular, são reconhecidos como elementos indicadores de habitats protegidos internacionalmente (OSPAR, FAO) e sobre os quais deveriam existir esforços adicionais de conservação.

É conhecido que a exploração dos recursos pesqueiros na plataforma continental é um dos principais fatores de degradação de habitats marinhos vulneráveis. Estudos prévios revelaram a existência de bancos de pesca comercial, nomeadamente de pesca com redes de emalhar e tresmalho, em todos os locais onde as espécies indicadoras de habitats prioritários e vulneráveis foram agora detetadas, existindo uma captura acidental e acessória destes organismos sensíveis e com crescimento lento.

A pouca informação existente relativa aos habitats que ocorrem a mais de 50 metros de profundidade e que se localizam fora dos limites da área marinha, permitiu a identificação de

habitats prioritários e vulneráveis. Isto indicia que este tipo de reconhecimento e mapeamento das comunidades biológicas é essencial para informar medidas de gestão e de conservação.

A extensão do parque marinho, que se estende até 2 km da costa, e a definição da localização das PPI (uma por concelho), foram definidas com recurso ao melhor conhecimento científico existente na altura, que dada a extensão do parque, não dispunha de mapas de biodiversidade detalhados. Apesar disso, as PPI escolhidas representam todos os habitats mais importantes presentes no PMSACV, e estão a ter alguns resultados em termos de proteção.

Na costa vicentina, existem dois locais que poderiam ser eleitos potencialmente para PPI, a zona da Carrapateira e da Arrifana. Esta última foi escolhida inicialmente, sendo depois mudada para um local com características menos elegíveis, ao largo do Rogil, por concertação com as associações de pescadores. Na PPI dos Ilhotes do Martinhal, a falésia da baleeira com algumas das principais grutas da costa portuguesa, foi desassociada da PPI por pressões locais associadas à pesca, num claro retrocesso em relação à proteção de tão importantes estruturas e ecossistemas. Na costa alentejana, existem vários locais candidatos à criação de novas PPI, ao largo de Vila Nova de Milfontes e da Azenha do mar.

Atendendo ao conhecimento atual, da importância dos habitats encontrados neste estudo, da sua representatividade dentro das áreas de proteção (PPI e PT), da existência de habitats prioritários nas imediações do parque, e da continuidade de habitats rochosos (alguns com elevada complexidade) que, em algumas zonas, atravessam a fronteira do parque para zonas mais profundas, recomenda-se que:

1. Se avalie a possibilidade de extensão do PMSACV, ao largo de Sines (baixas com jardins de coral), Sagres (canhão submarino de São Vicente com jardins de coral e agregações de esponjas) e costa sul (baixas com jardins gorgónias e de coral vermelho)
2. Se avalie a possibilidade de criação de novas PPI e/ou extensão das existentes em profundidade, ao largo de Vila Nova de Milfontes, Cabo Sardão e Azenha do mar na costa alentejana e ao largo do Rogil, Arrifana e da Carrapateira, na costa vicentina.
3. Se avalie a inclusão no esquema de proteção de habitats de substrato móvel e as falésias da Baleeira, de modo a proteger mais a diversidade dos maiores habitats presentes, e o habitat grutas, respetivamente.

Em todo o caso, os locais destacados neste estudo requerem o reforço da proteção nas PPI e PT existentes, nomeadamente pela sensibilização e valorização das comunidades de pescadores, pela aplicação progressiva de uma gestão inclusiva (cogestão), pela



implementação de sinalética adequada, pela produção de conhecimentos e partilha dos mesmos, continuada, por uma fiscalização mais eficiente conducente à erradicação da pesca ilegal, e pela tomada de medidas de conservação novas e urgentes que protejam organismos e habitats vulneráveis, ainda não protegidos dos impactos das atividades humanas.



7. Referências Bibliográficas

- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M.J.F., Gonzalez-Mirelis, G. (2015). Habitat mapping as a tool for conservation and sustainable use of marine resources: Some perspectives from the MAREANO Programme, Norway. *Journal of Sea Research*, 100, 46–61.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., *et al.* (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31(1), 21–50.
- Cabioch, J., Verlaque, Floc'h, J. Y., Le Toquin, A., Boudouresque, C. F., & Meisnez, A. (1995). *Guía de las algas de los mares de Europa: Atlántico e Mediterráneo*. Omega.
- Cabral, H. N., Fonseca, V. F., Gamito, R., Gonçalves, C. I., Costa, J. L., Erzini, K., Gonçalves, J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J. P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J. M., Marques, J. C., Rebelo, J. E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P. R., ... Costa, M. J. (2012). Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators*, 19, 144–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.08.005>
- Canário, A.V.M., Erzini, K., Castro, M., Gonçalves, J.M.S., Galhardo, C., Ribeiro, J., Bentes, L., Cruz, J., Souto, P. (1994). *Estudos base para a conservação dos ictiopovoamentos e gestão da pesca costeira no litoral sudoeste*. Relatório final. Universidade do Algarve, Unidade de Ciências e Tecnologias dos Recursos Aquáticos, Faro, 219 pp.
- Carr, M.H., Robinson, S.P., Wahle, C., Davis, G., Kroll, S., Murray, S., Schumacker, E.J., Williams, M. (2017). The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27,6–29, <https://doi.org/10.1002/aqc.2800>.



Carré, C. (2010). COVER – Customizable Observation Video Image Record. User Manual v0.8.4. IFREMER.

Carstensen, J., Dahl, K., Boutrup, S. (2017). Methodology for calculating macro-algae indicators of abundance and composition. Research note from DCE – Danish Centre for Environment and Energy. 17 pp. Last accessed 25-03-2021. Available from: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2017/Macroalgae_indicators_-_methodology.pdf

Carvalho, M. (1993) Estudo das comunidades intertidais da macroalgas bentónicas da área de paisagem protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório de estágio do Curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. 71 p. +25p de anexos.

Castro, J. (1996). Selecção e Gestão de Áreas Marinhas Protegidas no Parque natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Universidade de Évora, Sines, 191 pp.

Castro, J. (2004). Predação humana no litoral rochoso alentejano: caracterização, impacte ecológico e conservação. Tese de doutoramento. Universidade de Évora, Sines, 367 pp.

Castro, J. J., Almeida, P. R., Costa, J. L., Quintella, B. R., Cruz, T., Pereira, T. J., & Costa, A. (2015). Estudos científicos para proteção marinha na costa alentejana – PROTECT (Relatório Técnico Final; p. 300). Universidade de Évora, Laboratório de Ciências do Mar e MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente.

Castro, J. J., Quintella, B. R., Almeida, P. R., Antunes, A. C., Antunes, M., Bentes, L., Carvalho, S., Coelho, P., Comas, R., Costa, A., Costa, J. L., Cruz, T., Henriques, N. S., Horta e Costa, B., Jacinto, D., Marques, J. P., Monteiro, P., Oliveira, F., Palacín-Fernández, L., Pinto, B., Pontes, J., Quiles-Pons, C., Rangel, M., Silva, A.F., Sousa, I., Teodoro, P., Veiga, P. Gonçalves, J. M. S. (2020). Caracterização da pesca na área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório, projeto MARSW - Sistemas de

- Informação e Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. pp. 284.
- Castro, J.J., Almeida, P.R., Costa, J.L., Quintella, B.R., Cruz, T., Castro, N., Pereira, T.J., Costa, A. (2015). Estudos científicos para proteção marinha na costa alentejana – PROTECT. Relatório final. Universidade de Évora, Laboratório de Ciências do Mar e MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente. 300 pp.
- Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A., Schiaparelli, S. (2010). Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. *Biodiversity and Conservation*, 19(1), 153-167.
- Cheminée, A., Pastor, J., Bianchimani, O., Thiriet, P., Sala, E., Cottalorda, J. M., Dominici, J. M., Lejeune, P., & Francour, P. (2017). Juvenile fish assemblages in temperate rocky reefs are shaped by the presence of macro-Algae canopy and its three-dimensional structure. *Scientific Reports*, 7(1), 1–11.
- Christ, R. D., & Wernli Sr, R. L. (2013). *The ROV manual: A user guide for remotely operated vehicles*. Butterworth-Heinemann.
- Christie, H., Norderhaug, K.M., Fredriksen, S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine ecology progress series*, 396, 221-233.
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*. PRIMER-E.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (1994). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 1st edition. Plymouth Marine Laboratory.
- Clarke, K. R., Gorley, R., Somerfield, P., & Warwick, R. (2014). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 3rd edition. PRIMER-E, Plymouth UK.
- Clarke, K. R., Somerfield, P. J., & Gorley, R. N. (2008). Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: Similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of*

Experimental Marine Biology and Ecology, 366(1–2), 56–69.

<https://doi.org/10.1016/j.jembe.2008.07.009>

Clarke, K., & Warwick, R. (2001). Clarke KR, Warwick RM. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd: Plymouth, UK.

Clementi, E., Pistoia, J., Escudier, R., Delrosso, D., Drudi, M., Grandi, A., Lecci R., Cretí S., Ciliberti S., Coppini G., Masina S., Pinardi, N. (2019). Mediterranean Sea Analysis and Forecast (CMEMS MED-Currents, EAS5 system) [Data set]. Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS).

Clements, A.J., Strong, J.A., Flanagan, C., Service, M. (2010). Objective stratification and sampling-effort allocation of ground-truthing in benthic-mapping surveys. ICES Journal of Marine Science 67: 628-637.

Comissão Europeia. (2020). Comunicação da comissão ao parlamento europeu, ao conselho, ao comité económico e social europeu e ao comité das regiões - Estratégia de Biodiversidade da UE para 2030—Trazer a natureza de volta às nossas vidas.

Congedo Luca (2020). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. 197p. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.25480.65286/1>.

Congedo, L. (2019). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation Release 6.2.0.1. Release.

Connell, J. H. (1961). The influence of intra-specific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. Ecology, 42, 710–723.

Connell, S.D. & Jones, G.P. (1991). The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 151, 271–294.

Connor, D. W., Gilliland, P. M., Golding, N., Robinson, P., Todd, D., & Verling. (2006). UKSeaMap: The mapping of seabed and water column features of UK seas. Joint Nature Conservation Committee.

- Connor, D., Allen, J., Golding, N., Howell, K., Lieberknecht, L., Northen, K., & Reker, J. (2004). The Marine Habitat Classification for Britain and Ireland Version 04.05 JNCC.
- Coppari, M., Gori, A., Viladrich, N., Saponari, L., Canepa, A., Grinyó, J., *et al.* (2016). The role of Mediterranean sponges in benthic-pelagic coupling processes: *Aplysina aerophoba* and *Axinella polypoides* case studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 477, 57–68.
- Coppari, M., Zanella, C., Rossi, S. (2019). The importance of coastal gorgonians in the blue carbon budget. *Scientific Reports*, 9(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-49797-4>
- CoralFISH. (2013). Final Report: Assessment of the interaction between corals, fish and fisheries, in order to develop monitoring and predictive modelling tools for ecosystem-based management in the deep waters of Europe and beyond.
- Dauvin, J.-C., Bellan, G., & Bellan-Santini, D. (2008). The need for clear and comparable terminology in benthic ecology. Part II. Application of the European Directives. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(4), 446–456. <https://doi.org/10.1002/aqc.864>
- DHVFBO, C. (2007). Plano de ordenamento e gestão do parque natural do litoral norte. Fase I caracterização. Parte I - Descrição (Volume III- Caracterização Biológica; p. 88).
- Dias, V., Oliveira, F., Boavida, J., Serrão, E. A., Gonçalves, J. M. S., & Coelho, M. A. G. (2020). High Coral Bycatch in Bottom-Set Gillnet Coastal Fisheries Reveals Rich Coral Habitats in Southern Portugal. *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.603438>
- Díez, I., Santolaria, A., Secilla, A., & Gorostiaga, J. M. (2009). Recovery stages over long-term monitoring of the intertidal vegetation in the “Abra de Bilbao” area and on the adjacent coast (N. Spain). *European Journal of Phycology*, 44(1), 1–14.

- Dominguez-Godino, J. A., Aydin, M., & Wangüemert, M. (2016). Profitability of the new target sea cucumber species from Mediterranean and NE Atlantic: *Holothuria polii*, *H. mammata*, *H. tubulosa* and *H. arguinensis*. *Frontiers in Marine Science*.
- Dunstan, P. K., Bax, N. J., Dambacher, J. M., Hayes, K. R., Hedge, P. T., Smith, D. C., & Smith, A. D. M. (2016). Using ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs) to implement marine spatial planning. *Ocean & Coastal Management*, 121, 116–127. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.021>
- Elliott, M., Nedwell, S., Jones, N.V., Read, S.J., Cutts, N.D. & Hemingway, K.L. (1998). Intertidal Sand and Mudflats & Subtidal Mobile Sandbanks (volume II). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Science (UK Marine SACs Project).
- Eriksson, B. K., Johansson, G., & Snoeijs, P. (2002). Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *Journal of Phycology*, 38(2), 284–296.
- Evans JS, Murphy MA, Holden ZA, Cushman SA. In: Drew CA, Wiersma YF, Huettmann F, editors. (2011). *Modeling Species Distribution and Change Using RandomForest*. New York, NY: Springer New York; p.139–159.
- FAO (2016). *Vulnerable Marine Ecosystems: Processes and practices in the High Seas*. In FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 595.
- Fernández, C. (2011). The retreat of large brown seaweeds on the north coast of Spain: The case of *Saccorhiza polyschides*. *European Journal of Phycology*, 46(4), 352–360. <https://doi.org/10.1080/09670262.2011.617840>
- Fernandez, C. G., Paulo, D., Serrão, E. A., Engelen, A. H. (2016). Limited differences in fish and benthic communities and possible cascading effects inside and outside a protected marine area in Sagres (SW Portugal). *Marine environmental research*, 114, 12-23.

- Ferreira, V. (2007). A biodiversidade das comunidades bênticas do litoral de Esposende [Mese de Mestrado]. Universidade do Minho.
- Folkers, M. & Rombouts, T. (2020). Sponges Revealed: A Synthesis of Their Overlooked Ecological Functions Within Aquatic Ecosystems. In YOUMARES 9 - The Oceans: Our Research, Our Future (pp. 181–193).
- Franco, J. N., Tuya, F., Bertocci, I., Rodríguez, L., Martínez, B., Sousa-Pinto, I., & Arenas, F. (2018). The 'golden kelp' *Laminaria ochroleuca* under global change: Integrating multiple eco-physiological responses with species distribution models. *Journal of Ecology*, 106(1), 47-58.
- Froese, R., & Pauly, D. (2019). FishBase. <https://www.fishbase.se/search.php>
- García-Charton, J. A. & Pérez-Ruzafa, A. (2001). Spatial pattern and the habitat structure of a Mediterranean rocky reef fish local assemblage. *Marine Biology*, 138(5), 917-934.
- Garrabou, J., Ballesteros, E., & Zabala, M. (2002). Structure and dynamics of north-western Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55(3), 493-508.
- Gaspar, M. B., Pereira, F., Martins, R., Carneiro, M., Pereira, J., Moreno, A., Constantino, R., Felício, M., Gonçalves, M., Viegas, M. C., Resende, A., Pereira, B., Siborro, S., & Cerqueira, M. (2010). Pequena pesca na costa continental portuguesa: Caracterização sócioeconómica, descrição da actividade e identificação de problemas [PRESPO: Pesca]. IPIMAR.
- Gianni, F., Bartolini, F., Airoidi, L., Ballesteros, E., Francour, P., Guidetti, P., Meinesz, A., Thibaut, T., & Mangialajo, L. (2013). Conservation and restoration of marine forests in the Mediterranean Sea and the potential role of Marine Protected Areas. *Advances in Oceanography and Limnology*, 4(2), 83–101.



- Gomes, I., Peteiro, L., Bueno-Pardo, J., Albuquerque, R., Pérez-Jorge, S., Oliveira, E. R., Alves, F. L., & Queiroga, H. (2018). What's a picture really worth? On the use of drone aerial imagery to estimate intertidal rocky shore mussel demographic parameters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Gomes-Pereira, J. N., Vasco-Rodrigues, N., Afonso, A., Albuquerque, M., Berecibar, E., Bernardes, L., Calado, A., Castanheira, A., Tojeira, I., Tempera, F., Dias, F. C., Santos, R. S., & Campos, A. S. (2015). Mono-specific facies of *Parazoanthus axinellae* in Luiz Saldanha Marine Park. *Marine Biodiversity Records*, 8, n/a. <http://dx.doi.org/10.1017/S1755267215000597>
- Gonçalves, J. & Silva, J.A. (2000). Costa Sudoeste. Macrofauna Marinha. Ed. PNSACV-PETROGAL, Talento, Lisboa, 100p.
- Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Afonso, C. M. L., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Leite, L., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini, K., & Bentes, L. (2008). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a foz do rio Arade. (Relatório Técnico Final; p. 144 + Anexos). CCDR Algarve e CCMAR.
- Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Afonso, C. M. L., Oliveira, F., Rangel, M., Machado, M., Veiga, P., Leite, L., Sousa, I., Bentes, L., Fonseca, L., & Erzini, K. (2010). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a foz do Rio Arade e a Ponta da Piedade. (Relatório Técnico Final; p. 122 + Anexos). ARH Algarve e CCMAR.
- Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C. M. L., Almeida, C., Veiga, P., Machado, M., Machado, D., Oliveira, F., Ribeiro, J., Abecasis, D., Primo, L., Tavares, D., Fernandés-Carvalho, J., Abreu, S., Fonseca, L., Erzini, K., & Bentes, L. (2007). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre

a Galé e a barra Nova do Ancão. (Relatório Técnico Final; p. 250 + Anexos). CCDR Algarve e CCMAR.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N. S., Sousa, I., & Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco (Relatório Técnico No. 3; p. 104+anexos). Universidade do Algarve - CCMAR.

Gonçalves, J. M. S., Monteiro, P., Oliveira, F., Costa, E., & Bentes, L. (2015). Bancos de pesca do Cerco e da Pequena Pesca Costeira do Barlavento algarvio (PESCAMAP, p. 104). CCMAR, Universidade do Algarve.

Gonçalves, J.M.S & Erzini, K. (1998). Feeding habits of the two-banded (*Diplodus vulgaris*) and the black (*Spondyliosoma cantharus*) sea bream (Sparidae) from the south-west coast of Portugal. *Cybium*, 22(3):245-254.

Gonçalves, J.M.S. (2000) *Biologia Pesqueira e Dinâmica Populacional de Diplodus vulgaris (Geoffr.) e Spondyliosoma cantharus (L.) (Pisces, Sparidae) na Costa Sudoeste de Portugal*. Tese de Doutoramento. Universidade do Algarve, UCTRA, Faro, 369p.

Gonçalves, J.M.S., Afonso, C.M.L., Boavida, J., Oliveira, F., Brandão, C., Bentes, L., Monteiro, P. (2016). Biodiversidade Marinha do Sublitoral de Tavira (Pedra do Barril). *Pescamap Sotavento: Mapeamento de bancos de pesca e demais actividades marítimas no Sotavento Algarvio - Vol. II. Relatório final No. 2/2016 - PescaMap Sotavento*. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 77 pp.+anexos.

Gonçalves, J.M.S., Bentes, L., Lino, P.G., Ribeiro, J., Canário, A.V.M., Erzini, K. (1997). Weight-length relationships for the most important species of the small-scale demersal fisheries of south and south-west coast of Portugal. *Fisheries Research*, 30:253-256.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini, K., Bentes, L. (2008).



Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a foz do rio Arade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 144 pp. + Anexos.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., Rangel, M., Ribeiro, J., Machado, M., Veiga, P., Abecasis, D., Pires, F., Fonseca, L., Erzini, K. e Bentes, L. (2010). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a foz do Rio Arade e a Ponta da Piedade. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 122 pp. + Anexos.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Almeida, C., Veiga, P., Machado, M., Machado, D., Oliveira, F., Ribeiro, J., Abecasis, D., Primo, L., Tavares, D., Fernández-Carvalho, J., Abreu, S., Fonseca, L., Erzini, K., Bentes, L. (2007). Cartografia e caracterização das biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre a Galé e a barra Nova do Ancão. Relatório Final. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 250p. +anexos.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Ribeiro, J., Almeida, C., Veiga, P., Machado, D., Bercibar, E., Oliveira, F., Bentes, L. (2004). Mapeamento de biocenoses marinhas da Reserva Ecológica Nacional Submarina entre Albufeira e Vale do Lobo. Relatório Final CCDR Algarve. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 182 pp + Anexos.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Coelho, R., Afonso, C., Ribeiro, J., Almeida, C., Veiga, P., Machado, D., Machado, M., Reis, M., Oliveira, F., Bentes, L. (2004a). Caracterização de referência biológica das manchas de empréstimo subtidais de Albufeira e Vale do Lobo. Faro, CCDR Algarve, Universidade do Algarve, CCMAR. 161p.

Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N.S., Sousa, I., Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da



- Piedade e a praia do Barranco. Vol III. Relatório Técnico No. 3/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 63 pp + Anexos.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N. S., Sousa, I., & Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco (Relatório Técnico No. 3; p. 104+anexos). Universidade do Algarve - CCMAR.
- Gonçalves, J.M.S., Monteiro, P., Oliveira, F., Afonso, C.M.L., Rangel, M., Milla, D., Henriques, N.S., Sousa, I., Bentes, L. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral entre a ponta da Piedade e a praia do Barranco. Relatório Técnico No. 3/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 104 pp + Anexos
- Graham, N.A.J. & Nash, K.L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32, 315–326.
- GRASS Development Team. (n.d.). GRASS GIS 7.8.6dev Reference Manual. <https://grass.osgeo.org/grass78/manuals/r.texture.html>
- Gratwicke, B. & Speight, M.R. (2005). Effects of habitat complexity on Caribbean marine fish assemblages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 292, 301–310.
- Guerra-García, J.M., Ros, M., Izquierdo, D., Soler-Hurtado, M.M. (2012). The invasive *Asparagopsis armata* versus the native *Corallina elongata*: differences in associated peracarid assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 416, 121-128.
- Guinda, X., Juanes, J. A., Puente, A., & Revilla, J. A. (2008). Comparison of two methods for quality assessment of macroalgae assemblages, under different pollution types. *Ecological Indicators*, 8(5), 743–753.



- Henriques, M., Gonçalves, E., & Almada, V. (2007). Rapid shifts in a marine fish assemblage follow fluctuations in winter sea conditions. *Marine Ecology Progress Series*, 340, 259–270. <https://doi.org/10.3354/meps340259>
- Henriques, S., Pais, M. P., Costa, M. J., & Cabral, H. N. (2013). Seasonal variability of rocky reef fish assemblages: Detecting functional and structural changes due to fishing effects. *Journal of Sea Research*, 79, 50–59. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.02.004>
- Henriques, V. (2016). Guia técnico de curso de formação “Mapeamento de habitats marinhos”. Tomo I: Aquisição de dados e modelação de habitats.
- Henriques, V., Guerra, M. T., Mendes, B., Gaudêncio, M. J., & Fonseca, P. (2015). Benthic habitat mapping in a Portuguese Marine Protected Area using EUNIS: An integrated approach. *Journal of Sea Research*, 100, 77–90. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.10.007>
- Hooper, D. U., Solan, M., Symstad, A., Díaz, S., Gessner, M. O., Buchmann, N., Degrange, V., Grime, P., Hulot, F., Mermillod-Blondin, F., Roy, J., Spehn, E., & van Peer, L. (2002). Species diversity, functional diversity and ecosystem functioning. In *Biodiversity and ecosystem functioning: Syntheses and perspectives* (pp. 195–208).
- Horta e Costa, B., Erzini, K., Caselle, J.E., Folhas, H., Gonçalves, E.J. (2013). ‘Reserve effect’ within a temperate marine protected area in the north-eastern Atlantic (Arrábida Marine Park, Portugal). *Marine Ecology progress series*, 481, 11-24.
- Horta e Costa, B., Monteiro, P., Afonso, C. M. L., Rangel, M., Oliveira, F., Bentes, L., Quintella, B. R., Costa, J. L., Almeida, P. R., Silva, A. F., Cruz, T., Castro, J. J., & Gonçalves, J. M. S. (2018a). Caracterização expedita das espécies e habitats das áreas marinhas classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. (p. 87 + anexos) [Relatório Técnico]. Fundo Ambiental/ICNF.
- Horta e Costa, B., Sousa, I., Belackova, A., Henriques, N. S., Rangel, M., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Bentes, L., Monteiro, P., Quintella, B. R., Costa, J. L., de Almeida, P. R., Silva, A. F.,



- Marques, J. P., Quiles-Pons, C., Coelho, P., Cruz, T., Jacinto, D., Castro, J. J., Gonçalves, J. M. S. (2018) Relatório de Síntese da Biodiversidade Marinha da área marinha do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório técnico do Projeto MARSW, Faro, 74 pp + Anexos.
- I.C.N. (1993). Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal, Volume 3: Peixes Marinhos e Estuarinos. Secretaria de Estado do Ambiente e do Consumidor - Instituto da conservação da Natureza.
- Instituto Hidrográfico (IH) (2018). Levantamento hidrográfico na área do Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Relatório Técnico Final – REL TF IH 24/17. 84p.
- IUCN. (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-3. <https://www.iucnredlist.org>
- IUCN. (1996). *Eunicella verrucosa*. The IUCN Red List of Threatened Species. World Conservation Monitoring Centre.
- Jacinto, D. & Cruz, T. (2012). *Paracentrotus lividus* (Echinodermata: Echinoidea) attachment force and burrowing behavior in rocky shores of SW Portugal. *Zoosymposia*, 7, 231-240.
- Judge, R., Choi, F., & Helmuth, B. (2018). Recent Advances in Data Logging for Intertidal Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 213.
- Kaiser, M. J., Collie, J. S., Hall, S. J., Jennings, S., & Poiner, I. R. (2003). Impacts of fishing gear on marine benthic habitats. In M. Sinclair & G. Valdimarsson (Eds.), *Responsible fisheries in the marine ecosystem* (pp. 197–217). CABI.
- Kelaher, B.P. (2003). Changes in habitat complexity negatively affect diverse gastropod assemblages in coralline algal turf. *Oecologia*, 135(3), 431-441.
- Kovalenko, K.E., Thomaz, S. M., Warfe, D.M. (2012). Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685(1), 1-17.



- Labbé-Bellas, R., Cordeiro, C.A.M.M., Floeter, S.R., Segal, B. (2016). Sea urchin abundance and habitat relationships in different Brazilian reef types. *Regional Studies in Marine Science*, 8: 33-40.
- Leenhardt, P., Low, N., Pascal, N., Micheli, F., Claudet, J. (2015). The Role of Marine Protected Areas in Providing Ecosystem Services. In: *Aquatic Functional Biodiversity*. Editor(s): Belgrano, A., Woodward, G., Jacob, U. Academic Press. 211-239.
- Lester, S.E., Halpern, B.S., Grorud-Colvert, K., Lubchenco, J., Ruttenberg, B.I., Gaines, S.D., Airamé, S., Warner, R.R. (2009). Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis, *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 384 (2009) 33–46.
- Ling, S.D., Johnson, C. R., Frusher, S.D., Ridgway, K.R. (2009). Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(52), 22341-22345.
- Littler, M. M. (1980). Morphological Form and Photosynthetic Performances of Marine Macroalgae: Tests of a Functional/Form Hypothesis. *Botanica Marina*, 22, 161–165.
- Littler, Mark M., & Arnold, K. E. (1982). Primary productivity of marine macroalgal functional-form groups from southwestern North America. *Journal of Phycology*, 18, 307–311.
- Littler, Mark M., & Littler, D. S. (1984). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1), 13–34.
- Littler, Mark M., Taylor, P. R., & Littler, D. S. (1983). Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. *Coral Reefs: Journal of the International Society for Reef Studies*, 2, 111–118.
- Lu, L. (2005). The relationship between soft-bottom macrobenthic communities and environmental variables in Singaporean waters. *Marine Pollution Bulletin* 51:1034-1040.



- Luís Cancela da Fonseca (1986). As lagunas e estuários do litoral sudoeste. Importância natural e económica. In: Jornadas do Ambiente - Que futuro para a Costa Sudoeste? 1986, Vila Nova de Milfontes. Ambiente em Discussão. Lisboa: LPN - Liga para a Proteção da Natureza, 1986. v. 1. p. 37-44.
- Maggi, E., Bertocci, I., Vaselli, S., Benedetti-Cecchi, L. (2011). Connell and Slatyer's models of succession in the biodiversity era. *Ecology*, 92(7), 1399-1406.
- Magill, C.L., Maggs, C.A., Johnson, M.P., O'Connor, N. (2019). Sustainable harvesting of the ecosystem engineer *Corallina officinalis* for biomaterials. *Frontiers in Marine Science*, 6, 285.
- Maldonado, M., Aguilar, R., Bannister, R. J., Bell, J. J., Conway, K. W., Dayton, P. K., *et al.* (2016). Sponge Grounds as Key Marine Habitats: A Synthetic Review of Types, Structure, Functional Roles, and Conservation Concerns. In *Marine Animal Forests* (pp. 1–39).
- Marliave, J. B., Conway, K. W., Gibbs, D. M., Lamb, A., Gibbs, C. (2009). Biodiversity and rockfish recruitment in sponge gardens and bioherms of southern British Columbia, Canada. *Marine Biology*, 156(11), 2247–2254.
- Martin, D., Bertasi, F., Colangelo, M.A., Vries, M., Frost, M., Hawkins, S.J., Macpherson, E., Moschella, P.S., Satta, M.P., Thompson, R.C. & Ceccherelli, V.U. (2005). Ecological impact of coastal defense structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats. *Coastal Engineering* 52:1027-1051.
- McBreen, F., Askew, N., Cameron, A., Connor, D., Lillis, H., & Carter, A. (2011). UK SeaMap 2010. Predictive mapping of seabed habitats in UK waters.
- McLachlan, A., E. Jaramillo, O. Defeo, J. Dugan, A. de Ruyck and P. Coetzee, (1995). Adaptations of bivalves to different beach types. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 187: 147-160.



- Miller, R. J., & Etter, R. J. (2008). Shading facilitates sessile invertebrate dominance in the rocky subtidal Gulf of Maine. *Ecology*, 89(2), 452-462.
- Misurcová, L., Skrovánková, S., Samek, D., Ambrozova, J., Machu, L. (2012). Health benefits of algal polysaccharides in human nutrition. *Advances in food and nutrition research*, 66, 75-145.
- Molland, A. F. (Ed.). (2008). Chapter 10—Underwater vehicles. In *The Maritime Engineering Reference Book* (pp. 728–783). Butterworth-Heinemann.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-8987-8.00010-X>
- Monteiro, P., Afonso, C.M.L., Oliveira, F., Rangel, M., Milla, D., Haponiuk, R., Bentes, L., Gonçalves, J.M.S. (2015). Biodiversidade Marinha do sublitoral da Arrifana. Vol II. Relatório Técnico No. 2/2015 - PescaMap. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 62 pp.
- Monteiro, P., Bentes L., Oliveira, F., Rangel, Afonso, C., Gonçalves, J.M.S. (2013a). An overview of the submerged sea caves of Sagres (South of Portugal-Algarve). Technical Report No. 2/2013 - MeshAtlantic. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 17 pp..
- Monteiro, P., Bentes L., Sousa, I., Oliveira, F., Veiga, P., Rangel, M., Afonso, C., Gonçalves, J.M.S. (2012). Biodiversidade marinha da costa sul de Sagres. Identificação e caracterização de biótopos. Relatório técnico Nº 2/2012 - MeshAtlantic. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 48 pp..
- Monteiro, P., Bentes, L., Gonçalves, J.M.S. (2013b). Definição espacial de habitats de interesse comunitário da costa continental portuguesa (Directiva Habitat 92/43/CEE). Relatório Técnico MeshAtlantic Nº1/2013 v1.0. Universidade do Algarve, CCMAR, Faro, 11p.
- Monteiro, P., Bentes, L., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Rangel, M., Alonso, C., Mentxaka, I., Galparsoro, I., Chacón, D., Sanz Alonso, J. L., Guerra, M. T., Gaudêncio, M. J., Mendes, B., Henriques, V., Bajjouk, T., Maud, G., Hily, C., Populus, J., & Gonçalves, J. M. S. (2013).



Atlantic Area Eunis Habitats. Adding new habitat types from European Atlantic coast to the EUNIS Habitat Classification. (MeshAtlantic) [Relatório Técnico]. Universidade do Algarve - CCMAR.

Monteiro, P., Bentes, L., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Rangel, M., & Gonçalves, J. M. S. (2015b). EUNIS habitat's thresholds for the Western coast of the Iberian Peninsula—A Portuguese case study. *Journal of Sea Research*, 100, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.11.007>

Monteiro, P., Bentes, L., Oliveira, F., Afonso, C. M. L., Rangel, M., Alonso, C., Mentxaka, I., Galparsoro, I., Chacón, D., Sanz Alonso, J. L., Guerra, M. T., Gaudêncio, M. J., Mendes, B., Henriques, V., Bajjouk, T., Maud, G., Hily, C., Populus, J., & Gonçalves, J. M. S. (2013). Atlantic Area Eunis Habitats. Adding new habitat types from European Atlantic coast to the EUNIS Habitat Classification. (MeshAtlantic) [Relatório Técnico]. Universidade do Algarve - CCMAR.

Monteiro, P., Bentes, L., Oliveira, F., Afonso, C., Rangel, M., Alonso, C., Mentxaka, I., Galparsoro, I., Chacón, D., Sanz Alonso, J.L., Mendes, B., Guerra, M.T., Gaudêncio, M.J., Henriques, V., Bajjouk, T., Maud, G., Populus, J., Gonçalves, J.M.S. (2013c). Atlantic Area Eunis Habitats. Adding new habitat types from European Atlantic coast to the EUNIS Habitat Classification. Technical Report No.3/2013 - MeshAtlantic, CCMAR-Universidade do Algarve, Faro, 61 pp..

Monteiro, P., Bentes, L., Sousa, I., Oliveira, F., Veiga, P., Rangel, M., Afonso, C. M. L., & Gonçalves, J. M. S. (2012). Biodiversidade marinha da costa sul de Sagres. Identificação e caracterização de biótopos. (p. 48) [Relatório Técnico]. Universidade do Algarve - CCMAR.



- Monteiro, Pedro. (2013). An overview of the submerged sea caves of Sagres (South of Portugal-Algarve). Universidade do Algarve - CCMAR. <https://sapientia.ualg.pt/handle/10400.1/8696>
- Morato, T., Pham, C. K., Pinto, C., Golding, N., Ardron, J. A., Durán Muñoz, P., & Neat, F. (2018). A Multi Criteria Assessment Method for Identifying Vulnerable Marine Ecosystems in the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00460>
- Murfitt, S. L., Allan, B. M., Bellgrove, A., Rattray, A., Young, M. A., & Ierodiaconou, D. (2017). Applications of unmanned aerial vehicles in intertidal reef monitoring. *Scientific Reports*, 7(1), 1–11.
- Murray, S. N., Ambrose, R. F., & Dethier, M. N. (2006). Monitoring rocky shores. In *Monitoring Rocky Shores*. University of California Press.
- Navarro-Barranco, C., Florido, M., Ros, M., González-Romero, P., Guerra-García, J.M. (2018). Impoverished mobile epifaunal assemblages associated with the invasive macroalga *Asparagopsis taxiformis* in the Mediterranean Sea. *Marine environmental research*, 141, 44-52.
- Nestorowicz, I., Oliveira, F., Monteiro, P., Bentes, L., Henriques, N. S., Aguilar, R., Horta e Costa, B., & Gonçalves, J. M. S. (submetido). Identifying habitats of conservation priority in the São Vicente Submarine Canyon in southwestern Portugal. *Frontiers in Marine Science*.
- Neto, J. M., Gaspar, R., Pereira, L., & Marques, J. C. (2012). Marine Macroalgae Assessment Tool (MarMAT) for intertidal rocky shores. Quality assessment under the scope of the European Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 19, 39–47.
- Nunes, J. A. C., Leduc, A., Miranda, R.J., Cipresso, P.H., Alves, J.P., Mariano-Neto, E., Sampaio, C.L.S., Barros, F. (2019). Refuge choice specificity increases with predation risk in a rocky reef fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 520, 151207.

- OCEANA. (2011). OSPAR Workshop on the improvement of the definitions of habitats in the OSPAR list: Background document for discussion.
- Olenin, S., & Ducrotoy, J.-P. (2006). The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Marine Pollution Bulletin*, 53(1), 20–29.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.01.003>
- OSPAR. (2010a). Background Document for Coral gardens (Biodiversity Series, p. 41). OSPAR commission.
- OSPAR. (2010b). Background Document for Deep-sea sponge aggregations (Biodiversity Series, p. 47). OSPAR commission.
- OSPAR. (2010c). Background Document for Seapen and Burrowing megafauna communities (Biodiversity Series, p. 27). OSPAR commission.
- OSPAR. (2015). Background document on Intertidal *Mytilus edulis* beds on mixed and sandy sediments (Biodiversity Series, p. 35). OSPAR commission.
- Pacios, I., Guerra-García, J.M., Baeza-Rojano, E., Cabezas, M.P. (2011). The non-native seaweed *Asparagopsis armata* supports a diverse crustacean assemblage. *Marine environmental research*, 71(4), 275-282.
- Pelz, D.R. & Luebbers, P. (1998). Quantifying biodiversity. The effect of sampling method and intensity on diversity indices. In *Environmental Forest Science. Extended Abstract Volume of Proceedings. IUFRO Division 8 Conference, 19-23 October 1998, Kyoto, Japan.* 189-190.
- Pereira, L. (2004). Estudos em macroalgas carragenófitas (Gigartinales, Rhodophyceae) da costa portuguesa—aspectos ecológicos, bioquímicos e citológicos. FCTUC, University of Coimbra.
- Pereira, L. (2008). As algas marinhas e respectivas utilidades. *Monografias*, 913, 1-19.

- Pereira, T.J., Manique, J., Quintella, B.R., Castro, N., de Almeida, P.R., Costa, J.L. (2017a). Changes in fish assemblage structure after implementation of Marine Protected Areas in the south western coast of Portugal. *Ocean & Coastal Management*, 135, 103-112.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Volume 190, Issues 3–4, 231-259.
- Pinkas, L., Oliphant, M. S., & Iverson, I. L. K. (1971). Food Habits of Albacore, Bluefin Tuna, and Bonito In California Waters. *Fish Bulletin*, 152, 1–105.
- QGIS Development Team (QGIS 3.16 “Hannover”). (2021). [Computer software]. <http://qgis.osgeo.org>
- Quintella, B. R., Silva, A. F., Marques, J. P., Pinto, B., Ferreti, P., Quiles-Pons, C., Coelho, P., Almeida, P. R., Jacinto, D., Cruz, T., Horta e Costa, B., Bentes, L., Monteiro, P., Oliveira, F., Belackova, A., Henriques, N. S., Sousa, I., Afonso, C. M. L., Andrade, M., Rangel, M., Gonçalves, J.M.S., Castro, J.J., Costa, J.L. (2019). Modelo de Monitorização da Biodiversidade Marinha das Áreas Classificadas do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (Primeiro Relatório). II Relatório técnico do Projeto MARSW. Costa Vicentina. 126 pp + Anexos.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramalho, S. P., Lins, L., Bueno-Pardo, J., Cordova, E. A., Amisi, J. M., Lampadariou, N., *et al.* (2017). Deep-sea mega-epibenthic assemblages from the SW Portuguese Margin (NE Atlantic) subjected to bottom-trawling fisheries. *Frontiers in Marine Science*, 4(NOV), 1–16. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00350>
- Ramirez-Llodra, E., Tyler, P. A., Baker, M. C., Bergstad, O. A., Clark, M. R., Escobar, E., *et al.* (2011). Man and the 975 last great wilderness: Human impact on the deep sea. *PLoS ONE*, 6(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022588>

- Relvas, P. & Barton, E.D. (2002). Mesoscale patterns in the Cape São Vicente (Iberian Peninsula) upwelling region. *Journal of Geophysical Research*, 107: 3164.
- Resolução do Conselho de Ministros n.o 55/2018, Diário da República, 1.a série — N.o 87 1835 (2018).
- Rodrigues, D., Horta e Costa, B., Cabral, H. N., & Gonçalves, E. J. (2015). Habitat associations and behavioural patterns of *Symphodus* spp. (Pisces: Labridae). *Acta Ethologica*, 18(3), 269–282. <https://doi.org/10.1007/s10211-015-0212-1>
- Román, J. C. M., Noguera, J. L. V., Legal-Ayala, H., Pinto-Roa, D. P., Gomez-Guerrero, S., & Torres, M. G. (2019). Entropy and contrast enhancement of infrared thermal images using the multiscale top-hat transform. *Entropy*, 21(3), 244. <https://doi.org/10.3390/e21030244>
- Rosenberg, R. (1995). Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34, 303-317.
- Rossi, S. (2013). The destruction of the ‘animal forests’ in the oceans: Towards an oversimplification of the benthic ecosystems. *Ocean & Coastal Management*, 84, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.004>
- Rowan, G. S. L., & Kalacska, M. (2021). A Review of Remote Sensing of Submerged Aquatic Vegetation for Non-Specialists. *Remote Sensing*, 13(4), 623.
- Saldanha, L. (1974). Estudo do povoamento dos horizontes superior da rocha litoral da costa da Arrábida. *Arq.Mus.Boc.* 2a sér: 5, 382 pp.
- Sales, M., & Ballesteros, E. (2009). Shallow *Cystoseira* (Fucales: Ochrophyta) assemblages thriving in sheltered areas from Menorca (NW Mediterranean): relationships with environmental factors and anthropogenic pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 84(4), 476–482.
- Santos, R. & Duarte, P. (1991). Marine plant harvest in Portugal. *Journal of Applied Phycology*, 3(1), 11.

- Sardá, R., Rossi, S., Martí, X., & Gili, J. M. (2012). Marine benthic cartography of the Cap de Creus (NE Catalan Coast, Mediterranean Sea). *Scientia Marina*, 76(1), 159–171. <https://doi.org/10.3989/scimar.03101.18D>
- Saulquin, B., Hamdi, A., Gohin, F., Populus, J., Mangin, A., & d'Andon, O. F. (2013). Estimation of the diffuse attenuation coefficient KdPAR using MERIS and application to seabed habitat mapping. *Remote Sensing of Environment*, 128, 224–233. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.002>
- Simpson, G. L., & Oksanen, J. (2020). Analogue: Analogue matching and Modern Analogue Technique transfer function models. (R package version 0.17-5). (<https://cran.r-project.org/package=analogue>).
- Souto, P. (1993). Métodos de avaliação visual da ictiofauna – aplicação ao estudo de impacto dos recifes artificiais da Costa Vicentina. Relatório de Estágio do Curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. 35p.
- Steneck, R. S., & Watling, L. (1982). Feeding capabilities and limitation of herbivorous molluscs: A functional group approach. *Marine Biology*, 68, 299–319.
- Steneck, Robert S., & Dethier, M. N. (1994). A Functional Group Approach to the Structure of Algal-Dominated Communities. *Oikos*, 69, 476–498. <https://doi.org/10.2307/3545860>
- Stephens Jr., J. S., Larson, R. J., & Pondella II, D. J. (2006). Chapter 9: Rocky Reefs and Kelp Beds. In *The Ecology of Marine Fishes: California and Adjacent Waters* (pp. 227–252). University of California Press.
- Stephenson, T. A. (1942). Causes of Intertidal Zonation. *Nature*, 150(3796), 158.
- Stevens D.L. & Olsen A.R. (2004). Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of the American Statistical Association* 99(465): 262–278.

- Sward, D., Monk, J., & Barrett, N. (2019). A Systematic Review of Remotely Operated Vehicle Surveys for Visually Assessing Fish Assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00134>
- Tavares, A.M.R. (2012). Descrição e caracterização da flora marinha bentónica do Parque Natural Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV). Tese de Mestrado. Universidade do Algarve.
- Teagle, H., Hawkins, S.J., Moore, P. J., Smale, D.A. (2017). The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492, 81-98.
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X., & Ballesteros, E. (2005). Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères coast (France, North-western Mediterranean). *Mar. Pollut. Bull.*, 50, 1472–1489.
- Thorsnes, T., van Son, T. C., Dolan, M.F.J., Gonzalez-Mirelis, G., Baeten, N., Buhl-Mortensen, P., Bjarnadottir, L. R., Hodnesdal, H., Bellec, V. (2015). An assessment of scale, sampling effort and confidence for maps based on visual and acoustic data in MAREANO. NGU report 2015.043.
- Tillin, H., Luff, A., Graham, G., Wadsworth, T., Shirley, M., Dando, P., Baldock, L., & van Rein, H. (2018). Remotely Operated Vehicles for use in marine benthic monitoring. *Marine Monitoring Platform Guidelines No. 1* (p. 28) [Relatório Técnico]. Joint Nature Conservation Committee (JNCC).
- Tomanek, L., & Helmuth, B. (2002). Physiological Ecology of Rocky Intertidal Organisms: A Synergy of Concepts¹. *Integrative and Comparative Biology*, 42(4), 771–775.
- Trigo, J. E., Díaz Agras, G. J., García-Álvarez, O. L., Guerra, A., Moreira, J., Pérez, J., Rolán, E., Troncoso, J. S., & Urgorri, V. (2018). *Guía de los Moluscos Marinos de Galicia* (J. S. Troncoso, J. E. Trigo, & E. Rolán (eds.)). Servicio de Publicacións da Universidade de Vigo.

- Underwood, A. J. (1976). Analysis of patterns of dispersion of intertidal prosobranch gastropods in relation to macroalgae and rock-pools. *Oecologia*, 25, 145–154.
- Vacelet, J. (2021). Deep-sea sponges in a Mediterranean cave. in Uiblein, F., Ott, J., Stac ho witsch, M. (Eds), 1996: Deep-sea and extreme shallow-water habitats: affinities and adaptations. *Biosystematics and Ecology Series 11*: 299-312.
- Vasquez, M., Mata Chacón, D., Tempera, F., O’Keeffe, E., Galparsoro, I., Sanz Alonso, J. L., Gonçalves, J. M. S., Bentes, L., Amorim, P., Henriques, V., McGrath, F., Monteiro, P., Mendes, B., Freitas, R., Martins, R., & Populus, J. (2015). Broad-scale mapping of seafloor habitats in the north-east Atlantic using existing environmental data. *Journal of Sea Research*, 100, 120–132. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.09.011>
- van Son, T.C., Dolan M., Gonzales-Mirelis, G., Thorsnes, T., Bjarnadóttir, L.R., Buhl-Mortensen, P. (2015). Environmental Variability Index (EVI) – a MAREANO methods study for guidance of sampling effort. NGU report 2015.027.
- Veiga, P., Rubal, M., Sousa-Pinto, I. (2014). Structural complexity of macroalgae influences epifaunal assemblages associated with native and invasive species. *Marine environmental research*, 101, 115-123.
- Villa, P., Bresciani, M., Braga, F., & Bolpagni, R. (2014). Comparative assessment of broadband vegetation indices over aquatic vegetation. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*.
- Warren, D.L., Matzke, N.J., Cardillo, M., Baumgartner, J.B., Beaumot, L.J., Turelli, M., Glor, R.E., Huron, N.A., Simões, M., Iglesias, T., Piquet, J.C., Dinnage, R. (2021). ENMTools 1.0: an R package for comparative ecological biogeography. *Ecography* V44, Issue 4, 504-511.
- Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., Pedersen, M. F. (2019). Status and trends for the world’s kelp forests. In *World seas: an environmental evaluation* (pp. 57-78). Academic Press.



- Wilson, M.F.J., O'Connell, B., Brown, C., Guinan, J.C., Grehan, A.J. (2007). Multiscale Terrain Analysis of Multibeam Bathymetry Data for Habitat Mapping on the Continental Slope. *Marine Geodesy*, 30: 3-35.
- Wisz, M., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5): 763-773.
- Xavier, J.R. & Van Soest, R.W.M. (2012). Diversity patterns and zoogeography of the Northeast Atlantic and Mediterranean shallow-water sponge fauna. *Hydrobiologia* 687, 107–125.
- Zabala, M., & Ballesteros, E. (1989). Surface-dependent strategies and energy flux in benthic marine communities or, why corals do not exist in the Mediterranean. *Scientia Marina*, 53(1), 3–17.

8. ANEXOS

8.1. Anexos: Intertidal Rochoso



Figura A 8.1.1 Exemplos dos dois tipos de habitat rochoso do intertidal do PNSACV. (A): praia do Martinhal, na costa Sul - substrato constituído por areia e rocha solta de dimensão variável; (B): praia do Vale dos Homens, na costa Oeste – substrato de plataforma rochosa.

Tabela A 8.1.1 Lista de praias amostradas do intertidal rochoso do PNSACV com a técnica do quadrado. Informação relativa a cada praia: região (Costa Vicentina, Sudoeste Alentejano); costa; coordenadas GPS; tipo de substrato rochoso – A: Rocha solta, B: Plataforma rochosa; o número total dos quadrados amostrados e o número de quadrados amostrados por nível do intertidal (inferior, médio, superior).

Costa	Praia	GPS	Substrato	Total	N° quadrados		
					Inferior	Médio	Superior
Costa Vicentina							
Sul	Rebolinhos	37.022°, -8.920°	A	37	17	15	5
Sul	Martinhal	37.021°, -8.922°	A	60	20	20	20
Sul	Mareta	37.005°, -8.934°	A	59	20	20	19
Sul	Tonel	37.008°, -8.949°	A	60	20	20	20
Oeste	Carriagem	37.367°, -8.837°	B	59	20	20	19
Oeste	Vale dos Homens	37.383°, -8.825°	B	55	19	20	16
Oeste	Barradinha	37.395°, -8.820°	B	60	20	20	20
Oeste	Odeceixe	37.444°, -8.801°	B	58	20	18	20
Sudoeste Alentejano							
Oeste	Caniceira	37.841°, -8.793°	B	48	16	16	16
Oeste	Oliveirinha	37.889°, -8.797°	B	48	16	16	16
Oeste	São Torpes	37.912°, -8.803°	B	48	16	16	16
TOTAL				582	204	201	187



Tabela A 8.1.2 Lista de organismos sésseis amostrados com a técnica do quadrado no intertidal rochoso do PNSACV. Cobertura (%): percentagem de cobertura média e erro-padrão por praia (%), FO (%): Frequência de ocorrência em percentagem por quadrado (QA) e por praia.

Filo	Classe	Ordem	Espécie/ taxa	Cobertura (%)		FO (%)	
				Média ± E.P.	QA	Pratia	
Reino: Animalia							
Annelida	Polychaeta	Sabellida	<i>Sabellaria</i> sp.	0,01	0,006	1,0	18,2
			Serpulidae	0,07	0,042	6,1	27,3
			Spirorbinae	0,00	0,003	0,7	9,1
Arthropoda	Hexanauplia	Scalpelliformes	<i>Pollicipes pollicipes</i>	0,00	0,002	0,3	9,1
		Sessilia	<i>Chthamalus montagui</i>	17,99	3,199	55,1	100,0
			<i>Chthamalus</i> sp.	0,20	0,107	5,4	27,3
			<i>Chthamalus</i> sp. vazio	0,23	0,137	6,4	27,3
			<i>Chthamalus stellatus</i>	0,04	0,027	5,6	27,3
			<i>Perforatus perforatus</i>	0,31	0,102	19,4	100,0
Bryozoa	Bryozoa			0,00	0,003	0,2	9,1
Bryozoa	Gymnolaemata	Cheilostomatida	<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	0,01	0,006	0,3	18,2
Cnidaria	Anthozoa	Actiniaria	<i>Actinia equina</i>	0,09	0,040	12,1	90,9
			<i>Actinia fragacea</i>	0,01	0,003	2,2	36,4
			<i>Actinia</i> sp.	0,03	0,025	2,2	36,4
			<i>Anemonia viridis</i>	0,03	0,010	5,7	81,8
			<i>Cereus pedunculatus</i>	0,08	0,078	0,2	9,1
	Hydrozoa			0,01	0,007	0,2	9,1
Echinodermata	Echinoidea	Camarodonta	<i>Paracentrotus lividus</i> *	0,22	0,099	9,6	72,7
Mollusca	Bivalvia	Mytilida	<i>Mytilus edulis</i>	0,22	0,185	2,9	63,6
			<i>Mytilus galloprovincialis</i>	0,16	0,086	9,8	54,6
			<i>Mytilus</i> sp.	1,01	0,598	27,7	72,7
	Gastropoda	Littorinimorpha	Vermetidae	0,11	0,081	3,4	36,4
Porifera	Demospongiae	Scopalinida	<i>Scopalina lophyropoda</i>	0,03	0,016	3,2	45,5
		Scopalinida	<i>Scopalina</i> sp.	0,00	0,001	0,2	9,1
		Suberitida	<i>Hymeniacidon</i> spp.	0,00	0,002	0,7	18,2
Reino: Bacteria							
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Nostocales	<i>Calothrix</i> spp.	0,10	0,058	11,1	27,3
		Oscillatoriales	<i>Oscillatoria</i> sp.	0,02	0,024	0,8	9,1
Reino: Chromista							
Ochrophyta	Phaeophyceae	Cutleriales	<i>Cutleria adspersa</i>	0,02	0,022	1,7	9,1
			<i>Cutleria multifida</i>	0,00	0,003	0,2	9,1
			Cutleriales	0,00	0,001	0,2	9,1
			<i>Zanardinia typus</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
		Dictyotales	<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0,01	0,006	0,7	18,2
			<i>Dictyota cyanoloma</i>	0,00	0,003	0,3	9,1
			<i>Dictyota dichotoma</i>	0,84	0,364	16,7	81,8
			<i>Padina pavonica</i>	0,18	0,114	6,1	54,6
			<i>Taonia atomaria</i>	0,00	0,002	0,7	18,2
		Ectocarpales	<i>Leathesia/Colpomenia</i> sp.	0,30	0,117	17,2	90,9
		Fucales	<i>Cystoseira</i> sp.	0,09	0,039	3,5	45,5
			<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	1,67	0,958	12,1	63,6
			<i>Fucus guiryi</i>	0,29	0,166	4,6	27,3
			<i>Fucus</i> sp.	0,03	0,031	0,1	9,1
			<i>Fucus spiralis</i>	0,14	0,138	2,0	9,1
			<i>Sargassum</i> sp.	0,13	0,051	6,6	63,6
			<i>Sargassum vulgare</i>	0,00	0,002	0,3	18,2



		Nemodermatales	<i>Nemoderma tingitanum</i>	0,06	0,038	2,9	27,3
		Ralfsiales	<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,22	0,120	12,0	27,3
		Sphacelariales	<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,13	0,052	5,7	72,7
		Ectocarpales/Sphacelariales		0,01	0,013	0,8	9,1
			<i>Halopteris filicina</i>	0,20	0,150	2,9	36,4
			<i>Halopteris scoparia</i>	1,27	0,391	18,0	90,9
			Sphacelariaceae	0,16	0,163	1,0	27,3
			<i>Carpomitra costata</i>	0,12	0,118	0,5	9,1
		Tilopteridales	<i>Phyllariopsis</i> sp.	0,00	0,001	0,2	9,1
Reino: Fungi							
Ascomycota	Eurotiomycetes	Verrucariales	<i>Verrucaria maura</i>	0,97	0,416	11,5	90,9
			<i>Verrucaria mucosa</i>	0,54	0,261	5,9	45,5
	Lichinomycetes	Lichinales	<i>Lichina pygmaea</i>	1,00	0,501	10,1	81,8
Reino: Plantae							
Chlorophyta	Ulvophyceae	Bryopsidales	<i>Bryopsis</i> sp.	0,00	0,002	0,3	18,2
			<i>Codium adhaerens</i>	0,83	0,196	16,7	90,9
			<i>Codium</i> sp. (erecto)	0,47	0,185	10,8	90,9
			<i>Codium tomentosum</i>	0,09	0,068	2,9	45,5
			<i>Codium vermilara</i>	0,00	0,002	0,2	9,1
		Cladophorales	<i>Chaetomorpha</i> sp.	0,01	0,007	1,5	27,3
		Cladophorales	<i>Cladophora</i> sp.	0,14	0,124	3,7	54,6
		Cladophorales	<i>Valonia macrophysa</i>	0,00	0,002	0,5	18,2
		Ulvaes	<i>Ulva clathrata</i>	0,85	0,288	20,6	72,7
		Ulvaes	<i>Ulva compressa</i>	4,37	3,289	20,9	72,7
		Ulvaes	<i>Ulva intestinalis</i>	0,12	0,117	0,3	9,1
		Ulvaes	<i>Ulva rigida</i>	0,51	0,131	22,1	72,7
		Ulvaes	<i>Ulva</i> sp. (foliosa)	1,21	0,289	27,8	100,0
Rhodophyta	Bangiophyceae	Bangiales	<i>Porphyra</i> sp.	0,02	0,019	0,7	9,1
	Florideophyceae	Bonnemaisoniales	<i>Asparagopsis armata</i>	2,04	0,410	29,3	100,0
			<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0,00	0,002	0,2	9,1
		Ceramiales	<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
			<i>Bornetia secundiflora</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
			<i>Ceramium ciliatum</i>	0,61	0,537	6,1	54,6
			<i>Ceramium</i> sp.	0,68	0,434	14,7	100,0
			<i>Ceramium virgatum</i>	0,11	0,067	1,5	36,4
			<i>Chondria coerulescens</i>	0,03	0,013	3,9	72,7
			<i>Chondria</i> sp.	0,00	0,001	0,3	18,2
			<i>Crouania attenuata</i>	0,00	0,002	0,3	9,1
			<i>Cryptopleura ramosa</i>	0,00	0,002	0,5	18,2
			<i>Dasya</i> sp.	0,01	0,005	1,4	36,4
			<i>Halurus equisetifolius</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
			<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	0,01	0,004	1,4	36,4
			<i>Laurencia</i> sp.	0,39	0,233	6,9	45,5
			<i>Nitophyllum punctatum</i>	0,01	0,004	1,4	36,4
			<i>Osmundea hybrida</i>	0,00	0,002	0,5	18,2
			<i>Osmundea osmunda</i>	0,03	0,030	1,5	9,1
			<i>Osmundea pinnatifida</i>	0,01	0,009	0,7	27,3
			<i>Osmundea</i> sp.	0,07	0,038	3,2	54,6
			<i>Pleonosporium borneri</i>	0,00	0,002	0,3	9,1
			<i>Polysiphonia stricta</i>	0,01	0,012	0,2	9,1
			<i>Polysiphonieae</i>	0,26	0,109	6,6	81,8
			<i>Pterosiphonia complanata</i>	0,02	0,016	1,5	18,2
			Rhodomelaceae	0,26	0,151	5,4	36,4



	<i>Symphycladiella parasitica</i>	0,00	0,003	0,7	18,2
	<i>Vertebrata fruticulosa</i>	0,07	0,070	1,2	18,2
	<i>Vertebrata sp.</i>	0,08	0,083	0,7	18,2
Corallinales	<i>Amphiroa beauvoisii</i>	0,01	0,005	0,8	18,2
	<i>Amphiroa rigida</i>	0,07	0,056	2,2	27,3
	<i>Corallina ferreyrae</i>	1,03	0,494	5,6	54,6
	<i>Corallina officinalis</i>	2,35	1,104	11,0	72,7
	<i>Corallina/ Ellisolandia sp.</i>	3,31	0,983	21,6	72,7
	<i>Ellisolandia elongata</i>	3,09	0,933	18,0	72,7
	<i>Jania rubens</i>	0,51	0,145	18,2	90,9
	<i>Lithophyllum byssoides</i>	0,25	0,112	10,3	81,8
	<i>Lithophyllum incrustans</i>	2,78	0,925	37,6	72,7
	<i>Lithothamnion sp.</i>	0,06	0,045	2,4	27,3
Gelidiales	Gelidiales	0,82	0,399	20,6	100,0
	<i>Gelidiella spp.</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
	<i>Gelidium corneum</i>	0,01	0,006	0,5	9,1
	<i>Gelidium spinosum</i>	0,02	0,014	1,4	27,3
	<i>Pterocliadiella sp.</i>	0,00	0,005	0,2	9,1
Gigartinales	<i>Caulacanthus ustulatus</i>	1,36	0,651	20,6	100,0
	<i>Chondracanthus acicularis</i>	0,27	0,114	5,9	54,6
	<i>Chondracanthus sp.</i>	0,10	0,043	3,5	63,6
	<i>Chondracanthus teedei</i>	0,01	0,012	1,0	18,2
	<i>Gigartina sp.</i>	0,03	0,018	2,7	36,4
	<i>Gigartinales</i>	0,35	0,175	6,8	72,7
	<i>Gymnogongrus crenulatus</i>	0,00	0,002	0,2	9,1
	<i>Hypnea musciformis</i>	0,17	0,111	5,2	36,4
	<i>Rhodophyllis sp.</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
	<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	0,00	0,003	0,2	9,1
Hapalidiales	<i>Mesophyllum lichenoides</i>	0,44	0,201	13,7	81,8
Hildenbrandiales	<i>Hildenbrandia rubra</i>	0,26	0,096	6,8	72,7
	<i>Hildenbrandia spp.</i>	0,01	0,010	1,7	18,2
Nemaliales	<i>Liagora viscida</i>	0,01	0,007	0,5	9,1
	<i>Nemalion spp.</i>	0,00	0,001	0,2	9,1
Peyssonneliales	<i>Peyssonnelia coriacea</i>	0,00	0,002	0,2	9,1
Plocamiales	<i>Plocamium cartilagineum</i>	0,49	0,243	14,5	90,9
	<i>Plocamium sp.</i>	0,04	0,027	0,7	27,3
Rhodymeniales	<i>Champia parvula</i>	0,14	0,131	3,4	54,6
	Champiaceae	0,00	0,002	0,5	18,2
	<i>Gastroclonium ovatum</i>	0,04	0,016	3,0	63,6
	<i>Lomentaria articulata</i>	0,00	0,003	0,2	9,1
	<i>Lomentaria sp.</i>	0,10	0,102	0,5	18,2
	<i>Rhodymenia sp.</i>	0,00	0,004	0,8	18,2

*Nota: *Paracentrotus lividus* é um invertebrado móvel, que se encontra na presente lista por ter sido quantificado através da sua percentagem de cobertura.



Tabela A 8.1.3 Lista de organismos móveis e semi-sésseis amostrados com a técnica do quadrado no intertidal rochoso do PNSACV. Densidade média (ind/m²) e erro-padrão por praia (ind/m²), FO (%): Frequência de ocorrência em percentagem por quadrado (QA) e por praia.

Class	Ordem	Espécie/ taxa	Cobertura (%)		FO (%)		
			Media ± E.P.	QA	praia		
Reino: Animalia							
Filo: Annelida							
Polychaeta	Phyllodocida	<i>Eulalia viridis</i>	0,70	0,059	7,4	90,9	
Filo: Arthropoda							
Malacostraca	Amphipoda	<i>Amphipoda</i> nid	0,01	0,002	0,2	9,1	
		Decapoda	<i>Brachyura</i> nid	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Carcinus maenas</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Clibanarius erythropus</i>	0,04	0,005	0,5	27,3
			<i>Decapoda</i> nid	0,12	0,026	0,3	18,2
			<i>Necora puber</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Pachygrapsus marmoratus</i>	0,01	0,003	0,3	18,2
			<i>Pachygrapsus transversus</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Paguroidea</i> nid	0,03	0,006	0,8	18,2
			<i>Palaemon elegans</i>	0,07	0,017	0,3	9,1
			<i>Palaemon</i> sp.	0,66	0,097	2,2	36,4
			<i>Pirimela denticulata</i>	0,02	0,003	0,3	18,2
		Isopoda	<i>Isopoda</i> nid	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Ligia oceanica</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
	Filo: Echinodermata						
Asteroidea	Forcipulatida	<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,06	0,008	1,5	36,4	
Holothuroidea	Holothuriida	<i>Holothuria arguensis</i>	0,01	0,005	0,2	9,1	
Ophiuroidea		<i>Ophiuroidea</i> nid	0,01	0,002	0,2	9,1	
Filo: Mollusca							
Bivalvia	Pectinida	<i>Anomia ephippium</i>	0,01	0,003	0,3	9,1	
	Venerida	<i>Petricola lithophaga</i>	0,07	0,017	0,8	9,1	
Gastropoda		<i>Gastropoda</i> nid	0,03	0,003	0,7	36,4	
		<i>Patella depressa</i>	23,55	2,319	23,7	90,9	
		<i>Patella rustica</i>	0,13	0,017	1,7	45,5	
		<i>Patella</i> sp.	25,01	2,143	33,7	72,7	
		<i>Patella ulyssiponensis</i>	7,93	1,271	13,9	81,8	
		Littorinimorpha	<i>Littorina littorea</i>	3,64	0,780	0,5	18,2
			<i>Littorina saxatilis</i>	2,38	0,374	1,8	36,4
			<i>Littorina</i> sp.	0,68	0,153	0,3	9,1
			<i>Rissoa decorata</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Rissoa violacea</i>	0,03	0,002	0,2	9,1
			<i>Cochlis vittata</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
		Neogastropoda	<i>Nucella lapillus</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Ocenebrina edwardsii</i>	0,03	0,005	0,8	27,3
			<i>Stramonita haemastoma</i>	0,01	0,002	0,2	9,1
			<i>Tritia incrassata</i>	0,13	0,014	2,0	36,4
			<i>Tritia reticulata</i>	0,04	0,009	0,7	18,2
			<i>Tritia</i> sp.	0,01	0,003	0,3	9,1
		Siphonariida	<i>Siphonaria pectinata</i>	8,33	0,658	25,3	100,0
	Systemmatophora	<i>Onchidella celtica</i>	0,02	0,003	0,5	18,2	
	Trochida	<i>Jujubinus</i> sp.	0,01	0,002	0,2	9,1	
		<i>Phorcus lineatus</i>	0,05	0,008	0,7	18,2	



		<i>Phorcus sauciatus</i>	1,30	0,093	6,5	90,9
		<i>Phorcus sp.</i>	1,62	0,117	8,7	72,7
		<i>Steromphala pennanti</i>	0,45	0,035	3,5	72,7
		<i>Steromphala sp.</i>	3,31	0,282	11,9	63,6
		<i>Steromphala umbilicalis</i>	5,21	0,493	11,1	100,0
Polyplacophora	Chitonida	Chitonidae	0,01	0,004	0,7	36,4
Filo: Nematoda						
		<i>Nematoda</i> nid	0,01	0,003	0,2	9,1
Filo: Platyhelminthes						
		<i>Platyhelminthes</i> nid	0,01	0,002	0,2	9,1

Tabela A 8.1.4 Grupos funcionais de macroalgas

Grupo funcional	Espécies (<i>taxa</i>)
Foliosas finas	<i>Porphyra sp.</i> , <i>Ulva clathrata</i> , <i>Ulva compressa</i> , <i>Ulva intestinalis</i> , <i>Ulva rígida</i> , <i>Ulva sp.</i> (foliosa)
Filamentosas ou ramificadas finas	<i>Bornetia secundiflora</i> , <i>Bryopsis sp.</i> , <i>Ceramium ciliatum</i> , <i>Ceramium sp.</i> , <i>Ceramium virgatum</i> , <i>Chaetomorpha sp.</i> , <i>Champia parvula</i> , <i>Champiaceae</i> , <i>Chlorophyta</i> nid (filamentosa), <i>Chondria coeruleascens</i> , <i>Chondria sp.</i> , <i>Cladophora sp.</i> , <i>Crouania attenuata</i> , <i>Dasya sp.</i> , <i>Halurus equisetifolius</i> , <i>Laurencia sp.</i> , <i>Liagora viscida</i> , <i>Lomentaria articulata</i> , <i>Lomentaria sp.</i> , <i>Nemalion spp.</i> , <i>Nemoderma tingitanum</i> , <i>Osmundea hybrida</i> , <i>Osmundea osmunda</i> , <i>Osmundea pinnatifida</i> , <i>Osmundea sp.</i> , <i>Pleonosporium borneri</i> , <i>Polysiphonia stricta</i> , <i>Polysiphonieae</i> , <i>Vertebrata fruticulosa</i> , <i>Vertebrata sp.</i>
Foliosas grosseiras	<i>Acrosorium ciliolatum</i> , <i>Carpomitra costata</i> , <i>Cryptopleura ramosa</i> , <i>Dictyopteris polypodioides</i> , <i>Dictyota cyanoloma</i> , <i>Dictyota dichotoma</i> , <i>Gymnogongrus crenulatus</i> , <i>Hypoglossum heterocystideum</i> , <i>Nitophyllum punctatum</i> , <i>Padina pavonica</i> , <i>Rhodophyllis sp.</i> , <i>Rhodophyta</i> nid (foliosa), <i>Rhodymenia sp.</i> , <i>Taonia atomaria</i>
Prostradas ou incrustantes não calcárias	<i>Codium adhaerens</i> , <i>Cutleria adspersa</i> , <i>Cutleria multifida</i> , <i>Cutleriales</i> , <i>Hildenbrandia rubra</i> , <i>Hildenbrandia spp.</i> , <i>Peyssonnelia coriácea</i> , <i>Ralfsia verrucosa</i> , <i>Leathesia/Colpomenia sp.</i> , <i>Valonia macrophysa</i> , <i>Zanardinia typus</i>



Ramificadas grosseiras

Asparagopsis armata, *Bonnemaisonia hamifera*,
Caulacanthus ustulatus, *Chondracanthus acicularis*,
Chondracanthus sp., *Chondracanthus teedei*,
Cladostephus spongiosus, *Codium* sp. (erecto), *Codium*
tomentosum, *Codium vermilara*, *Gastroclonium ovatum*,
Gelidiales, *Gelidiella* spp., *Gelidium corneum*, *Gelidium*
spinosum,
Gigartina sp., Gigartinales, *Halopteris filicina*, *Halopteris*
scoparia, *Hypnea musciformis*, *Plocamium cartilagineum*,
Plocamium sp., *Pteroclatiella* sp., *Pterosiphonia*
complanata, Rhodomelaceae, Sphacelariaceae,
Sphaerococcus coronopifolius,
Symphyoclatiella parasitica

Grossas e coriáceas

Cystoseira sp., *Cystoseira tamariscifolia*,
Fucus guiryi, *Fucus* sp., *Fucus spiralis*,
Phyllariopsis sp., *Sargassum* sp., *Sargassum vulgare*

Calcárias articuladas

Amphiroa beauvoisii, *Amphiroa rígida*,
Corallina ferreyrae, *Corallina officinalis*,
Corallina/Ellisolandia sp., *Ellisolandia elongata*, *Jania*
rubens

Calcárias incrustantes

Lithophyllum byssoides, *Lithophyllum incrustans*,
Lithothamnion sp., *Mesophyllum lichenoides*

Tabela A 8.1.5 Grupos tróficos de macroinvertebrados sésseis

Grupo trófico	Espécies (<i>taxa</i>)
Carnívoros	<i>Actinia equina</i> , <i>Actinia fragacea</i> , <i>Actinia</i> sp., <i>Anemonia</i> sp., <i>Anemonia sulcata</i> , <i>Anemonia viridis</i>
Detritívoros	<i>Sabellaria</i> sp., Serpulidae, Spirorbinae
Filtradores	<i>Actinothoe sphyrodeta</i> , Bryozoa, <i>Cereus pedunculatus</i> , <i>Chthamalus montagui</i> , <i>Chthamalus</i> sp., <i>Chthamalus stellatus</i> , <i>Hymeniacion</i> spp., <i>Mytilus edulis</i> , <i>Mytilus galloprovincialis</i> , <i>Mytilus</i> sp., <i>Perforatus perforatus</i> , <i>Pollicipes pollicipes</i> , <i>Schizobrachiella sanguinea</i> , <i>Scopalina lophyropoda</i> , <i>Scopalina</i> sp.
Não definido	Bryozoa, Hydrozoa, Vermetidae

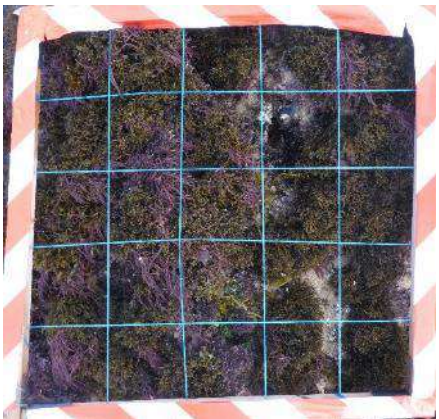


Tabela A 8.1.6 Grupos tróficos dos macroinvertebrados móveis e semi-sésseis

Grupo funcional	espécies
Carnívoros	<i>Cochlis vittata</i> , <i>Coscinasterias tenuispina</i> , <i>Nucella lapillus</i> , <i>Ocenebrina edwardsii</i> , <i>Pirimela denticulata</i> , <i>Stramonita haemastoma</i>
Carnívoros/ Detritívoros	Decapoda <i>nid</i>
Detritívoros	<i>Eulalia viridis</i> , <i>Holothuria arguinensis</i> , <i>Palaemon elegans</i> , <i>Palaemon sp.</i> , <i>Tritia incrassata</i> , <i>Tritia reticulata</i> , <i>Tritia sp.</i>
Filtradores	<i>Anomia ephippium</i> , <i>Petricola lithophaga</i>
Herbívoros	<i>Jujubinus sp.</i> , <i>Littorina littorea</i> , <i>Littorina saxatilis</i> , <i>Littorina sp.</i> , <i>Paracentrotus lividus</i> , <i>Patella depressa</i> , <i>Patella rustica</i> , <i>Patella sp.</i> , <i>Patella ulyssiponensis</i> , <i>Phorcus lineatus</i> , <i>Phorcus sauciatus</i> , <i>Phorcus sp.</i> , <i>Rissoa decorata</i> , <i>Rissoa violacea</i> , <i>Siphonaria pectinata</i> , <i>Steromphala pennanti</i> , <i>Steromphala sp.</i> , <i>Steromphala umbilicalis</i>
Omnívoros	<i>Carcinus maenas</i> , <i>Clibanarius erythropus</i> , <i>Ligia oceanica</i> , <i>Necora puber</i> , <i>Onchidella celtica</i> , <i>Pachygrapsus marmoratus</i> , <i>Pachygrapsus transversus</i> , <i>Polyplacophora</i>
Não definido	<i>Amphipoda nid</i> , <i>Brachyura nid</i> , <i>Gastropoda nid</i> , <i>Isopoda nid</i> , <i>Nematoda nid</i> , <i>Ophiuroidea nid</i> , <i>Paguroidea nid</i> , <i>Platyhelminthes nid</i>

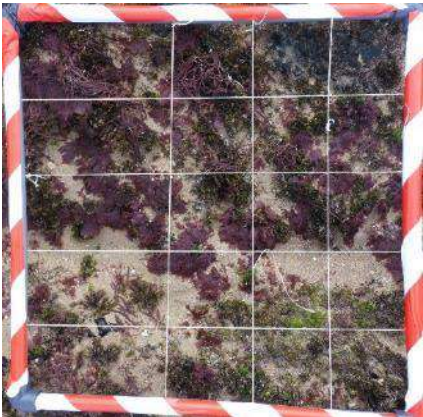
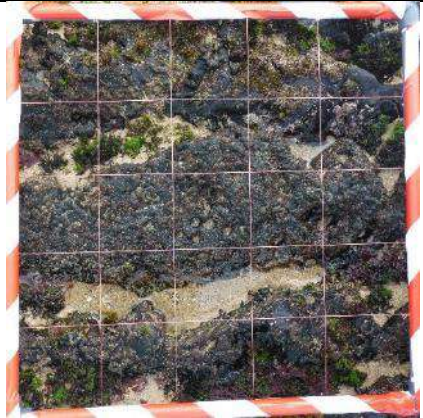


Tabela A 8.1.7 Amostragem com a técnica do quadrado para a definição das classes de biótopos existentes.

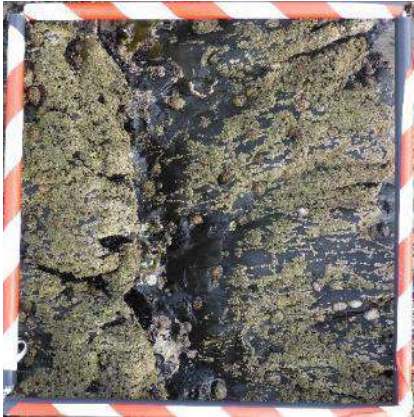
	ID	Quadrado foto	% cobertura por espécie				% cobertura por grupo		Classe nome									
			Q1 - Taxa	Filo	% orig	% corr.	Grupo	% cober.										
BAR	Q1		<i>Ulva rigida</i>	Chlorophyta	1.00%	1.17%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>% cober.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Chlorophyta</td> <td>1.17%</td> </tr> <tr> <td>Ochrophyta</td> <td>63.16%</td> </tr> <tr> <td>Rhodophyta</td> <td>33.33%</td> </tr> <tr> <td>substrato</td> <td>2.34%</td> </tr> </tbody> </table>	Grupo	% cober.	Chlorophyta	1.17%	Ochrophyta	63.16%	Rhodophyta	33.33%	substrato	2.34%	Algas castanhas e vermelhas ¹⁴
			Grupo	% cober.														
			Chlorophyta	1.17%														
			Ochrophyta	63.16%														
			Rhodophyta	33.33%														
			substrato	2.34%														
			<i>Cystoseira</i> sp.	Ochrophyta	51.00%	59.65%												
			<i>Bifurcaria bifurcata</i>	Ochrophyta	1.00%	1.17%												
			<i>Sargassum</i> sp.	Ochrophyta	2.00%	2.34%												
			<i>Asparagopsis armata</i>	Rhodophyta	17.00%	19.88%												
			<i>Chondria coerulescens</i>	Rhodophyta	0.50%	0.58%												
			<i>Hildenbrandia rubra</i>	Rhodophyta	0.50%	0.58%												
			<i>Lithophyllum incrustans</i>	Rhodophyta	4.00%	4.68%												
			<i>Plocamium cartilagineum</i>	Rhodophyta	0.50%	0.58%												
<i>Corallina ferreyrae</i>	Rhodophyta	5.00%	5.85%															
<i>Rhodomelaceae</i>	Rhodophyta	0.50%	0.58%															
<i>Osmundea osmunda</i>	Rhodophyta	0.50%	0.58%															
areia	substrato	2.00%	2.34%															
			Total		85.50%	100.00%												

¹⁴ Toma-se como regra para a classe das “algas castanhas e vermelhas”, que a proporção das algas castanhas face às vermelhas deve ser 1/2 ou superior. A sua % mínima agregada deve ser de 4%, o equivalente a um quadrado 10x10cm.




BAR	Q2		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Q2 - Taxa</th> <th>Filo</th> <th>% orig</th> <th>% corr.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><i>Codium adhaerens</i></td> <td>Chlorophyta</td> <td>5.00%</td> <td>7.04%</td> </tr> <tr> <td><i>Ulva</i> sp.</td> <td>Chlorophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.41%</td> </tr> <tr> <td><i>Ulva clathrata</i></td> <td>Chlorophyta</td> <td>2.00%</td> <td>2.82%</td> </tr> <tr> <td><i>Dictyota dichotoma</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>0.50%</td> <td>0.70%</td> </tr> <tr> <td><i>Cladostephus spongiosus</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.41%</td> </tr> <tr> <td><i>Halopteris scoparia</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>7.00%</td> <td>9.86%</td> </tr> <tr> <td><i>Cystoseira</i> sp.</td> <td>Ochrophyta</td> <td>5.00%</td> <td>7.04%</td> </tr> <tr> <td><i>Colpomenia</i> sp.</td> <td>Ochrophyta</td> <td>0.50%</td> <td>0.70%</td> </tr> <tr> <td><i>Plocamium cartilagineum</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>23.00%</td> <td>32.39%</td> </tr> <tr> <td><i>Asparagopsis armata</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>6.00%</td> <td>8.45%</td> </tr> <tr> <td>Gelidiales</td> <td>Rhodophyta</td> <td>4.00%</td> <td>5.63%</td> </tr> <tr> <td>areia</td> <td>substrato</td> <td>16.00%</td> <td>22.54%</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Total</td> <td>71.00%</td> <td>100.00%</td> </tr> </tbody> </table>	Q2 - Taxa	Filo	% orig	% corr.	<i>Codium adhaerens</i>	Chlorophyta	5.00%	7.04%	<i>Ulva</i> sp.	Chlorophyta	1.00%	1.41%	<i>Ulva clathrata</i>	Chlorophyta	2.00%	2.82%	<i>Dictyota dichotoma</i>	Ochrophyta	0.50%	0.70%	<i>Cladostephus spongiosus</i>	Ochrophyta	1.00%	1.41%	<i>Halopteris scoparia</i>	Ochrophyta	7.00%	9.86%	<i>Cystoseira</i> sp.	Ochrophyta	5.00%	7.04%	<i>Colpomenia</i> sp.	Ochrophyta	0.50%	0.70%	<i>Plocamium cartilagineum</i>	Rhodophyta	23.00%	32.39%	<i>Asparagopsis armata</i>	Rhodophyta	6.00%	8.45%	Gelidiales	Rhodophyta	4.00%	5.63%	areia	substrato	16.00%	22.54%	Total		71.00%	100.00%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>% cober.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Chlorophyta</td> <td>11.27%</td> </tr> <tr> <td>Ochrophyta</td> <td>19.72%</td> </tr> <tr> <td>Rhodophyta</td> <td>46.48%</td> </tr> <tr> <td>substrato</td> <td>22.54%</td> </tr> </tbody> </table>	Grupo	% cober.	Chlorophyta	11.27%	Ochrophyta	19.72%	Rhodophyta	46.48%	substrato	22.54%	Algas vermelhas
	Q2 - Taxa	Filo	% orig	% corr.																																																																			
<i>Codium adhaerens</i>	Chlorophyta	5.00%	7.04%																																																																				
<i>Ulva</i> sp.	Chlorophyta	1.00%	1.41%																																																																				
<i>Ulva clathrata</i>	Chlorophyta	2.00%	2.82%																																																																				
<i>Dictyota dichotoma</i>	Ochrophyta	0.50%	0.70%																																																																				
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Ochrophyta	1.00%	1.41%																																																																				
<i>Halopteris scoparia</i>	Ochrophyta	7.00%	9.86%																																																																				
<i>Cystoseira</i> sp.	Ochrophyta	5.00%	7.04%																																																																				
<i>Colpomenia</i> sp.	Ochrophyta	0.50%	0.70%																																																																				
<i>Plocamium cartilagineum</i>	Rhodophyta	23.00%	32.39%																																																																				
<i>Asparagopsis armata</i>	Rhodophyta	6.00%	8.45%																																																																				
Gelidiales	Rhodophyta	4.00%	5.63%																																																																				
areia	substrato	16.00%	22.54%																																																																				
Total		71.00%	100.00%																																																																				
Grupo	% cober.																																																																						
Chlorophyta	11.27%																																																																						
Ochrophyta	19.72%																																																																						
Rhodophyta	46.48%																																																																						
substrato	22.54%																																																																						
BAR	Q3		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Q3 - Taxa</th> <th>Filo</th> <th>% orig</th> <th>% corr.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><i>Ulva</i> sp.</td> <td>Chlorophyta</td> <td>2.00%</td> <td>2.76%</td> </tr> <tr> <td><i>Ulva clathrata</i></td> <td>Chlorophyta</td> <td>4.00%</td> <td>5.52%</td> </tr> <tr> <td><i>Codium adhaerens</i></td> <td>Chlorophyta</td> <td>41.00%</td> <td>56.55%</td> </tr> <tr> <td><i>Halopteris scoparia</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>3.00%</td> <td>4.14%</td> </tr> <tr> <td><i>Cystoseira</i> sp.</td> <td>Ochrophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.38%</td> </tr> <tr> <td><i>Dictyota dichotoma</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>3.00%</td> <td>4.14%</td> </tr> <tr> <td><i>Cladostephus spongiosus</i></td> <td>Ochrophyta</td> <td>3.00%</td> <td>4.14%</td> </tr> <tr> <td><i>Colpomenia</i> sp.</td> <td>Ochrophyta</td> <td>0.50%</td> <td>0.69%</td> </tr> <tr> <td><i>Plocamium cartilagineum</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>4.00%</td> <td>5.52%</td> </tr> </tbody> </table>	Q3 - Taxa	Filo	% orig	% corr.	<i>Ulva</i> sp.	Chlorophyta	2.00%	2.76%	<i>Ulva clathrata</i>	Chlorophyta	4.00%	5.52%	<i>Codium adhaerens</i>	Chlorophyta	41.00%	56.55%	<i>Halopteris scoparia</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%	<i>Cystoseira</i> sp.	Ochrophyta	1.00%	1.38%	<i>Dictyota dichotoma</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%	<i>Cladostephus spongiosus</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%	<i>Colpomenia</i> sp.	Ochrophyta	0.50%	0.69%	<i>Plocamium cartilagineum</i>	Rhodophyta	4.00%	5.52%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>% cober.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Chlorophyta</td> <td>64.83%</td> </tr> <tr> <td>Ochrophyta</td> <td>14.48%</td> </tr> <tr> <td>Rhodophyta</td> <td>9.66%</td> </tr> <tr> <td>substrato</td> <td>11.03%</td> </tr> </tbody> </table>	Grupo	% cober.	Chlorophyta	64.83%	Ochrophyta	14.48%	Rhodophyta	9.66%	substrato	11.03%	Algas verdes incrustantes																
Q3 - Taxa	Filo	% orig	% corr.																																																																				
<i>Ulva</i> sp.	Chlorophyta	2.00%	2.76%																																																																				
<i>Ulva clathrata</i>	Chlorophyta	4.00%	5.52%																																																																				
<i>Codium adhaerens</i>	Chlorophyta	41.00%	56.55%																																																																				
<i>Halopteris scoparia</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%																																																																				
<i>Cystoseira</i> sp.	Ochrophyta	1.00%	1.38%																																																																				
<i>Dictyota dichotoma</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%																																																																				
<i>Cladostephus spongiosus</i>	Ochrophyta	3.00%	4.14%																																																																				
<i>Colpomenia</i> sp.	Ochrophyta	0.50%	0.69%																																																																				
<i>Plocamium cartilagineum</i>	Rhodophyta	4.00%	5.52%																																																																				
Grupo	% cober.																																																																						
Chlorophyta	64.83%																																																																						
Ochrophyta	14.48%																																																																						
Rhodophyta	9.66%																																																																						
substrato	11.03%																																																																						



			<table border="1"> <tr> <td><i>Asparagopsis armata</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.38%</td> </tr> <tr> <td><i>Corallina</i> sp.</td> <td>Rhodophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.38%</td> </tr> <tr> <td><i>Gelidium</i> sp.</td> <td>Rhodophyta</td> <td>1.00%</td> <td>1.38%</td> </tr> <tr> <td>areia</td> <td>substrato</td> <td>8.00%</td> <td>11.03%</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Total</td> <td>72.50%</td> <td>100.00%</td> </tr> </table>	<i>Asparagopsis armata</i>	Rhodophyta	1.00%	1.38%	<i>Corallina</i> sp.	Rhodophyta	1.00%	1.38%	<i>Gelidium</i> sp.	Rhodophyta	1.00%	1.38%	areia	substrato	8.00%	11.03%	Total		72.50%	100.00%																																				
<i>Asparagopsis armata</i>	Rhodophyta	1.00%	1.38%																																																								
<i>Corallina</i> sp.	Rhodophyta	1.00%	1.38%																																																								
<i>Gelidium</i> sp.	Rhodophyta	1.00%	1.38%																																																								
areia	substrato	8.00%	11.03%																																																								
Total		72.50%	100.00%																																																								
BAR	Q4		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Q4 - Taxa</th> <th>Filo</th> <th>% orig</th> <th>% corr.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><i>Chthamalus</i> sp.</td> <td>Arthropoda</td> <td>70.00%</td> <td>65.12%</td> </tr> <tr> <td><i>Verrucaria mucosa</i></td> <td>Ascomycota</td> <td>1.00%</td> <td>0.93%</td> </tr> <tr> <td><i>Actinia</i> sp.</td> <td>Cnidaria</td> <td>0.50%</td> <td>0.47%</td> </tr> <tr> <td><i>Mytilus</i> sp.</td> <td>Mollusca</td> <td>5.00%</td> <td>4.65%</td> </tr> <tr> <td>Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)</td> <td>Mollusca</td> <td>4.00%</td> <td>3.72%</td> </tr> <tr> <td><i>Lithophyllum byssoides</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>2.00%</td> <td>1.86%</td> </tr> <tr> <td><i>Lithophyllum incrustans</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>1.00%</td> <td>0.93%</td> </tr> <tr> <td>rocha nua</td> <td>substrato</td> <td>24.00%</td> <td>22.33%</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Total</td> <td>107.50%</td> <td>100.00%</td> </tr> </tbody> </table>	Q4 - Taxa	Filo	% orig	% corr.	<i>Chthamalus</i> sp.	Arthropoda	70.00%	65.12%	<i>Verrucaria mucosa</i>	Ascomycota	1.00%	0.93%	<i>Actinia</i> sp.	Cnidaria	0.50%	0.47%	<i>Mytilus</i> sp.	Mollusca	5.00%	4.65%	Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)	Mollusca	4.00%	3.72%	<i>Lithophyllum byssoides</i>	Rhodophyta	2.00%	1.86%	<i>Lithophyllum incrustans</i>	Rhodophyta	1.00%	0.93%	rocha nua	substrato	24.00%	22.33%	Total		107.50%	100.00%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>% cober.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Arthropoda</td> <td>65.12%</td> </tr> <tr> <td>Ascomycota</td> <td>0.93%</td> </tr> <tr> <td>Cnidaria</td> <td>0.47%</td> </tr> <tr> <td>Mollusca</td> <td>8.37%</td> </tr> <tr> <td>Rhodophyta</td> <td>2.79%</td> </tr> <tr> <td>substrato</td> <td>22.33%</td> </tr> </tbody> </table>	Grupo	% cober.	Arthropoda	65.12%	Ascomycota	0.93%	Cnidaria	0.47%	Mollusca	8.37%	Rhodophyta	2.79%	substrato	22.33%	Cracas
Q4 - Taxa	Filo	% orig	% corr.																																																								
<i>Chthamalus</i> sp.	Arthropoda	70.00%	65.12%																																																								
<i>Verrucaria mucosa</i>	Ascomycota	1.00%	0.93%																																																								
<i>Actinia</i> sp.	Cnidaria	0.50%	0.47%																																																								
<i>Mytilus</i> sp.	Mollusca	5.00%	4.65%																																																								
Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)	Mollusca	4.00%	3.72%																																																								
<i>Lithophyllum byssoides</i>	Rhodophyta	2.00%	1.86%																																																								
<i>Lithophyllum incrustans</i>	Rhodophyta	1.00%	0.93%																																																								
rocha nua	substrato	24.00%	22.33%																																																								
Total		107.50%	100.00%																																																								
Grupo	% cober.																																																										
Arthropoda	65.12%																																																										
Ascomycota	0.93%																																																										
Cnidaria	0.47%																																																										
Mollusca	8.37%																																																										
Rhodophyta	2.79%																																																										
substrato	22.33%																																																										



BAR	Q5		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Q5 - Taxa</th> <th>Filo</th> <th>% orig</th> <th>% corr.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td><i>Chthamalus</i> sp.</td> <td>Arthropoda</td> <td>4.00%</td> <td>3.33%</td> </tr> <tr> <td><i>Verrucaria mucosa</i></td> <td>Ascomycota</td> <td>80.00%</td> <td>66.67%</td> </tr> <tr> <td><i>Mytilus</i> sp.</td> <td>Mollusca</td> <td>2.00%</td> <td>1.67%</td> </tr> <tr> <td>Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)</td> <td>Mollusca</td> <td>4.00%</td> <td>3.33%</td> </tr> <tr> <td><i>Corallina</i> sp.</td> <td>Rhodophyta</td> <td>12.00%</td> <td>10.00%</td> </tr> <tr> <td><i>Lithophyllum incrustans</i></td> <td>Rhodophyta</td> <td>14.00%</td> <td>11.67%</td> </tr> <tr> <td>rocha nua</td> <td>substrato</td> <td>4.00%</td> <td>3.33%</td> </tr> <tr> <td colspan="2">Total</td> <td>120.00%</td> <td>100.00%</td> </tr> </tbody> </table>				Q5 - Taxa	Filo	% orig	% corr.	<i>Chthamalus</i> sp.	Arthropoda	4.00%	3.33%	<i>Verrucaria mucosa</i>	Ascomycota	80.00%	66.67%	<i>Mytilus</i> sp.	Mollusca	2.00%	1.67%	Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)	Mollusca	4.00%	3.33%	<i>Corallina</i> sp.	Rhodophyta	12.00%	10.00%	<i>Lithophyllum incrustans</i>	Rhodophyta	14.00%	11.67%	rocha nua	substrato	4.00%	3.33%	Total		120.00%	100.00%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Grupo</th> <th>% cober.</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Arthropoda</td> <td>3.33%</td> </tr> <tr> <td>Ascomycota</td> <td>66.67%</td> </tr> <tr> <td>Mollusca</td> <td>5.00%</td> </tr> <tr> <td>Rhodophyta</td> <td>21.67%</td> </tr> <tr> <td>substrato</td> <td>3.33%</td> </tr> </tbody> </table>		Grupo	% cober.	Arthropoda	3.33%	Ascomycota	66.67%	Mollusca	5.00%	Rhodophyta	21.67%	substrato	3.33%	Líquenes e algas vermelhas calcárias
			Q5 - Taxa	Filo	% orig	% corr.																																																			
<i>Chthamalus</i> sp.	Arthropoda	4.00%	3.33%																																																						
<i>Verrucaria mucosa</i>	Ascomycota	80.00%	66.67%																																																						
<i>Mytilus</i> sp.	Mollusca	2.00%	1.67%																																																						
Lapas (<i>Patella</i> sp. e <i>Siphonaria</i> sp.)	Mollusca	4.00%	3.33%																																																						
<i>Corallina</i> sp.	Rhodophyta	12.00%	10.00%																																																						
<i>Lithophyllum incrustans</i>	Rhodophyta	14.00%	11.67%																																																						
rocha nua	substrato	4.00%	3.33%																																																						
Total		120.00%	100.00%																																																						
Grupo	% cober.																																																								
Arthropoda	3.33%																																																								
Ascomycota	66.67%																																																								
Mollusca	5.00%																																																								
Rhodophyta	21.67%																																																								
substrato	3.33%																																																								

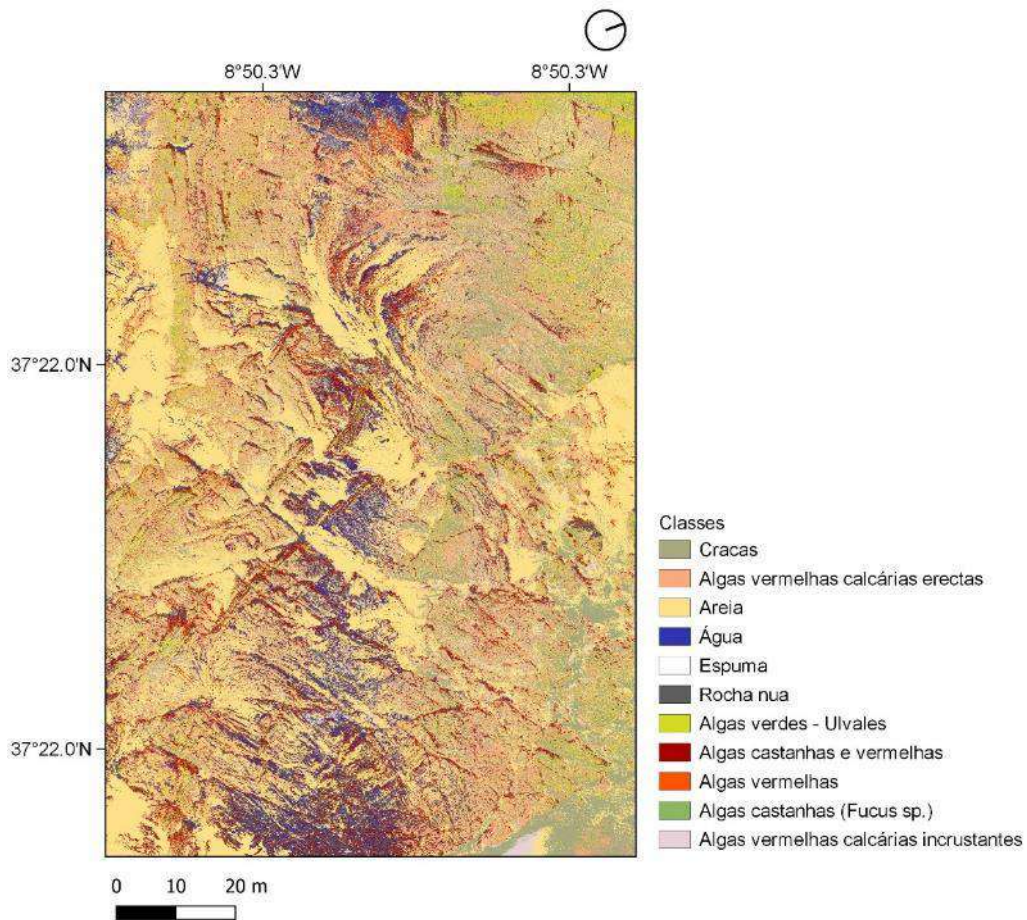


Figura A 8.1.2 Imagem classificada da praia da Carriagem por classificação supervisionada (*Minimum distance*).

Tabela A 8.1.8 Avaliação da sensibilidade do classificador e da percentagem de exatidão da classificação supervisionada da praia da Carriagem (*Minimum distance*).

ID	Classe	Sensibilidade	Exatidão
1	Cracas	27.7%	
2	Algas vermelhas calcárias articuladas	65.1%	
3	Areia	70.1%	
4	Água	60.0%	
5	Espuma	66.7%	
6	Rocha nua	54.8%	53.3%
7	Algas verdes (Ulvales)	8.3%	
8	Algas castanhas e vermelhas	62.5%	
9	Algas vermelhas	50.0%	
10	Algas castanhas (<i>Fucus sp.</i>)	0.0%	
11	Algas vermelhas calcárias incrustantes	45.0%	

8.2. Anexos: Planeamento Amostragem

Tabela A 8.2.1 Tabela com a informação relativa aos locais de amostragem: coordenadas, método de amostragem, nome do local (quando aplicável) e profundidade.

ID	Latitude	Longitude	Método	Nome do ponto de amostragem	Profundidade (m)
DIV0000031	37.06253	-8.82032	Mergulho	Salema	7.8
DIV0000032	37.01801	-8.91953	Mergulho	Martinhal Norte	5.1
DIV0000033	37.00511	-8.92804	Mergulho	Atalaia	15.5
DIV0000034	37.02405	-8.90577	Mergulho	Ponta dos Caminhos Este	8.5
DIV0000035	36.99772	-8.95212	Mergulho	Fortaleza	15.0
DIV0000036	37.04831	-8.98581	Mergulho	Telheiro	14.0
DIV0000037	37.09459	-8.96021	Mergulho	Praia da Águia	15.3
DIV0000038	37.08382	-8.96357	Mergulho	Torre de Aspa	10.0
DIV0000039	37.30323	-8.87847	Mergulho	Baía Vale Simão	14.5
DIV0000040	37.29849	-8.87668	Mergulho	Sáinhas	7.5
DIV0000041	37.28605	-8.86730	Mergulho	Anequins	8.4
DIV0000042	37.25700	-8.86820	Mergulho	Penedo	4.5
DIV0000043	37.26518	-8.86560	Mergulho	Caldeira	6.4
DIV0000044	37.32081	-8.88052	Mergulho	Palheiro	13.0
DIV0000045	37.31423	-8.87672	Mergulho	Parede	9.0
DIV0000046	37.18977	-8.91432	Mergulho	Zimbreira	12.0
DIV0000047	37.17244	-8.90947	Mergulho	Portinho do Forno	11.4
DIV0000048	37.19446	-8.91804	Mergulho	Baía do Ilhote Redondo	8.8
DIV0000049	37.03342	-8.89622	Mergulho	Barranco	15.0
DIV0000050	37.06998	-8.97276	Mergulho	Ponta Ruiva	13.4
DVE0000001	37.92250	-8.81005	Mergulho	São Torpes Sul	7.0
DVE0000002	37.91997	-8.82207	Mergulho	São Torpes Norte	16.7
DVE0000003	37.88082	-8.80268	Mergulho	Burrinho Norte	8.5
DVE0000004	37.87935	-8.80280	Mergulho	Burrinho Sul	13.0
DVE0000005	37.85037	-8.80085	Mergulho	Porto Covo Norte	11.4
DVE0000006	37.84612	-8.80103	Mergulho	Porto Covo Sul	9.5
DVE0000007	37.82833	-8.80043	Mergulho	Ilha do Pessegueiro Sul	12.3
DVE0000008	37.83672	-8.80017	Mergulho	Ilha do Pessegueiro Norte	10.7
DVE0000009	37.80862	-8.80943	Mergulho	Aivados Norte	12.8
DVE0000010	37.80345	-8.81308	Mergulho	Aivados Sul	10.6
DVE0000011	37.59772	-8.82032	Mergulho	Cabo Sardão Norte	13.6
DVE0000012	37.58812	-8.81682	Mergulho	Cabo Sardão Sul	13.5
DVE0000013	37.75225	-8.81400	Mergulho	Ladoiro Norte	12.3
DVE0000014	37.74462	-8.81607	Mergulho	Ladoiro Sul	10.4
DVE0000015	37.63780	-8.81372	Mergulho	Almograve Norte	10.3
DVE0000016	37.62697	-8.81470	Mergulho	Almograve Sul	12.0
DVE0000017	37.54337	-8.79353	Mergulho	Zambujeira-do-Mar Norte	11.5



DVE0000018	37.53605	-8.79847	Mergulho	Zambujeira-do-Mar Sul	10.7
DVE0000019	37.47947	-8.80297	Mergulho	Amália Sul	11.0
DVE0000020	37.49002	-8.79982	Mergulho	Amália Norte	9.2
DVE0000021	37.68038	-8.80285	Mergulho	Nascedios Sul	9.1
DVE0000022	37.69493	-8.80108	Mergulho	Nascedios Norte	12.0
DVE0000023	37.90232	-8.80532	Mergulho	Casca Norte	9.5
DVE0000024	37.89988	-8.80507	Mergulho	Casca Sul	10.2
DVE0000025	37.57962	-8.81078	Mergulho	Serva Norte	12.8
DVE0000026	37.57720	-8.80840	Mergulho	Serva Sul	15.9
DVE0000027	37.83055	-8.80213	Mergulho	Sebastião Norte	14.0
DVE0000028	37.82950	-8.80290	Mergulho	Sebastião Sul	13.0
Panel003	37.06186	-8.78717	Arrasto	NA	37.1
Panel032	37.06111	-8.80665	Arrasto	NA	37.1
Panel005	37.05277	-8.80485	Arrasto	NA	37.1
Panel009	37.05310	-8.85028	Arrasto	NA	37.1
Panel023	37.04261	-8.85457	Arrasto	NA	37.0
Panel017	37.03846	-8.88516	Arrasto	NA	37.0
Panel015	37.01178	-8.90457	Arrasto	NA	37.0
Panel012	37.01484	-8.98957	Arrasto	NA	37.0
Panel028	37.00548	-8.97416	Arrasto	NA	37.0
Panel016	36.99372	-8.96514	Arrasto	NA	37.0
Panel025	36.97917	-8.95324	Arrasto	NA	37.0
Panel004	36.97603	-8.94292	Arrasto	NA	37.0
Panel008	36.99143	-8.94467	Arrasto	NA	37.0
Panel019	36.99611	-8.91207	Arrasto	NA	37.0
Panel022	37.01142	-8.91747	Arrasto	NA	37.0
Panel014	37.21407	-8.90186	Arrasto	NA	37.2
Panel010	37.23230	-8.90547	Arrasto	NA	37.2
Panel033	37.24511	-8.88710	Arrasto	NA	37.2
Panel020	37.25696	-8.88287	Arrasto	NA	37.3
Panel006	37.26989	-8.87289	Arrasto	NA	37.3
Panel030	37.27953	-8.88079	Arrasto	NA	37.3
Panel031	37.44349	-8.80405	Arrasto	NA	37.4
Panel018	37.43673	-8.82603	Arrasto	NA	37.4
Panel011	37.36121	-8.86522	Arrasto	NA	37.4
Panel024	37.35639	-8.86160	Arrasto	NA	37.4
Panel034	37.34766	-8.86260	Arrasto	NA	37.3
Panel007	37.33388	-8.89096	Arrasto	NA	37.3
Panel021	37.32655	-8.87308	Arrasto	NA	37.3
Panel027	37.16449	-8.92675	Arrasto	NA	37.2
Panel002	37.15536	-8.93676	Arrasto	NA	37.2
Panel026	37.12775	-8.94061	Arrasto	NA	37.1
Panel013	37.12123	-8.94423	Arrasto	NA	37.1
Panel001	37.11293	-8.95827	Arrasto	NA	37.1



Panel029	37.08403	-8.98275	Arrasto	NA	37.1
Over084	37.33031	-8.88732	ROV	NA	35.9
Over084b	37.32664	-8.88990	ROV	NA	30.0
Over091	37.28766	-8.89089	ROV	NA	30.5
Over091b	37.28863	-8.89123	ROV	NA	27.8
OverAtalaia	37.00754	-8.92560	ROV	NA	15.4
OverTEL32	37.01620	-8.91407	ROV	NA	21.0
Stratified015	37.74464	-8.82151	ROV	NA	20.0
Stratified017	37.87771	-8.81618	ROV	NA	17.4
Stratified019	37.78047	-8.81228	ROV	NA	18.0
Stratified020	37.56717	-8.80895	ROV	NA	23.7
Stratified021	37.61024	-8.83291	ROV	NA	31.6
Stratified022	37.69889	-8.81090	ROV	NA	30.2
Stratified025	37.74462	-8.82692	ROV	NA	30.6
Stratified030	37.65800	-8.82071	ROV	NA	30.9
Stratified033	37.57698	-8.83157	ROV	NA	31.8
Stratified036	37.45373	-8.81796	ROV	NA	29.7
Stratified045	37.62540	-8.82793	ROV	NA	28.5
Stratified046	37.68591	-8.80926	ROV	NA	22.0
Stratified047	37.81508	-8.81578	ROV	NA	15.5
Stratified049	37.58701	-8.82454	ROV	NA	24.8
Stratified051	37.85572	-8.80887	ROV	NA	19.2
Stratified052	37.37564	-8.85633	ROV	NA	40.6
Stratified053	37.30985	-8.88523	ROV	NA	27.0
Stratified056	37.39283	-8.83921	ROV	NA	31.4
Stratified056W	37.57017	-8.81580	ROV	NA	28.2
Stratified057	37.31012	-8.89189	ROV	NA	33.7
Stratified059	37.09616	-8.97613	ROV	NA	43.5
Stratified060	37.39601	-8.83371	ROV	NA	24.5
Stratified062	37.13725	-8.94072	ROV	NA	31.1
Stratified063	37.06425	-8.99665	ROV	NA	44.8
Stratified067	37.04457	-9.00556	ROV	NA	39.4
Stratified070	37.38128	-8.84820	ROV	NA	32.5
Stratified071	37.31913	-8.89644	ROV	NA	33.9
Stratified074	37.04836	-8.99299	ROV	NA	26.4
Stratified075	37.77792	-8.81941	ROV	NA	26.4
Stratified076	37.19380	-8.93652	ROV	NA	39.0
Stratified077	37.42305	-8.81924	ROV	NA	22.6
Stratified077b	37.42165	-8.81887	ROV	NA	21.2
Stratified078	37.66863	-8.82143	ROV	NA	33.7
Stratified081	37.58635	-8.83385	ROV	NA	35.2
Stratified095	37.19108	-8.92374	ROV	NA	20.0
Stratified098b	37.02160	-9.01024	ROV	NA	41.3
Stratified098c	37.02001	-9.00990	ROV	NA	42.1



Stratified098d	37.02348	-9.00561	ROV	NA	37.1
Stratified098e	37.02027	-9.01246	ROV	NA	45.2
Stratified103	37.07690	-8.98594	ROV	NA	47.0
Stratified105	37.05365	-8.99380	ROV	NA	34.6
Stratified112	37.04050	-9.00584	ROV	NA	44.2

8.3. Anexos: Substrato Rochosos (<15 metros)

Tabela A 8.3.1 Listas de estações de amostragem para o mapeamento do infralitoral rochoso até 15 metros de profundidade nas costas alentejana (A) e vicentina (B). Estações ordenadas de norte para sul, e oeste para este na costa sul.

Estação	Código do mergulho	Secção	Latitude	Longitude	Profundidade (m)
A	Costa Alentejana	(de norte para sul)			
São Torpes Sul	Dive 1		37,92250	-8,81010	5,3 - 7,0
São Torpes Norte	Dive 2		37,92000	-8,82210	15,3 - 16,7
Casca Norte	Dive 23		37,90230	-8,80530	8,0 - 9,5
Casca Sul	Dive 24		37,89990	-8,80510	9,0 - 10,2
Burrinho Norte	Dive 3		37,88080	-8,80270	5,5 - 8,5
Burrinho Sul	Dive 4		37,87940	-8,80280	11,9 - 13,0
Porto Covo Norte	Dive 5		37,85040	-8,80090	9,7 - 11,4
Porto Covo Sul	Dive 6		37,84610	-8,80100	8,0 - 9,5
Ilha do Pessegueiro Norte	Dive 8	São Torpes - Milfontes	37,83670	-8,80020	9,0 - 10,7
Sebastião Norte	Dive 27		37,83060	-8,80210	11,1 - 14,0
Sebastião Sul	Dive 28		37,82950	-8,80290	9,8 - 13,0
Ilha do Pessegueiro Sul	Dive 7		37,82830	-8,80040	9,5 - 12,3
Aivados Norte	Dive 9		37,80860	-8,80940	12,0 - 12,8
Aivados Sul	Dive 10		37,80350	-8,81310	9,0 - 10,6
Ladoiro Norte	Dive 13		37,75230	-8,81400	10,0 - 12,3
Ladoiro Sul	Dive 14		37,74460	-8,81610	9,0 - 10,4
Nascedios Norte	Dive 22		37,69490	-8,80110	10,4 - 12,0
Nascedios Sul	Dive 21		37,68040	-8,80290	8,0 - 9,1
Almograve Norte	Dive 15		37,63780	-8,81370	8,8 - 10,3
Almograve Sul	Dive 16		37,62700	-8,81470	10,3 - 12,0
Cabo Sardão Norte	Dive 11		37,59770	-8,82030	11,6 - 13,6
Cabo Sardão Sul	Dive 12		37,58810	-8,81680	12,0 - 13,5
Serva Norte	Dive 25	Milfontes - Odeceixe	37,57960	-8,81080	9,0 - 12,8
Serva Sul	Dive 26		37,57720	-8,80840	11,0 - 15,9
Zambujeira-do-Mar Norte	Dive 17		37,54340	-8,79350	9,5 - 11,5
Zambujeira-do-Mar Sul	Dive 18		37,53610	-8,79850	6,2 - 10,7
Amália Norte	Dive 20		37,49000	-8,79980	6,2 - 9,2
Amália Sul	Dive 19		37,47950	-8,80300	9,0 - 11,0



Local de amostragem	Código do mergulho	Secção	Latitude	Longitude	Profundidade (m)
B	Costa Vicentina	(de norte para sul)			
Palheiro	Dive 44		37,32081	-8,88052	11,2 - 13,0
Parede	Dive 45		37,31423	-8,87672	5,7 - 9,0
Baía Vale Simão	Dive 39		37,30323	-8,87847	12,0 - 14,5
Sainhas	Dive 40	Odeceixe -	37,29849	-8,87668	5,7 - 7,5
Anequins	Dive 41	Carrapateira Norte	37,28605	-8,86730	6,7 - 8,4
Caldeira	Dive 43		37,26518	-8,86560	4,8 - 6,4
Penedo	Dive 42		37,25700	-8,86820	3,3 - 4,5
Baía do Ilhote Redondo	Dive 48		37,19446	-8,91804	6,4 - 8,8
Zimbreirinha	Dive 46		37,18977	-8,91432	10,3 - 12,0
Portinho do Forno	Dive 47		37,17244	-8,90947	8,2 - 11,4
Praia da Águia	Dive 37	Carrapateira Norte -	37,09459	-8,96021	13,7 - 15,3
Torre de Aspa	Dive 38	Ponta de Sagres	37,08382	-8,96357	6,7 - 10,0
Ponta Ruiva	Dive 50		37,06998	-8,97276	10,0 - 13,4
Telheiro	Dive 36		37,04831	-8,98581	10,8 - 14,0
Fortaleza	Dive 35		36,99772	-8,95212	11,0 - 15,0
Atalaia	Dive 33		37,00511	-8,92804	12,0 - 15,5
Martinhal Norte	Dive 32	Ponta de Sagres -	37,01801	-8,91953	4,5 - 5,1
Ponta dos Caminhos Este	Dive 34	Burgau (costa sul)	37,02405	-8,90577	6,4 - 8,5
Barranco	Dive 49		37,03342	-8,89622	13,0 - 15,0
Salema	Dive 31		37,06253	-8,82032	6,0 - 7,8

Tabela A 8.3.2 Lista de macroalgas amostradas no mapeamento do infralitoral rochoso até 15 metros de profundidade. Lista ordenada por filo e ordem. Por cada taxa, a % de cobertura e frequência de ocorrência (%) são apresentadas.

TAXA	% de cobertura	% frequência de ocorrência
Chlorophyta	5,08	
Bryopsidales	3,58	91,7
<i>Bryopsis sp.</i>	0,45	45,8
<i>cf. Derbesia marina</i>	0,12	2,1
<i>Codium adhaerens</i>	0,65	22,9
<i>Codium bursa</i>	0,02	2,1
<i>Codium tomentosum</i>	0,49	14,6
<i>Codium vermilara</i>	0,10	4,2
<i>Codium sp. (erecto)</i>	1,65	66,7
<i>Pedobesia simplex</i>	0,09	16,7
Cladophorales	0,78	89,6
<i>Chaetomorpha sp.</i>	0,01	4,2
<i>Cladophora cf. hutchinsiae</i>	0,01	2,1
<i>Cladophora sp.</i>	0,63	89,6
<i>Valonia macrophysa</i>	0,14	43,8
Ulvaes	0,68	83,3
<i>Ulva rigida</i>	0,07	10,4
<i>Ulva sp.</i>	0,52	77,1
<i>Ulvaes (tubular)</i>	0,09	12,5
Chlorophyta ni (filamentosa)	0,03	6,3
Ochrophyta	9,64	
Cutleriales	0,71	58,3
<i>Cutleria adspersa</i>	0,07	6,3
<i>Cutleria multifida</i>	0,17	20,8
<i>Cutleria sp.</i>	0,01	4,2
<i>Zanardinia typus</i>	0,46	29,2
Desmarestiales	0,02	6,3
<i>Desmarestia ligulata</i>	0,02	6,3
Dictyotales	3,17	97,9
<i>Dictyopteris polypodioides</i>	0,06	18,8
<i>Dictyota cyanoloma</i>	0,56	29,2
<i>Dictyota dichotoma</i>	2,21	91,7
<i>Padina pavonica</i>	0,03	6,3
<i>Spatoglossum solieri</i>	0,15	16,7
<i>Styopodium zonale</i>	0,01	4,2
<i>Taonia atomaria</i>	0,14	37,5
Ectocarpales	0,42	64,6
<i>Colpomenia sp.</i>	0,25	22,9
<i>Ectocarpaceae</i>	0,03	8,3
<i>Leathesia / Colpomenia</i>	0,13	37,5
<i>Leathesia marina</i>	0,01	4,2



Fucales	0,66	33,3
<i>Cystoseira baccata</i>	0,15	6,3
<i>Cystoseira tamariscifolia</i>	0,18	10,4
<i>Cystoseira usneoides</i>	0,05	6,3
<i>Cystoseira</i> sp.	0,02	4,2
<i>Sargassum vulgare</i>	0,26	18,8
<i>Sargassum</i> sp.	0,01	4,2
Nemodermatales	0,02	2,1
<i>Nemoderma tingitanum</i>	0,02	2,1
Ralfsiales	0,55	52,1
<i>Ralfsia verrucosa</i>	0,55	52,1
Sphacelariales	3,32	93,8
<i>Cladostephus spongiosus</i>	0,25	22,9
<i>Cladostephus</i> sp.	0,01	2,1
<i>Halopteris filicina</i>	1,51	60,4
<i>Halopteris scoparia</i>	1,42	47,9
<i>Sphacelariaceae</i>	0,13	6,3
Sporochnales	0,01	2,1
<i>Carpomitra costata</i>	0,01	2,1
Tilopteridales	0,70	54,2
<i>Phyllariopsis brevipes</i>	0,21	39,6
<i>Phyllariopsis purpurescens</i>	0,05	6,3
<i>Phyllariopsis</i> sp.	0,04	6,3
<i>Saccorhiza polyschides</i>	0,40	10,4
Ochrophyta ni (filamentosa)	0,08	4,2
Rhodophyta	81,84	
Acrochaetiales	0,02	2,1
<i>Rhodochorton purpureum</i>	0,02	2,1
Bonnemaisoniales	7,67	89,6
<i>Asparagopsis armata</i>	7,65	87,5
<i>Bonnemaisonia asparagoides</i>	0,02	8,3
<i>Bonnemaisonia</i> sp.	0,00	2,1
Ceramiales	11,95	100,0
<i>Acrosorium ciliolatum</i>	0,20	18,8
<i>Aglaothamnion</i> sp.	0,08	2,1
<i>Anotrichium furcellatum</i>	0,11	10,4
<i>Apoglossum ruscifolium</i>	0,02	12,5
<i>Bornetia secundiflora</i>	0,19	54,2
<i>Callithamnion</i> sp.	0,03	8,3
<i>Ceramium ciliatum</i>	0,52	14,6
<i>Ceramium deslongchampsii</i>	0,16	10,4
<i>Ceramium echionotum</i>	0,33	14,6
<i>Ceramium</i> sp.	2,56	72,9
<i>Ceramium virgatum</i>	0,005	2,1
cf. <i>Monosporus pedicellatus</i>	0,02	2,1
<i>Chondria coerulescens</i>	1,33	89,6



<i>Chondria</i> sp.	0,05	4,2
<i>Crouania attenuata</i>	0,01	6,3
<i>Cryptopleura ramosa</i>	0,17	18,8
<i>Dasya</i> cf. <i>hutchinsiae</i>	0,01	4,2
<i>Dasya</i> cf. <i>ocellata</i>	0,005	2,1
<i>Dasya</i> sp.	0,05	20,8
<i>Erythrogllossum laciniatum</i>	0,01	6,3
<i>Halopithys incurva</i>	0,04	6,3
<i>Halurus equisetifolius</i>	0,11	41,7
<i>Heterosiphonia plumosa</i>	0,02	6,3
<i>Hypoglossum heterocystideum</i>	0,20	18,8
<i>Laurencia</i> sp.	0,03	8,3
<i>Nitophyllum punctatum</i>	0,62	66,7
<i>Polysiphonieae</i>	3,56	77,1
<i>Pterosiphonia complanata</i>	1,08	29,2
<i>Symphyocliadiella parasitica</i>	0,33	14,6
<i>Xiphosiphonia pennata</i>	0,11	41,7
Corallinales	12,28	95,8
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	0,24	10,4
<i>Amphiroa rigida</i>	0,05	10,4
<i>Corallina</i> cf. <i>ferreyrae</i>	0,04	2,1
<i>Corallina officinalis</i>	4,99	64,6
<i>Ellisolandia elongata</i>	2,47	31,3
<i>Jania rubens</i>	0,70	56,3
<i>Jania squamata</i>	0,00	2,1
<i>Lithophyllum incrustans</i>	3,61	29,2
<i>Lithophyllum stictiforme</i>	0,02	2,1
<i>Lithothamnion</i> sp.	0,16	16,7
Gelidiales	0,38	52,1
<i>Gelidium</i> cf. <i>corneum</i>	0,02	2,1
<i>Gelidium spinosum</i>	0,18	39,6
<i>Gelidiales</i>	0,14	10,4
<i>Pterocliadiella capillacea</i>	0,05	12,5
Gigartinales	5,38	100,0
<i>Callophyllis</i> sp.	0,00	2,1
cf. <i>Coccotylus truncatus</i>	0,10	2,1
<i>Chondracanthus acicularis</i>	1,06	66,7
<i>Chondracanthus teedei</i>	0,09	4,2
<i>Chondracanthus</i> sp.	0,05	10,4
<i>Gigartina pistillata</i>	0,05	4,2
<i>Gigartina</i> sp.	0,30	37,5
Gigartinales	0,05	2,1
<i>Metacallophyllis laciniata</i>	0,57	4,2
<i>Phyllophora crispa</i>	0,06	10,4
<i>Phyllophora sicula</i>	0,75	56,3
<i>Phyllophora</i> sp.	0,00	2,1



<i>Sphaerococcus coronopifolius</i>	2,28	66,7
Gracilariales	0,003	2,1
<i>Gracilaria multipartita</i>	0,003	2,1
Hapalidiales	37,50	93,8
<i>Mesophyllum lichenoides</i>	37,50	93,8
Hildenbrandiales	1,25	47,9
<i>Hildenbrandia</i> sp.	1,25	47,9
Peyssonneliales	0,06	12,5
<i>Peyssonnelia squamaria</i>	0,06	12,5
Plocamiales	3,65	97,9
<i>Plocamium cartilagineum</i>	3,65	97,9
Rhodymeniales	0,68	83,3
<i>Champia parvula</i>	0,10	39,6
<i>Gastroclonium reflexum</i>	0,02	10,4
<i>Lomentaria clavellosa</i>	0,01	6,3
<i>Rhodymenia holmesii</i>	0,43	58,3
<i>Rhodymenia pseudopalmata</i>	0,04	4,2
<i>Rhodymenia</i> sp.	0,09	2,1
Rhodophyta ni	0,99	50,0
Soma total	96,55	100,0

Tabela A 8.3.3 Tabela resumo dos valores de diversidade registados nas estações de amostragem, por grupo de organismo (ictiofauna, invertebrados e algas): número de espécies (S), Índice de Shannon (H') e Índice de Pielou (J'). A densidade média de peixes é também apresentada. *: sem amostragem de peixes por falta de visibilidade.

Estação	Ictiofauna				Invertebrados			Algas		
	S (nº de espécies)	H'	J'	Densidade média - peixes (ind/1000m ²)	S (nº de espécies)	H'	J'	S (nº de espécies)	H'	J'
Dive 1	13	2,0	0,8	45,3	14	1,5	0,6	29	1,9	0,6
Dive 2	14	2,0	0,7	49,4	21	2,4	0,8	23	1,1	0,4
Dive 3	11	1,8	0,8	36,3	5	0,1	0,1	28	1,8	0,5
Dive 4	16	2,3	0,8	21,5	6	1,5	0,8	26	1,3	0,4
Dive 5	20	2,1	0,7	47,8	7	1,4	0,7	33	1,7	0,5
Dive 6	17	2,2	0,8	48,6	8	1,6	0,7	30	1,6	0,5
Dive 7	20	2,2	0,7	54,3	13	1,7	0,7	32	1,6	0,5
Dive 8	10	1,5	0,6	55,9	6	1,5	0,8	37	1,6	0,4
Dive 9	13	1,5	0,6	91,2	16	2,0	0,7	31	1,8	0,5
Dive 10	13	1,8	0,7	64,4	11	2,2	0,8	28	2,0	0,6
Dive 11	16	2,3	0,8	56,1	9	1,4	0,6	23	1,5	0,5
Dive 12	12	1,4	0,6	237,3	16	2,3	0,8	28	1,6	0,5
Dive 13	16	2,3	0,8	39,7	16	2,2	0,8	23	1,6	0,5
Dive 14	14	2,3	0,9	50,4	20	2,4	0,8	30	1,8	0,5
Dive 15	14	1,7	0,6	33,4	18	2,2	0,8	30	2,3	0,7
Dive 16	13	2,1	0,8	26,1	21	2,3	0,7	35	2,1	0,6
Dive 17	17	1,9	0,7	79,6	18	1,9	0,7	32	1,7	0,5
Dive 18	16	1,9	0,7	110,9	19	2,1	0,7	36	2,2	0,6
Dive 19	21	2,4	0,8	66,6	18	2,3	0,8	35	1,8	0,5
Dive 20	19	2,1	0,7	79,1	16	1,9	0,7	27	1,8	0,5
Dive 21	19	2,4	0,8	39,9	14	2,1	0,8	35	1,7	0,5
Dive 22	20	2,2	0,8	43,9	14	2,4	0,9	33	1,7	0,5
Dive 23	19	2,3	0,8	46,8	13	2,3	0,9	28	1,5	0,4
Dive 24	22	1,9	0,6	83,7	19	2,2	0,8	29	1,7	0,5
Dive 25	17	1,8	0,6	75,7	19	2,5	0,8	27	1,6	0,5
Dive 26	14	1,3	0,5	108,4	18	2,1	0,7	18	1,5	0,5
Dive 27	23	2,0	0,7	124,4	18	1,9	0,6	30	1,5	0,5
Dive 28	19	2,1	0,7	122,3	17	1,4	0,5	32	1,6	0,5
Dive 31	9	1,8	0,8	280	16	1,7	0,6	32	2,7	0,8
Dive 32	13	2,1	0,8	62,2	14	2,0	0,7	31	1,9	0,5
Dive 33	20	2,3	0,8	76,4	27	2,8	0,9	18	1,6	0,5
Dive 34	13	2,0	0,8	111,8	23	2,6	0,8	30	2,3	0,7
Dive 35	12	1,7	0,7	92,7	11	1,7	0,7	23	1,7	0,5
Dive 36	9	1,9	0,9	77,2	12	2,1	0,9	33	2,9	0,8
Dive 37	*	*	*	*	14	2,1	0,8	23	2,1	0,7
Dive 38	*	*	*	*	10	1,8	0,8	24	2,2	0,7
Dive 39	10	1,8	0,8	120,9	18	2,2	0,8	28	2,5	0,7
Dive 40	12	1,6	0,6	194,5	8	1,2	0,6	38	2,7	0,8
Dive 41	13	2,0	0,8	152,2	11	1,8	0,8	34	2,5	0,7



Dive 42	4	1,0	0,7	317,8	5	1,4	0,9	21	2,2	0,7
Dive 43	7	1,3	0,7	161,9	3	1,1	1,0	21	2,3	0,8
Dive 44	16	2,3	0,8	65,9	13	2,3	0,9	28	2,3	0,7
Dive 45	13	2,0	0,8	66,6	16	1,8	0,7	34	2,8	0,8
Dive 46	13	1,5	0,6	207,7	8	1,9	0,9	28	2,1	0,6
Dive 47	12	1,5	0,6	150,3	12	1,9	0,8	34	2,8	0,8
Dive 48	11	1,3	0,5	190,9	15	1,2	0,5	39	2,8	0,8
Dive 49	23	2,6	0,8	92	23	2,5	0,8	24	2,2	0,7
Dive 50	11	1,7	0,7	82,9	18	2,3	0,8	26	2,1	0,6



Tabela A 8.3.4 Lista de espécies de macroinvertebrados observadas (inclui faunística - espécies observadas fora dos transectos/quadrados ou de tamanho < 5 cm) no mapeamento do infralitoral rochoso até 15 m de profundidade, com respetiva frequência de ocorrência (%) nos mergulhos de amostragem (presença contabilizada mesmo se avistamento ocorreu fora do transecto/quadrado). *: espécies com valor comercial

	Phylum	FO (%)
Espécies móveis		
<i>Paracentrotus lividus</i> *	Echinodermata	89,6
<i>Holothuria arguinensis</i> *	Echinodermata	72,9
<i>Holothuria forskali</i>	Echinodermata	68,8
<i>Marthasterias glacialis</i>	Echinodermata	68,8
<i>Doriopsilla areolata</i>	Mollusca	66,7
<i>Octopus vulgaris</i> *	Mollusca	47,9
<i>Echinaster sepositus</i>	Echinodermata	45,8
<i>Ophioderma longicauda</i>	Echinodermata	43,8
<i>Ophiocomina nigra</i>	Echinodermata	41,7
<i>Sphaerechinus granularis</i> *	Echinodermata	33,3
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	Echinodermata	27,1
<i>Holothuria mammata</i> *	Echinodermata	22,9
<i>Felimare tricolor</i>	Mollusca	20,8
<i>Calliostoma</i> sp.	Mollusca	18,8
<i>Necora puber</i> *	Arthropoda	16,7
<i>Pagurus</i> sp.	Arthropoda	14,6
<i>Aplysia fasciata</i>	Mollusca	10,4
<i>Felimare picta</i>	Mollusca	10,4
<i>Platydoris argo</i>	Mollusca	10,4
<i>Aplysia depilans</i>	Mollusca	6,3
<i>Charonia lampas</i> *	Mollusca	6,3
<i>Felimare cantabrica</i>	Mollusca	6,3
<i>Felimida krohni</i>	Mollusca	6,3
<i>Luisella babai</i>	Mollusca	6,3
<i>Mytilus</i> sp.*	Mollusca	6,3
<i>Thysanozoon brocchii</i>	Platyhelminthes	6,3
<i>Yungia aurantiaca</i>	Platyhelminthes	6,3
Mysidacea	Arthropoda	6,3
<i>Calliostoma zizyphinum</i>	Mollusca	4,2
<i>Doriopsilla pelseneeri</i>	Mollusca	4,2
<i>Felimida luteorosea</i>	Mollusca	4,2
<i>Rocellaria dubia</i>	Mollusca	4,2
<i>Stramonita haemastoma</i> *	Mollusca	4,2
<i>Eunice aphroditois</i>	Annelida	2,1
<i>Anapagurus</i> sp.	Arthropoda	2,1
<i>Calcinus tubularis</i>	Arthropoda	2,1
<i>Eualus cranchii</i>	Arthropoda	2,1
<i>Galathea</i> sp.	Arthropoda	2,1
<i>Galathea strigosa</i>	Arthropoda	2,1
<i>Inachus dorsettensis</i>	Arthropoda	2,1
<i>Inachus phalangium</i>	Arthropoda	2,1
<i>Lysmata seticaudata</i>	Arthropoda	2,1
<i>Maja brachydactyla</i> *	Arthropoda	2,1
<i>Pagurus anachoretus</i>	Arthropoda	2,1
<i>Palaemon serratus</i>	Arthropoda	2,1
<i>Palinurus elephas</i>	Arthropoda	2,1



<i>Periclimenes sagittifer</i>	Arthropoda	2,1
<i>Pisa</i> sp.	Arthropoda	2,1
<i>Porcellana platycheles</i>	Arthropoda	2,1
<i>Scyllarus arctus</i> *	Arthropoda	2,1
<i>Amphipholis squamata</i>	Echinodermata	2,1
<i>Antedon bifida</i>	Echinodermata	2,1
<i>Asterina gibbosa</i>	Echinodermata	2,1
<i>Ophiothrix fragilis</i>	Echinodermata	2,1
<i>Psammechinus microtuberculatus</i>	Echinodermata	2,1
<i>Anomia ephippium</i>	Mollusca	2,1
<i>Aplysia parvula</i>	Mollusca	2,1
<i>Bittium simplex</i>	Mollusca	2,1
<i>Bolma rugosa</i>	Mollusca	2,1
<i>Bryopa aperta</i>	Mollusca	2,1
<i>Calliostoma laugierii</i>	Mollusca	2,1
<i>Chromodoris purpurea</i>	Mollusca	2,1
<i>Clanculus jussieui</i>	Mollusca	2,1
<i>Cratena peregrina</i>	Mollusca	2,1
<i>Dondice banyulensis</i>	Mollusca	2,1
<i>Edmundsella pedata</i>	Mollusca	2,1
<i>Elysia viridis</i>	Mollusca	2,1
<i>Epitonium clathrus</i>	Mollusca	2,1
<i>Facelina auriculata</i>	Mollusca	2,1
<i>Felimare bilineata</i>	Mollusca	2,1
<i>Felimare gasconi</i>	Mollusca	2,1
<i>Felimare</i> sp.	Mollusca	2,1
<i>Felimare villafranca</i>	Mollusca	2,1
<i>Felimida purpurea</i>	Mollusca	2,1
<i>Flabellina affinis</i>	Mollusca	2,1
<i>Flabellina babai</i>	Mollusca	2,1
<i>Flabellina pedata</i>	Mollusca	2,1
<i>Gyroscala lamellosa</i>	Mollusca	2,1
<i>Haliotis tuberculata</i>	Mollusca	2,1
<i>Jujubinus</i> sp.	Mollusca	2,1
<i>Lamellaria perspicua</i>	Mollusca	2,1
<i>Limacia clavigera</i>	Mollusca	2,1
<i>Muricopsis cristata</i>	Mollusca	2,1
<i>Mytilus edulis</i> *	Mollusca	2,1
<i>Ocenebra erinaceus</i>	Mollusca	2,1
<i>Ocenebrina aciculata</i>	Mollusca	2,1
<i>Opalia crenata</i>	Mollusca	2,1
<i>Patella intermedia</i>	Mollusca	2,1
<i>Polycera faeroensis</i>	Mollusca	2,1
<i>Polycera quadrilineata</i>	Mollusca	2,1
<i>Polycera</i> sp.	Mollusca	2,1
<i>Rhyssoplax olivacea</i>	Mollusca	2,1
<i>Sepia officinalis</i> *	Mollusca	2,1
<i>Steromphala cineraria</i>	Mollusca	2,1
<i>Tricolia pullus</i>	Mollusca	2,1
<i>Tritia incrassata</i>	Mollusca	2,1
<i>Trivia monacha</i>	Mollusca	2,1
<i>Prostheceraeus giesbrechtii</i>	Platyhelminthes	2,1
<i>Prostheceraeus moseleyi</i>	Platyhelminthes	2,1



Prostheceraeus roseus Platyhelminthes 2,1
Pseudoceros velutinus Platyhelminthes 2,1

Espécies sésseis	Phylum	FO (%)
<i>Phorbas fictitius</i>	Porifera	62,5
<i>Corynactis viridis</i>	Cnidaria	45,8
<i>Cliona celata</i>	Porifera	33,3
<i>Myxilla incrustans</i>	Porifera	33,3
<i>Filograna implexa</i>	Annelida	29,2
<i>Cellepora pumicosa</i>	Bryozoa	29,2
<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	Cnidaria	29,2
<i>Aiptasia mutabilis</i>	Cnidaria	25,0
<i>Anemonia sulcata</i>	Cnidaria	25,0
<i>Balanophyllia regia</i>	Cnidaria	25,0
<i>Sarcotragus foetidus</i>	Porifera	25,0
<i>Scopalina lophyropoda</i>	Porifera	25,0
<i>Aglaophenia pluma</i>	Cnidaria	22,9
<i>Perforatus perforatus</i>	Arthropoda	20,8
<i>Schizomavella</i> sp.	Bryozoa	20,8
<i>Diplosoma</i> sp.	Chordata	20,8
<i>Haliclona viscosa</i>	Porifera	20,8
<i>Diplosoma listerianum</i>	Chordata	18,8
<i>Diplosoma spongiforme</i>	Chordata	18,8
<i>Pawsonia saxicola</i>	Echinodermata	18,8
<i>Lissoclinum perforatum</i>	Chordata	16,7
<i>Polycirrus aurantiacus</i>	Annelida	12,5
<i>Phallusia fumigata</i>	Chordata	12,5
<i>Aglaophenia</i> sp.	Cnidaria	12,5
<i>Leucandra gossei</i>	Porifera	12,5
<i>Leuconia johnstoni</i>	Porifera	12,5
Serpulidae	Annelida	10,4
<i>Haliclona fulva</i>	Porifera	10,4
<i>Polycirrus</i> sp.	Annelida	8,3
Sabellidae nid	Annelida	8,3
<i>Didemnum</i> sp.1	Chordata	8,3
<i>Actinia fragacea</i>	Cnidaria	8,3
<i>Borojevia cerebrum</i>	Porifera	8,3
<i>Cliona viridis</i>	Porifera	8,3
<i>Hemimycale columella</i>	Porifera	8,3
<i>Leuconia nivea</i>	Porifera	8,3
<i>Phorbas tenacior</i>	Porifera	8,3
<i>Protula tubularia</i>	Annelida	6,3
<i>Serpula vermicularis</i>	Annelida	6,3
<i>Chartella papyracea</i>	Bryozoa	6,3
<i>Myriapora truncata</i>	Bryozoa	6,3
<i>Aplidium punctum</i>	Chordata	6,3
<i>Ascideacea</i> sp.1	Chordata	6,3
<i>Exaiptasia diaphana</i>	Cnidaria	6,3
<i>Eunicella labiata</i>	Cnidaria	6,3
<i>Leptogorgia sarmentosa</i>	Cnidaria	6,3
<i>Chondrosia reniformis</i>	Porifera	6,3
<i>Crambe crambe</i>	Porifera	6,3
<i>Dysidea fragilis</i>	Porifera	6,3



<i>Spongia agaricina</i>	Porifera	6,3
<i>Bispira volutacornis</i>	Annelida	4,2
<i>Sabella spallanzanii</i>	Annelida	4,2
<i>Pentapora foliacea</i>	Bryozoa	4,2
<i>Aplidium proliferum</i>	Chordata	4,2
<i>Didemnum commune</i>	Chordata	4,2
<i>Molgula</i> sp.	Chordata	4,2
<i>Polysyncraton lacazei</i>	Chordata	4,2
<i>Pycnoclavella taureanensis</i>	Chordata	4,2
<i>Synoicum</i> sp.2	Chordata	4,2
<i>Actinia equina</i>	Cnidaria	4,2
<i>Cereus pedunculatus</i>	Cnidaria	4,2
<i>Eunicella gazella</i>	Cnidaria	4,2
<i>Crella fusifera</i>	Porifera	4,2
<i>Dictyonella incisa</i>	Porifera	4,2
<i>Grantia compressa</i>	Porifera	4,2
<i>Ircinia</i> sp.	Porifera	4,2
<i>Bonellia viridis</i>	Annelida	2,1
<i>Eupolymnia nebulosa</i>	Annelida	2,1
<i>Lanice conchilega</i>	Annelida	2,1
<i>Leodice torquata</i>	Annelida	2,1
<i>Protula intestinum</i>	Annelida	2,1
<i>Protula</i> sp.	Annelida	2,1
<i>Balanus trigonus</i>	Arthropoda	2,1
<i>Megabalanus tintinnabulum</i>	Arthropoda	2,1
<i>Bryozoa nid</i>	Bryozoa	2,1
<i>Bugula</i> sp.	Bryozoa	2,1
<i>Bugulina fulva</i>	Bryozoa	2,1
<i>Cellaria salicornioides</i>	Bryozoa	2,1
<i>Porella compressa</i>	Bryozoa	2,1
<i>Reptadeonella violacea</i>	Bryozoa	2,1
<i>Schizobrachiella sanguinea</i>	Bryozoa	2,1
<i>Schizomavella mamillata</i>	Bryozoa	2,1
<i>Aplidium conicum</i>	Chordata	2,1
<i>Aplidium</i> sp.	Chordata	2,1
<i>Ascideacea nid amarela</i>	Chordata	2,1
<i>Ascidia mentula</i>	Chordata	2,1
<i>Botrylloides leachii</i>	Chordata	2,1
<i>Ciona intestinalis</i>	Chordata	2,1
<i>Clavelina lepadiformis</i>	Chordata	2,1
<i>Didemnum coriaceum</i>	Chordata	2,1
<i>Didemnum</i> sp.2	Chordata	2,1
<i>Didemnum</i> sp.3	Chordata	2,1
<i>Didemnum</i> sp.4	Chordata	2,1
<i>Didemnum</i> sp.5	Chordata	2,1
<i>Didemnum</i> sp.6	Chordata	2,1
<i>Halocynthia pyriformis</i>	Chordata	2,1
<i>Pycnoclavella nana</i>	Chordata	2,1
<i>Pyura dura</i>	Chordata	2,1
<i>Pyura</i> sp.	Chordata	2,1
<i>Stolonica socialis</i>	Chordata	2,1
<i>Synoicum blochmanni</i>	Chordata	2,1
<i>Alcyonium acaule</i>	Cnidaria	2,1



<i>Alcyonium coralloides</i>	Cnidaria	2,1
<i>Alcyonium sp.</i>	Cnidaria	2,1
<i>Alicia mirabilis</i>	Cnidaria	2,1
<i>Amphisbetia operculata</i>	Cnidaria	2,1
<i>Antennella siliquosa</i>	Cnidaria	2,1
<i>Anthopleura ballii</i>	Cnidaria	2,1
<i>Aulactinia verrucosa</i>	Cnidaria	2,1
<i>Calliactis parasitica</i>	Cnidaria	2,1
<i>Caryophyllia smithii</i>	Cnidaria	2,1
<i>Clavularia crassa</i>	Cnidaria	2,1
<i>Eunicella verrucosa</i>	Cnidaria	2,1
<i>Gymnangium montagui</i>	Cnidaria	2,1
<i>Halecium halecinum</i>	Cnidaria	2,1
<i>Isozoanthus sulcatus</i>	Cnidaria	2,1
<i>Obelia sp.</i>	Cnidaria	2,1
<i>Sagartia elegans</i>	Cnidaria	2,1
<i>Phoronis hippocrepia</i>	Phoronida	2,1
<i>Phoronis sp.</i>	Phoronida	2,1
<i>Agelas oroides</i>	Porifera	2,1
<i>Antho inconstans</i>	Porifera	2,1
<i>Axinyssa aurantiaca</i>	Porifera	2,1
<i>Clathria strepsitoxa</i>	Porifera	2,1
<i>Clathrina clathrus</i>	Porifera	2,1
<i>Clathrina coriacea</i>	Porifera	2,1
<i>Clathrina lacunosa</i>	Porifera	2,1
<i>Dictyonella marsilii</i>	Porifera	2,1
<i>Dysidea avara</i>	Porifera	2,1
<i>Dysidea sp.</i>	Porifera	2,1
<i>Guancha lacunosa</i>	Porifera	2,1
<i>Hymedesmia baculifera</i>	Porifera	2,1
<i>Hymedesmia pansa</i>	Porifera	2,1
<i>Hymeniacidon perlevis</i>	Porifera	2,1
<i>Ircinia dendroides</i>	Porifera	2,1
<i>Ircinia oros</i>	Porifera	2,1
<i>Leucosolenia botryoides</i>	Porifera	2,1
<i>Mycale sp.</i>	Porifera	2,1
<i>Oscarella lobularis</i>	Porifera	2,1
<i>Petrosia ficiformis</i>	Porifera	2,1
<i>Phorbas plumosus</i>	Porifera	2,1
<i>Plakortis sp.</i>	Porifera	2,1
<i>Sarcotragus fasciculatus</i>	Porifera	2,1
<i>Sarcotragus spinosulus</i>	Porifera	2,1
<i>Sycon ciliatum</i>	Porifera	2,1
<i>Tethya citrina</i>	Porifera	2,1



Tabela A 8.3.5 Densidade média, percentagem de densidade (%N, no total dos organismos de todas as amostragens), percentagem de cobertura média (%Cob.; espécies sésseis, Alentejo) e frequência de ocorrência (FO) nas amostras; valores para cada espécie de macroinvertebrado registada no mapeamento do subtidal rochoso até 15 m de profundidade. Estão listadas as espécies com FO \geq 5%. *: espécies com valor comercial

Espécies móveis				
	Taxa	FO (%)	ind/1000m ²	%N
<i>Paracentrotus lividus</i> *	Echinoidea	58,1	829,3	45,6
<i>Holothuria arguinensis</i> *	Holothuroidea	49,5	102,1	7,1
<i>Holothuria forskali</i>	Holothuroidea	43,5	92,7	6,8
<i>Echinaster sepositus</i>	Asteroidea	32,8	62,6	4,7
<i>Marthasterias glacialis</i>	Asteroidea	31,7	152,6	8,7
<i>Ophiocomina nigra</i>	Ophiuroidea	22,0	139,7	8,0
<i>Ophioderma longicauda</i>	Ophiuroidea	20,4	56,5	4,3
<i>Octopus vulgaris</i> *	Cephalopoda	17,2	8,3	1,9
<i>Sphaerechinus granularis</i> *	Echinoidea	13,4	26,7	2,3
<i>Holothuria mammata</i> *	Holothuroidea	10,8	57,0	3,1
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	Asteroidea	8,6	17,6	1,4

Espécies sésseis			Alentejo	Algarve	
	Taxa	FO (%)	%Cob.	ind/1000m ²	%N
<i>Phorbas fictitius</i>	Porifera	37,1	0,33	526,7	12,4
<i>Myxilla incrustans</i>	Porifera	21,4	0,09	-	-
<i>Cellepora pumicosa</i>	Bryozoa	16,4	0,05	110,0	2,6
<i>Scopalina lophyropoda</i>	Porifera	16,4	-	486,7	11,5
<i>Anemonia sulcata</i>	Anthozoa	13,8	0,06	813,3	19,2
<i>Cliona celata</i>	Porifera	13,2	0,02	43,3	1,0
<i>Filograna implexa</i>	Polychaeta	12,6	0,06	56,7	1,3
<i>Schizomavella</i> sp.	Bryozoa	12,6	-	540,0	12,8
<i>Sarcotragus foetidus</i>	Porifera	11,9	-	150,0	3,5
<i>Aiptasia mutabilis</i>	Anthozoa	10,7	0,02	10,0	0,2
<i>Diplosoma listerianum</i>	Asciacea	10,1	0,07	-	-
<i>Diplosoma</i> sp.	Asciacea	10,1	0,06	-	-
<i>Haliclona viscosa</i>	Porifera	8,8	0,12	-	-
<i>Diplosoma spongiforme</i>	Asciacea	8,2	0,00	106,7	2,5
Serpulidae	Polychaeta	7,5	0,03	20,0	0,5
<i>Pawsonia saxicola</i>	Holothuroidea	6,9	0,00	100,0	2,4
<i>Lissoclinum perforatum</i>	Asciacea	6,3	0,02	-	-
<i>Polycirrus aurantiacus</i>	Polychaeta	6,3	-	133,3	3,1
<i>Leucandra gossei</i>	Porifera	5,7	0,03	-	-
<i>Actinia fragacea</i>	Anthozoa	5,0	0,003	96,7	2,3



Tabela A 8.3.6 Listagem das espécies de peixes, e de cefalópodes e crustáceos com valor comercial, com respetivas frequências de ocorrência (FO, %) e densidades (ind/1000m²).

TAXON	Espécie	FO (%)	ind/1000m ²
Carangidae	<i>Trachurus mediterraneus</i>	2,6	2,8
Carangidae	<i>Trachurus sp.</i>	0,7	1,0
Gadidae	<i>Trisopterus luscus</i>	4,6	1,3
Gobiidae	<i>Gobiusculus flavescens</i>	36,2	224,7
Labridae	<i>Centrolabrus exoletus</i>	42,1	17,1
Labridae	<i>Coris julis</i>	84,9	143,8
Labridae	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	55,9	27,5
Labridae	<i>Labrus bergylta</i>	50,0	17,2
Labridae	<i>Labrus merula</i>	1,3	0,1
Labridae	<i>Labrus mixtus</i>	2,0	0,2
Labridae	<i>Labrus viridis</i>	0,7	0,1
Labridae	<i>Symphodus bailloni</i>	11,8	2,4
Labridae	<i>Symphodus cinereus</i>	0,7	0,1
Labridae	<i>Symphodus melops</i>	43,4	14,3
Labridae	<i>Symphodus roisalli</i>	33,6	8,7
Labridae	<i>Symphodus tinca</i>	9,2	1,8
Labridae	<i>Symphodus exoletus</i>	0,7	1,1
Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,7	0,1
Labridae	<i>Symphodus ocellatus</i>	2,0	0,2
Labridae	<i>Symphodus sp.</i>	0,7	0,1
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i>	6,6	1,0
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i>	2,0	1,4
Mugilidae	<i>Chelon sp.</i>	1,3	0,2
Mugilidae	<i>Lisa sp.</i>	0,7	0,1
Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	5,3	2,6
Muraenidae	<i>Muraena helena</i>	1,3	0,1
Pomacentridae	<i>Chromis chromis</i>	3,3	2,4
Rajidae	<i>Raja undulata</i>	0,7	0,1
Scombridae	<i>Scomber scombrus</i>	2,0	26,3
Scombridae	<i>Scomber colias</i>	0,7	0,2
Serranidae	<i>Serranus cabrilla</i>	36,2	6,7
Serranidae	<i>Serranus atricauda</i>	0,7	0,1
Sparidae	<i>Boops boops</i>	27,0	232,2
Sparidae	<i>Diplodus cervinus</i>	7,9	2,0
Sparidae	<i>Diplodus sargus</i>	59,9	67,5
Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	97,4	229,4
Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	5,9	6,5
Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	0,7	0,1
Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	3,3	8,6
Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	0,7	0,1
Sparidae	<i>Spondyliosoma cantharus</i>	9,2	3,8



Sparidae	<i>Diplodus puntazzo</i>	1,3	0,3
Sparidae	<i>Pagrus auriga</i>	0,7	0,1
Triglidae	<i>Trigloporus lastoviza</i>	2,0	0,2
Bleniidae	<i>Parablennius gattorugine</i>	13,2	7,7
Bleniidae	<i>Parablennius pilicornis</i>	84,9	109,7
Bleniidae	<i>Parablennius rouxi</i>	3,9	5,3
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	2,0	1,0
Callionymidae	<i>Callionymus reticulatus</i>	0,7	0,2
Callionymidae	<i>Callionymus sp.</i>	1,3	1,0
Gobiesocidae	<i>Lepadogaster candolii</i>	3,9	2,0
Gobiesocidae	<i>Lepadogaster sp.</i>	0,7	0,2
Gobiidae	<i>Gobius gasteveni</i>	2,6	3,8
Gobiidae	<i>Gobius paganellus</i>	15,1	14,8
Gobiidae	<i>Gobius xanthocephalus</i>	7,9	7,1
Gobiidae	<i>Pomatoschistus pictus</i>	2,6	4,1
Gobiidae	<i>Pomatoschistus sp.</i>	5,9	10,7
Gobiidae	<i>Gobius bucchichi</i>	7,9	12,5
Gobiidae	<i>Gobius cruentatus</i>	1,3	1,3
Gobiidae	<i>Gobius niger</i>	0,7	0,7
Octopodidae	<i>Octopus vulgaris</i>	14,5	7,7
Polybiidae	<i>Necora puber</i>	1,3	1,3
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>	6,6	2,5
Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	2,6	1,2
Scorpaenidae	<i>Scorpaena sp.</i>	1,3	0,3
Syngnathidae	<i>Syngnathus acus</i>	3,3	1,2
Tripterygiidae	<i>Tripterygion delaisi</i>	27,6	22,2



8.4. Anexos I _Substrato arenoso

Tabelas A 8.4.1 Lista das espécies observadas na componente vertebrada (peixes) encontrada nas comunidades de substratos móveis do PNSACV.

Nota: Abundância (média) - ind/1000m²; N (%) - Percentagem em número; P (%) - Percentagem em peso; F.Oc. - Frequência de ocorrência em percentagem; I.R.I. (%) - Percentagem do Índice de Importância Relativa.

FAMÍLIAS PEIXES	Espécie	Abundância (ind/1000m ²)	N (%)	P (%)	F.Oc. (%)	I.R.I (%)
Bothidae	<i>Arnoglossus imperialis</i>	0,91	3,00	6,012	29,4	3,679
	<i>Arnoglossus laterna</i>	3,34	10,73	8,306	70,6	18,654
	<i>Arnoglossus sp.</i>	0,29	0,95	0,081	5,9	0,084
	<i>Arnoglossus thori</i>	3,85	12,46	8,557	38,2	11,158
Callionymidae	<i>Callionymus lyra</i>	0,24	0,79	0,807	11,8	0,261
	<i>Callionymus maculatus</i>	0,19	0,63	1,138	8,8	0,217
	<i>Callionymus reticulatus</i>	1,80	5,84	0,671	35,3	3,189
	<i>Callionymus risso</i>	0,74	2,37	0,098	14,7	0,503
Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	0,05	0,16	0,028	2,9	0,008
Gobiidae	<i>Deltentosteus quadrimaculatus</i>	1,27	4,10	0,128	17,6	1,036
	<i>Gobius roulei</i>	0,05	0,16	0,008	2,9	0,007
	<i>Pomatoschistus marmoratus</i>	0,19	0,63	0,075	2,9	0,029
	<i>Pomatoschistus minutus</i>	1,72	5,52	0,624	29,4	2,509
	<i>Pomatoschistus sp.</i>	0,29	0,95	0,071	2,9	0,042
Rajidae	<i>Raja undulata</i>	0,05	0,16	25,822	2,9	1,061
Scorpaenidae	<i>Scorpaena notata</i>	0,05	0,16	0,933	2,9	0,045
Serranidae	<i>Serranus hepatus</i>	0,29	0,95	0,319	8,8	0,155
Soleidae	<i>Buglossidium luteum</i>	12,11	39,12	7,173	52,9	34,027
	<i>Dicologlossa cuneata</i>	0,05	0,16	1,548	2,9	0,070
	<i>Microchirus azevia</i>	0,05	0,16	2,545	2,9	0,110
	<i>Microchirus boscanion</i>	0,20	0,63	0,479	8,8	0,136
	<i>Monochirus hispidus</i>	0,05	0,16	0,020	2,9	0,007
	<i>Pegusa lascaris</i>	1,71	5,52	24,429	50,0	20,793
Sparidae	Sparidae	0,05	0,16	0,003	2,9	0,007
Syngnathidae	<i>Hippocampus hippocampus</i>	0,05	0,16	0,014	2,9	0,007
	<i>Syngnathus acus</i>	0,15	0,47	0,056	8,8	0,065
Trachinidae	<i>Echiichthys vipera</i>	0,39	1,26	0,749	17,6	0,493
	<i>Trachinus draco</i>	0,29	0,95	5,792	11,8	1,101
Triglidae	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	0,19	0,63	0,193	8,8	0,101
	<i>Chelidonichthys obscurus</i>	0,14	0,47	1,843	8,8	0,284
	<i>Lepidotrigla cavillone</i>	0,14	0,47	1,476	5,9	0,159

Tabela A 8.4.2 Lista das espécies observadas na componente invertebrada encontrada nas comunidades de substratos móveis do PNSACV.

Nota: Abundância (média) - ind/1000m²; N (%) - Percentagem em número; P (%) - Percentagem em peso; F.Oc. - Frequência de ocorrência em percentagem; I.R.I. (%) - Percentagem do Índice de Importância Relativa.

Taxa	Espécie	Abundância (ind/1000m ²)	N (%)	P (%)	F.Oc. (%)	I.R.I. (%)
Anomura	<i>Anapagurus bicorniger</i>	0,25	0,27	0,0042	2,94	0,013
	<i>Anapagurus</i> sp.	0,19	0,22	0,0036	5,88	0,021
	<i>Diogenes pugilator</i>	31,61	33,64	1,5479	73,53	41,402
	<i>Galathea intermedia</i>	0,15	0,16	0,0007	8,82	0,023
	<i>Pagurus excavatus</i>	0,05	0,05	0,0161	2,94	0,003
	<i>Pagurus prideaux</i>	0,05	0,05	0,0063	2,94	0,003
	<i>Pisidia longicornis</i>	1,81	2,02	0,0270	11,76	0,385
	<i>Spiropagurus elegans</i>	0,39	0,44	0,1332	11,76	0,107
Astroidea	<i>Astropecten aranciacus</i>	0,05	0,05	0,0706	2,94	0,006
	<i>Echinaster sepositus</i>	0,05	0,05	0,9145	2,94	0,046
Bivalvia	<i>Anomia ephippium</i>	1,64	1,85	0,0530	5,88	0,179
	<i>Corbula gibba</i>	0,05	0,05	0,0051	2,94	0,003
	<i>Laevicardium crassum</i>	0,20	0,22	0,0375	5,88	0,024
	<i>Musculus costulatus</i>	0,44	0,49	0,0004	2,94	0,023
	<i>Spisula solida</i>	0,34	0,38	0,0237	11,76	0,076
Brachyura	<i>Liocarcinus pusillus</i>	0,34	0,38	0,0237	8,82	0,057
	<i>Liocarcinus</i> sp.	0,10	0,11	0,0074	5,88	0,011
	<i>Macropodia rostrata</i>	0,88	0,98	0,1135	17,65	0,309
	<i>Pilumnus hirtellus</i>	0,15	0,16	0,0040	5,88	0,016
	<i>Polybius henslowii</i>	11,37	12,43	78,8216	26,47	38,650
Caridea	<i>Eualus cranchii</i>	0,05	0,05	0,0002	2,94	0,003
	<i>Philocheras trispinosus</i>	10,26	11,50	0,6702	38,24	7,449
Cephalopoda	<i>Octopus vulgaris</i>	0,05	0,05	5,0749	2,94	0,241
	<i>Sepia officinalis</i>	0,15	0,16	0,3258	5,88	0,046
	<i>Sepietta</i> sp.	0,10	0,11	0,0378	5,88	0,014
	<i>Sepiola</i> sp.	1,32	1,47	0,3236	26,47	0,761
	Sepiolidae	0,32	0,33	0,1196	11,76	0,084
Dendrobranchiata	<i>Sicyonia carinata</i>	0,05	0,05	0,0013	2,94	0,003
Echinoidea	<i>Echinocardium cordatum</i>	0,64	0,71	0,5350	14,71	0,293
	<i>Psammechinus miliaris</i>	0,20	0,22	0,0257	5,88	0,023
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,15	0,16	9,6218	5,88	0,921
Gastropoda	<i>Aplysia</i> sp.	0,24	0,27	0,0506	2,94	0,015
	<i>Bela nebula</i>	0,10	0,11	0,0094	5,88	0,011
	<i>Bittium reticulatum</i>	0,15	0,16	0,0007	2,94	0,008
	<i>Cingula trifasciata</i>	0,10	0,11	0,0002	2,94	0,005
	<i>Euspira nitida</i>	0,10	0,11	0,0027	5,88	0,011
	<i>Gibbula fanulum</i>	0,05	0,05	0,0016	2,94	0,003
	<i>Gibbula magus</i>	0,25	0,27	0,0168	5,88	0,027
	<i>Gibbula philberti</i>	0,05	0,05	0,0056	2,94	0,003
	<i>Jujubinus exasperatus</i>	0,05	0,05	0,0036	2,94	0,003
<i>Jujubinus striatus</i>	0,05	0,05	0,0025	2,94	0,003	



	<i>Ocenebra erinaceus</i>	0,20	0,22	0,0335	8,82	0,036
	<i>Pusillina</i> sp.	0,05	0,05	0,0002	2,94	0,003
	<i>Rissoa decorata</i>	0,15	0,16	0,0004	5,88	0,015
	<i>Rissoa parva</i>	3,10	3,44	0,0009	2,94	0,162
	<i>Rissoa violacea</i>	0,10	0,11	0,0002	2,94	0,005
	<i>Steromphala cineraria</i>	0,05	0,05	0,0042	2,94	0,003
	<i>Steromphala pennanti</i>	0,05	0,05	0,0038	2,94	0,003
	<i>Tricolia</i> sp.	0,05	0,05	0,0002	2,94	0,003
	<i>Tritia elata</i>	0,10	0,11	0,0076	2,94	0,005
	<i>Tritia heyneimanni</i>	0,59	0,65	0,0396	11,76	0,131
	<i>Tritia incrassata</i>	1,87	2,07	0,0941	5,88	0,204
	<i>Tritia pygmaea</i>	6,55	7,25	0,1819	14,71	1,749
	<i>Tritia reticulata</i>	5,94	6,60	0,5145	20,59	2,343
Hydrozoa	<i>Aglaophenia octodonta</i>	0,97	1,09	0,0197	2,94	0,052
	<i>Sertularella gayi</i>	0,24	0,27	0,0295	2,94	0,014
Ophiuroidea	<i>Ophiura ophiura</i>	6,52	7,25	0,4150	32,35	3,969
Polychaeta	Polychaeta	0,34	0,38	0,0087	2,94	0,018
	<i>Serpula vermicularis</i>	0,05	0,05	0,0022	2,94	0,003



Projeto
MARSW

 marsw.pt

 geral@marsw.pt

Coordenação e execução



Beneficiário



Parceiro institucional



Cofinanciamento

