



CASCAIS
AMBIENTE
Gestão do Ambiente Terrestre e Marítimo

ÁREA MARINHA PROTEGIDA DAS AVENCAS

RELATÓRIO DE MONITORIZAÇÃO

JANEIRO DE 2018

FICHA TÉCNICA

Título	Área Marinha Protegida das Avencas – Relatório de monitorização
Data	Janeiro de 2018
Entidade Gestora do Projeto	Cascais Ambiente
Conceção	Cascais Ambiente
Autores	Ana Margarida Coelho Ana Margarida Ferreira Sara Faria
Equipa de amostragem	Ana Margarida Ferreira Andreia Rijo Sara Faria Ana Margarida Coelho Inês Ramalho



CONTEÚDO

1.	INTRODUÇÃO	3
2.	PARCERIA COM O PROGRAMA MARÉ VIVA	4
3.	MONITORIZAÇÃO DO INTERTIDAL	5
3.1	METODOLOGIA	6
3.1.1	AMOSTRAGEM DE ORGANISMOS SÉSSEIS	8
3.1.2	AMOSTRAGEM DE ORGANISMOS MÓVEIS	9
3.2	RESULTADOS	11
3.3	DISCUSSÃO	25
4.	AÇÕES DE DIVULGAÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO	29
4.1.	AÇÃO DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A BIODIVERSIDADE NA ÁREA MARINHA PROTEGIDA DAS AVENCAS	30
5.	CONTAGEM DE UTILIZADORES DA ZIBA	32
5.1.	METODOLOGIA	32
5.2	RESULTADOS	32
5.3	DISCUSSÃO	39
6.	PROPOSTAS FUTURAS	39
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas marinhos fornecem serviços económicos, sociais e ambientais para as populações humanas. O estado destes ecossistemas, e dos seus serviços, tem sido influenciado por várias actividades antrópicas (Dell’Apa *et al.*, 2015).

As zonas costeiras albergam uma larga variedade de habitats. No entanto, encontram-se sujeitas a inúmeras perturbações, naturais e antropogénicas, que afetam a sua biodiversidade e funcionamento, e podem comprometer a sua capacidade de sustentar os serviços dos ecossistemas (Vinagre *et al.*, 2017). As plataformas rochosas costeiras ocupam mais de 80% da costa a nível mundial. São habitats marinhos importantes, dado que fornecem serviços do ecossistema fundamentais, tais como produtividade primária, biofiltração, viveiros, turismo e recreação. Adicionalmente, nestes locais com condições ambientais únicas (ondulação, regime de marés), são encontradas comunidades bióticas com elevada variabilidade natural, sujeitas a perturbações naturais e de origem antrópica (Vinagre *et al.*, 2017, 2016a).

Atualmente, as atividades antrópicas afetam todos os ecossistemas marinhos, sendo as plataformas rochosas da zona costeira um dos ecossistemas mais sensíveis a ameaças (Halpern *et al.*, 2007). Entre as principais ameaças à biodiversidade, estrutura e função dos ecossistemas marinhos encontram-se a perda e degradação do habitat, poluição e sobrepesca (Amorim *et al.*, 2017; Dell’Apa *et al.*, 2015; Halpern *et al.*, 2007). É expectável que a perda de habitat, aumento das taxas de mortalidade e da competição (por parte de espécies invasoras) tenha maiores impactos sobre populações do que sobre os ecossistemas (Amorim *et al.*, 2017; Halpern *et al.*, 2007).

As plataformas rochosas do intertidal são ambientes heterogéneos, capazes de suportar variados conjuntos de organismos sésseis e móveis encontrados ao longo da linha de costa por todo o planeta. A distribuição destes organismos é feita de acordo com os padrões verticais, ou zonação, fortemente influenciados pelas marés e acção das ondas (Vakani *et al.*, 2016). Estes locais estão sujeitos a inúmeras pressões, desde alterações ambientais globais a impactos de escalas regional e local. Como tal, torna-se necessário realizar ações de monitorização da biodiversidade marinha, para gestão e conservação da mesma e para melhoria da qualidade ambiental (Vinagre *et al.*, 2016a; Gaspar *et al.*, 2017).

As áreas marinhas protegidas (AMPs) são ferramentas de gestão costeira, implementadas como medida de proteção da biodiversidade e de gestão dos recursos pesqueiros (Abecasis *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2017). Muitas das AMPs são ainda vistas como medidas de prevenção contra a sobrepesca e baseiam-se em medidas convencionais (restrição de tamanhos de

captura e de equipamentos utilizados; controlo dos esforços de pesca). Adicionalmente, a criação de áreas protegidas está ainda centrada na incerteza, dado o ainda escasso conhecimento dos habitats de inúmeras espécies e da conectividade entre as suas populações (Abecasis *et al.*, 2013).

Entre 2010 e 2016 foram tomadas medidas no sentido de reclassificar a praia das Avencas como uma área marinha protegida, com gestão local, pela Empresa Municipal do Ambiente de Cascais. Realizaram-se sessões de participação pública, de forma a angariar propostas para a nova legislação, bem como diversas atividades de educação e sensibilização ambiental para a comunidade escolar e público em geral. A condução de visitas guiadas, criação de trilhos de visitação e de campanhas de comunicação contribuíram para aumentar o conhecimento da população relativamente à importância ambiental da praia das Avencas e permitiu uma elevada concordância com a legislação, em particular pela comunidade piscatória (Ferreira *et al.*, 2015). A Área Marinha Protegida das Avencas foi estabelecida em Outubro de 2016, após alterações do POOC – Cidadela São Julião da Barra de 1998. Os limites laterais desta área foram alargados, compreendendo a plataforma rochosa entre o filão da praia da Bafureira e a praia da Parede (Junto ao Sargo Bar). Apesar de a interdição da pesca lúdica, apeada e submarina, ter sido retirada, esta atividade apresenta condicionantes relativamente ao equipamento utilizado e capturas permitidas.

Nesta área protegida em particular, os trabalhos de monitorização biológica mensais, desenvolvidos por técnicos municipais, são essenciais para averiguar alterações nas comunidades do intertidal (Ferreira *et al.*, 2017).

2. PARCERIA COM O PROGRAMA MARÉ VIVA

No final de 2016, o regulamento da Zona de Interesse Biofísico das Avencas sofreu alterações. O local passou a ser designado de Área Marinha Protegida das Avencas (AMP das Avencas), os seus limites foram modificados e a pesca lúdica apeada e submarina foram permitidas, embora condicionadas. Na praia das Avencas, desde o ano 2012, está presente uma equipa de voluntários do programa Maré Viva para prestar apoio aos visitantes desta praia. Esta equipa, composta por 12 jovens (6 no período da manhã e 6 no período da tarde), recebe, dos técnicos da Cascais Ambiente, formação que incide nos seguintes temas:

- Constituição da AMP das Avencas
- Regulamento da AMP das Avencas
- Limites da AMP das Avencas

- Trilhos de visitação e pisoteio
- Sinalética
- Alterações da legislação
- Pesca
- Biodiversidade da AMP das Avencas
- Registo de utilizadores



Figura 1. Formação das equipas Maré Viva das praias da Parede e Avencas

As equipas das Avencas e Parede recebem formação mais especializada que as restantes dado que se encontram numa zona importante da Área Marinha Protegida das Avencas. Esta formação permite-lhes informar os utilizadores da praia acerca dos valores naturais da AMP das Avencas e da importância da sua preservação, além de lhes possibilitar realizar visitas guiadas simples acerca da biodiversidade do local.

Esta equipa é também responsável por encaminhar os veraneantes para os trilhos de visitação existentes na plataforma rochosa e por registar o número de utilizadores que utilizam os trilhos e dos que optam por não o fazer. Esta prática tem como objectivo sensibilizar os utilizadores da ZIBA para as consequências do pisoteio na plataforma rochosa. Por fim, estes voluntários registam diariamente o número de pescadores e veraneantes por zona, desde São Pedro do Estoril até à praia da Parede, sendo esta tarefa comum às equipas de voluntários das 3 praias (S. Pedro do Estoril, Avencas e Parede).

3. MONITORIZAÇÃO DO INTERTIDAL

A presente metodologia de monitorização da área de estudo, realizada entre as praias da Bafureira e da Parede, teve início em Novembro de 2011. Este plano de monitorização tem como objetivos avaliar a evolução da biodiversidade no interior e exterior da ZIBA, medir



flutuações nas comunidades, bem como as suas respostas a perturbações naturais e de origem antropogénica.

3.1 METODOLOGIA

Foram realizadas amostragens, de periodicidade mensal, pela equipa técnica da Cascais Ambiente. Contudo, dado que as duas técnicas responsáveis pelas monitorizações biológicas estiveram de licença de maternidade durante o primeiro semestre de 2017, foram substituídas por outros Recursos Humanos durante o referido período.

Selecionaram-se quatro zonas de amostragem (A, B, D e E), indicadas na Figura 2, dado que possuem maior área de plataforma rochosa. Duas das zonas pertencem à ZIBA - área delimitada a amarelo (B e D) -, e as restantes duas são exteriores (A e E).



Figura 2. Localização das diferentes zonas de amostragem

Atendendo à distância temporal entre as marés, e de modo permitir uma maior precisão na amostragem, foi definida uma periodicidade mensal, tendo as zonas sido agrupadas (A+B e D+E). As amostragens foram dirigidas a organismos móveis e sésseis, sempre realizadas pela mesma equipa técnica, para promover uma redução de erros associados aos observadores e ao uso desta metodologia em particular.



Os pontos de amostragem foram gerados aleatoriamente, utilizando a extensão *Hawths Tools* do programa *ArcGis* (versão 9.3) e o programa *QuantumGIS* – para localização dos pontos nos locais de amostragem definidos –, sendo estes posteriormente exportados para um GPS (*Trimble – Juno series*).

Em cada zona foram amostradas duas áreas, correspondentes a dois patamares do intertidal rochoso: supralitoral e mediolitoral. Esta divisão baseou-se nos ortofotomapas de 2005 e 2008 da freguesia de Cascais:

- Supralitoral – Zona limite entre o ambiente terrestre (base da arriba); raramente submersa, exceto durante curtos períodos nas marés vivas. É considerado como inferior o limite de maré-alta (Nybakken *et al.*, 2005);
- Mediolitoral – Corresponde à zona efetivamente entre marés; zona mais extensa e com maior diversidade de espécies do intertidal (Nybakken *et al.*, 2005).

Dado que as áreas amostradas são de diferentes dimensões e, sendo a zona B representativa da área com menores dimensões, determinou-se que no supralitoral desta existiria apenas um ponto de amostragem. Em cada local de amostragem é executada uma série de replicados, calculados de acordo com a área de cada local. Para as amostragens de organismos sésseis utilizou-se o método do quadrado, enquanto na amostragem de organismos móveis se utilizou o método do transecto. A amostragem tem início com a seleção aleatória de um ponto de amostragem, no qual se coloca o quadrado, e é efetuado o registo de organismos sésseis no seu interior. Posteriormente é determinada a direção do transecto (para registo de organismos móveis) a partir de uma tabela de números predefinidos aleatoriamente, associados a oito direções descritas na Figura 3.

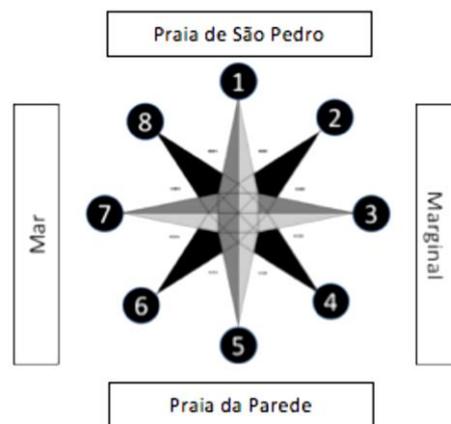


Figura 3. Direções utilizadas no método dos transectos

3.1.1 AMOSTRAGEM DE ORGANISMOS SÉSSEIS

Foi selecionado o método do quadrado para a amostragem da comunidade de organismos sésseis uma vez que, nesta metodologia, a densidade de organismos é obtida com maior eficácia, no curto intervalo de tempo entre marés (Eleftheriou *et al.*, 2005). O registo é efetuado utilizando um quadrado com dimensões de 50 cm x 50 cm, subdividido em 100 quadrados mais pequenos, de 5 cm x 5 cm, cada um representando 1% da área total (Figura 4).

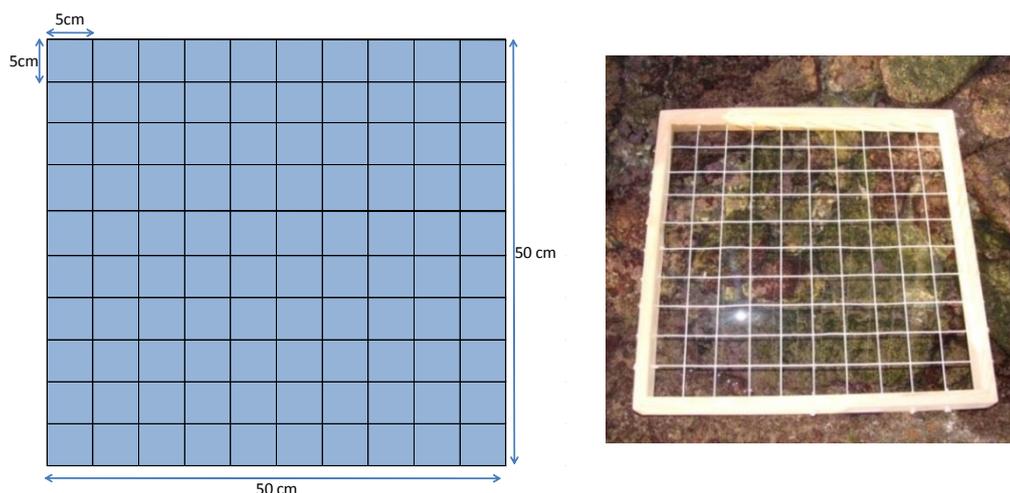


Figura 4. Esquema e exemplo de um quadrado de amostragem

Em cada um dos pontos de amostragem é registada a percentagem de cobertura de cada uma das espécies presentes numa folha de registo, bem como o tipo de substrato encontrado (poça, rocha, areia,...). Esta percentagem de cobertura é obtida atribuindo-se uma percentagem unitária (por organismo) – ver Figura 5 –, e multiplicando-a pelo número total de organismos presentes no quadrado.



Figura 5. Exemplo de cálculo de percentagem por organismo. Cada lapa ocupa cerca de 0.25% do quadrado de amostragem (25% de cada quadrado menor)



3.1.2 AMOSTRAGEM DE ORGANISMOS MÓVEIS

Na amostragem de organismos móveis (organismos demersais, capazes de locomoção ativa e que habitam associados ao substrato), foi utilizado o método dos transectos, uma vez que este permite uma obtenção rápida da estimativa de organismos e possibilita a definição de uma área representativa (Lessios, 1996). Cada ponto de amostragem é definido por transectos de 10m de comprimento e 2m de largura (1m de largura para cada lado do transecto), ao longo dos quais são registados os organismos móveis avistados (Figura 6).



Figura 6. Esquema e exemplo de transectos em banda

São registados os organismos avistados dentro de cada transecto, bem como o tipo de substrato encontrado no mesmo (rocha, poça, areia). Sempre que é observada uma espécie considerada rara, fora do transecto, a mesma é registada separadamente. Em cada um dos métodos de amostragem referidos, os registos são replicados, como ilustrado na figura seguinte:

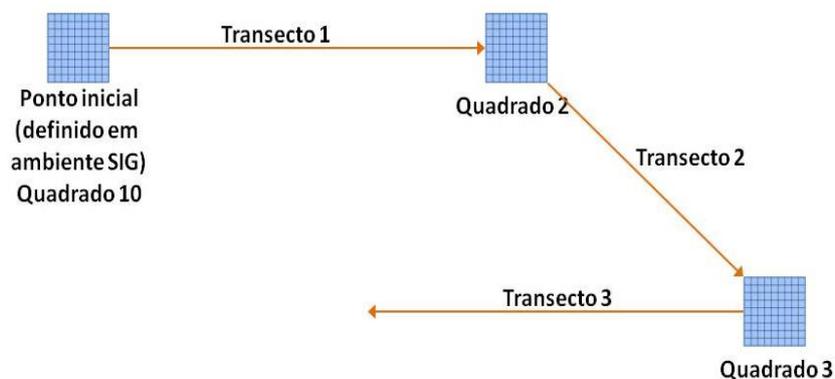


Figura 7. Exemplo da metodologia de amostragem, numa zona com 3 replicados



Além da análise gráfica da abundância das espécies sésseis, foi calculado o número de indivíduos presentes e a respetiva abundância através da metodologia descrita por Deepananda & Macusi em 2012. Posteriormente, foram aplicados três índices de diversidade específica de modo a averiguar se as alterações de densidades correspondem a uma maior/menor diversidade de organismos ou se, pelo contrário, resultam de alterações na proporção de espécies primordiais na sucessão ecológica do sistema intertidal rochoso.

Foram calculados os seguintes índices:

- Índice de Shannon (H') (Shannon, 1948)
- Índice de Pielou (J') (Pielou, 1966)
- Índice de Margalef (d) (Margalef, 1958)

1. Índice de Shannon

Utiliza-se este índice quando não é possível amostrar a comunidade inteira. Quanto maior o valor do índice de Shannon, maior a riqueza específica do local analisado e/ou maior a equitabilidade das espécies encontradas.

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

S = número total de taxa (riqueza específica)

p_i = proporção de indivíduos do taxon i relativamente ao número total de indivíduos na amostra

2. Índice de Pielou (J')

É considerado um índice de equitabilidade, uma vez que tem em conta a distribuição dos indivíduos pelas várias espécies. Varia entre 0 e 1, sendo que 1 representa a máxima equitabilidade na distribuição dos organismos.

$$J' = \frac{H'}{H'(\max)}$$

H' = Índice de Shannon

$H'(\max) = \ln(S)$



3. Índice de Margalef

É utilizado para estimar a biodiversidade de uma comunidade. Baseia-se na distribuição numérica dos indivíduos de diferentes espécies em função do número total de indivíduos existentes na amostra. Áreas com valores inferiores a 2 são consideradas baixa diversidade enquanto áreas com valores superiores a 5 são consideradas de elevada diversidade.

$$d = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

S= número total de taxa (riqueza específica)

N= número de indivíduos total da amostra

Estes índices foram calculados para todos os anos de amostragem, utilizando o programa “PRIMER 5”. Para determinar a existência de diferenças significativas nas abundâncias dos organismos nos diferentes anos, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis e, para averiguar diferenças nas referidas abundâncias entre áreas, utilizou-se o teste de Mann-Whitney, dado que, nas duas situações, os dados não seguem distribuição normal e os pressupostos de homocedasticidade não foram cumpridos.

3.2 RESULTADOS

Ao longo do ano 2017 realizaram-se 24 amostragens biológicas na Área Marinha Protegida das Avenças (AMP das Avenças), contabilizando 264 pontos para amostragem de organismos sésseis e 264 pontos para amostragem de organismos móveis. Durante as amostragens realizadas foi registada uma ocupação média de 58.37% do quadrado de amostragem por organismos sésseis e algas, e registado um total de 80 espécies de algas, organismos sésseis e móveis.

Observaram-se 50 espécies de organismos sésseis e macroalgas. As algas foram o grupo com maior número de espécies registadas (32 espécies), sendo as mais abundantes a alga coral (*Ellisolandia elongata*) e a alga vermelha tufosa (*Caulacanthus* sp.). Entre os restantes organismos sésseis foram contabilizadas 18 espécies. De uma forma geral, os organismos mais abundantes foram cracas (*Chthamalus* sp.) e lapas (*Patella* sp.). Foram contabilizados 482 organismos móveis de 30 espécies diferentes, tendo sido registada uma média de 20 organismos por dia de amostragem. Os organismos mais abundantes foram camarões das



poças (*Palaemon serratus*, 172 exemplares) e poliqueta verde (*Eulalia viridis*, 159 exemplares), enquanto os menos abundantes foram caranguejos (*Eriphia verrucosa* e *Xantho sp.*), góbio da areia (*Pomatoschistus pictus*), rascasso (*Scorpaena sp.*), sargo-veado (*Diplodus cervinus*), e vinagreira-negra (*Aplysia punctata*), tendo sido contabilizado apenas um exemplar de cada espécie.

Índice de Shannon

Para os organismos sésseis, foi obtido um índice de diversidade de $H' = 0,528$, enquanto que para os organismos móveis, o índice de diversidade de Shannon foi de $H' = 0,868$. De um modo geral, existe maior diversidade de espécies de organismos móveis do que de organismos sésseis nos locais de amostragem.

Índice de Pielou

Para os organismos sésseis, obteve-se um índice de $J' = 0,421$ e, para os organismos móveis, o índice de diversidade de Pielou foi de $J' = 0,587$. Existe maior homogeneidade na abundância de espécies móveis (equitatividade), em comparação com a abundância de espécies sésseis.

Índice de Margalef

Para os organismos sésseis, obteve-se um índice de Margalef de $d = 2,032$ enquanto que, para os organismos móveis, o índice de diversidade foi de $d = 4,694$. Dado que valores do índice de Margalef inferiores a 2,0 são indicativos de reduzida diversidade específica e valores superiores a 5,0 indicam elevada diversidade de espécies, a diversidade de espécies móveis é superior à de espécies sésseis.

Para determinar a existência de diferenças significativas nas abundâncias dos organismos nos diferentes anos, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis e, para analisar as diferenças entre áreas, foi utilizado o teste de Mann-Whitney uma vez que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade não foram cumpridos.

Durante o ano 2017, à semelhança do ano anterior, observou-se predominância de algas vermelhas (Rodófitas), em comparação com as restantes algas (castanhas, Ocrófitas; verdes, Clorófitas). Registou-se decréscimo da abundância de algas vermelhas durante o verão, tendo-

se verificado posterior recuperação no outono. Observou-se um pico de abundância de algas verdes durante a primavera e abundâncias mais baixas no outono. Por último, as algas castanhas apresentaram pico de abundância no verão, tendo registado abundâncias mais baixas no inverno e primavera (Figura 8).

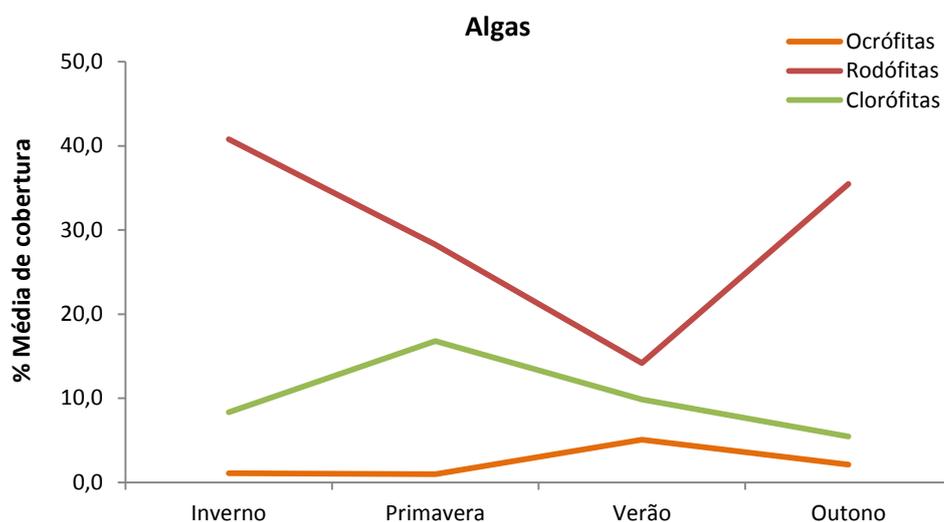


Figura 8. Evolução da abundância de algas vermelhas (Rodófitas), verdes (Clorófitas) e castanhas (Feófitas) ao longo das estações

De um modo geral, as algas vermelhas mais abundantes foram a *Ellisolandia elongata*, e algas pertencentes aos géneros *Caulacanthus* e *Ceramium*. As algas verdes mais abundantes foram do género *Cladophora* e algas filamentosas (vulgarmente designadas “limo”, espécie não identificada), enquanto que as algas castanhas mais abundantes foram *Sphacelaria rigidula* e *Stypocaulon scoparium*. Tanto dentro como foram dos limites da ZIBA as algas mais abundantes foram *Corallina elongata*, *Caulacanthus* sp. (Rodófitas) e algas do género *Cladophora* sp. (Clorófita).

Após análise estatística não foram encontradas diferenças na abundância média de algas, dentro e fora da ZIBA, no presente ano (algas vermelhas: $U = 8181,500$; $p = 0,691$; algas verdes: $U = 8108,500$; $p = 0,605$; algas castanhas: $U = 7989,000$; $p = 0,389$).

Ao longo dos anos, as algas vermelhas foram as mais abundantes, enquanto que as algas castanhas apresentaram abundância reduzida. Em comparação com o ano anterior (2016), verificou-se um ligeiro decréscimo na abundância de algas vermelhas, e um aumento da abundância das restantes algas (Figura 9).

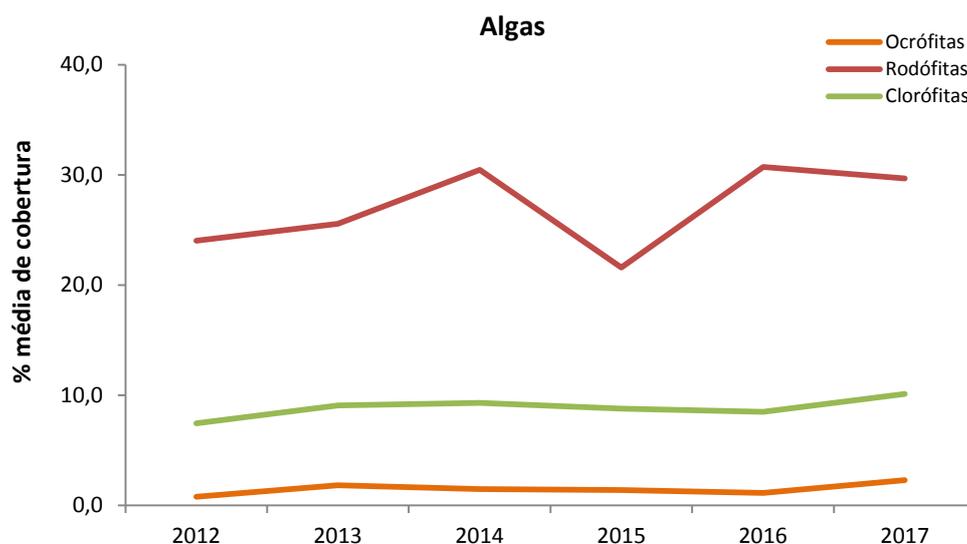


Figura 9. Evolução geral da abundância média de algas, vermelhas, verdes e castanhas, ao longo dos anos

De modo a facilitar a análise estatística, as algas foram agrupadas de acordo com o filo a que pertencem (algas vermelhas, Rhodophyta; algas verdes, Chlorophyta; algas castanhas, Ochrophyta). Através do teste de Kruskal-Wallis, verificou-se que existem diferenças na abundância média de algas vermelhas ($H_{(5, N=1694)} = 14,021$; $p = 0,016$) e na abundância de algas castanhas ($H_{(5, N=1694)} = 12,784$; $p = 0,026$). Não se verificaram diferenças na abundância média de algas verdes ($H_{(5, N=1694)} = 4,583$; $p = 0,469$) ao longo dos anos.

Para as algas castanhas as diferenças na abundância são encontradas entre os anos 2016 e 2017 (Teste de Mann-Whitney: $U = 27103,500$; $p = 0,032$) e para as algas vermelhas as diferenças na abundância média surgem entre os anos 2014 e 2015 ($U = 28379,000$; $p = 0,003$) e os anos 2015 e 2016 ($U = 25796,000$; $p = 0,003$).

Organismos sésseis

Em 2017, foi registada uma abundância média de organismos sésseis de 16,28%, verificando-se assim um aumento da abundância em relação aos anos anteriores. De modo geral, a abundância de organismos sésseis tem vindo a aumentar desde 2014 (Figura 10). Contudo, após realização do teste de Kruskal-Wallis, não se verificaram diferenças significativas na abundância de organismos sésseis ao longo dos anos ($H_{(5, N=1694)} = 8,552$; $p = 0,128$).

Organismos sésseis

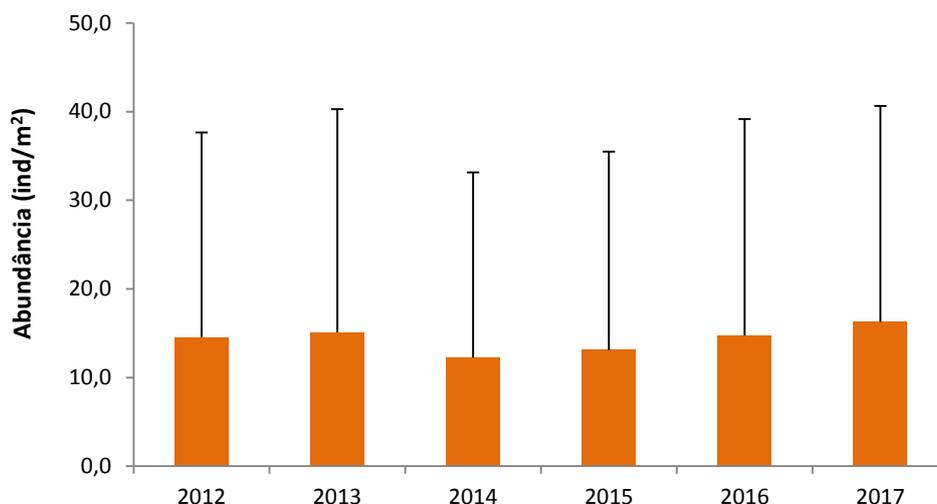


Figura 10. Evolução da abundância (ind/m²) de organismos sésseis na área de estudo ao longo dos anos

No ano 2017, em comparação com os anos anteriores, observou-se um ligeiro aumento dos índices de Margalef (d) e de Shannon (H'), o que se traduz num aumento da diversidade específica de organismos sésseis. Por outro lado, ocorreu decréscimo ligeiro do índice de Pielou (J'), o que indica uma maior heterogeneidade na abundância de espécies (elevada dominância de uma espécie sobre outras) (Tabela 1).

Tabela 1. Evolução temporal da % de cobertura, bem como dos índices de diversidade de Margalef (d), Pielou (J') e Shannon (H') para organismos sésseis na área de estudo.

Ano	% cobertura	d	J'	H'
2012	43,500	11,034	0,532	0,925
2013	49,200	6,732	0,518	0,860
2014	48,100	5,320	0,526	0,872
2015	41,300	5,664	0,560	0,837
2016	55,095	1,599	0,451	0,517
2017	58,373	2,032	0,421	0,528

Em comparação com o ano anterior (2016), registou-se aumento da abundância de organismos sésseis, dentro da ZIBA e diminuição da mesma fora da ZIBA (Figura 11). No entanto, após análise estatística (teste de Kruskal-Wallis), apenas se verificaram diferenças na abundância de organismos sésseis dentro da ZIBA ($H_{(5, N=460)} = 12,356$; $p = 0,030$). As diferenças são encontradas entre os anos 2016 e 2017 (Teste de Mann-Whitney: $U = 1568,500$; $p = 0,004$). Fora da ZIBA não foram encontradas diferenças na abundância de organismos sésseis ao longo dos anos ($H_{(5, N=619)} = 8,728$; $p = 0,120$).

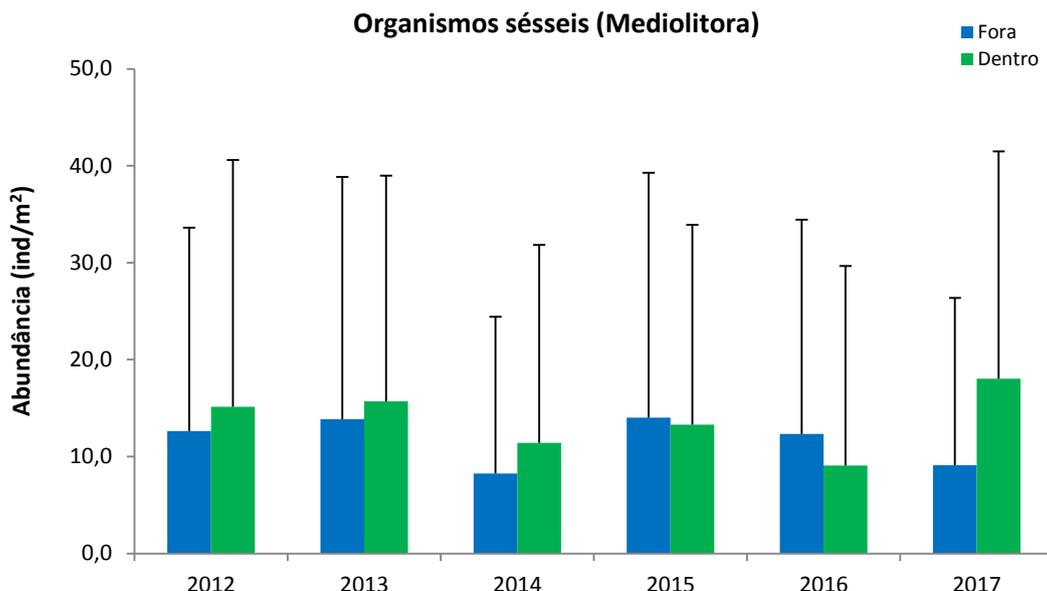


Figura 11. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, dentro e fora da ZIBA, no mediolitoral

No supralitoral, em comparação com o ano anterior (2016), verificou-se aumento da abundância de organismos sésseis, dentro da ZIBA, e decréscimo da abundância fora da ZIBA (Figura 12). Contudo, após análise estatística (Teste de Kruskal-Wallis) entre todos os anos, apenas se observaram diferenças fora da ZIBA ($H_{(5, N = 380)} = 14,268$; $p = 0,014$), sendo essas diferenças registadas entre os anos 2015 e 2016 (teste de Mann-Whitney, $p = 0,002$). Dentro da ZIBA não se observaram diferenças na abundância de organismos sésseis, ao longo dos anos ($H_{(5, N = 229)} = 4,313$; $p = 0,505$).

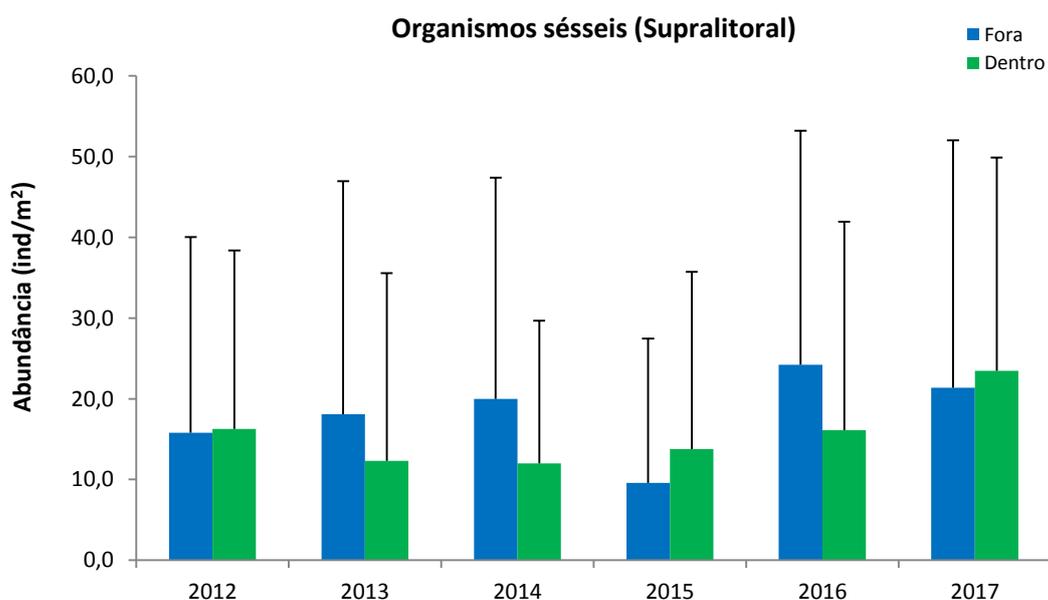


Figura 12. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, dentro e fora da ZIBA, no supralitoral



Ao longo dos anos, a abundância de organismos sésseis, dentro e fora da ZIBA, tem vindo a sofrer variações. Fora da ZIBA, no mediolitoral, (Figura 13) observa-se um aumento da abundância de organismos sésseis na primavera, enquanto que nas restantes estações a abundância de organismos sésseis diminuiu (de forma mais acentuada no verão e inverno). Contudo, após análise estatística apenas se registaram diferenças significativas na abundância de organismos sésseis na primavera ($H_{(5, N=168)} = 12,633$; $p = 0,027$).

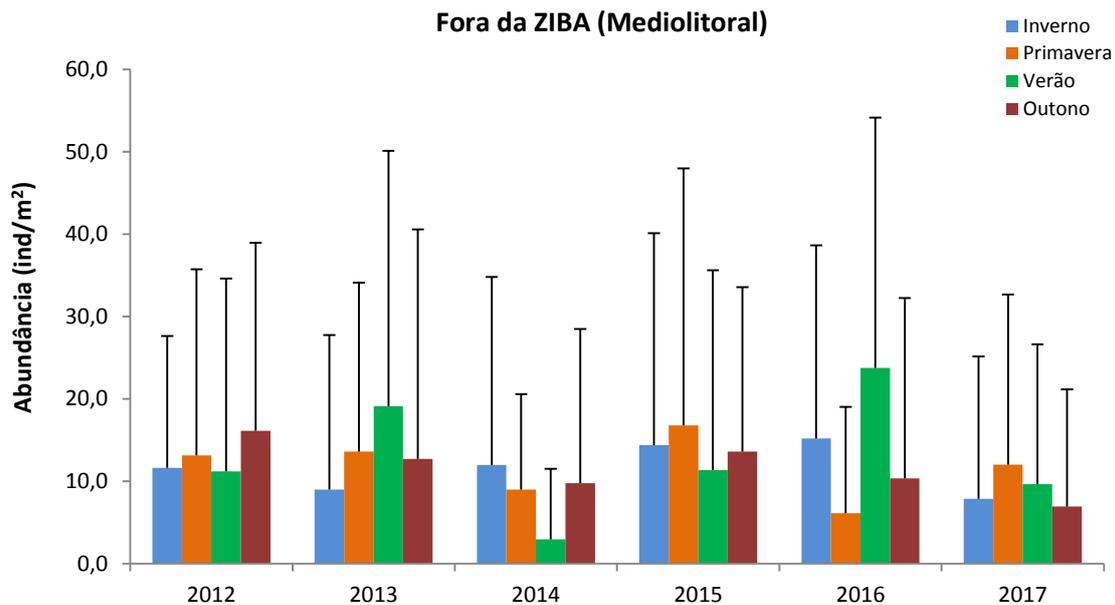


Figura 13. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, ao longo das estações, fora da ZIBA, no mediolitoral

Dentro da ZIBA (Figura 14), em comparação com os anos anteriores, registou-se um aumento acentuado da abundância de organismos sésseis no outono. Em relação ao ano 2016 observou-se um aumento acentuado da abundância de organismos sésseis no verão. No entanto, após análise estatística, apenas se verificaram diferenças na abundância de organismos sésseis ao longo dos anos na primavera ($H_{(5, N=127)} = 11,208$; $p = 0,047$). Estas diferenças foram encontradas entre os anos 2016 e 2017 (Teste de Mann-Whitney: $U = 87,000$; $p = 0,011$).

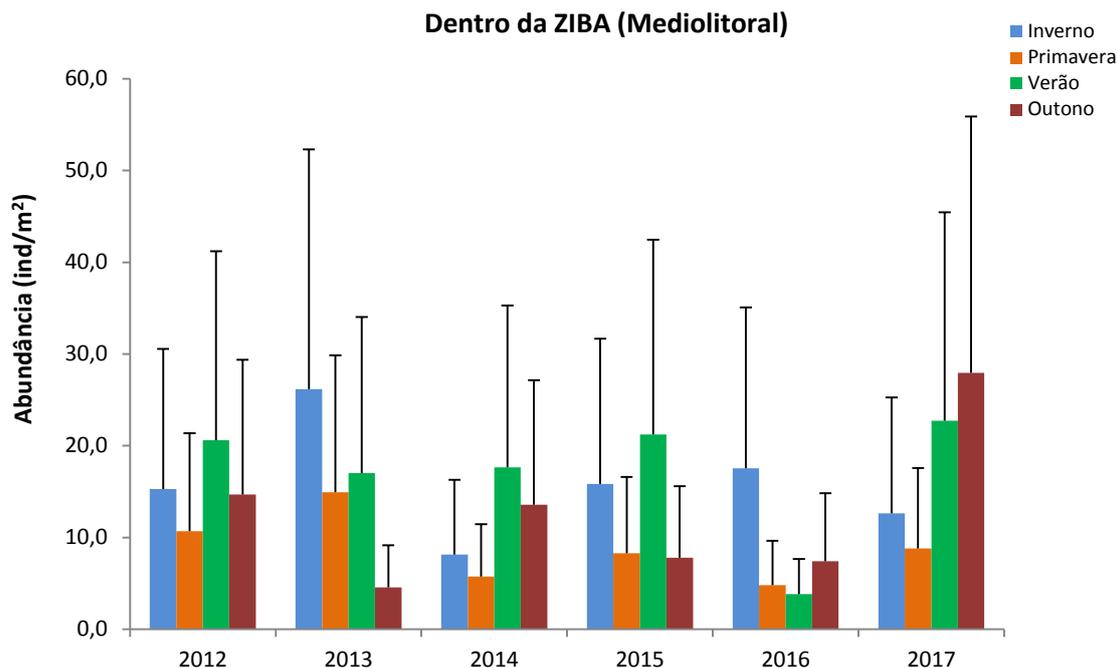


Figura 14. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, ao longo das estações, dentro da ZIBA, no mediolitoral

Também no supralitoral, a abundância de organismos sésseis tem sofrido variações ao longo dos anos. Fora da ZIBA, em comparação com o ano anterior, registou-se um aumento da abundância de organismos sésseis no verão, e diminuição da abundância nas restantes estações (Figura 15). Após análise estatística não se observaram diferenças na abundância de organismos sésseis no inverno ($H_{(5, N=100)} = 4,633$; $p = 0,462$), ao longo dos anos. Na primavera, registaram-se diferenças na abundância entre 2015 e 2016 ($H_{(5, N=104)} = 15,499$; $p = 0,008$; Mann-Whitney: $U = 31,500$; $p < 0,001$). No verão, apenas foram encontradas diferenças na abundância de organismos sésseis entre 2012 e 2013 ($H_{(5, N=88)} = 15,418$; $p = 0,009$; Mann-Whitney: $U = 86,500$; $p = 0,005$). No outono, apenas se verificaram diferenças na abundância de organismos sésseis entre 2015 e 2016 ($H_{(5, N=88)} = 13,561$; $p = 0,019$; Mann-Whitney: $U = 47,000$; $p = 0,004$).

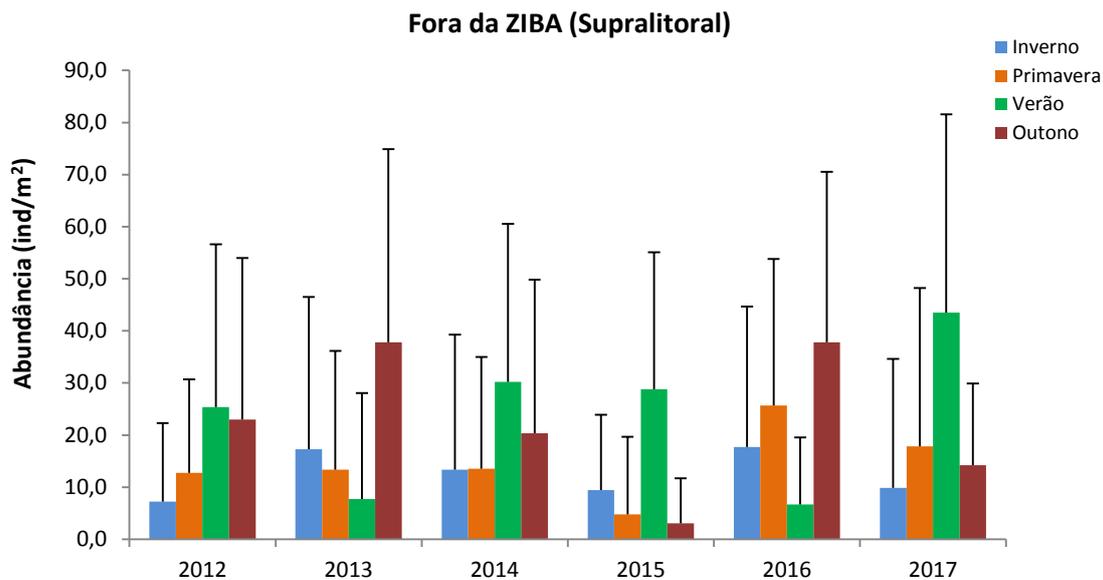


Figura 15. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, ao longo das estações, fora da ZIBA, no supralitoral

Por outro lado, dentro da ZIBA, no supralitoral, verifica-se aumento da abundância de organismos sésseis ao longo de todo o ano, exceto no outono (Figura 16). Apesar disso, após análise estatística não foram registadas diferenças na abundância de organismos sésseis ao longo dos anos em nenhuma das estações.

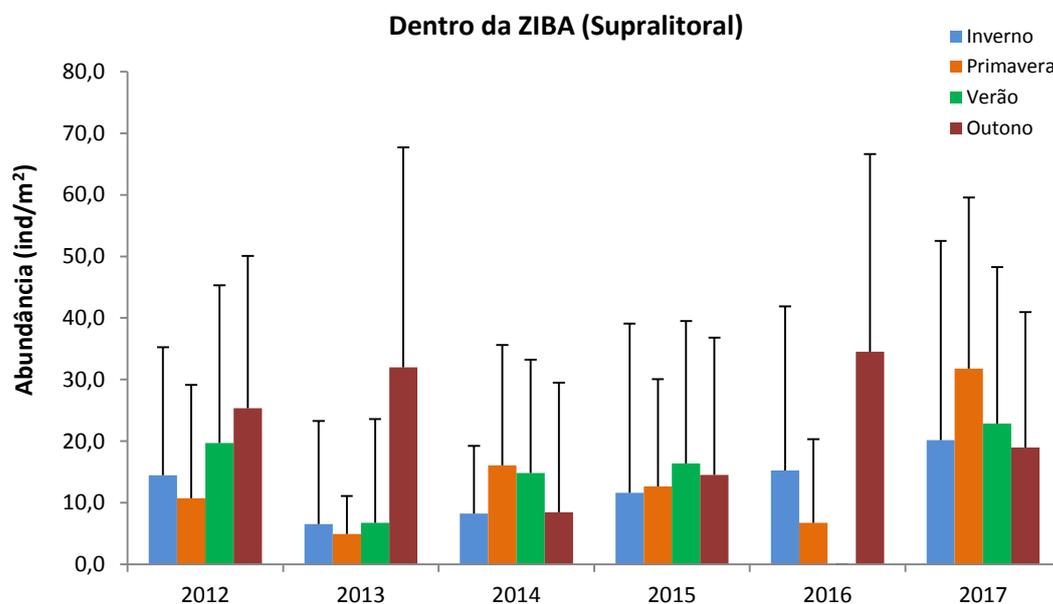


Figura 16. Evolução temporal da abundância de organismos sésseis, ao longo das estações, dentro da ZIBA, no supralitoral

Organismos móveis

Em 2017 foi registada uma abundância média de 24,1 (ind/m²), verificando-se um decréscimo ligeiro da abundância de organismos móveis em relação aos anos anteriores (Figura 17). Contudo, não foram registadas diferenças na abundância dos organismos móveis ao longo dos anos através do teste de Kruskal-Wallis ($H_{(5, N = 1705)} = 8,082$; $p = 0,152$).

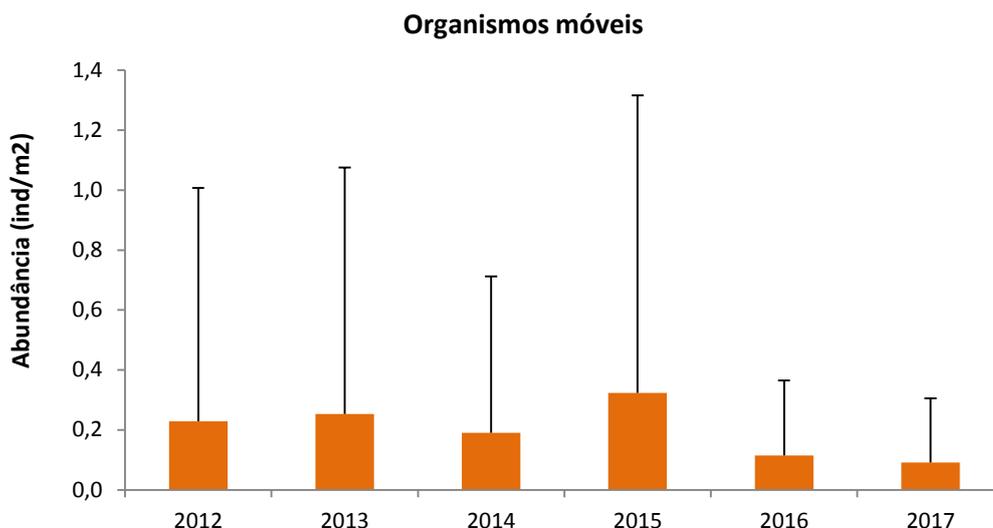


Figura 17. Evolução temporal da abundância (ind/m²) de organismos móveis na área de estudo.

Esta diminuição da abundância no presente ano está associada a uma diminuição no número de indivíduos observados pertencentes às espécies *Palaemon serratus* (Pennant, 1777), *Eulalia viridis* e das famílias Gobiidae e Blenniidae.

No ano 2017, em comparação com os anos anteriores registou-se um aumento bastante acentuado do índice de Margalef (d). De forma menos acentuada, aumentaram também os índices de Shannon (H') e de Pielou (J'). O aumento destes índices indica um aumento da diversidade específica de organismos móveis bem como a existência de maior homogeneidade na abundância de espécies (reduzida dominância de uma espécie sobre outras) (Tabela 2).

Tabela 2. Evolução temporal da abundância, bem como dos índices de diversidade de Margalef (d), Pielou (J') e Shannon (H') para organismos móveis na área de estudo

Ano	d	J'	H'
2012	0.423	0.416	0.232
2013	0.623	0.575	0.241
2014	0.421	0.367	0.211
2015	0.441	0.645	0.115
2016	2.974	0.578	0.751
2017	4.694	0.587	0.868

No mediolitoral, verifica-se uma diminuição da abundância de espécies móveis, dentro da ZIBA, ao longo dos anos. Fora da ZIBA, ocorreu um ligeiro aumento da abundância de organismos móveis, em relação ao ano anterior (Figura 18).

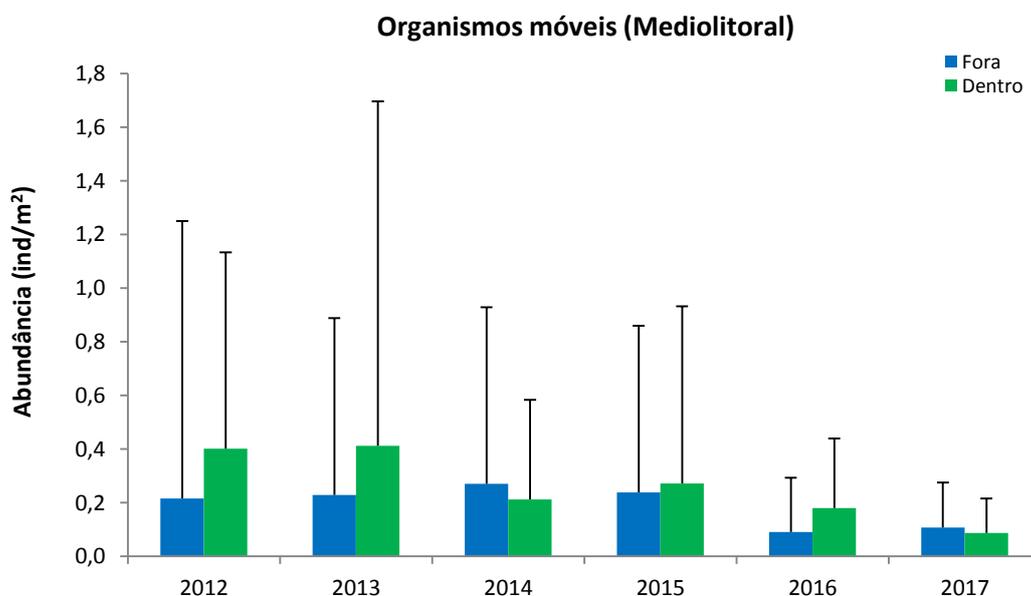


Figura 18. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, dentro e fora da ZIBA, no mediolitoral

Após análise estatística (Teste de Kruskal-Wallis), não foram encontradas diferenças na abundância de organismos móveis, fora da ZIBA ($H_{(5, N=616)} = 4,093$; $p = 0,536$). Dentro da ZIBA foram encontradas diferenças na abundância de organismos móveis ao longo dos anos ($H_{(5, N=469)} = 16,257$; $p = 0,006$).

Também no supralitoral se tem verificado uma diminuição da abundância de espécies móveis, dentro da ZIBA, ao longo dos anos. Fora da ZIBA, em comparação com o ano anterior, regista-se uma ligeira subida da abundância de organismos móveis, face à diminuição tendencial que se tem vindo a observar desde 2012 (Figura 19).

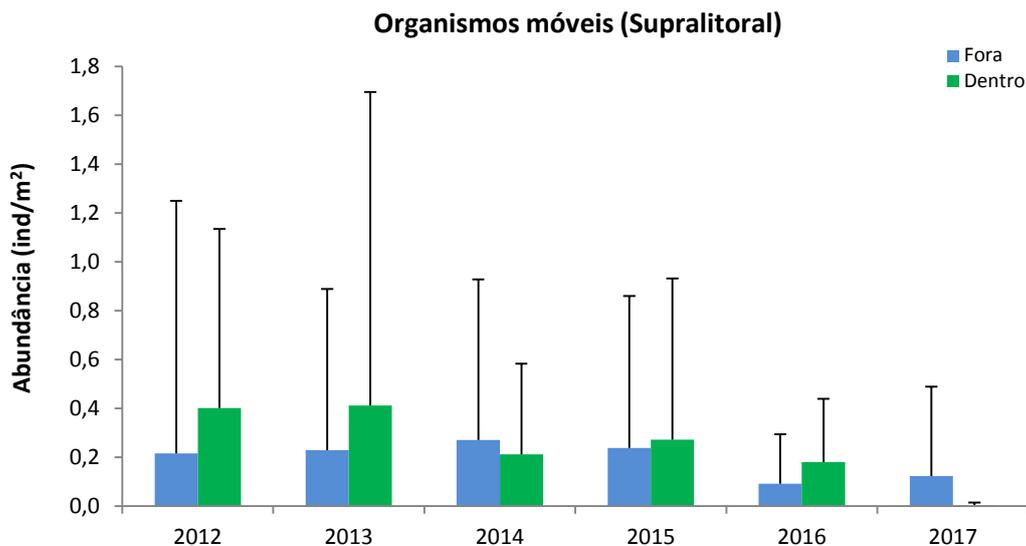


Figura 19. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, dentro e fora da ZIBA, no supralitoral

No entanto, após análise estatística (Kruskal-Wallis), não foram encontradas diferenças na abundância de organismos móveis, tanto dentro ($H_{(5, N=235)} = 8,412$; $p = 0,135$) como fora ($H_{(5, N=385)} = 6,389$; $p = 0,270$) da ZIBA.

De forma geral, ao longo dos anos, tem-se registado um decréscimo na abundância de organismos móveis no mediolitoral, tanto dentro como fora da ZIBA. No mediolitoral, fora da ZIBA, a abundância de organismos móveis tem vindo a diminuir no Verão e a aumentar no Inverno ao longo dos anos. Na primavera e outono tem-se registado maior variação na abundância de organismos móveis (Figura 20).

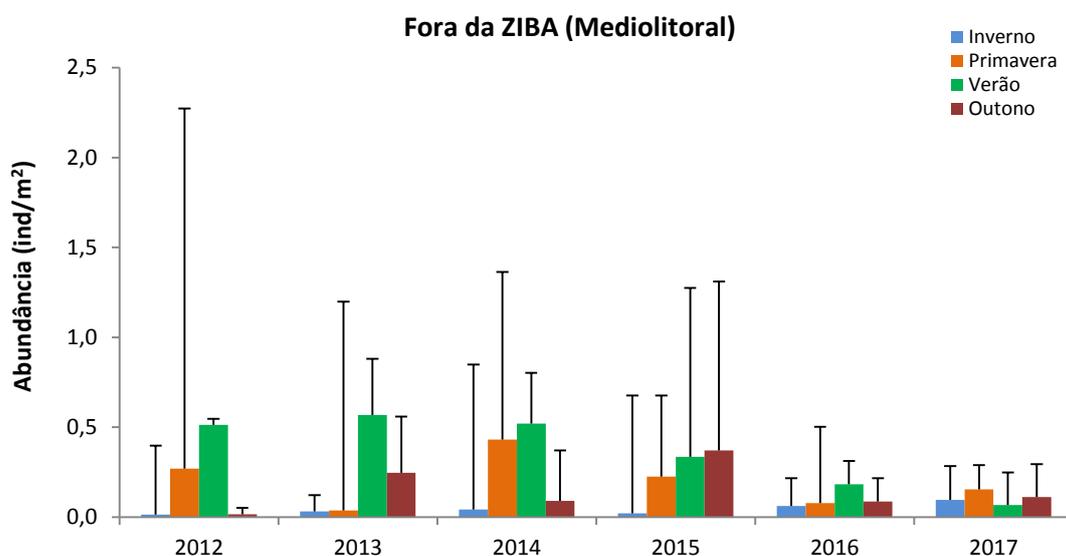


Figura 20. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, fora da ZIBA, ao longo das estações, no mediolitoral

Após análise estatística, registaram-se diferenças na abundância de organismos móveis ao longo dos anos, em todas as estações. No inverno, registaram-se diferenças entre todos os anos ($H_{(5, N=164)} = 16,192$; $p < 0,01$) enquanto que na primavera se registaram diferenças entre 2012 e 2013 ($H_{(5, N=168)} = 16,606$; $p < 0,01$; Mann-Whitney: $U = 312,500$; $p < 0,01$). Também foram registadas diferenças ao longo de todos os anos no verão ($H_{(5, N=148)} = 14,915$; $p = 0,011$) e no outono ($H_{(5, N=136)} = 12,545$; $p = 0,028$).

Em 2017, em comparação com o ano anterior, registou-se um decréscimo acentuado da abundância de organismos móveis no verão e ligeiro aumento da abundância no inverno (Figura 21).

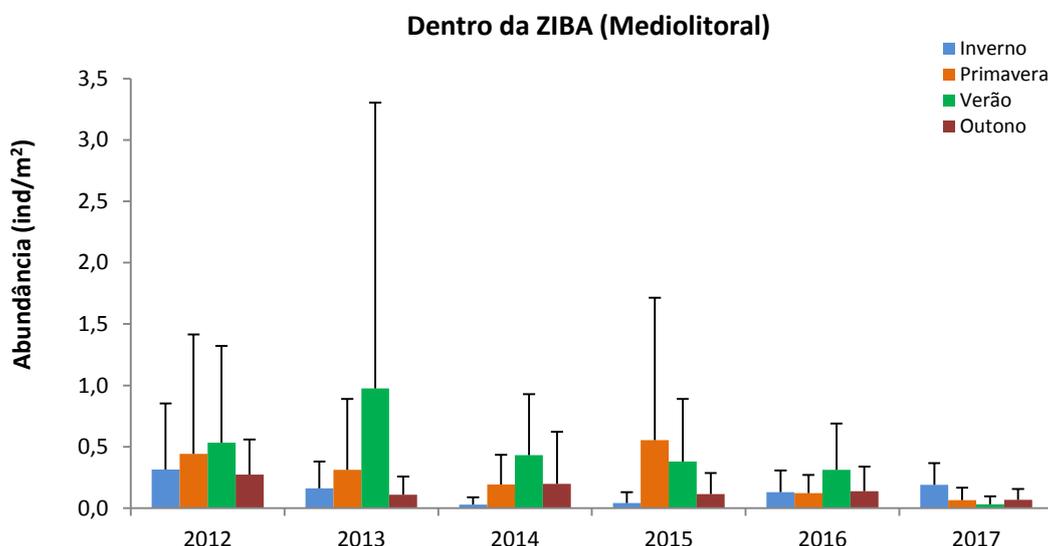


Figura 21. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, dentro da ZIBA, ao longo das estações, no mediolitoral

Dentro da ZIBA, após análise estatística (Teste de Kruskal-Wallis), foram encontradas diferenças na abundância de organismos móveis no Inverno ($H_{(5, N=123)} = 15,118$; $p = 0,01$) e no verão ($H_{(5, N=120)} = 17,365$; $p < 0,01$). Nas restantes estações não foram encontradas diferenças na abundância de organismos móveis, ao longo dos anos.

No supralitoral, de forma geral tem-se verificado um decréscimo na abundância de organismos móveis, tanto dentro como fora da ZIBA. Fora da ZIBA, relativamente ao ano 2016, observou-se um aumento na abundância de organismos móveis, desde a primavera ao outono, e decréscimo da abundância no inverno (Figura 22).

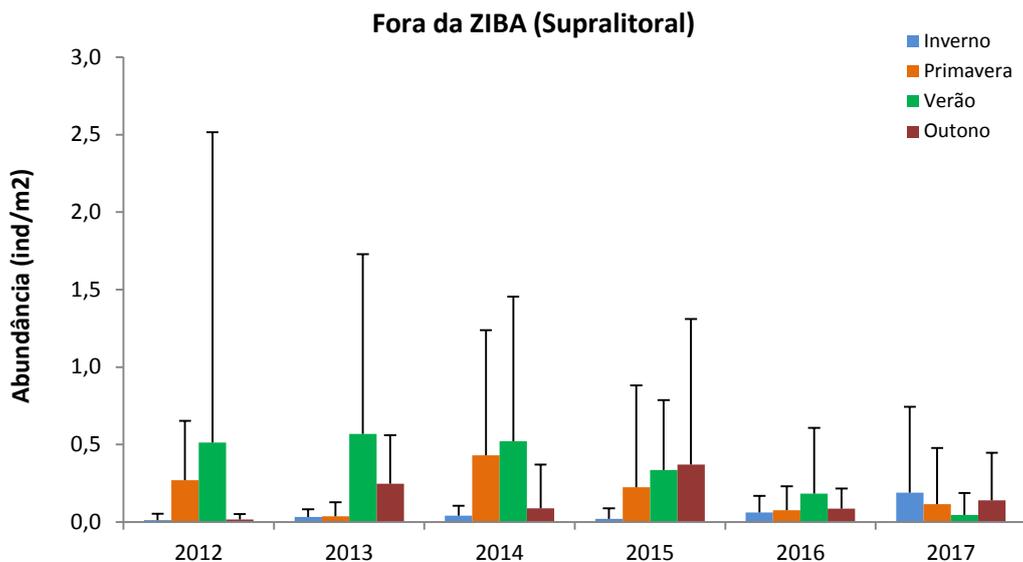


Figura 22. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, fora da ZIBA, ao longo das estações, no supralitoral

Apesar disso, após análise estatística, apenas se encontraram diferenças na abundância de organismos móveis, no verão, ao longo dos anos ($H_{(5, N=99)} = 14,118$; $p = 0,015$).

Dentro da ZIBA, ao longo dos anos, a abundância de organismos móveis no supralitoral tem vindo a diminuir, tendo sido, em 2017, praticamente nula (Figura 23).

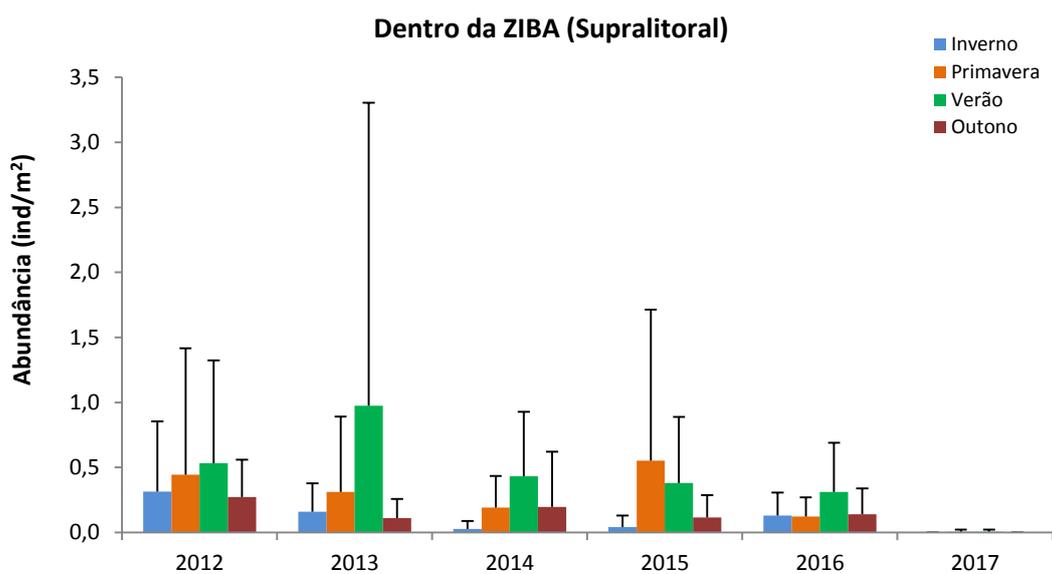


Figura 23. Evolução temporal da abundância de organismos móveis, dentro da ZIBA, ao longo das estações, no supralitoral

No entanto, após realização de testes estatísticos (teste de Kruskal-Wallis), apenas se verificaram diferenças na abundância de organismos móveis no inverno ($H_{(5, N=61)} = 11,494$; $p = 0,042$) e no outono ($H_{(5, N=56)} = 12,050$; $p = 0,034$).

3.3 DISCUSSÃO

As plataformas rochosas são locais de elevada importância nos ecossistemas marinhos, uma vez que fornecem serviços do ecossistema valiosos, em termos de diversidade biológica, produção primária, pescas e turismo (Vinagre *et al.*, 2016b). As comunidades bentónicas, observadas nas plataformas rochosas, podem ser consideradas bioindicadoras dos ecossistemas costeiros (Vinagre *et al.*, 2016a), uma vez que, para a avaliação da poluição marinha e outras perturbações no ecossistema, estas comunidades refletem as condições na altura da amostragem mas também as condições às quais foram expostas previamente. Tendo em conta que permanecem no local durante longos períodos de tempo, as comunidades bentónicas podem integrar os efeitos da exposição a longo-prazo a perturbações naturais e de origem antrópica (Vinagre *et al.*, 2016b). As macroalgas e macroinvertebrados bentónicos aparentam ser os organismos de qualidade biológica (do inglês Biological Quality Elements, “BQEs”) mais adequados, de acordo com a Diretiva Quadro da Água (DQA) para avaliação da qualidade de zonas costeiras rochosas (Vinagre *et al.*, 2016a).

Entre 2014 a 2015 registou-se um decréscimo de cerca de 10% da abundância média de algas, o que poderá ter sido consequência da tempestade Hércules, na costa portuguesa em 2014. Desde 2015, de um modo geral, tem-se observado um aumento da abundância global de macroalgas, desde 2015.

No presente ano, em comparação com o ano anterior (2016) registou-se um aumento da abundância de algas verdes, nomeadamente de espécies do género *Cladophora* e algas filamentosas (vulgarmente designadas “limo”), e de algas castanhas, sobretudo das espécies *Colpomenia sinuosa*, *Stypocaulon scoparium* e *Sphacelaria rigidula*. Por outro lado, registou-se decréscimo da abundância de algas vermelhas, relativamente ao ano 2016, sendo este acentuado nos meses de verão.

Ao longo dos últimos anos tem-se registado maior variação na abundância de algas vermelhas, enquanto a abundância de algas verdes e castanhas se tem mantido constante. Esta variação poderá indicar uma maior suscetibilidade das algas vermelhas a alterações do meio ambiente



ou uma relação de competição pelo habitat disponível com espécies de algas invasoras (nomeadamente, *Colpomenia sinuosa*). Dado o carácter invasor da espécie *Colpomenia sinuosa* e o aumento da sua abundância nos últimos anos, é expectável que este aumento se continue a observar ao longo de 2018. Como consequência, aumenta a competição com espécies indígenas pelo habitat, sendo necessário adotar medidas de monitorização e, se possível, de erradicação desta espécie e de outras invasoras na área marinha protegida.

Apesar do decréscimo global da abundância de algas vermelhas, registou-se um aumento da abundância da espécie *Ellisolandia elongata* (alga coral) em relação ao ano anterior. Em zonas temperadas de baixa profundidade, as algas coral atuam como espécies engenheiras do ecossistema, fornecendo habitat a diversas espécies de invertebrados, proteção contra stress térmico e superfícies para fixação de epifauna. Adicionalmente, as algas coral são essenciais nos ciclos do carbono e do carbonato devido à sua elevada produtividade primária, e precipitação e dissolução de carbonato de cálcio (Williamson *et al.*, 2017). Por estas razões, o aumento da abundância desta alga vermelha poderá ter contribuído para o aumento da abundância de organismos sésseis no local de estudo.

Tendo em conta as suas respostas a diversas alterações (climáticas, hidrológicas, físicas, biológicas e de origem antrópica), os organismos sésseis do intertidal rochoso são considerados bons indicadores biológicos. Uma vez que estes organismos possuem um curto ciclo de vida e reduzida ou ausente capacidade de locomoção, são mais suscetíveis a pequenas alterações no ecossistema (Deepananda & Macusi, 2012; Henriques *et al.*, 2014).

No presente ano, em geral, foi registado um aumento da abundância média de organismos sésseis, que tem vindo a ser observado desde 2014. Este aumento poderá indicar que a comunidade continua em recuperação face à tempestade que ocorreu em 2014 (“Hércules”), e que levou ao aumento de sedimentos transportados na zona costeira.

De uma forma mais particular, dentro da área da Zona de Interesse Biofísico das Avencas (ZIBA), verificou-se um aumento da abundância de organismos sésseis, no mediolitoral, durante os meses de primavera e verão, no corrente ano. Apesar do aumento de visitantes nestas estações do ano, os resultados obtidos poderão significar uma redução do pisoteio, e que a criação de trilhos de visitaç o e as a oes de educa o e sensibiliza o est o a ter resultados positivos junto da popula o.

Nas plataformas rochosas, as macroalgas constituem habitats para macroinvertebrados em busca de alimento, de prote o contra predadores ou contra desseca o e stress t rmico

(Brown & Taylor, 1999; Vinagre *et al.*, 2016b). Como tal, estes fatores podem estar associados ao aumento da abundância de organismos sésseis na plataforma rochosa.

Os organismos móveis, ao contrário dos sésseis, são capazes de, na presença de alterações no seu habitat, se deslocarem para áreas em redor, de modo a evitar os locais degradados. Desta forma, são considerados bons indicadores de alterações ambientais num curto espaço de tempo (Henriques *et al.*, 2014).

Desde 2015 tem-se registado um decréscimo da abundância destes organismos no local de amostragem, nomeadamente de camarões (*Palaemon serratus*), poliqueta verde (*Eulalia viridis*) e peixes das famílias Gobiidae e Blenniidae. A diminuição da abundância de organismos móveis poderá ser a causa do aumento da abundância de organismos sésseis e algas (ausência de predação).

De uma forma global, no local de estudo, era expectável uma evolução positiva na densidade e/ou na diversidade de espécies dos grupos analisados (flora e fauna móvel e sésseil). Contudo, à semelhança do ano anterior, apenas se registaram aumentos na abundância de organismos sésseis e de macroalgas.

Estes resultados poderão ser consequência das alterações causadas pela tempestade Hércules, em 2014, que terão originado um padrão característico de sucessão ecológica, definida por uma rápida colonização de espécies de algas, que terão atraído espécies herbívoras de organismos sésseis (Ferreira *et al.*, 2017).

As áreas marinhas protegidas têm sido largamente implementadas a nível global como medida de proteção da biodiversidade ou gestão dos recursos pesqueiros. O conhecimento sobre os padrões de movimento de espécies marinhas é fundamental para a criação de uma área protegida adequada, que permita maximizar os seus benefícios. De modo a garantir uma proteção apropriada de espécies, uma reserva marinha deverá incluir todas, ou a grande maioria, das áreas de distribuição dos organismos a longo prazo. No entanto, a proteção de espécies móveis ao longo da vida tem-se mostrado difícil, uma vez que, para estas espécies, se considera que as AMPs não fornecem proteção eficaz, devido ao reduzido tamanho de várias áreas marinhas protegidas costeiras (Abecasis *et al.*, 2013).

A análise comparativa das comunidades do intertidal em áreas marinhas protegidas, e em áreas adjacentes não protegidas, permite avaliar os efeitos das medidas de proteção das áreas protegidas, de forma eficaz e sem grandes custos. As monitorizações a longo prazo para



realizar análises comparativas entre dois locais, têm como objetivo garantir uma gestão eficaz de áreas protegidas (Ferreira *et al.*, 2017). Em adição, os estudos a longo-prazo são essenciais para avaliar o estado das comunidades biológicas sujeitas a perturbações antrópicas em locais de recreação costeiros (Mendez *et al.*, 2017). No entanto, este tipo de levantamentos da biodiversidade apenas se torna possível com financiamento e recursos humanos disponíveis (Ferreira *et al.*, 2017).

Na Área Marinha Protegida das Avencas, os objetivos de conservação englobam ainda a proteção de áreas essenciais de *nursery* e de desova de inúmeras espécies de peixes.

Uma vez que 2017 foi o ano de transição entre o antigo e o novo regulamento respeitantes à Área Marinha Protegida das Avencas (AMP das Avencas), não foram efetuadas alterações nos métodos de amostragem nem de análise estatística. Desta forma, torna-se necessário definir novos pontos de amostragem, localizados fora dos novos limites da área protegida, a fim de possibilitar a avaliação dos efeitos da área protegida na abundância de organismos sésseis e móveis.

A equipa técnica de amostragem sofreu alterações no final de 2016 até ao final do primeiro semestre de 2017. Estas alterações nas equipas de amostragem contribuem para aumentar o erro associado aos observadores e, assim, levar a uma amostragem menos fidedigna. Desta forma, salienta-se a importância de manter, sempre que possível, a equipa de amostragem inalterada de modo a reduzir os erros na amostragem.

De modo a alcançar os objetivos de gestão pretendidos e erradicar as consequências de perturbações de origem antrópica nos habitats do intertidal é fundamental definir e implementar medidas de gestão eficazes. Uma medida que poderia ser analisada e implementada, e que teve sucesso noutra Área Marinha protegida seria o controlo do número de visitantes. Poderão também ser avaliados o estabelecimento temporário de zonas de exclusão ou rotações no uso do local, como forma de reduzir os impactos antrópicos nesta área protegida (Mendez *et al.*, 2017).

Em conclusão, dado serem necessárias séries de dados longas, para obter resultados mais robustos, é essencial realizar um programa de monitorização mensal, a longo-prazo, da plataforma rochosa do intertidal, por uma equipa de técnicos experientes (Ferreira *et al.*, 2017). Uma vez que o apoio do público é essencial para assegurar a conservação da biodiversidade existente na Área Marinha Protegida das Avencas, o mesmo deve ser informado relativamente à existência deste local e da sua legislação. Desta forma, devem continuar a ser realizadas, de forma mais intensa, ações de educação e sensibilização ambiental à comunidade.

4. AÇÕES DE DIVULGAÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO

Durante o ano 2017 o Gabinete de Educação e Sensibilização Ambiental da Cascais Ambiente, no âmbito do seu programa escolar, realizou 26 ações de sensibilização na AMP das Avencas com várias escolas do concelho, envolvendo alunos com idades entre os 10 e os 18 anos.

A Cascais Ambiente realiza ainda visitas guiadas dirigidas ao público em geral, ao fim de semana e de periodicidade mensal, com a intenção de sensibilizar a comunidade para a biodiversidade existente na Área Marinha Protegida das Avencas. Apesar de estas visitas serem divulgadas no site da Câmara Municipal de Cascais, na Agenda Cultural de Cascais e redes sociais associadas, a adesão às mesmas tem sido bastante baixa, sendo que em 2017 apenas foram realizadas 3 visitas guiadas.

Estas ações, que envolveram um total de 746 participantes, são realizadas por um técnico da Cascais Ambiente e incidem sobre os seguintes temas:

- Enquadramento – criação da Zona de Interesse Biofísico das Avencas
- Limites da ZIBA
- Condicionismos na ZIBA
- Alteração do estatuto e criação da AMPA
- Zonação do litoral
- Regras de segurança
- Percurso interpretativo com ênfase na fauna, flora e geologia da ZIBA
- Atividade prática de revisão de conhecimentos



Figura 24. Visita guiada a alunos de uma escola do concelho, com observação de alguns organismos móveis

O percurso interpretativo é sempre realizado utilizando os trilhos de visita disponíveis na plataforma rochosa, como meio de sensibilizar os participantes para a problemática do pisoteio nesta área.

4.1. AÇÃO DE SENSIBILIZAÇÃO PARA A BIODIVERSIDADE NA ÁREA MARINHA PROTEGIDA DAS AVENCAS

Durante o verão de 2017 realizou-se uma ação de sensibilização direcionada a crianças e jovens de IPSS's do concelho de Cascais. Esta atividade consistiu em batismos de mergulho, em piscina e no mar, complementados com uma visita guiada à Área Marinha Protegida das Avencas. A ação teve como objetivos:

- Realizar uma sessão de educação ambiental marinha, com elevado impacto sobre os jovens;
- Contribuir para a prática de mergulho entre as faixas etárias mais novas;
- Divulgar a elevada biodiversidade marinha existente na Zona de Interesse Biofísico das Avencas.

Tal como nos anos anteriores, foi possível contar com a colaboração dos seguintes parceiros:

- Nautilus-Sub – Centro de mergulho, responsável por toda a operação de mergulho com crianças
- MARE – Responsável Científico da Ação e de atividades de sensibilização ambiental (em conjunto com a Cascais Ambiente)

Diversas IPSS's do concelho de Cascais foram convidadas a participar na iniciativa, tendo este convite sido aceite por 3 instituições: Fundação “O Século”, Casa da Criança de Tires e Ludoteca.

No total, participaram 74 crianças e jovens, com idades compreendidas entre os 6 e os 16 anos, que usufruíram de uma visita guiada à AMP das Avencas, onde ficaram a conhecer a biodiversidade da zona intertidal (entre-marés). Esta visita, que decorreu no dia 22 de Agosto, foi seguida por uma ação de sensibilização realizada, em conjunto com o MARE, no auditório da Fundação “O Século”.

Adicionalmente, no dia 23 de Agosto, os participantes executaram batismos de mergulho nas piscinas do Complexo Desportivo Municipal da Abóboda, onde aprenderam as regras essenciais de mergulho e puderam experimentar a sensação de respirar debaixo de água.



Figura 25. Organismos observados durante a visita guiada e mergulho preparatório no Complexo Desportivo Municipal da Abóboda

Por fim, foram seleccionadas 22 crianças para participar no mergulho de mar, realizado no dia 25 de Agosto. Esta atividade decorreu no caldeirão da praia das Avencas, zona da plataforma rochosa que forma uma piscina natural, e contou com o apoio de mergulhadores experientes.



Figura 26. Participantes do mergulho de mar, na AMP das Avencas

5. CONTAGEM DE UTILIZADORES DA ZIBA

5.1. METODOLOGIA

Durante a época balnear de 2017, à semelhança dos anos anteriores, as equipas de voluntários do programa Maré Viva realizaram contagens de veraneantes e pescadores na área entre as praias da Parede e São Pedro do Estoril. Entre os dias 19 de Junho e 13 de Setembro, inclusive, foi registado o número de pescadores e veraneantes, divididos por troços (Figura 27), definidos com base nas suas características físicas (tipo de substrato, sobretudo).



Figura 27. Distribuição das áreas de estudo amostradas

Foram realizadas contagens diárias, num total de 82 registos em cada troço. Estas amostragens realizaram-se em vários períodos do dia, abrangendo várias alturas de maré, de modo obter uma amostra o mais fiável possível. No período da manhã seriam registados o número de veraneantes e pescadores às 9h00, 11h00 e 13h00 em dias alternados. No período da tarde os registos seriam efetuados às 14h00, 16h00 e 18h00, também em dias alternados.

5.2 RESULTADOS

Os pescadores lúdicos têm preferência pela zona costeira, no período inicial da manhã (9h) e durante a tarde, a partir das 16h, com abundância mais elevada às 18h. Verifica-se uma

descida da abundância de pescadores durante a hora de almoço (entre as 11h e as 13h e entre as 14h e as 16h) (Figura 28).

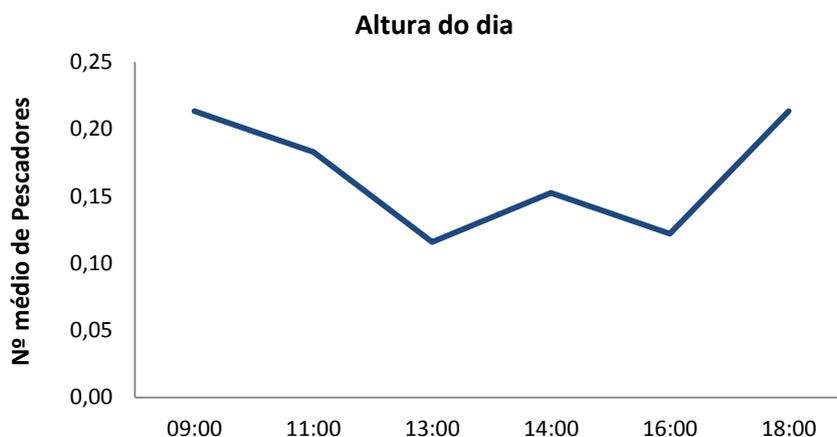


Figura 28. Abundância média de pescadores ao longo do dia

Por outro lado, os veraneantes têm maior preferência pelo período da tarde para utilizar as praias da área de estudo. Verifica-se um pico de utilização máximo às 16h. Ao contrário dos pescadores, verifica-se uma ligeira descida da abundância de veraneantes durante a hora de almoço (entre as 11 e as 14h) (Figura 29).

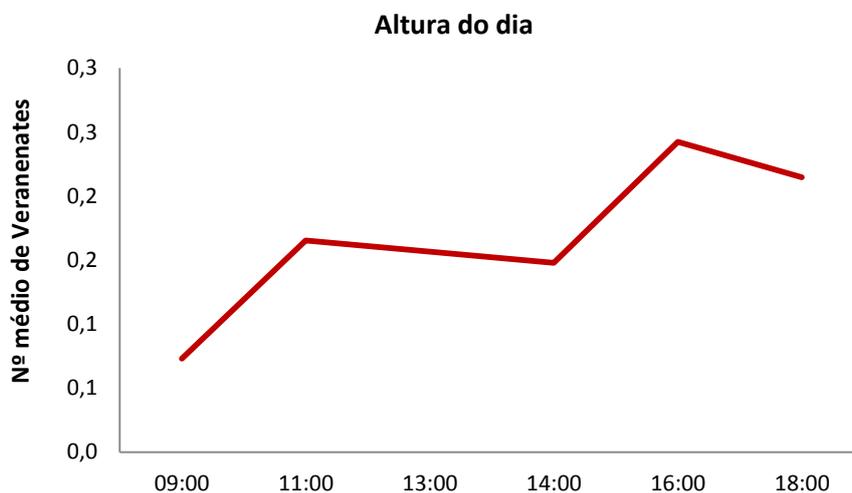


Figura 29. Abundância média de veraneantes ao longo do dia

Relativamente à utilização da zona costeira em diferentes condições atmosféricas, verifica-se que os pescadores têm preferência por utilizar as zonas costeiras em períodos de céu limpo (com e sem vento), e evitam a zona costeira em dias de chuva e céu nublado (Figura 30). Além

disso têm também preferência por utilizar as praias em dias de mar calmo ou com alguma ondulação do que quando o mar está agitado (Figura 31).

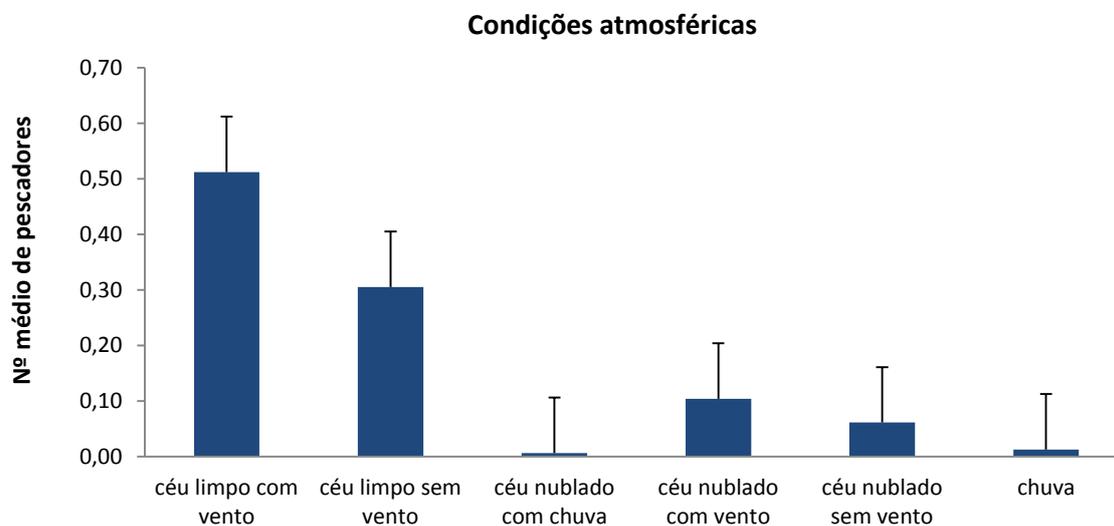


Figura 30. Número médio de pescadores, de acordo com as condições atmosféricas

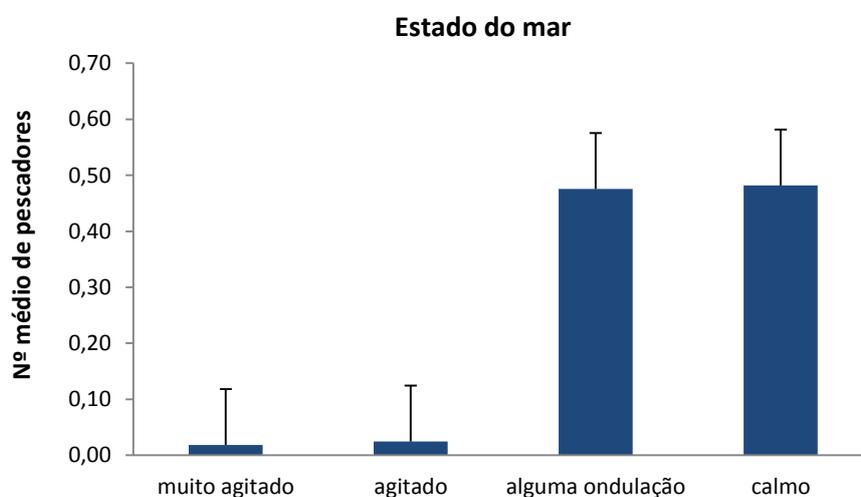


Figura 31. Número médio de pescadores, de acordo com o estado do mar

Os veraneantes, tal como os pescadores, utilizam com maior frequência as praias da área de estudo em períodos de céu limpo (com e sem vento), e evitam também a zona costeira em dias de chuva e céu nublado (Figura 32). Além disso têm também preferência por utilizar as praias em dias de mar calmo ou com alguma ondulação do que quando o mar está agitado (Figura 33).

Tanto para os pescadores como para os veraneantes, o fator dissuasivo de utilização das praias poderá ser a chuva e agitação marítima, dado que não foram registados utilizadores em dias que apresentavam estas condições atmosféricas.

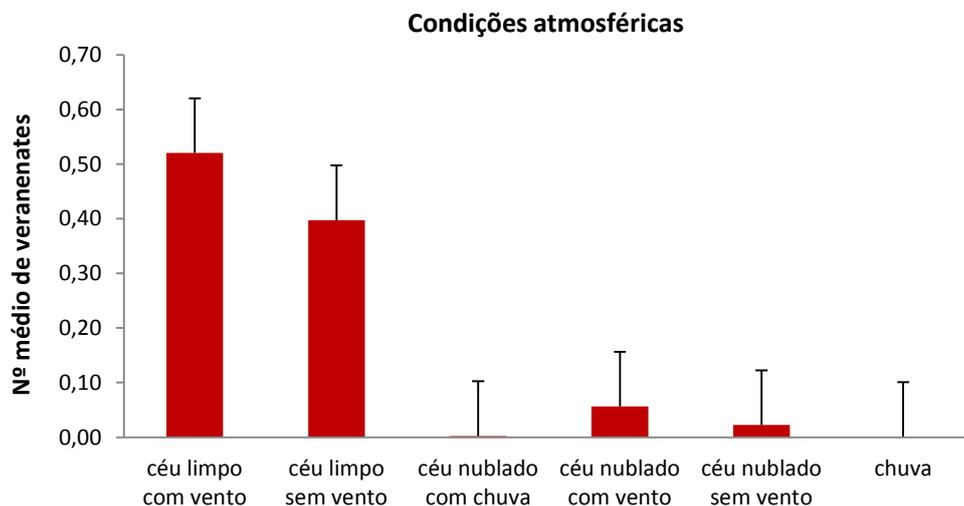


Figura 32. Número médio de veraneantes, de acordo com as condições atmosféricas

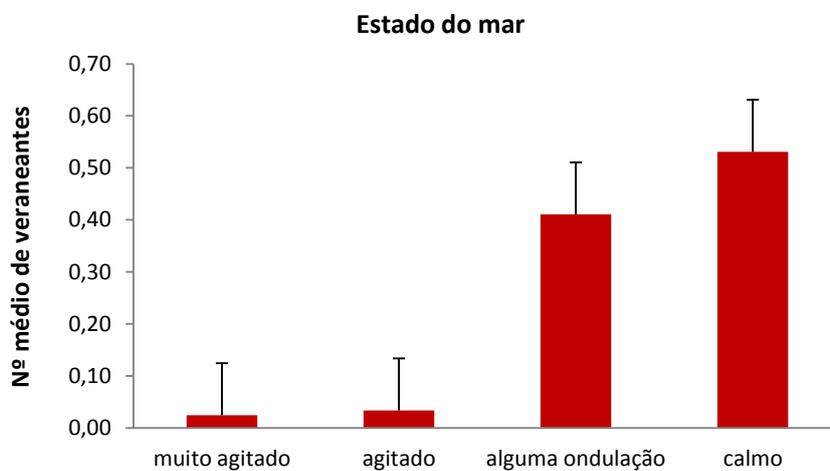


Figura 33. Número médio de veraneantes, de acordo com o estado do mar

O comportamento adotado pelos pescadores relativamente aos limites definidos para a Área Marinha Protegida das Avencas tem vindo a mudar desde 2010, quando ocorreu a sinalização da área (Figura 34).

Em 2017 registou-se um aumento da abundância de pescadores, dentro dos limites da ZIBA, face aos anos anteriores, o que poderá dever-se ao facto de o regulamento ter sofrido alterações no final de 2016 e a pesca lúdica (apeada e submarina) ter sido permitida, apesar de

condicionada. Fora dos limites da ZIBA, a abundância de pescadores mantém uma tendência negativa.

Apesar de ter havido um aumento na densidade de pescadores entre 2016 e 2017, de um modo geral, regista-se uma tendência negativa na abundância de pescadores lúdicos desde 2010, tendo sido registadas diferenças significativas no padrão comportamental dos pescadores lúdicos dentro ($H_{(6, N=929)} = 142,212$; $p = 0,000$) (Figura 35) e fora ($H_{(6, N=929)} = 140,374$; $p = 0,000$) (Figura 36), da área protegida. No ano 2017, tanto dentro como fora da ZIBA, não foram registadas diferenças na densidade de pescadores ($U = 13850,000$; $p = 0,170$).

Densidade de pescadores dentro e fora da ZIBA

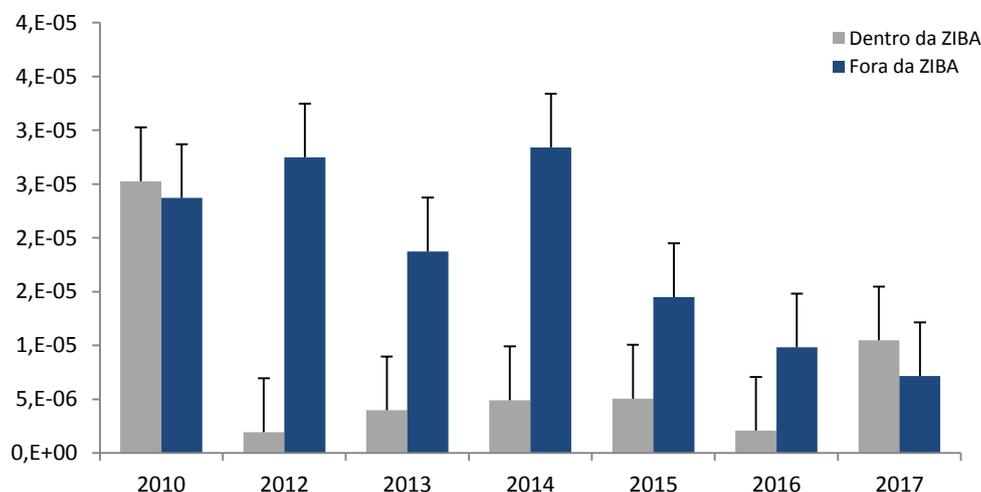


Figura 34. Variação da densidade média de pescadores, dentro e fora da ZIBA, desde 2010

Densidade de pescadores dentro da ZIBA

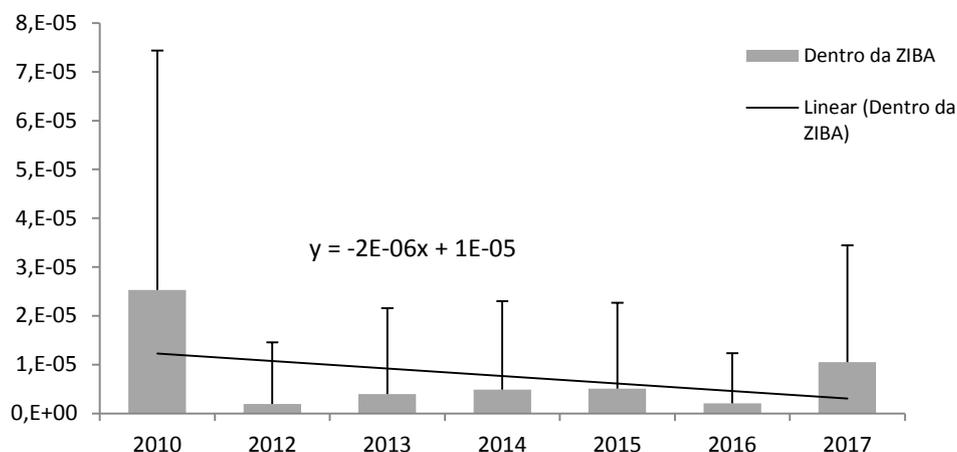


Figura 35. Variação da densidade média de pescadores, dentro da ZIBA, desde 2010

Densidade de pescadores fora da ZIBA

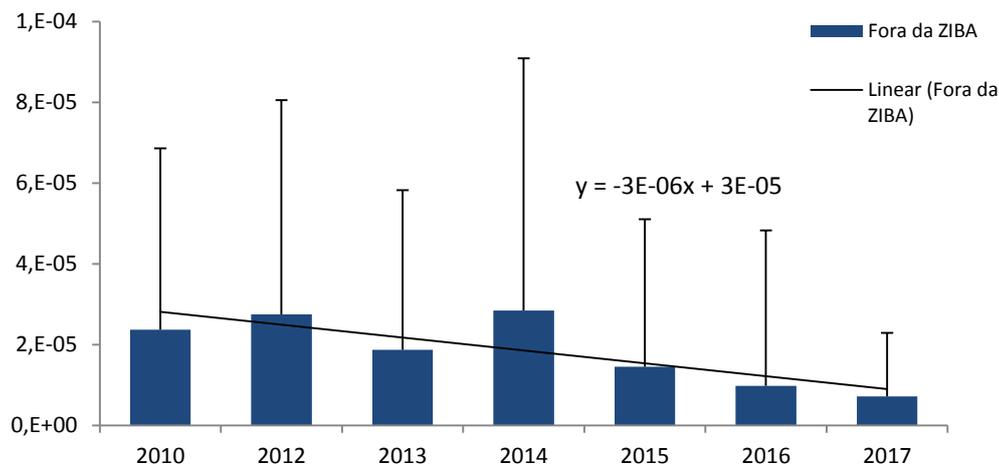


Figura 36. Variação da densidade média de pescadores, fora da ZIBA, desde 2010

Após análise gráfica (Figura 37), e apesar de ter havido aumento do número de veraneantes entre 2015 e 2016, parece haver uma tendência de decréscimo na sua densidade desde 2010, independentemente da área de estudo analisada (Figura 38 e Figura 39). Esta diminuição é verificada por análise estatística, em que as hipóteses de que não se verificam diferenças na densidade média de veraneantes dentro ($H_{(6, N=929)} = 61,947$; $p = 0,000$) nem fora da ZIBA ($H_{(6, N=929)} = 146,630$; $p = 0,000$) foram rejeitadas.

Densidade de veraneantes dentro e fora da ZIBA

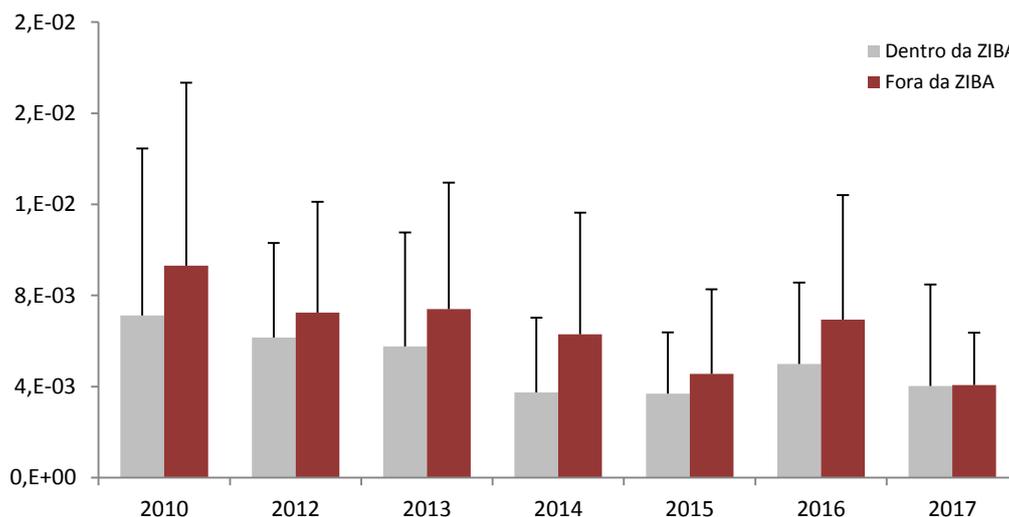


Figura 37. Variação da densidade média de veraneantes, dentro e fora da ZIBA, desde 2010

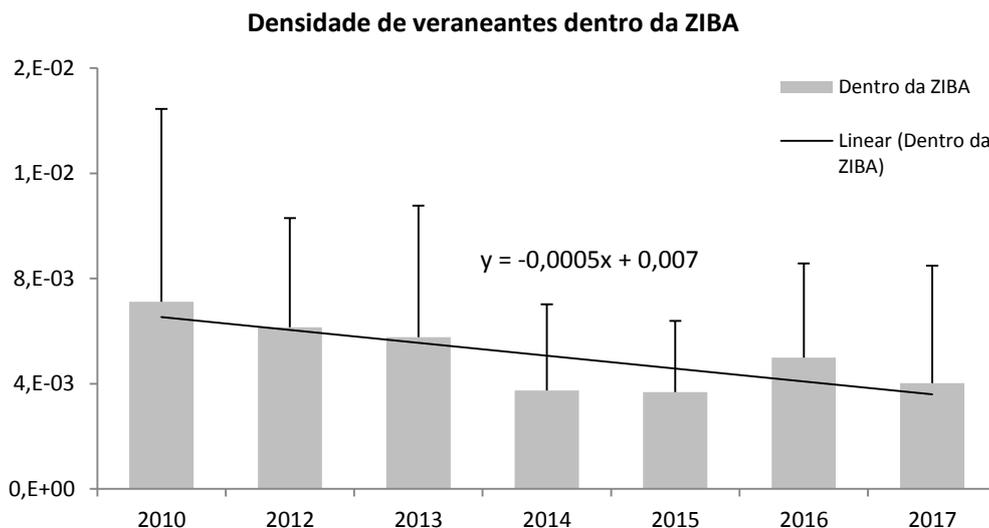


Figura 38. Variação da densidade média de veraneantes, dentro da ZIBA, desde 2010

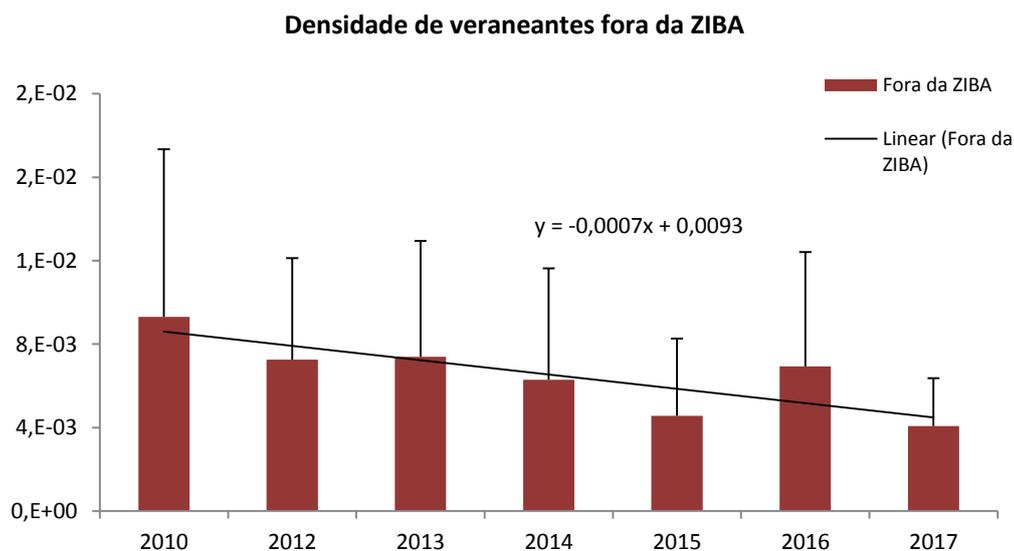


Figura 39. Variação da densidade média de veraneantes, fora da ZIBA, desde 2010

Em comparação com o ano anterior (2016), verifica-se um decréscimo da abundância de veraneantes, tanto dentro ($U = 11926,000$; $p = 0,004$) como fora ($U = 9144,000$; $p = 0,000$) da ZIBA.

Durante o ano 2017 foram registados mais utilizadores fora da ZIBA que dentro dos seus limites ($U = 10761,500$; $p = 0,000$). Apesar de ter ocorrido um aumento no número de utilizadores em 2016, tem vindo a ser observada uma tendência negativa desde 2010, ano em que foi colocada sinalética a delimitar os limites e trilhos da ZIBA.

5.3 DISCUSSÃO

Apesar de ter ocorrido alteração dos limites da ZIBA e a mesma ter mudado de nome para AMP das Avenças, não foram efetuadas alterações nos métodos de amostragens durante o ano 2017, por ter sido um ano de transição entre os dois regulamentos.

Entre 2010 e 2016 foi sendo observada uma diminuição na densidade média de pescadores, tanto dentro como fora da ZIBA. Este decréscimo parece resultar de um maior cumprimento da legislação em vigor (interditando a prática de pesca lúdica e apanha de organismos marinhos) e área sinalizada por parte dos pescadores.

No entanto, no final de 2016 o regulamento foi alterado. A pesca lúdica (apeada e submarina) foi permitida, com condicionantes. Esta alteração na legislação poderá ter levado ao aumento do número de pescadores observados na área marinha protegida, face aos anos anteriores.

Entre 2016 e 2017 foi registado um decréscimo geral na abundância de veraneantes. Esta diminuição poderá ser resultado de um menor número de registos efetuado pelas equipas de voluntários (82 registos em 2017, face a 150 registos em 2016). Adicionalmente, verificou-se uma discrepância nos registos realizados em 2017. Ao longo do período de registo dos voluntários existem dias em que só foi realizado um registo e dias sem qualquer registo. Desta forma, deve reforçar-se nos próximos anos, a necessidade de realizar registos mais rigorosos, de modo a obter resultados mais fiáveis.

Acrescenta-se ainda que, no ano de 2017, não foi realizada qualquer sessão de informação relativamente à alteração da legislação da nova Área Marinha Protegida das Avenças. Os registos e métodos de amostragem não sofreram alterações face aos anos anteriores e, como tal, todos os pontos amostrados se encontraram dentro da nova área protegida. Assim, será necessário utilizar novos locais de amostragem, fora dos limites da área protegida, de modo a possibilitar uma comparação entre a densidade de veraneantes e pescadores dentro e fora dos limites da nova área protegida.

6. PROPOSTAS FUTURAS

Tendo em conta as alterações à legislação, com consequente criação da Área Marinha Protegida das Avenças, é essencial realizar uma sessão de informação da comunidade acerca do novo regulamento.

Adicionalmente, pretende-se também dar continuidade ao plano de monitorização mensal, iniciada em 2010. Como tal, em 2018 serão definidos novos pontos de amostragem, fora dos limites da nova área marinha protegida, de modo a poder avaliar a evolução da biodiversidade dentro da área protegida, em comparação com as áreas limítrofes não protegidas.

Para o ano seguinte, sugere-se que seja realizada uma análise estatística mais fina, utilizando espécies chave ou indicadoras de boa qualidade ambiental, para avaliação do estado da área marinha, em vez de uma análise da comunidade de organismos em geral.

Relativamente ao Programa Maré Viva, e tendo em conta que os limites da área protegida foram alargados, torna-se necessário estender a formação à equipa da praia de S. Pedro do Estoril. Importa ainda realizar formação mais regular, de modo a abranger todos os voluntários e salientar a importância de efetuar registos rigorosos e da sensibilização dos veraneantes para a utilização dos trilhos de visitação.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abecasis, D., Afonso, P., O’Dor, R. K., & Erzini, K. (2013). Small MPAs do not protect cuttlefish (*Sepia officinalis*). *Fisheries Research*, *147*, 196–201. <http://doi.org/10.1016/j.fishres.2013.05.004>
- Amorim, E., Ramos, S., Elliott, M., Franco, A., & Bordalo, A. A. (2017). Habitat loss and gain: Influence on habitat attractiveness for estuarine fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *197*, 244–257. <http://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.08.043>
- Brown, P. J., & Taylor, R. B. (1999). Effects of trampling by humans on animals inhabiting coralline algal turf in the rocky intertidal. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *235*(1), 45–53. [http://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00186-5](http://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00186-5)
- Dell’Apa, A., Fullerton, A., Schwing, F., & Brady, M. M. (2015). The status of marine and coastal ecosystem-based management among the network of U.S. federal programs. *Marine Policy*, *60*, 249–258. <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.07.011>
- Deepananda, K. H. M. A., & Macusi, E. D. (2012). Human disturbance on tropical rockyshore assemblages and the role of marine protected areas in reducing its impact. *Philippine Agricultural Scientist*, *95*(1), 87–88.

- Eleftheriou, Anastasios and McIntyre, A. (2005). *Methods for the Study of Marine Benthos* (Third Edit). Blackwell Science.
- Ferreira, A., Seixas, S., & Marques, J. C. (2015). "Bottom-up management approach to coastal marine protected areas in Portugal." *Ocean & Coastal Management*, 118(Part B), 275–281. <http://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.05.008>
- Ferreira, A., Alves, A. S., Marques, J. C., & Seixas, S. (2017). Ecosystem response to different management options in Marine Protected Areas (MPA): A case study of intertidal rocky shore communities. *Ecological Indicators*, 81(1830), 471–480. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.028>
- Gaspar, R., Pereira, L., & Neto, J. M. (2017). Intertidal zonation and latitudinal gradients on macroalgal assemblages: Species, functional groups and thallus morphology approaches. *Ecological Indicators*, 81, 90–103. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.060>
- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & Kappel, C. V. (2007). Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, 21(5), 1301–1315. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00752.x>
- Henriques, S., Pais, M. P., Batista, M. I., Teixeira, C. M., Costa, M. J., & Cabral, H. (2014). Can different biological indicators detect similar trends of marine ecosystem degradation? *Ecological Indicators*, 37(Part A), 105–118. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.017>
- Lessios, H. A. (1996). Methods for quantifying abundance of marine organisms. In: MA Lang CB, editor; *The Diving for Science...1996, "Methods and Techniques of Underwater Research"*, Proceedings of the American Academy of Underwater Sciences Sixteenth Annual Scientific Diving Symposium, Smithsonian Institution, Washington, DC. 149 – 157
- Mendez, M. M., Livore, J. P., Calcagno, J. A., & Bigatti, G. (2017). Effects of recreational activities on Patagonian rocky shores. *Marine Environmental Research*. <http://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.023>
- Nybakken, J. W., & Bertness, M. D. (2005). *Marine Biology: An Ecological Approach*. (P. Cummings., Ed.) (6th ed.).
- Vakani, B., Poriya, P., & Kundu, R. (2016). Spatio-temporal Variations in the Distribution Pattern of Key Molluscs in a Rocky Intertidal Habitat Along South Saurashtra Coastline of Gujarat. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences*, 42(4), 341–348.
- Vinagre, P. A., Pais-Costa, A. J., Hawkins, S. J., Borja, Á., Marques, J. C., & Neto, J. M. (2016a). Ability of invertebrate indices to assess ecological condition on intertidal rocky shores. *Ecological Indicators*, 70, 255–268. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.004>



- Vinagre, P. A., Pais-Costa, A. J., Gaspar, R., Borja, Á., Marques, J. C., & Neto, J. M. (2016b). Response of macroalgae and macroinvertebrates to anthropogenic disturbance gradients in rocky shores. *Ecological Indicators*, 61(Part 2), 850–864. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.038>
- Vinagre, P. A., Veríssimo, H., Pais-Costa, A. J., Hawkins, S. J., Borja, Á., Marques, J. C., & Neto, J. M. (2017). Do structural and functional attributes show concordant responses to disturbance? Evidence from rocky shore macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 75, 57–72. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.023>
- Williamson, C. J., Perkins, R., Voller, M., Yallop, M. L., & Brodie, J. (2017). The regulation of coralline algal physiology, an in situ study of *Corallina officinalis* (Corallinales, Rhodophyta). *Biogeosciences*, 14, 4485–4498. <http://doi.org/10.5194/bg-2017-135>