

Programa de monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo

General Pereira D'Eça e Afonso Cerqueira
e recifes naturais circundantes

2024

AMACO

Associação Madeirense
para a Conservação Marinha



Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022–2024

Pedro António Neves

Dezembro 2024

Como citar este documento:

Neves, Pedro. (2024). Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022–2024. AMACO, Funchal. 125 pp.

Produção e Coordenação: Pedro Neves

Edição: Associação Madeirense para a Conservação Marinha — AMACO

Fotografias: © Pedro Neves

Concepção Gráfica: Pedro Neves

Copyright © AMACO, 2024.

Colophon

Este documento foi concebido em \LaTeX usando a classe `kaobook`.

Edição

Publicado em Dezembro de 2024 pela AMACO — Associação Madeirense para a Conservação Marinha.

AMACO

Associação Madeirense
para a Conservação Marinha



Executive Summary

The Madeira Marine Biodiversity Monitoring Program, ongoing since 2016, represents one of the most significant efforts to collect ecological data in the Madeira archipelago, particularly in the marine environment. Now in its ninth year of continuous monitoring, the program spans 19 sites across Madeira and Porto Santo islands, covering a variety of habitats and documenting the abundance of more than 150 species of fish and mobile macroinvertebrates.

Originally designed to assess the environmental impact of the sinking of the NRP General Pereira D'Éça (a naval vessel) off Porto Santo, the program has evolved into a strategic tool to address some of the knowledge gaps identified in the regional report for the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). It has revealed key ecological patterns in biodiversity over time—insights that are fundamental for coastal ecosystem management and for science-based decision-making.

Beyond biodiversity monitoring, the program has contributed to the identification of important marine habitats (such as rhodolith beds and green calcareous algal fields) and to the discovery of species new to the region and to science. It also plays a role in assessing critical events, such as mass die-offs of the long-spined sea urchin (*Diadema africanum*) and the invasive potential of the alga *Caulerpa aschmeadii* in Porto Santo.

The program also promotes student training and collaboration between scientific and governmental institutions. Its results are incorporated into regional MSFD reports, underscoring its role in sustaining marine resources. However, the program faces significant structural challenges. The logistical demands of marine operations, the need for highly qualified personnel, high operating costs, and unstable funding threaten the program's continuity. Staff turnover and job insecurity in research further hinder the program. The lack of multi-year funding and policies that ensure long-term continuity jeopardizes the sustainability of the data collected.

The collected data revealed biodiversity variations between the monitored sites, linked to habitat differences and natural changes in ecosystems. Natural reefs showed greater diversity, while sandy bottoms recorded lower biological richness. However, the presence of macroalgae (e.g., rhodoliths) at some soft-bottom sites enhances habitat complexity and thus diversity. In a regional context where rocky substrate at depths of up to 50 meters is much less prevalent than soft-bottom areas, the presence of intermediate-complexity habitats is a clear asset.

Artificial reefs also proved to be important biodiversity hotspots. The presence of commercially valuable species at high densities, as well as species with threatened conservation status, reinforces the importance of these structures in the regional ecological landscape.

During the study period (2022–2024), 65 fish species and 83 mobile macroinvertebrate species were recorded. Species such as *Chromis limbata*, *Thalassoma pavo*, and *Canthigaster capistrata* were abundant across all sites, whereas others, like the seahorse *Hippocampus hippocampus* and the butterfly ray *Gymnura altavela*, were rare and had limited distribution. The near-absence of the long-spined sea urchin (*D. africanum*)—a structurally important species—due to past mortality events, is particularly noteworthy. Also significant are the first records of *Chronius ruber* and the marbled electric ray (*Torpedo marmorata*) on Porto Santo island.

Despite the wealth of data, the sampled area (0.07 km²) represents only a small fraction of the coastal zone of Madeira and Porto Santo (≈160 km² from the shoreline to 50 m depth), which limits the generalizability of the results. Nevertheless, the data provide a representative snapshot of the region's coastal marine biodiversity, highlighting the need to continue monitoring efforts to distinguish natural ecosystem variation from anthropogenic effects and to expand the spatial and temporal coverage of monitoring campaigns.

In conclusion, this program has proven to be an invaluable scientific and strategic tool for environmental management and for understanding the dynamics of Madeira's marine ecosystems. Its continuation, however, depends on long-term vision and a sustained commitment from public institutions and funding bodies to invest decisively in conservation and more effective enforcement.

Sumário executivo

O Programa de Monitorização da Biodiversidade Marinha da Madeira, em curso desde 2016, constitui um dos mais importantes esforços de recolha de dados ecológicos no arquipélago da Madeira, particularmente no meio marinho. Com nove anos de monitorização contínua, cobre 19 locais nas ilhas da Madeira e Porto Santo, abrangendo diversos habitats e documentando a abundância de mais de 150 espécies de peixes e macroinvertebrados móveis.

Inicialmente concebido para avaliar o impacto do afundamento do NRP General Pereira D'Eça (CORDECA) no Porto Santo, o programa tornou-se uma ferramenta estratégica para colmatar algumas das lacunas identificadas no relatório regional da Directiva Quadro da Estratégia Marinha (DQEM) e tem revelado alguns padrões ecológicos da biodiversidade ao longo do tempo, fundamentais para a gestão dos ecossistemas costeiros e para a tomada de decisões baseadas em informação científica sólida.

Além da monitorização da biodiversidade, o programa tem contribuído para a identificação de habitats marinhos importantes (como os campos de rodólitos e de algas calcárias verdes) e para a descoberta de novas espécies para a região e para a ciência. Contribui ainda para avaliar eventos críticos, como as mortalidades massivas do ouriço-de-espinhos-longos (*Diadema africanum*) e o potencial invasivo da alga *Caulerpa aschmeadii* no Porto Santo.

O programa promove igualmente a formação de estudantes e a colaboração entre instituições científicas e governamentais, sendo os seus resultados incorporados nos relatórios regionais no âmbito da DQEM, destacando o seu papel na sustentabilidade dos recursos marinhos. Contudo, enfrenta desafios estruturais significativos. A logística exigente das operações no mar, a necessidade de pessoal altamente qualificado, os custos operacionais e a instabilidade de financiamento comprometem a continuidade das actividades. A dificuldade em manter equipas estáveis devido à rotatividade e à precariedade laboral na investigação é outro entrave crítico. A falta de financiamento plurianual e de políticas que assegurem a continuidade destes programas coloca em risco a sustentabilidade dos dados a longo prazo.

Os dados recolhidos revelaram variações na biodiversidade entre os locais amostrados, associadas aos diferentes habitats e às mudanças naturais nos ecossistemas. Os recifes naturais apresentaram maior diversidade, enquanto fundos arenosos registaram menor riqueza biológica. No entanto, a presença de macroalgas (p. ex. rodólitos) nalguns locais de fundos móveis aumenta a sua complexidade e consequentemente, a sua diversidade. Num contexto regional em que a área de substrato rochoso a profundidades até aos 50 m é bastante menor do que a área coberta por fundos móveis, a presença de habitats de complexidade intermédia é uma evidente mais-valia. Os recifes artificiais revelaram-se igualmente locais importantes em termos de biodiversidade. A ocorrência nestes locais de espécies de alto valor comercial em densidades elevadas, bem como de espécies com estatuto de conservação em risco, reforça a importância destas estruturas no panorama regional.

Foram registadas no período a que se refere o estudo (2022–2024) 65 espécies de peixes e 83 de macroinvertebrados móveis. Espécies como *Chromis limbata*, *Thalassoma pavo* e *Canthigaster capistrata* são abundantes em todos os locais, enquanto espécies como o cavalo-marinho *Hippocampus hippocampus* e a raia-borboleta *Gymnura altavela* são raras e com distribuição restrita. A quase ausência do ouriço-de-espinhos-longos (*D. africanum* – uma espécie estruturalmente importante) como resultado dos eventos de mortalidade ocorridos, é particularmente relevante. São igualmente importantes o primeiro registo das espécies *Chronius ruber* e tremelga (*Torpedo marmorata*) na ilha do Porto Santo.

Apesar da riqueza de informação, a área amostrada (0,07 km²) representa apenas uma pequena fracção da zona costeira da Madeira e Porto Santo (≈160 km², da linha de costa até aos 50 m de profundidade), o que impõe limites à generalização dos resultados. Ainda assim, os dados recolhidos fornecem uma amostra representativa da biodiversidade marinha costeira da região, destacando a necessidade continuar a monitorização de forma a tentar distinguir a variação natural dos ecossistemas das variações causadas por efeitos antropogénicos e de expandir a cobertura espacial e temporal das campanhas de monitorização.

Desta forma, este programa tem demonstrado ser uma ferramenta científica e estratégica de valor inestimável para a gestão ambiental e para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas marinhos da Madeira. A sua continuidade depende, no entanto, de uma visão de longo prazo e do compromisso sustentado das entidades públicas e financiadoras em apostar claramente na conservação e em mais e melhor fiscalização.

Agradecimentos

UM TRABALHO DESTA ENVERGADURA não teria sido possível sem o apoio de tantas pessoas e instituições. Como tal, os autores deste trabalho desejam agradecer:

Ao Instituto das Florestas e Conservação da Natureza, IP-RAM (IFCN) pelo apoio logístico e financeiro. Especificamente ao Paulo Oliveira pela frontalidade e pragmatismo e pela ajuda a solucionar os vários constrangimentos que surgiram ao longo do projecto, à Dília Menezes, como gestora do Contrato, à Carolina Santos, como Coordenadora da Rede de Áreas Protegidas do Porto Santo e ao Ricardo Montes por toda a ajuda na organização do apoio logístico do IFCN para as missões nas duas ilhas;

Aos Vigilantes da Natureza (IFCN) pela amabilidade e disponibilidade e por todo o apoio logístico que nos prestaram. Entre 2022 e 2024 foram: Alexandre Luís, Avelino Teixeira, Carlos Clemente, Cláudio Alves, Élvio Rodrigues, Filipe Almada, Marco Camacho, Maurício Pereira, Nélio Caires, Nelson Pereira, Ricardo Cabral, Ricardo Gouveia, Rodrigo Mano, Sandro Correia e Sérgio Pereira;

À Joana e ao José Ricardo e ao Emanuel Almada da Porto Santo Sub pelo apoio logístico, pela ajuda na resolução de problemas de última hora e pelas informações que nos deram, resultado do profundo conhecimento que têm dos locais de mergulho da Ilha Dourada;

Ao Observatório Oceânico da Madeira (OOM)/Agência Regional para o Desenvolvimento da Investigação, Tecnologia e Inovação (ARDITI), na pessoa do Rui Caldeira, por permitir ao autor conciliar o seu trabalho no OOM com a execução do presente trabalho e pelo apoio com a embarcação “Observatório I” em algumas das campanhas. Agradecemos igualmente ao Gonçalo Barros, ao Iuri Ramos e à Alexandra Rosa pelo apoio nos mergulhos. Adicionalmente agradecemos ao OOM/ARDITI cedência dos dados oceanográficos relativos à ilha da Madeira, no âmbito do Programa de Monitorização Ambiental – Qualidade da água, para o ano de 2024;

E finalmente à Cláudia Ribeiro, pelos censos visuais, pela energia sem fim, pela determinação inabalável e pela coordenação técnico-científica do Programa de Monitorização, sem as quais este trabalho não seria possível.

A todos eles (e a quem eventualmente tenha ficado de fora), um grande MUITO OBRIGADO!

Conteúdo

1	Introdução	1
1.1	Principais resultados do Programa de Monitorização	3
1.2	Constrangimentos	3
2	Material e métodos	7
2.1	Locais de amostragem	7
2.2	Parâmetros oceanográficos	20
2.2.1	Porto Santo	20
2.2.2	Madeira	20
2.3	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna e macroinvertebrados móveis	20
2.3.1	Cálculo da diversidade	21
2.3.2	Densidades e frequências	24
2.3.3	Análise de associação	24
2.3.4	Ordenação	25
2.4	Recifes artificiais	25
3	Resultados	27
3.1	Esforço/Amostragem	27
3.2	Parâmetros oceanográficos	27
3.2.1	Porto Santo	27
3.2.2	Madeira	28
3.3	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna	29
3.3.1	Diversidade	29
3.3.2	Frequências	32
3.3.3	Densidade	33
3.3.4	Análise de associação	48
3.4	Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados	52
3.4.1	Diversidade	52
3.4.2	Frequências	55
3.4.3	Densidade	55
3.4.4	Análise de associação	65
3.5	Recifes artificiais	68
3.5.1	Espécies Permanentes e Frequentes	68
3.5.2	Densidades	69
3.5.3	Diversidade	73
3.6	Caracterização global das comunidades	77
3.6.1	Diversidade	77
3.6.2	Ordenação	85
4	Discussão e conclusões	89
4.1	Parâmetros oceanográficos	89
4.2	Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna	89
4.2.1	Diversidade	89
4.2.2	Frequências	90
4.2.3	Densidade	92
4.2.4	Análise de associação	92
4.3	Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados móveis	93
4.3.1	Diversidade	94
4.3.2	Frequências	94
4.3.3	Densidade	95

4.3.4	Análise de associação	96
4.4	Recifes Artificiais	96
4.5	Caracterização global das comunidades	99
4.6	Conclusões	101
Bibliografia		105
Acrónimos e siglas		111

Lista de Figuras

2.1	Locais de amostragem	8
3.1	Varição da temperatura na Baixa das bicudas (Porto Santo)	27
3.2	Cardume de Bicudas no RA CORDECA	33
3.3	CORDECA: densidade das espécies permanentes e frequentes.	71
3.4	Madeirense: densidade das espécies permanentes e frequentes.	72
3.5	CORCEIRA: densidade das espécies permanentes e frequentes.	74
3.6	Recifes artificiais: variação da diversidade taxonómica	75
3.7	Recifes artificiais: variação da diversidade filogenética	76
3.8	Recifes artificiais: variação da diversidade funcional	77
3.9	Ordenação nMDS Comunidade total	86
4.1	Efeito de berçário das macroalgas	91
4.2	Ictiofauna: espécies frequentes e raras.	91
4.3	Macroinvertebrados: espécies frequentes e raras.	95
4.4	Exemplos de diversas espécies de peixes em alimentação nos RA.	98

Lista de Tabelas

2.1	Locais de amostragem incluídos no programa de monitorização.	8
3.1	Mergulhos efectuados	27
3.2	Temperatura média mensal na Baixa das bicudas	28
3.3	Parâmetros oceanográficos da água — Madeira	29
3.4	Ictiofauna — Diversidade taxonómica por local/ano	30
3.5	Ictiofauna — Diversidade filogenética por local/ano	31
3.6	Ictiofauna — Diversidade funcional por local/ano	32
3.7	Ictiofauna — variação da densidade média: Areia — PS	34
3.8	Ictiofauna — variação da densidade média: Baixa das bicudas	34
3.9	Ictiofauna — variação da densidade média: Baixa do Cotrim	35
3.10	Ictiofauna — variação da densidade média: nouncordeca areia	36
3.11	Ictiofauna — variação da densidade média: RA CORDECA	37
3.12	Ictiofauna — variação da densidade média: Enrocamento	38
3.13	Ictiofauna — variação da densidade média: RA Madeirense	39
3.14	Ictiofauna — variação da densidade média: Engrade grande	40
3.15	Ictiofauna — variação da densidade média: Baixinha	41
3.16	Ictiofauna — variação da densidade média: Pedra do Jota	41
3.17	Ictiofauna — variação da densidade média: Maerl — PS	42
3.18	Ictiofauna — variação da densidade média: CORCEIRA areia	42
3.19	Ictiofauna — variação da densidade média: Cabo Girão	43
3.20	Ictiofauna — variação da densidade média: Ilhéu do Gorgulho	44
3.21	Ictiofauna — variação da densidade média: Controlo Areia — M	44
3.22	Ictiofauna — variação da densidade média: Enrocamento Vidamar	45
3.23	Ictiofauna — variação da densidade média: RA CORCEIRA	46
3.24	Ictiofauna — variação da densidade média: Avrainvillea — CG	46
3.25	Ictiofauna — variação da densidade média: Maerl — M	47

3.26	Ictiofauna: análise de associação — Porto Santo	49
3.27	Ictiofauna: análise de associação — Madeira	51
3.28	Macroinvertebrados — Diversidade taxonómica por local/ano	53
3.29	Macroinvertebrados — Diversidade filogenética por local/ano	54
3.30	Macroinvertebrados — Diversidade funcional por local/ano	54
3.31	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Areia — PS.	56
3.32	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Baixa das bicudas.	57
3.33	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Baixa do Cotrim.	58
3.34	Macroinvertebrados — variação da densidade média: CORDECA areia.	58
3.35	Macroinvertebrados — variação da densidade média: CORDECA.	58
3.36	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Enrocamento.	59
3.37	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Madeirence.	59
3.38	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Engrade grande.	59
3.39	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Baixinha.	60
3.40	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Pedra do Jota.	60
3.41	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Maerl — PS.	61
3.42	Macroinvertebrados — variação da densidade média: CORCEIRA areia.	61
3.43	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Cabo Girão.	62
3.44	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Ilhéu do Gorgulho.	63
3.45	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Controlo Areia — M.	63
3.46	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Enrocamento Vidamar.	64
3.47	Macroinvertebrados — variação da densidade média: RA CORCEIRA.	64
3.48	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Avrainvillea — CG.	64
3.49	Macroinvertebrados — variação da densidade média: Maerl — M.	64
3.50	Macroinvertebrados: análise de associação — Porto Santo	66
3.51	Macroinvertebrados: análise de associação — M	67
3.52	Comunidade total — Diversidade taxonómica por local/ano	78
3.53	Comunidade total — Diversidade filogenética por local/ano	79
3.54	Comunidade total — Diversidade funcional por local/ano	80
3.55	Comunidade total — Diversidade taxonómica por ilha/ano	81
3.56	Comunidade total — Diversidade filogenética por ilha/ano	81
3.57	Comunidade total — Diversidade funcional por ilha/ano	81
3.58	Comunidade total — Diversidade taxonómica por habitat/ano	82
3.59	Comunidade total — Diversidade filogenética por habitat/ano	83
3.60	Comunidade total — Diversidade funcional por habitat/ano	83
3.61	Comunidade total — Diversidade taxonómica por regime de protecção/ano	84
3.62	Comunidade total — Diversidade filogenética por regime de protecção/ano	84
3.63	Comunidade total — Diversidade funcional por regime de protecção/ano	84

A BIODIVERSIDADE MARINHA encontra-se sob crescente ameaça, com perdas alarmantes registadas em diversas regiões do planeta, que ocorrem a um ritmo sem precedentes na história da humanidade. Relatórios recentes, como o da WWF [99] e o do IPBES [47], apontam para um declínio acentuado nas populações de várias espécies e habitats marinhos, impulsionado por uma combinação de factores antropogénicos. Estimativas feitas com o Índice Planeta Vivo — Living Planet Index (LPI) revelam que as populações selvagens marinhas monitorizadas sofreram uma redução média de 56% e grupos como os peixes marinhos, viram a sua abundância diminuir em 38% entre 1970 e 2007 [46].

As taxas actuais de extinção são 100 a 1000 vezes superiores às taxas de extinção normais (*Background extinction rate*), sugerindo que estamos na presença do sexto evento de extinção em massa da Terra. Estima-se que aproximadamente um milhão de espécies vegetais e animais, incluindo espécies marinhas, estejam ameaçadas de extinção, muitas delas nas próximas décadas. Embora as taxas de extinção marinha possam ser ligeiramente inferiores às terrestres, os impactos continuam a ser graves, com mais de 11% das espécies marinhas avaliadas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) em risco de extinção [11, 73, 74].

Os humanos já alteraram significativamente 87 a 90% da superfície oceânica, afectando negativamente a biodiversidade e a saúde dos ecossistemas marinhos. Mais de 90% das espécies outrora comercialmente importantes estão esgotadas; perdemos mais de 65% das pradarias de ervas marinhas e dos habitats das zonas húmidas; a qualidade da água degradou-se e aceleraram as invasões de espécies [51]. Adicionalmente, as actividades antropogénicas aumentaram as concentrações atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂) em mais de 40% em relação aos níveis pré-industriais [20] — reduzindo o pH global dos oceanos em 0,1 unidades no século passado [70], o que afecta directamente corais, moluscos e outros organismos marinhos vulneráveis.

Mas isto é apenas relativo aquilo que conhecemos. Os oceanos são vastos e em grande parte inóspitos para os humanos, o que torna os sistemas marinhos particularmente difíceis de estudar. Como resultado, grande parte do meio marinho está por conhecer, muitas espécies não foram ainda descobertas e há falta de conhecimentos taxonómicos para muitos grupos [5, 33, 52, 60].

Sabemos que as principais causas desta perda de biodiversidade a nível global incluem a sobre-exploração dos recursos naturais, a destruição e degradação dos habitats, a poluição marinha, a introdução de espécies não nativas e as alterações climáticas. Também sabemos que a redução da biodiversidade marinha acarreta graves consequências ecológicas e económicas, quer para os ecossistemas, quer para a sociedade humana. Extinções a nível local ou a extinção ecológica de espécies-chave são suficientes para provocar mudanças significativas na composição e funcionamento dos ecossistemas [55, 88] e a sobre-pesca e a destruição de habitats, reduzem a disponibilidade de peixes e marisco — uma fonte crucial de proteína para milhões de pessoas. Com o declínio das populações de peixes, as comunidades que dependem da pesca para subsistência e sustento enfrentam insegurança alimentar crescente.

A biodiversidade marinha contribui activamente para a resiliência dos ecossistemas contra as mudanças climáticas. Recifes de coral, mangais e as pradarias de ervas marinhas, por exemplo, actuam como barreiras naturais contra tempestades e contra os efeitos da subida do nível do mar. Com a

[99]: WWF (2024), *Living Planet Report 2024 – A System in Peril*

[47]: IPBES (2019), *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

[46]: Hutchings et al. (2010), *Trends in the Abundance of Marine Fishes*

[11]: Barnosky et al. (2011), *Has the Earth's Sixth Mass Extinction Already Arrived?*

[73]: Pimm et al. (2014), *The Biodiversity of Species and Their Rates of Extinction, Distribution, and Protection*

[74]: Pimm et al. (1995), *The Future of Biodiversity*

[51]: Lotze et al. (2006), *Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas*

[20]: Caldeira et al. (2003), *Anthropogenic Carbon and Ocean pH*

[70]: Orr et al. (2005), *Anthropogenic Ocean Acidification over the Twenty-First Century and Its Impact on Calcifying Organisms*

[5]: Appeltans et al. (2012), *The Magnitude of Global Marine Species Diversity*

[33]: Costello et al. (2010), *A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges*

[52]: Luypaert et al. (2020), *Status of Marine Biodiversity in the Anthropocene*

[60]: Mora et al. (2011), *How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?*

[55]: McCann (2000), *The Diversity–Stability Debate*

[88]: Schindler et al. (2015), *The Portfolio Concept in Ecology and Evolution*

[9]: Baker et al. (2008), *Climate Change and Coral Reef Bleaching: An Ecological Assessment of Long-Term Impacts, Recovery Trends and Future Outlook*

[36]: Duffy (2002), *Biodiversity and Ecosystem Function: The Consumer Connection*

[59]: Millennium Ecosystem Assessment (2005), *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*

[63]: Neergheen-Bhujun et al. (2017), *Biodiversity, Drug Discovery, and the Future of Global Health: Introducing the Biodiversity to Biomedicine Consortium, a Call to Action*

perda desses habitats, aumenta a vulnerabilidade das áreas costeiras aos desastres naturais e a eventos climáticos extremos [9, 36]. Adicionalmente, os ecossistemas marinhos fornecem serviços essenciais (serviços dos ecossistemas), como a regulação do ciclo do carbono e a produção de oxigénio. A destruição dos habitats compromete esses serviços, que são vitais para a saúde do planeta e das populações humanas [59].

A perda de biodiversidade marinha também afecta significativamente indústrias importantes como a pesca e o turismo e quando as espécies nativas diminuem ou desaparecem, muitas vezes são substituídas por espécies invasoras que alteram drasticamente o equilíbrio ecológico. Tal pode resultar em danos adicionais aos habitats naturais, no esgotamento de recursos já limitados e sobretudo, levar ao desaparecimento de espécies que ainda não foram descritas, o que pode ter impactos sérios na descoberta de novos medicamentos [63].

Distinguir as mudanças nas comunidades biológicas que ocorrem de forma natural daquelas provocadas pela acção humana é essencial para compreender a verdadeira magnitude do impacto humano nos ecossistemas. Contudo, sem séries longas de dados ecológicos, fazer essa distinção torna-se extremamente difícil. A falta de séries de dados longas e abrangentes impede a identificação clara dos padrões naturais e das alterações provocadas pelas actividades humanas, dificultando a implementação de medidas de conservação eficazes.

Neste contexto, os Estudos Ecológicos de Longo Prazo — Long-term Ecological Studies (LTES), nos quais se incluem os programas de monitorização, desempenham um papel central. Estes programas fornecem as séries de dados necessárias para detectar mudanças ao longo do tempo, permitindo uma compreensão mais profunda dos padrões ecológicos. Além disso, são fundamentais para a obtenção de dados de referência, essenciais para avaliar o sucesso dos esforços de conservação, apoiar o planeamento e a gestão sustentável dos recursos e melhorar a tomada de decisões.

Os programas de monitorização também permitem avaliar os efeitos das alterações climáticas sobre os ecossistemas marinhos, acompanhar as mudanças na biodiversidade e medir o impacto da degradação dos habitats e da sobre-exploração dos recursos naturais. Através destes programas, é possível compreender melhor o estado ambiental dos ecossistemas, bem como o impacto de poluentes e outras ameaças emergentes. Ao fornecer informações detalhadas e consistentes ao longo do tempo, os programas de monitorização ajudam a identificar problemas ambientais que podem não ser imediatamente aparentes, como a acumulação de poluentes ou o declínio progressivo de espécies-chave. Além disso, permitem a identificação de espécies indicadoras, que podem ser usadas para monitorizar a saúde ambiental dos ecossistemas marinhos.

Por fim, os programas de monitorização são essenciais para garantir o cumprimento de obrigações legais e internacionais, como aquelas estabelecidas pela DQEM. Desempenham igualmente um papel crucial na resposta a desastres ambientais, fornecendo dados actualizados e precisos para avaliar os danos e apoiar os esforços de recuperação.



1.1 Principais resultados do Programa de Monitorização

A IMPORTÂNCIA DO PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO da biodiversidade marinha da Madeira destaca-se principalmente pela longa série de dados ecológicos (2016–2024) que tem produzido. Esses dados integram a abundância de mais de 70 taxa de peixes e mais de 80 de macro-invertebrados móveis e cobrem diversos tipos de habitats em quase 20 locais nas ilhas da Madeira e Porto Santo. Trata-se de uma das mais extensas séries de dados ecológicos disponíveis na Região Autónoma da Madeira, especialmente no que se refere ao meio marinho. Concebido originalmente para avaliar o impacto da criação dos Recifes artificiais (RA) CORDECA e CORCEIRA, acabou por desempenhar um papel essencial na mitigação de algumas das lacunas de conhecimento identificadas no relatório regional da DQEM e tem-se revelado crucial para entender a dinâmica dos ecossistemas costeiros ao longo do tempo, começando a evidenciar padrões importantes que exigem monitorização contínua e aprofundamento.

No entanto, além destas contribuições directas, o Programa de Monitorização permitiu detectar a presença de importantes habitats marinhos (como os campos de rodólitos e os campos de algas calcárias verdes – [69, 79]) e a descoberta de novas espécies pertencentes a vários grupos [78, 80, 84]. Permitiu também avaliar e quantificar a extensão dos eventos de mortalidade do ouriço-de-espinhos-longos (*Diadema africanum*) ocorridos em 2018 e 2022 e está a ajudar a avaliar o potencial invasivo da alga *Caulerpa aschmeadii* no Porto Santo.

Outro aspecto relevante deste programa é o fomento de colaborações com outras equipas e investigadores, bem como de oportunidades de treino para estudantes em técnicas de mergulho científico e ecologia experimental, promovendo assim a formação de futuros investigadores na área. Os relatórios produzidos pelo CIIMAR-Madeira e pela Associação Madeirense para a Conservação Marinha (AMACO) têm sido utilizados pelas entidades regionais na elaboração dos relatórios da DQEM o que salienta a importância do Programa de Monitorização como uma ferramenta essencial para a gestão sustentável dos recursos marinhos da região.

1.2 Constrangimentos

A CRIAÇÃO E MANUTENÇÃO de programas de monitorização no ambiente marinho enfrentam uma série de desafios que afectam a sua continuidade e eficácia. Um dos principais entraves é o próprio trabalho de mar, que envolve condições adversas e imprevisíveis. As operações no mar estão sujeitas às condições meteorológicas, correntes e marés, que podem causar atrasos ou cancelamentos de saídas para recolha de dados. Além disso, o ambiente subaquático exige equipamento especializado e pessoal altamente treinado, o que aumenta a complexidade das operações. A logística para aceder a áreas remotas, a necessidade de garantir a segurança da equipa e o desgaste acelerado dos materiais também contribuem para a dificuldade deste trabalho.

Outro grande obstáculo é a dificuldade em criar, manter e renovar equipas de investigação competentes. O trabalho de monitorização marinha requer conhecimentos especializados em várias áreas, como biologia marinha, ecologia, oceanografia e engenharia, além de habilidades práticas, como o mergulho científico e manuseamento de equipamentos subaquáticos mais

[69]: Neves et al. (2021), “Pink Round Stones”—Rhodolith Beds: An Overlooked Habitat in Madeira Archipelago

[79]: Ribeiro et al. (2020), Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management

[78]: Ribeiro et al. (2019), A New Signal of Marine Tropicalization in the Macaronesia Region: First Record of the Mesophotic Macroalga *Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp in the Madeira Archipelago

[80]: Ribeiro et al. (2023), Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga *Caulerpa aschmeadii* Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)

[84]: Santín et al. (2024), Filling Gaps in the *Webbnesia* Marine Diversity: The Madeiran Sponge Fauna



ou menos complexos. No entanto, a rotatividade de pessoal é elevada, em parte devido à falta de estabilidade no financiamento e à precariedade de contratos na área da investigação. Isto dificulta a formação e manutenção de equipas estáveis, essenciais para a continuidade e qualidade dos dados recolhidos ao longo do tempo.

Os custos inerentes à recolha e processamento dos dados também representam um desafio substancial. Equipamentos como o material de mergulho, sensores subaquáticos e câmaras fotográficas ou de vídeo, têm custos elevados de aquisição e manutenção e o tratamento e análise dos dados requer tempo e pessoal especializado. A recolha de dados no campo envolve também despesas operacionais consideráveis, incluindo o aluguer ou manutenção de embarcações, combustível e os salários da equipa envolvida.

Finalmente, a crónica falta de financiamento a longo prazo é talvez o maior entrave à sustentabilidade destes programas. Muitos projectos de monitorização dependem de fundos pontuais, oriundos de subsídios e projectos que têm uma duração limitada e não garantem a continuidade do trabalho a longo prazo. Sem um financiamento consistente, torna-se difícil manter a regularidade da recolha de dados, actualizar os equipamentos e assegurar a contratação de pessoal qualificado. Adicionalmente, a competição pelo financiamento é intensa e os recursos são frequentemente alocados a projectos de curto prazo ou que dêem resultados imediatos, o que prejudica a viabilidade de iniciativas que requerem anos ou até décadas para produzir conclusões sólidas.

Portanto, embora os programas de monitorização marinha sejam fundamentais para compreender e proteger os ecossistemas marinhos, os desafios logísticos, humanos e financeiros tornam a sua implementação e continuidade uma tarefa árdua. A superação destas barreiras exige um compromisso de longo prazo por parte de governos, instituições e entidades financiadoras, bem como a criação de estratégias que garantam a sustentabilidade das equipas e dos recursos necessários.







2.1 Locais de amostragem

O PRESENTE PROGRAMA DE MONITORIZAÇÃO pretende estudar as variações na composição das comunidades entre os vários locais do estudo ao longo do tempo. Estes locais foram seleccionados de modo a abarcar vários tipos de habitats que caracterizam quer as proximidades, quer as áreas mais distantes dos locais dos navios afundados, bem como outros habitats característicos do ambiente marinho à escala regional (Tabela 2.1 e Figura 2.1). Estes habitats incluem: recifes rochosos, enrocamentos, recifes artificiais, fundos arenosos e campos de algas (rodólitos e *Avrainvillea canariensis*) nos seguintes locais:

1. Controlo areia — Porto Santo: local de substrato arenoso (areia média) a uma profundidade de cerca de 20 m. Cobertura algal variável, que tem sofrido variações importantes ao longo dos anos, nomeadamente a substituição das manchas da alga *Caulerpa prolifera* pelas algas calcárias verdes (*Penicillus capitatus* e *Halimeda incrassata*) e posteriormente, pela alga verde *Caulerpa aschmeadii*. Localizado dentro da área da Rede de Áreas Marinhas Protegidas do Porto Santo (RAMPPS).
2. Baixa das bicudas: afloramento rochoso com aproximadamente 15 500 m² que ocorre a uma profundidade entre os 22 m e os 36 m, num fundo de areia grosseira, em grande parte de origem biogénica. Caracterizado pela dominância dos briozoários, cracas e esponjas. Apresenta uma grande complexidade de nichos ecológicos, com substrato rochoso com diversas orientações e diferentes graus de exposição à luz. Localizado fora da área da RAMPPS.
3. Baixa do Cotrim: afloramento rochoso que atinge a superfície a partir de um fundo de areia fina aproximadamente a 20 m de profundidade. Bastante exposto à ondulação, em parte pela sua localização na costa E da ilha do Porto Santo e em parte pela baixa profundidade a que se encontra. A superfície rochosa deste afloramento é dominada sobretudo por briozoários, cracas e esponjas e por algumas algas características de fundos expostos ao hidrodinamismo. Inserido na área da RAMPPS.
4. CORDECA — areia: local do afundamento do NRP General Pereira D’Eça. Fundo de areia média a cerca de 30 m de profundidade. Caracterizado pela presença de manchas de *C. prolifera* e ocasionalmente das algas verdes calcárias *P. capitatus* e *H. incrassata*, bem como pelas acumulações de sedimento (semelhantes a pequenos vulcões) formados por poliquetas sedentários. Localizado dentro da área da RAMPPS.
5. RA CORDECA: RA criado para potenciar o incremento de recursos piscícolas e promover o turismo subaquático, através do apoio ao mergulho recreativo. Foi criado em 2016 com o afundamento do NRP General Pereira D’Eça. A profundidade varia entre os 30 m no fundo e os 15 m no topo das estruturas da corveta. Esta estação de amostragem refere-se à estrutura do navio propriamente dita. Localizado dentro da área da RAMPPS.
6. Enrocamento do porto do Porto Santo: enrocamento artificial de suporte ao molhe S do porto do Porto Santo. Formado por blocos de

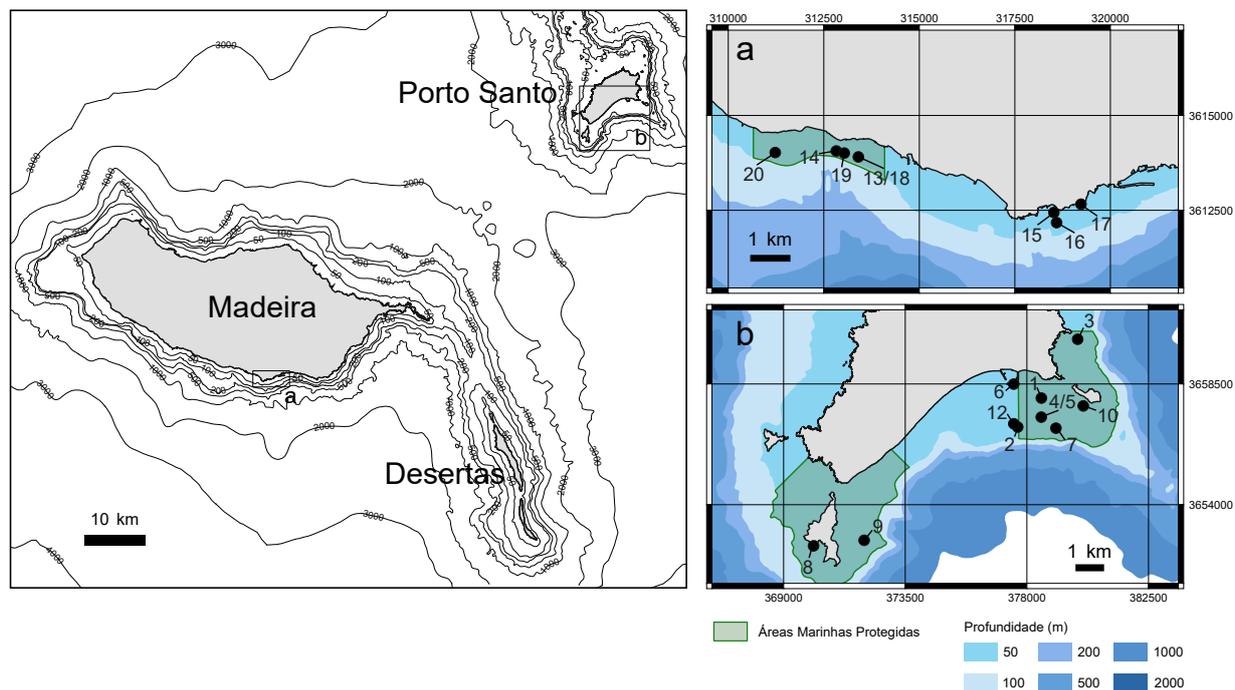


Figura 2.1: Locais de amostragem na Madeira (A) e no Porto Santo (B). Os números dos locais correspondem aos da Tabela 2.1. Sistema de referência das coordenadas: EPSG 32628 (WGS84 UTM Zone 28N).

Tabela 2.1: Locais de amostragem incluídos no programa de monitorização.

Ilha	No.	Local	Habitat	Protecção	Prof. média (m)
Porto Santo	1	Controlo areia – PS	Areia	Protecção total	22
Porto Santo	2	Baixa das bicudas	Rocha	Sem protecção	24
Porto Santo	3	Baixa do Cotrim	Rocha	Protecção total	16
Porto Santo	4	CORDECA areia	Areia	Protecção total	30
Porto Santo	5	RA CORDECA	Recife artificial	Protecção total	24
Porto Santo	6	Enrocamento do porto	Enrocamento	Sem protecção	9
Porto Santo	7	Madeirense	Recife artificial	Protecção total	25
Porto Santo	8	Engrade Grande	Rocha	Protecção parcial	22
Porto Santo	9	Baixinha	Rocha	Protecção parcial	16
Porto Santo	10	Pedra do Jota	Rocha	Protecção total	18
Porto Santo	11	Maerl – PS	Maerl	Sem protecção	30
Madeira	12	CORCEIRA areia	Areia	Protecção total	30
Madeira	13	Cabo Girão	Rocha	Protecção parcial	24
Madeira	14	Ilhéu do Gorgulho	Rocha	Sem protecção	13
Madeira	15	Controlo areia – M	Areia	Sem protecção	26
Madeira	16	Enrocamento Vidamar	Enrocamento	Sem protecção	12
Madeira	17	RA CORCEIRA	Recife artificial	Protecção total	25
Madeira	18	Avrainvillea – CG	Areia	Protecção parcial	30
Madeira	19	Maerl – M	Maerl	Protecção parcial	30



rocha natural entre os 10 m e os 6 m e por blocos de betão desde os 6 m até à superfície. Fundo de areia fina aos 10 m. Normalmente conta com a presença de diversos cardumes de peixes pequenos e serve de abrigo a espécies importantes como o badejo (*Myxteroperca fusca*). Localizado fora da área da RAMPPS.

7. Madeirense: RA criado no ano 2000, com o propósito de dinamizar a actividade do mergulho recreativo e as actividades turísticas associadas. Assente num fundo de areia média a aproximadamente 33 m de profundidade. Encontra-se já em fase avançada de degradação. Este local foi incluído no conjunto das estações de amostragem a partir do Verão de 2017. Localizado dentro da área da RAMPPS.
8. Ilhéu da Cal – Engrade Grande: localizado na zona W do Ilhéu da Cal e integrada na área da RAMPPS, mas com regime de protecção parcial. É uma baía cujo substrato rochoso se estende desde a superfície até próximo de 24 m de profundidade onde surge um fundo de areia e pequenas rochas. A faixa rochosa é formada por blocos rochosos e por paredes que atingem a superfície. Localizado dentro da área da RAMPPS, está sujeito a um regime de protecção parcial.
9. Baixinha: afloramento rochoso localizado a aproximadamente 1000 m a E do Ilhéu da Cal. O topo atinge uma profundidade de cerca de 6 m e o fundo encontra-se perto dos 32 m. Localizado dentro da área da RAMPPS, está sujeito a um regime de protecção parcial.
10. Ilhéu de Cima – «Pedra do Jota»: zona com plataforma rochosa a SW do Ilhéu de cima, entre os 21 m e os 15 m de profundidade. Integrada na área da RAMPPS, com regime de protecção total. É uma zona sujeita a correntes de maré fortes e que alberga uma diversa e importante comunidade ecológica.
11. Maerl – PS: campo de rodólitos sobre um fundo de areia muito grosseira e cascalho fino a 30 m de profundidade. Foi incluído no programa de amostragem em 2022. Localizado fora da RAMPPS.

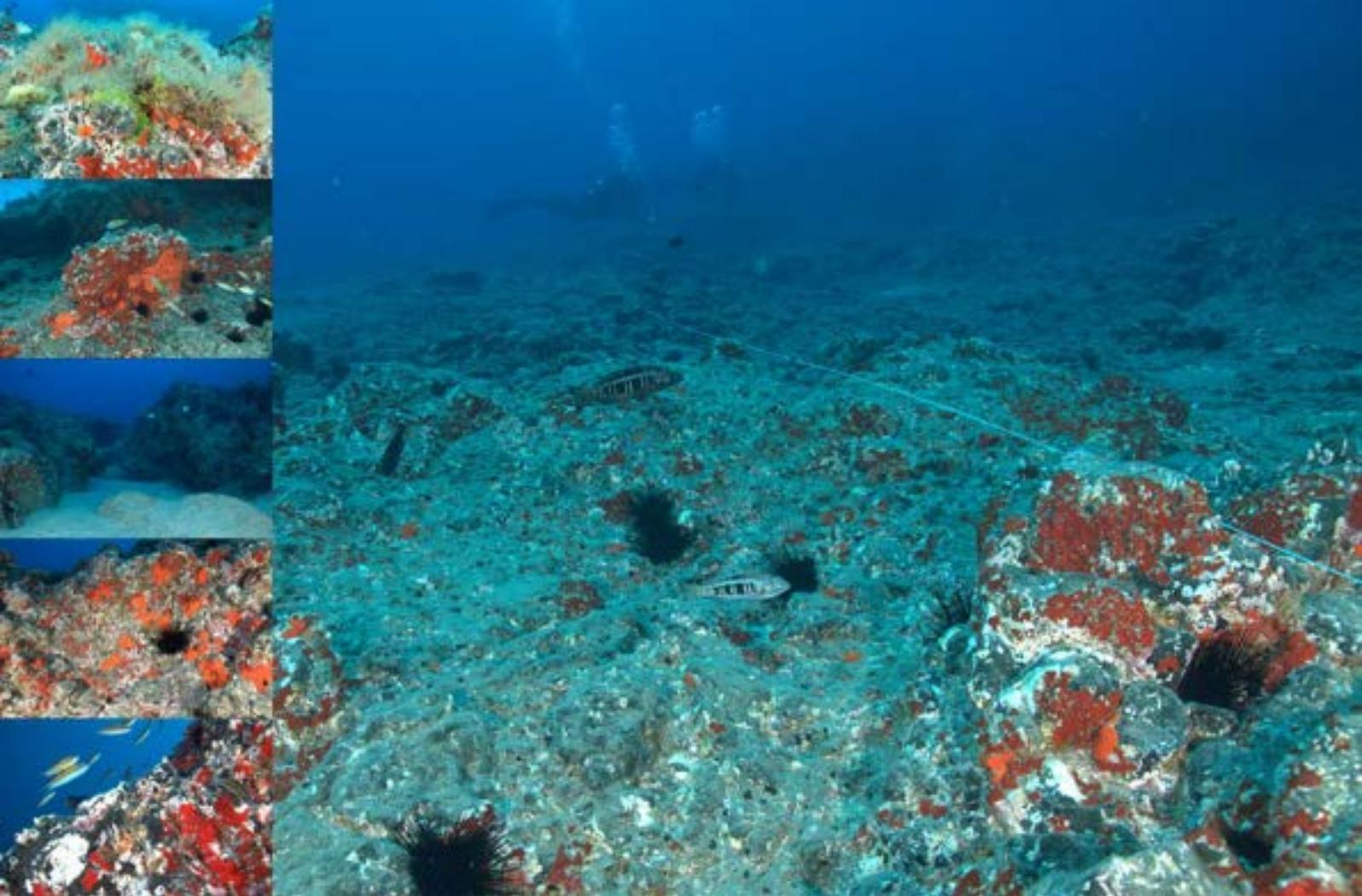




Controlo areia — Porto Santo

Baixa das bicudas — Porto Santo





Baixa do Cotrim — Porto Santo

RA CORDECA — Porto Santo





Enrocamento do porto — Porto Santo

RA Madeirense — Porto Santo





Baixinha — Porto Santo

Engrade grande — Porto Santo

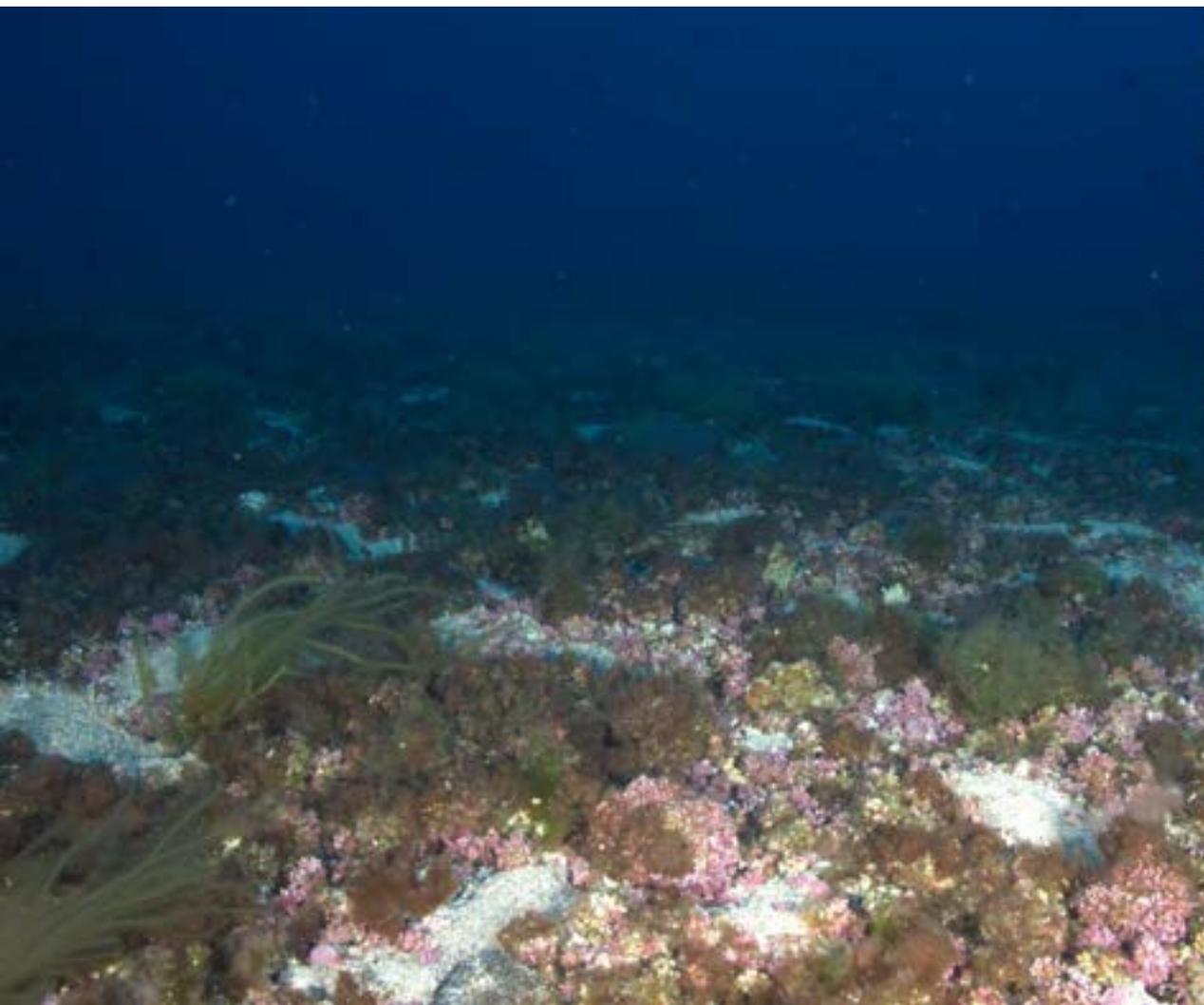




Pedra do Jota — Porto Santo



Maërl — Porto Santo



Na ilha da Madeira, o programa de monitorização do RA CORCEIRA realiza-se nos seguintes locais:

12. CORCEIRA — areia: local onde, em 2018, foi afundado o NRP Afonso Cerqueira. Fundo de areia fina a uma profundidade entre os 30 m e os 24 m. Localizado dentro do Parque Natural Marinho do Cabo Girão (PNMCG).
13. Cabo Girão: zona de substrato misto, a profundidades entre os 41 m e os 21 m. Fundo de areia fina com presença de rodólitos a uma profundidade próxima dos 31 m e blocos rochosos de dimensões variadas até cerca de 21 m de profundidade. Localizada dentro da área do PNMCG.
14. Ilhéu do Gorgulho: ilhéu rochoso que sobe abruptamente desde os 15 m. Fundo arenoso a S, E e W e uma plataforma de blocos rochosos a N, que faz a ligação com a zona rochosa da praia do Gavinas, no Lido/Funchal. Localizado fora de qualquer área protegida.
15. Controlo areia — Madeira: zona de fundo arenoso (areia fina) a aproximadamente 30 m de profundidade e a uma distância de cerca de 240 m a sul do Ilhéu do Gorgulho. Localizado fora de qualquer área protegida.
16. Enrocamento Vidamar: enrocamento de suporte à piscina do Hotel Vidamar. Fundo de areia muito fina a aproximadamente 17 m e blocos de rocha natural entre os 17 m e os 6 m. Com blocos de cimento desde os 6 m até à superfície. Localizado fora de qualquer área protegida.
17. RA CORCEIRA: RA criado com o afundamento do NRP Afonso Cerqueira. Localizado dentro da área do PNMCG. O RA está orientado a SW com a proa assente no fundo aos 30 m e a popa aos 24 m. A estrutura do recife sobe até a uma profundidade próxima dos 15 m.
18. *Avrainvillea* — CG: campo de algas da espécie *Avrainvillea canariensis*, descoberto em 2018 no PNMCG. Fundo de areia fina, a cerca de 31 m de profundidade e incluído no programa de monitorização em 2022.
19. Maerl — M: campo de rodólitos a aproximadamente 30 m de profundidade e localizado perto do limite W do PNMCG. Incluído no programa de monitorização em 2022.





RA CORCEIRA — Madeira

Cabo Girão — Madeira





Ilhéu do Gorgulho — Madeira

Controlo areia — Madeira





Enrocamento Vidamar — Madeira

Avrainvillea CG — Madeira





Maerl — Madeira

2.2 Parâmetros oceanográficos

A COMPREENSÃO DAS DINÂMICAS OCEANOGRÁFICAS das águas costeiras da Madeira e do Porto Santo é essencial para avaliar os factores que moldam a biodiversidade marinha da região. Conscientes deste facto e apesar das limitações, foram recolhidos dados sobre alguns dos principais parâmetros oceanográficos e ambientais em alguns locais do arquipélago.

2.2.1 Porto Santo

Os dados relativos à temperatura da água do mar na ilha do Porto Santo, foram obtidos a partir de um sensor Hobo (Pendant Temperature/Light 64K Data Logger, Onset Corporation — EUA), colocado na Baixa das bicudas a cerca de 30 m.

2.2.2 Madeira

Os dados relativos aos parâmetros oceanográficos para a ilha da Madeira foram obtidos ao abrigo do Programa de Monitorização ambiental — Qualidade da água do OOM, entre os meses de Fevereiro e Novembro de 2024.

Os perfis verticais ao longo da coluna de água foram realizados com recurso ao CTD¹ 115M (Sea & Sun Technology, Alemanha), contemplando a medição das seguintes variáveis: temperatura (SST PT100), condutividade (Large Conductivity Sensor), oxigénio dissolvido (Optical Oxygen Sensor), pH (Hamilton), turbidez (Seapoint Turbidity meter), clorofila-a (Turner Cyclops-7 fluorometer) e PAR (LI-COR Quantum 192SA). Os dados obtidos a partir do instrumento foram alvo de um processamento preliminar que consistiu na remoção dos dados medidos no 1º metro de profundidade e dos dados medidos na subida do equipamento até à superfície (i.e., apenas foram usados os dados obtidos durante a descida do instrumento). Os dados foram posteriormente agrupados por classes de profundidade sendo calculadas a médias e desvios-padrão para cada uma das variáveis medidas. Finalmente, foram seleccionados os dados correspondentes à última classe de profundidade (os 5 m mais próximos do fundo).

¹: *Conductivity, Temperature and Depth*. Instrumento oceanográfico para efectuar perfis verticais na coluna de água.

2.3 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna e macroinvertebrados móveis

PARA EFECTUAR ESTA CARACTERIZAÇÃO foi usado o método de censos visuais subaquáticos (CV) dirigido à ictiofauna não críptica, usando como unidade de amostragem um transecto em banda com um comprimento de 25 m e uma largura de 2 m para cada lado da linha, totalizando uma área de 100 m² por transecto.

No caso dos invertebrados, usou-se o mesmo transecto (25 m de comprimento), mas com uma largura inferior (1 m para cada lado da linha), totalizando uma área de 50 m² por transecto.

Ao longo de cada transecto foram identificadas as espécies e contabilizados os peixes de acordo com os critérios seguidos por Brock [17, 18], nomeadamente, se parte de um cardume passa na área a ser amostrada pelo mergulhador, os elementos de todo o cardume são contabilizados; cardumes ou peixes individuais que atravessem a área de amostragem atrás do mergulhador ou

[17]: Brock (1982), *A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations*

[18]: Brock (1954), *A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations*



que voltem atravessar o transecto, não são recontados durante o censo. O tamanho dos peixes observados foi também estimado, de acordo com três classes de tamanho (pequenos, médios e grandes), baseando-se no comprimento máximo reportado para cada espécie para a região [16, 96, 97]. Em cada estação de amostragem foi efectuado um mínimo de três transectos por campanha, à excepção do RA Madeirense onde, devido à profundidade, apenas foram realizados dois transectos. As amostragens foram feitas em duas campanhas anuais: uma no Verão e outra no Outono.

Adicionalmente, foram também registadas todas as espécies de peixes observadas fora das unidades de amostragem e/ou após o término do CV, para a caracterização qualitativa da ictiofauna associada a cada habitat. A identificação dos espécimes observados foi efectuada até ao nível taxonómico mais baixo possível (normalmente a espécie).

Para os macroinvertebrados, a metodologia foi semelhante: ao longo de cada um dos transectos foram identificadas as espécies móveis (p. ex. moluscos, ouriços, estrelas-do-mar, etc.), ou aquelas que, sendo sésseis, os organismos podem ser facilmente contabilizados como indivíduos (p. ex. *Pinna* sp., anémonas-gigantes, etc.), sendo excluídos grupos de invertebrados coloniais (como as esponjas, os briozoários, etc.). Efectuaram-se um mínimo de 3 transectos em cada estação de amostragem em cada uma das campanhas anuais.

2.3.1 Cálculo da diversidade

Os dados de abundância foram utilizados para comparar a diversidade dos locais amostrados. Para tal, seguimos a estrutura proposta por Chao, Chiu e Jost [23], que unifica as medidas de diversidade taxonómica (TD), diversidade filogenética (PD) e diversidade funcional (FD), com base nos números de Hill [45]. Os números de Hill são uma família paramétrica de índices de diversidade que diferem entre si apenas pelo parâmetro q que determina a sensibilidade do índice às abundâncias relativas das espécies [23].

Desde que foram reintroduzidos em ecologia por Jost [49], os números de Hill têm sido utilizados para quantificar a diversidade das espécies com base na sua abundância. Posteriormente foram estendidos ao cálculo da diversidade filogenética [22] e da diversidade funcional [28].

Nesta abordagem, os números de Hill são generalizados para medir os atributos para todas as dimensões da diversidade (TD, PD e FD). Para a diversidade taxonómica, o atributo é a espécie, uma vez que todas as espécies (como entidades taxonómicas) são tratadas como sendo igualmente distintas. Neste caso, os números de Hill medem o número efectivo de espécies.

O comprimento de cada segmento de ramo numa árvore filogenética é o atributo para a diversidade filogenética — o(s) ramo(s) mais curto(s) da árvore da comunidade em estudo são considerados como uma unidade e igualmente distintos filogeneticamente. O comprimento de cada um dos ramos é calculado com base nessa unidade, normalizado em função da abundância relativa de cada espécie e o resultado é usado para o cálculo da diversidade. Neste trabalho, a diversidade filogenética foi calculada a partir de uma árvore filogenética construída com o pacote *Taxize* para o *R* [21], utilizando a classificação taxonómica obtida a partir da base de dados NCBI [39].

Finalmente, no caso da diversidade funcional, o atributo é a distância funcional entre cada par de espécies, tendo como base uma matriz de dissimilaridade calculada a partir de diferentes características funcionais (*functional traits*), definidas como um conjunto de características morfológicas, fisiológicas

[16]: Brito et al. (2002), *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*

[96]: Whitehead et al. (1984), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*

[97]: Wirtz (1994), *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*

[23]: Chao et al. (2014), *Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers*

[45]: Hill (1973), *Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences*

[49]: Jost (2006), *Entropy and Diversity*

[22]: Chao et al. (2010), *Phylogenetic Diversity Measures Based on Hill Numbers*

[28]: Chiu et al. (2014), *Distance-Based Functional Diversity Measures and Their Decomposition: A Framework Based on Hill Numbers*

[21]: Chamberlain et al. (2013), *Taxize: Taxonomic Search and Retrieval in R*

[39]: Federhen (s.d.), *The NCBI Taxonomy Database*



[93]: Violle et al. (2007), *Let the Concept of Trait Be Functional!*

e fenológicas que influenciam indirectamente a aptidão dos organismos através dos seus efeitos no crescimento, na reprodução e na sobrevivência. Estas características funcionais foram escolhidas pela sua relação com as funções que os organismos desempenham nos ecossistemas e que se encontram ligadas com as funções e/ou serviços dos ecossistemas [93]. As características funcionais usadas foram diferentes consoante os grupos em causa (ictiofauna, macroinvertebrados móveis e conjunto da comunidade) e foram as seguintes:

Para a ictiofauna:

- *Dieta*, com as seguintes categorias: invertebrados bentónicos móveis, planctívoro, piscívoro, omnívoro, herbívoro, herbívoro-detritívoro, invertebrados sésseis;
- *Mobilidade*: sésil, sedentário, móvel;
- *Posição vertical na coluna de água*: bentónica, bentopelágica, pelágica;
- *Gregarismo*: solitário, em pares (ou pequenos grupos), em cardumes;
- *Comprimento máximo*, com as seguintes classes: 0 a 7 cm, 7,1 a 15 cm, 15,1 a 30 cm, 30,1 a 50 cm, 50,1 a 80 cm e >80 cm;
- *Período de actividade*: diurno, ambos, nocturno;
- *Cuidados parentais*: *nonguarders* (sem cuidados parentais), *guarders* (depositam os ovos e guardam-nos de algum modo), *bearers* (transportam consigo os ovos até à sua eclosão) [10].

[10]: Balon (1990), *Epigenesis of an Epigeneticist: The Development of Some Alternative Concepts on the Early Ontogeny and Evolution of Fishes*

[15]: Bremner et al. (2006), *Methods for Describing Ecological Functioning of Marine Benthic Assemblages Using Biological Traits Analysis (BTA)*

[71]: Pacheco et al. (2011), *Functional Diversity of Marine Macrobenthic Communities from Sublittoral Soft-Sediment Habitats off Northern Chile*

No caso dos macroinvertebrados móveis, as características funcionais foram adaptadas de Bremner, Rogers e Frid [15] e Pacheco et al. [71] e são as seguintes:

- *Técnica de reprodução*: assexuada, sexuada (libertam os ovos em massa), sexuada (depositam/transportam ovos — larvas planctónicas), sexuada (depositam/transportam ovos que se assemelham a adultos em miniatura);
- *Mobilidade relativa*: alta, média, baixa, ausente;
- *Grau de fixação ao substrato*: nenhum, temporário, permanente;
- *Tipo de locomoção*: sésil, nadadores, rastejadores, enterram-se;
- *Protecção corporal*: corpo mole (sem protecção), corpo protegido por tubo/túnica, possuem exoesqueleto rijo, com concha;
- *Diferenciação sexual*: gonocórico, hermafrodita simultâneo, hermafrodita sequencial;
- *Sociabilidade*: solitário, colonial;
- *Hábito de vida*: dentro de tubo, permanentemente enterrado, enterrado temporariamente, em fendas/por baixo de pedras/em buracos, epizóico/epífito, livre;
- *Dieta*: filtrador/suspensívoro, detritívoro, herbívoro, predador;



- *Posição vertical na coluna de água*: bentónica, bentopelágica, pelágica;
- *Comprimento máximo*: 0 a 7 cm, 7,1 a 15 cm, 15,1 a 30 cm, 30,1 a 50 cm, 50,1 a 80 cm e >80 cm;

Para análise conjunta da ictiofauna e macroinvertebrados móveis foram usadas as seguintes características funcionais:

- *Dieta*: filtrador/suspensívoro, detritívoro, herbívoro, predador;
- *Posição vertical na coluna de água*: bentónica, bentopelágica, pelágica;
- *Comprimento máximo*: 0 a 7 cm, 7,1 a 15 cm, 15,1 a 30 cm, 30,1 a 50 cm, 50,1 a 80 cm e >80 cm;
- *Mobilidade*: sésil, sedentário, móvel.

As informações das características funcionais foram obtidas a partir de diferentes fontes. Muitas foram obtidas de bases de dados disponíveis em linha, de fontes bibliográficas e do conhecimento do autor. Uma vez que as características funcionais incluem variáveis qualitativas e numéricas, a matriz de dissimilaridade funcional foi calculada através de dissimilaridades de Gower [34, 43], com todas as características funcionais ponderadas de igual forma. Isto foi feito através do pacote *mFD* para o *R* [53]. Todos os cálculos foram implementados utilizando o *R* [75] e o pacote *iNEXT.3D* [24].

No âmbito desta abordagem foram calculadas as diversidades para as 3 dimensões da diversidade e para 3 ordens de q : 0, 1 e 2. Os índices usados foram:

- qTD números de Hill: quando $q = 0$, é equivalente à riqueza específica (ou mais especificamente à densidade de espécies, ou seja, o número de espécies observadas na unidade de amostragem [42, 89]). Quando $q = 1$, a medida é equivalente ao índice de diversidade de Shannon (base e). Expressa o número efectivo de espécies comuns ou típicas. Também chamado diversidade de Hill–Shannon [83]. Quando $q = 2$ equivale ao inverso da concentração de Simpson. Expressa o número efectivo de espécies dominantes ou muito abundantes na comunidade – diversidade de Hill–Simpson [83];
- qPD : números de Hill filogenéticos ou diversidade filogenética média – [23]. Quando $q = 0$, o índice equivale à diversidade filogenética de Faith [38] (uma medida de diversidade filogenética amplamente utilizada, que incorpora as relações filogenéticas entre espécies. É definida como a soma dos comprimentos dos ramos na árvore filogenética do conjunto de taxa em causa) e que expressa a riqueza filogenética (*phylogenetic richness*). Quando $q = 1$, a medida pode ser interpretada como o número efectivo de linhagens comuns/abundantes e quando $q = 2$, expressa o número efectivo de linhagens dominantes ou muito abundantes;
- qFD : números de Hill funcionais [23]. O número efectivo de espécies igualmente abundantes e igualmente distintas em termos funcionais; Quando $q = 0$, exprime a riqueza funcional (*functional richness*). Quando $q=1$, expressa o número efectivo de espécies comuns igualmente abundantes e igualmente distintas em termos funcionais, e quando $q = 2$, o número efectivo de espécies dominantes/muito abundantes, igualmente abundantes e igualmente distintas em termos

[34]: de Bello et al. (2021), *Towards a More Balanced Combination of Multiple Traits When Computing Functional Differences between Species*

[43]: Gower (1971), *A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties*

[53]: Magneville et al. (2022), *mFD: An R Package to Compute and Illustrate the Multiple Facets of Functional Diversity*

[75]: R Core Team (2025), *R: A Language and Environment for Statistical Computing*

[24]: Chao et al. (2021), *Measuring Temporal Change in Alpha Diversity: A Framework Integrating Taxonomic, Phylogenetic and Functional Diversity and the iNEXT.3D Standardization*

[42]: Gotelli et al. (2001), *Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness*

[89]: Simpson (1964), *Species Density of North American Recent Mammals*

[83]: Roswell et al. (2021), *A Conceptual Guide to Measuring Species Diversity*

[38]: Faith (1992), *Conservation Evaluation and Phylogenetic Diversity*



funcionais. Para simplificar usamos o termo «entidades funcionais para designar espécies igualmente abundantes e funcionalmente igualmente distintas». Desta forma temos: 1FD como o *número efectivo de entidades funcionais comuns/abundantes* e 2FD como o *número efectivo de entidades funcionais dominantes/muito abundantes*.

De forma a ter em consideração as diferenças entre os diversos locais e habitats amostrados, bem como as diferenças no esforço de amostragem ao longo das diversas campanhas, os cálculos da diversidade foram feitos para os dados standardizados por cobertura (ver Chao e Jost [25]), mais propriamente pelo valor de cobertura mínima das amostras.

[25]: Chao et al. (2012), *Coverage-Based Rarefaction and Extrapolation: Standardizing Samples by Completeness Rather than Size*

No caso da análise ao conjunto das densidades dos macroinvertebrados móveis e dos peixes, as contagens dos primeiros foram duplicadas para poderem ser comparadas com as densidades da ictiofauna. Os autores compreendem que existe um erro associado a esta abordagem, mas consideram que esse erro é menor do que seria a divisão das contagens da ictiofauna por dois e que a interpretação mais completa dos resultados, obtida a partir a junção dos dados compensa o erro associado.

2.3.2 Densidades e frequências

Os dados das abundâncias foram usados para analisar as variações anuais na densidade e na frequência de cada uma das espécies observadas. Os valores das contagens foram agrupados por local e por ano, sendo depois feita a média dos valores de forma a ter em conta o esforço (número de transectos) em cada um dos locais em cada um dos anos. Em seguida foi aplicado um modelo linear e seleccionadas as espécies para as quais o coeficiente do modelo (r^2) foi igual ou superior a 0,75, reflectindo as espécies com tendências (crescimento ou decréscimo) mais evidentes no período em causa.

2.3.3 Análise de associação

Quando o objectivo é determinar que espécies podem ser usadas como indicadoras de um conjunto de locais (p. ex., um habitat ou um grupo de habitats), uma das abordagens comuns em Ecologia é usar o *valor indicador* (Indicator Value [37]). Este índice (*IndVal*) mede a associação entre uma espécie e um conjunto de locais e procura o grupo a que corresponde o valor de associação mais elevado. A significância estatística desta relação é depois testada através de um teste permutacional.

[37]: Dufrêne et al. (1997), *Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach*

[19]: Cáceres et al. (2009), *Associations between Species and Groups of Sites: Indices and Statistical Inference*

O *IndVal* foi calculado no R, através do pacote *indicspecies* [19], usando 999 permutações. A análise retorna 3 componentes: *A*, *B* e a significância estatística (através dos parâmetros *stat* e *valor-p*). O componente *A* é uma estimativa da probabilidade do local analisado pertencer a um determinado habitat baseado no facto da espécie ocorrer nessa amostra (um valor de 1 significa que a espécie apenas ocorre nos locais pertencentes a esse habitat). O componente *B* é a probabilidade de encontrar a espécie em causa nos locais pertencentes a um determinado habitat. A este componente chama-se também «fidelidade» ou «sensitividade» da espécie como indicador do habitat (um valor de 1 significa que a espécie está presente em todos os locais pertencentes a esse habitat). Finalmente, o parâmetro *stat* é o valor da estatística de associação e *valor-p* é o valor do teste permutacional.



2.3.4 Ordenação

Os dados das comunidades (abundância ou presença) são dados multi-variados, em que cada espécie observada é uma variável. Estes dados podem ser visualizados como um conjunto de locais posicionados num espaço em que cada variável (espécie) define uma dimensão. Desta forma, existem neste espaço tantas dimensões quantas as espécies presentes e torna-se complicado representar graficamente a estrutura das comunidades.

Os métodos de ordenação visam resolver esta dificuldade, procurando apresentar os dados multi-variados num conjunto reduzido de eixos ortogonais, construídos de forma a representar, por ordem decrescente, as principais tendências da variação dos dados. Existem vários métodos de ordenação, sendo que neste trabalho se optou por usar o Nonmetric multidimensional scaling (nMDS). É um método adequado a comunidades complexas e que leva em conta as abundâncias das várias espécies para representar um conjunto de objectos (neste caso, as comunidades observadas nos vários locais amostrados) ao longo de um conjunto predeterminado de eixos.

A ordenação foi feita a partir de uma matriz de dissimilaridade, calculada usando as distâncias de Bray-Curtis. O número de dimensões da ordenação (k) foi escolhido de forma a minimizar o *stress*, que é um parâmetro que indica o quão bem a ordenação se adequa aos dados. Deste modo, foi elaborada uma simulação que efectuou 100 vezes a ordenação (nMDS) para valores de k entre 1 e 4 dimensões. Os resultados foram analisados e escolheu-se um $k=4$ de acordo com os critérios definidos por Clark [29], em que: $\text{stress} < 0,05$ = excelente, $< 0,10$ = bom, $< 0,20$ = usável, $> 0,20$ = não aceitável.

[29]: Clarke (1993), *Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure*

2.4 Recifes artificiais

AS FREQUÊNCIAS DE OCORRÊNCIA das espécies da ictiofauna foram analisadas nos RA CORDECA, Madeirense e CORCEIRA, bem como nas zonas arenosas circundantes. Com base nessas frequências, as espécies foram classificadas em quatro categorias, de acordo com o descrito por Charbonnel [26]:

- I (75–100%) — espécies permanentes/residentes;
- II (50–75%) — espécies frequentes;
- III (25–50%) — espécies ocasionais; e
- IV (<25%) — espécies raras.

Para cada um dos cinco locais (RA CORDECA, CORDECA areia, Madeirense, RA CORCEIRA e CORCEIRA areia, foram seleccionadas as espécies permanentes e frequentes (ou seja, todas as espécies com frequências superiores a 50%) e foi analisada a variação da sua densidade anual para cada uma das classes de tamanho (S, M e L, respectivamente: pequeno, médio e grande).

Foram igualmente analisadas as tendências de variação, através da aplicação de um modelo linear e da selecção das espécies para as quais o coeficiente do modelo (r^2) foi igual ou superior a 0,75 no período em causa.

[26]: Charbonnel (2002), *Effects of Increased Habitat Complexity on Fish Assemblages Associated with Large Artificial Reef Units (French Mediterranean Coast)*



3.1 Esforço/Amostragem

NO PERÍODO A QUE SE REFERE o presente relatório, foram efectuadas cinco das seis campanhas previstas no Programa de Monitorização; 6 no Porto Santo e 5 na Madeira (a campanha do Outono de 2022 na Madeira não foi efectuada por motivos meteorológicos). Nestas campanhas foram efectuados 339 mergulhos — Tabela 3.1, totalizando 263 horas de trabalho subaquático a profundidades entre os 9,6 m e os 35 m, com uma duração média de 47 minutos/mergulho.

Em termos de amostragem, foram realizados um total de 962 transectos para avaliação da ictiofauna e dos macroinvertebrados móveis nos 19 locais de estudo, correspondendo a uma área de 0,07 km². Na ilha do Porto Santo efectuaram-se um total de 584 transectos, enquanto na ilha da Madeira foram efectuados os restantes 378 transectos.

Em média, cada campanha consistiu em cerca de 30 imersões. A campanha de Outono de 2022, no Porto Santo, foi aquela onde foram efectuadas mais imersões (47), enquanto que a campanha do Outono de 2024 foi aquela onde esse número foi menor (17 imersões).

Ilha	Campanha	n
Madeira	Verão 2022	28
Madeira	Outono 2022	—
Madeira	Verão 2023	28
Madeira	Outono 2023	22
Madeira	Verão 2024	24
Madeira	Outono 2024	17
Porto Santo	Verão 2022	38
Porto Santo	Outono 2022	47
Porto Santo	Verão 2023	36
Porto Santo	Outono 2023	37
Porto Santo	Verão 2024	36
Porto Santo	Outono 2024	26

Tabela 3.1: Número de mergulhos individuais (*man-dives*) efectuados nas várias campanhas entre 2022 e 2024.

3.2 Parâmetros oceanográficos

NESTA SECÇÃO DO RELATÓRIO são apresentados os resultados de alguns dos parâmetros oceanográficos que influenciam directamente os habitats marinhos costeiros e a suas comunidades. São analisados dados relativos à temperatura, salinidade, pH, nutrientes, entre outros, recolhidos em alguns locais da ilhas da Madeira e do Porto Santo.

3.2.1 Porto Santo

A temperatura média mensal da água do mar na Baixa das bicudas (Porto Santo) variou entre 18,1°C em Março de 2022 e 25,2°C em Setembro de 2023 (Figura 3.1). Os meses mais quentes foram Setembro e Outubro de 2023, mas em 2022 os meses de Agosto a Outubro registaram igualmente valores de temperatura acima dos 24°C. Os meses mais frios foram Março e Abril de 2022, ambos com valores próximos de 18,1°C — Tabela 3.2.

Em termos de valores absolutos, o valor mais baixo da temperatura da água foi de 17,7°C e foi registado às 6:30 do dia 24/03/2022. O valor mais elevado foi 25,7°C e foi registado às 14:45 do dia 03/10/2023. No que diz respeito às médias diárias, o dia mais quente foi 06/10/2023 com uma temperatura média de 25,6°C e o dia mais frio foi 24/03/2022 com uma temperatura média de 17,8°C. A maior amplitude térmica verificou-se no dia 12/07/2023 com uma diferença de 2,4°C entre a temperatura máxima e a mínima.

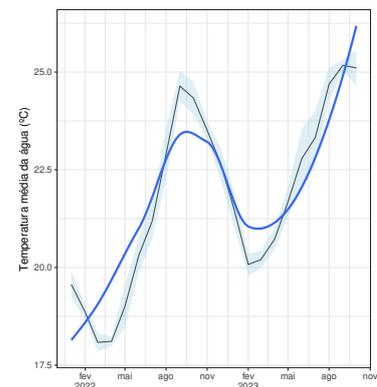


Figura 3.1: Variação da temperatura média mensal da água na Baixa das bicudas entre Fevereiro de 2022 e Novembro de 2023. A linha azul escura e a zona azul-claro representam, respectivamente a média e o desvio-padrão dos valores.

Tabela 3.2: Médias mensais da temperatura da água registadas na Baixa das bicudas entre Janeiro 2022 e Outubro de 2023.

Data	Temp. (°C)
Janeiro 2022	19,6
Fevereiro 2022	18,9
Março 2022	18,1
Abril 2022	18,1
Mai 2022	19,0
Junho 2022	20,3
Julho 2022	21,2
Agosto 2022	22,9
Setembro 2022	24,6
Outubro 2022	24,3
Novembro 2022	23,5
Dezembro 2022	22,7
Janeiro 2023	21,5
Fevereiro 2023	20,1
Março 2023	20,2
Abril 2023	20,7
Mai 2023	21,7
Junho 2023	22,8
Julho 2023	23,3
Agosto 2023	24,7
Setembro 2023	25,2
Outubro 2023	25,1

3.2.2 Madeira

O conjunto de dados analisado apresenta medições ambientais realizadas ao longo de 2024 em diferentes locais no PNMCG na ilha da Madeira. Efectuaram-se medições dos seguintes parâmetros: temperatura, pH, concentração de clorofila-a, turbidez, radiação fotossinteticamente activa (PAR), concentração de oxigénio e salinidade — Tabela 3.3.

Todas as medições foram efectuadas a profundidades superiores a 20 m. Em termos gerais, a temperatura da água do mar no fundo variou entre 18,9°C (em Abril) e 23,5°C (em Agosto). O pH da água manteve-se relativamente estável nas amostras, variando entre 8,17 e 8,20, com uma média de cerca de 8,18, indicando condições ligeiramente alcalinas. A concentração de oxigénio variou entre 7,23 mg/L e 7,65 mg/L, apresentando níveis de oxigénio estáveis entre locais nos vários meses. A salinidade variou entre 36,60 PSU e 36,99 PSU, indicando valores consistentes durante todo o período de amostragem.

Já a concentração de clorofila-a, a turbidez e PAR variaram amplamente, tendo ocorrido algumas falhas nos dois primeiros parâmetros, devido a erros no sensor. Os valores da concentração de clorofila-a disponíveis variaram entre 0,07 µg/L e 0,55 µg/L, indicando uma biomassa fitoplanctónica relativamente baixa, enquanto a turbidez variou entre 0,11 FTU e 0,59 FTU. Os valores da Radiação Fotossinteticamente Activa (PAR) variaram entre aproximadamente 20,43 µE/m²/s e 170,17 µE/m²/s, indicando diferentes níveis de disponibilidade de luz para a fotossíntese entre locais.

No que diz respeito à variação espacial, os resultados obtidos não mostram uma variabilidade muito grande entre locais em termos de temperatura, pH e salinidade. Estes resultados, sugerem um ambiente relativamente homogéneo em todas as áreas de estudo, mesmo que alguns parâmetros, como a clorofila-a e a turbidez, exibam falhas nos registos em determinadas observações, principalmente para o Cabo Girão e o RA CORCEIRA.

Considerando a variabilidade temporal, os dados cobrem vários meses no ano de 2024. Além da variação da temperatura mencionada anteriormente,



também o pH apresenta pequenas variações ao longo dos meses, embora os valores se mantenham relativamente consistentes em torno dos 8,18. Relativamente ao oxigénio e à salinidade, ambos permanecem estáveis, indicando alterações mínimas nestes parâmetros ao longo dos meses amostrados.

Tabela 3.3: Parâmetros oceanográficos da água obtidos para os meses de Fevereiro a Novembro de 2024 na ilha da Madeira (média±desvio-padrão) no estrato de profundidade mais próximo do fundo (> 20 m).

Local	Mês	Temp. (°C)	pH	Clorofila a (µg.L)	Turbidez (FTU)	PAR (µE)	Conc. O ₂ (mg.L)	Salinidade (PSU)
Avrainvillea – CG	Abril	19,1±0,01	8,17±0	0,41±0,07	0,45±0,06	103±6,28	7,63±0,01	36,64±0
Cabo Girão	Maio	20,52±0,03	8,18±0	—	—	170,17±31,85	7,44±0	36,83±0,01
CORCEIRA	Abril	19,11±0,01	8,18±0	0,24±0,03	0,38±0,08	218,67±16,4	7,66±0,01	36,64±0
CORCEIRA	Maio	20,47±0,01	8,18±0,01	—	0,11±0,07	91,11±2,09	7,44±0	36,82±0
CORCEIRA	Junho	20,55±0,01	8,2±0	0,19±0,01	0,18±0,06	122,18±2,15	7,6±0,01	36,84±0,01
CORCEIRA	Agosto	23,55±0,01	8,17±0	—	—	20,43±0,44	7,31±0	36,95±0
CORCEIRA	Outubro	22,83±0,03	8,18±0	0,18±0,02	0,3±0	80,89±2,52	7,23±0,01	37±0,01
CORCEIRA	Novembro	22,25±0	8,18±0,01	0,08±0,09	0,15±0	61,87±4,46	7,28±0	36,99±0
Maerl – M	Abril	18,95±0,02	8,17±0	0,55±0,05	0,59±0,05	96,86±10,66	7,59±0,01	36,61±0
Maerl – M	Maio	20,53±0,11	8,17±0	0,07±0,1	0,22±0,09	132,81±15,22	7,42±0,01	36,82±0,02
Maerl – M	Junho	20,48±0,05	8,19±0	0,19±0,02	0,18±0,07	134,73±12,26	7,65±0,01	36,82±0,01

3.3 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna

NESTA SECÇÃO É FEITA A CARACTERIZAÇÃO qualitativa e quantitativa das comunidades de peixes, com o objectivo de avaliar a diversidade, a abundância e os padrões de distribuição das espécies nos diferentes locais de estudo. Esta análise proporciona uma visão abrangente sobre a composição taxonómica da ictiofauna, bem como da variação das frequências e densidades das espécies mais importantes.

Adicionalmente, são realizadas análises de associação que investigam as relações entre a composição das comunidades de peixes e os diferentes tipos de habitats costeiros, como fundos rochosos, arenosos e recifes artificiais. Estas análises visam compreender as preferências ecológicas das espécies e identificar possíveis espécies indicadoras para cada um desses habitats.

Esta abordagem integrada fornece informações fundamentais para a gestão sustentável dos recursos biológicos e a conservação da biodiversidade marinha, contribuindo para estratégias mais eficazes de monitorização e protecção dos ecossistemas costeiros.

3.3.1 Diversidade

Nas campanhas efectuadas em 2022, 2023 e 2024 foram observados 65 taxa de peixes, pertencentes a 33 famílias e 55 géneros, sendo que 61 destes taxa foram identificados até à espécie.

Na ilha do Porto Santo, em resultado da amostragem efectuada no período acima mencionado, foram registados 56 taxa de peixes, pertencentes a 26 famílias e 47 géneros, sendo que 53 foram identificados até à espécie, sendo que uma delas — *Torpedo marmorata* é um novo registo para esta ilha. Na ilha da Madeira foram registados 52 taxa de peixes, pertencentes a 30 famílias e 47 géneros e desses, 50 foram identificados até à espécie.



Há um conjunto de nove espécies que, durante este período, apenas foram observadas na Ilha da Madeira: *Enchelycore anatina*, *Gymnura altavela*, *Heteropriacanthus fulgens*, *Hippocampus hippocampus*, *Pomadasys incisus*, *Sardinella maderensis*, *Stephanolepis hispida*, *Trachinotus ovatus* e uma espécie da família Mugilidae. As espécies que apenas foram observadas na ilha do Porto Santo neste período foram treze: *Bathytoshia lata*, *Bothus podas*, *Caranx crysos*, *Pagellus acarne*, *Pagrus pagrus*, *Pomatomus saltatrix*, *Scorpaena notata*, *Seriola dumerili*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus trutta*, *Torpedo marmorata*, uma espécie do género *Trachurus* e uma da família Gobiidae. Importa salientar que o registo da tremelga (*T. marmorata*) no presente Programa de Monitorização é o primeiro em qualquer dos locais estudados nas duas ilhas.

Analisando a diversidade taxonómica, com os dados de abundância standardizados para uma cobertura de 94% — Tabela 3.4, verifica-se que os valores mais elevados se registaram em 2023 e 2024 na Engrade grande (para 0TD) — 15 espécies e no Ilhéu do Gorgulho (para 1TD e 2TD). Em 2022, os valores mais altos foram registados no RA CORDECA, em todas as métricas. Os valores mais baixos foram registados em 2023 e em 2024, no Controlo Areia — M e na CORCEIRA areia.

Tabela 3.4: Diversidade taxonómica da ictofauna por local e por ano, para as amostras standardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD
Areia — PS	3,9	3,1	2,6	6,3	3,9	2,9	4,6	3,5	3,0
Baixa das bicudas	5,3	2,4	1,7	6,1	3,1	2,2	5,6	3,0	2,1
Baixa do Cotrim	10,9	6,7	5,2	10,6	5,2	3,3	11,1	7,0	5,1
CORDECA areia	5,0	4,0	3,5	11,9	6,7	5,1	5,6	2,9	2,2
RA CORDECA	12,7	9,2	7,4	12,4	7,3	4,8	9,8	4,9	3,1
Enrocamento	11,4	8,7	7,1	13,3	9,0	7,1	10,6	6,5	4,8
Madeirense	9,0	4,7	3,5	8,4	4,4	3,0	8,7	4,7	3,1
Engrade grande	10,7	5,0	3,1	15,0	8,4	5,4	13,3	8,8	6,6
Baixinha	7,4	3,8	2,6	7,6	4,0	2,8	6,3	4,2	3,2
Pedra do Jota	10,9	4,3	2,5	9,0	4,7	3,0	9,1	4,4	2,8
Maerl — PS	4,8	3,1	2,3	7,0	3,8	2,9	7,9	5,5	4,3
CORCEIRA areia	2,5	2,1	2,0	2,9	2,0	1,7	4,6	1,9	1,4
Cabo Girão	9,7	5,8	4,0	11,6	5,9	3,5	11,5	6,0	3,7
Ilhéu do Gorgulho	8,5	5,7	4,3	13,7	10,2	8,5	13,7	9,6	7,5
Controlo Areia — M	4,1	2,0	1,5	1,0	1,0	1,0	1,3	1,2	1,1
Enrocamento Vidamar	10,2	7,6	6,4	9,7	6,4	5,1	13,7	8,8	6,2
RA CORCEIRA	7,5	3,9	2,7	7,6	4,7	3,6	8,3	4,7	3,6
Avrainvillea — CG	4,0	2,9	2,4	3,7	2,3	1,8	4,7	2,6	1,9
Maerl — M	9,4	4,7	2,9	14,4	8,6	6,9	12,0	3,4	2,0

De uma forma geral, locais como Engrade Grande e Ilhéu do Gorgulho apresentam um crescimento consistente em muitas das métricas. Muitos locais (p. ex. CORDECA areia, Enrocamento e Maerl — M) têm um pico em 2023 e diminuem em 2024. A Baixa do Cotrim apresenta, de forma consistente, valores relativamente elevados ao longo do tempo (apesar dum decréscimo em 2023), para todos os índices (0TD , 1TD e 2TD). O Ilhéu do Gorgulho apresenta um crescimento estável na diversidade taxonómica, com um pico em 2023 e continua a manter valores elevados em 2024.

A média do número de espécies (0TD) aumentou de 2022 para 2023 (+2,82) mas diminuiu em 2024 (-1,94). O número de espécies comuns/muito frequentes (1TD e 2TD) segue um padrão semelhante, com um crescimento apreciável em 2023, seguido de uma queda em 2024. É evidente a variação entre locais, com alguns a apresentarem tendências positivas fortes (p. ex. Engrade Grande, com um aumento líquido de 2,6 espécies ao longo dos três anos) e outras a mostrarem um declínio (p. ex. CORDECA areia).



Na diversidade filogenética (Tabela 3.5) verificam-se mais diferenças entre locais e anos. Os locais com valores de riqueza filogenética (0PD) mais elevados foram: Engrade Grande (em 2023), Ilhéu do Gorgulho (em 2024) e o RA CORDECA em 2022.

Local	2022			2023			2024		
	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD
Areia – PS	2,6	2,1	1,8	3,4	2,1	1,7	2,7	2,2	1,9
Baixa das bicudas	2,7	1,5	1,3	3,0	1,7	1,4	2,8	1,6	1,4
Baixa do Cotrim	4,4	2,3	1,7	4,1	2,0	1,5	4,4	2,3	1,7
CORDECA areia	2,8	2,0	1,6	5,5	2,8	2,1	3,2	2,0	1,7
RA CORDECA	5,1	2,6	1,8	4,8	2,3	1,7	4,0	2,1	1,6
Enrocamento	4,2	2,2	1,6	5,3	2,4	1,6	4,3	2,0	1,5
Madeirense	3,8	2,1	1,6	3,9	2,0	1,6	3,5	2,0	1,6
Engrade grande	4,3	2,0	1,5	5,7	2,5	1,7	5,4	2,6	1,8
Baixinha	3,5	1,8	1,4	3,6	1,8	1,4	3,0	1,9	1,5
Pedra do Jota	4,3	1,9	1,5	4,0	2,0	1,5	4,1	2,0	1,5
Maerl – PS	3,0	1,9	1,5	4,1	2,1	1,7	4,4	2,4	1,7
CORCEIRA areia	2,0	1,8	1,6	2,3	1,7	1,5	2,8	1,6	1,3
Cabo Girão	4,4	2,3	1,7	4,7	2,2	1,6	4,9	2,3	1,6
Ilhéu do Gorgulho	3,9	2,2	1,6	5,5	2,7	1,8	5,7	2,7	1,8
Controlo Areia – M	2,7	1,6	1,4	1,0	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1
Enrocamento Vidamar	4,4	2,4	1,7	4,4	2,4	1,7	5,6	2,5	1,7
RA CORCEIRA	3,5	1,8	1,4	3,4	2,1	1,6	4,0	2,2	1,7
Avrainvillea – CG	2,6	2,1	1,8	2,4	1,8	1,6	2,9	1,9	1,6
Maerl – M	3,8	1,8	1,4	5,2	2,2	1,6	4,5	1,6	1,3

Tabela 3.5: Diversidade filogenética da ictiofauna por local e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Quanto ao número efectivo de linhagens comuns (1PD), os valores mais elevados registaram-se no RA CORDECA (2022), na zona arenosa adjacente – CORDECA areia (em 2023) e no Ilhéu do Gorgulho (em 2024). Os valores mais baixos verificaram-se na Baixa das bicudas (2022) e no Controlo Areia – M (2023 e 2024). Quanto ao número efectivo de linhagens dominantes (2PD), os valores mais altos foram registados na Areia – PS (em 2022 e 2024) e no RA CORDECA areia (em 2023). Os locais com valores mais baixos foram a Baixa das bicudas (em 2022) e Controlo Areia – M (em 2023 e 2024).

Na Engrade Grande observa-se um aumento da diversidade filogenética (0PD , 1PD e 2PD) de 2022 para 2024, apesar da queda de 0PD em 2024. No cômputo geral, é dos locais com os valores mais elevados. O Ilhéu do Gorgulho apresenta igualmente valores elevados, verificando-se aumentos em 2023 e em 2024. Locais como Areia – PS e a Baixinha apresentam flutuações que mascaram qualquer tendência de subida ou descida

De um modo geral, há uma subida na média da diversidade filogenética nos vários locais em 2023 (Avrainvillea – CG, Baixa do Cotrim, CORDECA e Controlo areia – M são excepções), seguida de uma tendência mista para 2024, com alguns locais a apresentarem declínios (notavelmente CORDECA areia) e outros locais a manterem as subidas (p. ex., Cabo Girão, Enrocamento Vidamar e Ilhéu do Gorgulho), embora não em todas as métricas.

No que respeita à diversidade funcional – Tabela 3.6, os índices de diversidade apresentam menor variabilidade do que os índices das dimensões taxonómica e filogenética. Observam-se declínios em locais como o Controlo areia – M e o RA CORDECA, onde a diversidade funcional diminuiu em todas as métricas de 2022 para 2024 e no fundo arenoso em redor do RA CORCEIRA, com diminuições no número de entidades funcionais comuns (1FD) e de entidades funcionais dominantes (2FD). Por outro lado, verificam-se aumentos generalizados da diversidade funcional na Areia – PS, na Baixa das bicudas, no RA CORCEIRA, na Engrade Grande, no Enrocamento Vidamar, no Ilhéu do Gorgulho e nos campos de rodólitos no Porto Santo (Maerl – PS), em todas as métricas. Existem ainda alguns locais sem tendências bem definidas.



Os valores mais elevados, para todas as métricas, foram observados no RA CORDECA em 2022, nos fundos arenosos em redor (CORDECA areia, para ¹FD e ²FD) e na Engrade Grande (em 2023) e no enrocamento Vidamar, em 2024. Os valores mais baixos foram registados no fundo em redor do RA CORDECA (para ⁰FD, em 2022) e na Baixa das bicudas (para ¹FD e ²FD em 2022) e no Controlo Areia – M, para todas as métricas em 2023 e 2024.

Em termos globais (2022 a 2024), locais como o Ilhéu do Gorgulho e os enrocamentos exibem os valores de diversidade funcional mais elevados, enquanto que locais como Controlo areia – M e a Baixa das bicudas apresentam os valores mais baixos.

Tabela 3.6: Diversidade funcional da ictiofauna por local e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD
Areia – PS	2,1	1,9	1,8	2,4	2,0	1,7	2,2	2,0	1,9
Baixa das bicudas	2,1	1,4	1,2	2,3	1,6	1,4	2,2	1,6	1,4
Baixa do Cotrim	2,9	2,1	1,9	2,8	1,8	1,5	3,2	2,1	1,8
CORDECA areia	2,4	2,1	1,9	3,3	2,6	2,4	2,4	1,8	1,6
RA CORDECA	3,1	2,6	2,3	3,0	2,2	1,9	2,6	1,8	1,6
Enrocamento	2,7	2,2	2,0	3,2	2,3	2,0	2,8	2,1	1,9
Madeirense	2,8	2,0	1,8	2,4	1,7	1,5	2,5	1,9	1,6
Engrade grande	2,8	1,8	1,5	3,5	2,3	1,9	3,3	2,3	2,0
Baixinha	2,4	1,6	1,4	2,5	1,6	1,4	2,2	1,7	1,5
Pedra do Jota	2,7	1,7	1,5	2,6	1,8	1,6	2,6	1,8	1,5
Maerl – PS	2,2	1,8	1,6	2,8	2,1	1,9	2,8	2,4	2,2
CORCEIRA areia	1,8	1,6	1,5	1,8	1,5	1,4	2,3	1,5	1,3
Cabo Girão	2,9	2,0	1,7	3,2	2,0	1,7	3,1	2,0	1,7
Ilhéu do Gorgulho	2,6	2,1	1,8	3,2	2,5	2,2	3,5	2,6	2,3
Controlo Areia – M	2,0	1,5	1,3	1,0	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1
Enrocamento Vidamar	2,9	2,4	2,2	2,9	2,3	2,0	3,5	2,7	2,3
RA CORDEIRA	2,5	1,9	1,7	2,6	2,0	1,8	2,7	2,1	1,9
Avrainvillea – CG	2,0	1,8	1,7	2,1	1,7	1,5	2,3	1,7	1,5
Maerl – M	2,1	1,6	1,4	3,0	2,3	2,1	2,5	1,5	1,3

3.3.2 Frequências

Na ilha do Porto Santo existe um conjunto de espécies que simultaneamente apresenta as frequências mais elevadas e que não variaram no período a que se refere este relatório. Essas espécies são: *Canthigaster capistrata*, *Sparisoma cretense* e *Serranus atricauda* (observados em todos os locais) e *Chromis limbata*, *Scorpaena maderensis* e *Thalassoma pavo*, que foram observados em oito dos locais. Existem também outras espécies cuja frequência não se alterou, embora apresentem frequências mais baixas – *Diplodus cervinus*, *Heteroconger longissimus*, *Muraena augusti*, *Pagellus acarne* e *Scorpaena notata*.

Há espécies cuja frequência de ocorrência aumentou no período de estudo, nomeadamente: *Apogon imberbis*, *Aulostomus strigosus*, *Bathytoshia lata*, *Bothus podas*, *Caranx crysos*, *Dentex gibbosus*, *Gymnothorax unicolor*, *Gnatholepis thompsoni* e *Torpedo marmorata*.

Por outro lado, houve um grupo de espécies cuja frequência diminuiu entre 2022 e 2024: *Boops boops*, *Dasyatis pastinaca*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, as espécies da família *Gobiesocidae*, *Kyphosus sectatrix*, *Lithognathus mormyrus*, *Mullus surmuletus*, *Oblada melanura*, *Ophioblennius atlanticus*, *Pagrus pagrus*, *Pomatomus saltatrix*, *Seriola rivoliana*, *Spondyliosoma cantharus*, *Synodus synodus* (de 2023 para 2024). Espécies como *Seriola dumerili*, *Symphodus trutta*, *Similiparma lurida*, *Synodus saurus*, *Sphyrnaena viridensis* e *Tripterygion delaisi*, viram a sua frequência a diminuir desde 2022.



Na ilha da Madeira, as espécies mais frequentes e cuja frequência não se alterou durante o período sobre o qual incide o presente relatório foram: *Canthigaster capistrata* e *Sphoeroides marmoratus* (presentes em todos os locais) e *Thalassoma pavo* (em 5 dos 8 locais).

As espécies cuja frequência aumentou foram: *Chromis limbata*, *Enchelycore anatina*, as espécies da família Gobiesocidae, *Lithognathus mormyrus*, Mugilidae, *Mullus surmuletus*, *Diplodus cervinus*, *Diplodus sargus*, *Muraena augusti*, *Pagellus erythrinus*, *Pseudocaranx dentex*, *Seriola rivoliana*, *Sphyaena viridensis*, *Diplodus vulgaris*, *Epinephelus marginatus*, *Gnatholepis thompsoni*, *Hippocampus hippocampus*, *Paraconger macrops*, *Sardinella maderensis*, *Scorpaena maderensis*, *Stephanolepis hispidus*, *Trachinotus ovatus* e *Xyrichtys novacula*. Ainda que poucas, há espécies cuja frequência diminuiu: *Boops boops* e *Similiparma lurida*.

Considerando as frequências das espécies na globalidade dos locais amostrados, os maiores aumentos verificaram-se para as espécies *Gnatholepis thompsoni* (24%), *Mycteroperca fusca* (23%), *Epinephelus marginatus* (18%), *Dentex gibbosus* (12%) e *Aulostomus strigosus* (11%). As espécies cuja frequência teve uma maior diminuição de 2022 para 2024 foram: *Tripterygion delaisi* (-28%), *Boops boops* (-16%), *Pagrus pagrus* (-12%), *Dasyatis pastinaca* (-11%) e *Seriola rivoliana* (-10%).

3.3.3 Densidade

Da análise dos dados de abundância da ictiofauna recolhidos nos transectos efectuados nos 19 locais nas duas ilhas, no período do estudo, verifica-se que a densidade média total da ictiofauna aumentou entre 2022 e 2024, passando de um valor de 154 ind/100 m² para 198 ind/100 m².

As espécies cuja densidade média aumentou de forma mais marcante foram: *Chromis limbata* (19 ind/100 m²), *Heteroconger longissimus* (15 ind/100 m²), *Thalassoma pavo* (5 ind/100 m²), *Oblada melanura* (4 ind/100 m²) e *Similiparma lurida* (4 ind/100 m²). Por outro lado, as espécies que viram diminuir mais a sua densidade foram: *Boops boops* (-9 ind/100 m²), *Sarpa salpa* (-4 ind/100 m²), *Sphyaena viridensis* (-3 ind/100 m²), *Tripterygion delaisi* (-3 ind/100 m²) e *Diplodus vulgaris* (-2 ind/100 m²).

Na ilha do Porto Santo, a densidade média total da ictiofauna variou entre 156 ind/100 m² e 185 ind/100 m², respectivamente em 2022 e em 2024. As espécies que aumentaram a sua densidade de forma mais expressiva foram: *Chromis limbata*, *Pagellus acarne*, *Scorpaena maderensis*, *Similiparma lurida* e *T. pavo*. Por outro lado, as espécies cuja densidade diminuiu mais significativamente nas campanhas de 2023 e/ou de 2024 foram: *Boops boops*, *Lithognathus mormyrus*, *Seriola rivoliana*, *Sphyaena viridensis* (Figura 3.2) e as espécies da família Gobiidae. A densidade das restantes espécies não variou, no período entre 2022 e 2024, de forma apreciável.

Na ilha da Madeira, a densidade média total da ictiofauna variou entre 148 ind/100 m² e 216 ind/100 m² de 2022 a 2024. As espécies cuja densidade aumentou mais consideravelmente foram: *Chromis limbata*, *Heteroconger longissimus*, *Oblada melanura*, *Thalassoma pavo* e *Scorpaena maderensis*. As espécies cuja densidade diminuiu de forma mais visível foram: *Sarpa salpa*, *Boops boops* e *Sphyaena viridensis*.

As Tabelas 3.7 a 3.25 mostram as densidades médias das várias espécies da ictiofauna em cada um dos anos do período do estudo (2022–2024), bem como a sua variação, em cada um dos locais.



Figura 3.2: Cardume de bicudas (*Sphyaena viridensis*) em redor do RA CORDECA.



Tabela 3.7: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Areia – PS.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Bothus podas</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Canthigaster capistrata</i>	0,1	0,3	0,9	
Gobiidae	0,0	0,0	0,1	
<i>Heteroconger longissimus</i>	8,7	1,6	6,9	
<i>Serranus atricauda</i>	0,0	0,1	0,2	
<i>Sparisoma cretense</i>	4,5	0,9	3,1	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	2,6	4,8	7,3	
<i>Synodus saurus</i>	0,2	0,1	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,1	0,3	0,0	
<i>Xyrichtys novacula</i>	1,3	0,9	0,6	

Na zona arenosa do Porto Santo (Areia – PS) verificam-se aumentos nas densidades de quase todas as espécies observadas, com exceção de *Synodus saurus*, *Synodus synodus* e *Xyrichtys novacula*. Os aumentos mais pronunciados verificam-se nas espécies *Canthigaster capistrata*, *Serranus atricauda* e *Sphoeroides marmoratus*, que registou o maior aumento no período em causa. Há uma diminuição da densidade de *H. longissimus* em 2023 (que depois recupera parcialmente), de *Sparisoma cretense* e *Xyrichtys novacula*. As espécies *Synodus saurus* e *S. synodus* não foram observadas no local em 2024 (Tabela 3.7).

Tabela 3.8: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Baixa das bicudas.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Apogon imberbis</i>	0,2	0,0	0,1	
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,0	0,5	0,2	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Canthigaster capistrata</i>	6,2	5,6	12,6	
<i>Chromis limbata</i>	154,2	124,7	165,9	
Gobiesocidae	0,1	0,0	0,0	
Gobiidae	0,1	0,1	0,0	
<i>Gobius gasteveni</i>	0,0	0,3	0,0	
<i>Muraena augusti</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Scorpaena maderensis</i>	8,1	11,0	20,9	
<i>Serranus atricauda</i>	0,5	1,0	1,8	
<i>Similiparma lurida</i>	11,8	19,8	27,5	
<i>Sparisoma cretense</i>	10,8	9,0	12,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,3	1,8	1,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,5	1,3	1,0	
<i>Thalassoma pavo</i>	9,8	15,9	10,6	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,5	0,2	0,1	

No recife rochoso da Baixa das bicudas (Tabela 3.8), a espécie *Chromis limbata* regista o maior aumento (11,7 ind/100 m²), seguida por *Canthigaster capistrata* (6,4 ind/100 m²). As espécies *Balistes capriscus* e *Gobius gasteveni* não apresentam variação nas densidades.

Na Baixa do Cotrim (Tabela 3.9) há incrementos importantes como por exemplo, com a castanheta-baia (*C. limbata*), que registou um aumento de densidade de 18 ind/100 m² em 2024. De igual modo, a espécie *Apogon imberbis* registou um aumento notório (6 ind/100 m²). Por outro lado, a densidade da espécie *Boops boops* diminuiu drasticamente (-26 ind/100 m²). A espécie *Canthigaster capistrata* teve igualmente uma redução (-1,4 ind/100 m²).

No fundo de areia adjacente ao RA CORDECA (CORDECA areia) verifica-se



Espécies	2022	2023	2024	Variacão
<i>Apogon imberbis</i>	0,0	0,8	6,0	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Bathytoshia lata</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,4	0,5	0,1	
<i>Boops boops</i>	45,5	12,5	20,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	6,5	5,4	5,1	
<i>Chromis limbata</i>	46,2	105,4	64,4	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,4	0,5	0,4	
<i>Diplodus cervinus</i>	0,2	2,0	1,4	
<i>Diplodus sargus</i>	0,6	1,0	0,7	
<i>Diplodus vulgaris</i>	6,5	3,9	6,5	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,1	0,2	
<i>Muraena augusti</i>	0,1	0,1	0,0	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,1	0,4	0,3	
<i>Oblada melanura</i>	4,7	11,0	16,4	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	1,7	2,1	3,8	
<i>Scorpaena maderensis</i>	5,7	9,2	7,4	
<i>Seriola rivoliana</i>	2,4	0,0	0,0	
<i>Serranus atricauda</i>	1,4	0,8	1,9	
<i>Similiparma lurida</i>	33,5	34,1	39,1	
<i>Sparisoma cretense</i>	4,8	4,4	3,7	
<i>Sphaeroides marmoratus</i>	1,0	0,6	0,2	
<i>Sphyaena viridensis</i>	0,4	0,2	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,4	0,4	0,3	
<i>Thalassoma pavo</i>	15,1	14,6	13,8	
<i>Torpedo marmorata</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,3	0,1	0,0	

Tabela 3.9: Ictiofauna — variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Baixa do Cotrim.

um aumento grande da densidade das espécies *Heteroconger longissimus* e *Canthigaster capistrata* (respectivamente 18,7 e 1,6 ind/100 m²). A boga (*B. boops*) mostra uma importante redução (-17 ind/100 m²) e espécies como *Balistes capriscus* e *Dentex gibbosus* mantiveram-se relativamente estáveis (Tabela 3.10).

No RA CORDECA (Tabela 3.11) há a salientar um grande aumento da densidade da castanheta-baia (*C. limbata*) — mais 115 ind/100 m² em 2024. O sargo (*D. sargus*) tem um aumento moderado (2 ind/100 m²) enquanto a boga (*B. boops*) apresenta novamente uma redução elevada na sua densidade: menos 50 ind/100 m². As espécies *D. vulgaris* (com -17 ind/100 m²) e *Mullus surmuletus* (-10 ind/100 m²) também mostram um declínio considerável.

No enrocamento do porto do Porto Santo (Tabela 3.12) verifica-se novamente uma redução da densidade da boga (-29 ind/100 m²). Apresentam também declínios nas suas densidades médias as espécies *Chromis limbata* (-9 ind/100 m²), *D. vulgaris* (-6 ind/100 m²), *Lithognathus mormyrus* e *Sparisoma cretense*. As maiores subidas ocorrem nas espécies: *Pagellus acarne* (41 ind/100 m²), *Oblada melanura* (16 ind/100 m²), *Similiparma lurida* (7 ind/100 m²), *Scorpaena maderensis* e *Thalassoma pavo*.

No RA Madeirense (Tabela 3.13) verifica-se um aumento grande da densidade das espécies *C. limbata* (116 ind/100 m²) e *D. vulgaris* (48 ind/100 m²). As espécies *Sarpa salpa*, *Bodianus scrofa* e *Similiparma lurida* também registam um aumento considerável (23, 15 e 7 ind/100 m², respectivamente). Mais uma



Tabela 3.10: Ictiofauna – variação da densidade média (nº ind/100 m²) entre 2022 e 2024: CORDECA areia.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Balistes capricus</i>	0,1	0,4	0,1	
<i>Boops boops</i>	16,7	0,0	0,0	
<i>Bothus podas</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Canthigaster capistrata</i>	0,2	0,2	1,8	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,2	0,2	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Diplodus sargus</i>	0,0	0,6	0,0	
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,0	1,0	0,0	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	
Gobiidae	0,0	0,1	0,2	
<i>Heteroconger longissimus</i>	0,2	10,2	18,9	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Pagrus pagrus</i>	0,0	7,4	0,2	
<i>Paraconger macrops</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	14,0	1,9	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	0,0	4,3	0,0	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,6	0,3	0,0	
<i>Serranus atricauda</i>	0,8	0,2	0,6	
<i>Sparisoma cretense</i>	0,4	0,5	0,1	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	4,6	4,5	7,2	
<i>Sphyraena viridensis</i>	17,4	0,2	0,0	
<i>Synodus saurus</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Synodus synodus</i>	0,1	0,3	0,1	
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,5	0,2	0,8	

vez, a boga regista, um declínio acentuado na sua densidade entre 2022 e 2024 (menos 50 ind/100 m²) e as espécies *Thalassoma pavo* (-18 ind/100 m²), *Seriola rivoliana* (-5 ind/100 m²), *Sparisoma cretense* e *Scorpaena maderensis* vêem também a sua densidade diminuir. Espécies como *Epinephelus marginatus* e *Coris melanura* mantiveram-se estáveis em termos de densidade neste período.

Na Engrade grande (Tabela 3.14) as maiores subidas verificaram-se nas densidades das espécies: *Similiparma lurida* (11 ind/100 m²), *Thalassoma pavo* (11 ind/100 m²), *Scorpaena maderensis* (8 ind/100 m²), *Diplodus sargus* (6 ind/100 m²) e *Caranx crysos* (5 ind/100 m²). As maiores descidas ocorreram nas espécies: *C. limbata* (34 ind/100 m²), *D. vulgaris* (6 ind/100 m²), *Oblada melanura* (4 ind/100 m²), *Bodianus scrofa*, *Muraena augusti*, *Pagrus pagrus*, *Pomatomus saltatrix*, *Symphodus trutta*, *Synodus synodus* e *Tripterygion delaisi*.

Na Baixinha (Tabela 3.15) há um incremento grande na densidade de *Canthigaster capistrata* (mais 8 ind/100 m²). A espécie *Apogon imberbis* também regista um ligeiro aumento (0,5 ind/100 m²). Há um decréscimo na densidade da boga (-5 ind/100 m²) e da castanheta-baia (-4,0 ind/100 m²). A densidade das espécies da família Gobiesocidae e de *Muraena augusti* mantiveram-se estáveis.

Na Pedra do Jota (Tabela 3.16) as espécies que tiveram maiores subidas na densidade foram: *Similiparma lurida* (10 ind/100 m²), *Sparisoma cretense* (5 ind/100 m²), *Scorpaena maderensis*, *Canthigaster capistrata* e *Chromis limbata*. As espécies que tiveram as maiores descidas foram: *Diplodus vulgaris* (8 ind/100 m²), *Pagrus pagrus* (4 ind/100 m²), *Diplodus sargus*, *Spondylisoma cantharus*, *Mycteroperca fusca* e *Serranus atricauda*.

Nos campos de rodólitos do Porto Santo (Maerl – PS) as maiores subidas de densidade ocorreram com as espécies: *Canthigaster capistrata* (1,5 ind/100 m²), *Sphoeroides marmoratus*, *Dentex gibbosus* e *Pseudocaranx dentex*. As



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,2	0,2	0,1	
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,2	0,3	0,2	
<i>Balistes capriscus</i>	0,2	0,6	1,4	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Boops boops</i>	55,0	18,2	5,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	5,1	4,7	4,2	
<i>Chromis limbata</i>	44,8	95,2	159,8	
<i>Diplodus sargus</i>	7,0	5,6	8,8	
<i>Diplodus vulgaris</i>	24,0	7,5	6,7	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1	0,0	0,1	
<i>Mullus surmuletus</i>	9,9	4,3	0,0	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Pagrus pagrus</i>	35,6	33,5	40,2	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	9,4	7,0	11,5	
<i>Sarpa salpa</i>	1,8	8,5	2,2	
<i>Scorpaena maderensis</i>	3,6	4,7	3,4	
<i>Scorpaena notata</i>	0,1	0,6	0,2	
<i>Seriola dumerili</i>	0,1	0,1	0,0	
<i>Seriola rivoliana</i>	1,5	0,1	0,1	
<i>Serranus atricauda</i>	1,5	1,6	1,8	
<i>Similiparma lurida</i>	11,1	17,5	20,6	
<i>Sparisoma cretense</i>	11,1	10,9	7,5	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,1	0,1	0,0	
<i>Sphyraena viridensis</i>	19,3	0,5	0,0	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Thalassoma pavo</i>	17,8	25,1	32,9	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,6	0,5	0,0	

Tabela 3.11: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: RA CORDECA.

maiores descidas verificaram-se com uma espécie da família Gobiidae (-6 ind/100 m²) e com as espécies *Sparisoma cretense* e *Similiparma lurida* (Tabela 3.17).

No fundo arenoso em redor do RA CORCEIRA (Tabela 3.18) verificam-se aumentos nas densidades das espécies: *Heteroconger longissimus* (56 ind/100 m²), *Trachinotus ovatus* (7 ind/100 m²), *Seriola rivoliana* (5 ind/100 m²) e *Pseudocaranx dentex* (4 ind/100 m²). Ocorreram diminuições nas densidades de *Boops boops* (-78 ind/100 m²), *Canthigaster capistrata* (-3,2 ind/100 m²), *Dasyatis pastinaca* (0,2 ind/100 m²) e *Dentex gibbosus* (0,5 ind/100 m²).

Nos recifes rochosos do Cabo Girão (Tabela 3.19) registaram-se aumentos mais pronunciados nas densidades médias de: *Chromis limbata* (57 ind/100 m²), *Pomadasys incisus* (17 ind/100 m²), *Scorpaena maderensis* (9 ind/100 m²), *Oblada melanura* (7 ind/100 m²) e *Similiparma lurida* (7 ind/100 m²). As descidas mais importantes na densidade média registaram-se para as espécies: *Sarpa salpa* e *Sphyraena viridensis* (-5 ind/100 m²) e *Boops boops* (-2 ind/100 m²).

No Ilhéu do Gorgulho (Tabela 3.20) as maiores subidas ocorreram nas espécies: *Oblada melanura* (33 ind/100 m²), *Thalassoma pavo* (9 ind/100 m²), *Sarpa salpa* (7 ind/100 m²), *Scorpaena maderensis* (6 ind/100 m²) e *Gnatholepis thompsoni*, enquanto as maiores descidas na densidade ocorreram nas espécies: *Boops boops* (-54 ind/100 m²), *Similiparma lurida* (-2 ind/100 m²), *Sparisoma cretense*, *Heteropriacanthus fulgens* e *Mullus surmuletus*.



Tabela 3.12: Ictiofauna – variação da densidade média (nº ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Enrocamento.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Apogon imberbis</i>	0,1	2,8	0,3	
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,3	0,3	0,1	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Boops boops</i>	34,5	48,6	5,8	
<i>Canthigaster capistrata</i>	8,0	6,3	6,6	
<i>Chromis limbata</i>	17,5	13,0	8,0	
<i>Diplodus sargus</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Diplodus vulgaris</i>	6,4	5,3	0,4	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,0	0,0	0,9	
Gobiidae	0,0	0,1	0,0	
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Lithognathus mormyrus</i>	5,6	0,0	0,0	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,1	0,1	0,2	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,0	1,4	
<i>Oblada melanura</i>	34,3	38,2	49,8	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,1	1,9	1,4	
<i>Pagellus acarne</i>	20,4	45,5	61,7	
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,9	0,2	
<i>Sarpa salpa</i>	7,8	4,0	8,6	
<i>Scorpaena maderensis</i>	2,8	5,3	6,8	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,0	1,4	0,0	
<i>Serranus atricauda</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Similiparma lurida</i>	20,0	24,5	26,6	
<i>Sparisoma cretense</i>	11,2	7,1	6,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,0	1,0	0,4	
<i>Sphyaena viridensis</i>	0,1	0,1	0,0	
<i>Symphodus trutta</i>	0,3	0,1	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	1,7	2,2	0,9	
<i>Thalassoma pavo</i>	6,8	10,5	9,0	
<i>Trachurus</i> sp.	0,0	20,0	0,0	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,2	0,0	0,0	

No Controlo areia – M (Tabela 3.21) destaca-se o aumento da densidade média de *Heteroconger longissimus* (132 ind/100 m²) e de *Sardinella maderensis* (10 ind/100 m²). As maiores descidas verificaram-se para *Pagellus erythrinus* (-7 ind/100 m²) e *Canthigaster capistrata* (-2 ind/100 m²).

No Enrocamento Vidamar (Tabela 3.22) aumentam a sua densidade média as espécies: *Boops boops* (54 ind/100 m²), *Thalassoma pavo* (15 ind/100 m²), *Pagellus erythrinus* (14 ind/100 m²), *Sarpa salpa* (12 ind/100 m²) e *Sparisoma cretense* (6 ind/100 m²). Por sua vez, as maiores descidas ocorreram nas espécies: *Canthigaster capistrata* (2 ind/100 m²), *Oblada melanura*, *Pomadasys incisus*, *Coris melanura* e *Seriola rivoliana*.

No RA CORCEIRA (Tabela 3.23), os maiores aumentos registaram-se nas espécies *Chromis limbata* (83 ind/100 m²), *Boops boops* (70 ind/100 m²), *Thalassoma pavo* (18 ind/100 m²), *Canthigaster capistrata* (9 ind/100 m²) e *Scorpaena maderensis* (4 ind/100 m²). A única espécie para a qual se registou uma diminuição importante de densidade média foi a salem (*Sarpa salpa*), com menos 140 ind/100 m².

No fundo arenoso com algas do género *Avrainvillea* (*Avrainvillea* – CG) é de salientar o aumento na densidade da enguia-de-jardim (*Heteroconger longissimus*) – 40 ind/100 m². Sobe igualmente a densidade de *Canthigaster capistrata* (7 ind/100 m²), *Serranus atricauda* (6 ind/100 m²), *Sphoeroides*



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,2	0,2	14,8	
<i>Boops boops</i>	125,0	62,5	75,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	3,0	5,2	6,8	
<i>Chromis limbata</i>	164,0	245,0	280,0	
<i>Coris melanura</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diplodus sargus</i>	3,2	6,5	2,8	
<i>Diplodus vulgaris</i>	11,0	4,2	58,8	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,2	0,2	0,2	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,0	28,5	0,0	
<i>Pagrus pagrus</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	5,8	1,2	8,8	
<i>Sarpa salpa</i>	6,0	4,0	29,2	
<i>Scorpaena maderensis</i>	6,2	6,8	5,2	
<i>Seriola rivoliana</i>	5,5	1,8	0,5	
<i>Serranus atricauda</i>	2,8	2,5	2,5	
<i>Similiparma lurida</i>	18,8	42,2	26,0	
<i>Sparisoma cretense</i>	9,2	5,8	5,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,0	1,0	0,2	
<i>Thalassoma pavo</i>	45,5	43,5	27,5	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,5	0,2	0,0	

Tabela 3.13: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: RA Madeirense.

marmoratus (4 ind/100 m²) e *Dentex gibbosus* (2 ind/100 m²). *Spondyliosoma cantharus* é a única espécie que regista uma quebra na sua densidade média, com menos 20 ind/100 m² (Tabela 3.24).

Finalmente, nos campos de rodólitos da ilha da Madeira (Maerl – M, Tabela 3.25), as maiores subidas verificam-se nas espécies: *Canthigaster capistrata* (6 ind/100 m²), *Dentex gibbosus* (2 ind/100 m²), *Sparisoma cretense*, *Scorpaena maderensis*, *Stephanolepis hispida* e nas espécies da família Gobiocidae. As maiores descidas ocorreram nas espécies: *Balistes capriscus* (-2 ind/100 m²), *Diplodus vulgaris*, *Chromis limbata*, *Sphoeroides marmoratus* e *Similiparma lurida*.



Tabela 3.14: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Engrade grande.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Apogon imberbis</i>	0,8	2,0	1,2	
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,1	0,9	0,5	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,4	1,0	0,2	
<i>Boops boops</i>	0,0	4,4	0,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	5,8	5,9	8,2	
<i>Caranx crysos</i>	0,0	0,0	5,0	
<i>Chromis limbata</i>	73,8	46,5	40,1	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,0	0,4	
<i>Diplodus cervinus</i>	0,5	1,1	1,2	
<i>Diplodus sargus</i>	1,0	0,6	7,6	
<i>Diplodus vulgaris</i>	15,8	10,5	9,2	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,1	0,1	
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,2	1,2	2,8	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,1	0,0	0,1	
<i>Muraena augusti</i>	0,2	0,4	0,1	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,1	0,1	0,2	
<i>Oblada melanura</i>	4,0	6,0	0,0	
<i>Pagrus pagrus</i>	0,1	0,5	0,0	
<i>Pomatomus saltatrix</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	1,1	2,5	2,0	
<i>Scorpaena maderensis</i>	3,6	6,2	11,5	
<i>Serranus atricauda</i>	2,1	1,4	2,9	
<i>Similiparma lurida</i>	12,5	14,0	23,9	
<i>Sparisoma cretense</i>	7,4	6,9	8,9	
<i>Sphaeroides marmoratus</i>	0,5	0,8	1,0	
<i>Symphodus trutta</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,5	0,6	0,4	
<i>Thalassoma pavo</i>	6,5	13,1	15,4	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,2	0,1	0,1	



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,5	0,2	1,0	
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,5	0,1	0,1	
<i>Boops boops</i>	5,0	6,2	0,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	7,4	6,1	15,4	
<i>Chromis limbata</i>	108,1	100,6	104,1	
<i>Diplodus sargus</i>	0,2	1,4	0,0	
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,1	0,0	0,0	
Gobiesocidae	0,0	0,2	0,0	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,2	0,0	0,1	
<i>Muraena augusti</i>	0,0	0,1	0,1	
<i>Oblada melanura</i>	1,0	0,0	0,0	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	1,2	0,1	0,0	
<i>Scorpaena maderensis</i>	4,9	11,1	9,2	
<i>Serranus atricauda</i>	0,5	0,6	2,2	
<i>Similiparma lurida</i>	30,8	36,2	34,9	
<i>Sparisoma cretense</i>	5,1	3,6	5,9	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,8	1,4	3,9	
<i>Symphodus mediterraneus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Synodus saurus</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,5	1,6	1,4	
<i>Thalassoma pavo</i>	21,2	14,5	48,2	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,2	0,4	0,0	

Tabela 3.15: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Baixinha.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	1,0	10,5	0,9	
<i>Aulostomus strigosus</i>	1,0	1,2	1,1	
<i>Balistes capriscus</i>	1,0	0,2	1,1	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,4	0,4	0,4	
<i>Canthigaster capistrata</i>	8,1	7,9	12,2	
<i>Chromis limbata</i>	102,2	131,8	106,0	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Diplodus cervinus</i>	1,6	0,6	1,6	
<i>Diplodus sargus</i>	1,9	19,4	0,1	
<i>Diplodus vulgaris</i>	20,2	30,0	12,0	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,1	0,2	0,2	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,0	0,0	1,4	
Gobiidae	0,0	0,1	0,1	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Muraena augusti</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,5	0,4	0,2	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Pagrus pagrus</i>	4,0	0,2	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Scorpaena maderensis</i>	6,5	5,2	10,9	
<i>Serranus atricauda</i>	1,9	1,2	1,6	
<i>Similiparma lurida</i>	9,4	19,5	19,4	
<i>Sparisoma cretense</i>	5,0	7,2	10,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,4	0,4	0,5	
<i>Sphyaena viridensis</i>	0,1	0,0	0,0	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,4	0,0	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,2	0,8	0,2	
<i>Thalassoma pavo</i>	3,2	8,4	5,8	

Tabela 3.16: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Pedra do Jota.



Tabela 3.17: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Maerl – PS.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Bathytoshia lata</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	0,2	0,3	1,7	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,2	0,3	
Gobiidae	10,2	8,0	4,3	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,2	0,3	
<i>Serranus atricauda</i>	0,7	0,2	0,7	
<i>Similiparma lurida</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Sparisoma cretense</i>	2,2	1,5	1,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	3,0	6,5	3,3	
<i>Synodus synodus</i>	0,7	1,0	0,7	
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,0	0,2	0,0	

Tabela 3.18: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: CORCEIRA areia.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Balistes capriscus</i>	0,2	0,7	0,2	
<i>Boops boops</i>	78,3	25,0	0,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	7,7	4,2	4,5	
<i>Chromis limbata</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	1,3	0,2	0,8	
<i>Diplodus sargus</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Gobius gasteveni</i>	0,0	0,1	0,3	
<i>Heteroconger longissimus</i>	66,0	88,7	122,7	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,0	1,3	0,0	
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,2	0,2	0,9	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,3	4,2	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,0	0,4	4,6	
<i>Serranus atricauda</i>	0,5	0,0	0,4	
<i>Sparisoma cretense</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,5	0,2	0,3	
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Trachinotus ovatus</i>	0,0	0,0	6,7	



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,2	1,8	1,7	
<i>Aulostomus strigosus</i>	1,3	1,6	2,0	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,3	0,5	0,2	
<i>Boops boops</i>	1,7	17,5	0,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	20,2	9,3	25,0	
<i>Chromis limbata</i>	55,2	105,8	112,4	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,0	0,4	
<i>Diplodus sargus</i>	0,0	3,5	0,2	
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,8	0,2	2,5	
<i>Enchelycore anatina</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,1	0,5	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,0	0,1	0,2	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Heteropriacanthus fulgens</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Muraena augusti</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	1,8	2,3	
<i>Oblada melanura</i>	0,2	15,0	7,3	
<i>Pomadasys incisus</i>	0,2	0,0	16,7	
<i>Sarpa salpa</i>	5,7	12,5	0,5	
<i>Scorpaena maderensis</i>	3,5	6,0	12,8	
<i>Serranus atricauda</i>	1,0	1,6	1,8	
<i>Similiparma lurida</i>	16,3	18,1	22,8	
<i>Sparisoma cretense</i>	6,7	7,1	7,5	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,8	1,1	0,8	
<i>Sphyaena viridensis</i>	5,0	1,2	0,2	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,0	3,3	
<i>Synodus synodus</i>	0,3	0,3	0,5	
<i>Thalassoma pavo</i>	11,0	9,1	15,3	

Tabela 3.19: Ictiofauna – variação da densidade média (nº ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Cabo Girão.



Tabela 3.20: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Ilhéu do Gorgulho.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,2	1,1	1,6	
<i>Aulostomus strigosus</i>	4,8	4,4	7,8	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Boops boops</i>	81,3	6,7	27,5	
<i>Canthigaster capistrata</i>	21,0	12,3	20,8	
<i>Chromis limbata</i>	39,0	35,2	42,0	
<i>Coris melanura</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,0	0,3	
<i>Diplodus cervinus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diplodus sargus</i>	0,3	9,3	1,7	
<i>Diplodus vulgaris</i>	0,0	2,5	0,2	
<i>Enchelycore anatina</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,1	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,0	0,5	4,1	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,1	0,2	
<i>Heteropriacanthus fulgens</i>	0,3	0,6	0,0	
<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0,0	0,0	2,8	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,5	0,1	0,2	
<i>Muraena augusti</i>	0,0	0,2	0,1	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,1	0,3	
<i>Oblada melanura</i>	16,2	25,1	48,8	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,0	0,1	0,1	
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,0	0,1	1,6	
<i>Pomadasys incisus</i>	0,7	29,2	3,4	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	1,7	11,4	8,5	
<i>Scorpaena maderensis</i>	6,7	6,1	12,8	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,0	2,1	0,6	
<i>Serranus atricauda</i>	0,2	0,2	0,1	
<i>Similiparma lurida</i>	20,5	25,2	18,2	
<i>Sparisoma cretense</i>	10,7	10,2	10,2	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,2	0,7	0,3	
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,0	0,3	
<i>Spondyliosoma cantharus</i>	0,0	0,3	0,2	
<i>Synodus synodus</i>	0,2	0,5	0,5	
<i>Thalassoma pavo</i>	5,5	19,1	14,2	

Tabela 3.21: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Controlo Areia – M.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Canthigaster capistrata</i>	3,0	0,3	0,8	
<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,8	0,0	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	1,5	0,0	0,0	
<i>Gobius gasteveni</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Gymnura altavela</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Heteroconger longissimus</i>	79,3	144,1	211,9	
<i>Pagellus erythrinus</i>	6,8	0,0	0,0	
<i>Paraconger macrops</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Sardinella maderensis</i>	0,0	0,0	10,0	
<i>Serranus atricauda</i>	0,5	0,0	0,2	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	5,7	2,3	3,6	
<i>Synodus saurus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Xyrichtys novacula</i>	0,0	0,0	0,4	



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Apogon imberbis</i>	0,2	0,0	0,6	
<i>Aulostomus strigosus</i>	1,7	2,2	4,2	
<i>Balistes capriscus</i>	0,0	0,5	0,2	
<i>Boops boops</i>	25,8	45,0	80,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	26,2	11,0	23,6	
<i>Chromis limbata</i>	19,5	27,8	21,1	
<i>Coris melanura</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Diplodus cervinus</i>	0,5	0,3	1,5	
<i>Diplodus sargus</i>	0,5	0,4	0,4	
<i>Epinephelus marginatus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,3	0,7	1,2	
<i>Gymnothorax unicolor</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Heteropriacanthus fulgens</i>	0,2	0,4	1,0	
<i>Lithognathus mormyrus</i>	0,2	0,3	0,2	
Mugilidae	0,0	0,0	3,9	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,0	0,0	1,2	
<i>Muraena augusti</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,1	0,0	
<i>Oblada melanura</i>	0,5	0,0	0,1	
<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,0	0,1	14,2	
<i>Pomadasyx incisus</i>	5,5	1,7	5,1	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,0	1,5	
<i>Sarpa salpa</i>	10,0	0,2	21,8	
<i>Scorpaena maderensis</i>	3,3	3,9	8,5	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Serranus atricauda</i>	0,2	0,6	0,6	
<i>Similiparma lurida</i>	20,5	20,3	21,0	
<i>Sparisoma cretense</i>	4,8	6,7	10,6	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1,2	1,5	2,5	
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,1	0,4	
<i>Synodus synodus</i>	0,2	0,1	0,1	
<i>Thalassoma pavo</i>	10,0	20,9	25,1	
<i>Tripterygion delaisi</i>	0,0	0,1	0,0	

Tabela 3.22: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Enrocamento Vidamar.



Tabela 3.23: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: RA CORCEIRA.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Aulostomus strigosus</i>	2,0	1,6	1,8	
<i>Balistes capriscus</i>	0,5	0,5	0,2	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,2	0,1	0,1	
<i>Boops boops</i>	17,0	53,6	85,0	
<i>Canthigaster capistrata</i>	29,2	13,6	38,0	
<i>Chromis limbata</i>	38,5	148,3	121,6	
<i>Coris melanura</i>	0,5	0,5	0,0	
<i>Diplodus sargus</i>	0,7	0,3	1,0	
<i>Diplodus vulgaris</i>	1,2	1,5	1,1	
<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,0	0,0	1,3	
<i>Mullus surmuletus</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,2	0,1	
<i>Oblada melanura</i>	0,2	1,4	0,7	
<i>Pagellus erythrinus</i>	0,0	1,2	0,1	
<i>Pomadasy incisus</i>	0,2	0,0	0,3	
<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,0	0,5	3,8	
<i>Sarpa salpa</i>	142,2	36,1	3,1	
<i>Scorpaena maderensis</i>	5,5	7,4	9,7	
<i>Seriola rivoliana</i>	0,2	0,5	0,1	
<i>Serranus atricauda</i>	0,7	0,7	0,8	
<i>Similiparma lurida</i>	2,8	5,5	5,9	
<i>Sparisoma cretense</i>	3,7	5,2	3,8	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,7	0,5	0,9	
<i>Sphyraena viridensis</i>	0,0	0,1	0,1	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,5	0,0	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,0	0,1	0,3	
<i>Thalassoma pavo</i>	5,3	57,2	22,8	

Tabela 3.24: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Avrainvillea – CG.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Canthigaster capistrata</i>	7,0	7,5	14,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,0	0,0	2,0	
<i>Heteroconger longissimus</i>	38,0	32,0	77,5	
<i>Hippocampus hippocampus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Paraconger macrops</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Serranus atricauda</i>	1,0	2,8	6,8	
<i>Sparisoma cretense</i>	1,5	0,8	3,2	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	2,0	2,8	5,8	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	20,0	0,0	0,0	
<i>Synodus synodus</i>	0,0	0,0	0,2	



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Aulostomus strigosus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Balistes capriscus</i>	2,0	0,0	0,0	
<i>Bodianus scrofa</i>	0,3	0,2	0,3	
<i>Canthigaster capistrata</i>	17,0	4,0	23,3	
<i>Chromis limbata</i>	2,0	0,3	0,7	
<i>Coris melanura</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Dentex gibbosus</i>	0,3	0,2	2,7	
<i>Diplodus sargus</i>	0,0	0,3	0,0	
<i>Diplodus vulgaris</i>	2,0	2,7	0,3	
Gobiesocidae	0,0	0,0	0,3	
<i>Mycteroperca fusca</i>	0,0	0,3	0,0	
<i>Sarpa salpa</i>	0,0	5,8	0,0	
<i>Scorpaena maderensis</i>	0,0	0,0	0,3	
<i>Serranus atricauda</i>	0,7	0,7	0,3	
<i>Similiparma lurida</i>	0,7	0,2	0,0	
<i>Sparisoma cretense</i>	2,7	3,7	4,0	
<i>Sphoeroides marmoratus</i>	1,7	3,0	0,7	
<i>Spondylisoma cantharus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Stephanolepis hispida</i>	0,0	0,0	0,3	
<i>Synodus synodus</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Thalassoma pavo</i>	1,0	2,5	0,7	

Tabela 3.25: Ictiofauna – variação da densidade média (n° ind/100 m²) entre 2022 e 2024: Maerl – M.



3.3.4 Análise de associação

A Tabela 3.26 mostra os resultados da análise de associação para os diversos habitats (e combinações de habitats) para as espécies de ictiofauna registadas na ilha do Porto Santo entre 2022 e 2024. Dos 56 taxa observados, 37 foram associados a um habitat ou a um grupo de habitats. Quinze foram associados a um grupo, dez foram associados a dois grupos, onze associados a três grupos e um taxa foi associado a quatro grupos.

As espécies *Xyrichtys novacula* e *Heteroconger longissimus* foram associadas aos habitats arenosos e as espécies *Apogon imberbis*, *Muraena augusti*, *Aulostomus strigosus*, *Diplodus cervinus*, *Gymnothorax unicolor* e *Kyphosus sectatrix* surgem associadas aos recifes rochosos, embora esta última, com um valor um pouco mais baixo.

Aos recifes artificiais surgem associadas as espécies *Pagrus pagrus*, *Mullus surmuletus* e *Scorpaena notata*, enquanto que ao Enrocamento surgem associadas as espécies *Pagellus acarne* e *Ophioblennius atlanticus*. Aos campos de rodólitos (Maerl) surge associada apenas a família Gobiidae.

No que diz respeito aos taxa associados a grupos de habitats, verifica-se que ao conjunto «Areia+Recifes artificiais» (A+RA) surgem associadas as espécies *Pseudocaranx dentex* e *Sphyaena viridensis*, embora esta última com um valor um pouco mais baixo. Ao conjunto «Rocha+Recifes artificiais» (R+RA) estão associadas as espécies: *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Tripterygion delaisi*, *Bodianus scrofa* e o mero (*Epinephelus marginatus*). Ao conjunto «Rocha e enrocamentos» (R+E) temos associadas as espécies *Oblada melanura* e *Mycteroperca fusca* (Badejo). Aos grupos «Rocha e Maerl» (R+M), «Rocha, Enrocamentos e Maerl» (R+E+M), «Areia, Rocha e Maerl» (A+R+M) e «Areia, Rocha, Recifes artificiais e Enrocamentos» (A+R+RA+E) surge apenas uma espécie associada a cada um deles, respectivamente: *Dentex gibbosus*, *Synodus synodus*, *Sphoeroides marmoratus* e *Sparisoma cretense*. O grupo «Areia, Rocha e Recifes artificiais» (A+R+RA) tem associadas as espécies *Serranus atricauda* e *Balistes caprisus* e finalmente, o grupo «Rocha, Recifes artificiais e Enrocamento» (R+RA+E) tem associadas as espécies: *Chromis limbata*, *Thalassoma pavo*, *Similiparma lurida*, *Scorpaena maderensis*, *Canthigaster capistrata*, *Sarpa salpa* e *Boops boops*.

Na ilha da Madeira, a análise de associação para a ictiofauna associou 29 dos 52 taxa observados a um ou mais habitats: 11 taxa foram associados a um grupo de habitats, 8 taxa foram associados a 2 grupos de habitats, 6 taxa foram associados a 3 grupos e 4 taxa associados a 4 grupos de habitats — Tabela 3.27.

As espécies *Heteroconger longissimus*, *Dasyatis pastinaca* e *Gobius gasteveni* foram associados aos habitats arenosos, embora apenas a espécie *H. longissimus* com valores estatísticos mais elevados.

Associados aos recifes rochosos surgem as espécies: *Oblada melanura*, *Apogon imberbis*, *Mycteroperca fusca*, *Synodus synodus*, *Epinephelus marginatus* e *Muraena augusti*. Aos RA e ao Enrocamento surge associada apenas 1 espécie: respectivamente *Coris melanura* e a família Mugilidae.

A análise não associou nenhuma espécie aos campos de rodólitos na Madeira.

No que respeita aos conjuntos de habitats, a espécie *Dentex gibbosus* foi associada ao conjunto «Areia + Maerl» (A+M) e a espécie *Diplodus sargus* foi associada ao conjunto «Rocha + Recife artificial» (R+RA).



Tabela 3.26: Resultados da análise de associação para as espécies de peixes para os vários habitats na ilha do Porto Santo (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maërl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.3.3.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Xyrichtys novacula</i>	0,957	0,889	0,923	0,005	**
	<i>Heteroconger longissimus</i>	1,000	0,778	0,882	0,005	**
Rocha	<i>Apogon imberbis</i>	0,844	0,778	0,810	0,005	**
	<i>Muraena augusti</i>	1,000	0,556	0,745	0,005	**
	<i>Aulostomus strigosus</i>	0,771	0,667	0,717	0,005	**
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,000	0,500	0,707	0,005	**
	<i>Gymnothorax unicolor</i>	1,000	0,333	0,577	0,010	**
	<i>Kyphosus sectatrix</i>	0,970	0,222	0,464	0,020	*
RA	<i>Pagrus pagrus</i>	0,908	1,000	0,953	0,005	**
	<i>Mullus surmuletus</i>	0,978	0,611	0,773	0,005	**
	<i>Scorpaena notata</i>	1,000	0,278	0,527	0,010	**
Enrocamento	<i>Pagellus acarne</i>	1,000	0,588	0,767	0,005	**
	<i>Ophioblennius atlanticus</i>	0,837	0,647	0,736	0,005	**
Maerl	Gobiidae	0,964	1,000	0,982	0,005	**
A+RA	<i>Pseudocaranx dentex</i>	0,963	0,778	0,865	0,005	**
	<i>Sphyaena viridensis</i>	0,980	0,389	0,617	0,030	*
R+RA	<i>Diplodus sargus</i>	0,986	0,833	0,907	0,005	**
	<i>Diplodus vulgaris</i>	0,921	0,833	0,876	0,005	**
	<i>Tripterygion delaisi</i>	0,947	0,528	0,707	0,005	**
	<i>Bodianus scrofa</i>	1,000	0,417	0,645	0,005	**
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,923	0,250	0,480	0,020	*
R+E	<i>Oblada melanura</i>	1,000	0,743	0,862	0,005	**
	<i>Mycteroperca fusca</i>	0,946	0,371	0,593	0,010	**
R+M	<i>Dentex gibbosus</i>	0,950	0,259	0,496	0,010	**
A+R+RA	<i>Serranus atricauda</i>	0,950	0,852	0,899	0,005	**
	<i>Balistes capriscus</i>	0,981	0,407	0,632	0,005	**
A+R+M	<i>Sphoeroides marmoratus</i>	0,973	0,911	0,941	0,005	**
R+RA+E	<i>Chromis limbata</i>	1,000	0,962	0,981	0,005	**
	<i>Thalassoma pavo</i>	1,000	0,962	0,981	0,005	**
	<i>Similiparma lurida</i>	1,000	0,962	0,981	0,005	**
	<i>Scorpaena maderensis</i>	1,000	0,943	0,971	0,005	**
	<i>Canthigaster capistrata</i>	0,965	0,962	0,964	0,005	**
	<i>Sarpa salpa</i>	0,926	0,717	0,815	0,005	**
	<i>Boops boops</i>	0,951	0,359	0,584	0,025	*
R+E+M	<i>Synodus synodus</i>	0,913	0,841	0,876	0,005	**
A+R+RA+E	<i>Sparisoma cretense</i>	0,972	0,958	0,965	0,005	**

As espécies *Pomadasys incisus*, *Gnatholepis thompsoni*, *Heteropriacanthus fulgens*, *Diplodus cervinus* e *Gymnothorax unicolor* foram associadas ao conjunto «Rocha e Enrocamento» (R+E). *Bodianus scrofa* surge associado ao conjunto «Rocha + Maerl» (R+M) e as espécies *Scorpaena maderensis*, *Chromis limbata*, *Similiparma lurida*, *Aulostomus strigosus* e *Sarpa salpa* surgem associadas ao conjunto de habitats «Rocha+Recife artificial+Enrocamento»



(R+RA+E).

Diplodus vulgaris foi associado ao conjunto «Rocha+Recife artificial+Maerl» (R+RA+M) e a boga (*Boops boops* associada ao grupo «Areia+Rocha+Recife artificial+Enrocamento» (A+R+RA+E). O peixe-porco (*Balistes capriscus*) foi associado ao conjunto de todos os habitats excepto os recifes rochosos («Rocha+Recife artificial+Enrocamento+Maerl» — R+RA+E+M) e *Thalassoma pavo* e *Sparisoma cretense* foram associados ao grupo que inclui todos os habitats excepto a zonas arenosas («Rocha+Recife artificial+Enrocamento+Maerl» — R+RA+E+M).



Tabela 3.27: Resultados da análise de associação para as espécies de peixes para os vários habitats na ilha da Madeira (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maêrl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.3.3.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Heteroconger longissimus</i>	1,000	1,000	1,000	0,005	**
	<i>Dasyatis pastinaca</i>	0,857	0,278	0,488	0,005	**
	<i>Gobius gasteveni</i>	1,000	0,222	0,471	0,015	*
Rocha	<i>Oblada melanura</i>	0,978	0,778	0,872	0,005	**
	<i>Apogon imberbis</i>	0,914	0,778	0,843	0,005	**
	<i>Mycteroperca fusca</i>	0,870	0,611	0,729	0,005	**
	<i>Synodus synodus</i>	0,601	0,667	0,633	0,005	**
	<i>Epinephelus marginatus</i>	0,769	0,333	0,506	0,010	**
	<i>Muraena augusti</i>	0,714	0,333	0,488	0,015	*
Recife artificial	<i>Coris melanura</i>	0,656	0,333	0,468	0,045	*
Enrocamento	Mugilidae	1,000	0,133	0,365	0,045	*
A+M	<i>Dentex gibbosus</i>	0,919	0,407	0,612	0,010	**
R+RA	<i>Diplodus sargus</i>	0,921	0,528	0,697	0,010	**
R+E	<i>Pomadasys incisus</i>	0,993	0,546	0,736	0,010	**
	<i>Gnatholepis thompsoni</i>	0,835	0,576	0,693	0,005	**
	<i>Heteropriacanthus fulgens</i>	1,000	0,424	0,651	0,010	**
	<i>Diplodus cervinus</i>	1,000	0,212	0,461	0,025	*
	<i>Gymnothorax unicolor</i>	1,000	0,212	0,461	0,015	*
R+M	<i>Bodianus scrofa</i>	0,850	0,296	0,502	0,010	**
R+RA+E	<i>Scorpaena maderensis</i>	0,998	0,980	0,989	0,005	**
	<i>Chromis limbata</i>	0,997	0,980	0,989	0,005	**
	<i>Similiparma lurida</i>	0,997	0,980	0,989	0,005	**
	<i>Aulostomus strigosus</i>	0,994	0,922	0,957	0,005	**
	<i>Sarpa salpa</i>	0,966	0,608	0,766	0,005	**
R+RA+M	<i>Diplodus vulgaris</i>	0,994	0,644	0,800	0,005	**
A+R+RA+E	<i>Boops boops</i>	1,000	0,536	0,732	0,015	*
A+RA+E+M	<i>Balistes capriscus</i>	0,978	0,317	0,556	0,030	*
R+RA+E+M	<i>Thalassoma pavo</i>	1,000	0,967	0,983	0,005	**
	<i>Sparisoma cretense</i>	0,978	0,967	0,973	0,005	**



3.4 Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados

OS MACROINVERTEBRADOS MÓVEIS desempenham um papel ecológico fundamental nos ecossistemas costeiros, actuando como consumidores primários e secundários, recicladores de nutrientes e indicadores de saúde ambiental. Nesta secção, é feita a caracterização qualitativa e quantitativa destas comunidades, com foco na diversidade, abundância e padrões de distribuição nos diferentes habitats costeiros das ilhas da Madeira e do Porto Santo.

A análise qualitativa centra-se na identificação das espécies de macroinvertebrados móveis, oferecendo uma visão detalhada da composição faunística. Complementarmente, a análise quantitativa avalia a variação das frequências e densidades das espécies e ainda uma análise de associação, que investiga as interacções entre a composição das comunidades de macroinvertebrados e os habitats costeiros.

3.4.1 Diversidade

Nas amostragens efectuadas de 2022 a 2024, foram observados nos transectos 61 taxa de macroinvertebrados móveis, pertencentes a 51 famílias e 55 géneros; 52 destes taxa foram identificados até à espécie. Na ilha do Porto Santo foram observados nos transectos 50 taxa, pertencentes a 42 famílias e 45 géneros — 42 foram identificados até à espécie. A observação de uma das espécies — *Cronius ruber*, constitui o primeiro registo para esta ilha. Na Madeira, foram registados 47 taxa, pertencentes a 39 famílias e 44 géneros, 41 dos quais foram identificados até à espécie.

Há um conjunto de 14 taxa de macroinvertebrados móveis que, nas campanhas de 2022 a 2024, apenas foram observados na ilha do Porto Santo: *Astropecten aranciacus*, *Chama gryphoides*, *Echinaster sepositus*, *Felimare picta*, *Haliotis tuberculata*, *Jujubinus exasperatus*, *Lima lima*, *Maja brachydactyla*, *Ophioderma longicauda*, *Paracentrotus lividus*, *Telmatactis forskalii*, uma espécie da classe Polychaeta, uma da família Galatheidae e uma pertencente ao género *Calliostoma*. Por outro lado, as espécies *Calappa galloides*, *Charonia lampas*, *Cinetorhynchus rigens*, *Diopatra neapolitana*, *Hemipolygona armata*, *Hexaplex trunculus*, *Luria lurida*, *Paguroidea*, *Phoronopsis californica*, *Sepia officinalis* e *Veretillum cynomorium* apenas foram observadas na Madeira durante o mesmo período.

Em termos de diversidade taxonómica (Tabela 3.28), os valores mais altos para a riqueza específica (0TD) foram observados na Baixa das bicudas e no Ilhéu do Gorgulho em 2022 (neste último também em 2024) e no Enrocamento Vidamar (em 2023). O mesmo sucede com o número efectivo de espécies comuns (1TD) e de espécies dominantes (2TD). Os valores mais baixos, para 0TD , 1TD e 2TD , foram registados no RA Madeirense e na zona adjacente ao RA CORDECA. O Enrocamento Vidamar registou um grande aumento em 2023 (de 11 para 23 espécies).

A tendência geral (considerando todos os locais) aponta para uma ligeira subida em todos os índices entre 2022 e 2024, mais marcada para a riqueza específica (0TD).

Os locais que exibem uma tendência positiva neste período são: a Baixa das bicudas, o RA CORDECA, a Pedra do Jota, a Baixinha, a zona arenosa em redor do RA CORCEIRA, o Cabo Girão, o RA CORCEIRA e Avrainvillea — CG. Nos



restantes, a tendência é de descida, embora mais pronunciada nalguns locais, como a Baixa do Cotrim.

A Baixa das bicudas e o Ilhéu do Gorgulho exibem de forma consistente, valores de diversidade taxonómica de macroinvertebrados móveis elevados, embora se verifique uma diminuição ligeira em todas as métricas para este local ao longo do tempo.

Local	2022			2023			2024		
	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD
Areia – PS	4,0	3,0	2,5	2,0	1,9	1,8	4,0	1,2	1,1
Baixa das bicudas	23,0	7,5	3,9	22,0	10,8	7,7	20,0	10,4	7,0
Baixa do Cotrim	13,0	5,3	4,1	15,0	7,4	5,0	10,0	3,6	2,3
CORDECA areia	6,0	1,4	1,1	4,0	1,3	1,1	7,0	1,3	1,1
RA CORDECA	7,0	2,4	1,6	6,0	2,3	1,6	5,0	4,3	3,9
Enrocamento	12,0	3,1	2,1	17,0	2,9	2,3	18,0	2,8	2,0
Madeirense	2,0	1,5	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Engrade grande	9,0	3,1	2,4	11,0	2,8	1,7	8,0	2,6	1,8
Baixinha	14,0	2,8	2,0	12,0	7,8	5,6	11,0	4,3	2,6
Pedra do Jota	9,0	3,9	2,8	8,0	4,0	2,5	11,0	4,2	2,3
Maerl – PS	5,0	3,0	2,3	6,0	3,2	2,2	3,0	2,6	2,3
CORCEIRA areia	3,0	1,9	1,5	6,0	2,4	1,8	6,0	2,8	2,1
Cabo Girão	10,0	4,1	2,7	22,0	6,8	3,9	18,0	7,6	5,0
Ilhéu do Gorgulho	23,0	9,9	5,7	22,0	8,3	5,2	22,0	7,6	4,3
Controlo Areia – M	5,0	4,6	4,2	3,0	2,2	1,8	5,0	4,2	3,7
Enrocamento Vidamar	11,0	5,5	4,0	23,0	7,7	5,0	18,0	4,0	2,2
RA CORCEIRA	6,0	2,4	1,6	7,0	2,5	1,7	8,0	4,0	2,7
Avrainvillea – CG	4,0	1,5	1,2	5,0	1,5	1,2	7,0	1,7	1,3
Maerl – M	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,8	2,0	1,2	1,1

Tabela 3.28: Diversidade taxonómica dos macroinvertebrados por local e por ano, para as amostras standardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Quanto à diversidade filogenética – Tabela 3.29, os valores mais elevados foram observados na Baixa das bicudas, na Baixinha e no Ilhéu do Gorgulho e os mais baixos no RA Madeirense (em 2023 e 2024), na zona arenosa em redor do RA CORDECA (CORDECA areia) e nos campos de rodólitos da Madeira (Maerl – M), em 2022.

Muitos locais, como a Baixinha e CORDECA areia, apresentam variabilidade; com quedas em 2023 e recuperação parcial em 2024. O Ilhéu do Gorgulho mantém, de forma consistente, valores elevados de diversidade filogenética, para todas as métricas ao longo do tempo, embora com uma ligeira diminuição em 2024 para ¹PD e ²PD. Locais como: Areia – PS, Baixa do Cotrim, o RA Madeirense e a Engrade grande apresentam descidas em todas as métricas. No fundo de areia em redor do RA CORCEIRA e na Avrainvillea – CG, os valores da diversidade filogenética (PD) apresentam uma tendência positiva.

Englobando todos os anos do período de estudo (2022–2024), os valores mais altos foram registados na Baixa das bicudas e no Ilhéu do Gorgulho. Os mais baixos registaram-se nos campos de rodólitos da Madeira (Maerl – M, para ⁰PD), no RA Madeirense e na CORDECA areia (¹PD e ²PD).

A média da diversidade filogenética aumenta ligeiramente em 2023, decrescendo em 2024 nalguns locais. O número efectivo de linhagens comuns e de linhagens muito abundantes (¹PD e ²PD) é relativamente estável quando comparado com os índices de diversidade taxonómica.

No que respeita à diversidade funcional – Tabela 3.30, os valores mais altos foram observados na Baixa das bicudas (¹FD e ²FD em 2023 e 2024), no Ilhéu do Gorgulho (para ⁰FD e ¹FD em 2022), no Cabo Girão (⁰FD em 2023) e Controlo areia – M (para ²FD em 2022). Os valores mais baixos foram registados no RA Madeirense para todas as métricas e em todos os anos.



Tabela 3.29: Diversidade filogenética dos macroinvertebrados por local e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD
Areia – PS	2,7	1,8	1,5	1,9	1,7	1,6	2,5	1,1	1,0
Baixa das bicudas	9,0	3,5	2,3	9,5	3,4	2,1	8,9	3,7	2,4
Baixa do Cotrim	5,9	3,0	2,4	6,1	2,8	2,1	4,1	2,1	1,7
CORDECA areia	3,2	1,2	1,1	2,7	1,2	1,1	3,9	1,2	1,1
RA CORDECA	3,8	1,8	1,4	4,2	1,8	1,4	2,7	2,1	1,8
Enrocamento	5,4	1,6	1,3	6,6	1,4	1,2	8,0	1,5	1,2
Madeirense	1,9	1,4	1,3	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Engrade grande	5,1	2,3	1,9	4,5	1,7	1,4	3,8	1,7	1,5
Baixinha	7,1	2,1	1,7	6,7	3,8	2,7	4,4	2,5	1,9
Pedra do Jota	5,6	2,7	2,0	4,1	1,8	1,4	5,3	2,5	1,8
Maerl – PS	4,0	2,2	1,8	3,9	2,2	1,7	2,3	2,0	1,8
CORCEIRA areia	2,4	1,6	1,3	3,1	1,7	1,4	3,1	1,9	1,6
Cabo Girão	5,1	2,3	1,7	9,4	2,7	1,8	6,6	2,2	1,6
Ilhéu do Gorgulho	8,4	3,6	2,4	8,3	3,4	2,4	8,7	2,9	2,0
Controlo Areia – M	2,9	2,4	2,0	2,1	1,6	1,3	2,3	2,0	1,7
Enrocamento Vidamar	5,1	2,3	1,7	8,1	3,2	2,1	7,5	2,0	1,4
RA CORCEIRA	3,5	1,7	1,4	4,1	1,8	1,5	4,0	2,4	1,9
Avrainvillea – CG	2,9	1,3	1,1	2,9	1,3	1,2	3,9	1,4	1,2
Maerl – M	1,8	1,7	1,6	1,8	1,6	1,5	1,8	1,2	1,1

Em termos de tendências, verifica-se uma subida da diversidade funcional para os macroinvertebrados móveis em locais como o Cabo Girão, o RA CORCEIRA e o fundo arenoso em seu redor e o RA CORDECA. Tendências generalizadas de descida da diversidade funcional foram observadas nos fundos arenosos do Porto Santo (Areia – PS), na Baixa do Cotrim e nos campos de rodólitos do Porto Santo (Maerl – PS).

O Ilhéu do Gorgulho apresenta, de forma consistente, valores altos de diversidade funcional. A Baixa das bicudas apresenta igualmente valores altos e com uma tendência de subida ao longo do tempo, apesar das pequenas variações.

Em média, a riqueza funcional (⁰FD) mantém-se geralmente estável, com pequenos aumentos em 2023 e declínios marginais em 2024. A média do número efectivo de entidades funcionais comuns e do número efectivo de entidades funcionais dominantes (¹FD e ²FD) mantêm-se relativamente estáveis, apesar do ligeiro aumento em 2023.

Tabela 3.30: Diversidade funcional dos macroinvertebrados por local e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 94%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD
Areia – PS	1,9	1,8	1,7	1,7	1,6	1,6	1,8	1,1	1,0
Baixa das bicudas	3,7	1,9	1,6	3,7	2,5	2,2	3,6	2,5	2,1
Baixa do Cotrim	2,7	1,6	1,4	3,0	2,0	1,7	2,1	1,4	1,3
CORDECA areia	1,8	1,2	1,1	1,7	1,1	1,1	1,8	1,1	1,1
RA CORDECA	1,6	1,2	1,2	1,8	1,3	1,2	1,7	1,6	1,5
Enrocamento	2,3	1,4	1,3	2,9	1,4	1,3	3,2	1,4	1,2
Madeirense	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
Engrade grande	2,6	1,4	1,3	2,4	1,3	1,2	1,9	1,3	1,2
Baixinha	2,4	1,3	1,2	2,8	2,1	1,8	2,1	1,6	1,4
Pedra do Jota	2,5	1,4	1,3	2,4	1,6	1,4	2,4	1,6	1,4
Maerl – PS	2,1	1,5	1,4	2,0	1,4	1,3	1,2	1,2	1,2
CORCEIRA areia	1,8	1,5	1,4	2,2	1,6	1,5	2,3	1,7	1,6
Cabo Girão	2,3	1,6	1,4	4,4	1,9	1,6	3,2	2,1	1,8
Ilhéu do Gorgulho	3,7	2,3	1,9	3,9	2,3	2,0	3,9	2,2	1,8
Controlo Areia – M	2,3	2,2	2,1	1,7	1,5	1,4	2,1	2,0	1,9
Enrocamento Vidamar	2,8	1,9	1,7	3,4	2,1	1,8	3,2	1,6	1,3
RA CORCEIRA	1,7	1,3	1,2	1,7	1,3	1,2	1,9	1,6	1,5
Avrainvillea – CG	1,9	1,2	1,1	1,8	1,2	1,1	2,0	1,2	1,1
Maerl – M	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,0	1,0



3.4.2 Frequências

Na ilha do Porto Santo, as espécies mais frequentes e que não sofreram grande variação entre 2022 e 2024 foram: uma espécie do género *Bursa* e uma espécie do género *Myxicola*. As espécies cuja frequência aumentou neste período foram: *Anemonia viridis*, *Cronius ruber*, *Octopus vulgaris*, *Astropecten aranciacus*, *Maja brachydactyla*, *Percnon gibbesi*, *Ophidiaster ophidianus*, *Scyllarides latus*, *Telmatactis cricoides*, *Pagurus cuanensis*, *Sphaerechinus granularis* e *Spondylus senegalensis*. Por outro lado, as espécies cuja frequência diminuiu no mesmo período foram: *Arbacia lixula*, *Diadema africanum*, *Fujubinus exasperatus*, *Lygdamis wirtzi*, *Marthasterias glacialis*, *Megalomma vesiculosum*, *Pagurus anachoretus*, *Paracentrotus lividus*, *Pinna rudis*, *Stramonita haemastoma* e *Umbraculum umbraculum*, bem como uma espécie da ordem Ceriantharia e uma do género *Calliostoma*.

Na ilha da Madeira as espécies de macroinvertebrados móveis mais frequentes e que não apresentaram grande variação, foram: *Cronius ruber*, *Charonia lampas*, *Lysmata grabhami*, *Percnon gibbesi* e *Phoronopsis californica*. Há espécies cuja frequência aumentou — uma espécie do género *Bursa* e uma espécie do género *Myxicola*, *Calappa galloides*, *Cinetorhynchus rigens*, *Coscinasterias tenuispina*, *Dardanus calidus*, *Diadema africanum*, *Diopatra neapolitana*, *Enoplometopus antillensis*, *Hexaplex trunculus*, *Holothuria sanctori*, *Monoplex parthenopeus*, *Octopus vulgaris*, *Ophidiaster ophidianus*, *Pagurus anachoretus*, *Pagurus cuanensis*, *Scyllarides latus*, *Sepia officinalis*, *Spondylus senegalensis*, *Stenorhynchus lanceolatus*, *Stramonita haemastoma*, *Telmatactis cricoides* e *Veretillum cynomorium*. As espécies cuja frequência diminuiu foram: *Arbacia lixula*, *Luria lurida*, *Marthasterias glacialis*, *Thor amboinensis* e uma espécie do género *Ocenebra*.

Finalmente, as espécies sem uma tendência bem definida foram: *Anemonia viridis*, *Calcinus tubularis*, *Hemipolygona armata*, *Hermodice carunculata*, *Lygdamis wirtzi*, *Megalomma vesiculosum*, *Sphaerechinus granularis*, *Umbraculum umbraculum*, uma espécie da ordem Ceriantharia, uma do género *Mitra*, uma da ordem Paguroidea.

A nível global, as espécies de macroinvertebrados móveis que registaram um maior aumento na sua frequência foram: *Pagurus cuanensis* (16%), *Telmatactis cricoides* (15%), *Percnon gibbesi* (12%), *Dardanus calidus* (11%) e *Stenorhynchus lanceolatus* (9%). As espécies cuja frequência registou um maior decréscimo foram: *Arbacia lixula* (-25%), *Diadema africanum* (-22%), *Lygdamis wirtzi* (-14%), *Columbella adansonii* (-11%) e *Marthasterias glacialis* (-11%).

3.4.3 Densidade

Considerando globalmente as duas ilhas, a densidade média dos macroinvertebrados móveis nos transectos diminuiu entre 2022 e 2024, passando de um valor de 39 ind/50 m² em 2022 para 34 ind/50 m² em 2024. As espécies cuja densidade aumentou de forma mais marcante foram: uma espécie do género *Bursa*, *Dardanus calidus*, *Enoplometopus antillensis*, *Lysmata grabhami* e *Telmatactis cricoides*. As espécies cuja densidade apresentou uma diminuição mais marcada foram: *Antedon bifida*, *Arbacia lixula*, *Diadema africanum*, *Lygdamis wirtzi* e *Marthasterias glacialis*.

Na ilha do Porto Santo, a densidade de macroinvertebrados móveis diminuiu entre 2022 e 2024, passando de um valor de 43 ind/50 m² em 2022 para 31 ind/50 m² em 2024. Nesta ilha, uma espécie do género *Bursa*, uma do género *Ocenebra*, *Pagurus cuanensis*, *Sphaerechinus granularis* e *Spondylus senegalensis* foram as espécies cuja densidade teve um aumento mais marcado



durante o período do estudo. As espécies cuja densidade diminuiu de forma mais pronunciada foram: *Antedon bifida*, *Arbacia lixula*, *Diadema africanum*, *Lygdamis wirtzi* e *Pagurus anachoretus*.

A densidade de macroinvertebrados móveis na Madeira aumentou entre 2022 e 2024, passando de um valor de 30 ind/50 m² em 2022 para 37 ind/50 m² em 2024. As espécies cuja densidade teve um aumento mais visível foram: *Dardanus calidus*, *Enoplometopus antillensis*, *Lysmata grabhami*, *Percnon gibbesi* e *Telmatactis cricoides*. Por oposição, as espécies cuja densidade teve uma diminuição mais marcada foram: *Antedon bifida*, *Arbacia lixula*, *Lygdamis wirtzi*, *Marthasterias glacialis* e *Thor amboinensis*.

Analisando as densidades das várias espécies de macroinvertebrados móveis em cada um dos anos do período de estudo (2022–2024), bem como a sua variação em cada um dos locais (Tabelas 3.31 a 3.49), verifica-se que:

Na Areia PS (Tabela 3.31), as maiores subidas ocorrem numa espécie da classe Polychaeta, com um aumento de 22 ind/50 m² e na espécie *Pinna rudis*. As maiores descidas verificam-se nas densidades das espécies *Hermodice carunculata* (-2 ind/50 m²), *Astropecten aranciatus* e de uma espécie do género *Myxicola*.

Tabela 3.31: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Areia – PS.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Astropecten aranciatus</i>	0,7	0,4	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	2,5	0,0	0,4	
<i>Myxicola</i> sp.	0,7	0,2	0,2	
<i>Pinna rudis</i>	0,0	0,0	0,2	
Polychaeta	5,1	0,0	27,2	

Na Baixa das bicudas (Tabela 3.32) as maiores subidas foram observadas nas densidades das espécies: *Calcinus tubularis* (3 ind/50 m²), uma espécie do género *Bursa*, uma espécie da ordem Ceriantharia e nas espécies *Percnon gibbesi* e *Holothuria sanctori*. As maiores descidas foram observadas nas espécies: *Diadema africanum* (-29 ind/50 m²), *Antedon bifida* (-3 ind/50 m²), nos crustáceos da família Galatheidae (-2 ind/50 m²) e nas espécies *Stenorhynchus lanceolatus* e *Lygdamis wirtzi*.

Na Baixa do Cotrim (Tabela 3.33), as maiores subidas nas densidades registaram-se nas espécies *Hermodice carunculata* (7 ind/50 m²), *Stenorhynchus lanceolatus* (2 ind/50 m²), *Calcinus tubularis*, *Maja brachydactyla*, *Cronius ruber*, *Pagurus cuanensis*, *Percnon gibbesi* e *Telmatactis cricoides*. As maiores descidas foram registadas nas densidades das espécies *Diadema africanum* (-11 ind/50 m²), *Pagurus anachoretus* (-5 ind/50 m²), *Pinna rudis*, *Stramonita haemastoma*, *Coscinasterias tenuispina*, *Lygdamis wirtzi* e nas espécies do género *Ocenebra* e *Bursa*, bem como da família Galatheidae.

Na zona arenosa em redor do RA CORDECA (CORDECA areia), as maiores subidas foram observadas nas densidades de uma espécie da classe Polychaeta (2 ind/ 50 m²), numa espécie do género *Myxicola* e nas espécies *Pagurus cuanensis*, *Astropecten aranciatus* e *Calcinus tubularis*, . As maiores descidas registaram-se nas espécies: *Hermodice carunculata* (-2 ind/ 50 m²), *Coscinasterias tenuispina* e *Megalomma vesiculosum* – Tabela 3.34.

No RA CORDECA (Tabela 3.35) os aumentos da densidade das espécies de macroinvertebrados móveis ocorreram com uma espécie do género *Bursa* e com as espécies *Pagurus cuanensis* e *Percnon gibbesi*. As maiores descidas ocorreram com as descidas das espécies *Hermodice carunculata* (-17 ind/ 50 m²), *Arbacia lixula*, *Stenorhynchus lanceolatus*, *Diadema africanum* e *Pagurus anachoretus*.



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	4,3	1,2	0,5	
<i>Arbacia lixula</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,5	0,8	1,3	
<i>Calcinus tubularis</i>	3,3	8,2	6,4	
<i>Calliostoma</i> sp.	0,2	0,0	0,0	
Ceriantharia	0,0	0,2	0,5	
<i>Columbella adansoni</i>	0,5	0,6	0,0	
<i>Diadema africanum</i>	29,3	1,0	0,4	
<i>Echinaster sepositus</i>	0,7	0,0	0,2	
<i>Felimare picta</i>	0,2	0,0	0,0	
Galatheidae	4,8	8,4	2,4	
<i>Haliotis tuberculata</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Hermodice carunculata</i>	4,8	5,2	4,0	
<i>Holothuria sanctori</i>	1,0	3,4	1,3	
<i>Jujubinus exasperatus</i>	0,8	0,2	0,0	
<i>Lima lima</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	1,2	0,0	0,0	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Marthasterias glacialis</i>	1,0	0,4	0,2	
<i>Monoplex parthenopeus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,0	0,0	0,2	
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Ophioderma longicauda</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,8	0,6	0,0	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Paracentrotus lividus</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Percnon gibbesi</i>	0,3	2,0	0,7	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Spondylus senegalensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	4,0	4,4	2,2	
<i>Telmatactis cricoides</i>	0,3	1,0	0,4	
<i>Telmatactis forskalii</i>	2,0	0,4	0,9	
<i>Thor amboinensis</i>	0,3	0,6	0,4	
<i>Umbraculum umbraculum</i>	0,0	0,2	0,0	

Tabela 3.32: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Baixa das bicudas.

No Enrocamento do porto do Porto Santo (Tabela 3.36), as espécies *Calcinus tubularis* (20 ind/ 50 m²), *Percnon gibbesi* (9 ind/ 50 m²), *Pinna rudis*, *Spondylus senegalensis* e uma espécie do género *Ocenebra* registaram as maiores subidas em termos de densidade. As espécies *Hermodice carunculata*, *Arbacia lixula* (2 ind/ 50 m²), *Pagurus anachoretus*, *Holothuria sanctori* e *Stenorhynchus lanceolatus*, registaram as maiores descidas.

No RA Madeirense (Tabela 3.37) nenhuma espécie de macroinvertebrados móveis apresentou subidas na sua densidade. Já as espécies que registaram maiores descidas foram: *Hermodice carunculata* (-6 ind/ 50 m²) e *Marthasterias glacialis* (-1 ind/ 50 m²).

Na Engrade grande (Tabela 3.38), *Calcinus tubularis* (com 3 ind/ 50 m²), *Hermodice carunculata* (2 ind/ 50 m²), *Pagurus anachoretus*, *Lysmata grabhami* e uma espécie do género *Ocenebra* foram as que registaram os maiores aumentos de densidade. *Diadema africanum* (com -25 ind/ 50 m²), *Holothuria sanctori*, *Pinna rudis*, *Stenorhynchus lanceolatus* (-1 ind/ 50 m²), uma espécie da família Galatheidae e uma da ordem Ceriantharia, foram as que registaram as maiores descidas.

Na Baixinha (Tabela 3.39) as maiores subidas observaram-se nas densidades



Tabela 3.33: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Baixa do Cotrim.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Bursa</i> sp.	0,2	0,2	0,0	
<i>Calcinus tubularis</i>	2,2	4,0	2,8	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Cronius ruber</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diadema africanum</i>	11,1	0,0	0,0	
Galatheidae	0,2	0,2	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	9,5	5,8	16,8	
<i>Holothuria sanctori</i>	1,3	0,2	1,4	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Maja brachydactyla</i>	0,0	0,0	0,4	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,2	0,2	0,0	
<i>Pagurus anachoretus</i>	6,4	1,2	1,4	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Percnon gibbesi</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Pinna rudis</i>	0,4	0,5	0,0	
<i>Scyllarides latus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Spondylus senegalensis</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,5	2,2	3,0	
<i>Stramonita haemastoma</i>	0,4	0,0	0,0	
<i>Telmatactis cricoides</i>	0,0	1,0	0,2	
<i>Thor amboinensis</i>	0,0	0,2	0,0	

Tabela 3.34: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: CORDECA areia.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Astropecten aranciacus</i>	0,3	0,3	0,7	
<i>Calcinus tubularis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,5	0,0	0,2	
<i>Hermodice carunculata</i>	2,5	1,2	0,5	
<i>Megalomma vesiculosum</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Myxicola</i> sp.	0,3	1,0	0,7	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,0	0,5	
Polychaeta	55,3	38,3	57,8	

Tabela 3.35: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: CORDECA.

Espécies	2022	2023	2024	Variação
<i>Arbacia lixula</i>	1,3	0,4	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,0	0,0	0,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Chama gryphoides</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diadema africanum</i>	0,7	0,2	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	17,3	7,1	0,5	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,2	0,2	0,0	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,5	0,0	0,0	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Percnon gibbesi</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	1,8	1,1	0,5	

de *Holothuria sanctori* (2 ind/ 50 m²), *Calcinus tubularis*, *Maja brachydactyla*, *Ophidiaster ophidianus*, *Pagurus anachoretus*, *Scyllarides latus*, *Sphaerechinus granularis* e uma espécie da família Galatheidae. As maiores descidas verificaram-se nas densidades de *Diadema africanum* (-52 ind/ 50 m²), *Hermodice carunculata* (-10 ind/ 50 m²), *Stenorhynchus lanceolatus* (-3 ind/ 50 m²), *Arbacia lixula*, *Antedon bifida*, *Echinaster sepositus*, *Felimare picta*, *Pagurus cuanensis*, na ordem Ceriantharia e nos gêneros *Bursa* e *Ocenebra*.



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Anemonia viridis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Antedon bifida</i>	0,0	1,0	0,2	
<i>Arbacia lixula</i>	4,9	5,0	3,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,0	0,2	0,0	
<i>Calcinus tubularis</i>	55,6	92,2	75,8	
<i>Columbella adansoni</i>	0,2	0,4	0,2	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Diadema africanum</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	2,4	1,4	0,4	
<i>Holothuria sanctori</i>	0,5	0,4	0,2	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Mitra</i> sp.	0,0	0,2	0,0	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,0	0,6	1,0	
<i>Octopus vulgaris</i>	0,0	0,0	0,4	
<i>Pagurus anachoretus</i>	2,0	3,2	1,2	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Percnon gibbesi</i>	17,5	72,2	26,6	
<i>Pinna rudis</i>	0,4	0,4	1,0	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,5	0,4	0,8	
<i>Spondylus senegalensis</i>	0,0	0,0	0,6	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,5	0,4	0,2	
<i>Stramonita haemastoma</i>	0,4	0,2	0,2	

Tabela 3.36: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Enrocamento.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Hermodice carunculata</i>	6	0,0	0,5	
<i>Marthasterias glacialis</i>	1	0,0	0,0	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0	0,5	0,0	

Tabela 3.37: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: RA Madeirense.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Calcinus tubularis</i>	0,2	1,5	3,5	
Ceriantharia	0,2	0,0	0,0	
<i>Diadema africanum</i>	24,5	0,0	0,0	
Galatheidae	0,8	0,2	0,0	
<i>Haliotis tuberculata</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	15,2	24,5	17,0	
<i>Holothuria sanctori</i>	0,8	0,0	0,2	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Mitra</i> sp.	0,0	0,2	0,0	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,0	0,2	0,2	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,0	0,5	0,5	
<i>Percnon gibbesi</i>	0,8	1,8	0,8	
<i>Pinna rudis</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	2,0	3,0	0,8	

Tabela 3.38: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Engrade grande.

Na Pedra do Jota (Tabela 3.40), as maiores subidas ocorreram nas densidades das espécies *Hermodice carunculata* (2 ind/ 50 m²), *Cronius ruber*, *Astropecten aranciacus*, *Calcinus tubularis*, *Columbella adansoni*, *Echinaster sepositus*, *Felimare picta*, *Percnon gibbesi* e do género *Bursa*. Por sua vez, as que registaram as maiores descidas foram: *Diadema africanum* (-16 ind/ 50 m²), *Stenorhynchus lanceolatus* (-4 ind/ 50 m²), *Holothuria sanctori* (-2 ind/ 50 m²), *Pagurus anachoretus* e a ordem Ceriantharia.

Nos campos de rodólitos da ilha do Porto Santo (Maerl — PS) as maiores



Tabela 3.39: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Baixinha.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Arbacia lixula</i>	1,2	0,0	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,2	0,0	0,0	
<i>Calcinus tubularis</i>	0,5	0,0	0,8	
<i>Ceriantharia</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Chama gryphoides</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diadema africanum</i>	52,2	0,8	0,2	
<i>Echinaster sepositus</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Felimare picta</i>	0,2	0,0	0,0	
Galatheidae	0,0	0,2	0,2	
<i>Haliotis tuberculata</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	17,8	3,2	8,0	
<i>Holothuria sanctori</i>	0,8	1,2	2,5	
<i>Lima lima</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Maja brachydactyla</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,2	0,0	0,0	
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,2	0,8	0,5	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Scyllarides latus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	3,0	1,8	0,5	
<i>Telmatactis forskalii</i>	0,0	0,2	0,0	

Tabela 3.40: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Pedra do Jota.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Astropecten aranciatus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Bursa</i> sp.	0,0	0,0	0,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Ceriantharia</i>	0,5	0,2	0,0	
<i>Columbella adansoni</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Cronius ruber</i>	0,0	0,0	0,5	
<i>Diadema africanum</i>	16,2	0,2	0,0	
<i>Echinaster sepositus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Enoplometopus antillensis</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Felimare picta</i>	0,0	0,0	0,2	
Galatheidae	0,2	0,2	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	4,2	0,5	6,2	
<i>Holothuria sanctori</i>	2,2	0,0	0,8	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,5	0,0	0,0	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Percnon gibbesi</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Spondylus senegalensis</i>	0,2	0,0	0,0	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	4,8	4,0	0,5	
<i>Umbraculum umbraculum</i>	0,2	0,0	0,0	

subidas ocorreram nas densidades de: *Astropecten aranciatus* (1 ind/ 50 m²) e *Echinaster sepositus*. As maiores descidas verificaram-se nas densidades de: *Calcinus tubularis* (-7 ind/ 50 m²), *Hermodice carunculata*, *Lygdamis wirtzi* (-1 ind/ 50 m²) e nas espécies da ordem Ceriantharia (Tabela 3.41).

No fundo arenoso junto ao RA CORCEIRA (CORCEIRA areia) os maiores aumentos de densidade deram-se nas espécies *Hermodice carunculata* e *Phoronopsis californica* (2 ind/ 50 m²), *Calcinus tubularis*, *Diopatra neapolitana* e numa do



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Astropecten aranciacus</i>	0,0	0,0	0,7	
<i>Calcinus tubularis</i>	6,7	4,3	0,0	
<i>Ceriantharia</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Columbella adansoni</i>	0,0	0,3	0,0	
<i>Echinaster sepositus</i>	0,3	0,3	0,7	
<i>Hermodice carunculata</i>	3,0	1,0	2,0	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	1,0	0,3	0,0	
<i>Mitra</i> sp.	0,0	0,3	0,0	

Tabela 3.41: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Maerl — PS.

género *Myxicola*. Os crustáceos da ordem Paguroidea, foram os únicos taxa cuja densidade desceu neste local entre 2022 e 2024 (Tabela 3.42).

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Calcinus tubularis</i>	0,0	0,0	0,3	
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Diopatra neapolitana</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Hermodice carunculata</i>	0,3	2,5	2,5	
<i>Myxicola</i> sp.	0,0	0,3	0,7	
Paguroidea	1,0	0,5	0,2	
<i>Phoronopsis californica</i>	5,0	9,5	6,8	

Tabela 3.42: Macroinvertebrados — variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: CORCEIRA areia.

No Cabo Girão (Tabela 3.43) as maiores subidas em termos de densidade foram registadas para as espécies: *Lysmata grabhami* (5 ind/ 50 m²) e *Telmatactis cricoides*, *Enoplometopus antillensis*, *Pagurus anachoretus*, *Percnon gibbesi* (2 ind/ 50 m²). As maiores descidas foram registadas nas densidades de *Calcinus tubularis* (-10 ind/ 50 m²), *Antedon bifida* (-7 ind/ 50 m²), *Hermodice carunculata*, *Thor amboinensis* e *Columbella adansoni*.

No Ilhéu do Gorgulho (Tabela 3.44) as espécies para as quais se registaram as maiores subidas de densidade foram: *Calcinus tubularis* (8 ind/ 50 m²), *Telmatactis cricoides* (4 ind/ 50 m²), *Stenorhynchus lanceolatus*, *Dardanus calidus*, *Hermodice carunculata* (2 ind/ 50 m²). As maiores descidas foram observadas nas densidades das espécies *Arbacia lixula* (-7 ind/ 50 m²), *Antedon bifida* (4 ind/ 50 m²), *Pagurus anachoretus*, *Lygdamis wirtzi*, *Marthasterias glacialis* e *Thor amboinensis*.

No Controlo Areia — M (Tabela 3.45), as subidas de densidade foram pouco expressivas e registaram-se para *Diopatra neapolitana*, *Megalomma vesiculosum*, *Phoronopsis californica* e *Veretillum cynomorium*. As maiores descidas ocorreram nas densidades de: *Hermodice carunculata*, no género *Myxicola* e na ordem Paguroidea.

No Enrocamento Vidamar (Tabela 3.46), verificam-se as maiores subidas de densidade nas espécies: *Percnon gibbesi* (40 ind/ 50 m²), *Hermodice carunculata*, *Stenorhynchus lanceolatus* (2 ind/ 50 m²), *Stramonita haemastoma* e *Telmatactis cricoides*. As maiores descidas ocorreram nas densidades de: *Arbacia lixula* (-5 ind/ 50 m²), *Calcinus tubularis* (-2 ind/ 50 m²), *Cronius ruber*, *Sphaerechinus granularis* e *Lysmata grabhami*.

No RA CORCEIRA (Tabela 3.47), os principais aumentos na densidade ocorreram nas espécies *Coscinasterias tenuispina*, *Hexaplex trunculus* e *Pagurus cuanensis*. As maiores descidas verificaram-se nas densidades de: *Hermodice carunculata* (-15 ind/ 50 m²), *Calcinus tubularis*, *Stenorhynchus lanceolatus* e *Arbacia lixula*.

Na Avrainvillea — CG (Tabela 3.48), as espécies *Hermodice carunculata* (com 24 ind/ 50 m²), os crustáceos da ordem Paguroidea (4 ind/ 50 m²), *Calcinus*



Tabela 3.43: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Cabo Girão.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Anemonia viridis</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Antedon bifida</i>	6,7	0,8	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,3	0,8	0,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	28,0	17,3	17,7	
<i>Ceriantharia</i>	0,0	0,7	0,0	
<i>Charonia lampas</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Cinetorhynchus rigens</i>	0,0	0,0	1,2	
<i>Columbella adansoni</i>	0,3	0,2	0,0	
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Diadema africanum</i>	0,0	0,5	0,2	
<i>Enoplometopus antillensis</i>	0,0	0,8	1,5	
<i>Hermodice carunculata</i>	6,0	6,3	4,8	
<i>Hexaplex trunculus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Holothuria sanctori</i>	0,0	0,2	0,5	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	0,0	0,3	0,2	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,0	0,8	5,2	
<i>Mitra</i> sp.	0,0	0,2	0,0	
<i>Monoplex parthenopeus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,7	1,3	2,2	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Percnon gibbesi</i>	1,7	0,3	3,2	
<i>Pinna rudis</i>	0,0	0,5	0,0	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Spondylus senegalensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	3,3	6,0	4,5	
<i>Telmatactis cricoides</i>	1,0	0,5	3,2	
<i>Thor amboinensis</i>	0,7	0,0	0,0	
<i>Umbraculum umbraculum</i>	0,0	0,3	0,0	

tubularis, *Coscinasterias tenuispina* e *Stenorhynchus lanceolatus* registaram as maiores subidas. A espécie *Phoronopsis californica* foi o único invertebrado móvel a diminuir a sua densidade entre 2022 e 2024 neste local.

Finalmente, nos campos de rodólitos da Madeira (Maerl – M) as maiores subidas foram observadas nas densidades de: *Hermodice carunculata* (17 ind/ 50 m²) e *Pagurus anachoretus*. As maiores descidas verificaram-se nas densidades de *Calcinus tubularis* (-15 ind/ 50 m²) – Tabela 3.49.



Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	4,0	0,3	0,2	
<i>Arbacia lixula</i>	6,7	0,7	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,3	0,3	1,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	22,7	20,3	30,7	
<i>Ceriantharia</i>	0,3	0,7	0,3	
<i>Charonia lampas</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Columbella adansoni</i>	0,7	0,2	0,0	
<i>Cronius ruber</i>	0,3	0,8	1,2	
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	1,2	2,2	
<i>Enoplometopus antillensis</i>	0,3	0,7	0,7	
<i>Hermodice carunculata</i>	1,7	4,5	3,5	
<i>Holothuria sanctori</i>	8,7	11,8	9,0	
<i>Luria lurida</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Lygdamis wirtzi</i>	1,0	0,2	0,0	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,7	0,5	1,8	
<i>Marthasterias glacialis</i>	1,0	0,0	0,0	
<i>Ocenebra</i> sp.	0,3	0,2	0,0	
<i>Ophidiaster ophidianus</i>	0,0	0,0	0,2	
Paguroidea	0,0	0,0	0,2	
<i>Pagurus anachoretus</i>	3,3	1,7	2,0	
<i>Pagurus cuanensis</i>	1,0	0,5	0,2	
<i>Percnon gibbesi</i>	2,0	2,0	3,7	
<i>Pinna rudis</i>	0,0	0,2	0,3	
<i>Scyllarides latus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Sepia officinalis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	2,0	0,5	1,8	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,7	2,3	3,0	
<i>Stramonita haemastoma</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Telmatactis cricoides</i>	3,3	7,0	7,0	
<i>Thor amboinensis</i>	1,0	1,2	0,0	

Tabela 3.44: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Ilhéu do Gorgulho.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Diopatra neapolitana</i>	0,0	1,0	0,8	
<i>Hermodice carunculata</i>	0,7	0,0	0,5	
<i>Megalomma vesiculosum</i>	0,3	0,0	1,0	
<i>Myxicola</i> sp.	1,0	0,2	0,2	
Paguroidea	0,7	0,0	0,0	
<i>Phoronopsis californica</i>	1,3	0,2	1,8	
<i>Veretillum cynomorium</i>	0,0	0,0	0,2	

Tabela 3.45: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Controlo Areia – M.



Tabela 3.46: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Enrocamento Vidamar.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Arbacia lixula</i>	4,7	1,2	0,0	
<i>Bursa</i> sp.	0,0	0,6	0,2	
<i>Calappa galloides</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	9,7	12,2	7,5	
<i>Charonia lampas</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Columbella adansoni</i>	0,0	1,0	0,0	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Cronius ruber</i>	1,0	0,2	0,2	
<i>Dardanus calidus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Enoplometopus antillensis</i>	0,3	0,2	0,8	
<i>Hemipolygona armata</i>	0,0	0,2	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	1,0	7,6	4,0	
<i>Holothuria sanctori</i>	1,7	4,4	2,8	
<i>Lysmata grabhami</i>	0,3	0,0	0,0	
<i>Marthasterias glacialis</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Monoplex parthenopeus</i>	0,0	0,2	0,2	
<i>Octopus vulgaris</i>	0,0	0,0	0,5	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,0	0,2	1,2	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,4	0,0	
<i>Percnon gibbesi</i>	13,0	17,8	52,8	
<i>Pinna rudis</i>	0,3	0,4	0,2	
<i>Sphaerechinus granularis</i>	1,7	2,4	1,0	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,0	0,2	2,5	
<i>Stramonita haemastoma</i>	0,7	0,4	2,8	
<i>Telmatactis cricoides</i>	0,0	1,6	1,8	
<i>Thor amboinensis</i>	0,0	0,2	0,0	

Tabela 3.47: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: RA CORCEIRA.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Antedon bifida</i>	0,0	0,7	0,0	
<i>Arbacia lixula</i>	0,3	0,0	0,2	
<i>Calcinus tubularis</i>	1,7	0,4	0,0	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0,0	0,4	0,5	
<i>Hermodice carunculata</i>	19,7	22,7	5,0	
<i>Hexaplex trunculus</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,7	0,7	0,7	
<i>Pagurus cuanensis</i>	0,0	0,0	0,2	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	1,3	4,9	0,5	
<i>Stramonita haemastoma</i>	1,7	0,9	1,7	

Tabela 3.48: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Avrainvillea – CG.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Calcinus tubularis</i>	0	5,5	0,5	
<i>Coscinasterias tenuispina</i>	0	0,0	0,5	
<i>Hermodice carunculata</i>	30	94,0	54,0	
<i>Myxicola</i> sp.	1	0,5	1,0	
Paguroidea	1	1,0	4,5	
<i>Phoronopsis californica</i>	1	3,5	0,5	
<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0	0,0	0,5	

Tabela 3.49: Macroinvertebrados – variação da densidade média (n° ind/50 m²) entre 2022 e 2024: Maerl – M.

Espécies	2022	2023	2024	Varição
<i>Calcinus tubularis</i>	14,7	8,3	0,0	
<i>Hermodice carunculata</i>	10,7	17,0	27,3	
<i>Pagurus anachoretus</i>	0,0	0,0	1,3	



3.4.4 Análise de associação

A Tabela 3.50 mostra os resultados da análise de associação para os diversos habitats (e combinações de habitats) para as espécies de macroinvertebrados móveis registadas na ilha do Porto Santo entre 2022 e 2024. De um total de 50 taxa observados, 28 foram associados a um habitat ou a uma combinação de habitats. Desses, dezanove taxa foram associados a um habitat, oito foram associados a dois habitats e um foi associado a um grupo de quatro habitats.

Os substratos arenosos no Porto Santo têm três taxa associados: duas espécies de poliquetas sedentários («vulcões» e *Myxicola* sp.) e uma estrela-do-mar (*Astropecten aranciacus*). Já os recifes rochosos têm associadas 12 espécies — um crustáceo da família Galatheidae e os crustáceos *Stenorhynchus lanceolatus*, *Thor amboinensis* e *Lysmata grabhami*, os equinodermes *Holothuria sanctori*, *Diadema africanum*, *Antedon bifida* e *Marthasterias glacialis*, os cnidários *Telmatactis cricoides* e *Telmatactis forskalii*, bem como um organismo da ordem Ceriantharia e um molusco gastrópode do género *Bursa*. Associadas ao Enrocamento surgem as espécies: *Percnon gibbesi*, *Arbacia lixula*, *Stramonita haemastoma* e *Octopus vulgaris* e ao conjunto «Rocha e Enrocamento» (R+E) estão associadas as espécies: *Calcinus tubularis*, *Pagurus anachoretus*, *Pinna rudis*, *Sphaerechinus granularis*, *Spondylus senegalensis* e uma espécie de gastrópode do género *Ocenebra*. Ao grupo «Rocha e Maerl» (R+M) estão associadas as espécies *Echinaster sepositus* e *Lygdamis wirtzi* e ao grupo «Areia, Rocha, Recifes artificiais e Maerl» (A+R+RA+M) surge associada apenas uma espécie — *Hermodice carunculata*.

Na Madeira, de um total de 47 taxa de macroinvertebrados móveis observados nos transectos, a análise associou 26 a um habitat ou a um conjunto de habitats: 16 taxa foram associados a um habitat, 9 foram associados a um conjunto de 2 habitats e 1 taxa associado a um grupo de 3 habitats — Tabela 3.51.

Os habitats arenosos registam 4 taxa associados: *Phoronopsis californica*, *Diopatra neapolitana*, um membro da família Paguroidea e um poliqueta do género *Myxicola*. Aos recifes rochosos foram associados 12 taxa: *Telmatactis cricoides*, *Stenorhynchus lanceolatus*, *Pagurus anachoretus*, *Lysmata grabhami*, *Antedon bifida*, *Dardanus calidus*, um membro do género *Bursa*, um membro da ordem Ceriantharia, *Thor amboinensis*, *Lygdamis wirtzi*, *Pagurus cuanensis* e *Diadema africanum*.

Ao conjunto «Rocha e Enrocamento» (R+E) foram associadas 8 espécies: *Percnon gibbesi*, *Holothuria sanctori*, *Sphaerechinus granularis*, *Arbacia lixula*, *Cronius ruber*, *Enoplometopus antillensis*, *Columbella adansoni* e *Pinna rudis*.

Apenas 1 espécie foi associada ao conjunto «Recife artificial e Enrocamento» (RA+E): *Stramonita haemastoma*, bem como ao grupo «Rocha+Enrocamento+Maerl» (R+E+M) — *Calcinus tubularis*.



Tabela 3.50: Resultados da análise de associação para as espécies de macroinvertebrados móveis para os vários habitats na ilha do Porto Santo (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maërl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.3.3.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Polychaeta</i> sp. (vulcões)	1,000	1,000	1,000	0,005	**
	<i>Myxicola</i> sp.	1,000	0,500	0,707	0,005	**
	<i>Astropecten aranciacus</i>	0,824	0,389	0,566	0,010	**
Rocha	Galatheididae	1,000	0,833	0,913	0,005	**
	<i>Holothuria sanctori</i>	0,926	0,833	0,878	0,005	**
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,859	0,889	0,874	0,005	**
	<i>Diadema africanum</i>	0,990	0,722	0,846	0,005	**
	<i>Telmatactis forskalii</i>	1,000	0,611	0,782	0,005	**
	<i>Bursa</i> sp.	0,897	0,556	0,706	0,005	**
	<i>Antedon bifida</i>	0,854	0,556	0,689	0,005	**
	Ceriantharia	0,818	0,389	0,564	0,005	**
	<i>Marthasterias glacialis</i>	0,818	0,389	0,564	0,005	**
	<i>Telmatactis cricoides</i>	1,000	0,278	0,527	0,005	**
	<i>Thor amboinensis</i>	1,000	0,278	0,527	0,005	**
	<i>Lysmata grabhami</i>	1,000	0,222	0,471	0,005	**
Enrocamento	<i>Percnon gibbesi</i>	0,951	1,000	0,975	0,005	**
	<i>Arbacia lixula</i>	0,816	0,941	0,876	0,005	**
	<i>Stramonita haemastoma</i>	0,679	0,235	0,400	0,030	*
	<i>Octopus vulgaris</i>	1000	0,118	0,343	0,050	*
R+E	<i>Calcinus tubularis</i>	0,952	0,943	0,948	0,005	**
	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,971	0,829	0,897	0,005	**
	<i>Pinna rudis</i>	0,936	0,343	0,566	0,005	**
	<i>Ocenebra</i> sp.	0,879	0,314	0,525	0,010	**
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	1,000	0,229	0,478	0,015	*
	<i>Spondylus senegalensis</i>	1,000	0,1714	0,414	0,050	*
R+M	<i>Echinaster sepositus</i>	1,000	0,296	0,544	0,005	**
	<i>Lygdamis wirtzi</i>	0,938	0,259	0,493	0,010	**
A+R+RA+M	<i>Hermodice carunculata</i>	0,973	0,794	0,879	0,035	*



Tabela 3.51: Resultados da análise de associação para as espécies de macroinvertebrados móveis para os vários habitats na ilha da Madeira (R: rocha, A: areia, RA: recifes artificiais, E: enrocamentos, M: Maërl). Para uma explicação sobre o significado dos cabeçalhos das colunas, ver a Subsecção 2.3.3.

Habitat	Espécie	A	B	stat	Valor-p	sign.
Areia	<i>Phoronopsis californica</i>	1,000	0,889	0,943	0,005	**
	Paguroidea	0,955	0,667	0,798	0,005	**
	<i>Myxicola</i> sp.	1,000	0,444	0,667	0,005	**
	<i>Diopatra neapolitana</i>	1,000	0,278	0,527	0,005	**
Rocha	<i>Telmatactis cricoides</i>	0,869	0,889	0,879	0,005	**
	<i>Stenorhynchus lanceolatus</i>	0,689	0,944	0,807	0,005	**
	<i>Pagurus anachoretus</i>	0,722	0,833	0,776	0,005	**
	<i>Lysmata grabhami</i>	0,977	0,611	0,773	0,005	**
	<i>Antedon bifida</i>	0,862	0,556	0,692	0,005	**
	<i>Dardanus calidus</i>	0,905	0,500	0,673	0,005	**
	<i>Bursa</i> sp.	0,780	0,556	0,658	0,005	**
	Ceriantharia	1,000	0,389	0,624	0,005	**
	<i>Thor amboinensis</i>	0,909	0,333	0,550	0,005	**
	<i>Lygdamis wirtzi</i>	1,000	0,278	0,527	0,005	**
	<i>Pagurus cuanensis</i>	0,702	0,389	0,522	0,005	**
	<i>Diadema africanum</i>	1,000	0,222	0,471	0,005	**
R+E	<i>Percnon gibbesi</i>	1,000	0,879	0,937	0,005	**
	<i>Holothuria sanctori</i>	1,000	0,849	0,921	0,005	**
	<i>Sphaerechinus granularis</i>	1,000	0,606	0,778	0,005	**
	<i>Arbacia lixula</i>	0,960	0,424	0,638	0,005	**
	<i>Cronius ruber</i>	1,000	0,364	0,603	0,005	**
	<i>Enoplometopus antillensis</i>	1,000	0,364	0,603	0,005	**
	<i>Pinna rudis</i>	1,000	0,242	0,492	0,025	*
	<i>Columbella adansoni</i>	1,000	0,182	0,426	0,040	*
RA+E	<i>Stramonita haemastoma</i>	0,974	0,394	0,620	0,005	**
R+E+M	<i>Calcinus tubularis</i>	0,977	0,905	0,940	0,005	**



3.5 Recifes artificiais

NESTA SECÇÃO OLHAMOS com mais detalhe para os RA CORDECA, CORCEIRA e Madeirense, nomeadamente para a composição das suas comunidades e para variação dos valores da diversidade e da densidade das espécies de peixes que caracterizam (em termos da frequência de ocorrência) cada um deles.

3.5.1 Espécies Permanentes e Frequentes

De acordo com o explicado na Secção 2.4, as espécies observadas nos três recifes artificiais foram categorizadas de acordo com a sua frequência de ocorrência. As espécies consideradas «Permanentes» ou «Frequentes» foram seleccionadas para cada local e foram alvo de uma análise mais detalhada.

No RA CORDECA foram identificadas vinte espécies permanentes e frequentes: *Apogon imberbis*, *Aulostomus strigosus*, *Balistes capriscus*, *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Mullus surmuletus*, *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Scorpaena maderensis*, *Scorpaena notata*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense*, *Thalassoma pavo* e *Tripterygion delaisi*.

Na zona adjacente ao RA CORDECA essas espécies são treze: *Balistes capriscus*, *Canthigaster capistrata*, *Dasyatis pastinaca*, *Heteroconger longissimus*, *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides marmoratus*, *Sphyraena viridensis*, *Synodus synodus* e *Xyrichtys novacula*.

Verifica-se que entre o RA CORDECA e a área adjacente (CORDECA areia) há um conjunto de sete espécies em comum — *Balistes capriscus*, *Canthigaster capistrata*, *Pagrus pagrus*, *Pseudocaranx dentex*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda* e *Sparisoma cretense*.

No RA Madeirense, são dezasseis as espécies permanentes e frequentes: *Bodianus scrofa*, *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Epinephelus marginatus*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Scorpaena maderensis*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense*, *Synodus synodus* e *Thalassoma pavo*.

No RA CORCEIRA, as espécies permanentes e frequentes são vinte e duas: *Aulostomus strigosus*, *Balistes capriscus*, *Bodianus scrofa*, *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Coris melanura*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Mycteroperca fusca*, *Oblada melanura*, *Pomadasys incisus*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Scorpaena maderensis*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda*, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense*, *Sphoeroides marmoratus*, *Synodus synodus* e *Thalassoma pavo*.

Na zona adjacente ao (CORCEIRA areia), as espécies permanentes e frequentes são: *Balistes capriscus*, *Canthigaster capistrata*, *Dentex gibbosus*, *Heteroconger longissimus*, *Pagellus erythrinus*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda* e *Sphoeroides marmoratus*.

À semelhança do que sucede na ilha do Porto Santo, há igualmente na Madeira um conjunto de espécies de peixe comuns ao RA CORCEIRA e à zona arenosa adjacente (CORCEIRA areia). São elas: *Balistes capriscus*, *Canthigaster capistrata*, *Seriola rivoliana*, *Serranus atricauda* e *Sphoeroides marmoratus*.

Finalmente, existem treze espécies de peixes comuns aos três RA: *Boops boops*, *Canthigaster capistrata*, *Chromis limbata*, *Diplodus sargus*, *Diplodus vulgaris*, *Pseudocaranx dentex*, *Sarpa salpa*, *Scorpaena maderensis*, *Seriola rivoliana*,



Serranus atricauda, *Similiparma lurida*, *Sparisoma cretense* e *Thalassoma pavo*.

3.5.2 Densidades

Entre 2022 e 2024, as densidades das espécies de peixes permanentes e frequentes variaram nos três recifes artificiais (Figuras 3.3 a 3.5). De forma geral, observou-se um aumento de densidade em algumas espécies como a castanheta-baia (*Chromis limbata*) e o enxaréu (*Pseudocaranx dentex*). Por sua vez, há uma espécie para a qual se verifica uma diminuição em todos os RA — *Seriola rivoliana*.

No RA CORDECA (Figura 3.3), há um conjunto de espécies cuja densidade aumentou de forma mais expressiva:

1. *Balistes capriscus*, que apesar da diminuição na densidade dos indivíduos médios em 2024, teve um aumento expressivo nos indivíduos grandes a partir de 2023. Já a densidade dos indivíduos pequenos não sofreu grandes variações;
2. *Chromis limbata*: ainda que se tenha verificado uma diminuição dos indivíduos pequenos em 2024, esta foi compensada pelo aumento dos indivíduos médios e grandes;
3. *Serranus atricauda*: diminuíram os indivíduos grandes, mas houve um aumento correspondente nos indivíduos médios. Os indivíduos pequenos apresentam um aumento consistente desde 2022;
4. *Similiparma lurida*: aumento desde 2022 nas classes de tamanho S e M. A densidade dos indivíduos grandes diminuiu ligeiramente em 2023 mas apresenta uma tendência positiva em 2024;
5. *Thalassoma pavo*, que regista um aumento em todas as classes de tamanho, particularmente nas classes S e L.

As espécies permanentes e frequentes cuja densidade diminuiu de forma mais evidente, neste RA foram:

1. *Boops boops*: a densidade dos indivíduos pequenos e médios sofreu uma diminuição expressiva desde 2022. Em 2024 houve um ligeiro aumento da densidade dos indivíduos grandes;
2. *Canthigaster capistrata*: diminuição causada sobretudo pela descida na densidade dos indivíduos pequenos;
3. *Diplodus vulgaris*: apresenta uma tendência de descida, mais marcada nos indivíduos da classe M e um ligeiro aumento nas classes S e L;
4. *Mullus surmuletus* tem vindo a diminuir desde 2022. A maior redução da densidade deu-se na classe M;
5. *Seriola rivoliana*: diminuição importante em 2023, em todas as classes de tamanho. Muito ligeira recuperação em 2024 na classe L;
6. *Sparisoma cretense*: em diminuição desde 2022. A queda em 2024 é explicada maioritariamente pelo desaparecimento dos indivíduos mais pequenos (classe S) e pela diminuição dos indivíduos grandes. Há uma subida na densidade dos indivíduos de tamanho M;



7. *Tripterygion delaisi*: igualmente em diminuição desde 2022, mais pronunciada em 2024, quando a densidade chegou a zero, indicando que a espécie não foi registada na amostragem.

No RA Madeirense (Figura 3.4), as espécies cuja densidade aumentou de forma mais evidente entre 2022 e 2024 foram:

1. *B. scrofa*: verifica-se um aumento na densidade nos indivíduos de tamanho médio e pequeno, enquanto a densidade dos indivíduos grandes se mantém estável;
2. *C. capistrata*: aumentaram os indivíduos médios e pequenos, tendo os indivíduos grandes mantido a sua densidade no período do estudo;
3. *C. limbata*: verifica-se uma ligeira diminuição dos indivíduos pequenos, compensada pelo aumento dos indivíduos médios e grandes;
4. *P. dentex*: aumento em todas as classes de tamanho;
5. *S. salpa*: há um aumento, causado pelos indivíduos médios;
6. *S. synodus*: ligeiro aumento, apesar da diminuição em 2024, derivado sobretudo da redução na densidade dos indivíduos pequenos.

Por outro lado, diminuiu a densidade das espécies:

1. *B. boops*: sobretudo devido à diminuição dos indivíduos pequenos;
2. *D. sargus*: há uma ligeira diminuição, causada pelo decréscimo da densidade nas classes M e S;
3. *S. maderensis*: verifica-se uma ligeira diminuição, mais pronunciada na classe S;
4. *S. rivoliana*: diminuição da densidade em todas as classes de tamanho;
5. *S. atricauda*: ligeira diminuição, mais pronunciada nos indivíduos grandes e médios, compensada pelo aumento ligeiro nos indivíduos pequenos;
6. *S. lurida*: ocorre uma pequena diminuição da densidade no período em causa, marcada pela redução da densidade nas classes S e M;
7. *S. cretense*: pequena redução na densidade em todas as classes de tamanho;
8. *T. pavo*: redução da densidade, mais marcada nos indivíduos de tamanho médio, apesar do ligeiro aumento na densidade dos indivíduos grandes.

No RA CORCEIRA — Figura 3.5, as espécies cuja densidade aumentou de forma mais evidente entre 2022 e 2024 foram:

1. *Boops boops*: sobretudo nos indivíduos de tamanho médio;
2. *Canthigaster capistrata*: o aumento da densidade da espécie é explicada pelo aumento dos indivíduos pequenos, enquanto que os de tamanho M e L sofrem uma ligeira diminuição;
3. *Chromis limbata*: ainda que se verifique uma tendência para o aumento da densidade, há uma grande variabilidade nas densidades, com os



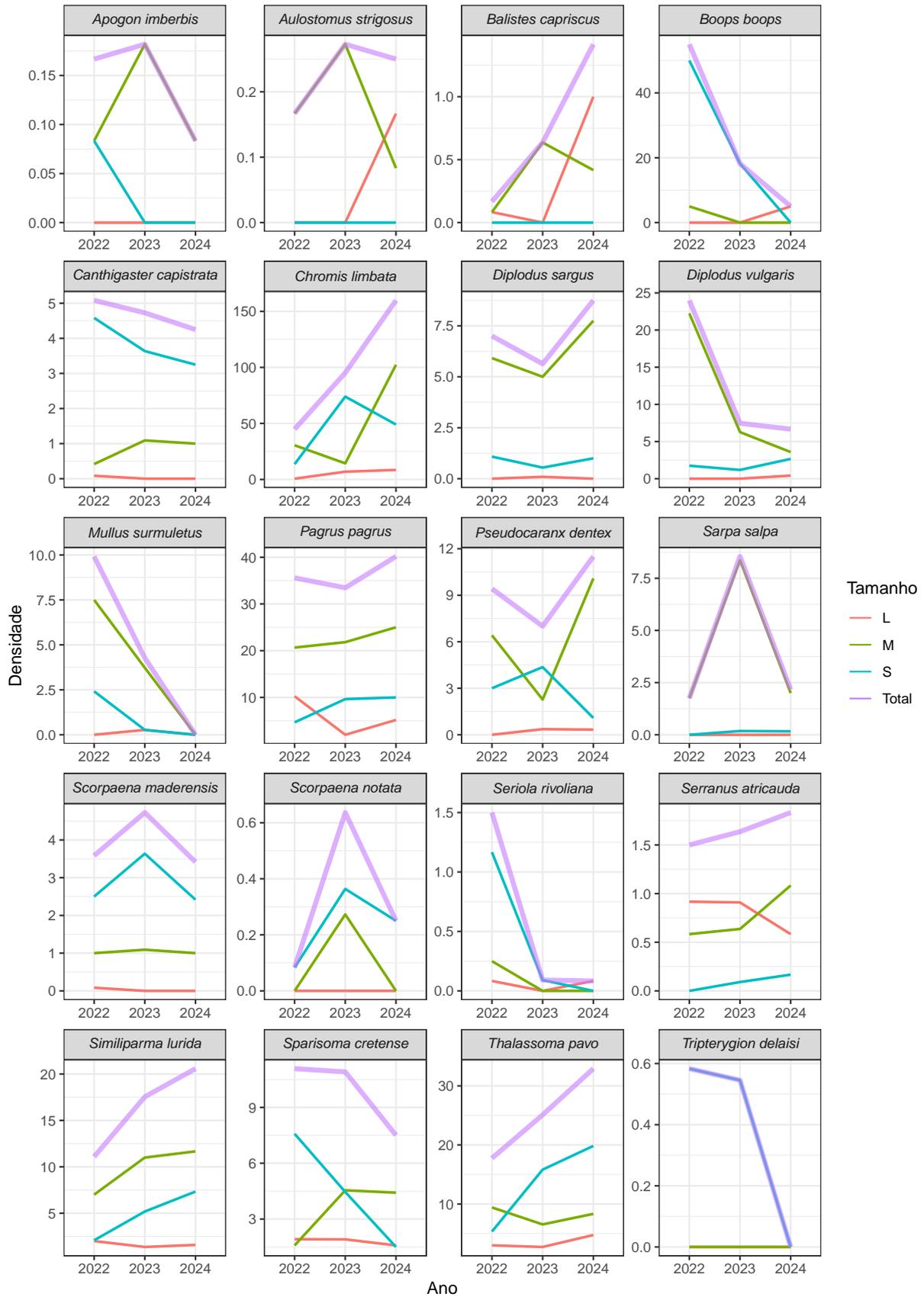


Figura 3.3: Variação da densidade (nº ind/100 m²) no RA CORDECA, por espécie (espécies permanentes e frequentes – Secção 2.4) e por classe de tamanho. A linha mais espessa representa o total para cada espécie (soma de todas as classes de tamanho). A escala horizontal (Ano) é igual em todos gráficos. A escala vertical varia por espécie.



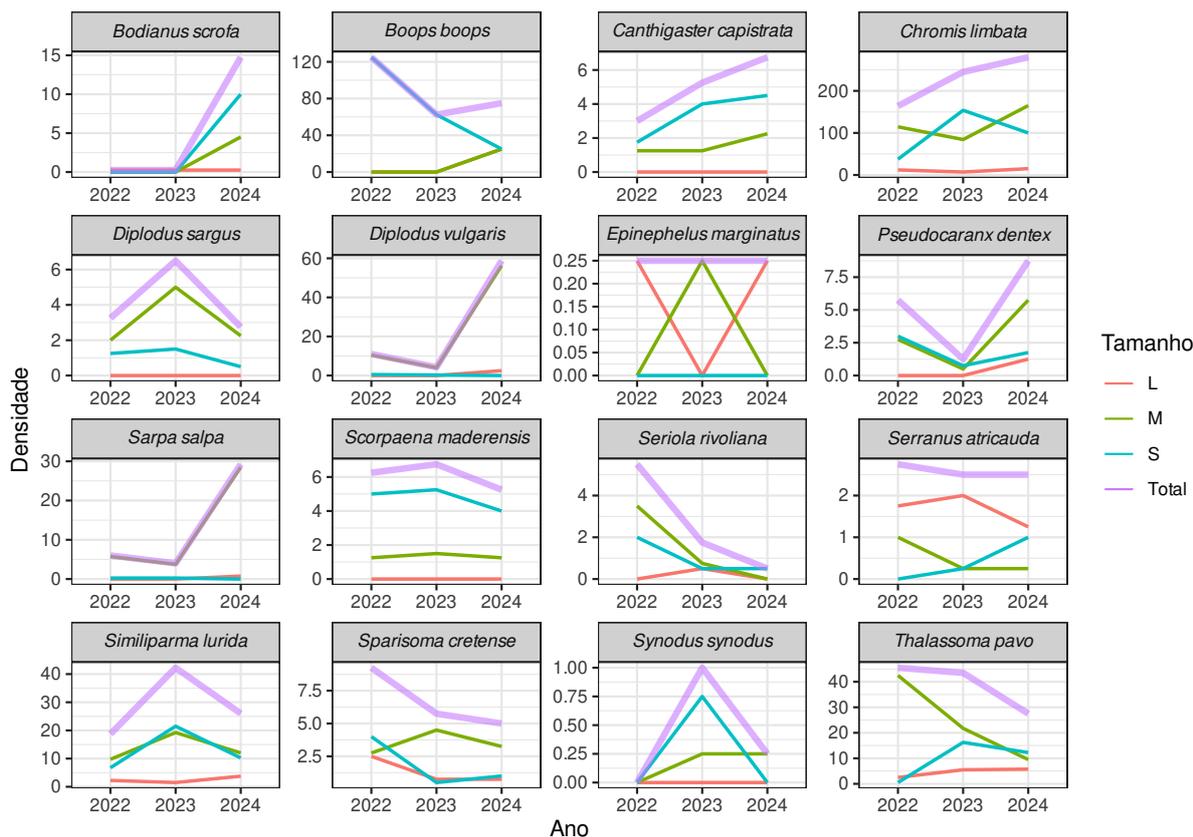


Figura 3.4: Variação da densidade (nº ind/100 m²) no RA Madeirense, por espécie (espécies permanentes e frequentes – Secção 2.4) e por classe de tamanho. A linha mais espessa representa o total para cada espécie (soma de todas as classes de tamanho). A escala horizontal (Ano) é igual em todos gráficos. A escala vertical varia por espécie.

indivíduos pequenos a aumentarem em 2023, seguida de uma queda em 2024. Com os indivíduos médios, verifica-se a tendência oposta. Já os indivíduos grandes mantêm-se constantes;

- Diplodus sargus*: queda pronunciada dos indivíduos médios em 2023, logo seguida de um aumento em 2024. Em contrapartida, sucede o oposto na densidade dos indivíduos grandes. Há ainda um ligeiro aumento na densidade dos indivíduos médios;
- Mycteroperca fusca*: o aumento da densidade da espécie entre 2022 e 2024 deve-se sobretudo ao aumento nos indivíduos da classe M e ao aparecimento de indivíduos grandes em 2023. A densidade dos indivíduos pequenos mantém-se constante;
- Oblada melanura*: para esta espécie pelágica a variabilidade na densidade é explicada sobretudo pelo aumento dos indivíduos de tamanho médio em 2023, seguida de uma diminuição em 2024;
- Pomadasys incisus*: verifica-se uma diminuição na densidade dos indivíduos de médio porte em 2023, a que se segue um aumento para 2024, quer dos indivíduos de tamanho médio, quer nos de tamanho pequeno;
- Pseudocaranx dentex*: aumentos desde 2022, mais expressivos em 2024, devido ao aumento dos indivíduos pequenos;



9. *Scorpaena maderensis*: a tendência da espécie é positiva e deve-se ao aumento da densidade dos indivíduos das classes S e M;
10. *Serranus atricauda*: aumento da densidade mais marcado nas classes de tamanho S e M;
11. *Similiparma lurida*: aumento da densidade mais marcado nas classes S e M;
12. *Sphaeroides marmoratus*: a variabilidade da densidade da espécie deve-se sobretudo aos indivíduos médios que diminuem de 2022 para 2023 e aumentam em 2024;
13. *Synodus synodus*: aumento na densidade, derivado do aumento dos indivíduos da classe M;
14. *T. pavo*: a variabilidade na densidade é explicada pelas variações na densidade dos indivíduos pequenos, que sofre um aumento em 2023, seguido de uma redução em 2024.

As espécies permanentes e frequentes cuja densidade diminuiu de forma mais evidente foram:

1. *Balistes capriscus*: verifica-se uma diminuição dos indivíduos de tamanho médio e dos pequenos em 2024. A densidade dos indivíduos grandes aumenta em 2024;
2. *Bodianus scrofa*: apresenta uma tendência de descida marcada pelo desaparecimento dos indivíduos pequenos em 2024 e atenuada de forma ligeira devido a uma recuperação dos indivíduos grandes;
3. *Coris melanura*: desapareceu em 2024 após uma diminuição dos indivíduos médios e grandes;
4. *Sarpa salpa*: Diminuição constante e importante desde 2022, causada pelo decréscimo dos indivíduos da classe M.

3.5.3 Diversidade

Na avaliação da diversidade nos RA (CORCEIRA, Madeirense e CORDECA), foram apenas consideradas as abundâncias das espécies permanentes e frequentes em cada um dos RA (Subsecção 3.5.1 na página 68).

No que diz respeito à diversidade taxonómica (TD) da ictiofauna (Figura 3.6), verifica-se uma tendência de subida no RA CORDECA até ao Verão de 2023, para 1TD e 2TD , apresentando este RA valores superiores aos observados nos RA CORCEIRA e Madeirense. No entanto, a partir do Outono de 2023, a diversidade taxonómica no RA CORDECA apresenta uma tendência negativa em todas as métricas, mais marcada para 0TD , altura em que os valores de diversidade registados passam a ser inferiores aos do RA CORCEIRA, embora ainda superiores aos verificados no RA Madeirense. Se em termos de riqueza específica (0TD) a diversidade é superior no RA CORDECA, no que diz respeito ao número efectivo de espécies comuns e ao número efectivo de espécies dominantes (respectivamente 1TD e 2TD), os valores observados nos três RA aproximam-se uns dos outros em 2024. Verifica-se ainda que as variações nos valores da diversidade taxonómica são maiores no RA CORDECA, do que as verificadas para os RA CORCEIRA e Madeirense, particularmente no que diz respeito à riqueza específica (0TD).



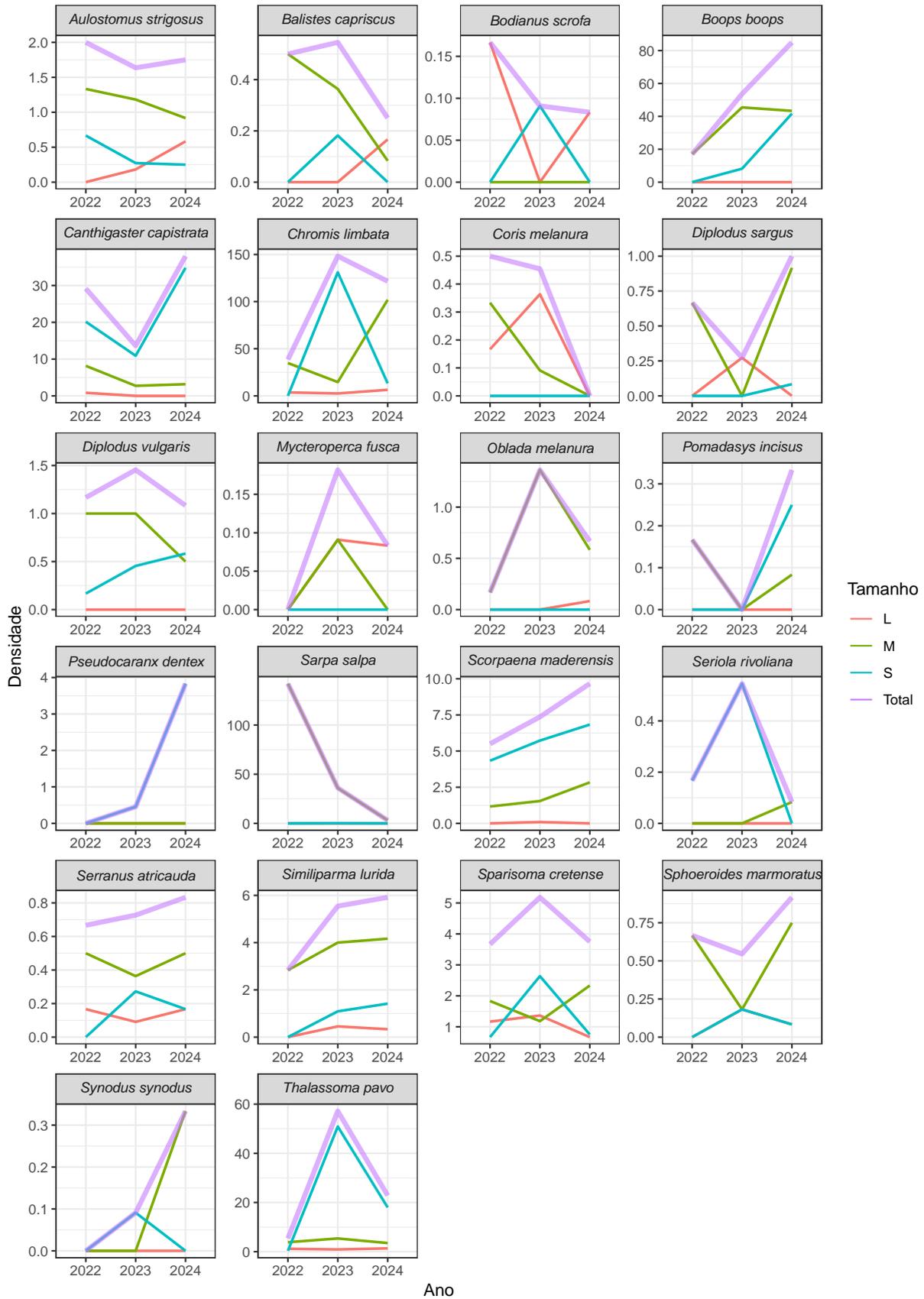


Figura 3.5: Variação da densidade (n° ind/100 m²) no RA CORCEIRA, por espécie (espécies permanentes e frequentes – Secção 2.4) e por classe de tamanho. A linha mais espessa representa o total para cada espécie (soma de todas as classes de tamanho). A escala horizontal (Ano) é igual em todos gráficos. A escala vertical varia por espécie.



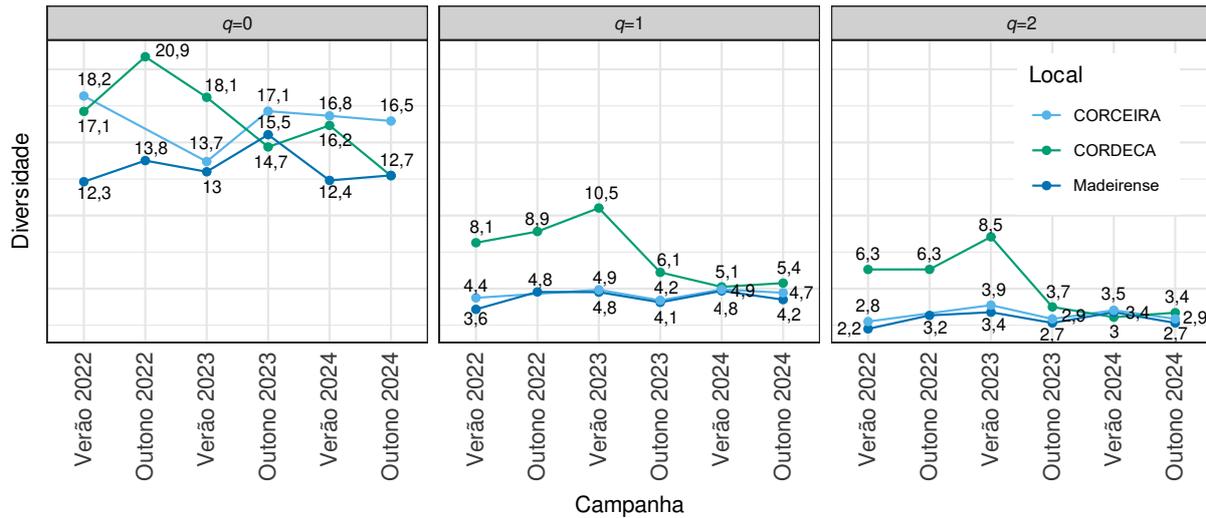


Figura 3.6: Variação da diversidade taxonômica (em números de Hill) da ictiofauna nos RA CORDECA, Madeirense e CORCEIRA entre 2022 e 2024. Valores estimados para uma cobertura de 99,8%.

Relativamente à diversidade filogenética (PD – Figura 3.7, os RA CORDECA e CORCEIRA apresentavam valores semelhantes no Verão de 2022 para a riqueza filogenética (0PD), superiores aos verificados no RA Madeirense. A partir daí, as tendências são diferentes: no RA CORDECA a diversidade começa a descer a partir do Outono de 2022. No RA CORCEIRA, a riqueza filogenética diminui no Verão de 2023 e começa a subir a partir do Outono de 2023, quando os valores deste índice passam a ser superiores aos observados no RA CORDECA. No RA Madeirense, a riqueza específica aumenta em 2023 e volta a diminuir em 2024. Para 1PD e 2PD , verifica-se igualmente um período inicial de subida nos três RA (até ao Verão de 2023) a que se segue uma tendência de descida. A partir do Outono de 2023, todos os RA apresentam valores de diversidade filogenética semelhantes no que concerne ao número efectivo de linhagens comuns (1PD) e ao número efectivo de linhagens dominantes (2PD).

Finalmente, a diversidade funcional (FD) – Figura 3.8, apresenta um padrão semelhante ao verificado nas dimensões taxonômica e filogenética. Para a riqueza funcional (0FD) observa-se uma tendência positiva no RA do Porto Santo (CORDECA e Madeirense) até ao Outono de 2022 e a partir daí, a diversidade começa a decrescer. No RA Madeirense, volta a aumentar no Outono de 2023, diminuindo a partir daí. No RA CORCEIRA a riqueza funcional aumenta a partir do Verão de 2023, passando a ser superior ao registado no RA CORDECA e no RA Madeirense. Para 1FD e 2FD , no RA CORDECA, a tendência é semelhante (após um período inicial com tendência de subida, a diversidade começa a diminuir), sendo os valores de diversidade os mais elevados entre os três RA até ao Verão de 2024. No RA CORCEIRA, as variações são menores, verificando-se valores ligeiramente superiores no Verão. O RA Madeirense apresenta igualmente algumas variações, mas a tendência global é estável no período em causa.

Em termos anuais, a diversidade no RA CORDECA apresenta uma tendência negativa para todas as dimensões e ordens de q , sendo essa diminuição mais pronunciada para a dimensão taxonômica (TD). No RA CORCEIRA ocorre uma ligeira diminuição da riqueza específica (0TD) e um ligeiro aumento no número efectivo de espécies comuns e no número efectivo de espécies dominantes (1TD e 2TD). Verifica-se um ligeiro aumento da diversidade filogenética, particularmente para o número efectivo de linhagens comuns (1PD), bem como um ligeiro aumento da diversidade funcional. No RA



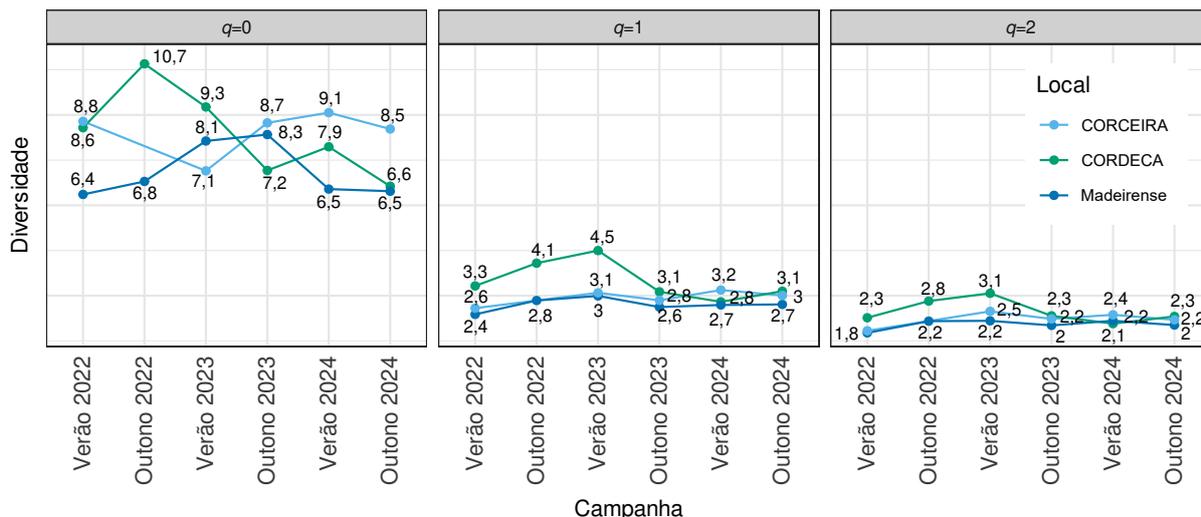


Figura 3.7: Variação da diversidade filogenética (em números de Hill) da ictiofauna nos RA CORDECA, Madeirense e CORCEIRA entre 2022 e 2024. Valores estimados para uma cobertura de 99,8%.

Madeirense ocorrem ligeiros aumentos para a diversidade taxonómica. Há variação na riqueza filogenética, embora os valores se mantenham estáveis entre 2022 e 2024. Verifica-se ainda um aumento (muito ligeiro) no número efectivo de linhagens comuns e de linhagens dominantes (1PD e 2PD). Em termos de diversidade funcional, a riqueza funcional (0FD) diminui ligeiramente entre 2022 e 2024 enquanto o nº efectivo de entidades funcionais comuns e o número efectivo de entidades funcionais dominantes aumenta muito ligeiramente.

Globalmente (considerando a média de todos os anos), o RA Madeirense apresenta valores de diversidade mais baixos do que os outros RA, para todas as métricas utilizadas e para todas as dimensões da diversidade, embora as diferenças sejam mais pronunciadas em termos de riqueza específica (0TD). O RA CORDECA é dos 3 RA aquele que apresenta valores mais elevados de diversidade taxonómica, particularmente para o número efectivo de espécies comuns e de espécies dominantes (1TD e 2TD). A excepção é a riqueza específica (0TD) em que os valores são mais elevados no RA CORCEIRA. Em termos de diversidade funcional e filogenética, os valores são semelhantes entre o RA CORDECA e CORCEIRA, embora ligeiramente superiores no primeiro, para quase todas as ordens de q .



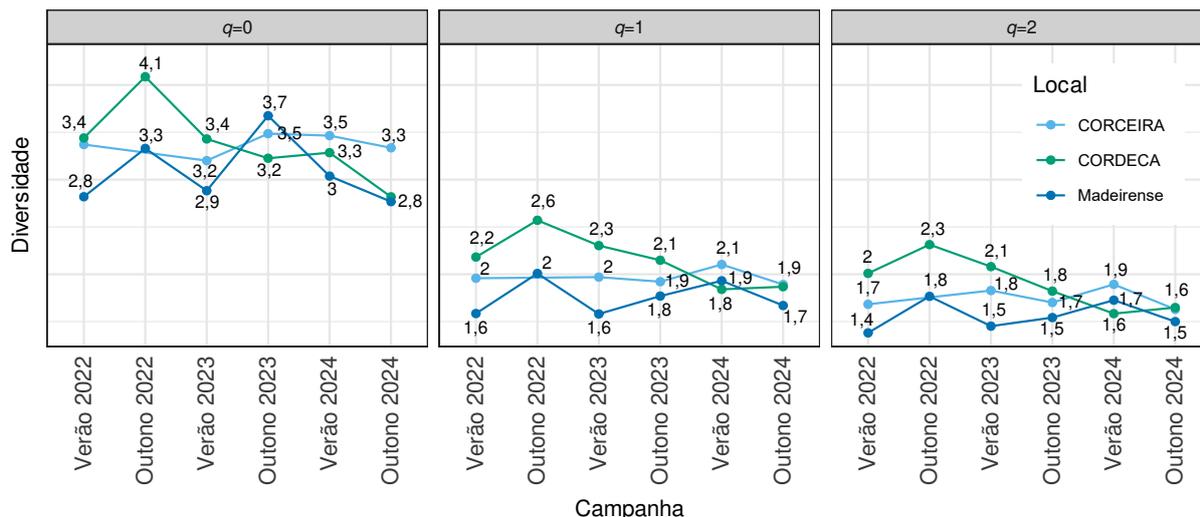


Figura 3.8: Variação da diversidade funcional (em números de Hill) da ictiofauna nos RA CORDECA, Madeirense e CORCEIRA entre 2022 e 2024. Valores estimados para uma cobertura de 99,8%.

3.6 Caracterização global das comunidades

A ANÁLISE INTEGRADA com ictiofauna e os macroinvertebrados móveis permite uma compreensão mais aprofundada das dinâmicas ecológicas e das interações entre os diferentes grupos de organismos marinhos nos habitats costeiros da Madeira e do Porto Santo. Nesta secção, explora-se as relações entre estes grupos, destacando as múltiplas dimensões da diversidade biológica e os padrões espaciais da sua distribuição.

A diversidade é avaliada sob três dimensões complementares: taxonómica, funcional e filogenética. Esta abordagem multidimensional fornece uma visão abrangente das variações na composição das comunidades e das funções ecológicas desempenhadas pelos diferentes organismos. A diversidade funcional examina o papel ecológico das espécies no ecossistema, enquanto a diversidade filogenética permite inferir relações evolutivas entre as espécies, enriquecendo a análise da biodiversidade.

Adicionalmente, foi aplicada uma ordenação nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) para representar graficamente as relações de similaridade ou dissimilaridade entre as comunidades nos diferentes habitats. Esta técnica ajuda a identificar padrões de agrupamento e a explorar as influências ambientais e ecológicas que moldam a composição das comunidades. Esta análise conjunta oferece uma base sólida para compreender a complexidade dos ecossistemas costeiros, apoiando a formulação de estratégias integradas para a conservação e gestão sustentável dos recursos marinhos do arquipélago da Madeira.

3.6.1 Diversidade

Nos transectos efectuados entre 2022 e 2024 e para o conjunto da comunidade (peixes e macroinvertebrados móveis) foram observados 126 taxa, pertencentes a 7 filas, 14 classes, 50 ordens, 84 famílias e 110 géneros. Destes taxa, 113 foram identificados até à espécie.

Com os dados de abundância obtidos para cada espécie, foram calculados os números de Hill para cada local e para cada uma das três dimensões da



diversidade (TD, PD e FD), para ordens de $q = 0, 1$ e 2 (ver Subsecção 2.3.1). Analisando a Tabela 3.52, verifica-se que os valores mais altos ocorreram no Ilhéu do Gorgulho e no Enrocamento Vidamar (para 1TD e 2TD em 2022). Os valores mais baixos verificaram-se nos locais: Controlo areia – M (para 0TD , 1TD e 2TD) e CORCEIRA AREIA (para 0TD , em 2022).

Em termos gerais, a riqueza específica (0TD) aumenta em 2023 e diminui em 2024. Ainda assim, a tendência é ligeiramente positiva. O número de espécies comuns (1TD) também aumenta em 2023, mas tem uma quebra maior em 2024, revelando uma tendência negativa durante o período do estudo. Finalmente, o número de espécies dominantes (2TD) apresenta uma tendência decrescente entre 2022 e 2024. No entanto, as variações são pequenas em todas as métricas e dimensões da diversidade.

Alguns locais apresentam valores relativamente elevados de forma consistente. É o caso do Enrocamento Vidamar, do Ilhéu do Gorgulho e do Cabo Girão, do (todos na Madeira) e da Engrade grande (no Porto Santo). A Engrade grande, o Ilhéu do Gorgulho e os campos de rodólitos no Porto Santo (Maerl – PS) apresentam uma subida em todas as métricas. O RA CORCEIRA também apresenta uma tendência positiva em todas as métricas, com um pico em 2023, ao contrário do RA CORDECA, que desce em todos os índices.

A diversidade taxonómica diminuiu de forma consistente ao longo dos anos em todas as métricas na Areia – PS, na Baixa do Cotrim (declínio grande em todos os índices, excepto 0TD , em 2023, com uma recuperação em 2024) e na Pedra do Jota onde há um declínio em todos os índices, embora recupere parcialmente 0TD em 2024.

Englobando todos os anos, verifica-se que o Ilhéu do Gorgulho e o Enrocamento Vidamar são os locais onde se registam os valores mais elevados para 0TD , 1TD e 2TD . Os valores de diversidade taxonómica mais baixos foram registados no Controlo areia – M.

O Ilhéu do Gorgulho exhibe os valores de diversidade taxonómica mais elevados (48,3, 18,9 e 13,4 espécies respectivamente para 0TD , 1TD e 2TD), seguido do Enrocamento Vidamar (47,6, 15 e 9,8 espécies) e Engrade Grande (36,4, 12,4 e 7,1 espécies). Os locais Controlo Areia – M (com 12,1 espécies) e o RA Madeirense (com 16,1) apresentam a menor riqueza específica (0TD), sendo que o primeiro apresenta os valores mais baixos para todas as métricas.

Tabela 3.52: Diversidade taxonómica da comunidade total por local, para o período entre 2022 e 2024, para as amostras estandarizadas para uma cobertura de 99%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD
Areia – PS	7,9	5,8	4,7	9,1	5,0	3,4	6,2	3,5	2,5
Baixa das bicudas	17,5	5,3	2,7	19,3	6,3	3,2	13,8	4,6	2,6
Baixa do Cotrim	19,0	10,1	7,1	20,6	7,3	3,9	17,5	9,6	6,5
CORDECA areia	7,9	4,5	3,3	13,8	5,3	3,2	8,8	3,1	2,2
RA CORDECA	16,7	11,3	8,8	15,5	8,4	5,3	11,7	5,2	3,2
Enrocamento	17,5	11,6	8,8	20,0	10,8	7,9	17,7	9,1	6,6
Madeirense	11,7	5,2	3,7	10,3	4,7	3,0	9,7	4,9	3,2
Engrade grande	18,0	7,9	4,8	23,7	11,4	7,2	19,9	11,6	8,3
Baixinha	14,0	6,3	4,2	15,5	5,3	3,2	10,7	5,4	3,8
Pedra do Jota	18,1	6,5	3,4	12,4	5,4	3,2	16,3	5,7	3,1
Maerl – PS	9,7	5,9	4,5	15,5	6,7	4,7	11,0	7,9	6,2
CORCEIRA areia	4,5	2,8	2,4	7,1	3,0	2,1	8,5	2,5	1,6
Cabo Girão	18,1	9,6	6,4	23,7	9,5	4,9	23,9	9,9	5,2
Ilhéu do Gorgulho	24,4	11,4	7,1	29,2	17,2	13,1	28,9	16,0	11,5
Controlo Areia – M	8,2	2,5	1,6	1,0	1,0	1,0	3,3	1,4	1,2
Enrocamento Vidamar	20,1	12,3	9,6	27,0	12,5	8,7	26,1	13,0	8,6
RA CORCEIRA	13,3	5,2	3,2	12,6	6,2	4,3	13,7	5,6	3,9
Avrainvillea – CG	7,7	4,5	3,6	6,7	3,1	2,2	8,5	4,2	3,1
Maerl – M	11,0	6,2	4,7	13,8	7,7	5,5	12,5	4,1	3,0



A diversidade filogenética (0PD , 1PD e 2PD) – Tabela 3.53 apresenta uma diminuição global gradual ao longo do período em estudo. A ligeira subida verificada em 2023 para 0PD , não é suficiente para contrariar a tendência de descida, face à redução verificada em 2024.

Os locais Areia – PS, Baixa das bicudas, Baixa do Cotrim, Baixinha, Controlo areia – M, RA CORDECA, Engrade grande, RA Madeirense, Maerl – PS e Pedra do Jota apresentam descidas em todas as métricas no período deste estudo. Por outro lado, a diversidade filogenética nos locais Avrainvillea – CG, Enrocamento Vidamar e Ilhéu do Gorgulho sobe em todas as métricas no mesmo período. A Baixa do Cotrim apresenta uma redução consistente em termos de riqueza filogenética – 0PD (-1,0 em 2 anos). 1PD e 2PD apresentam também uma tendência negativa, mas recuperaram parcialmente em 2024.

Os valores de diversidade filogenética mais elevados foram registados no Enrocamento Vidamar e nos campos de rodólitos da Madeira (em 2023), no Ilhéu do Gorgulho (em 2022 e em 2024) e nos campos de rodólitos do Porto Santo (para 1PD em 2022). Os valores mais baixos foram sempre registados no Controlo areia – M e na zona arenosa em redor do RA CORCEIRA, para 0PD em 2022.

Com os anos englobados, a tendência mantém-se: o Ilhéu do Gorgulho e o Enrocamento Vidamar são os locais onde esta dimensão da diversidade é mais elevada entre 2022 e 2024. O Controlo areia – M e a zona arenosa em redor do RA CORCEIRA (CORCEIRA areia) são os locais onde se encontram os valores mais baixos de diversidade filogenética, em todas as métricas.

Local	2022			2023			2024		
	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD
Areia – PS	4,0	2,6	2,0	3,8	1,8	1,4	3,1	2,1	1,9
Baixa das bicudas	7,9	2,4	1,6	8,0	2,3	1,5	6,0	1,8	1,3
Baixa do Cotrim	6,6	2,4	1,6	6,5	1,9	1,4	5,5	2,2	1,5
CORDECA areia	3,8	2,4	2,0	5,1	2,4	2,0	4,4	2,1	1,8
RA CORDECA	5,3	2,1	1,5	4,6	1,8	1,3	3,2	1,5	1,2
Enrocamento	5,6	2,6	1,9	6,4	2,7	2,1	6,1	2,6	2,0
Madeirense	3,5	1,6	1,3	2,9	1,5	1,2	2,6	1,4	1,2
Engrade grande	6,3	2,5	1,7	6,7	2,6	1,8	6,0	2,4	1,6
Baixinha	5,9	2,4	1,8	6,2	1,7	1,3	4,4	1,7	1,3
Pedra do Jota	6,6	2,1	1,5	4,1	1,6	1,3	5,8	1,7	1,3
Maerl – PS	5,5	3,0	2,3	7,1	2,8	1,9	4,9	2,5	1,8
CORCEIRA areia	2,5	1,5	1,3	3,8	1,7	1,4	3,9	1,5	1,2
Cabo Girão	6,7	2,8	1,9	8,2	2,4	1,6	7,5	2,4	1,6
Ilhéu do Gorgulho	9,4	2,9	1,8	9,4	3,1	1,9	9,4	3,0	1,9
Controlo Areia – M	3,9	1,5	1,2	1,0	1,0	1,0	2,1	1,2	1,1
Enrocamento Vidamar	6,9	2,7	1,8	10,1	3,1	2,0	8,9	2,7	1,8
RA CORCEIRA	4,8	1,8	1,4	4,6	1,9	1,4	4,9	1,7	1,3
Avrainvillea – CG	3,9	2,3	1,9	3,9	2,2	1,8	4,2	2,4	1,9
Maerl – M	4,1	2,8	2,3	4,5	2,9	2,4	4,5	2,3	2,0

Tabela 3.53: Diversidade filogenética da comunidade total por local, para o período entre 2022 e 2024, para as amostras estandarizadas para uma cobertura de 99%. Os valores a verde e a vermelho são, respetivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

A diversidade funcional (0FD , 1FD e 2FD) – Tabela 3.54, apresenta uma tendência de descida constante desde 2022.

Os valores mais altos foram registados no Ilhéu do Gorgulho e no Enrocamento Vidamar (para 1PD e 2PD , em 2022). Os valores mais baixos foram registados nas zonas arenosas da ilha da Madeira: Controlo areia – M e CORCEIRA areia (para 0FD em 2022).

Locais como Areia – PS, Avrainvillea – CG, Baixa das bicudas, Baixinha, Controlo areia – M, CORDECA areia, RA CORDECA, Enrocamento do porto do Porto Santo, RA Madeirense e Pedra do Jota apresentam descidas em todas as métricas entre 2022 e 2024. Na Baixa do Cotrim observa-se alguma



recuperação de 1FD e 2FD em 2024, depois da redução verificada em 2023. O Enrocamento Vidamar, o Ilhéu do Gorgulho e os campos de rodólitos do Porto Santo (Maerl – PS) sobem em todas as métricas.

No local Controlo areia – M, em 2023, a riqueza funcional (0FD) desceu para valores próximos dos valores de 1FD e 2FD .

Englobando todos os anos, os valores mais altos de diversidade funcional são encontrados no Ilhéu do Gorgulho e nos enrocamentos. O Cabo Girão também apresenta valores elevados. No Controlo Areia – M e nos fundos arenosos em redor do RA CORCEIRA (CORCEIRA areia) foram observados os valores mais baixos de diversidade funcional.

Tabela 3.54: Diversidade funcional da comunidade total por local, para o período entre 2022 e 2024, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%. Os valores a verde e a vermelho são, respectivamente, os valores máximos e mínimos de cada coluna.

Local	2022			2023			2024		
	0FD	1FD	2FD	0FD	1FD	2FD	0FD	1FD	2FD
Areia – PS	3,0	2,7	2,5	2,8	2,1	1,8	2,5	2,0	1,8
Baixa das bicudas	4,5	2,5	1,9	4,5	2,7	2,0	3,9	2,3	1,8
Baixa do Cotrim	5,0	3,6	3,0	5,0	2,8	2,1	4,7	3,3	2,8
CORDECA areia	3,4	2,8	2,5	4,0	2,7	2,2	2,9	1,8	1,6
RA CORDECA	4,3	3,5	3,2	4,1	3,1	2,6	3,5	2,3	1,9
Enrocamento	5,0	4,0	3,5	5,2	3,9	3,5	5,0	3,7	3,2
Madeirense	3,6	2,4	2,1	3,1	2,2	1,9	3,2	2,2	1,9
Engrade grande	4,5	3,1	2,5	5,1	3,6	3,0	4,7	3,6	3,1
Baixinha	3,9	2,7	2,3	4,0	2,4	1,9	3,1	2,3	2,0
Pedra do Jota	4,4	2,7	2,1	3,6	2,4	1,9	3,8	2,4	1,9
Maerl – PS	2,8	2,1	1,8	3,4	2,2	1,9	3,0	2,5	2,3
CORCEIRA areia	2,8	2,2	2,0	3,3	2,1	1,8	3,3	1,7	1,4
Cabo Girão	5,0	3,6	3,0	5,6	3,4	2,6	5,1	3,4	2,6
Ilhéu do Gorgulho	5,9	4,0	3,2	6,2	4,8	4,2	6,1	4,6	3,9
Controlo Areia – M	3,0	1,7	1,4	1,0	1,0	1,0	2,1	1,3	1,1
Enrocamento Vidamar	5,2	4,1	3,7	5,8	4,1	3,6	5,6	4,2	3,6
RA CORCEIRA	4,0	2,6	2,1	3,8	2,7	2,4	3,6	2,5	2,2
Avrainvillea – CG	3,3	2,6	2,5	2,8	1,9	1,7	3,2	2,3	2,1
Maerl – M	3,4	2,6	2,3	3,7	2,8	2,5	3,3	1,8	1,6

Da análise das variações da diversidade nos vários locais e durante o período do estudo, emergem os principais resultados: para a dimensão taxonómica verifica-se alguma estabilidade de 2022 para 2023, ao que se seguem declínios na maioria dos locais em 2024. A dimensão filogenética da diversidade apresenta declínios graduais em muitos locais: Areia – PS, Baixa das bicudas, Baixa do Cotrim, Baixinha, Controlo areia – M, CORDECA, Engrade grande, RA Madeirense, Maerl – PS e Pedra do Jota. Locais como Avrainvillea – CG, Enrocamento Vidamar, Enrocamento do porto do Porto Santo (excepto para 1PD), Ilhéu do Gorgulho, apresentam alguma resiliência e sobem em todas as métricas.

Finalmente, a dimensão funcional mostra pequenas variações, com decréscimos menos pronunciados do que o sucedido com as dimensões taxonómica e filogenética. Há um aumento em locais como Maerl – PS, Engrade grande e no Ilhéu do Gorgulho (embora muito pequeno); no Enrocamento Vidamar, este aumento é maior. As perdas são, em geral, pequenas em locais como: Areia – PS, Avrainvillea – CG, Baixa das bicudas, Baixa do Cotrim, Controlo areia – M, CORDECA areia, RA CORDECA, Enrocamento do porto do Porto Santo, RA Madeirense e Pedra do Jota. No RA CORDECA e fundo adjacente (CORDECA areia) e na Baixinha as perdas são mais elevadas.

Se compararmos a diversidade entre ilhas (englobando todos os locais em cada uma das ilhas), verifica-se que na Madeira, a riqueza específica (0TD) aumentou de 61,8 espécies em 2022 para 85,7 espécies em 2024 (Tabela 3.55). No Porto Santo, a riqueza específica é mais elevada do que na Madeira mas apresenta variações, com um pico de 92,1 espécies em 2023 e uma



diminuição para 78,8 espécies em 2024. Considerando todos os anos juntos, os valores mais altos para 0TD foram observados no Porto Santo (106 espécies); em todos os outros índices, a Madeira apresenta valores mais elevados de diversidade taxonómica.

Ilha	2022			2023			2024		
	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD	0TD	1TD	2TD
Madeira	61,8	15,5	10,4	79,5	15,7	9,5	85,7	16,7	9,6
Porto Santo	79,7	16,6	8,4	92,1	15,5	7,0	78,8	13,4	6,1

Tabela 3.55: Diversidade taxonómica da comunidade total por ilha e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

A riqueza filogenética (0PD) na Madeira aumentou ligeiramente ao longo dos anos (de 17,4 linhagens em 2022 para 22,1 em 2024) – Tabela 3.56. Os índices 1PD e 2PD mantêm-se estáveis o que indica uma conservação nas linhagens comuns e dominantes. No Porto Santo observa-se uma tendência semelhante, embora com valores iniciais mais elevados em 2022 (${}^0PD = 21$). O declínio em 2024 (${}^2PD = 1,6$) indica uma reduzida equabilidade filogenética ou a dominância de certas linhagens. Em termos globais (com todos os anos juntos), o Porto Santo apresenta um valor mais elevado para a riqueza filogenética (0PD) – 25,8 espécies enquanto que a Madeira apresenta maiores valores para 1PD e 2PD (3,0 e 1,8 espécies, respectivamente).

Ilha	2022			2023			2024		
	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD	0PD	1PD	2PD
Madeira	17,4	2,9	1,7	20,6	3,0	1,8	22,1	2,9	1,7
Porto Santo	21,0	3,0	1,8	22,9	2,7	1,7	21,2	2,5	1,6

Tabela 3.56: Diversidade filogenética da comunidade total por ilha e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

Finalmente, a riqueza funcional (0FD) na Madeira aumentou de forma modesta ao longo dos anos (de 7,5 para 8,3 entidades funcionais). No entanto para valores maiores de q (1FD e 2FD), os valores de diversidade mantêm-se baixos e mostram uma ligeira diminuição da diversidade. No Porto Santo os índices de diversidade funcional mostram um declínio, com a riqueza funcional (0FD) a reduzir ligeiramente de 7,8 entidades funcionais em 2022 para 7,6 em 2024, 1FD a diminuir de 4,5 entidades funcionais comuns em 2022 para 3,9 em 2024 e 2FD a passar de 3,5 para 2,8 entidades funcionais dominantes (Tabela 3.57). Englobando o conjunto dos anos, verifica-se que a Madeira apresenta uma diversidade funcional ligeiramente superior à verificada no Porto Santo.

Ilha	2022			2023			2024		
	0FD	1FD	2FD	0FD	1FD	2FD	0FD	1FD	2FD
Madeira	7,5	4,9	4,3	8,0	4,7	4,0	8,3	4,8	4,0
Porto Santo	7,8	4,5	3,5	7,9	4,2	3,1	7,6	3,9	2,8

Tabela 3.57: Diversidade funcional da comunidade total por ilha e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

Considerando os diferentes habitats estudados, a riqueza específica (0TD) observada nos fundos arenosos manteve-se estável (16,6 espécies em 2022 e em 2024). O número de espécies comuns e de espécies dominantes (1TD e 2TD) diminuiu de 2022 para 2024, sendo o habitat que apresenta valores mais baixos para esta dimensão da diversidade. Os enrocamentos apresentam um aumento consistente nas métricas de diversidade taxonómica (0TD passa de 23,6 espécies em 2022 para 34,2 em 2024; 1TD e 2TD também registam aumentos). É o habitat que apresenta valores mais elevados, com excepção de 0TD (Tabela 3.58).

Os campos de rodólitos apresentam um aumento da riqueza específica (de 15,6 espécies em 2022 para 19 em 2024, com um pico de 24,9 espécies em 2023). O número de espécies comuns e de espécies dominantes (1TD e 2TD) diminui



Tabela 3.58: Diversidade taxonómica da comunidade total por habitat e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 97%.

Habitat	2022			2023			2024		
	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD
Areia	16,6	7,6	5,3	18,0	4,8	2,6	16,6	4,0	2,3
Enrocamento	23,6	13,9	10,7	33,0	14,1	10,0	34,2	15,3	11,5
Maerl	15,6	8,5	6,5	24,9	10,4	7,6	19,0	6,1	3,9
Recife artificial	19,1	11,2	8,1	18,2	7,7	4,5	16,0	6,6	3,8
Rocha	34,8	10,8	5,4	37,1	11,8	5,4	37,1	11,8	5,9

entre 2022 e 2024. Nos recifes artificiais verifica-se uma diminuição da riqueza específica (19,1 espécies em 2022 para 16 em 2024). Há igualmente um decréscimo no nº efectivo de espécies comuns (¹TD) e de espécies dominantes (²TD) no mesmo período. Os recifes rochosos são os habitats que apresentam os maiores valores de riqueza específica (nº de espécies – ⁰TD), registando um aumento de 34,8 espécies em 2022 para 37 espécies em 2023 e 2024. O número de espécies comuns e o número de espécies dominantes regista igualmente um ligeiro aumento.

A tendência geral, englobando os dados para todo o período do estudo, mostra que os valores de diversidade taxonómica mais elevados se observaram nos enrocamentos, com excepção da riqueza taxonómica (⁰TD) que é maior nos recifes rochosos (62 espécies efectivas). O número de espécies comuns e de espécies dominantes (¹TD e ²TD) é mais baixo nos fundos arenosos. Os recifes rochosos apresentam os maiores valores de riqueza taxonómica e valores também elevados para ¹TD e ²TD. Os recifes artificiais ocupam uma posição intermédia em relação aos outros habitats e os campos de rodólitos apresentam valores relativamente elevados em muitas métricas.

No que concerne à diversidade filogenética (PD) e analisando as variações nos diferentes habitats, observa-se que nos fundos arenosos a riqueza filogenética (⁰PD) aumentou ligeiramente de 6,4 linhagens em 2022 para 6,7 em 2024, com diminuição consistente para os índices com $q = 1$ e $q = 2$. Nos Enrocamentos verifica-se um aumento da riqueza filogenética de 2022 (7,3) para 2024 (10,8). O número de linhagens comuns aumenta ligeiramente de 2,7 entidades em 2022 para 2,8 em 2024 e o mesmo se passa com o número de linhagens dominantes (1,9 em 2022 para 2,0 em 2024). Nestes índices, os enrocamentos são o habitat que apresenta os valores mais elevados em todos os anos.

Nos campos de rodólitos (Maerl), a diversidade filogenética teve um pico em 2023 (8,1 entidades filogenéticas), mas caiu para 6,9 em 2024 – Tabela 3.59. Registam-se igualmente quedas no número efectivo de linhagens comuns e no número efectivo de linhagens dominantes (¹PD e ²PD). Nos Recifes Artificiais observamos os valores mais baixos de diversidade filogenética para todas as métricas e em todas se verifica uma tendência decrescente entre 2022 e 2024. Nos recifes rochosos, a riqueza filogenética (⁰PD) apresenta os valores mais altos, mas verifica-se uma pequena diminuição em todas as métricas ao longo do período de estudo.

No conjunto dos anos, a diversidade filogenética apresenta os valores mais altos nos campos de rodólitos, com excepção da riqueza filogenética (⁰PD), onde os recifes rochosos e os enrocamentos apresentam valores mais elevados. Os recifes artificiais apresentam os valores mais baixos em todas as métricas. Os enrocamentos apresentam valores de diversidade filogenética mais elevados do que os recifes rochosos para (¹FD e ²FD).

Nos fundos arenosos estudados a riqueza funcional (⁰FD) diminuiu de 4,4 entidades funcionais em 2022 para 4,2 em 2024 Tabela 3.60. O número de entidades funcionais comuns (¹FD) também diminuiu, passando de 3,4 em 2022 para 2,1 em 2024. O número de entidades funcionais dominantes (²FD) seguiu o mesmo padrão: de 3 entidades em 2022 passou para 1,7 em 2024.



Habitat	2022			2023			2024		
	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD
Areia	6,4	2,7	1,9	6,7	2,3	1,7	6,7	2,2	1,6
Enrocamento	7,3	2,7	1,9	10,7	3,0	2,1	10,8	2,8	2,0
Maerl	6,5	3,2	2,4	8,1	3,3	2,4	6,9	2,6	2,0
Recife artificial	5,8	2,0	1,4	5,6	1,8	1,4	4,6	1,6	1,3
Rocha	11,6	2,8	1,7	11,5	2,5	1,6	10,8	2,5	1,6

Tabela 3.59: Diversidade filogenética da comunidade total por habitat e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 97%.

Nos enrocamentos são mais elevados os valores de diversidade funcional que dão menor peso às entidades funcionais mais raras (¹FD e ²FD). Há um pequeno crescimento no número de entidades funcionais comuns (de 4,4 em 2002 para 4,5 em 2024) e no número de entidades funcionais dominantes (de 3,9 em 2022 para 4,0 em 2024).

Nos campos de rodólitos encontramos os mais baixos valores de diversidade funcional em 2022, com todas as métricas a diminuírem ligeiramente de 2022 para 2024. Nos recifes artificiais, há uma descida da diversidade funcional em todas as métricas de 2022 para 2024. Nos recifes rochosos encontramos a maior riqueza funcional – ⁰FD e valores relativamente elevados para as outras métricas.

Habitat	2022			2023			2024		
	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD
Areia	4,4	3,4	3,0	4,7	2,5	1,9	4,2	2,1	1,7
Enrocamento	5,5	4,4	3,9	6,3	4,4	3,9	6,3	4,5	4,0
Maerl	3,8	2,6	2,2	4,5	2,9	2,5	3,6	2,2	1,8
Recife artificial	4,6	3,6	3,2	4,3	2,9	2,4	3,9	2,6	2,1
Rocha	6,2	3,6	2,7	6,2	3,6	2,6	6,1	3,6	2,7

Tabela 3.60: Diversidade funcional da comunidade total por habitat e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 97%.

Englobando todos os anos do período do estudo (2022–2024), a diversidade funcional é mais alta nos recifes rochosos (para ⁰FD) e nos enrocamentos (para ¹FD e ²FD). Nos campos de rodólitos encontramos os valores mais baixos para todas as métricas de diversidade funcional. Os recifes artificiais apresentam valores intermédios para estas métricas.

Se analisarmos as diferenças de diversidade por regime de protecção (Protegido, Parcialmente protegido, Não-protegido) verificamos que nos locais protegidos, a riqueza específica variou ligeiramente durante o período do estudo (Tabela 3.61). De 57,2 espécies em 2022 para 65,1 em 2023 e diminuindo para 58,8 em 2024. O número de espécies comuns baixou igualmente neste período (de 16,1 em 2022 para 11,8 em 2024). O número de espécies dominantes (²TD) seguiu a mesma tendência, passando de 10 espécies em 2022 para 6,1 em 2024. Os locais não protegidos apresentam os valores de diversidade taxonómica mais altos, particularmente em 2023 e 2024, aumentando a riqueza específica (de 70,5 espécies em 2022 passa para 81,3 em 2024). O número efectivo de espécies comuns (¹TD) aumenta ligeiramente de 17,5 em 2022, para 18,6 em 2024. O número efectivo de espécies dominantes (²TD) aumenta de 9,8 em 2022 para 12,2 em 2024. Finalmente os locais sujeitos a uma protecção parcial apresentam valores baixos (os mais baixos em 2022). A riqueza específica aumenta de 58 espécies em 2022 para 65,4 em 2024. O número efectivo de espécies comuns e de espécies dominantes aumenta igualmente de 2022 para 2024 (11,2 para 12, 9 e de 6 para 6,7, respectivamente).

Relativamente à diversidade filogenética (Tabela 3.62), os locais protegidos apresentam os valores mais baixos de diversidade quando comparados com os outros regimes de protecção. A riqueza filogenética (⁰PD) diminuiu ligeiramente de 2022 (16,3 entidades filogenéticas) para 2024 (16). O número



Tabela 3.61: Diversidade taxonómica da comunidade total por regime de protecção e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

Protecção	2022			2023			2024		
	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD	⁰ TD	¹ TD	² TD
Protegido	57,2	16,1	10,0	65,1	11,9	6,0	58,8	11,8	6,1
Não-protegido	70,5	17,5	9,8	80,8	20,1	13,4	81,3	18,6	12,2
Parcialmente protegido	58,0	11,2	6,0	63,9	12,2	6,1	65,4	12,9	6,7

de linhagens comuns diminuiu igualmente, passando de 2,7 em 2022 para 2,3 em 2023 e 2024. O número de linhagens dominantes também teve um pequeno declínio (1,6 em 2022; 1,5 em 2024). Os locais não-protegidos apresentam os valores de diversidade filogenética mais elevados. A riqueza filogenética (⁰PD) aumentou de 19,8 entidades filogenéticas em 2022 para 21,5 em 2024. O número de linhagens comuns diminuiu de 3,2 (em 2022) para 3 em 2024 (apesar do pequeno acréscimo em 2023). O número de linhagens dominantes (²PD) seguiu a mesma tendência (1,9 para 1,8 entidades filogenéticas). Os locais sujeitos ao regime de protecção misto mostram um ligeiro aumento da riqueza específica de 17,0 em 2022 para 17,5 em 2024. Já os índices que dão menos peso às espécies raras mostram uma ligeira diminuição durante o período em causa: 3,0 para 2,6 (para ¹PD) e 1,9 para 1,7 (para ²PD).

Tabela 3.62: Diversidade filogenética da comunidade total por regime de protecção e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

Protecção	2022			2023			2024		
	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD	⁰ PD	¹ PD	² PD
Protegido	16,3	2,7	1,6	17,8	2,3	1,5	16,0	2,3	1,5
Não-protegido	19,8	3,2	1,9	21,2	3,3	2,0	21,5	3,0	1,8
Parcialmente protegido	17,0	3,0	1,9	18,7	2,7	1,8	17,5	2,6	1,7

A diversidade funcional varia igualmente com os regimes de protecção (Tabela 3.63). Nos locais protegidos a riqueza funcional (⁰FD) mantém-se de 2022 para 2024 (6,9 entidades funcionais). Os índices ¹FD e ²FD apresentam uma diminuição entre 2022 e 2024 (de 4,7 entidades funcionais para 3,9 em 2024 e de 3,9 para 3,0 entidades funcionais, respectivamente). Nos locais não protegidos há um ligeiro aumento da riqueza funcional (7,6 para 8,2). O número de entidades funcionais comuns — ¹FD e o número de entidades funcionais dominantes (²FD) aumentam ligeiramente de 2022 para 2024. Nos locais parcialmente protegidos encontramos alguns dos mais baixos valores de diversidade funcional. A riqueza funcional mantém-se em 7 entidades funcionais e o mesmo sucede com o número de entidades funcionais dominantes (2,9). O número de entidades funcionais comuns aumenta muito ligeiramente em 2024 após uma redução em 2023.

Tabela 3.63: Diversidade funcional da comunidade total por regime de protecção e por ano, para as amostras estandardizadas para uma cobertura de 99%.

Protecção	2022			2023			2024		
	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD	⁰ FD	¹ FD	² FD
Protegido	6,9	4,7	3,9	7,1	3,8	2,9	6,9	3,9	3,0
Não-protegido	7,6	4,8	3,8	8,2	5,4	4,7	8,2	5,1	4,4
Parcialmente protegido	7,0	3,6	2,9	7,4	3,8	2,9	7,0	3,7	2,9

Os locais não protegidos na Ilha da Madeira apresentam os valores mais elevados de diversidade taxonómica quando consideramos os anos englobados — 81 espécies, das quais 18,9 são comuns e 11,7 dominantes. No Porto Santo, esses valores são menores, com 77,4 espécies, incluindo 14,5 comuns e 8,2 dominantes. Nos locais parcialmente protegidos, a diversidade taxonómica também é mais alta na Madeira em comparação ao Porto Santo. Contudo, nos locais protegidos, os resultados são inversos: a diversidade taxonómica é maior no Porto Santo do que na Madeira.

Em relação à diversidade filogenética, os valores nos locais não protegidos são muito semelhantes entre as duas ilhas. Nos locais parcialmente prote-



gidos, a Madeira apresenta valores ligeiramente superiores. Já nos locais protegidos, a diversidade filogenética é maior no Porto Santo. No que respeita à diversidade funcional, verifica-se que nos locais protegidos, os valores são geralmente maiores no Porto Santo do que na Madeira, com exceção do número de entidades funcionais dominantes (2FD), que é ligeiramente superior na Madeira. Nos locais não protegidos, a Madeira destaca-se com os valores mais altos em todas as métricas de diversidade funcional. Por fim, nos locais parcialmente protegidos, registam-se novamente valores mais elevados na Madeira.

3.6.2 Ordenação

A Figura 3.9 mostra os resultados da ordenação nMDS. O valor de stress é de 0,08, um valor bastante baixo que indica um bom ajuste da ordenação aos dados e que a representação bidimensional na figura reflecte bem a dissimilaridade entre os locais/habitats e a variação na composição das respectivas comunidades.

No que diz respeito à composição das comunidades, verifica-se que existem diferenças grandes entre os diversos habitats estudados. Os RA são, dos habitats estudados, aqueles que apresentam menor variabilidade (menor dispersão no espaço multi-variado, representada pela menor área da elipse que une as várias observações), enquanto os fundos arenosos são os que evidenciam a maior dispersão (maior área da elipse respectiva) e uma maior dissimilaridade em relação aos demais, surgindo afastados no lado esquerdo da Figura 3.9.

Os campos de rodólitos («Maerl») surgem também afastados, fazendo a transição para os restantes habitats, que se podem considerar como habitats mais complexos. Dentro deste grupo, os «Recifes artificiais» surgem separados dos habitats «Rocha» e «Enrocamento» (que se sobrepõem).

Quanto às espécies e à sua afinidade aos habitats, vemos que espécies como *Heteroconger longissimus*, *Astropecten aranciatus*, *Dasyatis pastinaca*, *Phoronopsis californica* e um membro da classe Polychaeta estão mais próximas da elipse correspondente aos fundos arenosos («Areia»), apresentando uma maior afinidade com este habitat do que com os restantes. O mesmo sucede com espécies como *Mullus surmuletus*, *Sarpa salpa*, *D. sargus*, *Pagrus pagrus*, *D. vulgaris* e *Coris melanura* em relação aos «Recifes artificiais» e com uma espécie da família Gobiidae nos campos de rodólitos («Maerl»). Onde ocorre uma sobreposição («Rocha» e «Enrocamentos») há uma maior concentração de espécies, tornado mais difícil visualizar as afinidades das espécies aos habitats.



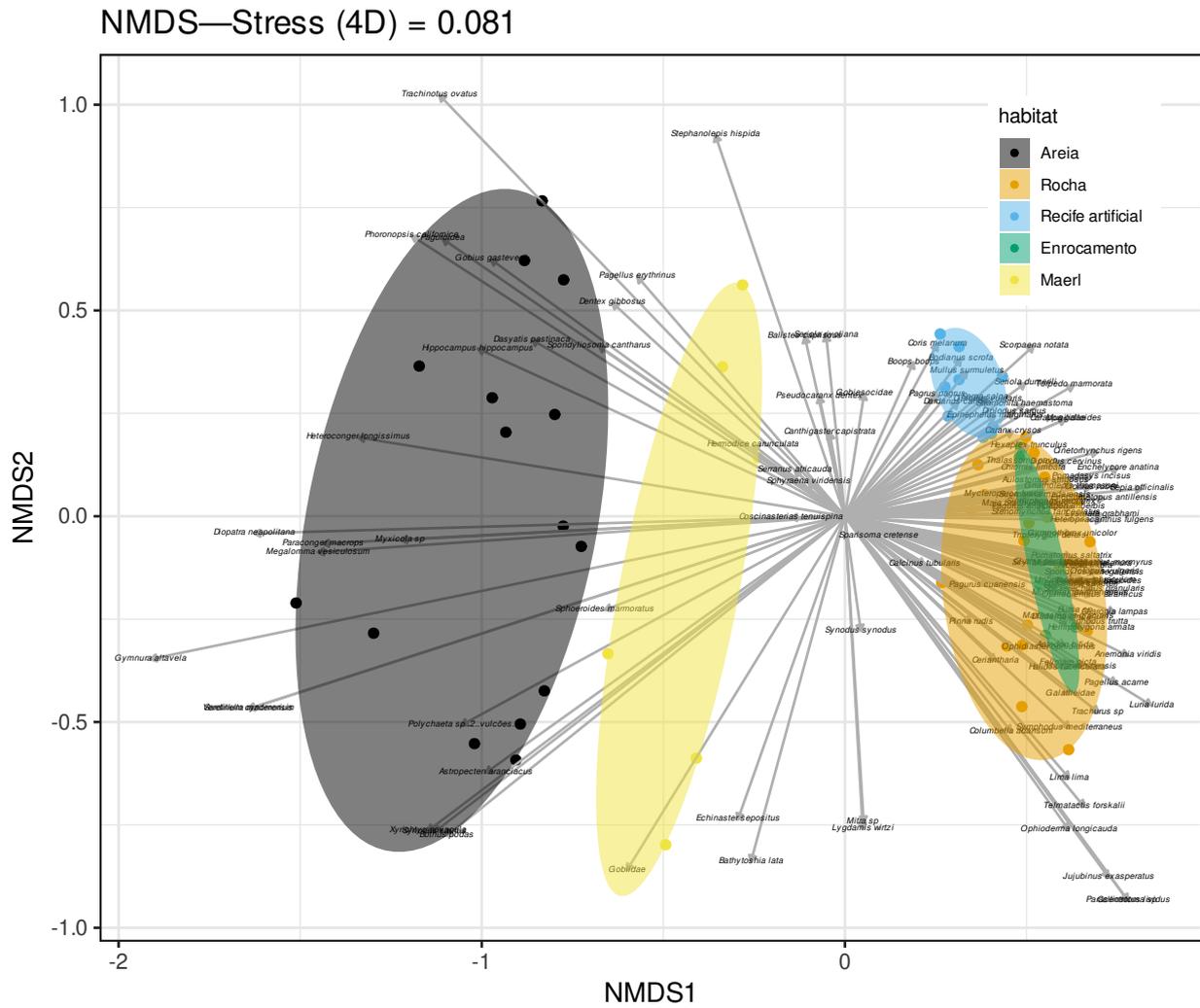


Figura 3.9: Gráfico da ordenação nMDS com a comunidade total (peixes e macroinvertebrados móveis). Cada elipse engloba todos os pontos pertencentes a um habitat.







4.1 Parâmetros oceanográficos

OS RESULTADOS OBTIDOS para as medições dos parâmetros oceanográficos mostram condições ambientais estáveis em todos os locais, ainda que se tenham registado pequenas flutuações de temperatura, pH, oxigénio e salinidade. Segundo Tait [91], os valores obtidos para a concentração de oxigénio dissolvido e pH, encontram-se dentro dos valores normais no oceano (0 a 8 mg/L e 7,5 e 8,4, respectivamente), que no caso da concentração de oxigénio dissolvido são os valores característicos de águas oxigenadas e vão de encontro aos dados disponíveis a nível regional [57].

As medições efectuadas para os parâmetros clorofila-a e turbidez apresentam algumas falhas, devido a erros de leitura dos equipamentos. No entanto os resultados obtidos indicam valores baixos a moderados para ambos os parâmetros. Os valores de clorofila-a e de oxigénio dissolvido estão de acordo com os valores considerados normais para a região [62] e que no caso da clorofila-a, são valores característicos de águas oligotróficas [57].

No presente trabalho reuniram-se esforços com outras equipas, nomeadamente do OOM/ARDITI e com isso foi possível recolher alguns dados ambientais. Importa contudo salientar, que essa recolha foi feita num reduzido número de locais e/ou num intervalo de tempo curto. Considerando a influência que os parâmetros ambientais exercem sobre as comunidades biológicas, é fundamental investir em programas de monitorização que incluam a amostragem desses parâmetros, de modo a dispormos de mais dados que nos permitam relacionar as variações ambientais com os padrões de biodiversidade no tempo e espaço.

4.2 Caracterização qualitativa e quantitativa da ictiofauna

NO CÔMPUTO DO PERÍODO de estudo (2022–2024), no âmbito do presente programa de monitorização foram inventariados 65 taxa de peixes, 61 dos quais foram identificados até à espécie. É um valor superior ao referenciado nos relatórios anteriores deste programa de monitorização Neves [64–66], o que é expectável, dado ter sido um período de amostragem superior (3 anos). Enquadra-se contudo nos valores já referenciados para o arquipélago da Madeira para este tipo de habitats [76].

4.2.1 Diversidade

Em termos totais, a riqueza específica de peixes inventariada em cada uma das ilhas foi semelhante, ainda que ligeiramente superior no Porto Santo (56 taxa contra 52 taxa na Madeira), o que poderá resultar do maior esforço de amostragem efectuado na ilha do Porto Santo, uma vez que nesta ilha são amostrados mais locais (11 no Porto Santo e 8 na ilha da Madeira). Das 61 espécies de peixes registadas neste estudo, nove foram apenas observadas na Madeira — *Enchelycore anatina*, *Gymnura altavela*, *Heteropriacanthus fulgens*, *Hippocampus hippocampus*, *Pomadasys incisus*, *Sardinella maderensis*,

[91]: Tait (1981), *Elements of Marine Ecology: An Introd. Course*

[57]: ME et al. (2025), *Estratégia Marinha 3º ciclo: Relatório de avaliação das águas marinhas e metas ambientais*

[62]: Narciso et al. (2019), *The Effect of a Transient Frontal Zone on the Spatial Distribution of Extant Coccolithophores around the Madeira Archipelago (Northeast Atlantic)*

[64]: Neves (2022), *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022*

[65]: Neves (2023), *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2023*

[66]: Neves (2022), *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA (2021)*

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[14]: Biscoito et al. (2018), *Annotated Checklist of the Fishes of the Archipelago of Madeira (NE Atlantic): I—Chondrichthyes*

[35]: de Carvalho et al. (2016), *Torpedo Rays, Family Torpedinidae*

[2]: Almada et al. (2015), *Ichthyofauna of the Selvagens Islands. Do Small Coastal Areas Show High Species Richness in the Northeastern Atlantic?*

[6]: Araújo et al. (2005), *The Impact of the Oil Spill of the Tanker "Aragon" on the Littoral Fish Fauna of Porto Santo (NE Atlantic Ocean) in 1991 and Ten Years Later*

[68]: Neves et al. (2018), *Resultados Do Programa de Monitorização Da Biodiversidade Marinha Dos Habitats Naturais e Artificiais Subtidais Na Ilha Do Porto Santo. Relatório Científico CORDECA*

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[77]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

[44]: Gratwicke et al. (2005), *Effects of Habitat Complexity on Caribbean Marine Fish Assemblages*

[61]: Moustaka et al. (2024), *Local Habitat Composition and Complexity Outweigh Seascape Effects on Fish Distributions across a Tropical Seascape*

[90]: Taira et al. (2024), *Fish Responses to Manipulated Microhabitat Complexity in Urbanised Shorelines*

Stephanolepis hispidus, *Trachinotus ovatus* e uma espécie da família Mugilidae. As que foram observadas apenas no Porto Santo foram 13: *Bathytoshia lata*, *Bothus podas*, *Caranx crysos*, *Pagellus acarne*, *Pagrus pagrus*, *Pomatomus saltatrix*, *Scorpaena notata*, *Seriola dumerili*, *Symphodus mediterraneus*, *Symphodus trutta*, *Torpedo marmorata*, uma espécie da família Gobiidae e uma espécie do género *Trachurus*. Importa salientar que a observação de *Torpedo marmorata* nos transectos constitui um novo registo para a ilha do Porto Santo. No entanto, é expectável que a ocorrência desta espécie seja uma realidade há mais tempo, dado que esta ilha compreende habitat adequado e integra-se na área de distribuição da espécie [14, 35]. É igualmente importante referir que *T. marmorata* é uma espécie classificada pela UICN como tendo insuficiência de dados (DD). As restantes espécies já foram registadas e/ou observadas quer numa ilha, quer noutra [2, 6, 68, 76, 77].

Conforme expectável, as 3 diferentes dimensões (taxonómica, filogenética e funcional) da diversidade das comunidades de peixes associadas aos vários locais variou ao longo do período de estudo. Tendencialmente os valores mais elevados foram obtidos no ano de 2023 para a maioria dos locais, embora se verifiquem grandes diferenças entre locais, quer ao longo dos 3 anos, quer no mesmo ano. O padrão observado mostra que os recifes rochosos, os enrocamentos e os recifes artificiais apresentam valores de diversidade superiores em todas as dimensões (taxonómica, filogenética e funcional), para todas as ordens de q (0, 1 e 2) em relação aos dos locais com substrato arenoso (campos de rodólitos, *Avrainvillea canariensis* ou com outras macroalgas).

A variabilidade observada acaba por reflectir as características naturais inerentes aos locais amostrados, com níveis de complexidade decrescente dos recifes rochosos para os enrocamentos, recifes artificiais, campos de rodólitos e fundos arenosos nas duas ilhas. Sabemos que esta complexidade é determinante na estrutura da comunidade de peixes que os habitats conseguem reunir [44, 61, 90] e que temos vindo a observar ao longo deste programa de monitorização [64–68].

Sabe-se que a distribuição das espécies resulta duma interacção complexa de vários factores nomeadamente da paisagem, ambientais, de habitat e antropogénicos [61]. Neste sentido, para a ilha do Porto Santo, além da complexidade de habitat, as actividades antropogénicas ou a regulamentação das mesmas, através de um regime de protecção implementado em alguns dos locais estudados, parece ser um factor a influenciar a diversidade das comunidades de peixes. Verificou-se que na ilha do Porto Santo, os locais que exibem maior riqueza específica de peixes além de serem os locais com maior complexidade de habitat (recifes rochosos, artificiais e enrocamentos), são aqueles que são alvo de algum regime de protecção — como é o caso da Pedra do Jota, da Baixa do Cotrim, do RA CORDECA e da Engrade grande. O mesmo não se observa na ilha da Madeira, sugerindo que a complexidade de habitat nesta ilha tem um papel mais relevante na estrutura da diversidade das comunidades de peixes associadas aos locais do que o regime de protecção de que são alvo ou que o mesmo poderá não estar a ser tão efectivo como na ilha do Porto Santo.

4.2.2 Frequências

Do total de espécies de peixes observadas entre 2022 e 2024, há duas que foram observadas em todos os locais — *C. capistrata* e *S. atricauda*. A espécie *S. cretense* foi observada em todos os locais amostrados na ilha do Porto Santo e *S. marmoratus* foi observada em todos os locais na Madeira. Estas quatro espécies são frequentes nos habitats subtidais do arquipélago da Madeira [79], ocorrendo quer em fundos rochosos, quer em fundos de areia. No



caso de *S. cretense* e *S. atricauda*, os fundos de areia com macroalgas (como é o caso dos locais: Controlo areia – PS e Avrainvillea – CG) funcionam como berçário, sendo disso evidência o facto de apenas terem sido registados indivíduos juvenis destas duas espécies nestes dois locais (Figura 4.1).

Há um conjunto de quatro espécies (*C. limbata*, *S. maderensis*, *S. lurida* e *T. pavo*) com frequências de ocorrência elevadas, que foram observadas na maioria dos locais estudados nas duas ilhas (frequências médias superiores a 65%) durante o período de estudo e que, em conjunto com as espécies anteriores podem ser consideradas espécies permanentes e/ou frequentes nos habitats costeiros da região, em conformidade com estudos anteriores [76].

Por outro lado, há um conjunto de espécies que tem uma frequência de ocorrência muito baixa, tendo sido observadas apenas num dos locais, durante o período de estudo. Entre elas encontram-se espécies mais crípticas, de difícil detecção, como: *Hippocampus hippocampus* (Figura 4.2), *Bothus podas* e *Enchelycore anatina*. É de realçar que o cavalo-marinho (*H. hippocampus*) foi observado pela primeira vez neste programa de monitorização e apenas num local em 2024. Raras são igualmente algumas espécies pelágicas como: *Caranx crysos*, *Sardinella maderensis*, *Pomatomus saltatrix*, *Trachinotus ovatus* e uma espécie do género *Trachurus*. Por fim, integram ainda este grupo espécies que ocorrem numa gama de profundidades mais ampla e/ou que têm menor abundância (p. ex. *Stephanolepis hispida*, *Symphodus mediterraneus*, *Torpedo marmorata*, *Bathytoshia lata* e *Gymnura altavela*).



Ainda em termos de frequências, os aumentos mais relevantes foram observados para as espécies *Gnatholepis thompsoni* (24%), *Mycteroperca fusca* (23%), *Epinephelus marginatus* (18%), *Dentex gibbosus* (12%), *Aulostomus strigosus* (11%) e *Balistes capriscus* (10%). Vale a pena salientar os aumentos das espécies *G. thompsoni* e *A. strigosus*, espécies com afinidade tropical e cujo aumento poderá estar relacionado com o aumento da temperatura da água do mar — ver Figura 3.1. A primeira foi referenciada para a Madeira em 2002 por Araújo e Freitas [7] e a segunda foi referenciada para a Madeira por Maul [54] e para o Porto Santo por Almada et al. [1] em 2018. No caso particular de *G. thompsoni*, o seu registo para a ilha do Porto Santo foi efectuado no âmbito do presente Programa de Monitorização em 2017 [68].

É igualmente de salientar o aumento na frequência de ocorrência do mero (*E. marginatus*) e do badejo (*M. fusca*), uma vez que se tratam de espécies com



Figura 4.1: A presença das macroalgas *Caulerpa aschmeadii* (em cima) e *Avrainvillea canariensis* (em baixo), fornece abrigo aos juvenis de várias espécies de peixes. Neste caso a um bodião e uma garoupa, respectivamente em cima e em baixo.

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

Figura 4.2: Ictiofauna: espécies mais frequentes (em cima) e mais raras (em baixo). Em cima, da esquerda para a direita: *Canthigaster capistrata*, *Sphoeroides marmoratus*. Em baixo, da esquerda para a direita: *Hippocampus hippocampus*, *Enchelycore anatina*.

[7]: Araújo et al. (2002), *First Record of the Goldspot Goby Gnatholepis Thompsoni Jordan, 1904 (Pisces: Gobiidae) in Madeira Island (NE Atlantic Ocean)*

[54]: Maul (1959), *Aulostomus, a Recent Spontaneous Settler in Madeiran Waters*

[1]: Almada et al. (2018), *Comparison of Ichthyofaunal Communities in Marine Protected Areas of Porto Santo (Madeira, Portugal)*

[68]: Neves et al. (2018), *Resultados Do Programa de Monitorização Da Biodiversidade Marinha Dos Habitats Naturais e Artificiais Subtidais Na Ilha Do Porto Santo. Relatório Científico CORDECA*



estatuto de conservação vulnerável na lista vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN). A frequência de ocorrência destas duas espécies duplicou entre 2022 e 2024, passando de 4 locais onde foi observada em 2022, para 8 locais em 2024.

4.2.3 Densidade

Em termos médios a densidade total da ictiofauna aumentou entre 2022 e 2024 em ambas as ilhas, o que deriva de um aumento da densidade de espécies gregárias (como a enguia-de-jardim) ou que formam cardumes (como a castanheta-baia, a castanheta-preta e o peixe-verde). À semelhança do observado em anos anteriores, estas espécies integram o grupo das mais abundantes a nível global ao qual acresce a boga. É no entanto de salientar a redução marcada na densidade desta última (*B. boops*) em nove dos onze locais onde a espécie foi regularmente registada, havendo mesmo alguns locais onde não foi de todo observada em 2024. A exceção a esta diminuição ocorreu no Enrocamento Vidamar e no RA CORCEIRA (ambos na ilha da Madeira), onde a espécie registou um aumento expressivo de 2022 para 2024. Poder-se-á inferir uma tendência de diminuição da densidade da boga nos últimos anos. Esta diminuição pode estar associada com o facto deste pequeno peixe pelágico que forma grandes cardumes, ser pescado para isco vivo na pesca do atum. Estas observações vão de acordo ao relatado pelos pescadores e pelas autoridades regionais em 2025¹.

1: <https://joram.madeira.gov.pt/joram/1serie/Ano%20de%202025/ISerie-040-2025-03-05.pdf>

[54]: Maul (1959), *Aulostomus, a Recent Spontaneous Settler in Madeiran Waters*

Por outro lado, verifica-se um aumento na densidade da espécie *Aulostomus strigosus* na ilha da Madeira. É um aumento considerável, tendo em conta os valores dos estudos anteriores. Trata-se de uma espécie com afinidade tropical, registada para a Madeira em 1959[54]. Com o aumento da temperatura média da água do mar, a espécie poderá estar mais próxima do seu nível térmico ideal.

Além do aumento na frequência de espécies consideradas como vulneráveis pela UICN, mencionado anteriormente, verificou-se um aumento expressivo na densidade do mero (*E. marginatus*) e do badejo (*M. fusca*), particularmente em 2024. No caso do badejo, esse aumento tem sido uma tendência nos últimos anos, enquanto que no caso do mero é algo inédito, verificado pela primeira vez em 2024. Com efeito, em estudos efectuados nos últimos 30 anos [4, 64–68, 76, 77], a espécie só havia sido reportada em Áreas Marinhas Protegidas (AMP). Esta situação alterou-se em 2024 com a observação de vários espécimes noutras locais do programa de monitorização, mas também em locais não abrangidos pelo mesmo (sobretudo na costa S da ilha da Madeira). Tratam-se, sobretudo de indivíduos juvenis ou pequeninos.

[4]: Andrade et al. (1995), *Fish Assemblages Associated with Bottom Habitats on the South Coast of Madeira*

[64]: Neves (2022), *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022*

[65]: Neves (2023), *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2023*

[66]: Neves (2022), *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA (2021)*

[67]: Neves et al. (2019), *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA*

[68]: Neves et al. (2018), *Resultados Do Programa de Monitorização Da Biodiversidade Marinha Dos Habitats Naturais e Artificiais Subtidais Na Ilha Do Porto Santo. Relatório Científico CORDECA*

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[77]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

4.2.4 Análise de associação

No Porto Santo encontram-se mais taxa associados a um habitat ou a um grupo de habitats do que na Madeira (36 vs 29), sugerindo uma menor variabilidade na composição das comunidades nos vários habitats no Porto Santo. No entanto, esta situação pode ser causada pelo maior esforço de amostragem no Porto Santo em relação à ilha da Madeira. Das espécies que foram associadas a um ou mais habitats, existem 21 comuns às duas ilhas. Entre elas existem espécies que foram associadas aos mesmos habitats (ou conjunto de habitats) nas duas ilhas: *Heteroconger longissimus*, *Apogon imberbis*, *Muraena augusti*, *Diplodus sargus*, *Chromis limbata*, *Similiparma lurida*, *S. salpa* e *Scorpaena maderensis*. Das restantes espécies, há um grupo mais generalista em termos de habitat no Porto Santo — *E. marginatus*,



M. fusca, *O. melanura* e *S. synodus*. Outras são mais generalistas na Madeira (*B. boops*, *D. cervinus*, *D. vulgaris*, *T. pavo*, *G. unicolor* e *A. strigosus*). No entanto, esta última tem uma presença mais recente no Porto Santo e tal pode indicar que a espécie ainda não se estabeleceu de forma tão conspícua como na Madeira. Finalmente, as restantes três espécies (*B. scrofa*, *D. gibbosus* e *S. cretense*), foram associadas a um conjunto de habitats ligeiramente diferente nas duas ilhas.

São poucas as espécies associadas apenas a um habitat, com a excepção dos recifes rochosos, embora haja várias associadas a um conjunto de 3 ou mais habitats em ambas as ilhas. São espécies generalistas, que não apresentam uma preferência por um habitat específico.

Em relação ao observado anteriormente [67], verifica-se que para alguns habitats como, por exemplo, para os recifes rochosos (em ambas as ilhas), para os fundos arenosos e para os enrocamentos (na Madeira), há mais espécies associadas em 2022–2024 do que em 2016–2019. Noutros habitats, como os fundos arenosos e os enrocamentos no Porto Santo e os recifes artificiais (em ambas as ilhas), há uma redução do número de espécies associadas. O aumento do número de locais amostrados a partir de 2022, pode explicar estas variações.

[67]: Neves et al. (2019), *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA*

4.3 Caracterização qualitativa e quantitativa dos macroinvertebrados móveis

ENTRE 2022 E 2024, FORAM OBSERVADOS NOS transectos 61 taxa de macroinvertebrados móveis, dos quais 50 na ilha do Porto Santo e 47 na Madeira. É um número muito semelhante, apesar da diferença no esforço de amostragem nas duas ilhas. Comparativamente com trabalhos anteriores [66], estes números são mais elevados, embora digam respeito a um período mais longo. Do conjunto de taxa registados neste trabalho (61), 14 foram observados apenas no Porto Santo, enquanto que 11 foram observados apenas na Madeira.

[66]: Neves (2022), *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA (2021)*

Dado que para a maioria dos grupos de invertebrados marinhos não existem listas de espécies para a região e muito menos que diferenciem a sua ocorrência pelas várias ilhas, não nos é possível avaliar se algumas destas espécies constituem registos novos para alguma das ilhas. A excepção é o caranguejo *Cronius ruber*, que foi referenciado para a Madeira por Schäfer et al. [87] em 2018 e que é agora referenciado pela primeira vez para o Porto Santo. Não obstante, as observações feitas ao longo do Programa de Monitorização permitem-nos estabelecer algumas tendências, que podem estar relacionadas com diferenças físicas nos habitats estudados. Uma dessas diferenças prende-se com a granulometria (e eventualmente a composição geológica) dos fundos móveis nas duas ilhas — nos locais estudados na Madeira, a granulometria tende a ser mais fina do que nos locais de estudo no Porto Santo.

[87]: Schäfer et al. (2019), *Cronius Ruber (Lamarck, 1818) Arrives to Madeira Island: A New Indication of the Ongoing Tropicalization of the Northeastern Atlantic*

Com base nestas diferenças, e tendo em conta as observações efectuadas desde o início do Programa de Monitorização, parece-nos que uma espécie de poliqueta sedentário e a anémone *Telmatactis forskalii* estão mais associadas aos habitats subtidais do Porto Santo e as espécies *Diopatra neapolitana* e *Phoronopsis californica* estarão mais associadas aos da ilha da Madeira, sendo que esta última, até à data, nunca foi observada no Porto Santo.



4.3.1 Diversidade

Em termos de tendências globais, as várias dimensões da diversidade sofreram variações ao longo do período de estudo. A diversidade taxonómica mostra um pico em 2023, seguida de uma redução em 2024, embora a tendência seja de subida ligeira para todas as ordens de q . A diversidade filogenética apresenta uma tendência negativa entre 2022 e 2024, menos marcada para a riqueza filogenética ($q = 0$). Finalmente, a diversidade funcional apresenta variações à semelhança do que sucede com a diversidade taxonómica, com um pico em 2023, seguida de uma diminuição. A tendência é mista, com a riqueza funcional (0FD) a diminuir muito ligeiramente, o número efectivo de entidades funcionais comuns (1FD) a subir, também ligeiramente e o número efectivo de entidades funcionais dominantes (2FD) a manter-se de 2022 para 2024. Esta estabilidade sugere alguma resiliência funcional nos ecossistemas, apesar das variações nas dimensões taxonómica e filogenética.

De entre os locais estudados e no período a que se refere o presente estudo, os recifes rochosos Ilhéu do Gorgulho, na Madeira e a Baixa das bicudas, no Porto Santo são os locais que apresentam maiores valores de diversidade de macroinvertebrados móveis em todas as dimensões (taxonómica, filogenética e funcional). No caso do Ilhéu do Gorgulho, verificou-se o mesmo para a Ictiofauna. Os RA CORDECA e CORCEIRA apresentam valores de diversidade intermédios para todas as métricas. Mas o RA Madeirense é um dos locais com valores de TD, PD e FD mais baixos para os macroinvertebrados móveis, embora o mesmo não suceda em relação à ictiofauna.

Existem vários factores que influenciam a composição das comunidades de macro-invertebrados nos RA. Entre eles destacam-se: i) a complexidade material e estrutural, que parece favorecer mais os peixes do que os invertebrados; ii) a maior pressão causada pela predação por parte dos peixes e iii) as condições hidrodinâmicas que afectam cada RA.

Os RA oferecem estruturas tridimensionais complexas que atraem os peixes devido à protecção de predadores, às oportunidades para a caça de emboscada, e/ou à existência de espaços de reprodução ou desova. No entanto, os macroinvertebrados como os crustáceos, moluscos e poliquetas preferem geralmente substratos específicos (por exemplo, sedimentos, tapetes de algas), que podem estar ausentes ou ser reduzidos nos recifes artificiais. Por outro lado, as superfícies dos naufrágios podem ser corrosivas ou instáveis (a presença de tintas, revestimentos anti-incrustantes ou metal enferrujado podem inibir a colonização por organismos sésseis).

Os peixes, especialmente os carnívoros oportunistas, alimentam-se frequentemente de macroinvertebrados. Nas zonas onde os peixes se agregam (como é o caso dos RA), as populações de invertebrados podem ser mais reduzidas devido a esta predação. Finalmente, os naufrágios localizam-se geralmente em zonas de corrente forte para aumentar a atracção de peixes. Estas correntes podem trazer larvas para os naufrágios, mas também podem levar para longe os estados larvares dos macroinvertebrados que se reproduzem nos RA ou impedir o seu assentamento [13].

[13]: Baynes et al. (1989), *Effect of Current on the Sessile Benthic Community Structure of an Artificial Reef*

4.3.2 Frequências

De entre a lista de espécies de macroinvertebrados móveis registados entre 2022–2024, o verme-de-fogo (*H. carunculata*) foi observado quase todos os anos em todos os locais estudados, sendo igualmente uma espécie abundante na maioria dos locais. Em contrapartida, um número considerável de macroinvertebrados móveis ocorreu apenas num local (e por vezes apenas 1 vez



durante o período de estudo): *Sepia officinalis*, *Luria lurida*, *Cinetorhynchus rigens*, *Calapa galloides*, *Calliostoma*, *Hemipolygona armata*, *Jujubinus exasperatus*, *Ophioderma longicauda*, *Paracentrotus lividus*, *Veretillum cynomorium* (Figura 4.3).

A nível global, as espécies de macroinvertebrados móveis que registaram um maior aumento na sua frequência foram: *Pagurus cuanensis* (16%), *Telmatactis cricoides* (15%), *Percnon gibbesi* (12%), *Dardanus calidus* (11%) e *Stenorhynchus lanceolatus* (9%). As espécies cuja frequência registou um maior decréscimo foram: *Arbacia lixula* (-25%), *Diadema africanum* (-22%), *Lygdamis wirtzi* (-14%), *Columbella adansoni* (-11%) e *Marthasterias glacialis* (-11%). As espécies cuja frequência aumentou em ambas as ilhas foram: *Octopus vulgaris* e *Spondylus senegalensis*, enquanto que as espécies que viram reduzir a sua frequência foram: *Antedon bifida*, *Arbacia lixula*, *Lygdamis wirtzi* e *Marthasterias glacialis*.

O ouriço-de-espinhos longos (*Diadema africanum*) voltou a ser visto na Madeira após a ausência em 2022, embora em densidades baixas. No Porto Santo a frequência da espécie diminuiu, bem como a densidade. Tanto em termos de frequência de ocorrência, como em termos de densidades, são valores muito inferiores aos registados em anos anteriores e são um resultado dos eventos de mortalidade ocorridos em 2018 e 2022. É interessante referir que estes eventos estão já relatados para esta e para outras espécies [30, 41, 50, 94].



[30]: Clemente et al. (2014), *Sea Urchin Diadema Africanum Mass Mortality in the Sub-tropical Eastern Atlantic: Role of Waterborne Bacteria in a Warming Ocean*

[41]: Gizzi et al. (2020), *Before and after a Disease Outbreak: Tracking a Keystone Species Recovery from a Mass Mortality Event*

[50]: Lessios (1988), *Mass Mortality of Diadema Antillarum in the Caribbean: What Have We Learned?*

[94]: Ward et al. (2004), *The Elusive Baseline of Marine Disease: Are Diseases in Ocean Ecosystems Increasing?*

Figura 4.3: Macroinvertebrados móveis: espécies mais frequentes (em cima) e mais raras (em baixo). Em cima, da esquerda para a direita: *Calcinus tubularis*, *Hermodice carunculata*. Em baixo, da esquerda para a direita: *Cinetorhynchus rigens*, *Veretillum cynomorium*.

4.3.3 Densidade

Em termos globais, a densidade de macroinvertebrados móveis diminuiu no Porto Santo de 2022 para 2024, embora o número de espécies observadas se tenha mantido sensivelmente constante, enquanto que na Madeira a densidade média aumentou, bem como o número de espécies.

Como referido em relatórios anteriores, parece verificar-se uma tendência para a diminuição na densidade de alguns equinodermes em ambas as ilhas. É exemplo disso a espécie de ouriço *Diadema africanum* que, após os eventos de mortalidade ocorridos em 2018 e 2022 [64], passa de uma das espécies com maior densidade registada (p. ex. 52 ind/50 m² na Baixinha em 2022)

[64]: Neves (2022), *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022*



para praticamente desaparecer em todos os locais onde tinha sido observada. É de referir igualmente a diminuição das estrelas-do-mar *Echinaster sepositus* e *Marthasterias glacialis* nos substratos rochosos.

Por outro lado, as espécies de macroinvertebrados móveis que exibiram um aumento da densidade (*Bursa* sp., *Dardanus calidus*, *Enoplometopus antillensis*, *Lysmata grabhami* e *Telmatactis cricoides*) são espécies com uma afinidade mais tropical, o que poderá estar relacionado com as temperaturas mais elevadas da água do mar registadas nos últimos anos — ver Secção 3.2.

4.3.4 Análise de associação

No que respeita à análise de associação para o grupo dos macroinvertebrados móveis, o número total de taxa associadas aos vários habitats é semelhante nas duas ilhas (28 no Porto Santo; 26 na Madeira), embora muitos desses taxa sejam distintos. É interessante verificar que o número de taxa associados a cada um dos vários habitats é também semelhante nas duas ilhas (p. ex. 3 taxa associados aos fundos arenosos no Porto Santo e 4 na Madeira; 12 taxa associados aos recifes rochosos em ambas as ilhas e 6 taxa associados ao conjunto “Enrocamentos + Rocha” no Porto Santo vs 8 na Madeira).

4.4 Recifes Artificiais

NO PRESENTE ESTUDO (2022–2024) um total de 34 espécies de peixes foram observadas nos três RA, sendo que os dois recifes artificiais de dimensão e estrutura semelhantes (as corvetas CORDECA e CORCEIRA) registaram a maior riqueza específica (29 e 27 espécies respectivamente). Por sua vez, no RA Madeirense (comparativamente de menor dimensão e já mais degradado — foi afundado no ano 2000 e está já partido há vários anos), registou-se um menor número de espécies (21 espécies). Os valores de riqueza específica aqui apresentados são semelhantes (e nalguns casos até superiores) aos registados em estudos efectuados neste tipo de estruturas com censos visuais subaquáticos noutras regiões [3, 31, 32, 86].

A fauna de peixes associada a estes recifes artificiais é maioritariamente composta por espécies de recife, semelhantes às encontradas nos recifes naturais rochosos da Madeira a profundidades comparáveis [76, 77]. Há também a referir a presença frequente de pequenos pelágicos como as bogas, que em certos anos se agregaram, formando grandes cardumes nos RA CORDECA e Madeirense [67]. Esses cardumes são um chamariz para os grandes predadores, como é o caso dos charuteiros (*Seriola rivoliana* e *S. dumerili*), das barracudas (*Sphyaena viridensis*) e até de pargos-cabeçudos (*Dentex gibbosus*) que, ao longo dos anos deste programa de monitorização, foram muitas vezes observados a caçar os cardumes de bogas [64].

É ainda de salientar, que à excepção dos RA, os charuteiros não foram observados em nenhum outro local estudado, tal como os grandes cardumes de barracudas, que foram apenas observados nos RA CORDECA e Madeirense, sobretudo nas alturas em que se formaram grandes agregações de bogas em redor das suas estruturas. Estas espécies altamente móveis, não são características de recifes, mas frequentemente visitam estes habitats como espécies transeuntes [85]. Existem ademais, registos da espécie *S. dumerili*, apenas em naufrágios e plataformas artificiais quer no Golfo do México [40], quer na Flórida [8], sendo sugerido que pelo facto dos recifes artificiais de naufrágios fornecerem um alto relevo vertical, conseguem suportar grandes predadores transitórios [72].

[3]: Andaloro et al. (2013), *Assessing the Suitability of a Remotely Operated Vehicle (ROV) to Study the Fish Community Associated with Offshore Gas Platforms in the Ionian Sea: A Comparative Analysis with Underwater Visual Censuses (UVCs)*

[31]: Consoli et al. (2015), *The Effect of Shipwrecks on Associated Fish Assemblages in the Central Mediterranean Sea*

[32]: Consoli et al. (2013), *Factors Affecting Fish Assemblages Associated with Gas Platforms in the Mediterranean Sea*

[86]: Santos et al. (2005), *Observations and Trends on the Intra-Annual Variation of the Fish Assemblages on Two Artificial Reefs in Algarve Coastal Waters (Southern Portugal)*

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[77]: Ribeiro et al. (2005), *Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique*

[85]: Santos et al. (2013), *A Comparison of the Fish Assemblages on Natural and Artificial Reefs off Sal Island (Cape Verde)*

[40]: Gallaway et al. (2021), *Absolute Abundance Estimates for Red Snapper, Greater Amberjack, and Other Federally Managed Fish on Offshore Petroleum Platforms in the Gulf of Mexico*

[8]: Arena et al. (2007), *Fish Assemblages on Sunken Vessels and Natural Reefs in Southeast Florida, USA*

[72]: Paxton et al. (2020), *Artificial Habitats Host Elevated Densities of Large Reef-Associated Predators*



De entre as espécies observadas, um grande número foi identificado como espécies permanentes ou frequentes dos RA estudados. Entre elas, verifica-se que há uma preponderância de espécies de águas temperadas e temperadas quentes. A maioria são geralmente consideradas como espécies associadas a recifes rochosos, embora haja outras que têm uma distribuição batimétrica mais ampla, uma grande variabilidade de habitats e outras que são espécies pelágicas, conforme o já observado noutros estudos em recifes artificiais [82].

Da comunidade de espécies permanentes e frequentes que constituem os três RA incluídos no presente trabalho (vinte no RA CORDECA, vinte e duas no RA CORCEIRA e dezasseis no RA Madeirense), treze são comuns aos três RA. Entre elas, temos espécies características dos recifes naturais rochosos da Madeira (p. ex. *Chromis limbata*, *Diplodus sargus*, *D. vulgaris*, *Sarpa salpa*, *Scorpaena maderensis*, *Serranus atricauda*, *Similparma lurida* e *Thalassoma pavo*) [76, 79], outras são espécies bentopelágicas (p. ex. *Boops boops* e *Pseudocaranx dentex*), normalmente menos frequentes nos recifes naturais [77] e espécies pelágicas com grande mobilidade, como é o caso dos charuteiros (*S. rivoliana*). Este grupo de espécies comuns aos três RA evidencia uma considerável similaridade em termos ecológicos, mesmo entre recifes que se localizam em ilhas diferentes (RA CORCEIRA na ilha da Madeira e RA CORDECA e Madeirense na ilha do Porto Santo. De certa forma, conforme nos sugere a análise de ordenação das comunidades globais (peixes e macroinvertebrados) — ver Figura 3.9 na página 86, os RA são taxonomicamente e funcionalmente mais homogêneos entre si do que os outros habitats estudados, inclusive do que os recifes rochosos, tal como verificado por Medeiros et al. [58]. Por fim referir que uma certa sobreposição de espécies entre os RA e os fundos arenosos em seu redor (CORDECA Areia e CORCEIRA Areia), indica também uma utilização paralela dos dois habitats por parte destas espécies.

Tal como em outros estudos, registaram-se valores de diversidade mais elevados nos RA do que nos fundos arenosos circundantes, o que indica que independentemente dos factores estruturantes, os navios funcionam ecologicamente como recifes artificiais, atraindo diversas espécies de peixes e levando ao enriquecimento e diversificação da comunidade local [31]. Independentemente dos factores que podem ser invocados para que este efeito de agregação em estruturas artificiais aconteça, como é o caso da maior complexidade de habitat — habitualmente referida como determinante, uma vez que adiciona maior heterogeneidade no arranjo da estrutura física do habitat [8, 12] — há também a mencionar a hipótese de que a mera existência de um naufrágio sobre um fundo arenoso, pode *per se*, ser suficiente para atrair peixes e aumentar o número de espécies nessa área. Há estudos, que referem, que independentemente da maior ou menor complexidade dos naufrágios, o factor determinante na estrutura da comunidade de peixes pode, portanto, ser a própria presença do naufrágio [3, 32].

Não obstante, os nossos resultados mostram que os dois RA com maior complexidade de habitat — CORDECA e CORCEIRA (de maior dimensão, com relevos mais altos e mais estruturas que oferecem diferentes nichos ecológicos) e independentemente da diferença de idades (CORDECA afundado em 2016 e CORCEIRA afundado em 2018) existente entre os dois, que os seus padrões de diversidade são semelhantes em todas as dimensões e superiores ao do RA Madeirense. O Madeirense, que foi afundado há mais de 20 anos, é comparativamente aos outros dois RA, um navio de menor dimensão e de relevo mais baixo, ao que acresce o facto de já se encontrar partido/degradado há vários anos (mais de 10), oferecendo menor área de colonização e menor disponibilidade de estruturas e refúgios e consequentemente menor complexidade de habitat. Assim, os nossos resultados sugerem a lógica que também os RA

[82]: Ross et al. (2016), *Fish Species Associated with Shipwreck and Natural Hard-Bottom Habitats from the Middle to Outer Continental Shelf of the Middle Atlantic Bight near Norfolk Canyon*

[76]: Ribeiro (2008), *Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques*

[79]: Ribeiro et al. (2020), *Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management*

[58]: Medeiros et al. (2022), *Centenary Shipwrecks Reveal the Limits of Artificial Habitats in Protecting Regional Reef Fish Diversity*

[31]: Consoli et al. (2015), *The Effect of Shipwrecks on Associated Fish Assemblages in the Central Mediterranean Sea*

[8]: Arena et al. (2007), *Fish Assemblages on Sunken Vessels and Natural Reefs in Southeast Florida, USA*

[12]: Barros Fagundes-Netto et al. (2011), *Influence of a Shipwreck on a Nearshore-Reef Fish Assemblages off the Coast of Rio de Janeiro, Brazil*

[3]: Andaloro et al. (2013), *Assessing the Suitability of a Remotely Operated Vehicle (ROV) to Study the Fish Community Associated with Offshore Gas Platforms in the Ionian Sea: A Comparative Analysis with Underwater Visual Censuses (UVCs)*

[32]: Consoli et al. (2013), *Factors Affecting Fish Assemblages Associated with Gas Platforms in the Mediterranean Sea*





Figura 4.4: Exemplos de diversas espécies de peixes em alimentação nos RA.

[26]: Charbonnel (2002), *Effects of Increased Habitat Complexity on Fish Assemblages Associated with Large Artificial Reef Units (French Mediterranean Coast)*

[44]: Gratwicke et al. (2005), *Effects of Habitat Complexity on Caribbean Marine Fish Assemblages*

mais complexos aumentam a área de refúgio disponível para certas espécies que são presas, reduzem a sua predação, bem como a competição por espaço [26, 44] e paralelamente aumentam os nichos ecológicos nos locais onde são implantados.

Embora os valores da diversidade observados nos RA não atinjam os valores máximos de alguns dos recifes naturais estudados, estes são ainda assim, relativamente elevados, mostrando o valor destes substratos em termos ecológicos. Adicionalmente, há algumas espécies que apenas foram registados em RA (*Seriola dumerili* e *Scorpaena notata* no RA CORDECA) ou que ocorrem nestes habitats com densidades particularmente elevadas, o que sugere que os mesmos constituem habitats artificiais que oferecem características únicas, que não são encontradas nos habitats naturais circundantes. A isso, é importante adicionar o facto dos 3 RA estarem implementados em áreas marinhas protegidas, onde a pesca é proibida.

Arena, Jordan e Spieler [8], num estudo realizado em navios afundados na costa da Florida, verificaram que algumas das espécies de peixes observadas nos navios eram de facto espécies raras, não sendo claro se a sua ocorrência nos navios era sinónimo de uma preferência por esses habitats ou se um acaso. Todavia, outras das espécies unicamente observadas nos navios nunca tinham sido detectadas nos recifes naturais da região, nomeadamente espécies típicas de maior profundidade (o que no nosso estudo é o caso de *S. notata*, espécie que não foi inclusive incluída na lista de espécies de peixes costeiros da ilha da Madeira [98]) ou espécies com elevado valor comercial, que no nosso estudo se manifestam sobretudo na grande abundância da espécie *Pagrus pagrus*, que à excepção do RA CORDECA, praticamente é inexistente em todos os outros locais estudados (como pode ser verificado nos resultados da análise de associação — Tabela 3.26 na página 49).

[98]: Wirtz et al. (2008), *The Coastal Fishes of Madeira Island—New Records and an Annotated Check-List*

[58]: Medeiros et al. (2022), *Centenary Shipwrecks Reveal the Limits of Artificial Habitats in Protecting Regional Reef Fish Diversity*

Há estudos que referem que localmente, os RA têm potencial para abrigar uma maior diversidade taxonómica, filogenética e funcional de peixes raros do que os recifes naturais e de espécies com estatuto de conservação elevado [58]. Sendo que neste último aspecto, os RA implementados na ilha do Porto Santo, são habitat para várias espécies com este estatuto, espécies estas que nesses locais são igualmente observadas em densidades consideravelmente



superiores às dos recifes naturais (p. ex. *Bodianus scrofa* e *Epinephelus marginatus*). Os resultados obtidos mostram que os três RA têm valores de diversidade semelhantes, quer ao nível das espécies típicas, quer ao nível das dominantes, sugerindo que o efeito de atracção dos RA abrange todo o tipo de espécies, conforme já apontado em estudos realizados em navios afundados em várias regiões do globo [81, 100].

Em termos de densidades de peixes, os RA estudados reúnem densidades consideráveis de várias espécies com elevado valor comercial, como é o caso do pargo (*P. pagrus*), do bodião (*Sparisoma cretense*) e do sargo (*Diplodus sargus*) no RA CORDECA e da castanheta-baia nos três RA. Esta última, é talvez a espécie que registou o maior aumento de densidade, sendo que encontra nestes RA não só refúgio e alimentação (Figura 4.4), mas também habitat apropriado para a sua reprodução, tendo inclusivamente sido observados vários ninhos e muitos indivíduos juvenis/pequenos ao longo destes 3 anos de estudo. Também outras espécies características dos recifes rochosos da Madeira, como sejam a castanheta-preta (*Similiparma lurida*), o peixe-verde (*Thalassoma pavo*), a safia (*D. vulgaris*) e a garoupa (*Serranus atricauda*), exibem nestes RA densidades significativas, sendo que todas elas encontraram condições favoráveis nestes habitats, evidenciando que os RA estão a ter alguma capacidade de produção para algumas espécies.

[81]: Rilov et al. (2000), *Fish Assemblage on Natural versus Vertical Artificial Reefs: The Rehabilitation Perspective*

[100]: Zhang et al. (2021), *Differences in Trophic Structure and Trophic Pathways between Artificial Reef and Natural Reef Ecosystems along the Coast of the North Yellow Sea, China, Based on Stable Isotope Analyses*

4.5 Caracterização global das comunidades

EM TERMOS DA CARACTERIZAÇÃO global das comunidades (análise conjunta da ictiofauna e dos macroinvertebrados móveis), o número de taxa registado no total dos locais amostrados (126 taxa) é bastante expressivo.

No que respeita à biodiversidade nos locais estudados entre 2022 e 2024, verifica-se que existem locais onde a diversidade é sistematicamente bastante mais elevada, como p. ex. o Ilhéu do Gorgulho, o Enrocamento Vidamar e a Baixa do Cotrim. Os locais com menor diversidade são os fundos arenosos na Madeira (Controlo Areia — M e CORCEIRA AREIA). Estes resultados estão alinhados com os de trabalhos anteriores para a ictiofauna e para os macroinvertebrados móveis.

Em termos de variações temporais na biodiversidade, os locais estudados na ilha da Madeira mostram um crescimento estável (mas pequeno) enquanto os do Porto Santo, mostram mais variabilidade. De uma forma geral, verifica-se um ligeiro declínio da diversidade em todas as suas dimensões de 2022 para 2024, o que pode indicar perturbações ecológicas ou a variação natural. O Porto Santo parece apresentar maior riqueza específica (provavelmente como resultado do maior esforço de amostragem), mas a Madeira tem maior diversidade de espécies comuns/dominantes. A diversidade taxonómica apresentou picos em 2023, seguida de estabilização ou ligeiros declínios em 2024. Alguns locais, como a Baixa do Cotrim e o Ilhéu do Gorgulho mantiveram elevados valores de riqueza específica.

A diversidade funcional é mais estável ao longo do tempo, quando comparada com as dimensões taxonómica e filogenética. Locais como o Ilhéu do Gorgulho e o Enrocamento Vidamar mostram uma tendência para manter valores elevados de diversidade funcional. Quanto à diversidade filogenética, apresenta variações temporais e regista valores elevados na Engrade Grande e no Ilhéu do Gorgulho, indicando maior resiliência evolutiva ou menor pressão.

Há um gradiente de diversidade entre os habitats estudados. No que diz respeito à diversidade taxonómica e funcional, os recifes rochosos e os



enrocamentos tendem a apresentar os valores de diversidade mais altos. Os campos de rodólitos seguem-se com valores intermédios (e maiores variações durante o período de estudo) e os valores mais baixos foram registados nos recifes artificiais e nos fundos arenosos. Na dimensão filogenética os valores mais altos foram novamente registados nos recifes rochosos e nos campos de rodólitos e os valores mais baixos nos recifes artificiais. As diferenças na diversidade para diferentes ordens de q , são indicativas da existência de muitas espécies raras ou pouco frequentes nas comunidades. Tal é particularmente visível nos fundos arenosos, que apresentam uma tendência positiva para $q = 0$ (em todas as dimensões) e negativa para valores de $q = 1$ e 2 . Os enrocamentos apresentam valores de diversidade filogenética mais elevados do que os recifes rochosos para (1FD e 2FD).

As variações da diversidade observadas nos campos de rodólitos podem indicar uma maior sensibilidade do habitat a alterações ambientais ou apenas alguma dinâmica nas comunidades. Podem também resultar do facto destes habitats não terem sido amostrados na campanha de Outono de 2024, o que resulta num menor esforço de amostragem e num enviesamento dos dados. Os recifes artificiais tendem a apresentar menor diversidade, provavelmente devido à menor diversidade de macroinvertebrados móveis.

Da comparação da diversidade entre ilhas resulta que no Porto Santo, a riqueza específica (0TD) é mais elevada do que na Madeira. Esta diferença está provavelmente relacionada com o maior número de locais amostrados no Porto Santo. Relativamente à diversidade taxonómica para valores de q mais elevados (1 e 2), os valores globais para a ilha da Madeira são superiores aos do Porto Santo. O Porto Santo apresenta um valor mais elevado para a riqueza filogenética (0PD), mas a Madeira apresenta maiores valores para o número efectivo de linhagens comuns (1PD) e para o número efectivo de linhagens dominantes (2PD). No que respeita à diversidade funcional, a Madeira apresenta valores ligeiramente superiores aos do Porto Santo em todas as métricas. Estes resultados parecem indicar que na ilha da Madeira as comunidades apresentam não só menos espécies raras ou pouco frequentes, mas também uma maior redundância funcional.

Em termos do efeito do regime de protecção sobre a diversidade, os locais não-protegidos apresentam valores de diversidade filogenética e funcional mais altos. O regime de protecção parece não influenciar de forma expressiva os padrões de diversidade. No entanto, o esforço de amostragem não é o mesmo em todos os regimes de protecção, visto o programa de monitorização não ter sido concebido com o teste deste efeito em vista.

No que diz respeito à composição das comunidades, verifica-se que existem diferenças grandes entre os diversos habitats estudados, como evidenciado nos resultados da ordenação (ver Figura 3.9 na página 86). Como foi mencionado na Subsecção 3.6.2 na página 85, os fundos arenosos estudados no âmbito deste trabalho são os habitats que apresentam maiores variações na composição das suas comunidades. Estas variações são o reflexo, não só das diferenças entre os locais estudados, mas também das alterações ocorridas em alguns dos locais ao longo do tempo. Estas diferenças manifestam-se, por exemplo, ao nível da cobertura algal e da distância dos locais em relação aos RA ou a recifes naturais. Locais como o Controlo areia – M (cuja cobertura algal é residual e está afastado de qualquer RA), apresentam comunidades menos diversas do que locais onde as algas ocorrem em maiores densidades (como Avrainvillea – CG ou Areia – PS) e dos locais próximos dos RA (CORDECA areia e CORCEIRA areia).

É sabido que a presença de macroalgas em habitats de fundos móveis pode melhorar ou degradar as funções ecológicas, dependendo da sua extensão



e das espécies envolvidas [92, 95]. No entanto, a presença moderada das macroalgas neste tipo de habitats pode aumentar a sua complexidade estrutural, oferecendo refúgio e alimento para os juvenis de diversas espécies de peixes e para várias espécies de macroinvertebrados bentónicos [27]. Efectivamente, quando cobertos por macroalgas, muitos locais de substrato móvel funcionam como berçário para diversas espécies de peixes, inclusive para espécies com interesse comercial [48]. Este efeito foi já varias vezes documentado no âmbito do decorrer do presente programa de monitorização e assume particular importância no contexto regional, em que há uma falta de habitats complexos na zona costeira, conforme referido em Neves et al. [69].

De entre as espécies de peixes registadas durante o presente estudo, há um conjunto com estatuto de conservação segundo o Livro Vermelho da IUCN que apresenta categorias de risco mais elevado. São elas: *Balistes capriscus*, *Bathytoshia lata*, *Bodianus scrofa*, *Dasyatis pastinaca*, *Mycteroperca fusca*, *Pomatomus saltatrix*, *Sardinella maderensis*, *Sparisoma cretense* e *Torpedo marmorata*, com estatuto de risco «vulnerável» e as espécies *Epinephelus marginatus*, *Gymnura altavela* e *Symphodus trutta*, classificadas como «em perigo». Algumas destas espécies apresentam maiores densidades em locais com algum regime de protecção (*B. capriscus*, *B. scrofa*, *S. cretense*, *E. marginatus*) e no caso das espécies de peixes cartilagíneos, a sua frequência de ocorrência também é superior nesses locais, o que poderá ser um reflexo de menor perturbação nestas AMP.

Com base na frequência de cada uma destas espécies nos vários locais entre 2022 e 2024, podemos identificar como particularmente importantes em termos de conservação os seguintes locais: Pedra do Jota, Engrade grande, Baixa do Cotrim, Cabo Girão e os três RA: CORCEIRA, CORDECA e Madeirense. É importante referir que estes locais são já alvo de medidas de protecção

4.6 Conclusões

ESTE ESTUDO REVELOU PADRÕES distintos de diversidade biológica entre os locais amostrados no arquipélago da Madeira, principalmente associados às características dos diferentes habitats. Alguns locais, como a Engrade Grande e o Ilhéu do Gorgulho, demonstraram consistentemente elevados níveis de biodiversidade em múltiplas dimensões. Em contraste, áreas como o Controlo Areia – M apresentaram valores sistematicamente baixos.

Os habitats de fundo arenoso apresentaram, de forma geral, menor diversidade, o que pode estar relacionado com sua menor complexidade estrutural, com a instabilidade dos fundos e com a menor disponibilidade de alimento — especialmente nos locais onde os produtores primários como as algas estão presentes em menor grau. Nestes habitats, predominam espécies que se escondem debaixo dos sedimentos ou que apresentam elevada mobilidade; estratégias que reduzem a predação, mas também limitam a sua detectabilidade durante as amostragens. Por outro lado, os recifes rochosos e os recifes artificiais oferecem maior complexidade e abrigo, promovendo níveis mais altos de biodiversidade. É de salientar que os campos de rodólitos estão numa situação intermédia, quer em termos de complexidade do habitat, quer em termos de biodiversidade.

A maioria dos locais caracteriza-se pela presença de muitas espécies relativamente raras ou pouco comuns em termos de abundância, sendo relativamente poucas as espécies com abundâncias elevadas. Este padrão, em que “comum

[92]: Troell et al. (2005), *Regime Shifts and Ecosystem Services in Swedish Coastal Soft Bottom Habitats*

[95]: Wennhage et al. (2007), *From Flatfish to Sticklebacks: Assemblage Structure of Epibenthic Fauna in Relation to Macroalgal Blooms*

[27]: Cheminée et al. (2021), *All Shallow Coastal Habitats Matter as Nurseries for Mediterranean Juvenile Fish*

[48]: James et al. (2023), *The Role of Macroalgae as Nursery Areas for Fish Species within Coastal Seascapes*

[69]: Neves et al. (2021), “Pink Round Stones”—*Rhodolith Beds: An Overlooked Habitat in Madeira Archipelago*



[56]: McGill et al. (2007), *Species Abundance Distributions: Moving beyond Single Prediction Theories to Integration within an Ecological Framework*

é raro e raro é comum” é um princípio amplamente documentado em todo o mundo e um padrão comum em ecologia [56].

Há várias espécies que se destacam por ocorrerem em abundância, como *Chromis limbata*, *Heteroconger longissimus*, *Similiparma lurida*, *Thalassoma pavo*, *Canthigaster capistrata* e *Boops boops*, entre os peixes e *Calcinus tubularis*, *Hermodice carunculata* e *Percnon gibbesi*, entre os macroinvertebrados móveis. Outras espécies, como *Hippocampus hippocampus*, *Bathytoshia lata*, *Symphodus trutta*, *Coris melanura*, *Gymnura altavela*, *Seriola dumerili* e *Pomatomus saltatrix* foram observadas em baixas densidades, em alguns casos devido aos seus hábitos noturnos ou comportamento pelágico.

Houve também variações significativas nas densidades das espécies nos vários locais onde foram observadas. Espécies que formam agregações ou cardumes, como *C. limbata*, *B. boops*, *Sarpa salpa*, *Thalassoma pavo* e *Similiparma lurida*, apresentaram grandes oscilações espaciais. Entre os macroinvertebrados, espécies sedentárias e gregárias como *Calcinus tubularis* e *Hermodice carunculata* também exibiram esse padrão. Por outro lado, espécies solitárias e territoriais, como *Epinephelus marginatus*, *Muraena augusti*, *Coris melanura* e *Dasyatis pastinaca*, mantiveram densidades mais estáveis entre os locais. O mesmo se aplica a macroinvertebrados como *Haliotis tuberculata*, *Octopus vulgaris* e *Coscinasterias tenuispina*.

Os recifes artificiais mostraram densidades particularmente elevadas para o grupo dos peixes, o que pode estar relacionado com a maior complexidade estrutural, oferta de abrigo e recursos alimentares, demonstrando a importância dos habitats na abundância das espécies e a importância dos recifes artificiais como agregadores de espécies de peixes.

A distribuição das espécies também variou espacialmente. Algumas encontram-se amplamente distribuídas pelos vários locais amostrados, enquanto outras demonstraram padrões de ocorrência restritos, possivelmente associados a preferências de habitat ou condições ambientais locais. As espécies mais frequentemente encontradas ao longo do estudo foram *Canthigaster capistrata*, *Sphoeroides marmoratus* e *Hermodice carunculata*, presentes na quase totalidade dos locais. Em contrapartida, espécies como *Hippocampus hippocampus*, *Enchelycore anatina*, *Bothus podas* e *Gymnura altavela* ocorreram em apenas um ou dois dos locais. No total, 45 das 65 espécies de peixes registadas apresentaram frequências médias inferiores a 25%, e apenas nove espécies ultrapassaram os 50%. A ausência quase total do ouriço-de-espinhos-longos (*Diadema africanum*) durante o período estudado é particularmente notável, dado o seu papel ecológico relevante. As variações observadas reflectem a variabilidade natural dos ecossistemas marinhos costeiros da Madeira e do Porto Santo.

Apesar da sua importância, os resultados obtidos devem ser interpretados com cautela devido à limitação na escala espacial da amostragem. Foram realizados 962 transectos em 19 locais, cobrindo uma área total de 0,07 km². Apesar de importante, é um valor reduzido face aos cerca de 160 km² de área costeira compreendidas entre a linha de costa e os 50 metros de profundidade na Madeira e no Porto Santo. Este contraste entre o esforço amostral e a extensão potencial da área de estudo reforça a necessidade de investigações adicionais, com maior cobertura espacial e temporal, para uma compreensão mais abrangente da biodiversidade marinha regional. Tendo em conta as estas limitações, os resultados sugerem ainda assim, que foi capturada uma fracção representativa da biodiversidade costeira da Região. No entanto, seria importante complementar os dados de abundância com dados de incidência, especialmente para espécies observadas fora das unidades de amostragem.







Bibliografia

- Almada, Emanuel, Nuno Vasco-Rodrigues, Mafalda Freitas e Paulo Maranhão (2018). «Comparison of Ichthyofaunal Communities in Marine Protected Areas of Porto Santo (Madeira, Portugal)». Em: *Conference Abstract: IMMR'18*. International Meeting on Marine Research. Vol. 5. Peniche, Portugal: Frontiers in Marine Science. DOI: [10.3389/conf.FMARS.2018.06.00064](https://doi.org/10.3389/conf.FMARS.2018.06.00064) (ver p. 91).
- Almada, Frederico, David Abecasis, David Villegas-Ríos, Sofia Henriques, Miguel P. Pais, Marisa Batista, Bárbara Horta e Costa, Joana Martins, Inês Tojeira, Nuno Vasco Rodrigues, Ricardo Araújo, Miguel Souto, Hany Alonso, Jesús M. Falcón, Filipe Henriques, Paulo Catry, Henrique Cabral, Manuel Biscoito e Vitor C. Almada (2015). «Ichthyofauna of the Selvagens Islands. Do Small Coastal Areas Show High Species Richness in the Northeastern Atlantic?» *Marine Biology Research* 11.1, pp. 49–61. DOI: [10.1080/17451000.2014.889306](https://doi.org/10.1080/17451000.2014.889306) (ver p. 90).
- Andaloro, Franco, Maria Ferraro, Edoardo Mostarda, Teresa Romeo e Pierpaolo Consoli (2013). «Assessing the Suitability of a Remotely Operated Vehicle (ROV) to Study the Fish Community Associated with Offshore Gas Platforms in the Ionian Sea: A Comparative Analysis with Underwater Visual Censuses (UVCs)». *Helgoland Marine Research* 67.2, pp. 241–250. DOI: [10.1007/s10152-012-0319-y](https://doi.org/10.1007/s10152-012-0319-y) (ver pp. 96, 97).
- Andrade, C. A. P. e F. M. M. Albuquerque (1995). «Fish Assemblages Associated with Bottom Habitats on the South Coast of Madeira». *Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural)* Supl. 04-A, pp. 9–20 (ver p. 92).
- Appeltans, Ward et al. (2012). «The Magnitude of Global Marine Species Diversity». *Current Biology* 22.23, pp. 2189–2202. DOI: [10.1016/j.cub.2012.09.036](https://doi.org/10.1016/j.cub.2012.09.036) (ver p. 1).
- Araújo, Ricardo, Armando J. Almeida e Mafalda Freitas (2005). «The Impact of the Oil Spill of the Tanker “Aragon” on the Littoral Fish Fauna of Porto Santo (NE Atlantic Ocean) in 1991 and Ten Years Later». *Bocagiana* 217, pp. 1–8 (ver p. 90).
- Araújo, Ricardo e Mafalda Freitas (2002). «First Record of the Goldspot Goby *Gnatholepis Thompsoni* Jordan, 1904 (Pisces: Gobiidae) in Madeira Island (NE Atlantic Ocean)». *Bocagiana* 209, pp. 1–4 (ver p. 91).
- Arena, P. T., L. K. B. Jordan e R. E. Spieler (2007). «Fish Assemblages on Sunken Vessels and Natural Reefs in Southeast Florida, USA». *Hydrobiologia* 580.1, pp. 157–171. DOI: [10.1007/s10750-006-0456-x](https://doi.org/10.1007/s10750-006-0456-x) (ver pp. 96–98).
- Baker, Andrew C., Peter W. Glynn e Bernhard Riegl (2008). «Climate Change and Coral Reef Bleaching: An Ecological Assessment of Long-Term Impacts, Recovery Trends and Future Outlook». *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80.4, pp. 435–471. DOI: [10.1016/j.ecss.2008.09.003](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.003) (ver p. 2).
- Balon, E.K. (1990). «Epigenesis of an Epigeneticist: The Development of Some Alternative Concepts on the Early Ontogeny and Evolution of Fishes». *Guelph Ichthyol. Rev.* 1, pp. 1–48 (ver p. 22).
- Barnosky, Anthony D., Nicholas Matzke, Susumu Tomiya, Guinevere O. U. Wogan, Brian Swartz, Tiago B. Quental, Charles Marshall, Jenny L. McGuire, Emily L. Lindsey, Kaitlin C. Maguire, Ben Mersey e Elizabeth A. Ferrer (2011). «Has the Earth’s Sixth Mass Extinction Already Arrived?» *Nature* 471.7336, pp. 51–57. DOI: [10.1038/nature09678](https://doi.org/10.1038/nature09678) (ver p. 1).
- Barros Fagundes-Netto, Eduardo, Luiz Ricardo Gaelzer, Ricardo Coutinho e Ilana R. Zalmon (2011). «Influence of a Shipwreck on a Nearshore-Reef Fish Assemblages off the Coast of Rio de Janeiro, Brazil». *Latin American Journal of Aquatic Research* 39.1, pp. 103–116. DOI: [10.3856/vol39-issue1-fulltext-10](https://doi.org/10.3856/vol39-issue1-fulltext-10) (ver p. 97).
- Baynes, Tracy W. e Alina M. Szmant (1989). «Effect of Current on the Sessile Benthic Community Structure of an Artificial Reef». *Bulletin of Marine Science* 44.2, pp. 545–566 (ver p. 94).
- Biscoito, Manuel, Cláudia Ribeiro e Mafalda Freitas (2018). «Annotated Checklist of the Fishes of the Archipelago of Madeira (NE Atlantic): I—Chondrichthyes». *Zootaxa* 4429.3, pp. 459–494. DOI: [10.11646/zootaxa.4429.3.2](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4429.3.2) (ver p. 90).
- Bremner, J, S Rogers e C Frid (2006). «Methods for Describing Ecological Functioning of Marine Benthic Assemblages Using Biological Traits Analysis (BTA)». *Ecological Indicators* 6.3, pp. 609–622. DOI: [10.1016/j.ecolind.2005.08.026](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.026) (ver p. 22).
- Brito, Alberto, Pedro J. Pascual, Jesús M. Falcón, Alejandro Sancho e Gustavo González (2002). *Peces de las Islas Canarias: catálogo comentado e ilustrado*. La Laguna: Francisco Lemus (ver p. 21).
- Brock, Richard E. (1982). «A Critique of the Visual Census Method for Assessing Coral Reef Fish Populations». *Bulletin of Marine Science* 32.1, pp. 269–276 (ver p. 20).
- Brock, Vernon E. (1954). «A Preliminary Report on a Method of Estimating Reef Fish Populations». *Journal of Wildlife Management* 18, pp. 297–308 (ver p. 20).
- Cáceres, Miquel De e Pierre Legendre (2009). «Associations between Species and Groups of Sites: Indices and Statistical Inference». *Ecology* 90.12, pp. 3566–3574. DOI: [10.1890/08-1823.1](https://doi.org/10.1890/08-1823.1) (ver p. 24).
- Caldeira, Ken e Michael E. Wickett (2003). «Anthropogenic Carbon and Ocean pH». *Nature* 425.6956, pp. 365–365. DOI: [10.1038/425365a](https://doi.org/10.1038/425365a) (ver p. 1).
- Chamberlain, Scott A. e Eduard Szöcs (2013). «Taxize: Taxonomic Search and Retrieval in R». *F1000Research*

- arch* 2, p. 191. DOI: [10.12688/f1000research.2-191.v2](https://doi.org/10.12688/f1000research.2-191.v2) (ver p. 21).
- Chao, Anne, Chun-Huo Chiu e Lou Jost (2010). «Phylogenetic Diversity Measures Based on Hill Numbers». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365.1558, pp. 3599–3609. DOI: [10.1098/rstb.2010.0272](https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0272) (ver p. 21).
- (2014). «Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers». *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45.1, pp. 297–324. DOI: [10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540) (ver pp. 21, 23).
- Chao, Anne, Peter A. Henderson, Chun-Huo Chiu, Faye Moyes, Kai-Hsiang Hu, Maria Dornelas e Anne E. Magurran (2021). «Measuring Temporal Change in Alpha Diversity: A Framework Integrating Taxonomic, Phylogenetic and Functional Diversity and the rNEXT.3D Standardization». *Methods in Ecology and Evolution* 12.10, pp. 1926–1940. DOI: [10.1111/2041-210X.13682](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13682) (ver p. 23).
- Chao, Anne e Lou Jost (2012). «Coverage-Based Rarefaction and Extrapolation: Standardizing Samples by Completeness Rather than Size». *Ecology* 93.12, pp. 2533–2547. DOI: [10.1890/11-1952.1](https://doi.org/10.1890/11-1952.1) (ver p. 24).
- Charbonnel, E (2002). «Effects of Increased Habitat Complexity on Fish Assemblages Associated with Large Artificial Reef Units (French Mediterranean Coast)». *ICES Journal of Marine Science* 59, S208–S213. DOI: [10.1006/jmsc.2002.1263](https://doi.org/10.1006/jmsc.2002.1263) (ver pp. 25, 98).
- Cheminée, Adrien, Laurence Le Direach, Elodie Rouanet, Patrick Astruch, Adrien Goujard, Aurélie Blanfuné, Denis Bonhomme, Laureline Chassaing, Jean-Yves Jouvenel, Sandrine Ruitton, Thierry Thibaut e Mireille Harmelin-Vivien (2021). «All Shallow Coastal Habitats Matter as Nurseries for Mediterranean Juvenile Fish». *Scientific Reports* 11.1, p. 14631. DOI: [10.1038/s41598-021-93557-2](https://doi.org/10.1038/s41598-021-93557-2) (ver p. 101).
- Chiu, Chun-Huo e Anne Chao (2014). «Distance-Based Functional Diversity Measures and Their Decomposition: A Framework Based on Hill Numbers». *PLoS ONE* 9.7. Ed. por Francesco de Bello, e100014. DOI: [10.1371/journal.pone.0100014](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100014) (ver p. 21).
- Clarke, K. R. (1993). «Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure». *Australian Ecology* 18.1, pp. 117–143. DOI: [10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x](https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x) (ver p. 25).
- Clemente, S, J Lorenzo-Morales, Jc Mendoza, C López, C Sangil, F Alves, M Kaufmann e Jc Hernández (2014). «Sea Urchin *Diadema Africanum* Mass Mortality in the Subtropical Eastern Atlantic: Role of Waterborne Bacteria in a Warming Ocean». *Marine Ecology Progress Series* 506, pp. 1–14. DOI: [10.3354/meps10829](https://doi.org/10.3354/meps10829) (ver p. 95).
- Consoli, Pierpaolo, Andrea Martino, Teresa Romeo, Mauro Sinopoli, Patrizia Perzia, Simonepietro Canese, Pietro Vivona e Franco Andaloro (2015). «The Effect of Shipwrecks on Associated Fish Assemblages in the Central Mediterranean Sea». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 95.1, pp. 17–24. DOI: [10.1017/S0025315414000940](https://doi.org/10.1017/S0025315414000940) (ver pp. 96, 97).
- Consoli, Pierpaolo, Teresa Romeo, Maria Ferraro, Gianluca Sarà e Franco Andaloro (2013). «Factors Affecting Fish Assemblages Associated with Gas Platforms in the Mediterranean Sea». *Journal of Sea Research* 77, pp. 45–52. DOI: [10.1016/j.seares.2012.10.001](https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.10.001) (ver pp. 96, 97).
- Costello, Mark John, Marta Coll, Roberto Danovaro, Pat Halpin, Henn Ojaveer e Patricia Miloslavich (2010). «A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges». *PLoS ONE* 5.8. Ed. por Stuart Humphries, e12110. DOI: [10.1371/journal.pone.0012110](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012110) (ver p. 1).
- De Bello, Francesco, Zoltán Botta-Dukát, Jan Lepš e Pavel Fibich (2021). «Towards a More Balanced Combination of Multiple Traits When Computing Functional Differences between Species». *Methods in Ecology and Evolution* 12.3, pp. 443–448. DOI: [10.1111/2041-210X.13537](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13537) (ver p. 23).
- De Carvalho, M.R., P.R. Last e B. Séret (2016). «Torpedo Rays, Family Torpedinidae». Em: *Rays of the World*. Ed. por P.R. Last, W.T. White, M.R. de Carvalho, B. Séret, M.F.W. Stehmann e G.J.P. Naylor. Melbourne: CSIRO Publishing, pp. 184–203 (ver p. 90).
- Duffy, J. Emmett (2002). «Biodiversity and Ecosystem Function: The Consumer Connection». *Oikos* 99.2, pp. 201–219. DOI: [10.1034/j.1600-0706.2002.990201.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.990201.x) (ver p. 2).
- Dufrène, Marc e Pierre Legendre (1997). «Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach». *Ecological Monographs* 67.3, p. 22 (ver p. 24).
- Faith, Daniel P. (1992). «Conservation Evaluation and Phylogenetic Diversity». *Biological Conservation* 61.1, pp. 1–10. DOI: [10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3) (ver p. 23).
- Federhen, S. (s.d.). *The NCBI Taxonomy Database*. URL: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/taxonomy> (ver p. 21).
- Galloway, Benny J., Scott W. Raborn, Kyle A. McCain, R. Taylor Beyea, Susan Dufault, Will Heyman, Nathan F. Putman e Jack Egerton (2021). «Absolute Abundance Estimates for Red Snapper, Greater Amberjack, and Other Federally Managed Fish on Offshore Petroleum Platforms in the Gulf of Mexico». *North American Journal of Fisheries Management* 41.6, pp. 1665–1690. DOI: [10.1002/nafm.10678](https://doi.org/10.1002/nafm.10678) (ver p. 96).
- Gizzi, Francesca, Jesús Jiménez, Susanne Schäfer, Nuno Castro, Sónia Costa, Silvia Lourenço, Ricardo José, João Canning-Clode e João Monteiro (2020). «Before and after a Disease Outbreak: Tracking a Keys-

- tone Species Recovery from a Mass Mortality Event». *Marine Environmental Research* 156, p. 104905. DOI: [10.1016/j.marenvres.2020.104905](https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.104905) (ver p. 95).
- Gotelli, Nicholas J. e Robert K. Colwell (2001). «Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness». *Ecology Letters* 4.4, pp. 379–391. DOI: [10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x) (ver p. 23).
- Gower, J. C. (1971). «A General Coefficient of Similarity and Some of Its Properties». *Biometrics* 27.4, p. 857. DOI: [10.2307/2528823](https://doi.org/10.2307/2528823) (ver p. 23).
- Gratwicke, B e Mr Speight (2005). «Effects of Habitat Complexity on Caribbean Marine Fish Assemblages». *Marine Ecology Progress Series* 292, pp. 301–310. DOI: [10.3354/meps292301](https://doi.org/10.3354/meps292301) (ver pp. 90, 98).
- Hill, M. O. (1973). «Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences». *Ecology* 54.2, pp. 427–432. DOI: [10.2307/1934352](https://doi.org/10.2307/1934352) (ver p. 21).
- Hutchings, Jeffrey A., Cólín Minto, Daniel Ricard, Julia K. Baum e Olaf P. Jensen (2010). «Trends in the Abundance of Marine Fishes». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67.8. Ed. por Eric Taylor, pp. 1205–1210. DOI: [10.1139/F10-081](https://doi.org/10.1139/F10-081) (ver p. 1).
- IPBES (2019). *Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Versão 1. Zenodo. DOI: [10.5281/ZENODO.3831673](https://doi.org/10.5281/ZENODO.3831673) (ver p. 1).
- James, Nicola C. e Alan K. Whitfield (2023). «The Role of Macroalgae as Nursery Areas for Fish Species within Coastal Seascapes». *Cambridge Prisms: Coastal Futures* 1, p. 10. DOI: [10.1017/cft.2022.3](https://doi.org/10.1017/cft.2022.3) (ver p. 101).
- Jost, Lou (2006). «Entropy and Diversity». *Oikos* 113.2, pp. 363–375. DOI: [10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x](https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x) (ver p. 21).
- Lessios, H. A. (1988). «Mass Mortality of *Diadema Antillarum* in the Caribbean: What Have We Learned?» *Annual Review of Ecology and Systematics* 19.1, pp. 371–393. DOI: [10.1146/annurev.es.19.110188.002103](https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.002103) (ver p. 95).
- Lotze, Heike K., Hunter S. Lenihan, Bruce J. Bourque, Roger H. Bradbury, Richard G. Cooke, Matthew C. Kay, Susan M. Kidwell, Michael X. Kirby, Charles H. Peterson e Jeremy B. C. Jackson (2006). «Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas». *Science* 312.5781, pp. 1806–1809. DOI: [10.1126/science.1128035](https://doi.org/10.1126/science.1128035) (ver p. 1).
- Luybaert, Thomas, James G. Hagan, Morgan L. McCarthy e Meenakshi Poti (2020). «Status of Marine Biodiversity in the Anthropocene». Em: *YOU MARES 9 - The Oceans: Our Research, Our Future*. Ed. por Simon Jungblut, Viola Liebich e Maya Bode-Dalby. Cham: Springer International Publishing, pp. 57–82. DOI: [10.1007/978-3-030-20389-4_4](https://doi.org/10.1007/978-3-030-20389-4_4) (ver p. 1).
- Magneville, Camille, Nicolas Loiseau, Camille Albouy, Nicolas Casajus, Thomas Claverie, Arthur Escalas, Fabien Leprieur, Eva Maire, David Mouillot e Sébastien Villéger (2022). «mFD: An R Package to Compute and Illustrate the Multiple Facets of Functional Diversity». *Ecography* 2022.1, ecog.05904. DOI: [10.1111/ecog.05904](https://doi.org/10.1111/ecog.05904) (ver p. 23).
- Maul, G. E. (1959). «Aulostomus, a Recent Spontaneous Settler in Madeiran Waters». *Bocagiana* 1, pp. 1–18 (ver pp. 91, 92).
- McCann, Kevin Shear (2000). «The Diversity–Stability Debate». *Nature* 405.6783, pp. 228–233. DOI: [10.1038/35012234](https://doi.org/10.1038/35012234) (ver p. 1).
- McGill, Brian J., Rampal S. Etienne, John S. Gray, David Alonso, Marti J. Anderson, Habtamu Kassa Benecha, Maria Dornelas, Brian J. Enquist, Jessica L. Green, Fangliang He, Allen H. Hurlbert, Anne E. Magurran, Pablo A. Marquet, Brian A. Maurer, Annette Ostling, Candan U. Soykan, Karl I. Ugland e Ethan P. White (2007). «Species Abundance Distributions: Moving beyond Single Prediction Theories to Integration within an Ecological Framework». *Ecology Letters* 10.10, pp. 995–1015. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01094.x) (ver p. 102).
- ME, SRMP e SRAAC (2025). *Estratégia Marinha 3º ciclo: Relatório de avaliação das águas marinhas e metas ambientais*. Ministério da Economia e do Mar, Secretaria Regional do Mar e das Pescas, Açores, e Secretaria Regional de Agricultura, Pescas e Ambiente, Madeira (ver p. 89).
- Medeiros, Aline P. M., Beatrice P. Ferreira, Ricardo Bencur-R, Aiara P. L. R. Cardoso, Marcello R. S. B. C. Matos e Bráulio A. Santos (2022). «Centenary Shipwrecks Reveal the Limits of Artificial Habitats in Protecting Regional Reef Fish Diversity». *Journal of Applied Ecology* 59.1, pp. 286–299. DOI: [10.1111/1365-2664.14053](https://doi.org/10.1111/1365-2664.14053) (ver pp. 97, 98).
- Millennium Ecosystem Assessment, ed. (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. The Millennium Ecosystem Assessment Series. Washington, DC: Island Press. 1 p. (ver p. 2).
- Mora, Camilo, Derek P. Tittensor, Sina Adl, Alastair G. B. Simpson e Boris Worm (2011). «How Many Species Are There on Earth and in the Ocean?» *PLoS Biology* 9.8. Ed. por Georgina M. Mace, e1001127. DOI: [10.1371/journal.pbio.1001127](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127) (ver p. 1).
- Moustaka, Molly, Richard D. Evans, Gary A. Kendrick, Glenn A. Hyndes, Michael V. W. Cuttler, Tahlia J. Bassett, Michael J. O’Leary e Shaun K. Wilson (2024). «Local Habitat Composition and Complexity Outweigh Seascape Effects on Fish Distributions across a Tropical Seascape». *Landscape Ecology* 39.2, p. 28. DOI: [10.1007/s10980-024-01814-2](https://doi.org/10.1007/s10980-024-01814-2) (ver p. 90).
- Narciso, Áurea, Rui Caldeira, Jesus Reis, Mona Hoppenrath, Mário Cachão e Manfred Kaufmann (2019). «The Effect of a Transient Frontal Zone on the Spatial Distribution of Extant Coccolithophores around the Madeira Archipelago (Northeast Atlantic)». *Es-*

- tuarine, *Coastal and Shelf Science* 223, pp. 25–38. DOI: [10.1016/j.ecss.2019.04.014](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.04.014) (ver p. 89).
- Neergheen-Bhujun, Vidushi, Almas Taj Awan, Yusuf Baran, Nils Bunnefeld, Kit Chan, Thomas Edison Dela Cruz, Dilfuza Egamberdieva, Simon Elsässer, Mari-Vaughn V. Johnson, Shoji Komai, Andrey L. Konevega, John H. Malone, Paul Mason, Rothsophal Nguon, Ross Piper, Uttam Babu Shrestha, Milica Pešić e Alexander Kagansky (2017). «Biodiversity, Drug Discovery, and the Future of Global Health: Introducing the Biodiversity to Biomedicine Consortium, a Call to Action». *Journal of Global Health* 7.2, p. 020304. DOI: [10.7189/jogh.07.020304](https://doi.org/10.7189/jogh.07.020304) (ver p. 2).
- Neves, Pedro (2022a). *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2022*. AMACO — Associação Madeirense para a Conservação Marinha, p. 52 (ver pp. 89, 90, 92, 95, 96).
- (2023). *Relatório do Programa de Monitorização dos recifes artificiais da Madeira e Porto Santo — 2023*. AMACO — Associação Madeirense para a Conservação Marinha, p. 58 (ver pp. 89, 90, 92).
- (2022b). *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA (2021)*. Funchal: AMACO — Associação Madeirense para a Conservação Marinha, p. 55 (ver pp. 89, 90, 92, 93).
- Neves, Pedro e Cláudia Ribeiro (2019). *Resultados do programa de monitorização dos recifes artificiais CORDECA e CORCEIRA*. Funchal: CIIMAR-Madeira, p. 69 (ver pp. 90, 92, 93, 96).
- Neves, Pedro, Cláudia Ribeiro e M. Kaufmann (2018). *Resultados Do Programa de Monitorização Da Biodiversidade Marinha Dos Habitats Naturais e Artificiais Subtidais Na Ilha Do Porto Santo. Relatório Científico CORDECA*. Funchal: CIIMAR-Madeira. 75 pp. (ver pp. 90–92).
- Neves, Pedro, João Silva, Viviana Peña e Cláudia Ribeiro (2021). «“Pink Round Stones”—Rhodolith Beds: An Overlooked Habitat in Madeira Archipelago». *Biodiversity and Conservation* 30, pp. 3359–3383. DOI: [10.1007/s10531-021-02251-2](https://doi.org/10.1007/s10531-021-02251-2) (ver pp. 3, 101).
- Orr, James C., Victoria J. Fabry, Olivier Aumont, Laurent Bopp, Scott C. Doney, Richard A. Feely, Anand Gnanadesikan, Nicolas Gruber, Akio Ishida, Fortunat Joos, Robert M. Key, Keith Lindsay, Ernst Maier-Reimer, Richard Matear, Patrick Monfray, Anne Mouchet, Raymond G. Najjar, Gian-Kasper Plattner, Keith B. Rodgers, Christopher L. Sabine, Jorge L. Sarmiento, Reiner Schlitzer, Richard D. Slater, Ian J. Totterdell, Marie-France Weirig, Yasuhiro Yamanaka e Andrew Yool (2005). «Anthropogenic Ocean Acidification over the Twenty-First Century and Its Impact on Calcifying Organisms». *Nature* 437.7059, pp. 681–686. DOI: [10.1038/nature04095](https://doi.org/10.1038/nature04095) (ver p. 1).
- Pacheco, Aldo S., Maria Teresa González, Julie Bremner, Marcelo Oliva, Olaf Heilmayer, Jürgen Laudien e José M. Riascos (2011). «Functional Diversity of Marine Macrobenthic Communities from Sublittoral Soft-Sediment Habitats off Northern Chile». *Helgoland Marine Research* 65.3, pp. 413–424. DOI: [10.1007/s10152-010-0238-8](https://doi.org/10.1007/s10152-010-0238-8) (ver p. 22).
- Paxton, Avery B., Emily A. Newton, Alyssa M. Adler, Rebecca V. Van Hoeck, Edwin S. Iversen, J. Christopher Taylor, Charles H. Peterson e Brian R. Silliman (2020). «Artificial Habitats Host Elevated Densities of Large Reef-Associated Predators». *PLOS ONE* 15.9. Ed. por Maura (Gee) Geraldine Chapman, e0237374. DOI: [10.1371/journal.pone.0237374](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237374) (ver p. 96).
- Pimm, S. L., C. N. Jenkins, R. Abell, T. M. Brooks, J. L. Gittleman, L. N. Joppa, P. H. Raven, C. M. Roberts e J. O. Sexton (2014). «The Biodiversity of Species and Their Rates of Extinction, Distribution, and Protection». *Science* 344.6187, p. 1246752. DOI: [10.1126/science.1246752](https://doi.org/10.1126/science.1246752) (ver p. 1).
- Pimm, Stuart L., Gareth J. Russell, John L. Gittleman e Thomas M. Brooks (1995). «The Future of Biodiversity». *Science* 269.5222, pp. 347–350. DOI: [10.1126/science.269.5222.347](https://doi.org/10.1126/science.269.5222.347) (ver p. 1).
- R Core Team (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria (ver p. 23).
- Ribeiro, Cláudia (2008). «Comparison of Rocky Reef Fish Communities among Protected, Unprotected and Artificial Habitats in Madeira Island Coastal Waters Using Underwater Visual Techniques». Tese de doutoramento. Lisboa: Universidade de Lisboa. Faculdade de Ciências. 171 pp. (ver pp. 89–92, 96, 97).
- Ribeiro, Cláudia, A. J. Almeida, R. Araújo, M. Biscoito e M. Freitas (2005). «Fish Assemblages of Cais Do Carvao Bay (Madeira Island) Determined by the Visual Census Technique». *Journal of Fish Biology* 67.6, pp. 1568–1584. DOI: [10.1111/j.1095-8649.2005.00861.x](https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2005.00861.x) (ver pp. 90, 92, 96, 97).
- Ribeiro, Cláudia, A.I. Neto, I. Moreu, R. Haroun e Pedro Neves (2019). «A New Signal of Marine Tropicalization in the Macaronesia Region: First Record of the Mesophotic Macroalga *Avrainvillea canariensis* A. Gepp & E.S. Gepp in the Madeira Archipelago». *Aquatic Botany*. DOI: [10.1016/j.aquabot.2018.11.008](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.11.008) (ver p. 3).
- Ribeiro, Cláudia e Pedro Neves (2020). «Habitat Mapping of Cabo Girão Marine Park (Madeira Island): A Tool for Conservation and Management». *Journal of Coastal Conservation* 24.2, p. 22. DOI: [10.1007/s11852-019-00724-9](https://doi.org/10.1007/s11852-019-00724-9) (ver pp. 3, 90, 97).
- Ribeiro, Cláudia, Thomas Sauvage, Sara Ferreira, Ricardo Haroun, João Silva e Pedro Neves (2023). «Crossing the Atlantic: The Tropical Macroalga *Caulerpa ashmeadii* Harvey 1858 as a Recent Settler in Porto Santo Island (Madeira Archipelago, North-eastern Atlantic)». *Aquatic Botany* 184, p. 7. DOI: [10.1016/j.aquabot.2022.103595](https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2022.103595) (ver p. 3).
- Rilov, G. e Y. Benayahu (2000). «Fish Assemblage on Natural versus Vertical Artificial Reefs: The Rehabi-

- litation Perspective». *Marine Biology* 136.5, pp. 931–942. DOI: [10.1007/s002279900250](https://doi.org/10.1007/s002279900250) (ver p. 99).
- Ross, Steve W., Mike Rhode, Stephen T. Viada e Rod Mather (2016). «Fish Species Associated with Shipwreck and Natural Hard-Bottom Habitats from the Middle to Outer Continental Shelf of the Middle Atlantic Bight near Norfolk Canyon». *Fishery Bulletin* 114.1, pp. 45–57. DOI: [10.7755/FB.114.1.4](https://doi.org/10.7755/FB.114.1.4) (ver p. 97).
- Roswell, Michael, Jonathan Dushoff e Rachael Winfree (2021). «A Conceptual Guide to Measuring Species Diversity». *Oikos* 130.3, pp. 321–338. DOI: [10.1111/oik.07202](https://doi.org/10.1111/oik.07202) (ver p. 23).
- Santín, A., Peter Wirtz, Pedro Neves e Cláudia Ribeiro (2024). «Filling Gaps in the Webbnesia Marine Diversity: The Madeiran Sponge Fauna». *Continental Shelf Research* 277, p. 105230. DOI: [10.1016/j.csr.2024.105230](https://doi.org/10.1016/j.csr.2024.105230) (ver p. 3).
- Santos, Miguel N., Miguel T. Oliveira e João Cúrdia (2013). «A Comparison of the Fish Assemblages on Natural and Artificial Reefs off Sal Island (Cape Verde)». *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 93.2, pp. 437–452. DOI: [10.1017/S0025315412001051](https://doi.org/10.1017/S0025315412001051) (ver p. 96).
- Santos, Miguel Neves dos, Carlos C. Monteiro e Gerard Lasserre (2005). «Observations and Trends on the Intra-Annual Variation of the Fish Assemblages on Two Artificial Reefs in Algarve Coastal Waters (Southern Portugal)». *Scientia Marina* 69.3, pp. 415–426. DOI: [10.3989/scimar.2005.69n3415](https://doi.org/10.3989/scimar.2005.69n3415) (ver p. 96).
- Schäfer, Susanne, João Monteiro, Nuno Castro, Gil Rilov e João Canning-Clode (2019). «Cronius Ruber (Lamarck, 1818) Arrives to Madeira Island: A New Indication of the Ongoing Tropicalization of the Northeastern Atlantic». *Marine Biodiversity* 49.6, pp. 2699–2707. DOI: [10.1007/s12526-019-00999-z](https://doi.org/10.1007/s12526-019-00999-z) (ver p. 93).
- Schindler, Daniel E, Jonathan B Armstrong e Thomas E Reed (2015). «The Portfolio Concept in Ecology and Evolution». *Frontiers in Ecology and the Environment* 13.5, pp. 257–263. DOI: [10.1890/140275](https://doi.org/10.1890/140275) (ver p. 1).
- Simpson, G. G. (1964). «Species Density of North American Recent Mammals». *Systematic Biology* 13.1–4, pp. 57–73. DOI: [10.2307/sysbio/13.1-4.57](https://doi.org/10.2307/sysbio/13.1-4.57) (ver p. 23).
- Taira, Daisuke, Rachel Y. Y. Mark, Amanda R. Hsiung, Zeehan Jaafar e Peter A. Todd (2024). «Fish Responses to Manipulated Microhabitat Complexity in Urbanised Shorelines». *Journal of Applied Ecology* 61.5, pp. 1095–1108. DOI: [10.1111/1365-2664.14644](https://doi.org/10.1111/1365-2664.14644) (ver p. 90).
- Tait, Ronald V. (1981). *Elements of Marine Ecology: An Introd. Course*. 3. ed. London: Butterworths. 356 pp. (ver p. 89).
- Troell, Max, Leif Pihl, Patrik Rönnbäck, Håkan Wennhage, Tore Söderqvist e Nils Kautsky (2005). «Regime Shifts and Ecosystem Services in Swedish Coastal Soft Bottom Habitats». *Ecology and Society* 10.1 (ver p. 101).
- Violle, Cyrille, Marie-Laure Navas, Denis Vile, Elena Kazakou, Claire Fortunel, Irène Hummel e Eric Garnier (2007). «Let the Concept of Trait Be Functional!» *Oikos* 116.5, pp. 882–892. DOI: [10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x](https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x) (ver p. 22).
- Ward, Jessica R e Kevin D Lafferty (2004). «The Elusive Baseline of Marine Disease: Are Diseases in Ocean Ecosystems Increasing?» *PLoS Biology* 2.4. Ed. por Larry Crowder, e120. DOI: [10.1371/journal.pbio.0020120](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0020120) (ver p. 95).
- Wennhage, H e L Pihl (2007). «From Flatfish to Sticklebacks: Assemblage Structure of Epibenthic Fauna in Relation to Macroalgal Blooms». *Marine Ecology Progress Series* 335, pp. 187–198. DOI: [10.3354/meps335187](https://doi.org/10.3354/meps335187) (ver p. 101).
- Whitehead, P. J., M.L. Bauchot, J.C. Hureau, J. Nielsen e E. Tortonese, eds. (1984). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean*. Paris: Unesco. 1473 pp. (ver p. 21).
- Wirtz, Peter (1994). *Unterwasserführer Madeira - Kanaren - Azoren: Fische*. Stuttgart: Nagelschmid. 160 pp. (ver p. 21).
- Wirtz, Peter, Ronald Fricke e Manuel José Biscoito (2008). «The Coastal Fishes of Madeira Island—New Records and an Annotated Check-List». *Zootaxa* 1715, pp. 1–26 (ver p. 98).
- WWF (2024). *Living Planet Report 2024 – A System in Peril*. Gland, Switzerland, p. 94 (ver p. 1).
- Zhang, Rongliang, Hua Zhang, Hui Liu e Jianmin Zhao (2021). «Differences in Trophic Structure and Trophic Pathways between Artificial Reef and Natural Reef Ecosystems along the Coast of the North Yellow Sea, China, Based on Stable Isotope Analyses». *Ecological Indicators* 125, p. 107476. DOI: [10.1016/j.ecolind.2021.107476](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107476) (ver p. 99).



Acrónimos e siglas

AMACO Associação Madeirense para a Conservação Marinha.

AMP Áreas Marinhas Protegidas.

ARDITI Agência Regional para o Desenvolvimento da Investigação, Tecnologia e Inovação.

CV censo visual.

DQEM Directiva Quadro da Estratégia Marinha.

IFCN Instituto das Florestas e Conservação da Natureza, IP-RAM.

IUCN International Union for Conservation of Nature.

LPI Living Planet Index.

LTES Long-term Ecological Studies.

nMDS Nonmetric multidimensional scaling.

OOM Observatório Oceânico da Madeira.

PNMCG Parque Natural Marinho do Cabo Girão.

RA Recife artificial.

RAMPPS Rede de Áreas Marinhas Protegidas do Porto Santo.

UICN União Internacional para a Conservação da Natureza.

