

Fig.13 – Densidade de espécimes vivos (n.º de espécimes vivos/dm³), em função da estação.

3.2.5. Relação entre a densidade de seres vivos e a distância à aquicultura

Conforme podemos observar pelo gráfico da Fig.14 (e sublinhando de antemão que esta análise é baseada em 4 estações de amostragem, cada uma com 3 réplicas), o valor do declive da reta é negativo, admitindo-se que o número de espécimes deverá diminuir com o aumento da distância à aquicultura. Nas zonas de estudo P1, P2 e P3, efetivamente, registou-se uma maior densidade de seres vivos, nomeadamente, 382, 418 e 422 exemplares, respetivamente, em detrimento da zona de controlo, com uma densidade de 136.

Adicionalmente, de acordo com os valores do R² subentende-se um coeficiente de determinação da ordem dos 97%, podendo-se inferir que 97% dos valores da densidade de seres vivos podem ser explicados tendo em consideração a variável, distância à aquicultura.

A relação entre as duas variáveis, número de seres vivos (densidade em valores absolutos) e a distância à aquicultura (em m), pode ser expressa através da subsequente equação linear:

$$\text{Nex} = 432,84 - 0,1964 \times \text{DA} \quad (R^2 = 0,9793)$$

em que: Nex – Número de exemplares (valores absolutos); DA – Distância à aquicultura (em m).

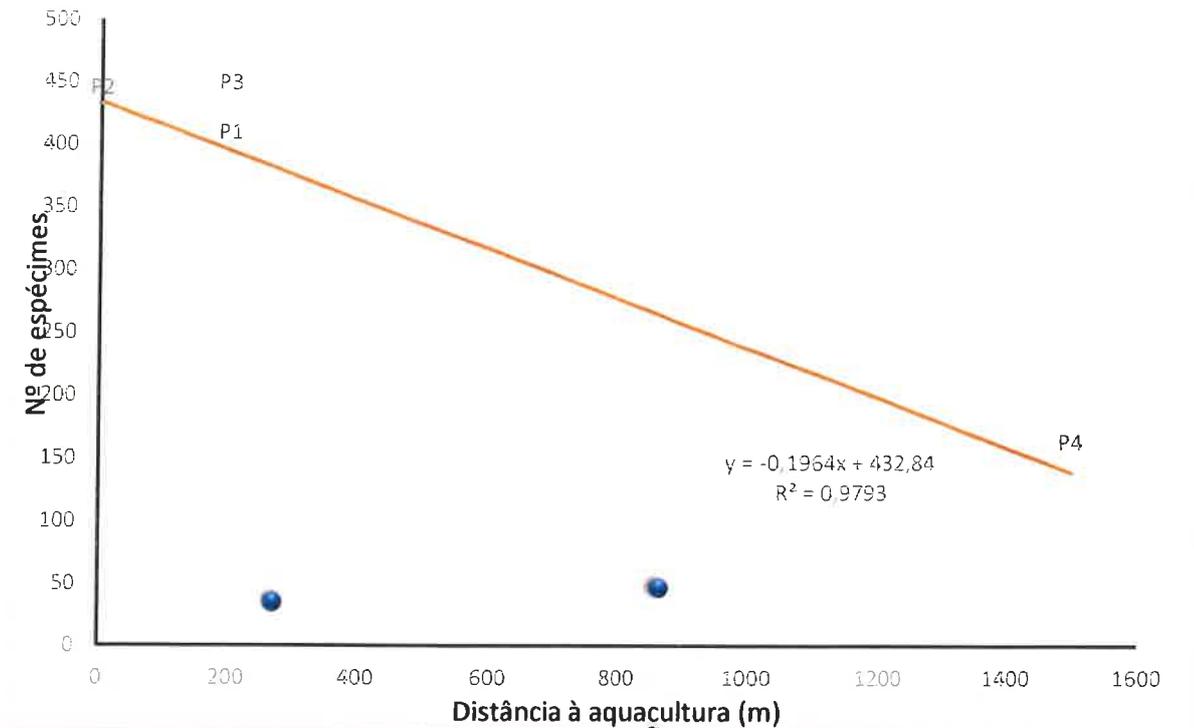


Fig.14 – Relação entre o número de espécimes vivos e a distância à aquacultura (P1 situado a 200 m a Oeste das jaulas; P2 situado nas imediações, a Norte das jaulas; P3 localizado a 200 m, a Norte das jaulas; P4 localizado a 1500m, a Este das jaulas).

3.2.6. Densidade de espécies vivas por estação

Numa tentativa de encontrar um *taxon*, representado de forma estatisticamente significativa nas nossas amostras, que possa ser considerado como um bioindicador das condições ambientais, procuramos averiguar se existiam diferenças quantitativas para as diferentes espécies vivas (num total 29), presentes nas zonas de *estudo* (P1, P2 e P3) e de *controlo* (P4).

Foi encontrado na nossa área de estudo, 2 espécies de algas *Chlorophyta*, nomeadamente, uma da espécie *Caulerpa prolifera* e outra não identificada. No que concerne aos anelídeos, registamos a presença de exemplares dos géneros *Capitella*, *Nephtys*, *Nereis* e da espécie *Ditrupa arietina*. Adicionalmente observamos a presença de espécimes incluídos nos géneros *Processa*, *Hippolyte* e outra não identificada, pertencentes à classe Crustacea. Em termos de quantidade e diversidade o grupo dos moluscos é o mais bem representado na nossa amostra com um total de 20 espécies, incluindo as espécies mais abundantes, nomeadamente, os bivalves *Thyasira obsoleta* (com um total de 133 espécimes), *Ervilea castanea* (com um total de 958 espécimes) e *Gouldia minima* (com um total de 16 espécimes).

Uma análise preliminar da tabela subsequente, permite observar que os valores numéricos para uma grande parte dos exemplares das diferentes espécies amostradas são muito baixos, traduzindo-se em diferenças estatisticamente não significativas, ao procurarmos estabelecer analogias quantitativas para as diferentes espécies, presentes nas *zonas de estudo* (P1, P2 e P3) e de *controlo* (P4). Efetivamente e conforme a nota explanatória, apresentada na secção 2.4.1. do **Material e Métodos**, a aplicação fidedigna do teste do qui-quadrado, obriga ao respeito de determinados pré-requisitos, nomeadamente para estudos que impliquem uma análise de mais de 2 amostras, a dimensão da amostra utilizada deverá ser representativa da população em análise, com um número total

de elementos igual ou superior 10. Neste caso, ao não apresentarem uma distribuição uniforme (discrepâncias nas frequências parciais esperadas, resultando que $\bar{f}_i \neq n/k$) e com dados numéricos para a *Zona de estudo* muito baixos, traduz-se em valores do qui-quadrado pouco robustos. Em concordância Zar (1984), refere, que quando as frequências esperadas são demasiado baixas, o cálculo do valor do χ^2 , será tendencioso.

Tendo em conta estas recomendações, na aplicabilidade do teste do qui-quadrado, citadas por Zar (1984), optamos por não rejeitar a nossa H0 – Não existem diferenças significativas em termos das densidades, entre a zona de estudo (P1, P2 e P3) e a zona de controlo (P2), para as diferentes espécies representadas a azul nas subseqüentes tabelas (Fig.15A, 15B e 15C).

A análise das tabelas seguintes, permitiu inferir que as espécies vivas mais representativas nas nossas amostras (em termos de densidade absoluta, com valores superiores a 10, assinalados a verde), foram *Ditrupa arietina* (incluído na classe *Annelida*), *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea* (incluídos na classe *Mollusca*).

No que concerne às espécies dominantes previamente mencionadas, o anelídeo poliqueta *Ditrupa arietina*, da Família *Serpulidae*, de acordo com a pesquisa bibliográfica (Labruno et al., 2006, Morton & Salvador, 2009), foi considerada uma espécie filtradora, que se alimenta de partículas em suspensão, com tolerância às alterações ambientais, tais como variações na quantidade de matéria orgânica em suspensão (de acordo com a aplicação do Índice BENTIX, foi incluída no grupo das espécies tolerantes).

No que se refere aos moluscos bivalves, a espécie *Thyasira obsoleta*, da Família *Thyasiridae* e *Ervilea castanea*, da Família *Semelidae* de acordo com Borja et al (2000) e Martins et al (2021), foram analogamente consideradas tolerantes às alterações ambientais e cuja abundância aumenta com a maior disponibilidade de matéria orgânica em deposição na superfície dos sedimentos (de acordo com a aplicação do Índice BENTIX, foi incluída no grupo das espécies tolerantes).

Nota: A distribuição das espécies de acordo com os grupos ecológicos (GS – grupo ecológico sensível às alterações ambientais e GT – grupo ecológico tolerante às alterações ambientais), foi realizada primariamente, de acordo a base de dados *online* para o cálculo do Índice BENTIX e em concordância com a bibliografia, em particular, Borja et al (2000), Kalkan et al (2007), Labruno et al (2006), Martins et al (2021), Morton (2015) e Morton & Salvador (2009). Não foi atribuído grupo ecológico (não sendo passíveis de análise), para as espécies de *Chlorophyta*, uma vez que estão suscetíveis a flutuações resultantes de alterações sazonais e para os seres vivos não identificados ao nível do grupo taxonómico inferior (género e espécie).

Fig.15A – Tabela resumo relativa ao número de espécimes vivos, para as diferentes espécies encontradas na *Zona de estudo P1* (situada a 200 m a Oeste das jaulas) e *Zona de controlo P4* (localizada a Este das jaulas), em que: GE – Grupos ecológico; GS - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico sensível às alterações ambientais; GT - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico tolerante às alterações ambientais; NA – Grupo ecológico não atribuído; S1 – réplica 1; S2 – réplica 2; S3 – réplica 3; TL – Total de linha; TC – Total de coluna; χ^2 – teste do qui-quadrado (valor crítico do $\chi^2 = 5,991$; g.l = 2; p = 0,05).

Nº	Espécie	GE	Zona de estudo P1 (200 m a O das jaulas)				Zona de controlo P4 (E das jaulas)				χ^2
			Nº Vivos			TL	Nº Vivos			TL	
			S1	S2	S3		S1	S2	S3		
Nº	Chlorophyta										
1	<i>Caulerpa prolifera</i>	NA	0	2	2	4	0	0	0	0	0
2	Espécie 1 (não identif.)	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nº	Annelida										
1	<i>Capitella</i> sp.	GT	0	1	0	1	0	0	0	0	0
2	<i>Ditrupa arietina</i>	GT	4	2	9	15	14	3	35	52	0,986
3	<i>Nephtys</i> sp.	GT	3	5	1	9	0	0	3	3	7,996
4	<i>Nereis</i> sp.	GT	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Nº	Crustacea										
1	<i>Processa</i> sp.	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
2	<i>Hippolyte</i> sp.	GS	0	0	0	0	1	0	0	1	0
3	Espécie 2 (não identif.)	NA	0	0	2	2	0	0	0	0	0
Nº	Mollusca										
1	<i>Notocochlis dillwynii</i>	GT	1	0	0	1	0	0	0	0	0
2	<i>Rissoella contrerasi</i>	GS	1	0	0	1	0	0	0	0	0
3	<i>Cyclichnina umbilicata</i>	GS	0	2	0	2	0	1	0	1	0
4	<i>Atys macandrewi</i>	GS	0	2	2	4	0	0	0	0	0
5	<i>Hyalopecten similis</i>	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
6	<i>Myrtea spinifera</i>	GT	0	0	0	0	1	3	1	5	0
7	<i>Thyasira obsoleta</i>	GT	13	35	14	62	11	10	8	29	4,286
8	<i>Diplodonta rotundata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	2	2	0
9	<i>Diplodonta trigona</i>	GS	1	0	1	2	0	0	0	0	0
10	<i>Neolepton guache</i>	GS	1	0	0	1	0	0	0	0	0
11	<i>Cardita calyculata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	1	1	0
12	<i>Acanthocardia tuberculata</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
13	<i>Tellina donacina</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	<i>Tellina incarnata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	<i>Ervilea castanea</i>	GT	76	125	68	269	17	14	3	34	8,320
16	<i>Solecortus scopulus</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
17	<i>Azorinus chamasolen</i>	GS	1	0	0	1	0	0	0	0	0
18	<i>Gouldia minima</i>	GS	0	5	0	5	4	1	1	6	7,636
19	<i>Thracia papyracea</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	<i>Cardiomya costellata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total de vivos (TC)			101	180	101	382	48	34	54	136	

Fig.15B – Tabela resumo relativa ao número de espécimes vivos, para as diferentes espécies encontradas na *zona de estudo P1* (situada a 200 m a Oeste das jaulas) e *Zona de controlo P4* (localizada a Este das jaulas), em que: GE – Grupos ecológico; GS - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico sensível às alterações ambientais; GT - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico tolerante às alterações ambientais; NA – Grupo ecológico não atribuído; S1 – réplica 1; S2 – réplica 2; S3 – réplica 3; TL – Total de linha; TC – Total de coluna; χ^2 – teste do qui-quadrado (valor crítico do $\chi^2 = 5,991$; g.l = 2; p = 0,05).

Nº	Espécie	GE (IB)	Zona de estudo P2 (imediações das jaulas, a N)				Zona de controlo P4 (E das jaulas)				χ^2
			Nº Vivos			TL	Nº Vivos			TL	
			S1	S2	S3		S1	S2	S3		
Nº Chlorophyta											
1	<i>Caulerpa prolifera</i>	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Espécie 1 (não identif.)	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nº Annelida											
1	<i>Capitella</i> sp.	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	<i>Ditrupa arietina</i>	GT	11	17	32	60	14	3	35	52	9,770
3	<i>Nephtys</i> sp.	GT	1	0	5	6	0	0	3	3	0,557
4	<i>Nereis</i> sp.	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nº Crustacea											
1	<i>Processa</i> sp.	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
2	<i>Hippolyte</i> sp.	GS	0	0	0	0	1	0	0	1	0
3	Espécie 2 (não identif.)	NA	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Nº Mollusca											
1	<i>Notocochlis dillwynii</i>	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	<i>Rissoella contrerasi</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	<i>Cyclchnina umbilicata</i>	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
4	<i>Atya macandrewi</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	<i>Hyalopecten similis</i>	GS	0	0	6	6	0	1	0	1	7,038
6	<i>Myrtea spinifera</i>	GT	0	0	0	0	1	3	1	5	0
7	<i>Thyasira obsoleta</i>	GT	0	0	8	8	11	10	8	29	13,394
8	<i>Diplodonta rotundata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	2	2	0
9	<i>Diplodonta trigona</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
10	<i>Neolepton guache</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
11	<i>Cardita calyculata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	1	1	0
12	<i>Acanthocardia tuberculata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	<i>Tellina donacina</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
14	<i>Tellina incarnata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	<i>Ervilea castanea</i>	GT	71	99	159	329	17	14	3	34	22,257
16	<i>Solecurtus scopulus</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17	<i>Azorinus chamasolen</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	<i>Gouldia minima</i>	GS	1	1	3	5	4	1	1	6	2,727
19	<i>Thracia papyracea</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	<i>Cardiomya costellata</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Total de vivos (TC)			85	117	216	418	48	34	54	136	

Fig.15C – Tabela resumo relativa ao número de espécimes vivos, para as diferentes espécies encontradas na *Zona de estudo P1* (situada a 200 m a Oeste das jaulas) e *Zona de controlo P4* (localizada a Este das jaulas), em que: GE – Grupos ecológico; GS - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico sensível às alterações ambientais; GT - *Taxon* pertencente a um grupo ecológico tolerante às alterações ambientais; NA – Grupo ecológico não atribuído; S1 – réplica 1; S2 – réplica 2; S3 – réplica 3; TL – Total de linha; TC – Total de coluna; χ^2 – teste do qui-quadrado (valor crítico do $\chi^2 = 5,991$; g.l = 2; p = 0,05).

Espécie	GE (IB)	Zona de estudo P3 (200 m a N das jaulas)				Zona de controlo P4 (E das jaulas)				χ^2
		Nº Vivos			TL	Nº Vivos			TL	
		S1	S2	S3		S1	S2	S3		
Nº Chlorophyta										
1 <i>Caulerpa prolifera</i>	NA	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 Espécie 1 (não identif.)	NA	0	4	1	5	0	0	0	0	0
Nº Annelida										
1 <i>Capitella</i> sp.	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 <i>Ditrupa arietina</i>	GT	4	16	13	33	14	3	35	52	21,352
3 <i>Nephtys</i> sp.	GT	0	0	2	2	0	0	3	3	0
4 <i>Nereis</i> sp.	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nº Crustacea										
1 <i>Processa</i> sp.	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
2 <i>Hippolyte</i> sp.	GS	0	0	0	0	1	0	0	1	0
3 Espécie 2 (não identif.)	NA	4	3	4	11	0	0	0	0	0
Nº Mollusca										
1 <i>Notocochlis dillwynii</i>	GT	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2 <i>Rissoella contrerasi</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3 <i>Cylichnina umbilicata</i>	GS	0	0	1	1	0	1	0	1	0
4 <i>Atys macandrewi</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5 <i>Hyalopecten similis</i>	GS	0	0	0	0	0	1	0	1	0
6 <i>Myrtea spinifera</i>	GT	0	0	0	0	1	3	1	5	0
7 <i>Thyasira obsoleta</i>	GT	0	0	34	34	11	10	8	29	36,928
8 <i>Diplodonta rotundata</i>	GS	0	1	1	2	0	0	2	2	1,332
9 <i>Diplodonta trigona</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10 <i>Neolepton guache</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11 <i>Cardita calyculata</i>	GS	0	1	0	1	0	0	1	1	0
12 <i>Acanthocardia tuberculata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13 <i>Tellina donacina</i>	GS	0	1	1	2	0	0	0	0	0
14 <i>Tellina incarnata</i>	GS	0	0	1	1	0	0	0	0	0
15 <i>Ervilea castanea</i>	GT	101	103	122	326	17	14	3	34	11,518
16 <i>Solecurtus scopulus</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17 <i>Azorinus chamasolen</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18 <i>Gouldia minima</i>	GS	0	0	0	0	4	1	1	6	0
19 <i>Thracia papyracea</i>	GS	4	0	0	4	0	0	0	0	0
20 <i>Cardiomya costellata</i>	GS	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total de vivos (TC)		113	129	180	422	48	34	54	136	

3.2.7. Densidade das espécies dominantes por estação

Visto as amostras recolhidas apresentarem volumes distintos e de forma a ser possível a analogia em termos da densidade de indivíduos para as diferentes espécies, convertemos os valores absolutos apresentados na tabela anterior para valores relativos, expressos nos gráficos subsequentes em número de espécimes vivos/dm³. Subsequentemente selecionamos os taxa mais representativos na nossa amostra (com valores absolutos superiores a 10), nomeadamente, *Ditrupa arietina* (da Classe Annelida), *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea* (da Classe Mollusca) e analisamos se existiam diferenças estatisticamente significativas entre as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

No que se refere aos anelídeos, da espécie *Ditrupa arietina* (com densidades variáveis entre 2 - 40 espécimes/dm³), conforme representado no gráfico seguinte, não se verificou diferenças significativas em termos da densidade de espécimes de vivos entre a zona de estudo (P1) e a zona de controlo (P4) ($\chi^2_{P1/P4} = 0,641$; χ^2 com valor crítico de = 5,991; g.l = 2; p = 0,05). As diferenças ocorreram entre as zonas de estudo (P2 e P3) e a zona de controlo (P4), apresentando em termos gerais, a zona P2, maior densidade, ao contrário da zona P3, com menor densidade ($\chi^2_{P2/P4} = 9,341$; $\chi^2_{P3/P4} = 14,822$; χ^2 com valor crítico de = 5,991; g.l = 2; p = 0,05).

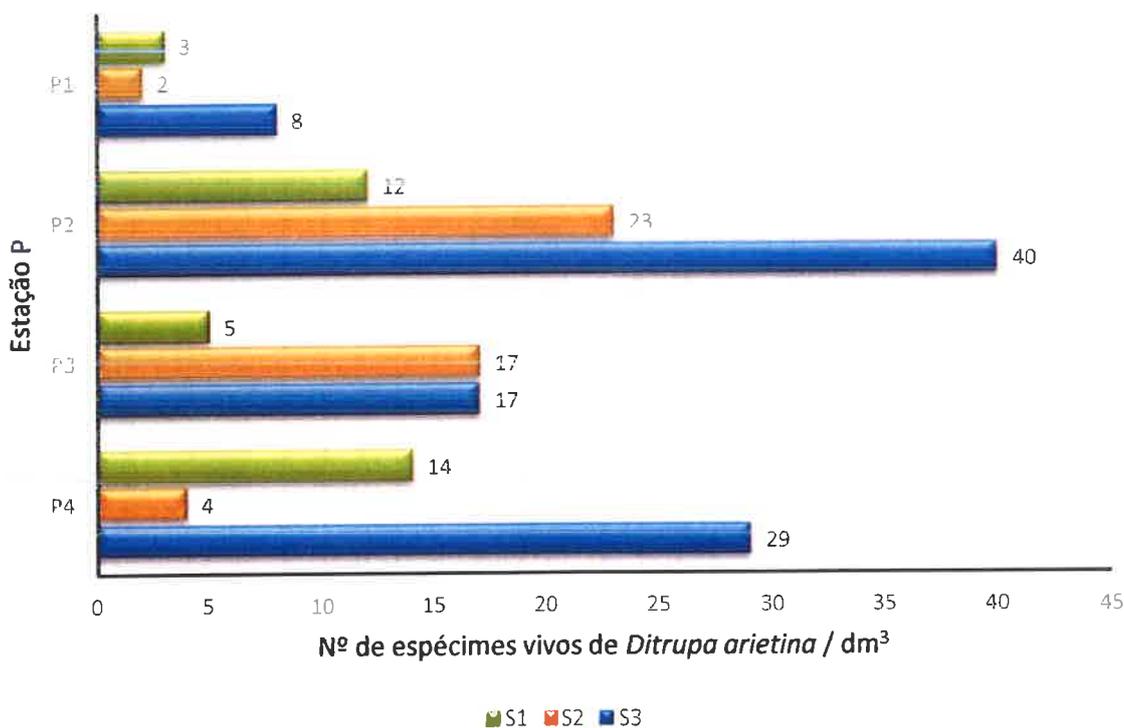


Fig.16A – Densidade de espécimes vivos (nº de espécimes vivos/dm³), para a espécie *Ditrupa arietina* (da Classe Annelida), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

Em relação aos moluscos, apesar de bem representados nas amostras em termos de diversidade (20 espécies, conforme a tabela anterior), em termos de densidade, apenas 2 espécies estavam presentes em quantidades significativas (mais que 10 exemplares por amostra), nomeadamente, os bivalves *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea*.

No que se refere ao molusco bivalve, da espécie *Thyasira obsoleta*, uma análise, preliminar, por observação direta dos valores apresentados no gráfico subsequente verifica-se que em termos da densidade, temos variações muito acentuadas da ordem dos 0 – 45 espécimes vivos/dm³, para as diferentes amostras S (S1, S2 e S3). Inclusivamente é bem patente, que para 1/3 das amostras (P2S1, P2S2, P3S1 e P3S2), não se registaram a presença de espécimes vivos de *Thyasira obsoleta*.

Uma analogia em termos quantitativos, não nos permitiu inferir diferenças estatisticamente significativas entre a zona de estudo (P1) e a zona de controlo (P4) ($\chi^2_{P1/P4} = 3,825$; χ^2 com valor crítico de = 5,991; g.l = 2; p = 0,05). Por outro lado, para as zonas de estudo P2 e P3, com ausência de espécimes vivos em algumas réplicas, conforme supramencionado, uma aplicação do teste do qui-quadrado, permitiu confirmar a existência diferenças significativas em comparação com a zona de controlo (P4) ($\chi^2_{P2/P4} = 18,037$; $\chi^2_{P3/P4} = 49,758$; χ^2 com valor crítico de = 5,991; g.l = 2; p = 0,05).

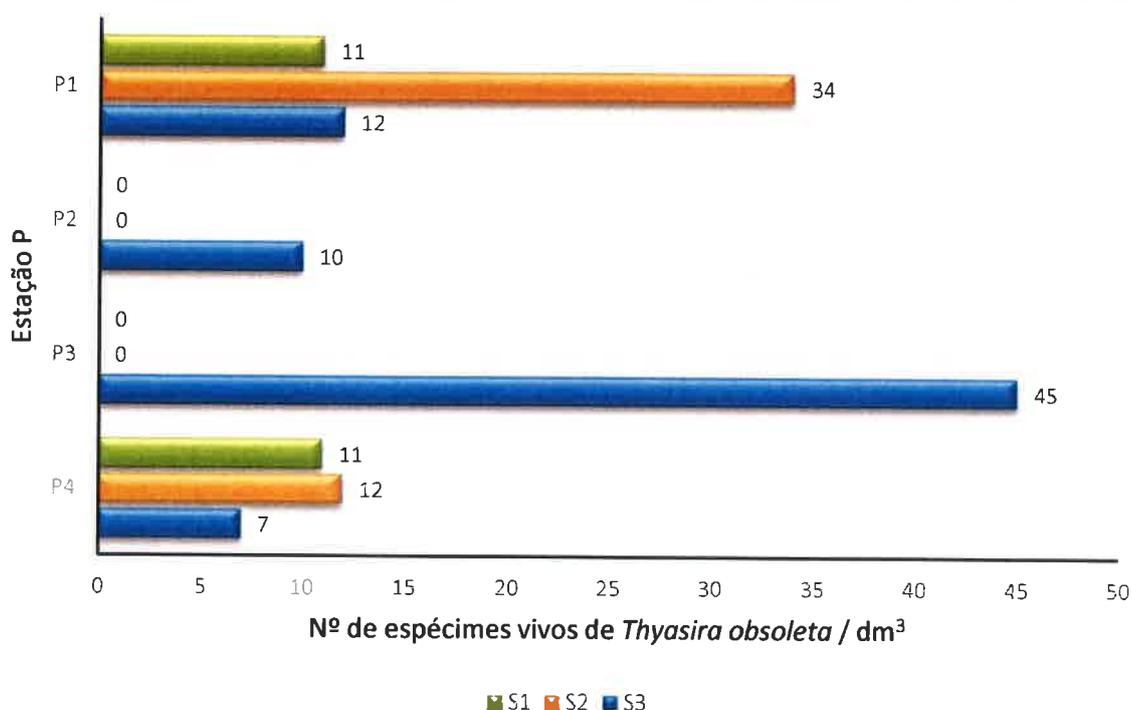


Fig.16B – Densidade de espécimes vivos (nº de espécimes vivos/dm³), para a espécie *Thyasira obsoleta* (da Classe Mollusca), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

No que concerne à espécie de bivalve *Ervilea castanea*, denota-se pela análise do gráfico subsequente menores quantidades na zona de controlo, com as densidades a variarem entre 59 - 200 espécimes/dm³, nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e entre 3 - 17 espécimes/dm³, na zona de controlo (P4).

As diferenças entre as zonas de Estudo (P1, P2 e P3) e a zona de controlo (P4), patentes através do gráfico que relaciona as densidades (número de espécimes/dm³), da espécie *Ervilea castanea*, são estatisticamente significativas ($\chi^2_{P1/P4} = 7,387$; $\chi^2_{P2/P4} = 24,315$; $\chi^2_{P3/P4} = 15,589$; χ^2 com valor crítico de = 5,991; g.l = 2; p = 0,05).

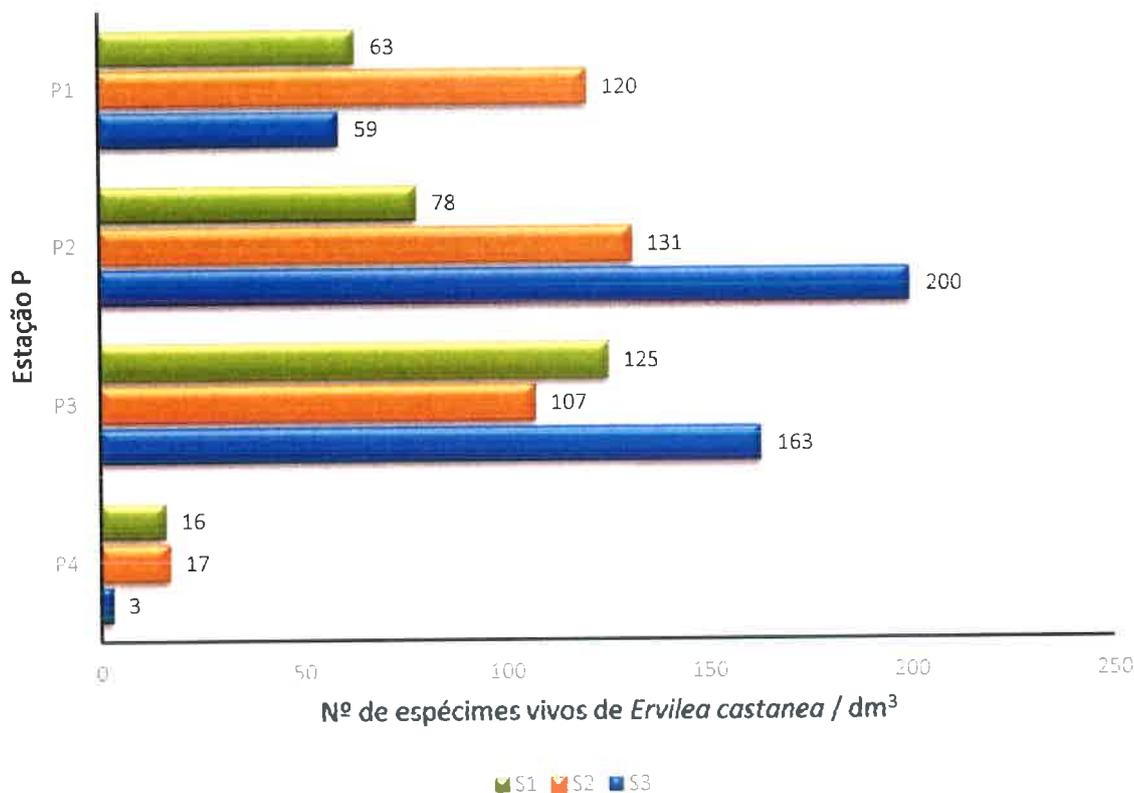


Fig.16C – Densidade de espécimes vivos (n° de espécimes vivos/ dm^3), para a espécie *Ervilea castanea* (da Classe Mollusca), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

3.2.8. Abundância das espécies dominantes por estação

Utilizando os *taxa* mais representativos na nossa amostra (com valores absolutos superiores a 10), nomeadamente, *Ditrupa arietina* (da Classe Annelida), *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea* (da Classe Mollusca), analisamos as abundâncias relativas para as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4). A aplicação do cálculo da abundância relativa, permite inferir sobre a preponderância de determinada espécie em termos de número de espécimes, em relação ao computo total da amostra em questão.

No caso da espécie de anelídeo *Ditrupa arietina*, é evidente pelo gráfico subsequente (**Fig.17A**), que nas estações P1, P2 e P3, da zona de estudo, com quantidades de seres vivos mais elevadas (382 - 422 espécimes), trata-se de uma espécie pouco abundante, representando apenas a 1 – 15% do total de espécimes vivos presentes nas amostras. No caso da zona de controlo, com quantidades de seres vivos mais reduzidas (com 136 espécimes), *Ditrupa arietina* constitui uma espécie mais abundante, correspondendo a 9 – 65% do total de espécimes vivos presentes nas amostras.

No que concerne à espécie dominante *Thyasira obsoleta*, é de salientar a sua ausência, na maioria das réplicas realizadas, nas estações das zonas de estudo P2 e P3, nomeadamente, nas réplicas P2S1, P2S2, P3S1 e P3S2. Nas zonas P1 e P4 (controlo), apresentam abundâncias mais consistentes, representando 13 – 29% do total de espécimes vivos presentes nas amostras (ver **Fig.17B**).

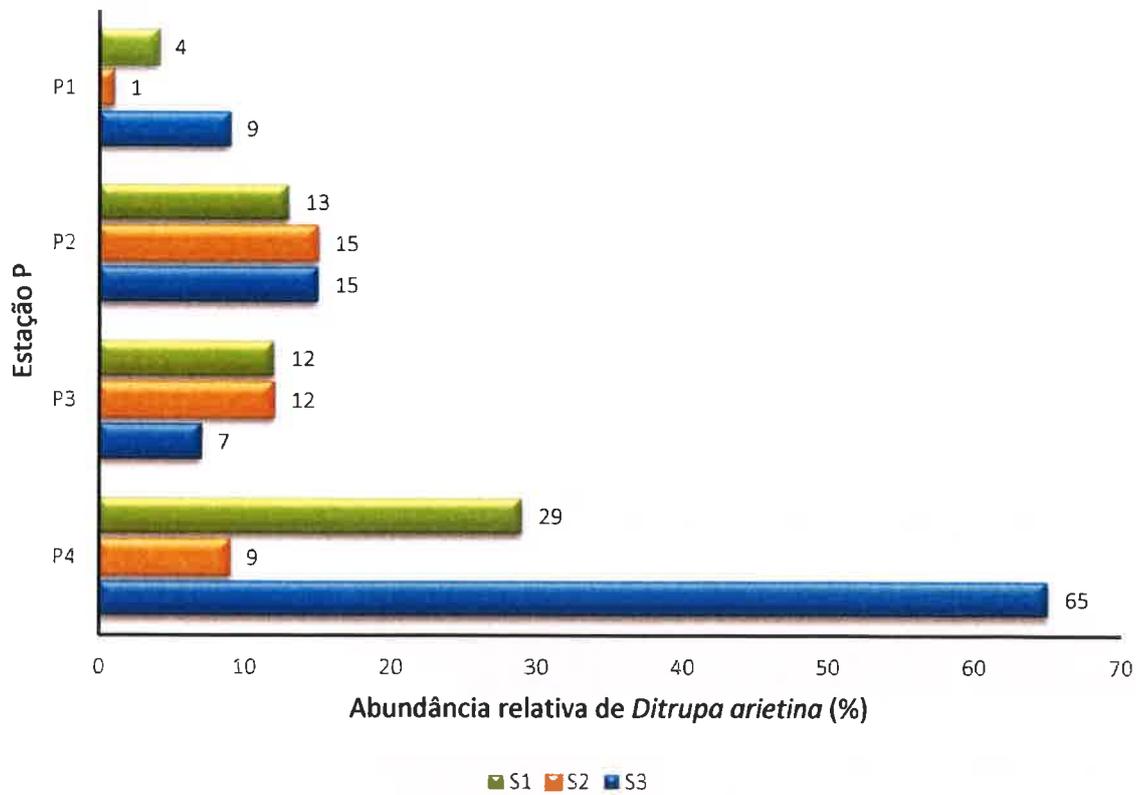


Fig.17A – Abundância relativa (n° de exemplares da espécie X/ n° total de exemplares x 100), para a espécie dominante *Ditrupa arietina* (da Classe Annelida), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

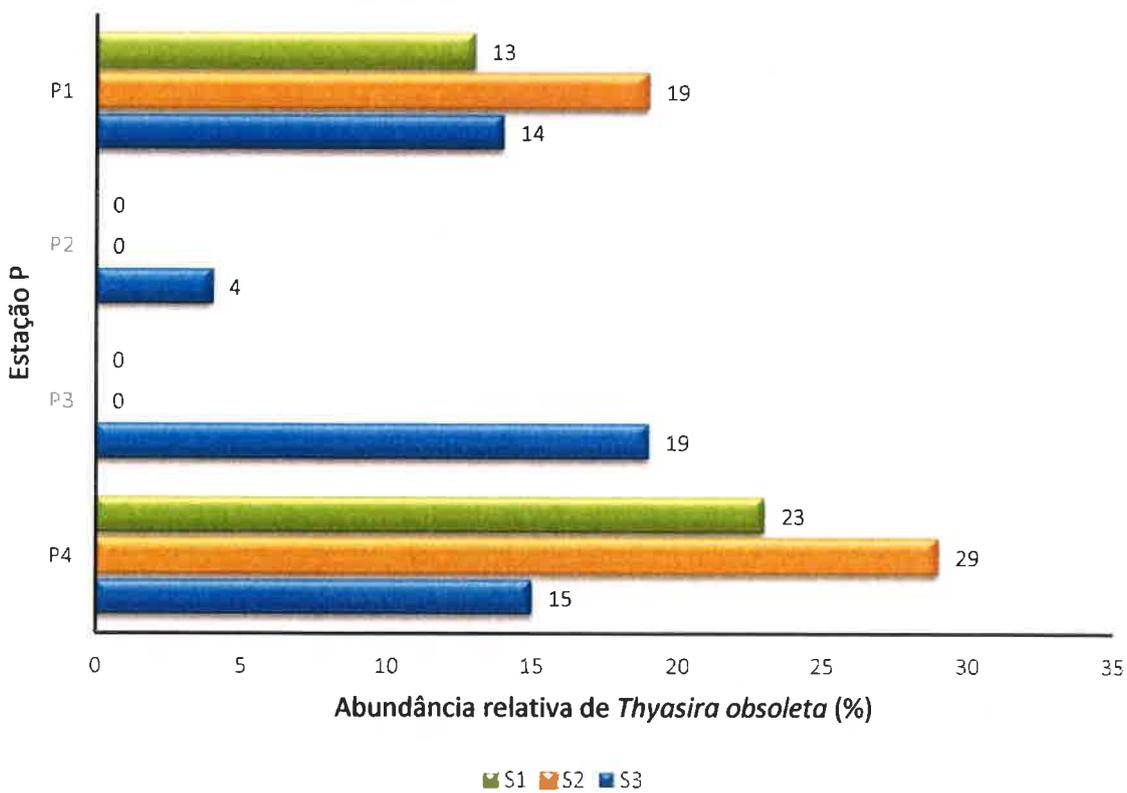


Fig.17B – Abundância relativa (n° de exemplares da espécie X/ n° total de exemplares x 100), para a espécie dominante *Thyasira obsoleta* (da Classe Mollusca), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

Em relação ao molusco bivalve *Ervilea castanea*, verificamos pela análise do gráfico subsequente (Fig.17C), que constitui o molusco mais abundante nas amostras da zona de estudo P1, P2 e P3 (estações com quantidades de seres vivos mais elevadas, da ordem dos 382 - 422 espécimes). Efetivamente, os exemplares desta espécie representavam 67 – 89%, do total de espécimes vivos presentes nestas amostras.

Em relação à zona de controlo P4 (estação com menor quantidade de seres vivos, 136 espécimes), esta espécie era menos abundante, representavam 6 – 41%, do total de espécimes vivos presentes nas amostras.

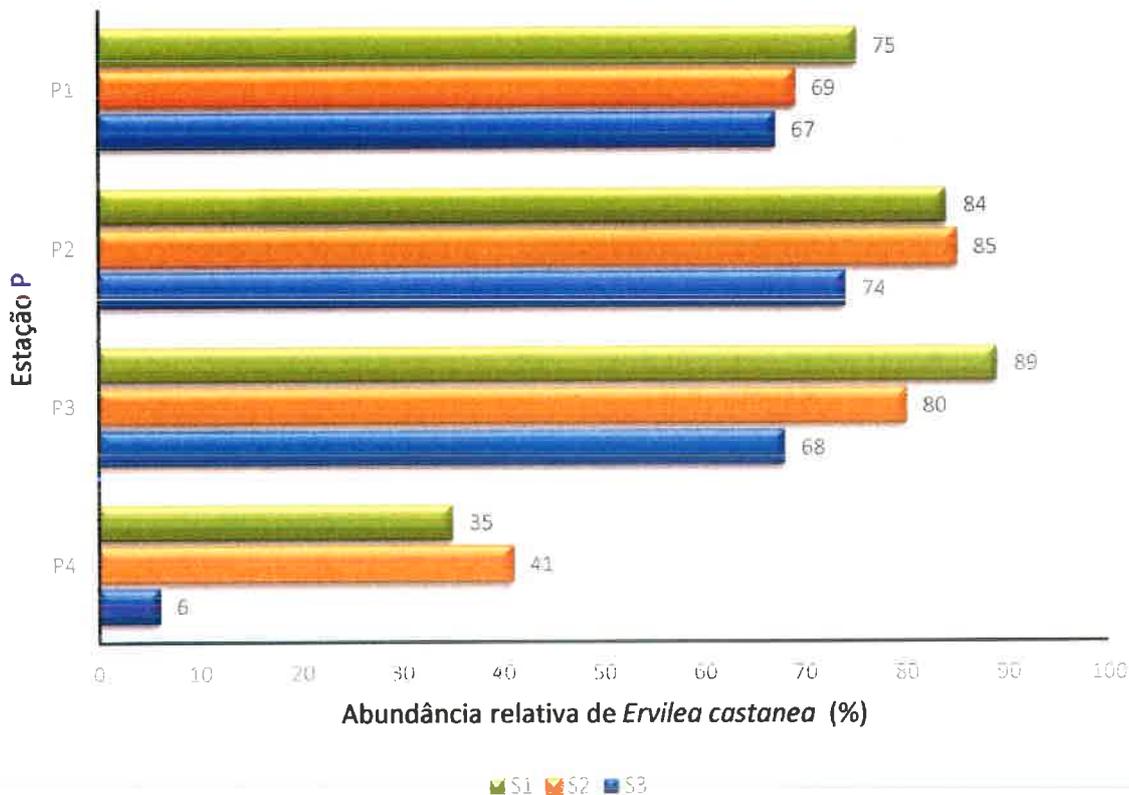


Fig.17C – Abundância relativa (nº de exemplares da espécie X/nº total de exemplares x 100), para a espécie dominante *Ervilea castanea* (da Classe Mollusca), nas zonas de estudo (P1, P2 e P3) e de controlo (P4).

3.2.9. Relação entre a diversidade biológica e a distância à aquacultura

Uma análise da biodiversidade (e sublinhando de antemão que esta análise é baseada em 4 estações de amostragem, cada uma com 3 réplicas), em termos de número de diferentes espécies, presentes na zona de estudo e de controlo, permite inferir que esta permanece relativamente constante, para as zonas de estudo P2 (10 espécies), P3 (12 espécies) e P4 (12 espécies), apesar do aumento da distância em relação à aquacultura. A exceção ocorre na zona de estudo P1 (situada a Oeste da Piscicultura AQUABAÍA, em sentido oposto ao maioritário da corrente, a uma distância de 200m das jaulas) com uma diversidade mais elevada, nomeadamente, 18 espécies.

Esta diminuição da biodiversidade na zona de controlo P4, em relação à zona de estudo P1, traduz-se num declive da reta negativo, no entanto, como os valores do R^2 são muito baixos (da ordem dos 0,96%), não podemos considerar que esta diminuição seja estatisticamente significativa (ver Fig.18).

A relação entre as duas variáveis, número espécies (diversidade biológica) e a distância à aquacultura (em m), pode ser expressa através da subseqüente equação linear:

$$DB = 13,234 - 0,0005 \times DA \quad (R^2 = 0,0096)$$

em que: DB – Diversidade biológica (número de espécies diferentes); DA – Distância à aquacultura (em m).

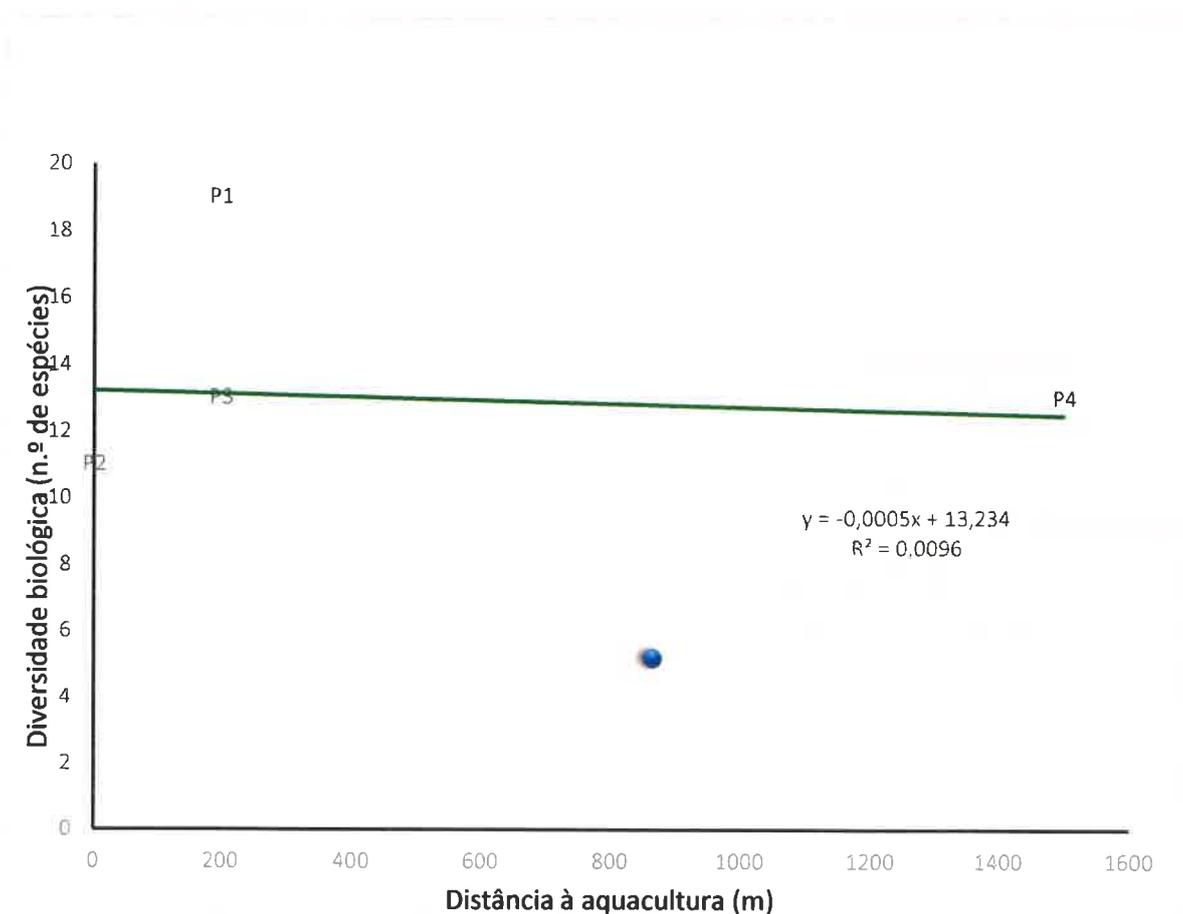


Fig.18 – Relação entre a diversidade biológica (número de espécies) e a distância à aquacultura (P1 situado a 200 m a Oeste das jaulas; P2 situado nas imediações, a Norte das jaulas; P3 localizado a 200 m a Norte das jaulas; P4 localizado a 1,5Km, a Este das jaulas).

3.3. Biodiversidade ecológica

3.3.1. Índice de Margalef (I_{MG})

Os valores do Índice de Margalef (I_{MG}), são mais elevados para a zona de estudo P1 (situada a Oeste da Piscicultura AQUABAÍA, em sentido oposto ao maioritário da corrente, a uma distância de 200m das jaulas) e de controlo P4, apresentando estas áreas a quantidade mais elevada de espécies, nomeadamente, 18 e 12 espécies, respetivamente. A relação entre o número de espécies e a densidade de espécimes, presentes nas diferentes

estações, permitiu deduzir valores do Índice de Margalef (IMG), que variaram entre 1,3 – 2, correspondendo a uma **diversidade baixa ou média** (assinalado no gráfico a laranja e amarelo, respetivamente).

Os valores mais baixos para o Índice de Margalef (I_{MG}), estão registados nas diferentes estações situadas Norte da aquacultura, nas zonas de estudo P2 e P3 (localizadas nas imediações, ou 200m afastadas das jaulas), correspondendo às áreas com menor biodiversidade, com 10 e 12 espécies, respetivamente. A relação entre o número de espécies e a densidade de espécimes, presentes nas diferentes estações, permitiu inferir valores do Índice de Margalef (IMG), que variaram entre 0,4 – 1,7, correspondendo a uma **diversidade muito baixa ou baixa** (assinalado no gráfico a vermelho e laranja, respetivamente).

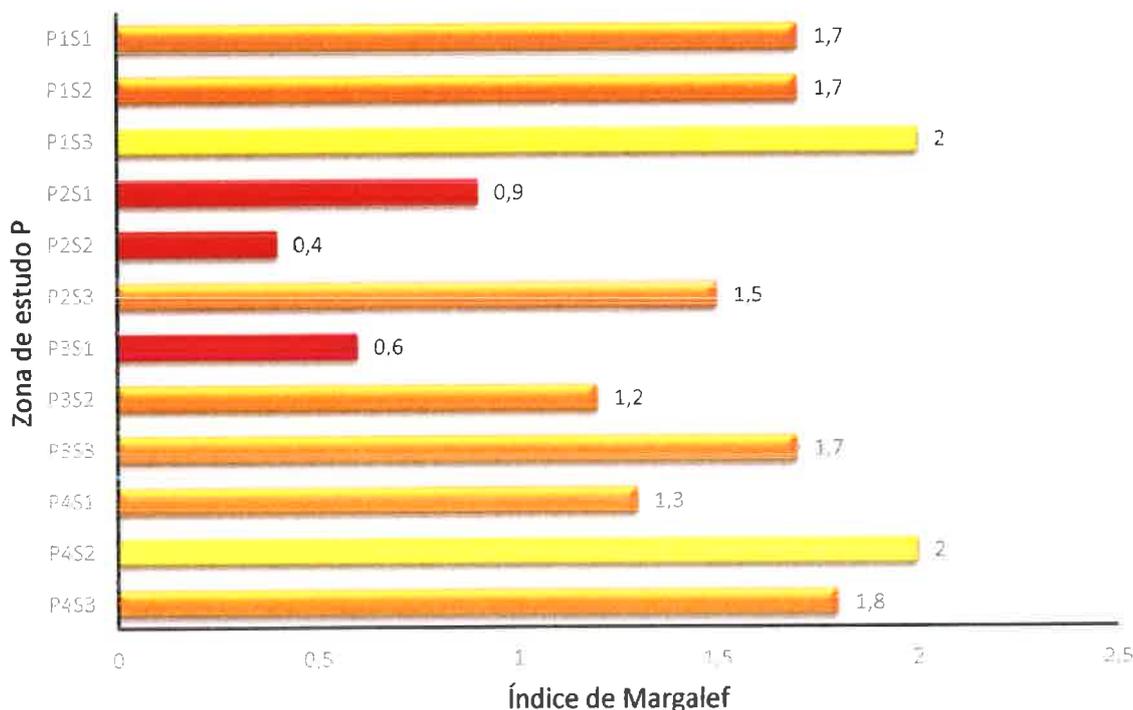


Fig.19 – Valores do Índice de Margalef, para as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e controlo (P4).

3.3.2. Índice de Shannon-Weiner (H')

O Índice de diversidade de Shannon-Weiner (H'), produz um padrão semelhante ao Índice de Margalef (IMG), no entanto, indicando valores mais baixos para a diversidade biológica. Conforme, já mencionado por Zar (1984), este índice tende a subestimar os valores da diversidade para amostras de reduzidas dimensões. Análogo ao Índice de Margalef, para as zonas de estudo P1 e de controlo P4, registamos os valores mais elevados. O somatório das proporções parciais para as espécies presentes nas diferentes estações, permitiu deduzir valores do Índice de diversidade de Shannon-Weiner (H'), que variaram na ordem dos 0,9 – 1,6, correspondendo a uma **diversidade muito baixa ou baixa** (assinalado no gráfico a vermelho e laranja, respetivamente).

Os valores mais baixos para o Índice de diversidade de Shannon-Weiner (H'), estão registados nas diferentes estações situadas Norte da aquacultura, nas zonas de estudo P2 e P3. O somatório das proporções parciais para as espécies presentes nas diferentes estações, permitiu extrapolar valores do índice de diversidade que variaram na ordem dos 0,5 – 1, referindo-se a uma **diversidade muito baixa ou baixa**.

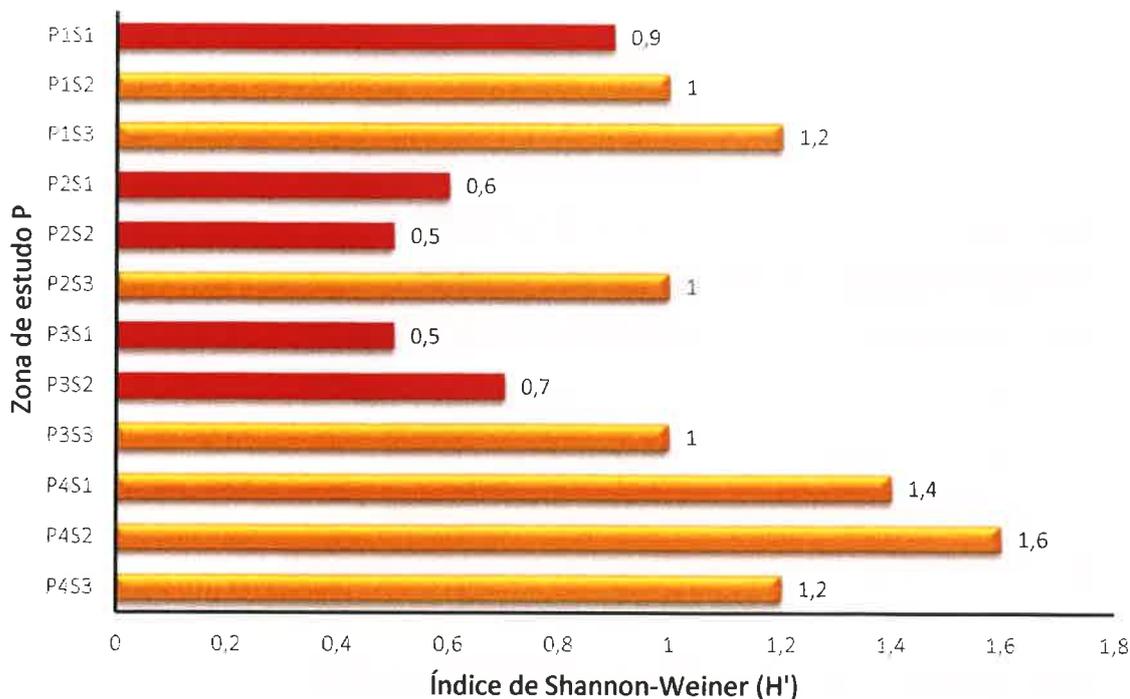


Fig.20 – Valores do Índice de Shannon-Weiner (H'), para as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e controlo (P4).

3.3.3. Índice BENTIX

O **Índice BENTIX** relaciona a contribuição relativa dos *taxa* tolerantes (GT) e sensíveis (GS) às alterações das condições ambientais e ponderando-os de acordo com a razão da sua ocorrência na fauna bentónica, permite estimar a qualidade ecológica do ambiente (EcoQ) marinho. Os valores mais elevados do índice em questão, correspondem a um ambiente com maior quantidade de espécies sensíveis à perturbação humano, correspondendo a uma condição ecológica (EcoQ) moderada, boa ou excelente (assinaladas no gráfico a amarelo, verde e azul, respetivamente). Por outro lado, os valores mais baixos referem-se a um ambiente poluído, com possível eutrofização e reduzida biodiversidade, correspondendo às áreas com uma condição ecológica (EcoQ) pobre ou degradada (assinaladas no gráfico a laranja e vermelho, respetivamente).

A análise do gráfico subsequente permite inferir que os valores do Índice BENTIX, mantiveram-se praticamente uniformes em todas as zonas de estudo P1, P2 e P3, observando-se um ligeiro aumento na zona de controlo P4. No que se refere às estações da **zona de estudo P1**, situada a Oeste da Piscicultura, em sentido oposto ao maioritário da corrente e **zona de estudo P2 e P3**, localizadas a Norte da piscicultura, obteve-se valores da ordem dos 2 – 2,2, correspondendo a uma **condição ecológica (EcoQ) designada por pobre**, assinalado no gráfico a laranja. A zona do **controlo P4**, situada a Este da piscicultura AQUABAÍA, apresentou valores da ordem dos 2,3 – 2,5, referindo-se a uma **condição ecológica (EcoQ) designada por pobre a moderada**, assinalado no gráfico a laranja e amarelo.

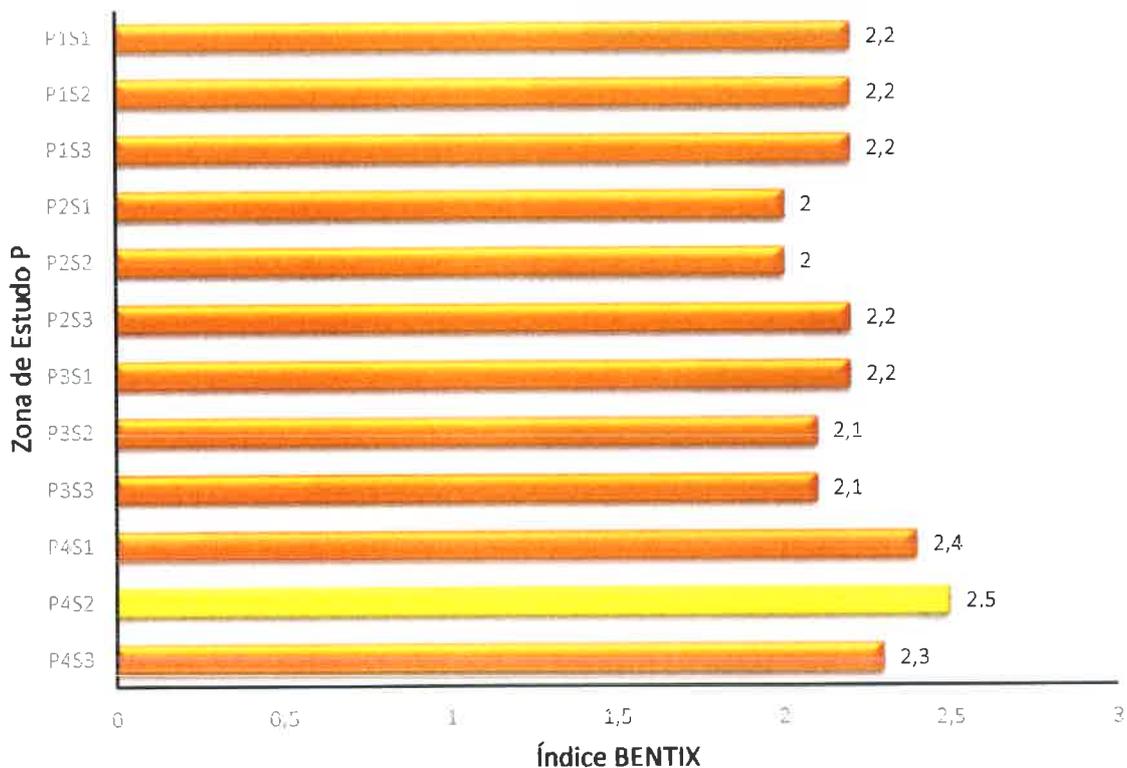


Fig.21 – Valores do Índice Benthix, para as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e controlo (P4).

Nota:

Não podemos deixar de referir, em tom de ressalva, que a nossa espécie dominante de anelídeo *Ditrupea arietina*, está classificada na base de dados online para o cálculo do Índice BENTIX, como constituindo uma espécie pertencente ao grupo ecológico tolerante (GT), ao contrário do referenciado para o Índice Biótico Marinho AZTI (ABMI), onde é designada por espécie pertencente ao grupo ecológico sensível (GS). Uma simulação da computação do Índice BENTIX, incluindo esta espécie num grupo ecológico sensível (GS) às alterações ambientais, conduziria a valores de EcoQ, distintos dos obtidos anteriormente, em particular para a nossa zona de controlo (com maior abundância de *Ditrupea arietina*, em detrimento de espécies tolerantes). A título de exemplo, resultaria em valores da ordem dos 2,3 – 2,8 para as estações P1, P2 e P3 da zona de estudo (EcoQ pobre a moderado) e 2,8 – 4,9 para a estação da zona de controlo (EcoQ moderado a excelente) (ver Anexo I).

4. Discussão

Ao analisarmos os fatores abióticos, associados ao habitat bentónico, podemos inferir que os sedimentos das áreas de estudo P1, P2 e P3 (a piscicultura AQUABAÍA – SOCIEDADE DE AQUACULTURA DAS ILHAS, LDA) e controlo P4, apresentavam uma granulometria e composição mineralógica semelhantes. Efetivamente, em termos de granulometria em *lato sensu* para todas as áreas de monitorização, dominavam os sedimentos com dimensões inferiores a 355µm. Efetivamente, estes sedimentos finos (ou areias finas), dominavam numa percentagem superior a 85%, para todas as áreas supramencionadas, com exceção da amostra S1 da estação P2 (localizada nas imediações das jaulas, a Norte, na direção do calhau), que em *stricto sensu* apresentou uma granulometria ligeiramente superior, correspondendo a areia fina-média. Em termos de composição mineralógica as amostras eram constituídas por sedimentos de origem basáltica, com reduzidas quantidades de carbonato de cálcio e silicatos. No que concerne à presença de lamas, verificou-se que as amostras da zona de estudo P1 (situada a Oeste da Piscicultura) e controlo P4, apresentavam maior quantidade, em comparação com as amostras das restantes estações.

Para um estudo da diversidade no ecossistema, de modo abrangente e fidedigno é necessário analisar um número mínimo de amostras, geralmente determinado com a estabilização da curva assintótica, de acordo com o gráfico que relaciona o número cumulativo de espécies e o número de amostras estudadas (Zar, 1984). Neste trabalho, procuramos aumentar o número de estações (zonas de estudo P1, P2 e P3), na zona da aquacultura e dessa forma incrementar o esforço amostral (9 pseudoréplicas), de forma a determinar com maior precisão o valor do número mínimo de amostras a implementar. No entanto, apesar do elevado esforço despendido no processo de triagem (foram analisados um total 12769 espécimes), a utilização da curva cumulativa de espécies, expressa através de uma equação logarítmica não permitiu prever, o número de amostras, em que deixamos de ter um aumento significativo da biodiversidade (valor da inclinação aproximadamente de 0). Estes dados apenas vêm confirmar as elações especificadas por Ugland et al (2003), que mesmo com a eventual implementação de um aumento do número de amostras recolhidas, não deverá ocorrer uma estabilização da curva cumulativa de espécies. Salientou que “ao contrário de alguns ecossistemas terrestre, a taxa de acumulação de novas espécies é elevada (devido à persistente adição de novas espécies nas amostras), devendo-se à heterogeneidade dos ecossistemas, caracterizados por uma elevada biodiversidade, dispersa por uma área extensa”. Freitas (2020), acrescenta que neste tipo de análise em que as nossas amostras são caracterizadas por uma elevada biodiversidade (em particular no caso dos moluscos, em que temos um sistema constituído por mais de 750 espécies) e densidades relativamente baixas para as diferentes espécies, é “fundamental uma atenção redobrada à metodologia de triagem, de forma a permanecer uniforme e o mais abrangente possível (sem menosprezar qualquer elemento fundamental da flora e fauna)”.

Quando passamos a considerar a quantificação da densidade de seres vivos (n° de espécimes vivos/dm³ de sedimento), verificou-se que existia sempre uma maior densidade de seres vivos, para as amostras recolhidas nas zonas de estudo P (84 – 272 espécimes /dm³), em detrimento da zona de controlo P4 (40 – 46 espécimes /dm³), subentendendo-se uma diminuição do número de espécimes, com o aumento da distância à aquacultura (quantificada através de uma equação linear, com $R^2 = 0,9793$). Quando nos debruçamos apenas sobre a zona de estudo, confirmamos que a estação P2, localizada a Norte da piscicultura, nas imediações das jaulas, apresentava maior densidade de espécimes vivos, ao contrário da estação P1, situada em sentido oposto ao maioritário da corrente, a Oeste da aquacultura (teste do qui-quadrado, com 95% de confiança). Eventualmente, correlacionado com o proferido no início desta discussão, quando aludimos aos fatores abióticos, nas áreas onde os fundos moveis marinhos apresentavam maior quantidade de lamas encontramos menor densidade de seres vivos.

Em termos de diversidade biológica, de um total de 29 espécies vivas encontradas no processo de amostragem, apenas 3 espécies pela sua abundância, ou seja, a sua quantidade em relação ao total de espécimes da amostra, foram consideradas representativas, sendo de importância elementar na análise das dinâmicas populacionais do ecossistema em questão, nomeadamente, *Ditrupea arietina* (incluído na classe Annelida), *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea* (incluídos na classe Mollusca). Freitas (2020), já havia referenciado estas espécies, como

elementos-chave, quais bioindicadores das condições ambientais, fundamentais na compreensão do equilíbrio ecológico em habitats sujeitos à influência da aquacultura.

No que concerne ao anelídeo *Ditrupa arietina*, em analogia com a zona do controlo (P4), verificamos que apresentou maiores densidades no lado Norte da aquacultura, ou seja, na Zona de estudo P2, situada junto das jaulas (com 12 – 40 espécimes/dm³), ao contrário da Zona P3, afastada 200m das jaulas, com menores densidades (com 5 – 17 espécimes/dm³) (estas diferenças foram estatisticamente significativas, num intervalo de confiança de 95%). Por outro lado, não detetamos diferenças significativas entre as áreas situadas no eixo Oeste – Este, ou seja, nas zonas de estudo P1 (com 2 – 8 espécimes/dm³) e controlo P4 (com 4 – 29 espécimes/dm³). Em termos de abundância, atingiu os níveis mais baixos na estação P1, situada a oeste (constituindo 1 – 9 % do total de espécimes) e os valores máximos na estação P4, situada a Este (constituindo entre 9 – 65%, do total de espécimes). Morton & Salvador (2009), reconhecem a importância ecológica desta espécie, como elemento integrante do endobentos, no ecossistema marinho. Habitando profundidades preferenciais situadas entre os 100 e 250 m, enterrados com a extremidade superior acima da superfície dos sedimentos, passam 50% do tempo a se alimentar (com exceção na época de reprodução, que passa a ser 25%). Capturam e filtram partículas, cujas dimensões variam de 1 - 50µm, incluindo diatomáceas (planctónicas e bênticas), algas do género *Haptophyta*, bactérias e cianobactérias (a uma eficiência de 84.7%, 70.9%, 72.3% e 63.7%, respetivamente). Ao constituírem filtradores ativos das partículas em suspensão, desempenham um papel fundamental, na clarificação da coluna de água, atingindo uma taxa máxima de purificação da água por peso específico, de 15.7ml.hora⁻¹.mg⁻¹ (Morton & Salvador, 2009). Em relação à inclusão nos grupos ecológicos (GE), de acordo com a maior sensibilidade (grupo sensível) ou tolerância (grupo tolerante) às alterações ambientais, tais como a poluição por eutrofização, não temos um consenso entre os diferentes autores, pois raramente foi utilizada em estudos desta natureza (Labruno et al, 2006). Na utilização do índice ecológico BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002) é classificada como uma espécie incluída no grupo tolerante, ao passo que na utilização do Índice Biótico Marinho AZTI (AMBI) é considerada uma espécie pertencente ao grupo sensível. Visto que Pérès & Picard (1957) e Sardá et al. (2000) considera que esta espécie está associada a áreas com perturbações nos sedimentos, referenciando um aumento na sua abundância, após a execução de dragagens, optamos por incluir esta espécie no grupo ecológico tolerante às alterações ecológicas (GT).

Thyasira obsoleta (similar a *Ditrupa arietina*), não apresentou diferenças significativas, em termos de densidade, ao considerarmos o sentido do eixo Oeste – Este, ou seja, nas zonas de estudo P1 (com 11 – 34 espécimes/dm³) e controlo P4 (com 7 – 12 espécimes/dm³). Por outro lado, a Norte da aquacultura, para a zona de estudo P2 (situada junto das jaulas), e P3 (afastada 200m), com ausência de espécimes vivos na maioria das réplicas, tivemos 0 – 10 espécimes/dm³ e 0 – 45 espécimes/dm³, respetivamente. A aplicação do teste do qui-quadrado (com 95% de confiança), permitiu confirmar a existência de diferenças significativas, apresentando em analogia com a zona de controlo P4, maiores densidades na zona de estudo P3, ao contrário da zona de estudo P2, com menores densidades. Em termos de *ratio* entre o número espécimes da espécie *Thyasira obsoleta* e o total de espécimes (abundância relativa), obtivemos os valores mínimos nas zonas de estudo P2 e P3, situadas a Norte da aquacultura (representando 1 – 19 % do total de espécimes) e os valores máximos na zona de estudo P1 e controlo P4, situadas a Oeste e Este da aquacultura, respetivamente (representando 13 – 29%, do total de espécimes). Com conhecimentos muito limitados, em termos da sua ecologia, sabemos que algumas espécies do género *Thyasira* alimentam-se de nutrientes produzidos por bactérias quimioautotróficas simbióticas, bem como da matéria orgânica que integra os sedimentos bentónicos onde vivem. Conforme afirma Zanzerl (2015), tudo indica que as galerias deixadas nos sedimentos pelas espécies deste género, estejam “relacionadas com a procura ativa de radicais de sulfato que as bactérias simbióticas necessitam, bem como, com a recolha e ingestão de matéria orgânica”. O autor acrescenta que algumas espécies de *Thyasira* até mesmo “bombeiam água com oxigénio em dissolução da parte superficial dos sedimentos, criando microambientes que promovem a proliferação bacteriana”. As espécies incluídas neste género, estão classificadas na base de dados *online* do índice ecológico BENTIX, como pertencentes ao grupo ecológico tolerante às alterações ecológicas (GT).

Ervilea castanea, a espécie mais profusa nas nossas amostras, (com 958 espécimes, correspondendo a 71% do total de espécimes vivos analisados), apresentou os valores máximos, em termos de densidade, nas nossas zonas

de estudo P1, P2 e P3 (adjacentes à aquacultura), com 200 espécimes/dm³, em oposição à zona de controlo, com o valor mínimo de 3 espécimes/dm³. Obtivemos sempre diferenças estatisticamente significativas (com 95% de confiança), na comparação entre as densidades, com valores mais elevados nas estações localizadas na zona de estudo (com 59 – 200 de espécimes/dm³) e valores mais baixos, nas estações da zona de controlo (3 – 17 de espécimes/dm³). O *ratio* entre o número de espécimes da espécie *Ervilea castanea* e o total de espécimes confirma que se trata da espécie mais abundante na nossa amostra, representando entre 67 – 89% do total de exemplares nas estações da zona de estudo, em oposição à zona de controlo, representando entre 6 – 41%, do total de exemplares amostrados. Guerra-García & García Gomes (2004), refere que esta espécie no Mediterrâneo, à semelhança de *Cardita calyculata*, “habita preferencialmente áreas caracterizadas por sedimentos de areia grossa, onde ocorre uma constante renovação e oxigenação da água com reduzida concentração de matéria orgânica e poluentes”. É amplamente conhecido que a granulometria dos sedimentos determina a distribuição de alguns moluscos bentónicos, em particular dos bivalves filtradores, como *Ervilea castanea*. Quando discutimos os fatores abióticos, apontamos um aumento na granulometria dos sedimentos da amostra S1 da estação P2, localizada nas imediações das jaulas, a Norte da aquacultura. Este aumento na granulometria, eventualmente deveria produzir alterações nas densidades de *Ervilea castanea*, no entanto, não se detetou um aumento na estação P2S1 comparativamente às estações adjacentes (densidades na estação P2S1 de 84, na estação P2S2 de 85 e na estação P2S3 de 74 espécimes/dm³). Confirmou-se, no entanto, que entre as inúmeras valvas desta espécie identificadas durante o processo de triagem para todas as estações, que na estação P2S1, encontravam-se as valvas de maiores dimensões (com dimensões superiores a 1,40mm, em oposição às restantes estações, com valvas maioritariamente com 500 – 710µm.). Tudo indica, de acordo com o observado na nossa área de estudo, que a granulometria dos sedimentos constitui um fator limitativo no crescimento do bivalve *Ervilea castanea*, apresentando esta espécie dimensões menores, quando associada a sedimentos compostos por areia-fina, cujos espaços intersticiais menores (entre os grãos de sedimentos), restringem o fluxo de água e a consequente difusão do oxigénio em dissolução. Martins et al. (2021), explica que “a estrutura populacional de *Ervilea castanea* muda de acordo com o aumento dos níveis de CO₂ (e consequente diminuição do O₂)”. Sugere que na “fase inicial do desenvolvimento os bivalves (<1mm) se fixam e vivem em ambientes com elevados níveis de CO₂, subsistindo apesar das elevadas taxas de dispersão. No caso dos indivíduos adultos de maiores dimensões (com maturidade sexual aos 3.5mm nas fêmeas e 5,5mm nos machos), ocorre o processo inverso, tornando-se menos abundantes ou inexistentes, com o aumento das taxas de CO₂”. Portanto, tudo indica que *Ervilea castanea*, apresenta sensibilidades distintas às alterações ambientais dependendo do estágio de desenvolvimento em que se encontra. No caso do nosso estudo em que as nossas amostras eram compostas integralmente por indivíduos imaturos (com dimensões inferiores a 1mm), subentende-se uma maior tolerância das populações a baixos níveis de oxigénio (e elevados níveis de dióxido de carbono). De acordo com as informações enumeradas previamente (apesar de momento, não fazer parte, da base de dados online para determinação do índice ecológico BENTIX), optamos por incluir esta espécie no grupo ecológico tolerante às alterações ecológicas (GT).

Conforme recomendado por Uglund et al (2003), a utilização em simultâneo das curvas de biodiversidade (número cumulativo de espécie em função do número de amostras analisadas), permitiu pôr em evidência a sobreposição parcial destas e comprovar as poucas diferenças em termos de diversidade biológica, para as zonas de estudo P2 e P3, constituindo as áreas com menor diversidade (com 4 – 12 espécies). A zona de estudo P1, situada em sentido oposto ao maioritário da corrente, destaca-se por apresentar o máximo da diversidade, com 18 espécies. Poderíamos pensar à partida que existia uma diminuição significativa da diversidade à medida que progredimos no eixo Oeste – Este, ou seja, da zona de estudo P1 para a zona de controlo P4, no entanto, não encontramos uma correlação liner significativa ($R^2 = 0,0096$).

Aplicando mais que um índice de diversidade de forma a tornar a análise mais fidedigna, conforme sugerido por Labruno et al (2006), os valores de 0,9 – 1,6 do Índice de Shannon-Weiner (H') e de 1,3 – 2 do Índice de Margalef (IMG) vieram confirmar que as zonas em que a diversidade é mais elevada constituíram a zona de estudo P1 e a zona de controlo P4, correspondendo a uma diversidade muito baixa – baixa e baixa – média, respetivamente. As áreas com os valores mínimos da biodiversidade constituíram as zonas de estudo P2 e P3, situadas a norte da aquacultura

com valores de 0,5 – 1 para o Índice de Shannon-Weiner (H') e de 0,4 – 1,7, para o Índice de Margalef (IMG), correspondendo uma diversidade muito baixa – baixa. Tendo em conta que Zar (1984) afirmou que o Índice de Shannon-Weiner (H'), tende a subestimar os valores da diversidade para amostras de reduzidas dimensões, *consideramos que a diversidade nas áreas supracitadas P1 e P4, era baixa – média ao passo que nas áreas P2 e P3, era muito baixa – baixa.*

Como refere Labruno et al. (2006) a “determinação e classificação das condições ecológica do ambiente em estudo depende do método de análise, nomeadamente, do tipo de índice biótico que utilizamos, pois depende da sensibilidade atribuída às espécies dominantes, da forma como determinamos a sensibilidade e tolerância às alterações ambientais e da escala que utilizamos para traduzir os valores do índice biótico em valores de Qualidade Ecológica (EcoQ) do ambiente”. A atribuição da sensibilidade às nossas espécies, ou seja, a inclusão no respetivo grupo ecológico (GE), nomeadamente, se corresponde a uma espécie tolerante (GT) ou sensível (GS) às alterações das condições ambientais, veio determinar o índice ecológico que passamos a utilizar. Como verificamos que a informação para as nossas espécies, por vezes era pouco específica, omissa ou contraditória, no que respeita à inclusão nos grupos ecológicos (GE) relativos à indiferença ou tolerância ao aumento da matéria orgânica, proposto por Borja et al (2000), para calcular o Coeficiente Biótico (CB), optamos por não utilizar o Índice Biótico Marinho AZTI (AMBI). Pela primeira vez, determinamos o índice BENTIX, desenvolvido no âmbito dos objetivos da European Water Framework Directive 2000/60/EC (WFD), para esta região, utilizando as informações apresentadas na base de dados *online* e de acordo com as informações descritas de modo sucinto anteriormente, sobre a ecologia das nossas espécies dominantes, *Ditrupa arietina*, *Thyasira obsoleta* e *Ervilea castanea*. Em adição executamos os ajustes necessários no índice biótico, quando as informações eram omissas para as nossas espécies, conforme recomendado por Teixeira, et al (2009), tornando-o adequado às águas costeiras da Ilha da Madeira. É relevante antes de passarmos a apresentar os resultados para o índice biótico BENTIX, referenciar que este trabalho só é possível mediante uma metodologia de trabalho uniforme e classificação taxonómica correta e completa, a maior dificuldade sentida, em particular na sistemática das espécies incluídas nas Classes *Annelida* e *Crustacea* (precisamos impreterivelmente de biólogos especializados em sistemática).

Os valores de qualidade ecológica (EcoQ), determinados de acordo com a aplicação do índice biótico BENTIX mantiveram-se sensivelmente constantes, em toda a zona de estudo P1, P2 e P3 (inclusivamente, na zona de estudo situada a Oeste da Piscicultura, em sentido oposto ao maioritário da corrente, onde registamos uma diversidade baixa/média), com valores a variar entre 2 – 2,2. Esta zona de estudo, correspondendo à área de influência da piscicultura AQUABAÍA – SOCIEDADE DE AQUACULTURA DAS ILHAS, LDA apresentou uma condição ecológica EcoQ designada por pobre. Aludindo à nossa zona de controlo P4, os valores para o índice biótico BENTIX, da ordem dos 2,3 – 2,5, corresponderam a uma condição ecológica EcoQ, designada por pobre a moderada. É perentório salientar que estes resultados foram determinados de acordo os conhecimentos muito limitados, sobre a ecologia das nossas espécies dominantes, funcionando como indicadores ecológicos fulcrais neste estudo. No entanto, como refere Teixeira, et al (2009), os índices bióticos (incluindo o BENTIX), necessitam ser utilizados com os devidos cuidados, com a devida intercalibração para as diferentes áreas (envolvendo por vezes ajustes nas proporções dos grupos ecológicos) e com a utilização de informações o mais abrangentes possíveis sobre a ecologia das nossas espécies.

Em sinopse destaque-se que em termos da densidade de seres vivos (n° de espécimes vivos/ dm^3 de sedimento), verificou-se que existia sempre uma maior densidade de seres vivos, para as amostras recolhidas nas zonas de estudo P (84 – 272 espécimes / dm^3), em detrimento da zona de controlo P4, onde os fundos moveis marinhos apresentavam maior quantidade de lamas (40 – 46 espécimes / dm^3). Confirmou-se até mesmo uma diminuição do número de espécimes, com o aumento da distância à aquacultura (quantificada através de uma equação linear, com $R^2 = 0,9793$).

As curvas cumulativas de espécies, permitiu pôr em evidência a sobreposição parcial destas para as zonas de estudo P2 e P3, localizadas a Norte da piscicultura (nas imediações e 200m das jaulas, respetivamente), correspondendo a uma diversidade biológica menor e muito semelhante (com 4 – 12 espécies). Trata-se efetivamente das áreas onde os valores do índice de diversidade de Margalef, atingiram os mínimos da ordem de 0,4 – 1,7 (com

valores subestimados para o Índice de Shannon-Weiner, de 0,5 – 1), correspondendo a uma diversidade muito baixa/baixa.

A zona de estudo P1, situada a Oeste da Piscicultura, em sentido oposto ao maioritário da corrente, por outro lado, por apresentar o máximo de 18 espécies, conjuntamente com a zona de controlo P4, situada a Este da piscicultura (com 12 espécies), apresentaram os valores mais elevados para a biodiversidade, com o índice de Margalef, a variar entre 1,3 – 2 (com valores subestimados para o Índice de Shannon-Weiner, de 0,9 – 1,6), traduzindo-se numa diversidade predominante baixa/média. Não encontramos uma correlação linear significativa (baseada na função entre o número cumulativo de espécie e o número de amostras analisadas), na diversidade à medida que progredimos entre estas zonas, no eixo Oeste – Este ($R^2 = 0,0096$).

Por outro lado, quando tomamos em consideração a distribuição da diversidade biológica, o local onde encontramos as espécies mais sensíveis às alterações ambientais (que se traduz em valores do índice biótico BENTIX ligeiramente superiores), foi a zona de controlo. Nesta zona, efetivamente, registamos valores ligeiramente superiores para o índice biótico BENTIX, da ordem dos 2,3 – 2,5, correspondendo a uma condição ecológica EcoQ, designada por pobre a moderada. Estes valores mantêm-se sensivelmente idênticos às zonas de estudo da aquacultura (da ordem dos 2 – 2,2), correspondendo a uma condição ecológica EcoQ, designada por pobre.

Dos dados enunciados destaca-se, a maior densidade de seres vivos na zona de estudo P (registando-se uma diminuição significativa do número de espécimes, com o aumento da distância à aquacultura) e o facto da zona de estudo P1 e de controlo P4, apresentarem valores equivalentes para a biodiversidade. Estes valores, indicando-nos que o sistema associado à piscicultura AQUABAÍA – SOCIEDADE DE AQUACULTURA DAS ILHAS, LDA, em termos de matéria orgânica não aparenta apresentar quantidades excessivas, compreendendo uma constante renovação do fluxo de água, ou seja, mantém-se de momento relativamente equilibrado. Tanto a nossa área de estudo (a piscicultura AQUABAÍA – SOCIEDADE DE AQUACULTURA DAS ILHAS, LDA) como a zona de controlo apresentam de momento uma qualidade ecológica muito similar (comprovado por valores do índice biótico BENTIX sensivelmente idênticos (conforme enunciado anteriormente), “caraterizados por uma elevada biodiversidade, dispersa por uma área extensa”.

Recomenda-se a monitorização deste sistema com a devida periodicidade, única forma de comprovar se o fator humano não se sobrepõe e as oscilações nas densidades da infauna na zona de estudo P, da piscicultura MARISMAR - AQUICULTURA MARINHA, LDA, tendem a autorregular-se sazonalmente.

5. Declaração de conflito de interesses

O autor do presente trabalho declara que não apresenta qualquer conflito de interesses a nível financeiro, ou em termos de relação pessoal, que poderia ou poderiam eventualmente influenciar o trabalho apresentado neste relatório.

6. Agradecimentos

O autor do presente trabalho está grato à prestimosa ajuda prestada pela Dra. Natacha C. M. C. C. Nogueira, na realização da amostragem de campo, Prof. Dr. Manfred Kaufmann, no processo de identificação taxonómica dos exemplares das espécies incluídas nas Classes *Chlorophyta* e *Annelida*, e Dr. Rui Ricardo P. Araújo Correia na Classe *Crustacea*.

6. Bibliografia:

ABBOTT, R. T. & S. P. DANCE (1986). *Compendium of Seashells. A Full-Color Guide to More than 4,200 of the World's Marine Shells. American Malacologists, Inc, Melbourne, Florida. 411 pp.*

BORJA, A., 2005. The European Water Framework Directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research* **25**, 1768–1783

BORJA, A., FRANCO, J. & PÉREZ, V. (2000). A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* Vol. **40**, No. **12**, pp. 1100±1114.

DAUVIN, J. (2007). Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* **55** : 271–2

FREITAS, M.N.B. (2020). Monitorização das comunidades bentónicas da área associada à piscicultura MARISMAR - AQUICULTURA MARINHA, LDA. *Região Autónoma da Madeira*. 27 pp. (Não publicado).

GUERRA GARCÍA, J. M. & J. C. GARCÍA-GÓMEZ (2004). Soft bottom molluscs assemblages and pollution in a harbor with two opposing entrances. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **60** : 273 – 283.

KALKAN, E., KARHAN, S. U., MUTLU, E., SIMBOURA, N. & BEKBÖLET, M. (2007). Application of the bentix index in assessing ecological quality of hard substrata: a case study from the Bosphorus Strait, Turkey. *Mediterranean Marine Science* Volume **8/1**, 15-29.

LABRUNE, C., AMOUROUX, J.M., SARDA, R., DOUTRIEUX, E., THORIN, S., ROSENBERG, R. & GRÉMARE, A. (2006) Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* **52** : 34–47.

MARTINS, M., CARREIRO-SILVA, M., MARTINS, G.M., RAMOS, J.B.R, VIVEIROS, FÁTIMA, COUTO, R. P., PARRA, H., MONTEIRO, J., GALLO, F., SILVA, C., TEODÓSIO, A., GUILINI, K., HALL-SPENCER, J., LEITÃO, F., CHÍCHARO, L. & RANGE, P. (2021) *Ervillea castanea* (Mollusca, Bivalvia) populations adversely affected at CO₂ seeps in the North Atlantic. *Science of the Total Environment* **754** : 142044.

MCLUSKY, D.S., ELLIOTT, M. (2004). *The Estuarine Ecosystem; Ecology, Threats and Management*, third ed. OUP, Oxford, 216 pp.

- MORTON, B (2015). The biology and functional morphology of the predatory septibranch *Cardiomya costellata* (Deshayes, 1833) (Bivalvia: Anomalodesmata: Cuspidariidae) from the Açores: survival at the edge. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. page 1 of 15.
- MORTON, B. & A. SALVADOR (2009). The biology of the zoning brytidal polychaete *Ditrupea arietina* (Serpulidae) in the Açores, Portugal, with a description of the life history of its tube. *AÇOREANA, Suplemento 6* : 145-156
- OEHLMANN, J. & U. SCHULTE-OEHLMANN (2002). Molluscs as bioindicators in Bioindicators and biomonitors. B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister, editors. Elsevier Science B.V. pp 577 – 635.
- PÉREZ, J.M. & PICARD, J. (1957). Note préliminaire sur une communauté benthique récemment mise en évidence: la biocénose à *Dentalium rubescens* Desh. et *Lucina (Miltha) borealis* Lin. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume* **12**, 45–47.
- POPPE, G.T. & GOTO, Y. (1991). European Seashells. Volume I (Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastrea, Gastropoda). Verlag Christa Hemmen. Wiesbaden, Hemmen. 352 pp.
- POPPE, G.T. & GOTO, Y. (1993). European Seashells. Volume II (Scaphopoda, Bivalvia, Cephalopoda). Verlag Christa Hemmen. Wiesbaden, Hemmen. 221 pp.
- RAKOCINSKI, C.F. & ZAPFE, G.A., 2005. Macrobenthic process-indicators of estuarine condition. In: Bortone, S.A. (Ed.), *Estuarine Indicators, CRC Marine Science Series*. CRC Press, pp. 316–331.
- RODRÍGUEZ, R. G. & J. M. P. SÁNCHEZ (1997). Moluscos Bivalvos de Canarias. *Ediciones Del Cabildo Insular de Gran Canaria*, Las Palmas de Gran Canaria. 425 pp.
- SARDÁ, R., PINEDO, S., GRÉMARE, A. & TABOADA, S. (2000). Changes in the dynamics of shallow sandy-bottom assemblages due to sand extraction in the Catalan Western Mediterranean Sea. *ICES Journal of Marine Science* **57**, 1446–1453.
- SEGBERG, W., F. SWINNEN & R. DE PRINS (2009). *Marine Molluscs of Madeira*. Snoeck Publishers, Belgium. 612 pp.
- SIMBOURA, N. & A. ZENETOS (2002). Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic index. *Mediterranean Marine Science*, **3/2**:77-111.
- TEIXEIRA, H., NETO, J.M., PATRÍCIO, J., VERÍSSIMO, H., Pinto, R., SALAS, F. & MARQUES, J.C. (2009). Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Marine Pollution Bulletin* **58** : 1477–1486.
- UGLAND, K. I., J. S. GRAY & K. E. ELLINGSEN (2003). The species–accumulation curve and estimation of species richness. *Journal of Animal Ecology* **72** : 888 – 897.
- ZANZERL, H. (September 2015). The burrowing behaviour and diet of *Thyasirid* bivalves from Bonne Bay, NL. A thesis submitted to the School of Graduate Studies in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science. Department of Biology, Memorial University of Newfoundland. St. John's, Newfoundland. 100 pp.
- ZAR, H. J. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2ª Edição. Prentice-Hall, Inc., New Jersey. 718 pp.

ANEXO I

Simulação do cálculo do Índice BENTIX, para as zonas de estudo P1, P2 e P3 e zona de controlo P4, incluindo a espécie *Ditrupa arietina*, num grupo ecológico sensível (GS).

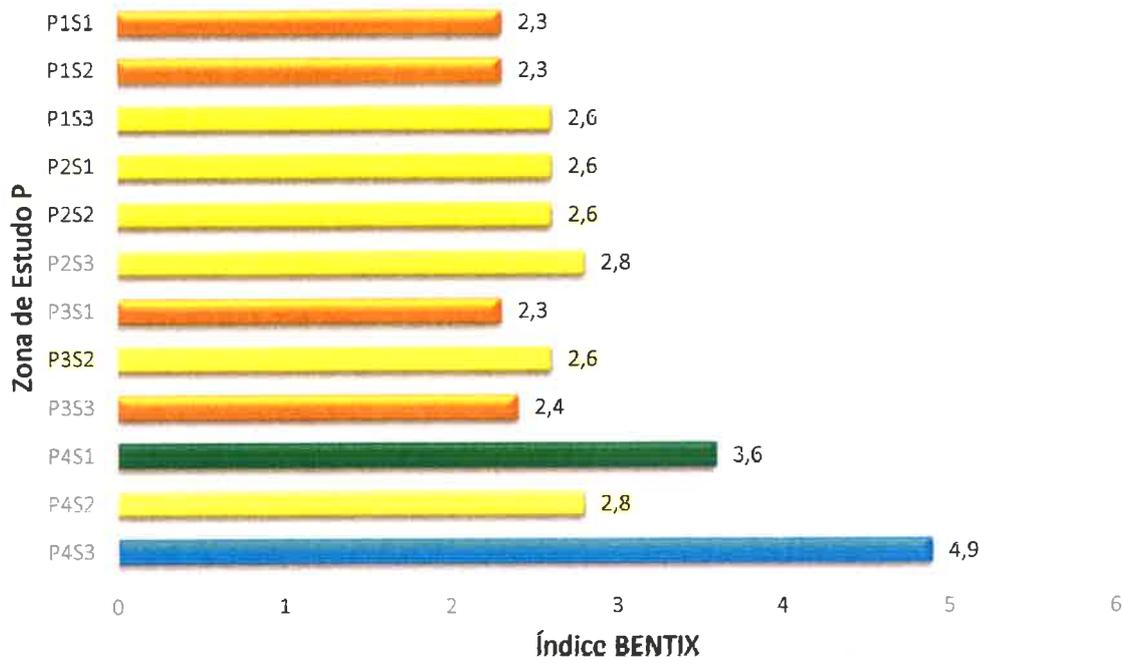


Fig.21A – Valores do Índice Bentix, para as zonas de estudo (P1, P2 e P3) e controlo (P4).



Quadro 2 - Espécies de avifauna marinha inventariadas durante o trabalho de campo e pesquisa bibliográfica: IUCN (2017) – The IUCN Red List of Threatened Species, com estatutos DD – informação insuficiente (data deficient), LC – pouco preocupante (least concern), NT – quase ameaçado (near threatened), VU – vulnerável (vulnerable), EN – em perigo (endangered), CR – criticamente em perigo (critically endangered) ; LVVP (2006) - Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal (2006), com estatutos DD – informação insuficiente, LC – pouco preocupante, NT – quase ameaçado, VU – vulnerável, EN – em perigo, CR – criticamente em perigo.

Família	Espécie	Nome comum	IUCN (2017)	LVVP (2006)	Estatuto SPEC	D.L. nº 156-A/2013 (Anexo)	Convenção de Berna (Anexo)	Convenção de Bona (Anexo)	Pesquisa bibliográfica	Trabalho de campo
ALCIDAE	<i>Uria aalge</i>	Airo	LC	-	N-S	-	III	-	x	
ALCIDAE	<i>Alca torda</i>	Torda-mergulheira	LC	-		-	-	-	x	
ALCIDAE	<i>Fratercula arctica</i>	Papagaio-do-mar	LC	-	2	-	-	-	x	
ANATIDAE	<i>Melanitta nigra</i>	Negreta	LC	-	N-S	A-I	III	II	x	
APODIDAE	<i>Apus pallidus</i>	Andorinha-pálido	LC	DD	N-S	-	II	-	x	
CHARADRIIDAE	<i>Charadrius dubius</i>	Borrelho-pequeno-de-coleira	LC		N-S	-	II	II	x	
CHARADRIIDAE	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Borrelho-de-coleira-interrompida	LC	CR	3		II	II	x	
CHARADRIIDAE	<i>Pluvialis squatarola</i>	Tarambola-cinzenta	LC	-	N-S	-	III	II	x	
GAVIIDAE	<i>Gavia immer</i>	Mobelha-grande	LC	-	3		-	-	x	
HALMATOPODIDAE	<i>Haematopus ostralegus</i>	Ostracero	LC	-	N-SE	-	III	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Oceanites oceanicus</i>	Casquilho	LC	-		-	II	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Pelagodroma marina</i>	Calcamar	LC	VU	3	A-I	-	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Hydrobates pelagicus</i>	Alma-de-mestre	LC	-	N-SE	A-I	II	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Hydrobates castro</i>	Roquinho/Roque de castro	LC	LC	3	A-I	II	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Hydrobates leucorhous</i>	Painho-de-cauda-forçada	LC	-	3	A-I	-	-	x	
HYDROBATIDAE	<i>Hydrobates monardus</i>	painho da swinhoe	NT	-		-	-	-	x	
LARIDAE	<i>Larus melanoleucus</i>	Garvota-de-cabeça-preta	LC	-	N-SE	A-I	II	II	x	



Família	Especie	Nome-comum	IUCN (2017)	I.M.S. (2020)	Estado SPFC	D.L. nº 155-A/2012 (Anexo)	Convenção de Berna (Anexo)	Convenção de Bonn (Anexo)	Pesquisa Bibliográfica	Treinamento de campo
LARIDAE	<i>Larus ridibundus</i>	Guincho	LC		N-SE	-	III		X	
LARIDAE	<i>Larus canus</i>	Farnejo	LC		2		III		X	
LARIDAE	<i>Larus fuscus</i>	Garvo-a-de-asa-escura	LC		N-SE				X	
LARIDAE	<i>Larus michaëlis</i>	Garvo-a-de-patas-pretas	LC	LC	N-SE		III		X	
LARIDAE	<i>Larus marinus</i>	Garvo-a-de-asa-branca	LC		N-SE				X	
LARIDAE	<i>Larus minutus</i>	Garvo-a-pequena	LC		3				X	
LARIDAE	<i>Fissa tridactyla</i>	Garvo-a-tridactila	LC		N-S		III		X	
LARIDAE	<i>Sterna sandvicensis</i>	Garrau/Garrau-de-maco-preto	LC		2	A-I	II	II	X	
LARIDAE	<i>Sterna dougalli</i>	Garvo-a-rosa-da/garrau-rosa-do	LC		3	A-I*	II	II	X	
LARIDAE	<i>Sterna hiundo</i>	Garvo-a-de-asa-branca	LC	VI	N-S	A-I	II	II	X	
LARIDAE	<i>Sterna albifrons</i>	Chilheia	LC		2	A-I	II	II	X	
LARIDAE	<i>Chlidonias hybrida</i>	Garvo-a-dos-tri-angulos	LC		3	A-I	II	II	X	
LARIDAE	<i>Chlidonias niger</i>	Garvo-a-preta	LC		3	A-I	II	II	X	
LARIDAE	<i>Xema sabini</i>	Garvo-a-de-sabine	LC						X	
LARIDAE	<i>Onychoprion fuscatus</i>	Garvo-a-de-dorso-preto	LC						X	
LARIDAE	<i>Larus delawarensis</i>	Garvo-a-de-bico-luscarido	LC						X	
PHALACROCORACIDAE	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Rabunero	LC						X	
PHALACROCORACIDAE	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Corvo-marinho	LC		N-S		III		X	
PROCELLARIIDAE	<i>Pterodroma naxos</i>	Freira-da-Madeira	EN	EN	1	A-I*	II		X	
PROCELLARIIDAE	<i>Bulweria bulwerii</i>	Alma-negra	LC			A-I	II		X	
PROCELLARIIDAE	<i>Catharactes borealis</i>	Albatroz	II		2	A-I	II		X	
PROCELLARIIDAE	<i>Ardeona ciris</i>	Fardela-preta	NT		II		III		X	

Família	Especie	Nome comum	IUCN (2017)	LVP (2006)	Estado SPED	D.L. nº 156-A/2013 (Anexo)	Convenção de Berna (Anexo)	Convenção de Bonn (Anexo)	Pesquisa Bibliográfica	Trabalho de campo
PROCELLARIIDAE	<i>Puffinus puffinus</i>	Fura-bucho do Atlântico	LC	VI	2	-	II	-	*	*
PROCELLARIIDAE	<i>Puffinus mauretanicus</i>	Fura-bucho/pardela-baleia	CR	-	-	A-1*	III	-	*	*
PROCELLARIIDAE	<i>Ardeia grays</i>	Pardela-de-barrete	LC	-	-	-	-	-	*	*
PROCELLARIIDAE	<i>Phoebastria deserta</i>	freira-do-bugio	VU	VU	1	-	-	-	*	*
PROCELLARIIDAE	<i>Puffinus heermanni</i>	pardela de asa larga/pintarinho	LC	VU	3*	-	-	-	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Calidris canutus</i>	Sexoeira	LC	-	3	-	III	II	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Calidris alpina</i>	Pilito-de-peito-preto	LC	-	3	-	II	II	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Numenius phaeopus</i>	Macanico-galego	LC	-	N-SF	-	III	II	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Actitis hypoleucos</i>	Macanico-das-rochas	LC	-	3*	-	II	II	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Actitis interpres</i>	Rola-do-mar	LC	-	N-S	-	II	II	*	*
SCOLOPACIIDAE	<i>Phalaropus fulicarius</i>	Falaropo-de-bico-grosso	LC	-	-	-	-	-	*	*
STERCORARIIDAE	<i>Stercorarius longicaudus</i>	Molero rabo-longo	LC	-	-	-	-	-	*	*
STERCORARIIDAE	<i>Stercorarius pomarinus</i>	Molero-do-artico	LC	-	-	-	-	-	*	*
STERCORARIIDAE	<i>Stercorarius parasiticus</i>	Molero-pequeno	LC	-	-	-	-	-	*	*
STERNIDAE	<i>Colooides nitida</i>	Fazaz	LC	-	3*	A-1	II	II	*	*
STERNIDAE	<i>Sterna caspia</i>	Garajau-grande	LC	-	3	A-1	III	II	*	*
STERNIDAE	<i>Sterna paradisaea</i>	Garajau-do-artico	LC	-	-	-	II	-	*	*
SUIIDAE	<i>Alouis hrossana</i>	Alcatraz	-	-	-	-	III	-	*	*

Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	LVP, 1998	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PB	TC
Batrachiformes	Batrachidae	<i>Bufone bulore</i>	Feixe-agulha	LC	-	-	-	n/a	0	
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Chelodactylus pinnatifidus</i>		n/a	n/a	-	-	n/a	x	
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Exocoetus obesus</i>		LC	n/a	-	-	n/a	x	
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Exocoetus omisostus</i>		LC	n/a	-	-	n/a	x	
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Exocoetus volitans</i>		LC	-	-	-	commercial	x	
Beloniformes	Exocoetidae	<i>Hirundichthys rondelii</i>		LC	n/a	-	-	n/a	0	
Beloniformes	Hemiramphidae	<i>Hemiramphus balao</i>		LC	-	-	-	minor commercial	x	
Carchariformes	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus</i>	Tubarão dos galpões	NT	-	-	-	sim	0	
Carchariformes	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus longimanus</i>	Tubarão-de pontas brancas	VU	n/a	-	-	n/a	x	
Carchariformes	Carcharhinidae	<i>Carcharhinus obscurus</i>	Tubarão-faquianda	VU	-	-	INERSA	sim	x	
Carchariformes	Carcharhinidae	<i>Prionace glauca</i>	Atumadeira	NT	n/a	-	-	minor commercial	x	
Carchariformes	Sphyrnidae	<i>Sphyrna tiburo</i>	Tubarão-martelete recortado	FN	n/a	-	-	commercial	x	
Carchariformes	Sphyrnidae	<i>Sphyrna tiburo</i>	Tubarão-martelete	VU	n/a	-	-	commercial	x	
Carchariformes	Triakidae	<i>Galeorhinus galeus</i>	Cação	VU	n/a	-	-	highly commercial	x	
Carchariformes	Triakidae	<i>Mustelus astenotus</i>	Cação pintado	LC	n/a	-	-	commercial	x	
Carchariformes	Triakidae	<i>Mustelus nasutus</i>	Cação-liso	VU	n/a	-	-	highly commercial	x	
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Sardinia pilchardus</i>	Sardinha	LC	-	-	-	highly commercial	0	
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Sardinia aurata</i>	Sardinela	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Clupeiformes	Clupeidae	<i>Sardinella maderensis</i>	-	VI	-	-	-	highly commercial	x	
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Engraulis encrasicolus</i>	Biqueirão	LC	-	-	-	n/a	x	
Gadiformes	Gadidae	<i>Gadus morhua</i>	-	n/a	-	-	-	n/a	0	



Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	LWV, 1993	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PB	TC
Perciformes	Blenniidae	<i>Ophioblennius atlanticus atlanticus</i>	-	LC	-	-	-	n/a	x	
Perciformes	Blenniidae	<i>Coryphoblennius galerita</i>	Marachomba	LC	K	-	-	n/a	x	
Perciformes	Blenniidae	<i>Lipophrys pholis</i>	-	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Blenniidae	<i>Lipophrys trikoloides</i>	-	LC	K	-	-	n/a	x	
Perciformes	Blenniidae	<i>Parablennius incognitus</i>	-	LC	K	-	-	n/a	x	
Perciformes	Blenniidae	<i>Parablennius ruber</i>	-	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Callionymidae	<i>Synchirops phaeon</i>	Peixe-pau-rosa	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Caproidae	<i>Capros aper</i>	Pimpim	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Campogobius glaucos</i>	Enxareu-palheta	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Caranx cyprus</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Caranx hippos</i>	Charo-largo	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Caranx latus</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Decapterus maculatus</i>	-	LC	-	-	-	commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Decapterus punctatus</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Lichia amia</i>	Chambré	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Naucrates ductor</i>	Peixe-piloto	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Pseudocaranx dentex</i>	Enchareu	LC	-	-	-	commercial	x	x
Perciformes	Carangidae	<i>Selene dorsalis</i>	Corcovado	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Senola dumerli</i>	Lírio, Charutero	LC	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Senola fasciata</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Senola ivoliara</i>	Lírio, Charutero	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Trachinotus evatus</i>	Camochão	LC	-	-	-	n/a	x	x
Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus picturatus</i>	Carapão-negrão	LC	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Trachurus trachurus</i>	Carapau	VU	-	-	-	commercial	x	
Perciformes	Carangidae	<i>Caranx lugubris</i>	Xareu-preto	LC	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Centrolophidae	<i>Schedophilus medusophagus</i>	Lírio-mole	n/a	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Centrolophidae	<i>Schedophilus ovalis</i>	-	n/a	-	-	-	commercial	x	



Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	LWVP, 1993	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PB	TC
Perciformes	Labridae	<i>Symphodus mediterraneus</i>	Bodião-do-Mediterrâneo	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Labridae	<i>Xyrichtys novacula</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Labrisomidae	<i>Labrisomus nuchipinnis</i>	-	LC	-	-	-	n/a	x	
Perciformes	Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i>	-	LC	-	-	-	commercial	x	
Perciformes	Lutjanidae	<i>Lutjanus gutoensis</i>	-	DD	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Mullidae	<i>Mullus surmuletus</i>	Salmonete	LC	n/a	-	-	n/a	y	
Perciformes	Polynonidae	<i>Polydora americana</i>	Cherna	DD	k	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i>	-	LC	-	x	-	minor commercial	x	
Perciformes	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Anchova	VU	n/a	-	-	highly commercial	x	
Perciformes	Pracanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Pracanthidae	<i>Pracanthus aeneatus</i>	-	LC	-	-	-	minor commercial	y	
Perciformes	Scombridae	<i>Acanthocybium solandri</i>	-	LC	-	-	-	commercial	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Axius cocheri</i>	Judeu	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Katsuwonus pelamis</i>	Atum-bonito	LC	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Sarda sarda</i>	Sarrajão	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Scorpaenopsis diabolus</i>	Cavala	LC	n/a	-	-	n/a	x	x
Perciformes	Scombridae	<i>Scorpaenopsis scorpaenoides</i>	Sarda	LC	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Thunnus alalunga</i>	Albacora	NT	n/a	-	-	minor commercial	y	
Perciformes	Scombridae	<i>Thunnus albacares</i>	Albacora	NT	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Thunnus obesus</i>	Albacora-olho-grande	VU	n/a	-	-	minor commercial	x	
Perciformes	Scombridae	<i>Thunnus thynnus</i>	Atum	EN	n/a	-	-	n/a	y	
Perciformes	Serranidae	<i>Anthias anthias</i>	Canário-do-mar	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Serranidae	<i>Epinephelus marginatus</i>	Mero	EN	v	-	-	highly commercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Boops boops</i>	Boga	LC	n/a	-	-	highly commercial	x	x
Perciformes	Sparidae	<i>Centrocanthus cirrus</i>	Alcarraz	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Dentex dentex</i>	Dentão	VU	-	-	-	n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Dentex gibbosus</i>	Capatão-de-bandeira	LC	n/a	-	-	n/a	x	



Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	LVP, 1993	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PB	TC
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus sargus sargus</i>	Sargo legítimo	LC	n/a	-		minor comercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Diplodus vulgaris</i>	Salia	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Lithognathus mionectes</i>	Ferreira	LC	CT	-		n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Oblada melanura</i>	Dobrada	LC	n/a	-		n/a, sim	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus acarne</i>	Besudo	LC	n/a	-		minor comercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus bogaraveo</i>	Besudo	NT	n/a	-		minor comercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Pagellus erythrinus</i>	Bica	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Pagrus auriga</i>	Paço-semôla	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Pagrus pagrus</i>	Paço	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Sarpa salpa</i>	Salpa	LC	n/a	-		commercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Sparus aurata</i>	Dourada	LC	CT	-		commercial	x	
Perciformes	Sparidae	<i>Spondylusoma cantharus</i>	Choppa	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Syngnathidae	<i>Syngnathus tiliaris</i>	-	LC				minor comercial	x	
Perciformes	Syngnathidae	<i>Syngnathus urolepis</i>	-	LC				n/a	x	x
Perciformes	Trachinidae	<i>Uchisichthys vipera</i>	Peixe-aranha	n/a				n/a	x	
Perciformes	Trachinidae	<i>Trachinus draco</i>	Peixe-aranha	LC				n/a	x	
Perciformes	Trypterygiidae	<i>Trypterygion delaisi</i>	Caboz-de três dorsais	LC	n/a	-		n/a	x	
Perciformes	Uranoscopidae	<i>Uranoscopus scaber</i>	Calceudo	LC	n/a	-		n/a	x	
Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Ammoglossus limbaudii</i>	Carra-arrastal	LC	n/a	-		n/a	x	
Pleuronectiformes	Bothidae	<i>Bothus podas</i>	Carra-de olhos grandes	LC				n/a	x	
Pleuronectiformes	Gynoglossidae	<i>Symphodus ocellatus</i>	-	LC	-	-		n/a	x	
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Microglossa hexophthalma</i>	-	LC	-	-		commercial	x	
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Microchirus ocellatus</i>	-	DD	n/a	-		commercial	x	
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Polydora lignum</i>	Linguado da areia	LC	n/a	-		n/a	x	



Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	LVVP, 1993	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PB	TC
Pleuronectiformes	Soleidae	<i>Solea solea</i>	Linguado legitimo	DD	n/a	-	-	menor comercial	x	
Rajiformes	Gymnuridae	<i>Gymnura hirundo</i>	Uge da madeira	n/a	-	-	-	n/a	x	
Rajiformes	Mobulidae	<i>Manta birostris</i>	Urjamenta, Jamanta	VU	-	-	-	n/a	x	
Rajiformes	Rajidae	<i>Leucoraja fullonica</i>	Raia pregada	VU	n/a	-	-	n/a	x	
Rajiformes	Rajidae	<i>Raja maderensis</i>	Raia madeirense	VU	-	-	-	n/a	x	
Rajiformes	Torpedinidae	<i>Torpedo nobiliana</i>	Tremelga	DD	-	-	-	sim	x	
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena canariensis</i>	-	DD	-	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena maderensis</i>	-	LC	-	-	-	comercial	x	
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena porcus</i>	Rascasso-de-pintas	LC	-	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Scorpaenidae	<i>Scorpaena scrofa</i>	Rascasso	LC	-	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Chelidonichthys cuculus</i>	Cabra vermelha	LC	-	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Chelidonichthys lastoviza</i>	-	LC	-	-	-	comercial	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Chelidonichthys lucernus</i>	-	LC	-	-	-	comercial	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Chelidonichthys obscurus</i>	Cabra-de-handeira	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Cabra morena	n/a	n/a	-	-	n/a	x	
Scorpaeniformes	Triglidae	<i>Trigla lura</i>	Ruivo, Cabra	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Syngnathiformes	Aulostomidae	<i>Aulostomus strigosus</i>	-	LC	R	-	-	n/a	x	
Syngnathiformes	Centriscidae	<i>Macroramphosus gracilis</i>	-	n/a	-	-	-	n/a	x	
Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Hippocampus hippocampus</i>	Cavalo-marinho	DD	n/a	-	-	n/a	x	
Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Nerophis ophidion</i>	-	LC	-	-	-	n/a	x	
Syngnathiformes	Syngnathidae	<i>Syngnathus acus</i>	Marinha	LC	-	-	-	n/a	x	
Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Balistes caprisicus</i>	Peixe-porco	VU	n/a	-	-	comercial	x	x
Tetraodontiformes	Balistidae	<i>Canthidermis sufflamen</i>	-	LC	-	-	-	comercial	x	
Tetraodontiformes	Diodontidae	<i>Chilomveterus reticulatus</i>	-	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Tetraodontiformes	Moridae	<i>Masturus lanceolatus</i>	-	LC	-	-	-	n/a	x	



Ordem	Família	Espécie	Nome comum	IUCN, 2017	IWVP, 1993	Exotismo	Outra legislação	Comercial (de acordo com fishbase)	PG	TC
Tetraodontiforme	Molidae	<i>Mola mola</i>	Peixe-lua	VU	n/a			n/a	x	
Tetraodontiforme	Molidae	<i>Ranzania laevis</i>	Peixe-lua-comprido	LC	n/a	-	-	n/a	x	
Tetraodontiforme	Monacanthidae	<i>Aulurus monoceros</i>		LC				commercial	x	
Tetraodontiforme	Monacanthidae	<i>Aulurus scipius</i>		LC	n/a			n/a	x	
Tetraodontiforme	Monacanthidae	<i>Stephanolepis hispidus</i>		LC				minor commercial	x	
Tetraodontiforme	Tetraodontidae	<i>Canthiaster capistrata</i>		LC	-			n/a	x	
Tetraodontiforme	Tetraodontidae	<i>Lagocephalus lagocephalus</i>		LC				commercial	x	
Tetraodontiforme	Tetraodontidae	<i>Sphaeroides nameratus</i>		LC	x			n/a	v	
Torpediniformes	Torpedinidae	<i>Torpedo marmorata</i>	Trincheira-marrom	DD		-		n/a	x	
Torpediniformes	Torpedinidae	<i>Torpedo nobiliana</i>	Trincheira-negra	n/a	n/a			n/a	x	
Zeiformes	Zeidae	<i>Zeus faber</i>	Peixe-galo	DD	n/a			n/a	x	



Anexo XI

Ruído subaquático



ANEXO XIIa – MONITORIZAÇÃO IN SITU (2017)

ANEXO XIIb – MODELAÇÃO DO RUÍDO NAVAL (2022)

Monitorização de Ruído Subaquático na Ribeira Brava (Ilha da Madeira)

Novembro de 2017



MarSensing Lda.
Centro Empresarial Pav. A5
Campus de Gambelas
8005-139 Faro
Portugal
e-mail: contact@marsensing.com

Date:	Nov/2017
Reference:	Rep. 2017/1BioInsight
Authors:	Cristiano Soares, Friedrich Zabel

Página intencionalmente deixada em branco.

Conteúdo

1	Introdução	5
2	Descrição do programa de monitorização	5
2.1	O equipamento	5
2.2	Breve resumo da campanha	5
2.3	Locais de amostragem	6
2.4	Detecção de situações particulares	6
2.5	Metodologia e critérios de análise	7
3	Análise de dados	8
3.1	Análise da série temporal	8
3.2	Análise estatística	9
3.2.1	Níveis de banda larga	9
3.2.2	Análise de frequência	11
4	Conclusões	13
A	Resultados estatísticos tabelados	15

Lista de Figuras

1	<i>Área de monitorização do ruído subaquático. O triângulo indica a posição de fundeamento de um dos receptores acústicos (30 metros de profundidade); os quadrados indicam a posição inicial de cada deriva com o receptor móvel, e os círculos a posição final.</i>	6
2	<i>Análise da série temporal acústica adquirida no dia 24/10 no período entre entre 10h30 e 17h00 com um receptor fixo (painel superior) e com um receptor móvel (painel inferior). É mostrada a análise tempo-frequência e nível de pressão sonora.</i>	9
3	<i>Nível sonoro excedido em proporção do tempo para o período das 10h30 às 17h00 do dia 24 de Outubro de 2017: receptor fixo (encarnado); receptor móvel (azul); conjunto (cinza). Os círculos marcam o nível excedido durante 95% e 5% tempo, respectivamente.</i>	10
4	<i>Diagrama de caixa para níveis de 1/3 de oitava para o receptor fixo (superior); receptor móvel (intermédio); e conjunto (inferior) dos dados adquiridos em 24/10/2017 no período das 10h30 às 17h00. Media (negro); 1^o e 3^o quartil (extrimidades da caixa); limites (fios de bigode). Os limites correspondem aos percentis 1 e 99.</i>	12
5	<i>Densidade de probabilidade espectral de níveis de ruído em função da frequência com percentis (negro) e densidade espectral de potência (rosa). Análise realizada para conjunto dos dados adquiridos em ambos os receptores.</i>	13

Página intencionalmente deixada em branco.

1 Introdução

O atual Relatório de Monitorização de Ruído Subaquático apresenta os resultados da análise dos dados acústicos recolhidos na área de uma exploração aquícola situada na costa sul da Ilha da Madeira, no concelho da Ribeira Brava. Esta campanha de monitorização foi realizada no âmbito de um Estudo de Impacto Ambiental levado a cabo devido a um projecto de ampliação da exploração aquícola.

A recolha de dados teve uma duração de um dia, tendo sido realizado no período diurno. Para adquirir dados acústicos foram utilizados dois receptores acústicos, onde um receptor foi fundeado na proximidade das jaulas de engorda de pescado, e o outro receptor foi operado em deriva livre mais ao largo da exploração.

A análise de dados levada a cabo neste relatório serve o propósito de estabelecer a situação de referência, tendo em conta a atual dimensão da exploração e atividades inerentes, assim como o tráfego marítimo na zona adjacente e ruído natural característico da daquela área costeira. A abordagem seguida na análise dos dados acústicos foi baseada no Processamento Estatístico, o qual serviu essencialmente o propósito de obter uma caracterização do atual panorama acústico da área de estudo.

Este documento é da autoria dos membros da equipa da MarSensing Lda: Cristiano Soares e Friedrich Zabel.

2 Descrição do programa de monitorização

2.1 O equipamento

Para o propósito de aquisição de dados acústicos foram utilizados dois hidrofones digitais autónomos digitalHyd SR-1:

- um hidrofone fundeado;
- um hidrofone em deriva.

Este dispositivo é dotado de memória própria e alimentação própria, o que permite uma utilização diversificada e versátil, permitindo o seu fundeamento e operação autónoma por longos períodos de tempo. Este dispositivo permite programar diversos parâmetros incluído taxa de aquisição, sensibilidade, modo de aquisição, entre outros. Para esta campanha o dispositivo foi programado para adquirir 52734 amostras por segundo; o ganho do amplificador foi de $16\times$, o que corresponde a uma sensibilidade nominal de -143 dB re 1 V / 1 μ Pa; a resolução em amplitude foi de 24 bits.

Para fundear um hidrofone foi utilizado um flutuador de superfície, um cabo mecânico, e um lastro de suspensão. O hidrofone em deriva foi amarrado à embarcação através de um flutuador, cabo mecânico, e um pequeno peso para manter o hidrofone à profundidade desejada.

Para registar o posicionamento ao longo da campanha, e locais de referência foi utilizado um receptor de GPS de mão.

2.2 Breve resumo da campanha

A campanha de monitorização foi levada a cabo no dia 24 de Outubro de 2017 dentro e fora da área de exclusão da exploração aquícola. Para tal foram utilizados dois receptores

Receptor	Designação	Início	Fim	Posição inicial
Fixo	Fundamento	10h30	17h00	F1 (N32°39.534' W17°03.187')
Móvel	Deriva 1	10h30	13h45	D1 (N32°39.249' W17°03.050')
Móvel	Deriva 2	14h05	14h45	D2 (N32°39.421' W17°03.136')
Móvel	Deriva 3	15h00	17h00	D3 (N32°39.179' W17°03.075')

Tabela 1: Posições de referência para amostragem acústica, com indicação do tipo, designação, e períodos de amostragem.

acústicos, tendo sido um receptor fundeado numa posição única ao longo de todo o dia, enquanto que o outro receptor foi operado em modo de deriva livre, em três transectos de deriva. Desta forma, permite-se a monitorização em função do tempo numa posição fixa, enquanto que a deriva permite uma observação com dependência espacial.

2.3 Locais de amostragem

Durante o dia 24 de Outubro de 2017 foram efetuadas gravações do ruído numa posição fixa e em posições ao longo de trajectos de deriva livre. A Figura 1 mostra os locais de amostragem onde se indica o local do fundeamento, marcado com um triângulo e designado por F1, no qual o hidrofone foi fundeado a uma profundidade estimada de 30 m. A Tabela 1 resume as posições de referência para o fundeamento e derivas, e respectivos períodos de aquisição. A componente móvel consistiu de três derivas, devido a reposicionamentos operados, tendo estes sido iniciados, respectivamente, nas posições D1, D2, e D3. A profundidade da água nos locais de amostragem varia entre 60 e 70 m.

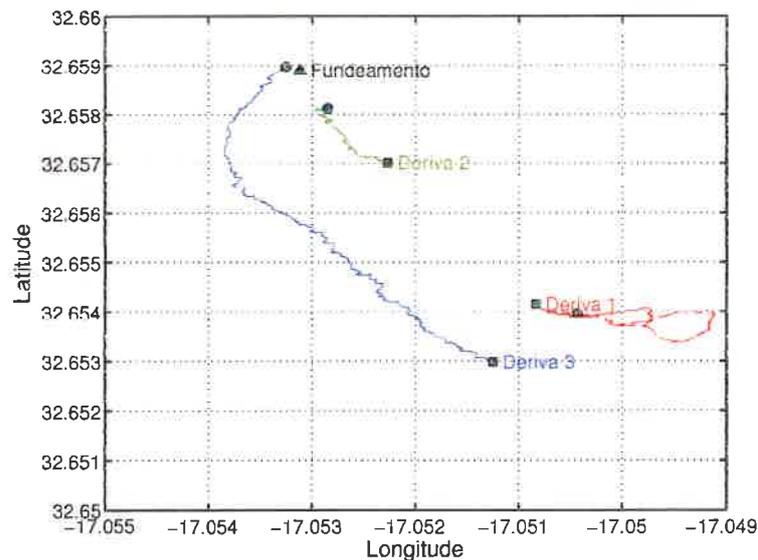


Figura 1: Área de monitorização do ruído subaquático. O triângulo indica a posição de fundeamento de um dos receptores acústicos (30 metros de profundidade); os quadrados indicam a posição inicial de cada deriva com o receptor móvel, e os círculos a posição final.

2.4 Detecção de situações particulares

Não foram detetadas situações particulares que requeiram uma notificação neste documento.

Conteúdo

1	Introdução	7
2	Dados e metodologia	8
2.1	O tráfego marítimo: distribuição espacial	8
2.2	Nível sonoro da fonte	10
2.3	A batimetria	10
2.4	O ambiente de propagação acústica	10
2.5	Computação do campo acústico	12
2.6	Avaliação do impacto	13
3	Resultados	14
3.1	Avaliação da situação de referência	14
3.2	Avaliação do impacto da exploração	16
4	Conclusões	19

Lista de Figuras

1	Distribuição espacial do tráfego marítimo na área de estudo obtida através de dados AIS captados na área de interesse. A cor indica a ocupação temporal (horas) de cada divisão de 1 minuto × por 1 minuto.	9
2	Batimetria na zona da Ilha da Madeira: (a) área envolvente à Ilha da Madeira com a delimitação da área utilizada para a modelação do ruído naval; (b) área utilizada para efeitos de modelação acústica com indicação da vila da Ribeira Brava e posições das jaulas aquícolas.	11
3	Perfis de temperatura, salinidade, e velocidade do som na coluna de água para posições no intervalo de longitudes entre W17.5 (negro) e W16.6 (azul), e latitude N32.5: temperatura (esquerda); salinidade (centro); perfil de velocidade de som (direita).	12
4	Perfis de temperatura, salinidade, e velocidade do som na coluna de água para a posição com longitude W17.5 e W16.6, e latitude N32.5 entre o dia 01/08/2019 (negro) e o dia 30/08/2019 (azul): temperatura (esquerda); salinidade (centro); perfil de velocidade de som (direita).	13
5	Nível sonoro de banda larga recebido na área de interesse à profundidade de 20 m em Agosto de 2019: nível sonoro médio (Média); nível sonoro superado em proporção do tempo total de observação de 50%, 95%, e 5%.	15
6	Modelação do tráfego marítimo gerado pelas embarcações durante as fases de exploração: Fase 1 (esquerda); Fase 2 (direita). Os triângulos indicam as posições selecionadas para efeitos de avaliação do acréscimo gerado nas fases de exploração. Os pontos brancos indicam as posições das jaulas aquícolas.	17
7	Predicção do excesso de ruído relativamente à situação de referência durante as fases de exploração aquícola em termos de proporção de área e tempo para diferentes limiares na área delimitada pelo paralelo 32.6°W e a linha de costa, no intervalo de longitudes entre 17.1W e 17.0W: acréscimo da Fase 1 face à situação de referência (esquerda); acréscimo da Fase 2 face à Fase 1(direita).	19

Página intencionalmente deixada em branco.

1 Introdução

A implantação da exploração aquícola da Ribeira Brava implica o movimento regular de embarcações de trabalho auxiliar entre o porto de abrigo e zona de implantação. Com a extensão da exploração, antecipa-se um incremento do número de trajectos e da distância total percorrida diariamente por estas, nas duas zonas de implantação. Um dos impactos da movimentação de embarcações numa determinada área marítima é introdução de energia acústica no meio marinho, a qual poderá aumentar o nível de ruído antropogénico significativo na zona de impacto. A fauna marinha poderá ser impactada devido à dependência de muitos animais marinhos de processos bioacústicos para diversos fins fisiológicos. O ruído subaquático é uma forma de degradação ambiental, e os seus efeitos potenciais estão amplamente descritos na literatura da especialidade. Estes são classicamente divididos em zonas de influência, incluindo, a zona de deteção e resposta comportamental; a zona de mascaramento; e zonas de desconforto, perda de audição ou danos físicos [Richardson et al., 1995]. A zona de deteção inclui as distâncias onde um animal podem ouvir ou detectar o ruído radiado; é possível que ocorra reação perante a deteção de alguns tipos de ruído em determinadas circunstâncias. O ruído antropogénico é susceptível de interferir com sons biologicamente relevantes se este for de elevada intensidade - nesse caso o receptor biológico encontra-se numa zona de mascaramento, podendo este efeito dificultar a deteção de sons biologicamente relevantes. Finalmente, o ruído poderá causar desconforto ou danos físicos de diversos tipos, incluindo alteração temporária do limiar de audibilidade, ou alteração permanente do limiar de audibilidade, ou outros danos físicos permanentes. O âmbito espacial destes efeitos pode ser muito variável mesmo para um determinado indivíduo, e sobretudo em função da espécie, e em função de condicionalismos ambientais.

Relativamente ao ruído radiado por embarcações, este é de natureza cumulativa em muitas partes do espaço marítimo, e altamente dinâmico pelo facto de se tratar de fontes de ruído móveis e modos de operação diversos, e com distribuição muito variável no espaço e no tempo. Este tipo de ruído geralmente entra na categoria do ruído contínuo de baixa frequência, embora, no caso de pequenas embarcações, o espectro de potência do ruído radiado se possa estender até frequências bem acima de 10 kHz. O ruído radiado por embarcações pode ser susceptível, nos piores casos, de causar mascaramento de sinais biologicamente relevantes ou reações comportamentais por parte de indivíduos receptores. No entanto, em alguns casos, foi observada uma tolerância à presença de embarcações no *habitat* marinho. Por exemplo, o golfinho roaz corvineiro é conhecido por tolerar o ruído radiado por pequenas embarcações, sendo frequentemente atraído por estas e nadando ao lado por alguns períodos [Richardson et al., 1995].

No actual caso, estas movimentações serão repetidas diariamente e terão um carácter permanente enquanto a exploração aquícola se mantiver em atividade, pelo que se torna relevante levar a cabo um estudo que permita avaliar a contribuição da nova atividade para o ruído total da área sob observação. No caso actual, a área de estudo encontra-se já cronicamente contaminada com ruído antropogénico, em particular, por ruído radiado pelo tráfego costeiro e pelo tráfego afecto às pescas e outras actividades económicas locais, assim como tráfego distante.

O actual relatório tem como objectivo levar a cabo a modelação acústica do ruído subaquático a sul da Ilha da Madeira, para avaliar o possível impacto da nova actividade na área de implantação e áreas adjacentes, em termos do acréscimo do nível de ruído e extensão da área de impacto. Para tal, tendo sido seleccionada uma área a sul da Ilha da Madeira que possa ser susceptível de ser impactada pela atual atividade. A modelação acústica per-

mite a obtenção de mapas de ruído, e uma abordagem em termos de superfície, podendo ser gerados mapas de ruído para uma área relativamente extensa e para um intervalo de tempo virtualmente ilimitado, em oposição às medições *in situ* que requerem o acesso a posições no mar para observações pontuais no espaço, e que na prática são muitas vezes limitadas no tempo. A modelação levada a cabo por meio de um modelo computacional que tem como entrada uma representação realista do oceano, com entradas da descrição tão exaustiva quanto disponível do canal de propagação (coluna de água, fundo marinho) e da geometria emissor-receptor. No caso actual a computação do campo acústica é repetida a uma elevada taxa temporal, de forma a ter em conta a evolução das propriedades físicas variáveis no tempo e a distribuição de fontes acústicas (tráfego naval), da qual resulta uma série temporal a qual é objecto de um processamento estatístico. Os resultados apresentados dão indicações do acréscimo de nível de ruído esperado após a operacionalização das diferentes fases de desenvolvimento da exploração aquícola em posições discretas seleccionadas, e da área do *habitat* marinho susceptível de ser exposto a determinados acréscimos no nível de ruído em proporção do tempo. Este estudo não é dirigido a nenhuma espécie em particular nem a nenhuma categoria de espécies, pelo que não serão determinados os tipos de efeitos mencionados anteriormente.

Na secção 2 são apresentados os dados que estão na base deste estudo e é descrita a metodologia que conduzirá à avaliação do impacto das movimentações das embarcações auxiliares à exploração aquícola. Na secção 3 são apresentados e discutidos os resultados da modelação, e é levada a cabo avaliação do impacto. Finalmente, são obtidas as conclusões do estudo.

2 Dados e metodologia

O actual estudo de modelação tem como objectivo produzir uma estimativa do acréscimo do nível de ruído subaquático que a operação das embarcações afectas exploração aquícola induzirá na área adjacente. Para tal é levada a cabo a modelação do nível de ruído da situação de referência, devido ao tráfego existente na área de estudo seleccionada, acrescido do ruído induzido pelo vento na superfície do mar. Numa segunda fase é levada a cabo a modelação dos níveis de ruído devidos às embarcações afectas à operação da instalação aquícola. As diferentes componentes de ruído são combinadas de forma a produzir o nível total na situação de referência e nas fases de desenvolvimento da exploração aquícola, seguindo-se a comparação para determinar os acréscimos obtidos nas diferentes de exploração.

A modelação acústica é baseada num modelo computacional de modos normais que tem como entradas dados geométricos e ambientais realistas, afim de gerar os diversos cenários de propagação acústica para geração de séries temporais sintéticas de dados acústicos. Os níveis sonoros são obtidos por meio de um processamento estatístico das séries temporais geradas pelo modelo.

Nesta secção serão descritos os dados de entrada do modelo e a metodologia de processamento dos dados gerados pelo modelo computacional de propagação acústica.

2.1 O tráfego marítimo: distribuição espacial

Para obter o nível de ruído subaquático de referência devido ao tráfego marítimo são utilizados dados AIS (Automatic Identification System), um sistema de transmissão de informação que equipa um elevado número de embarcações cuja função primária é a promoção da se-

2.5 Metodologia e critérios de análise

A análise de dados levada a cabo neste relatório é em larga medida baseada em análise de frequência (ou análise de Fourier). A série temporal de dados acústicos é dividida em segmentos de K amostras. A cada segmento é aplicada uma janela de Hanning, seguida da computação de Transformada de Fourier Discreta (DFT) por meio de um algoritmo FFT (*Fast Fourier Transform*), da qual é obtido um periodograma. Para efeitos de estimação espectral, a fim de reduzir a variância das componentes espectrais obtidas em cada periodograma, é aplicado o método de Bartlett. O método de Bartlett é um método de estimação espectral clássico, o qual consiste dos seguintes passos:

- divisão de uma série temporal de N amostras em L segmentos de K amostras (segmentação);
- computação da DFT de cada segmento;
- cálculo do quadrado das K magnitudes espectrais (periodogramas);
- cálculo da média do quadrado dos periodogramas.

O resultado deste algoritmo é uma estimativa do espectro de potência do sinal designado por Densidade Espectral de Potência.

Agregar uma série de periodogramas resulta numa representação tempo-frequência do sinal acústico, ou seja, uma observação do espectro do sinal em função do tempo. Esta representação é designada por espectrograma. Um espectrograma permite observar a variação do conteúdo espectral ao longo do tempo. Por exemplo, transitórios acústicos podem ser encontrados por inspeção visual de um espectrograma.

Enquanto que a PSD que deriva directamente da segmentação da séries temporal fornece uma resolução de frequência de $2/T$, onde T é o comprimento da janela de observação, frequentemente a resolução é reduzida para uma fração de banda de oitava, comumente $1/3$ ou $1/12$ de oitava, onde o intervalo de cada banda é directamente proporcional à frequência central. Os níveis de bandas de uma fração de uma oitava exibem uma inclinação espectral diferente da densidade espectral, uma vez que as bandas têm largura logarítmica com a frequência, o que significa que as bandas alargam em função da frequência. Logo, bandas com frequência central mais elevada integram energia sobre maiores intervalos de frequência. Densidade espectral e análise em bandas de $1/3$ de oitava não devem ser comparados directamente devido a diferente largura de banda considerada para integrar energia. A Tabela 2 mostra bandas de $1/3$ de oitava, com frequência central, e frequências mínima e máxima.

A análise de dados é levada a cabo como se segue. Primeiro, a DFT é calculada ao longo de toda a série temporal com segmentação de 4096 amostras (equivalente a aproximadamente 0.077 s), por meio de uma janela de Hanning. Esta saída é uma série de espectros acústicos instantâneos, a qual é objecto de análise para obtenção de indicadores como sejam níveis de banda larga, análise espectral, análise em bandas de um $1/3$ de oitava, e análise estatística. A análise espectral é levada a cabo por meio do método de Bartlett. A análise estatística é levada a cabo para níveis sonoros de banda larga e para bandas de $1/3$ de oitava, incluindo valores médios e percentis. A estimativa de distribuições empíricas permite obter uma ideia de níveis dominantes em frequência ou em termos de níveis de banda larga. Os percentis dos níveis de banda larga serão utilizados para estabelecer níveis excedidos em proporção do tempo, métrica que tem a leitura da porcentagem do tempo total durante o qual um determinado nível é superado.

f_{\min}	f_c	f_{\max}	f_{\min}	f_c	f_{\max}
35	39	44	1114	1250	1403
44	49	55	1403	1575	1768
55	62	70	1768	1984	2227
70	78	88	2227	2500	2806
88	98	110	2806	3150	3536
110	124	139	3536	3969	4454
139	156	175	4454	5000	5612
175	197	221	5612	6300	7071
221	248	278	7071	7937	8909
278	312	351	8909	10000	11225
351	394	442	11225	12599	14142
442	496	557	14142	15874	17818
557	625	702	17818	20000	22449
702	787	884			

Tabela 2: *Bandas de 1/3 de oitava utilizadas em análise espectral.*

3 Análise de dados

3.1 Análise da série temporal

A análise da série de dados completa fornece uma ideia geral da distribuição de frequência de eventos discretos no tempo e a variabilidade do nível sonoro ao longo do tempo. Uma inspeção visual permite a deteção ou mesmo a identificação de eventos discretos tais como a passagem de embarcações ou a vocalização de animais marinhos, uma vez que cada tipo de fonte sonora pode ter conteúdo espectral distinto ou característico. A Figura 2 mostra a análise tempo-frequência para o tempo total de aquisição no hidrofone fixo (painel superior) e no hidrofone móvel (painel inferior) para o período entre as 10h30 e as 17h00 (hora local) do dia 24/10/2017. A escala de cores indica a intensidade sonora em dB re $1 \mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$. Juntamente mostra-se a respectiva curva do nível de pressão sonora de banda larga, integrando a energia recebida em toda a banda de observação entre 0 e ca. de 26 kHz (metade da taxa de amostragem). No painel inferior existem duas interrupções devidas ao reposicionamento da embarcação.

Ao longo do dia passaram diversas embarcações, algumas com curso relativamente próximo ao local de observação, e outras com percurso ao largo ou distante. São observados diversos eventos discretos, os quais correspondem à passagem de embarcações na proximidade, onde em alguns casos é possível distinguir desfasamento temporal no pico de intensidade devido à posição de cada receptor. O hidrofone fundeado apresenta maior intensidade de ruído de fundo em frequências acima de 15 kHz, mas o hidrofone móvel parece receber maior intensidade do ruído de fundo em frequências abaixo de 5 kHz, na ausência de eventos discretos próximos. No caso do hidrofone móvel após o primeiro e segundo reposicionamento, observou-se uma alteração significativa no nível sonoro. No caso do hidrofone fixo, os níveis sonoros variam entre 90 e 105 dB, enquanto que no caso hidrofone móvel os níveis variam entre 90 e 108 dB. (Note que estes valores resultam de uma média sobre períodos de integração de 2 minutos, pelo que valores extremos são *diluidos* no intervalo de integração.)

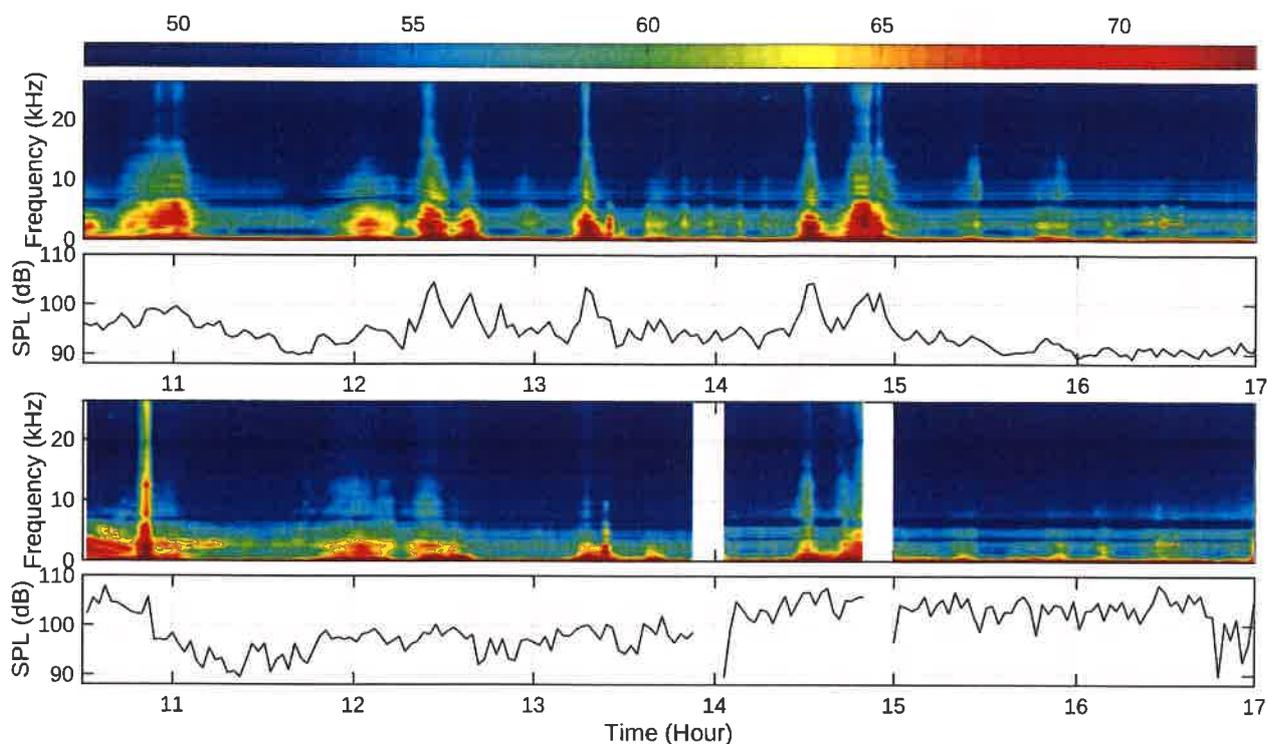


Figura 2: Análise da série temporal acústica adquirida no dia 24/10 no período entre 10h30 e 17h00 com um receptor fixo (painel superior) e com um receptor móvel (painel inferior). É mostrada a análise tempo-frequência e nível de pressão sonora.

3.2 Análise estatística

Esta secção fornece uma análise estatística dos dados acústicos, em oposição à representação tempo-frequência dada na secção anterior. Geralmente, a análise estatística é mais adequada para caracterizar a variabilidade e comparar panoramas acústicos em intervalos de tempo e localizações diferentes, enquanto que as representações de séries temporais são mais adequadas para mostrar eventos discretos e mostrar tendências dos níveis sonoros observados.

3.2.1 Níveis de banda larga

Nesta secção é levada a cabo uma análise em níveis de ruído de banda larga. Daqui em diante níveis de banda larga respeitam a níveis sonoros integrando toda a potência contida no intervalo de frequências entre 35 Hz to 22449 Hz, o qual é o intervalo total incluindo todas as bandas dadas na Tabela 2, mais especificamente, a banda de frequências desde o limite inferior da primeira banda de 1/3 de oitava ao limite superior da última banda de 1/3 de oitava. Deste modo é mantida a coerência entre o nível de banda larga e a análise dos níveis de bandas de 1/3 de oitava.

Em primeiro lugar é obtido o Nível Excedido em Proporção do Tempo. Este indicador é interpretado como *durante ... % do tempo o nível de ruído excedeu ... dB*. Para obter este indicador, foram estimados os níveis instantâneos para segmentos de 0.077 s, ao longo de todo o período de observação, para cada um dos receptores acústicos, tendo sido calculados os percentis de 0 a 100 com resolução de 1. Os percentis foram invertidos para obtenção do nível excedido em percentagem do tempo total. Desta forma, por exemplo, o percentil 5 corresponde ao nível excedido durante 95% do tempo. A Figura 3 mostra o resultado para o

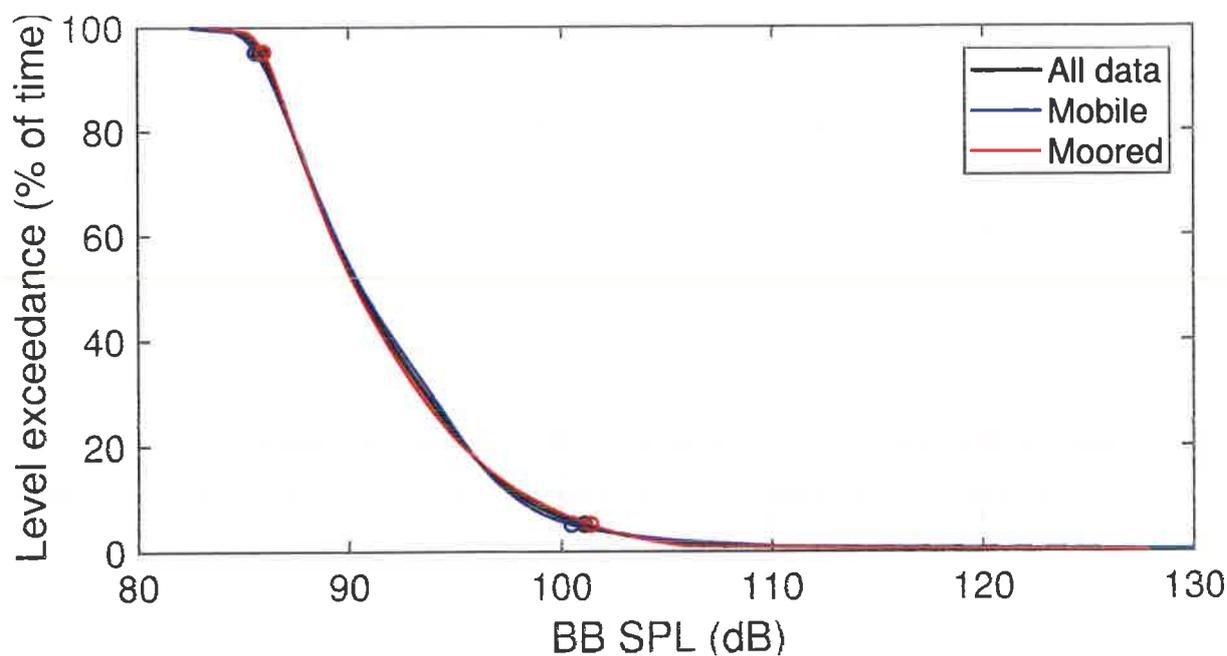


Figura 3: *Nível sonoro excedido em proporção do tempo para o período das 10h30 às 17h00 do dia 24 de Outubro de 2017: receptor fixo (encarnado); receptor móvel (azul); conjunto (cinza). Os círculos marcam o nível excedido durante 95% e 5% tempo, respectivamente.*

receptor fundeado (encarnado) e para o receptor móvel (azul). A curva a negro é estimada através da fusão dos dois conjuntos de dados. Os círculos indicam 95% e 5% do tempo. As três estimativas indicam resultados bastante semelhantes, uma vez que na maioria do intervalo estes apresentam uma diferença limitada a 1 dB. Apenas a partir do percentil 95 foi obtido um valor com destaque superior a 3 dB no caso do receptor móvel, o que deverá estar relacionado com facto de estes dados terem sido obtidos numa zona fora da zona de exclusão. A curva apresenta uma inclinação elevada e um gradiente de 16 dB entre o percentil 5 e 95, e uma cauda relativamente longa com um intervalo que supera mais de 30 dB entre 5% e 0 da proporção do tempo. Estas características resultam da ocorrência de *eventos acústicos transitórios discretos* no tempo, onde a intensidade varia de forma suave devido à aproximação seguido do afastamento.

Através da Tabela 3 é possível estabelecer uma caracterização da zona, onde se conclui que o nível mínimo medido é de ca. de 85 dB e o valor máximo supera 106 dB no receptor fixo 110 dB para o receptor móvel. O valor médio é de aproximadamente 92 dB. Se se considerar os períodos de ausência de fontes de ruído na proximidade, pode-se dizer que 85 dB é o nível mínimo que observa atualmente naquela zona, o qual pode ser tomado como o nível resultante do ruído ambiente, sem excluir a contribuição de fontes distantes que não são distinguíveis no espectro de frequências ou por análises subjectivas como a escuta dos sinais. Tendo este valor mínimo de referência, podemos concluir que o incremento médio do nível sonoro devido à passagem ou presença de embarcações é de aproximadamente de 6 dB. Em períodos muito limitados, inferiores a 5% do tempo total, o incremento atinge entre 20 e 25 dB. Note-se que estes valores são válidos para o intervalo de frequências considerado na análise dos dados (35 a 22449 Hz).

Dados acústicos	P ₁	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅	P ₉₉	rms
Receptor fixo	85.2	86.0	87.8	90.4	94.3	101.5	106.0	91.6
Receptor móvel	84.6	85.6	87.8	90.6	94.7	100.6	110.6	91.7
Conjunto	84.9	85.8	87.8	90.5	94.5	101.1	107.6	91.7

Tabela 3: *Resumo da análise estatística do nível sonoro de banda larga para o receptor fixo, receptor móvel, e para o conjunto das duas séries temporais. Níveis superados em proporção do tempo (p_q) e valor rms. given in decibel.*

3.2.2 Análise de frequência

Diagramas de caixa podem ser estimados no domínio da frequência para avaliação da variabilidade do nível em bandas de frequência significativas. A Figura 4 mostra diagramas de caixa para os três conjuntos de dados ao longo de banda de 1/3 de oitava. As frequências são as frequências centrais das bandas de 1/3 de oitava (ver Tabela 2), cuja largura aumenta de forma logarítmica com a frequência, o que deve ser tido em conta na interpretação destes diagramas, devido ao intervalo de integração da potência.

Nos painéis superior e intermédio mostra-se os diagramas respeitantes ao receptor fixo e ao receptor móvel, enquanto que o painel inferior é respectivo à análise do conjunto das séries temporais. Os diagramas respeitantes às duas posições apresentam significativas semelhanças, com ligeira diferença na distribuição da potência ao longo da banda. A dispersão da intensidade recebida é muito significativa para frequências até 100 Hz, onde são observados os maiores intervalos entre limites inferior e superior, assim como a amplitude interquartil. Neste intervalo a assimetria é reduzida. Acima de 100 Hz a dispersão da intensidade diminui progressivamente com a frequência, assim como a assimetria. Para frequências entre 100 Hz e 5000 Hz a variabilidade é moderada, visto que se observa uma amplitude de variação total com algum significado e amplitudes interquartil. Para frequências acima de 5000 Hz a amplitude interquartil é muito reduzida, e a assimetria muito significativa. Este resultado estará poderá dever-se ao facto de neste intervalo o ruído ser devido ao ambiente, o qual é bastante estável ao longo do tempo, com breves interferências devidas à passagem de embarcações, cuja a contribuição é reduzida neste intervalo pela energia radiada ser dominada por frequências baixas. Enquanto que as frequência baixas se propagam a distâncias relativamente longas, podendo ser recebidas no receptor mesmo com embarcações relativamente distantes, as frequências mais elevadas sofrem maiores perdas de transmissão no canal de propagação pelo que são recebidas apenas quando a embarcação passa em posições relativamente próximas aos receptores. Todos os percentis considerados e níveis médios para as bandas de 1/3 de oitava são fornecidos nas Tabelas 4, 5, e 6 do apêndice.

A Figura 5 mostra a Densidade de Probabilidade Espectral, a qual indica a probabilidade empírica dos níveis em cada frequência, com sobreposição de curvas de percentis em função da frequência para os percentis 1, 5, 50, 95 e 99, para o conjunto dos dados adquiridos com os dois receptores acústicos. Esta análise permite mostrar a dispersão do nível sonoro em função da frequência. Observa-se que no intervalo até 300 Hz a dispersão é significativa. Com o aumento da frequência, a dispersão diminui, observando-se um intervalo de dispersão moderada no intervalo de 300 a 3000 Hz. Acima de 3000 Hz, o nível sonoro torna-se cada vez menos variável. Este resultado confirma a observação obtida através do diagrama de caixa da Figura 4, onde já havia sido observada a tendência de concentração do nível sonoro com o aumento da frequência.

Esta análise permite ainda obter informação acerca do tipo de modalidade do nível sonoro

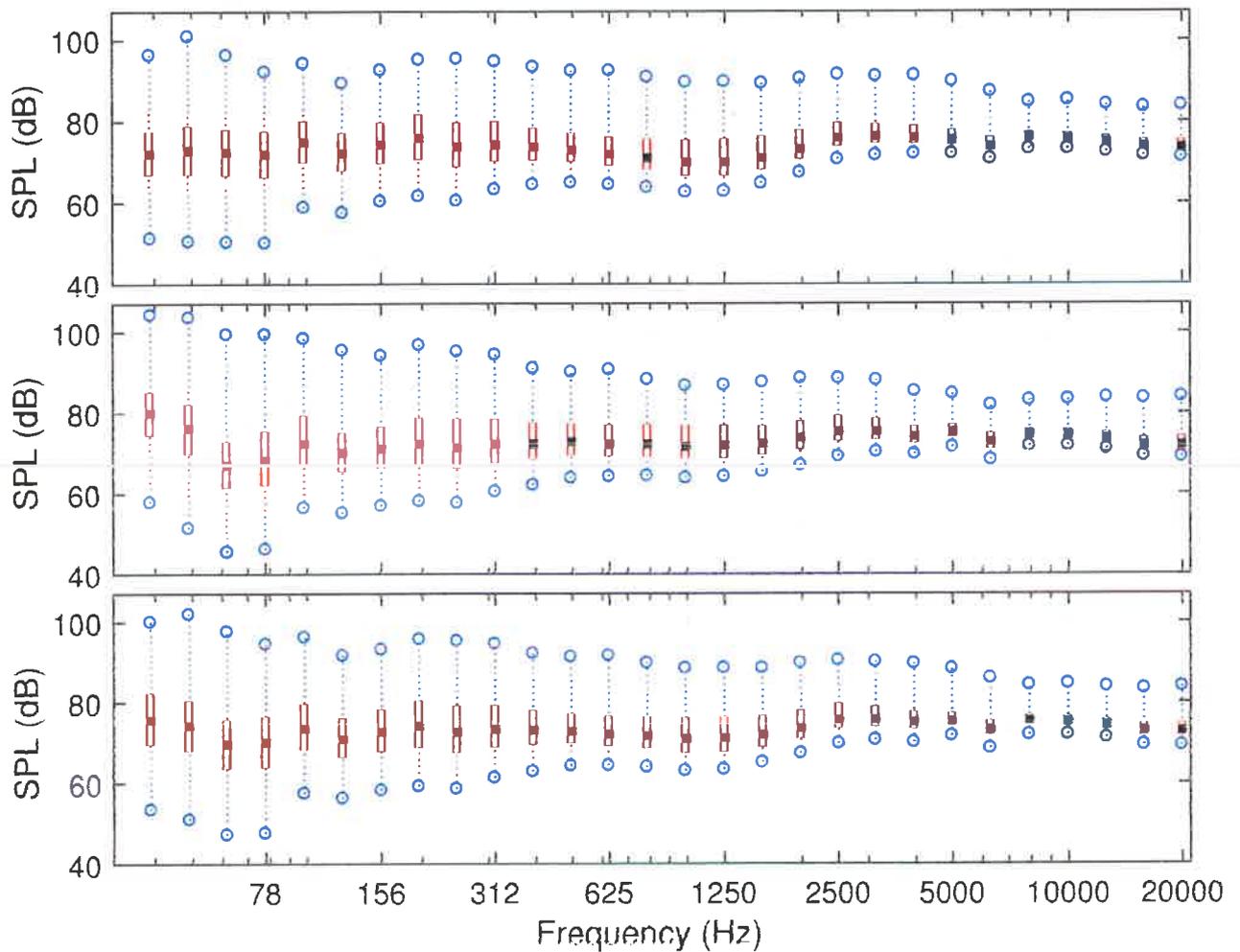


Figura 4: Diagrama de caixa para níveis de 1/3 de oitava para o receptor fixo (superior); receptor móvel (intermédio); e conjunto (inferior) dos dados adquiridos em 24/10/2017 no período das 10h30 às 17h00. Media (negro); 1^o e 3^o quartil (extrimidades da caixa); limites (fios de bigode). Os limites correspondem aos percentis 1 e 99.

recebido. Neste caso, o ruído medido é claramente de característica unimodal, uma vez que para cada frequência existe um pico apenas. Este resultado permite inferir que o ruído total em termos de exposição acumulada ao longo do intervalo de observação é dominado por ruído ambiente, e que os eventos transitórios contribuem para a variabilidade na banda de frequências até aproximadamente 3 kHz, sem causar uma alteração do regime geral observado.

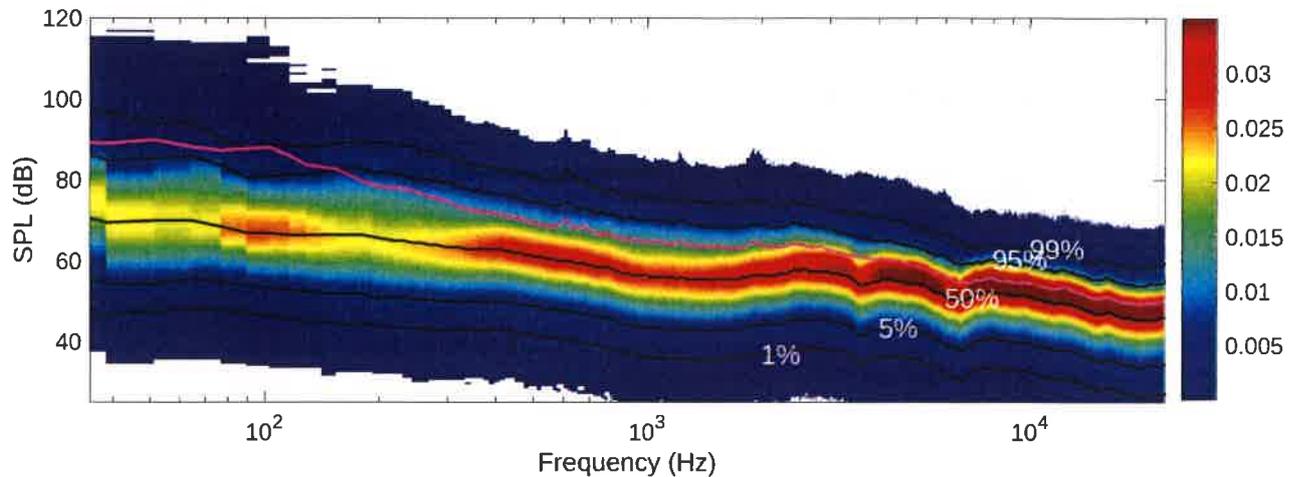


Figura 5: *Densidade de probabilidade espectral de níveis de ruído em função da frequência com percentis (negro) e densidade espectral de potência (rosa). Análise realizada para conjunto dos dados adquiridos em ambos os receptores.*

4 Conclusões

A campanha de monitorização de ruído subaquático, levada a cabo em 24 de Outubro de 2017, teve a duração de um dia, com uma duração útil de 6.5 horas, tendo sido realizada em período diurno em horário normal de laboração, entre as 10h30 e as 17h00. Para tal foram utilizados dois receptores acústicos, onde um dos recptores foi fundeado na proximidade da exploração aquícola, e o outro receptor foi utilizado em deriva livre com distância máxima ao local da exploração de aproximadamente um 1 km.

A observação indica que o panorama acústico é dominado por ruído natural com características típicas de uma zona costeira gerado pela ondulação, corrente, e vento, pela passagem de embarcações de pesca e embarcações recreativas, com curso junto à zona de exclusão da exploração ou bastante ao largo. Em termos de série temporal essas fontes de ruído são transitórias com um período de incremento seguido de um período de amortecimento da contribuição para o nível total. Adicionalmente, existem as embarcações da própria exploração, que cumprem o trajecto entre o Cais da Ribeira Brava e permanecem na exploração durante as ações levadas a cabo.

Os resultados indicam que a contribuição média das fontes de ruído antropogénicas considerada causam um incremento médio no nível total de cerca de 6 dB, podendo esse incremento atingir 25 dB em períodos inferiores a 5% do tempo total. Este nível de contribuição de embarcações para o ruído total pode ser considerado relativamente moderado, em comparação com resultados obtidos no âmbito de estudos realizados noutros locais. Estatisticamente, os resultados obtidos para o caso de receptor fixo e receptor móvel apresentam um

elevado grau de similaridade, exceptuando os valores máximos observados, o que se deve à dispersão das fontes de ruído no espaço.

Deve-se mencionar que o atual estudo poderá sofrer de algum viés uma vez que o período de observação apenas compreende um período diurno de um dia. A não inclusão de uma repetição da medição poderá introduzir alguma incerteza na avaliação (questão de representatividade). A não inclusão do período nocturno poderá introduzir de forma directa um ligeiro viés nos indicadores estatísticos, especialmente na média e dispersão dos níveis sonoros, dado que seria expectável que o tráfego marítimo fosse inferior durante o período nocturno.

A Resultados estatísticos tabelados

Esta secção apresenta valores tabelados da análise estatística em bandas de 1/3 de oitava obtidas nas secções 3.2.1 e 3.2.2.

f (Hz)	P ₁	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅	P ₉₉	rms
39	51.3	58.6	67.0	72.1	77.5	89.4	96.2	72.6
49	50.5	57.9	67.0	72.8	78.8	91.3	100.8	73.3
62	50.3	57.9	66.8	72.4	77.9	86.7	96.3	72.4
78	50.1	57.6	66.3	72.0	77.5	85.8	92.1	71.8
98	58.9	63.4	69.9	74.8	79.9	87.4	94.1	75.1
124	57.6	61.9	67.8	72.2	77.1	84.3	89.4	72.6
156	60.4	64.1	69.7	74.3	79.7	87.6	92.5	74.9
197	61.7	65.1	70.8	75.9	81.8	90.1	95.1	76.5
248	60.5	63.8	68.9	73.7	79.7	88.4	95.3	74.7
312	63.3	66.0	70.2	74.3	80.0	88.2	94.7	75.5
394	64.5	66.9	70.5	73.7	78.4	86.2	93.3	74.9
496	65.0	67.0	70.2	73.0	77.2	85.8	92.3	74.3
625	64.5	66.3	69.2	72.0	76.2	85.5	92.4	73.4
787	63.7	65.4	68.1	71.0	75.7	84.7	90.8	72.5
992	62.7	64.2	66.8	70.0	75.5	84.0	89.6	71.6
1250	63.0	64.4	66.8	70.0	75.7	83.8	89.7	71.7
1575	64.9	66.2	68.4	71.1	76.4	84.0	89.2	72.8
1984	67.6	68.8	70.9	73.3	78.0	85.5	90.4	74.9
2500	70.8	71.9	74.0	76.0	79.7	86.5	91.4	77.3
3150	71.7	72.9	74.7	76.4	79.4	86.5	91.0	77.6
3969	72.1	73.1	74.6	76.1	79.0	86.3	91.1	77.4
5000	72.1	73.0	74.4	75.6	78.0	84.8	89.7	76.8
6300	70.8	71.6	72.9	74.0	76.2	82.8	87.2	75.1
7937	73.2	74.1	75.2	76.1	77.4	81.8	84.7	76.7
10000	73.2	73.9	75.0	75.8	77.2	82.0	85.1	76.5
12599	72.6	73.2	74.2	75.0	76.5	81.2	84.0	75.8
15874	71.6	72.2	73.1	74.0	75.6	80.0	83.3	74.7
20000	71.1	71.7	72.6	73.5	75.3	80.0	83.8	74.4

Tabela 4: Estatística para níveis de 1/3 de oitava para os dados obtidos com o receptor fixo: níveis superados em proporção do tempo (percentis) e nível rms. Valores dados em dB re dB re 1 μ Pa.

f (Hz)	P ₁	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅	P ₉₉	rms
39	57.9	65.5	74.5	79.9	85.1	93.7	104.3	79.8
49	51.5	59.6	69.8	76.2	82.1	92.0	103.7	76.0
62	45.6	52.8	61.5	67.1	72.9	83.4	99.4	67.6
78	46.2	53.6	62.2	68.2	75.4	86.1	99.4	69.1
98	56.6	60.9	67.2	72.3	79.3	89.6	98.4	73.6
124	55.2	59.6	65.5	70.0	75.1	84.5	95.5	70.8
156	57.0	60.8	66.4	71.2	76.5	86.6	94.2	72.1
197	58.1	61.6	67.2	72.2	78.7	88.7	96.8	73.4
248	57.7	61.0	66.3	71.4	78.5	87.8	95.2	72.7
312	60.5	63.2	67.6	72.2	78.5	87.8	94.4	73.5
394	62.1	64.6	68.6	72.4	77.6	86.4	91.0	73.6
496	63.8	66.0	69.5	72.8	77.3	85.8	90.1	74.0
625	64.3	66.2	69.3	72.3	77.0	85.2	90.7	73.6
787	64.4	66.2	69.1	72.3	77.2	84.0	88.2	73.4
992	63.8	65.5	68.5	71.6	77.0	83.0	86.7	72.9
1250	64.3	65.9	68.9	72.0	77.0	83.2	86.9	73.2
1575	65.5	67.0	69.7	72.5	76.9	83.6	87.6	73.6
1984	67.1	68.6	71.3	73.9	78.0	84.0	88.6	74.9
2500	69.3	70.7	73.1	75.4	79.5	85.0	88.6	76.5
3150	70.4	71.6	73.5	75.4	78.7	84.2	88.1	76.4
3969	69.9	70.9	72.6	74.2	76.7	81.5	85.4	75.0
5000	71.6	72.6	74.1	75.4	77.2	81.1	84.8	76.0
6300	68.4	69.4	71.2	72.9	75.0	78.5	81.9	73.3
7937	71.8	72.5	73.7	74.7	76.0	78.9	83.1	75.1
10000	71.9	72.5	73.6	74.6	76.0	79.2	83.4	75.1
12599	71.1	71.7	72.8	73.8	75.4	79.2	83.8	74.5
15874	69.3	69.9	71.0	72.0	74.0	78.4	83.6	72.9
20000	68.9	69.6	70.8	72.0	74.2	78.6	84.0	72.8

Tabela 5: Estatística para níveis de 1/3 de oitava para os dados obtidos com o receptor móvel: níveis superados em proporção do tempo (percentis) e nível rms. Valores dados em dB re 1 μ Pa.

f (Hz)	P ₁	P ₅	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₅	P ₉₉	rms
39	53.4	60.8	69.8	75.8	82.4	91.9	100.2	76.1
49	51.0	58.6	68.2	74.4	80.6	91.7	102.1	74.6
62	47.4	54.8	63.8	69.8	75.8	85.6	97.7	70.0
78	47.8	55.2	64.1	70.3	76.7	86.0	94.5	70.5
98	57.5	62.0	68.5	73.7	79.7	88.4	96.2	74.4
124	56.2	60.6	66.6	71.1	76.2	84.4	91.7	71.7
156	58.2	62.1	68.0	72.8	78.3	87.2	93.1	73.5
197	59.3	63.0	68.9	74.2	80.5	89.6	95.7	75.0
248	58.7	62.1	67.6	72.7	79.2	88.1	95.2	73.7
312	61.4	64.2	69.0	73.4	79.3	88.0	94.6	74.5
394	62.9	65.5	69.6	73.1	78.0	86.4	92.1	74.2
496	64.3	66.5	69.9	72.9	77.3	85.8	91.3	74.1
625	64.4	66.3	69.3	72.1	76.6	85.3	91.6	73.5
787	64.0	65.7	68.6	71.7	76.4	84.3	89.7	73.0
992	63.1	64.7	67.5	70.9	76.2	83.4	88.4	72.3
1250	63.4	64.9	67.7	71.2	76.4	83.5	88.5	72.4
1575	65.1	66.5	69.0	71.9	76.7	83.8	88.5	73.2
1984	67.3	68.7	71.1	73.6	78.0	84.7	89.8	74.9
2500	69.8	71.3	73.6	75.7	79.6	85.7	90.4	76.9
3150	70.8	72.1	74.1	76.0	79.1	85.4	90.1	77.0
3969	70.3	71.5	73.6	75.3	77.9	84.3	89.6	76.2
5000	71.9	72.8	74.3	75.5	77.5	83.1	88.4	76.4
6300	68.8	70.0	72.2	73.6	75.6	81.0	86.0	74.3
7937	72.1	72.9	74.4	75.6	76.8	80.8	84.3	75.9
10000	72.2	72.9	74.2	75.3	76.7	80.9	84.7	75.8
12599	71.3	72.1	73.5	74.6	76.0	80.5	84.0	75.1
15874	69.5	70.3	72.0	73.4	75.0	79.4	83.4	73.8
20000	69.2	70.0	71.7	73.0	74.9	79.5	83.8	73.6

Tabela 6: Estatística para níveis de 1/3 de oitava para o conjunto total de dados obtidos com ambos os receptores: níveis superados em proporção do tempo (percentis) e nível rms. Valores dados em dB re 1 μ Pa.

Modelação do Ruído Naval ao largo da Costa Sul da Ilha da Madeira

Junho de 2022



*MarSensing Lda.
Centro Empresarial Pav. A5
Campus de Gambelas
8005-139 Faro
Portugal*

Data:	Junho/2022
Referência:	Rep. 2022/BioInsight/WP_NOISE
Autores:	Cristiano Soares, Friedrich Zabel

Página intencionalmente deixada em branco.

Página intencionalmente deixada em branco.

gurança marítima. O sistema AIS consiste na transmissão regular de diversas mensagens contendo parâmetros tais como a posição GPS, velocidade de deslocação, tipo de embarcação, etc., as quais permitem obter a distribuição de fontes de ruído num determinado instante temporal com respectivas características relevantes para modelar a sua assinatura acústica. A Fig. 1 mostra a densidade espacial do tráfego marítimo obtida para dados AIS captados em Agosto de 2019. A intensidade de cor indica o tempo total de ocupação de cada divisão de 1 minuto \times 1 minuto durante todo o mês. Note que a escala é logarítmica a fim permitir uma boa visualização de todas as divisões, uma vez que a variabilidade espacial é muito significativa. A cor azul significativa 0.1 horas de ocupação, isto é, 6 minutos, enquanto que a cor encarnada significa 31.62 horas de ocupação.

Neste mapa de densidade espacial observa-se duas zonas dominantes: Uma é ao longo da zona costeira da Ilha da Madeira, onde são observados valores máximos na zona Este, níveis assinaláveis ao longo de toda a costa. Na vizinhança da Ribeira Brava encontra-se um nível de ocupação mensal de aproximadamente 2 horas (divisões com nível de 0.35 na escala logarítmica e cor verde). A outra zona dominante é uma extensa área a sudoeste da Ilha da Madeira, ao longo de uma mancha que se estende ao longo da linha batimétrica dos 3000 m, onde são observados níveis de ocupação entre 2 e 20 horas. Estes dois focos de densidade deverão dominar a contribuição para o ruído total que ocorre na área de estudo.

Fora da área trabalho, a densidade de ocupação é significativamente mais reduzida com valores de ocupação entre 0 e 30 minutos, visto que esse espaço é cruzado por rotas de longo curso, com pouca ocorrência de tráfego em comparação ao tráfego local ou regional. A análise à distribuição obtida por AIS para uma área mais alargada levou à conclusão de que esta área seria suficiente para efeitos de modelação acústica, dados que fontes mais distantes teriam um contributo pouco relevante para o ruído total na zona de implantação da aquacultura em particular, e da área de interesse em geral.

Esta área será tomada como área de interesse para o atual estudo, compreendendo o intervalo de latitudes de 32°18'N e 32°42'N, e o intervalo de longitudes de 17°30'W a 17°36'W. A distância é de 44.8 km no eixo transversal e 84.7 km no eixo longitudinal.

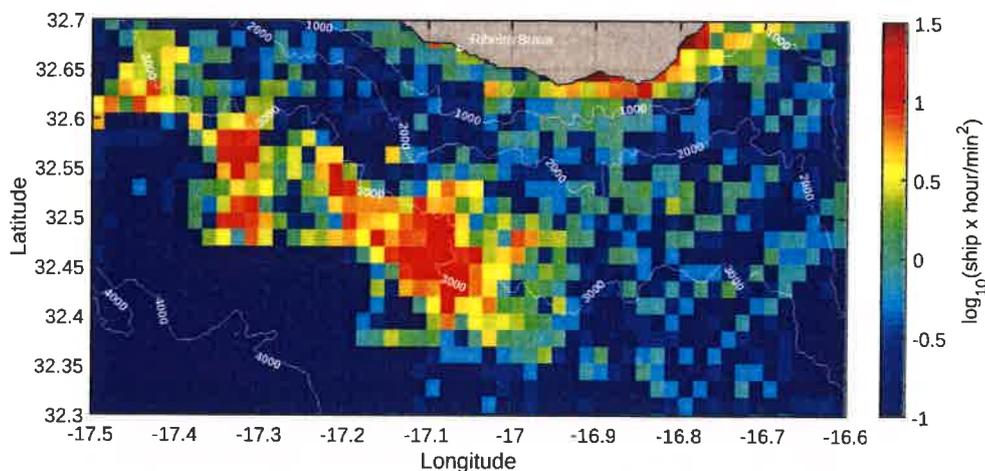


Figura 1: Distribuição espacial do tráfego marítimo na área de estudo obtida através de dados AIS captados na área de interesse. A cor indica a ocupação temporal (horas) de cada divisão de 1 minuto \times por 1 minuto.

2.2 Nível sonoro da fonte

Para levar a cabo a modelação acústica é necessário inserir informação acerca do nível sonoro radiado por cada fonte de ruído contribuinte para o ruído total. Esta informação não está disponível para cada embarcação individual. No entanto, é possível modelar a assinatura acústica em função de parâmetros disponíveis na informação AIS tais como tipo de embarcação, profundidade do casco (calado), e velocidade de deslocação. Neste estudo é utilizado um modelo de referência que permite estimar o nível espectral radiado em função destes parâmetros disponíveis na informação AIS, o qual foi desenvolvido no âmbito do Projecto Interreg JOMOPANS [MacGillivray and de Jong, 2021]. Para estimar o nível sonoro radiado por cada embarcação, são consideradas bandas de frequência 1/3 de oitava com frequências centrais desde 31 Hz a 2016 Hz, o que resulta numa banda total de 28 Hz a 2260 Hz.

2.3 A batimetria

A Figura 2 mostra a batimetria na área envolvente à Ilha da Madeira, a qual é uma área de mar profundo. Em algumas posições, a profundidade de 1000 m é excedida após 2 a 3 milhas de distância da costa, e numa extensa parte desta área é excedida a profundidade de 4000 m, atingindo mesmo 4500 m na extremidade a oeste na posição de latitude N32.18° e longitude W17.99°. A área utilizada para a modelação acústica coincide com a área dos dados AIS mostrada na Figura 1, e é mostrada com mais detalhe na Fig. 2(lado direito).

Por sua vez, o rectângulo que inclui a marcação da Ribeira Brava também inclui a marcação da posição de implantação das jaulas aquícolas da Fase 1 e Fase 2 de desenvolvimento da exploração, as quais se encontram em posições com coluna de água inferior a 100 m.

A extensão desta área foi considerada suficiente, visto que o ruído gerado pelas embarcações que operam na zona de implantação não poderá propagar-se para posições mais a norte, e pelo facto de se tratar de uma zona de mar profundo com tráfego significativo na área costeira e a sul, como se verá adiante, pelo que essas embarcações serão dominantes mais ao largo da costa sul da Ilha da Madeira.

Computacionalmente, este tipo de batimetria coloca um significativo desafio do ponto de vista do modelo computacional de modos normais, visto que número de modos normais cresce com a profundidade e com a frequência do campo acústico, havendo a necessidade de uma limitação criteriosa da área de escolhida para computação do campo acústico.

Os dados de batimetria utilizados neste estudo foram obtidos da GEBCO (General Bathymetric Chart of the Oceans).

2.4 O ambiente de propagação acústica

A modelação acústica é levada a cabo por meio de um modelo computacional de propagação acústica, o qual se baseia numa representação realista do meio de propagação. Para além da batimetria, mostrada na secção 2.3, o modelo recebe uma descrição detalhada da coluna de água, na forma de perfis de velocidade de propagação do som em função do espaço tridimensional e do tempo, e do fundo marinho, que aqui é feito de uma camada de sedimentos, e de um fundo infinito. Este é um modelo típico de três camadas, frequentemente utilizado em problemas de modelação e inversão acústica.

A coluna de água

A velocidade do som normalmente está relacionado com a densidade do meio e compressibilidade. No oceano, a densidade está relacionada com a pressão estática, temperatura e salinidade. A velocidade do som, expressa em m/s, é função da temperatura, salinidade, e pressão, onde o último é função da profundidade [Jensen et al., 2000]. Para este estudo foram utilizados dados da plataforma CMEMS do Serviço Europeu de Monitorização Copernicus (Copernicus Marine Environment Monitoring Service) para o mês de Agosto de 2019. Neste conjunto de dados a resolução em latitude e longitude é de 1/12, com uma actualização por dia. A Figura 3 mostra a temperatura e a salinidade para o dia 15/08/2019 ao longo do intervalo de longitude entre W17.5 e W16.6 na latitude de N32.5. Os perfis a negro encontram-se no início do intervalo de longitude, e os perfis a azul estão no final do intervalo de longitudes. Estes são perfis típicos de verão, com uma camada de mistura à superfície de aproximadamente 25 m, e com a temperatura a diminuir em função da profundidade desde a superfície de forma acentuada. Também a salinidade diminui de forma relativamente acentuada até aos 500 m de profundidade. Este tipo de perfis de temperatura e salinidade resulta no perfil de velocidade de propagação mostrado no painel da direita. O perfil de velocidade tem uma forte dependência da temperatura e da salinidade na primeiras centenas de metros de profundidade, até que a pressão estática começa a ser o factor dominante, causando a inflexão do perfil aos 2000 m de profundidade, a partir da qual a velocidade aumenta apesar de temperatura e salinidade continuarem a diminuir.

Num ambiente de água profunda e com um perfil de velocidade de propagação com um gradiente tão acentuado como este, para uma fonte sonora perto da superfície do mar, pode-se antecipar que existe uma forte probabilidade de o som radiado ser em larga medida refractado para baixo num feixe concentrado, propagando-se com pouca interação com o fundo marinho, e podendo reaparecer junto à superfície do oceano a dezenas de quilómetros de distância da fonte. Para embarcações que se movimentam junto à costa, estes efeitos poderão ser ainda mais acentuados devido à topografia, com um aumento acentuado da profundidade da água em direcção ao oceano.

A Figura 4 mostra perfis da coluna de água para todo o mês de Agosto para a posição (N32.5, W17.0), a fim de dar uma ideia da variabilidade ao longo do mês. Os perfis do início do intervalo de tempo estão a negro, e os perfis do fim do intervalo a azul. Observa-se uma ligeira diminuição da temperatura na camada de mistura em cerca de um grau centígrado e

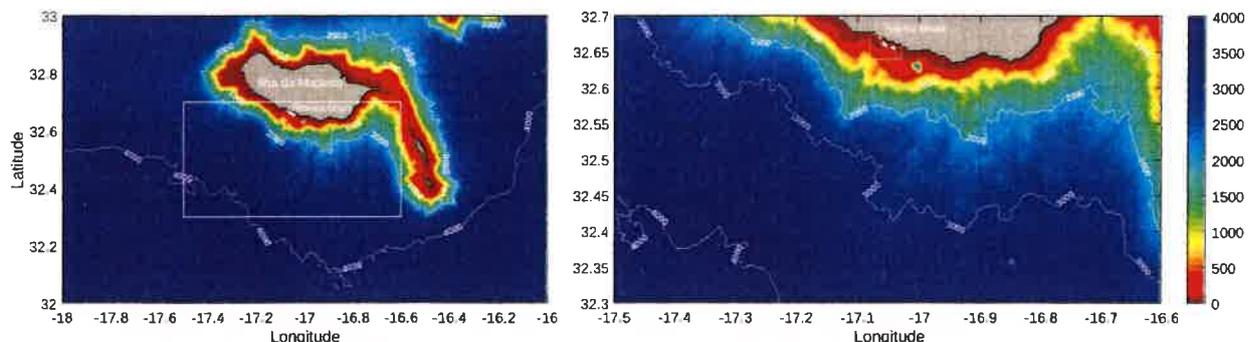


Figura 2: Batimetria na zona da Ilha da Madeira: (a) área envolvente à Ilha da Madeira com a delimitação da área utilizada para a modelação do ruído naval; (b) área utilizada para efeitos de modelação acústica com indicação da vila da Ribeira Brava e posições das jaulas aquícolas.

um aumento ligeiro acima de 800 m de profundidade, enquanto que a salinidade apresenta uma variabilidade insignificante. Esta variabilidade resultam numa variação de 2 a 3 m/s no segmento acima de 800 m, mas o tipo de propagação acústica não deverá mantêm-se.

O fundo marinho

Quando o som interage com o fundo marinho, a estrutura deste poderá ser relevante. A Tabela 1 mostra as propriedades geoacústicas utilizadas na descrição das duas camadas. Estas propriedades consistem de velocidade de propagação, densidade do meio, e atenuação por comprimentos de onda. No atual estudo não está disponível a informação da estrutura do fundo marinho na área de estudo, pelo que foram utilizados valores genéricos para areia na camada sedimentar, com uma profundidade de 4 m; e cascalho no fundo infinito [Jensen et al., 2000]. Sendo a maioria da área de águas profundas, a interação das ondas sonoras com o fundo marinho será reduzida, pelo que a escassez de informação disponível acerca do fundo marinho não deverá ser crítica para modelação da propagação acústica.

Camada sedimentar	Valor	Fundo infinito	Valor
Velocidade compressional [m/s]	1650	Velocidade compressional [m/s]	1800
Densidade [g/cm ³]	1.9	Densidade [g/cm ³]	2.0
Atenuação [dB/λ]	0.8	Atenuação [dB/λ]	0.2
Profundidade [m]	4		

Tabela 1: Descrição do fundo marinho no modelo de propagação acústica, consistindo de uma camada sedimentar e o fundo infinito. A parametrização da sedimentar é típica para areia, e a do fundo infinito para cascalho.

2.5 Computação do campo acústico

O campo acústico é calculado como se segue. O modelo computacional utilizado é modelo modos normais KRAKEN [Porter, 1991]. Este é alimentado com os parâmetros de coluna de água, batimetria, e fundo marinho descritos anteriormente, e a distribuição de fontes sonoras (as posições das embarcações), o qual executa para calcular as perdas de transmissão para cada posição da n -ésima posição para todas posições numa grelha espacial definida por um

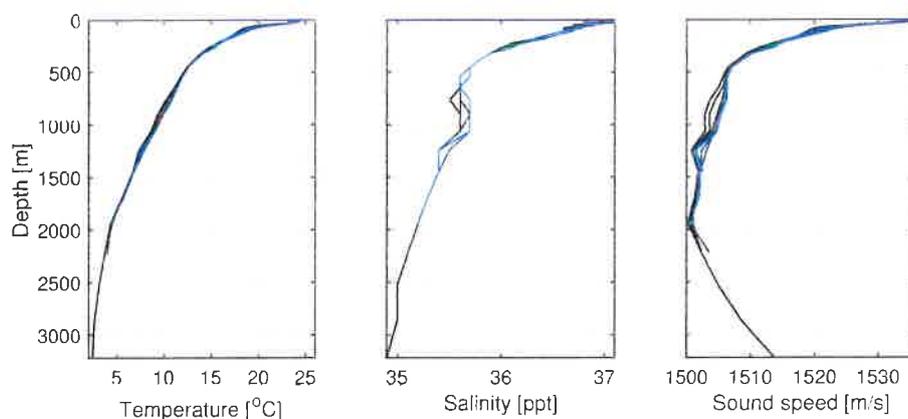


Figura 3: Perfis de temperatura, salinidade, e velocidade do som na coluna de água para posições no intervalo de longitudes entre W17.5 (negro) e W16.6 (azul), e latitude N32.5: temperatura (esquerda); salinidade (centro); perfil de velocidade de som (direita).

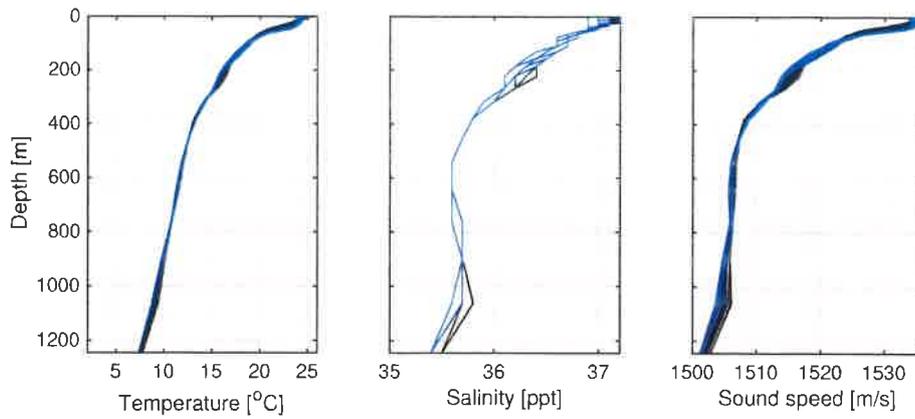


Figura 4: Perfis de temperatura, salinidade, e velocidade do som na coluna de água para a posição com longitude W17.5 e W16.6, e latitude N32.5 entre o dia 01/08/2019 (negro) e o dia 30/08/2019 (azul): temperatura (esquerda); salinidade (centro); perfil de velocidade de som (direita).

disco, com distâncias R_r , azimute θ_r , para uma dada profundidade, de tal forma que o nível sonoro recebido devido a essa fonte é dado por

$$Y_n(R_r, \theta_r) = \sqrt{\sum_{k=1}^K |S_n(\omega_k)|^2 |\text{TL}_n(\omega_k, R_r, \theta_r)|^2}, \quad (1)$$

onde a soma é levada a cabo sobre K frequências discretas, para as quais a potência espectral $S(\omega_k)$ é combinada com as perdas de transmissão $\text{TL}_n(\omega_k, R_r, \theta_r)$, relativas à n -ésima fonte sonora. Os discos das N fontes sonoras são somados num sistema de coordenadas latitude-longitude-profundidade, sejam as coordenadas (x, y, z) , para obter o nível de pressão acústica (SPL)

$$\text{SPL}(x, y, z) = 10 \log_{10} \sum_{n=1}^N |Y_n(x, y, z)|^2. \quad (2)$$

Este processo é repetido ao longo do intervalo temporal de interesse, o mês de Agosto de 2019, à taxa de 15 minutos, resultando num total de 96 observações por dia, ou 2880 observações por mês. Estas observações são superfícies no plano latitude/longitude do nível sonoro instantâneo para uma distribuição instantânea de embarcações. A grelha de receptores encontra-se à profundidade de 20 m, e a resolução espacial é de 500 m, em latitude e longitude. A caracterização do panorama acústico é levado a cabo com base num pós-processamento estatístico das superfícies, por meio de vários indicadores que serão dados na secção de resultados.

2.6 Avaliação do impacto

O impacto da exploração aquícola é avaliado devido ao ruído radiado pelas embarcações que se deslocam diariamente entre o porto de abrigo da Ribeira Brava e os locais de implantação das jaulas. A avaliação do impacto é levado a cabo com o objectivo primário de obter valores do acréscimo no nível de ruído que esta actividade vai causar em comparação com os níveis observados na situação anterior a uma fase de desenvolvimento da exploração. A situação de referência refere-se à total ausência do projecto; a situação após a primeira fase

de desenvolvimento do projecto é designada por Fase 1, enquanto que a situação após a extensão da exploração aquícola é designada por Fase 2.

Em primeiro lugar é levada a cabo a caracterização do panorama acústico em toda a área seleccionada (situação de referência). Depois de gerada a série temporal a partir dos dados AIS, que fornecem a distribuição de embarcações na área de interesse, são obtidos diversos indicadores estatísticos que estabelecem a situação de referência.

No segundo passo, é gerado o tráfego de embarcações entre o porto e zona de implantação, mediante pressupostos obtidos através de entrevista ao promotor do projecto, respeitantes à operação das duas fases de desenvolvimento, Fase 1 e Fase 2. Essa informação serve de entrada ao modelo de propagação acústica para gerar as respectivas séries temporais do ruído radiado pelas embarcações afectas à exploração aquícola. Estas séries temporais são sobrepostas com a série temporal respeitante à situação de referência para gerar os respectivos acústicos, devidos à existência da exploração.

O passo final trata de comparar as novas situações: em primeiro, para avaliar o acréscimo devido à exploração na Fase 1 com a situação de referência; em segundo, para avaliar o acréscimo devido à exploração na Fase 2 com a situação da Fase 1. São aplicados vários indicadores estatísticos que permitem quantificar o excesso de ruído gerado pelo movimento das embarcações face à situação anterior.

3 Resultados

Esta secção mostra os resultados de modelação do ruído naval na área de estudo. Em primeiro lugar são mostrados os resultados da situação de referência, os quais são baseados nos dados AIS do tráfego marítimo captados para o mês de Agosto de 2019. O passo seguinte trata da modelação do movimento das embarcações afectas à exploração aquícola nas duas fases de desenvolvimento, a Fase 1 e Fase 2. Os níveis sonoros da situação de referência são combinados com os níveis obtidos nas duas fases de desenvolvimento para obtenção dos acréscimos do nível de ruído devidos a uma nova situação.

3.1 Avaliação da situação de referência

A avaliação da situação de referência terá por objecto mapas de ruído calculados através do modelo computacional, o qual recebe de entrada a informação apresentada na secção 2, isto é, informação ambiental do meio de propagação, e a distribuição de fontes de ruído. O campo acústico é computado ao longo de bandas de 1/3 de oitavas de banda, o qual é integrado em frequência para produzir o campo acústico com a potência de banda larga para todos os instantes temporais discretos considerados.

Os indicadores considerados para o processamento estatístico das superfícies de ruído são a média e o nível superado em proporção do tempo. O segundo indicador serve o propósito de dar uma indicação do intervalo de variabilidade do nível sonoro observado e a ocorrência de valores extremos do nível sonoro recebido. Devido ao significativo número de ordens de grandeza envolvido, a média pode ser muito influenciada por valores extremos que possam ocorrer em número relativamente reduzido.

A Fig. 5 mostra as superfícies para a situação de referência, através da média, e do nível superado em proporção do tempo para 95%, 50%, e 5% do tempo de observação. A escala de cores indica a intensidade da pressão acústica, e tem o intervalo de 65 a 104 dB re 1 μ Pa.

O resultado indica que a zona costeira se encontra com um nível de ruído subaquático

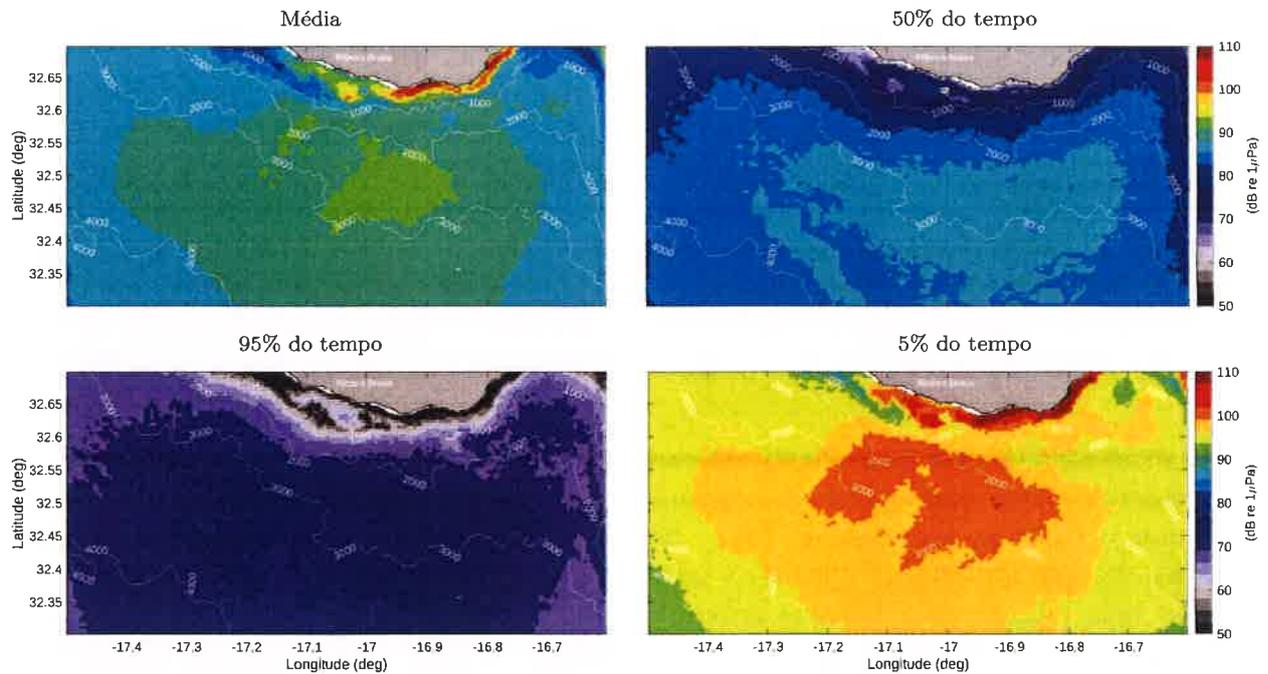


Figura 5: Nível sonoro de banda larga recebido na área de interesse à profundidade de 20 m em Agosto de 2019: nível sonoro médio (Média); nível sonoro superado em proporção do tempo total de observação de 50%, 95%, e 5%.

assinalável. Em termos médios é excedido o valor de 93 dB em quase toda a extensão de costa excepto a oeste da longitude 17.1°W , sendo superados valores máximos da escala em extensas partes a leste dessa posição. Na zona central da área também são atingidos valores médios relativamente elevados, sendo superados 90 dB numa área extensa. Esta zona poderá ser influenciada quer pelo tráfego costeiro, quer pelo tráfego persistente ao longo da linha de batimetria de 3000 m. Note-se que o perfil de velocidade de propagação alidado à topografia causa o som radiado à superfície ser dirigido para baixo, podendo este ser refractado para a superfície em profundidades onde a velocidade do som volta a aumentar. Em termos de variabilidade, observam-se valores máximos de 75 dB a proporção de tempo maior na zona central área de interesse, com valores inferiores a 65 dB na zona costeira. Estes valores indiciam são compatíveis com o nível de ruído gerado pelo vento na superfície do mar, e poderão indicar ausência de embarcações por um periodo total de pelo menos 5% do tempo total. Por outro lado, resta a proporção de tempo menor, 5% do tempo total, onde o nível sonoro de 104 dB é excedido em quase toda a zona costeira, e em parte da zona central. Esta variabilidade resulta da dinâmica da presença deste tipo de fontes de ruído, caracterizada por períodos de presença e ausência de embarcações, nomeadamente ao longo do ciclo diurno com diferenças entre o dia e a noite, e por movimentações ao longo da costa sul e da ilha para zona da isolinha de 3000 m de profundidade.

Para efeitos de análise da evolução ao longo das diferentes situações, desde a situação de referência à exploração na Fase 2, foram seleccionados três posições discretas, para as quais são obtidos os indicadores estatísticos. A posição **J** localiza-se junto da jaula mais a este da Fase 1, a posição **E** localiza-se 3 km a leste da posição **J**, e a posição **W** localiza-se 3 km a oeste da posição **J**. A Tabela 2 tem indicação das coordenadas geográficas dessas posições, e resume da análise estatística do nível sonoro recebido nessas posições, através de percentis e média. Estes são os valores de referência para comparação com os resultados respeitantes

Posição	P ₁	P ₅	P ₁₀	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₀	P ₉₅	P ₉₉	<i>rms</i>
J (32.6598°N, 17.0535°W)	47.3	53.0	57.5	63.5	69.9	81.5	88.2	101.3	110.0	90.8
E (32.6462°N, 17.0321°W)	47.6	60.3	64.9	69.9	77.2	84.9	92.2	100.0	112.3	92.4
W (32.6643°N, 17.0908°W)	55.2	60.9	62.7	68.5	73.6	80.6	87.6	100.2	114.8	91.1
Monitorização	84.9	85.8	-	87.8	90.5	94.5	-	101.1	107.6	91.7

Tabela 2: Nível de pressão sonora de banda larga: resumo da análise estatística para níveis de ruído recebidos em 3 posições na zona de proximidade da exploração aquícola. Os valores de percentis p_n e pressão *rms* são dados em dB re 1 μ Pa. A linha designada por Monitorização é respeitante aos resultados obtidos por meio de registo *in situ* em Outubro de 2017.

às duas fases de desenvolvimento da exploração aquícola. A Tabela 2 inclui os percentis e a média do nível sonoro obtido no relatório de monitorização respeitante à medição *in situ* levada a cabo em Outubro de 2017. Nesse estudo, os dados acústicos foram obtidos por meio de dois hidrofones, um fixo e outro em deriva, ambos com profundidades de 30 m, com uma posição de referência próxima da posição **J** (32.655N, 17.052W). A duração do registo acústico foi de aproximadamente 7 horas. O valor *rms* obtido na medição *in situ* é de 91.7 dB enquanto que neste estudo de modelação este indicador varia entre 90.8 dB e 92.4 dB, isto é, a diferença é inferior a 1 dB. Também nos valores do percentil 95 se observa uma diferença inferior a 1 dB. Os valores dos percentis mais elevados são os que são mais influenciados por valores extremos superiores, que neste caso são causados pela passagem de embarcações, enquanto que os percentis menos elevados são mais influenciados pelo ruído natural, na ausência de embarcações. Embora se verifique um ajuste favorável entre o modelo e a medição, há que ressaltar que as duas observações têm características diferentes, nomeadamente, quanto ao tipo de observação e duração.

3.2 Avaliação do impacto da exploração

A avaliação do impacto em termos das contribuições do ruído gerado pelo projecto baseia-se nos movimentos das embarcações afectas à exploração em deslocações entre o porto de abrigo da Ribeira Brava e a localização das jaulas aquícolas, nas duas fases de desenvolvimento. O promotor do projecto aquícola forneceu informação relevante acerca dos trajectos realizados diariamente, incluindo tipos de embarcação, velocidade de deslocação, e horários de saída e regresso. Através destes parâmetros foi criado um modelo que gera os trajectos ao longo de um mês inteiro. Foram consideradas duas embarcações classificadas como embarcações de recreio para efeitos do modelo de ruído radiado. A embarcação **A** com motor dentro da borda e 12 m de comprimento, foi afectada à actividade de alimentação das jaulas e trabalho auxiliar, enquanto que a embarcação **B** com motor de fora de borda e com 7 m de comprimento foi afectada apenas a trabalho auxiliar. Foram considerados dois trajectos para a embarcação **A**, e 2 a 3 trajecto para a embarcação **B**. A embarcação **A** visita todas as jaulas existentes em cada fase de desenvolvimento, enquanto que embarcação **B** se desloca aos locais de exploração, sem visitar as jaulas individualmente. O modelo considera partidas a partir do porto de abrigo às 08h00 e 14h00 Fase 1, e 06h00 e 14h00 na Fase 2, devido à maior distância a percorrer e maior número de jaulas a visitar. A Figura 6 mostra o resultado da modelação dos trajectos em termos de densidade de ocupação espacial. Neste caso, devido à redução da escala espacial, o mapa foi estimada por meio de divisões de 1/4 de minuto por 1/4 de minuto. Os valores de ocupação indicam um aumento muito significativo da presença de embarcações na zona da exploração em comparação com o resultado dos dados

AIS da Figura 1, pelo que se antecipa um aumento do nível sonoro medido. Nos mapas, encontram-se assinaladas as posições das jaulas e ambas as fases. Os triângulos assinalam as posições discretas **J**, **W**, e **E**, as quais foram tomadas para avaliação do acréscimo devido ao ruído radiado por estas embarcações.

Estes dados sintéticos das posições foram utilizados como entrada para o modelo de propagação acústica para gerar o campo acústico devido a estas fontes de ruído. Para cada instante, a superfície de ruído gerada foi somada com a respectiva superfície da situação de referência. A avaliação do impacto é levada a cabo por meio da comparação dos três casos, isto é, a situação de referência, a situação da Fase 1, e a situação da Fase 2.

Um critério de avaliação é a comparação directa dos resultados do pós-processamento estatístico nas posições **J**, **W**, e **E**. A Figura 3 mostra o nível de pressão sonora de banda larga resumido por meio dos percentis 5, 10, 25, 50, 75, 90, e 95, e da média em valor *rms* para as posições discretas. Na Fase 1, observa-se um ligeiro acréscimo do nível sonoro na posição **J**, mas apenas do percentil 5 ao percentil 90, onde o acréscimo mais elevado é no caso do percentil 25. O valor médio sofreu um acréscimo de 0.1 dB apenas. Nas posições mais afastadas do foco da atividade, as posições **W** e **E** o impacto da atividade da Fase 1 não tem qualquer expressão, visto que os valores estatísticos são todos idênticos.

Relativamente à Fase 2, na posição **J** observa-se um acréscimo em todos os indicadores, com valores muito significativos do percentil 25 a ao percentil 95. Tal significa que a contribuição devida à exploração excede o nível sonoro de referência durante períodos de tempo significativos em com acréscimos que 9.8 dB no percentil 50 e 14.2 dB no percentil 90. No caso do nível médio, o valor da Fase 2 excede o valor de referência em 4.8 dB. Nas posição **W** e **E** o acréscimo gerado na Fase 2 tem expressão reduzida uma vez que apenas tem um impacto reduzida nos percentis mais baixos.

Os resultados da comparação das posições discretas indicam que na Fase 2 o acréscimo no nível sonoro é significativo na zona de implantação das jaulas, e que a 3 km de distância o impacto é reduzido ou nulo. Tal não significa que o ruído se tenha dissipado quase completamente. Como foi referido na secção 2.4, o perfil da velocidade do som tem um gradiente muito

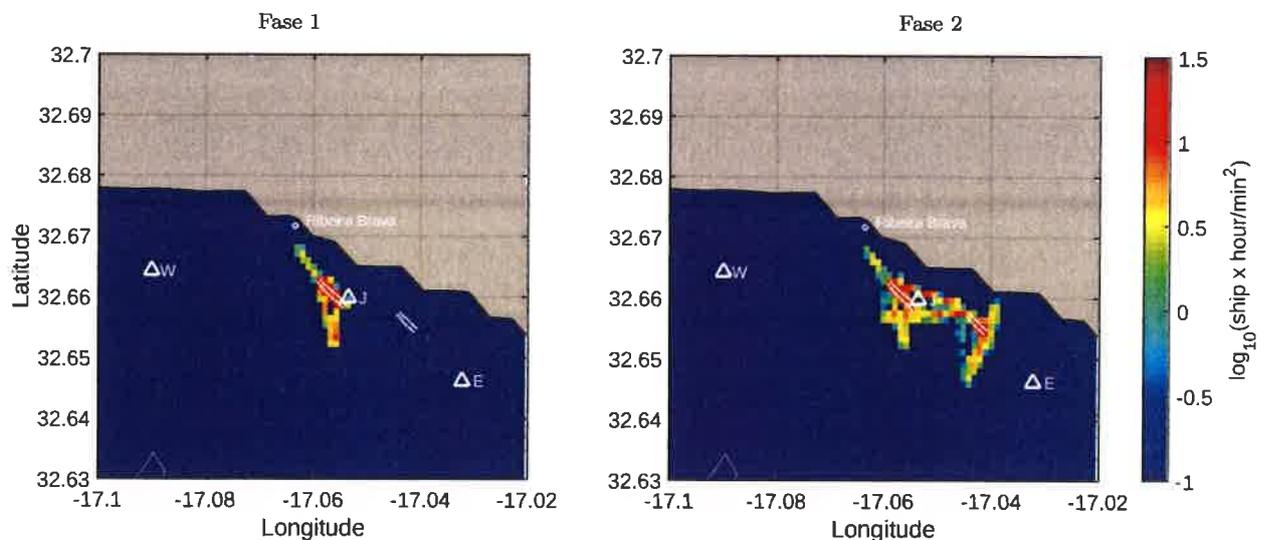


Figura 6: Modelação do tráfego marítimo gerado pelas embarcações durante as fases de exploração: Fase 1 (esquerda); Fase 2 (direita). Os triângulos indicam as posições selecionadas para efeitos de avaliação do acréscimo gerado nas fases de exploração. Os pontos brancos indicam as posições das jaulas aquícolas.

acentuado, devido à elevada temperatura de superfície, pelo que se torna muito provável que som seja refractado em direção ao fundo a curta distância.

Observar posições é interessante quando se pretende inferir informação na dimensão temporal. No entanto, tem a desvantagem de ser pontual no espaço e não permitir obter uma avaliação ao longo de um contínuo espacial. Uma outra forma de avaliar impacto é possível através da observação do acréscimo em termos de uma superfície no plano latitude/longitude, em proporção espacial e proporção temporal. Este indicador contabiliza a proporção de área na qual um determinado limiar de acréscimo é excedido ao longo do tempo, pelo que serve o propósito de informar acerca do impacto sobre uma área em vez de um ponto no espaço. Como foi visto que a área de impacto é limitada, para obter este indicador foi estabelecida uma zona entre o paralelo 32.6°W e a linha de costa no intervalo de longitudes entre 17.1W e 17.0W, a qual inclui as três posições discretas observadas anteriormente. Esta zona tem uma área total de 68 km². Foram considerados os limiares de excesso de ruído de 1 dB (menos severo), 3 dB, 6 dB, e 9 dB (mais severo). Um acréscimo de 3 dB, em potência, equivale a um ++fator de 2, enquanto que um acréscimo de 6 dB equivale a um fator 4, e um acréscimo de 9 dB equivale a um fator de 8. para efeitos de comparação, é importante ter em conta a natureza logarítmica das quantidades em análise.

A Figura 7 mostra os acréscimos em termos de proporção espacial e proporção temporal. Um determinado ponto de uma das curvas deve ler-se *O acréscimo de ... dB é excedido numa proporção de ... % da área total durante uma proporção de ... % do tempo total de observação.* O limiar mais reduzido, de 1 dB, é o mais provável de ser excedido, razão pela qual a respectiva curva tem um maior amplitude, quer na dimensão espacial, quer na dimensão temporal. Repara-se que quando a proporção de área é elevada a proporção de tempo é reduzida, visto que é menos provável o impacto acontecer numa área mais extensa, e vice-versa. Por exemplo, no caso da Fase 1, a máxima proporção em área impactada em mais de 1 dB é de 58%, ou 39 km², para uma proporção de tempo de aproximadamente 1%, enquanto que o limiar de excesso de 9 dB é superado numa proporção máxima 15% da área em análise, ou 10 km². Quanto aos acréscimos da Fase 2 relativamente à Fase 1, as proporções de tempo e de área de impacto são bem superiores, onde mesmo o excesso de 9 dB é superado em 50% da área em análise, ou 34 km²; Também se observa que 11% da área, ou 7.5 km² sofre um acréscimo de mais de 9 dB durante aproximadamente 5% do tempo.

Embora se observe que a área de impacto possa ascender a algumas dezenas de quilómetros

Posição	Fase	P ₁	P ₅	P ₁₀	P ₂₅	P ₅₀	P ₇₅	P ₉₀	P ₉₅	P ₉₉	<i>rms</i>
J	Ref.	47.3	53.0	57.5	63.5	69.9	81.5	88.2	101.3	110.0	90.8
	1	47.3	53.2	58.5	65.6	70.4	82.7	89.4	101.3	110.0	90.9
	2	48.0	57.1	61.0	67.8	79.4	89.1	102.4	105.5	110.3	95.6
E	Ref.	47.6	60.3	64.9	69.9	77.2	84.9	92.2	100.0	112.8	92.4
	1	47.6	60.3	64.9	69.9	77.2	84.9	92.2	100.0	112.8	92.4
	2	47.7	61.2	65.5	71.1	77.7	85.1	92.2	100.0	112.8	92.4
W	Ref.	55.2	60.9	62.7	68.5	73.6	80.6	87.6	100.2	114.8	91.1
	1	55.2	60.9	62.7	68.5	73.6	80.6	87.6	100.2	114.8	91.1
	2	55.2	61.3	64.5	68.7	74.2	80.6	87.6	100.2	114.8	91.1

Tabela 3: Nível de pressão sonora de banda larga: resumo da análise estatística para níveis de ruído recebidos em 3 posições na zona de proximidade da exploração aquícola. Os valores de percentis p_n e pressão *rms* são dados em dB re 1 μ Pa.

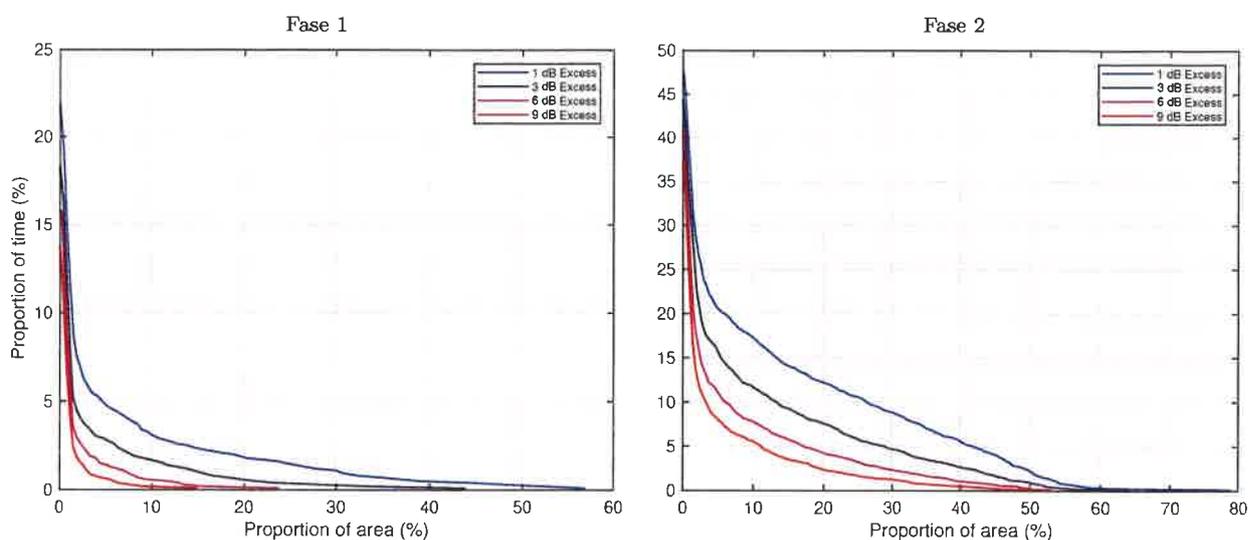


Figura 7: Predicção do excesso de ruído relativamente à situação de referência durante as fases de exploração aquícola em termos de proporção de área e tempo para diferentes limiares na área delimitada pelo paralelo 32.6°W e a linha de costa, no intervalo de longitudes entre 17.1W e 17.0W: acréscimo da Fase 1 face à situação de referência (esquerda); acréscimo da Fase 2 face à Fase 1 (direita).

quadrados em torno à área de implantação, não se antecipa que a extensão da atual exploração aquícola cause impactos considerados muito severos na fauna marinha. O tipo de ruído radiado pelas embarcações de trabalho pode ser considerado de tipo contínuo, embora no caso de forma intermitente, e por norma apenas na presença de luz solar. É admissível anteciper algum incremento na redução da distância de audição, ainda que de forma temporária como ficou demonstrado pelas proporções de tempo e proporções de área obtidas por meio da modelação acústica, para além da que é causada pelo ruído que já ocorre, devido ao restante tráfego marítimo. Os impactos mais severos, como sejam os impactos fisiológicos como perda sensibilidade auditiva, poderão ser excluídos com um elevado grau de confiança.

4 Conclusões

Neste estudo foi levada a cabo a avaliação das movimentações das embarcações de trabalho auxiliar afectas à exploração aquícola da Ribeira Brava, em termos do ruído introduzido por estas no meio aquático. No primeiro passo foi obtida a situação de referência tendo apenas em conta o tráfego geral na área de estudo seleccionada. Observa-se que área costeira encontra-se já relativamente contaminada, devido ao intenso tráfego costeiro, assim como a zona central da área seleccionada, onde se concentram de forma persistente embarcações de pesca. O estudo foi levado a cabo para a profundidade de 20 m.

Para avaliar o impacto foi criado um modelo das movimentações devidas à exploração aquícola, através do qual foram gerados dados para entrada do modelo computacional. Subsequentemente foi gerada a respectiva série temporal, em sobreposição com a série temporal da situação de referência. Os impactos foram avaliados para a Fase 1 e para a Fase 2, em três posições discretas, uma localizada na zona de implantação, e as outras duas a 3 km de distância; e ao longo de uma área localizada em torno da zona de implantação. Os resultados indicam que apenas na Fase 2, na posição junto à implantação das jaulas aquícolas se prevê

um acréscimo mais significativo, o qual atinge 4.7 dB na em termos médios, e que pode exceder 12 dB numa proporção 10% do tempo total, em relação à Fase 1. Para a Fase 1, o acréscimo é relativamente reduzido mesmo na zona de maior impacto, e negligenciável nas posições mais ao largo, devido à proximidade da zona de implantação e o porto de abrigo.

A avaliação também foi levada a cabo em termos do acréscimo do nível de ruído em proporção de área e proporção de tempo para uma zona mais reduzida em torno à zona de implantação da exploração aquícola, onde a tendência observada para as posições discretas se confirma de modo consistente. Enquanto que na Fase 1 o limiar mais severo é excedido numa área máxima de 10 km², na Fase 2 este limiar é superado para um área máxima de 34 km². Em termos mais significativos, na Fase 2 a situação mais severa ocorre para ao longo de uma área máxima de 7.5 km² durante 5% do tempo.

Embora se observe que a área de impacto possa ascender a algumas dezenas de quilómetros quadrados em torno à área de implantação, não se antecipa que a extensão da atual exploração aquícola cause impactos considerados muito severos na fauna marinha. É possível que as movimentações das embarcações de trabalho auxiliar causem um incremento na redução da distância de audição, ainda de forma temporária como ficou demonstrado pelas proporções de tempo e proporções de área obtidas por meio da modelação acústica. Nesta fase, a ocorrência de efeitos mais severos, susceptíveis de causar algum tipo de danos fisiológicos ficam excluídos dos impactos causados pela introdução de ruído no ambiente marinho.

Referências

- [Jensen et al., 2000] Jensen, F. B., Kuperman, W. A., Porter, M. B., and Schmidt, H. (2000). *Computational Ocean Acoustics*.
- [MacGillivray and de Jong, 2021] MacGillivray, A. and de Jong, C. (2021). A reference spectrum model for estimating source levels of marine shipping based on automated identification system data. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9(4).
- [Porter, 1991] Porter, M. P. (1991). The KRAKEN normal mode program. Technical Report SM-245, SACLANT Undersea Research Centre, La Spezia, Italy.
- [Richardson et al., 1995] Richardson, W., Greene, C., Malme, C., and Thomson, D. (1995). *Marine Mammals and Noise*. Elsevier Science.