



Universidade do Minho
Escola de Ciências

Susana Daniela da Costa Dias Pereira

**Macrofauna associada às estruturas de
fixação de *Saccorhiza polyschides*
(Lightfoot) Batters 1902**

Dissertação de Mestrado

Mestrado em Ecologia

Sob orientação do

Professor Doutor Pedro Alexandre Teixeira Gomes

E co-orientação do

Doutor José Carlos Carvalho

Janeiro 2014

Declaração

Nome: Susana Daniela da Costa Dias Pereira

Endereço electrónico: susana.d.pereira@gmail.com

Número do Bilhete de Identidade: 13599075

Título da tese: Macrofauna associada às estruturas de fixação de *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters 1902

Orientadores: Professor Doutor Pedro Alexandre Teixeira Gomes

Doutor José Carlos Carvalho

Ano de conclusão: 2014

É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO PARCIAL DESTA TESE, APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE;

Universidade do Minho, ___/___/_____

Assinatura: _____

Agradecimentos

Na fase final de mais uma etapa do meu percurso acadêmico não posso deixar de agradecer a todas as pessoas que, de uma forma ou de outra, contribuíram para o seu sucesso.

Ao meu orientador, o Professor Doutor Pedro Alexandre Teixeira Gomes, em primeiro lugar, pela oportunidade de realizar este trabalho, por toda a motivação e confiança depositada em mim, quer neste quer em trabalhos anteriores, e ainda pela dedicação, disponibilidade e paciência que sempre me reservou.

Ao meu co-orientador, o Doutor José Carlos Carvalho, pela motivação, conselhos e preciosa ajuda prestada no tratamento estatístico.

Ao Professor Victoriano Urgorri e pessoal técnico da Estación de Biología Mariña da Graña, Ferrol, pela disponibilidade e simpatia demostrada; sem a vossa ajuda a amostragem no Ferrol teria sido impossível.

À minha colega e amiga Soraia Castro por toda a ajuda, amizade, apoio e boa-disposição que fizeram dos trabalhos de campo e de escrita momentos bem passados.

À minha grande amiga Juliana Ferreira Leite por todo o apoio, principalmente, nesta última fase, que fez com que as noites de trabalho parecessem mais curtas.

Às minhas amigas e colegas de licenciatura Cristiana Lopes e Flávia Abreu por todo o companheirismo e amizade.

E por último, mas não menos importante, quero agradecer aos meus pais, irmã e madrinha por todo o amor, motivação, confiança e paciência demonstrados ao longo de toda a minha vida e percurso acadêmico, e porque, sem vocês, nada disto seria possível.

Resumo

Os padrões de distribuição das espécies e os mecanismos que levam a esses padrões são, desde sempre, questões fundamentais da ecologia, bem como a percepção dos processos que determinam a composição em espécies e estruturação das assembleias de organismos.

Neste trabalho foram estudados os padrões de distribuição da macrofauna associada aos rizóides de *Saccorhiza polyschides* entre o norte e centro da costa oeste da Península Ibérica. Os principais objectivos foram avaliar (i) o papel dos rizóides de *Saccorhiza polyschides* como habitat para a macrofauna litoral, (ii) a influência do gradiente latitudinal peninsular nos padrões de colonização, e (iii) determinar os processos que condicionam esses padrões de colonização.

O estudo foi realizado em três locais ao longo da costa oeste da Península Ibérica, Ferrol (norte de Espanha), Viana do Castelo (norte de Portugal) e Figueira da Foz (centro de Portugal). A amostragem da macrofauna foi realizada com recurso a mergulho autónomo, tendo sido realizadas oito amostras por local, na zona subtidal rochosa e a uma profundidade média de 1,5 metros. As espécies recolhidas foram identificadas até ao maior detalhe taxonómico possível. Sobre a matriz de dados obtida foram efectuadas análises aglomerativas (análise hierárquica e NMDS), que permitiram a separação das amostras em dois grupos distintos: um correspondente ao extremo norte da zona amostrada (Ferrol) e outro correspondente aos dois locais situados em Portugal (Viana do Castelo e Figueira da Foz). Esta separação parece ser compatível com o gradiente de latitude amostrado. A organização intrínseca às amostras aponta ainda para a influência do grau de exposição nas zonas amostradas. Os padrões de colonização detectados são consistentes com um ambiente de elevado stresse ambiental, relacionável com a duração anual dos rizóides.

Abstract

Distribution patterns of species and the causes driving its distribution have always been central questions in ecology, as well as the mechanisms determining species composition and structure of organisms assemblages.

In the present work the distribution patterns of the macrofauna associated with *Saccorhiza polyschides* holdfasts along the western coast of Iberian Peninsula was studied. The aims of this work were to evaluate (i) the role of *Saccorhiza polyschides* holdfasts as suitable habitat for littoral macrofauna, (ii) the influence of latitude on the colonization patterns, and (iii) to examine the processes determining these colonization patterns.

This study took place at three different locations along the western coast of Iberian Peninsula, Ferrol (northern Spain, Galicia), Viana do Castelo (northern Portugal) and Figueira da Foz (central Portugal). Sampling of macrofaunal organisms was held by scuba diving and eight samples were collected, in the rocky subtidal zone of each site. All species were identified to the highest taxonomic level possible. Similarity analyses (Cluster and NMDS) showed the separation of the sampling sites in two different groups: one corresponding to the northern limit of the study area (Ferrol) and another corresponding to the two Portuguese sampling sites (Viana do Castelo and Figueira da Foz). The inner organisation of samples points to the influence of the exposure degree of the sampling areas. The observed colonization patterns are consistent with habitats with high level of environmental stress, which could be related to the seasonal instability of holdfasts.

Índice

Índice de Tabelas	1
Índice de Figuras	2
1. Introdução.....	4
2. Materiais e métodos.....	10
2.1. Material biológico.....	10
2.2. Área de estudo e locais de amostragem.....	11
2.3. Procedimento experimental	12
2.4. Análise de dados	13
2.4.3. Frequência e raridade – distribuição da abundância de espécies	14
2.4.4. Padrões de co-ocorrência de espécies	15
2.4.5. Relação abundância – ocorrência	16
3. Resultados.....	18
3.1. Riqueza em espécies, abundância e representatividade da amostragem.....	18
3.2. Análises de similaridade	19
3.3. Frequência e raridade – distribuição da abundância de espécies.....	21
3.4. Padrões de co-ocorrência de espécies.....	23
3.5. Relação abundância – ocorrência	23
4. Discussão	27
5. Referências.....	31

Índice de Tabelas

Tabela 1: Número de espécies observadas, abundância e representatividade da amostragem por cada local estudado.	18
Tabela 2: Lista de espécies recolhidas com discriminação de todos os filos amostrados e classes e ordens de maior destaque, bem como os totais de cada espécie por local (-) representa a ausência dessa espécie naquele local.....	19
Tabela 3: Análise de co-ocorrência: C-score observado, intervalo de confiança a 95% e valores de p para cada local.....	23

Índice de Figuras

Figura 1: Vista geral de um povoamento subtidal de <i>Saccorhiza polyschides</i> (floresta de <i>kelp</i>).....	7
Figura 2: <i>Saccorhiza polyschides</i> (Lightfoot) Batters, rizóide e lâmina.....	8
Figura 3: Distribuição de <i>Saccorhiza polyschides</i> . Fonte: UK Marine SACs Project. (http://www.ukmarinesac.org.uk/communities/infralittoral/ik1_2_2.htm).....	10
Figura 4: Localização (★) dos locais de amostragem ao longo da costa oeste da Península Ibérica. Linha a tracejado representa o limite terrestre aproximado entre as Regiões Eusosiberiana e Mediterrânica (adaptado de Rivas-Martínez et al, 2004).	11
Figura 5: Recolha dos rizóides de <i>Saccorhiza polyschides</i>	12
Figura 6: NMDS realizado numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade.	20
Figura 7: Análise hierárquica realizada numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o método UPGMA e o método aglomerativo de Ward.....	20
Figura 8: Diagrama da relação rank-abundância do Ferrol, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot. 21	
Figura 9: Diagrama da relação rank-abundância de Viana do Castelo, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot.....	22
Figura 10: Diagrama da relação rank-abundância da Figueira da Foz, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot.....	22
Figura 11: Diagrama da relação abundância-ocorrência do Ferrol, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.....	24
Figura 4: Diagrama da relação abundância-ocorrência de Viana do Castelo, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.	24
Figure 13: Diagrama da relação abundância-ocorrência da Figueira da Foz, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.	25

1. INTRODUÇÃO

1. Introdução

Os padrões de abundância e diversidade das espécies intrigam desde sempre os ecólogos (Rosenzweig 1995, Hawkins 2001). De facto, um dos maiores desafios da biogeografia moderna é perceber as causas que levam à distribuição das espécies (Pereira et al. 2006), sendo a relação entre recursos, a interacção entre espécies e a abundância destas a chave para explicar os padrões característicos de diversidade. A análise da relação entre os padrões de distribuição dos organismos e factores ambientais, como as condições climáticas, e factores biológicos, como a distribuição de um competidor ou predador, é, portanto, o primeiro passo na direcção desse objectivo (Hoffman e Blows 1994). Perceber a estrutura das assembleias de organismos é, também, um objectivo central da ecologia. Detectar padrões na estrutura de uma assembleia ao longo do espaço e do tempo pode fornecer informação acerca dos processos que influenciam essa estrutura (Horner-Devine et al. 2007).

A temperatura e o clima têm vindo a ser referidos como factores determinantes na distribuição das espécies (Angilleta et al. 2006, Helmuth et al. 2006, Parmesan 2006, Portner et al. 2006), pelo que podemos afirmar que as alterações climáticas globais afectam o desempenho e a distribuição dos organismos (Walther et al. 2002, Jonzén et al. 2006). Tais efeitos serão amplificados nas fronteiras biogeográficas das espécies, onde os organismos estão nos seus limites de tolerância ecofisiológicos (Helmuth et al. 2006). Em resposta a essas alterações climáticas globais, muitas espécies estão presentemente a mudar os seus limites de distribuição, com mudanças em direcção aos polos nos seus padrões de distribuição (Thomas et al. 2001, Walther et al. 2002, Parmesan and Yohe 2003, Helmuth et al. 2006, Hicking et al. 2006), e espécies não-nativas podem expandir os seus limites de distribuição, ocupando novos habitats (Walther et al. 2002). Estas mudanças nas distribuições geográficas das espécies modificam as comunidades locais (Walther et al. 2002, Sax e Gaines 2003), sendo que o método mais eficaz e informativo para prever o declínio das espécies e/ou substituição por espécies não-nativas, é monitorizar as condições de fronteira e as populações marginais (Guo et al. 2005). Espaços dependentes de uma colonização aleatória, como pode ser o caso da colonização dos rizóides das macroalgas, podem ser particularmente interessantes para detectar a influência das alterações climáticas globais, sendo, portanto, determinante conhecer as populações presentes em cada região, bem como os padrões e limites de distribuição das espécies (Araújo et al. 2009). Apenas a existência de uma situação de referência permitirá uma avaliação, no tempo, da efectividade dessa influência nas comunidades costeiras, por natureza altamente resilientes à mudança.

A Península Ibérica desde há muito que tem vindo a ser reconhecida pela sua grande riqueza em espécies, presença de espécies raras e espécies endémicas, sendo considerada uma importante área de conservação (Carvalho et al. 2011). Para explicar a elevada biodiversidade da Península Ibérica têm sido invocados vários factores como a biogeografia particular que esta região apresenta, a grande heterogeneidade ambiental e a ocorrência de importantes factores históricos. Esta região da Europa compreende duas regiões biogeográficas distintas, Eurosiberiana (norte da Península Ibérica) e Mediterrânica (centro e sul da Península Ibérica) (Carvalho et al. 2011).

Oceanograficamente, a região oeste da Península Ibérica, que engloba Portugal e o norte de Espanha, é uma zona de transição biogeográfica (Araújo et al. 2009) onde as águas frias do Atlântico norte se misturam com as águas mais quentes do norte de África e Mediterrâneo (Martins et al. 2013). O sector norte da plataforma continental Ibérica apresenta um sistema complexo de correntes e um regime energético hidrodinâmico elevado, em contraste com o sector sul, mais abrigado, que é caracterizado por uma energia hidrodinâmica mais baixa e águas mais quentes (Fiúza 1983, Martins et al. 2004). De acordo com o regime hidrodinâmico, a área costeira intertidal tem vindo a ser classificada como mesotidal exposta, desde a margem norte até ao Cabo Carvoeiro; mesotidal moderadamente exposta, desde o Cabo Carvoeiro até à Ponta Piedade; e mesotidal abrigada, desde a Ponta Piedade até Vila Real de Santo António, na costa sul (Martins et al. 2013).

A costa oeste da Península Ibérica está sujeita a um sistema complexo de correntes, sendo o limite norte do sistema Este de afloramento (*upwelling*) do Atlântico Norte (Peliz et al. 2002). Nesta região, a circulação e a hidrologia estão sujeitas a uma grande sazonalidade (Peliz et al. 2002), uma vez que as principais correntes que a afectam variam de acordo com a estação do ano. Durante o verão, a costa oeste da Península Ibérica está sujeita ao fenómeno de afloramento, em resposta aos ventos de quadrante norte que sopram ao longo da costa, em direcção ao equador (Fiúza et al. 1982, Coelho et al. 2002, Peliz et al. 2002). Este fenómeno traz á superfície águas mais fundas e ricas em nutrientes e é, por isso, responsável pelo aumento da produtividade nesta região, durante o verão (Sousa Pinto e Araújo 1998). Durante o inverno, sem a acção do fenómeno de afloramento, a circulação na costa oeste da Península Ibérica é predominantemente na direcção norte (Sousa Pinto e Araújo, 1998). Vários estudos realizados por diferentes autores (Coelho et al. 1999, Coelho et al. 2002, Peliz et al. 2002) apresentam evidências de uma corrente superficial mais quente ao longo do talude continental superior e plataforma continental. A massa de água transportada por esta corrente possui características típicas das águas subtropicais formadas perto dos Açores (Coelho et al. 1999). No

entanto, é de notar que todas as observações realizadas na região indicam que, mesmo durante a época de afloramento, águas profundas continuam a fluir na direcção do polo norte (Coelho et al. 2002). Segundo Coelho et al. 1999 e Peliz et al. 2002, Barton (1989) sugeriu a continuidade do fluxo em direcção ao pólo norte, ao longo de toda a fronteira Este de correntes do Atlântico Norte, e atribuiu a este fluxo um papel determinante no transporte de água do Mediterrâneo até, em última instância, ao Mar da Noruega. Em suma, as principais correntes que afectam a costa oeste da Península Ibérica são: a corrente das Canárias, no verão, e a corrente dos Açores, no inverno (Sousa Pinto e Araújo 1998).

A costa Portuguesa e do norte de Espanha é caracterizada por praias rochosas separadas por praias de areia geralmente grandes (Sousa Pinto e Araújo 1998). Segundo Lewis (1964) a maioria das praias são muito expostas, devido à sua exposição directa à ondulação predominante de noroeste (Sousa Pinto e Araújo 1998). As algas têm a sua distribuição condicionada pela profundidade da zona de compensação luminosa que, na região norte de Portugal raras vezes excede os 20 metros, estando essa zona situada a cotas mais elevadas junto à costa (entre os 10-12 metros).

Os sistemas intertidais e subtidais rochosos de regiões temperadas do Atlântico e Pacífico, quer do hemisfério Norte, quer do hemisfério Sul (Thompson et al. 2002, Kelly 2005), são caracterizados pela presença de povoamentos de macroalgas marinhas, como as laminárias. Estes sistemas localizam-se na interface entre a terra e o mar e são tipicamente sujeitos a gradientes ambientais acentuados (Thompson et al. 2002). As macroalgas marinhas são conhecidas por proporcionarem habitat para uma vasta gama de espécies animais (Kelly 2005, Pereira et al. 2006, Tuya et al. 2011), e diversos estudos apontam as macroalgas como tendo um papel importante na diversidade das espécies que as habitam (Kelly 2005, Pereira et al. 2006). As grandes algas castanhas (*kelps*), em particular, oferecem alimento e abrigo para a fauna associada, em costas temperadas (Tuya et al. 2011). Constituem povoamentos estruturalmente complexos e compreendem diferentes géneros (Kelly 2005). Como algas de cobertura, os *kelps* formam com frequência as chamadas “florestas de *kelp*” (Figura 1), suportando ricas comunidades marinhas (Kelly 2005).

Segundo Birkett et al. (1998), as florestas de *kelp* têm vindo a ser descritas como um dos habitats ecologicamente mais dinâmicos e biologicamente diversos do planeta (Kelly 2005). Os *kelps* são considerados espécies-chave, cuja presença afecta a sobrevivência e abundância de muitas outras espécies do ecossistema (Kelly 2005). A sua remoção teria, certamente um efeito negativo nas espécies animais que têm no rizóide, estipe e lâmina o seu habitat (Wilson 1992). Em termos

ecológicos, estas florestas alimentam um complexo sistema de reciclagem de bactérias, herbívoros, filtradores e, eventualmente, carnívoros (Kelly 2005).



Figura 1: Vista geral de um povoamento subtidal de *Saccorhiza polyschides* (floresta de *kelp*).

A estrutura básica dos *kelps* consiste num rizóide, uma estrutura tipo raiz que fixa a alga ao substrato, num longo e flexível estipe, estrutura tipo caule, e numa fronde ou lâmina (Kelly 2005). A distribuição vertical ou zonação dos *kelps* no substrato subtidal rochoso resulta da resposta de cada espécie a numerosos factores como a penetração de luz, exposição às ondas, competição e tolerância à emersão (Kelly 2005).

Do ponto de vista das interacções entre espécies, os *kelps* agem como facilitadores. Isto é, a interacção entre eles e as espécies que neles habitam é uma interacção positiva. Devido à sua estrutura e a cobrirem grandes áreas, os *kelps* reduzem o stresse provocado pela exposição às ondas, aumento da temperatura e falta de água devido ao recuo da maré, e oferecem abrigo de possíveis predadores (Bruno et al. 2003).

O presente estudo foca-se na distribuição da macrofauna associada aos rizóides de uma espécie de *kelp*, a macroalga castanha *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters.

Os rizóides desta espécie de algas apresentam uma estrutura bolbosa, com um complexo sistema de canais no seu interior (Mackenzie e Moore, 1981) que proporcionam um habitat adequado para um vasto e diverso grupo de invertebrados (Moore 1973 a, b). Segundo Christie et al (2003) a fauna encontrada nos rizóides difere, em termos de composição, da fauna encontrada nas partes superiores, estipe e lamina, destas algas (Tuya et al. 2011). Diversos estudos foram já realizados acerca da fauna encontrada nas diferentes partes das macroalgas, no entanto, desconhece-se ainda o

que motiva a colonização dos rizóides. Será apenas pelo abrigo que este oferece? Será pelo abrigo mas também como alimento?



Figura 2: *Saccorhiza polyschides* (Lightfoot) Batters, rizóide e lâmina.

De um ponto de vista funcional, os rizóides das macroalgas comportam-se como uma extensão do substrato rochoso que as suporta, fornecendo heterogeneidade espacial, abrigo e eventualmente alimento. Essa heterogeneidade traduz-se na disponibilização de espaço colonizável pela macrofauna normalmente associada a espaços intersticiais, fendas na matriz rochosa e sedimentos. A macrofauna representa um grupo rico em espécies de poliquetas, moluscos, crustáceos e outros filos (Snelgrove 1998), normalmente definido como os animais que ficam retidos numa rede com 1mm de malha (Wolff 1973). De facto, a macrofauna marinha representa a mais diversa assembleia de organismos na Terra, ao nível do filo, havendo também evidências de elevada diversidade ao nível das espécies (Snelgrove 1998). Apesar, da sua diversidade, os organismos que constituem a macrofauna, desempenham um papel importante nos processos dos ecossistemas que ocupam, como o ciclo de nutrientes, metabolismo de poluentes, e produção secundária (Snelgrove 1998).

Nesta linha de investigação, pretende-se avaliar (i) o papel dos rizóides de *Saccorhiza polyschides* como habitat para a macrofauna litoral, (ii) a influência do gradiente latitudinal peninsular nos padrões de colonização e (iii) determinar os processos que condicionam esses padrões de colonização.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2. Materiais e métodos

2.1. Material biológico

Saccorhiza polyschides encontra-se confinada ao oceano Atlântico e estende-se desde a Noruega, no Norte, até Marrocos, no Sul (Norton e Burrows 1969, Norton 1977, Andersen 2011, Tuya et al. 2011, Martins et al. 2013).



Figura 3: Distribuição de *Saccorhiza polyschides*. Fonte: UK Marine SACs Project. (http://www.ukmarinesac.org.uk/communities/infralittoral/ik1_2_2.htm)

Segundo Norton e Burrows (1969), Phillips (1896) foi um dos primeiros investigadores a sugerir que *Saccorhiza polyschides* era uma espécie anual. Até então, esta espécie tinha vindo a ser considerada como sendo perene, uma vez que eram encontrados esporófitos adultos em qualquer altura do ano. No entanto, no seu trabalho, Phillips (1896) referiu que, apesar da maioria dos indivíduos resistirem ao inverno apenas como rizóide, alguns esporófitos saudáveis resistiam completos. Spence (1918) confirmou os resultados obtidos por Phillips (Norton e Burrows 1969).

Vários estudos sugerem que o ciclo sazonal desta espécie de alga é similar nas várias regiões que compõem a sua distribuição geográfica. Este ciclo inicia-se em meados de Março, com a germinação dos jovens esporófitos e perdem os seus estipes entre Outubro e Novembro. O rizóide resiste ao Inverno mas nunca sobrevive mais do que dois anos.

Os rizóides formam-se pelo crescimento de hápteros individuais do tecido merismático da base do estipe (Bartsch et al. 2008). A adição de camadas de hápteros, que crescem em várias direcções, conferem ao rizóide diferentes formas, com dimensões e pesos variados (Dayton 1985).

2.2. Área de estudo e locais de amostragem

A costa oeste da Península Ibérica é dominada por um gradiente climático elevado, estando a costa Norte incluída na região biogeográfica Eurosiberiana, e o Centro e Sul incluídos na região biogeográfica Mediterrânica (Carvalho et al. 2011).

As amostragens foram realizadas em três locais, sendo eles: Ferrol, no norte de Espanha (Galiza), Viana do Castelo, a norte de Portugal, e Figueira da Foz, na região centro de Portugal. Os dois primeiros locais referidos (Ferrol e Viana do Castelo) encontram-se inseridos na região biogeográfica Eurosiberiana, enquanto o último (Figueira da Foz) se insere na região biogeográfica Mediterrânica.



Figura 4: Localização (★) dos locais de amostragem ao longo da costa oeste da Península Ibérica. Linha a tracejado representa o limite terrestre aproximado entre as Regiões Eurosiberiana e Mediterrânica (adaptado de Rivas-Martínez et al, 2004).

2.3. Procedimento experimental

As amostragens foram realizadas com recurso a mergulho autónomo, durante os meses de Junho e Julho de 2013, a uma profundidade média de 1,5 metros. Em cada local, foram recolhidos aleatoriamente oito rizóides com um mínimo de 25 cm de diâmetro. Para cada individuo, o rizóide foi gentilmente separado do estipe e do substrato, com recurso a uma faca de mergulho, e imediatamente armazenado num saco de rede com 1mm de malha. A perda de animais durante este processo foi mínima uma vez que os animais têm tendência a fixar-se ao rizóide quando é detectada alguma perturbação.



Figura 5: Recolha dos rizóides de *Saccorhiza polyschides*.

Após a recolha, para uma melhor preservação das amostras e transporte até ao laboratório, os sacos de rede com os rizóides recolhidos foram, por sua vez, armazenados em sacos de plástico devidamente identificados e os organismos anestesiados com mentol até processamento em laboratório.

Uma vez em laboratório, os rizóides foram cuidadosamente retirados dos sacos e colocados em tabuleiros. A macrofauna associada a cada rizóide foi extraída por floculação em água salgada e os organismos recolhidos para frascos devidamente rotulados. A cada frasco foi adicionado formol neutralizado, com concentração final a 10%, para preservação do material até à sua identificação. Após o processamento de cada amostra, todos os tabuleiros utilizados e os respectivos sacos de rede foram lavados através de um crivo com malha de 850µm, de forma a recolher todos os organismos restantes. Posteriormente, toda a macrofauna recolhida foi separada do resíduo e identificada, com recurso a uma lupa binocular, até ao maior detalhe taxonómico possível.

2.4. Análise de dados

Todas as análises a seguir descritas foram realizadas em ambiente R (R Development Core Team 2013) utilizando o pacote Vegan (Oksanen et al. 2013).

2.4.1. Representatividade da amostragem

A riqueza específica observada numa determinada amostragem corresponde geralmente a uma fracção da riqueza real de um determinado local ou comunidade. Torna-se, portanto, fundamental avaliar a representatividade da amostragem em relação ao número de espécies detectadas. Neste contexto, um dos métodos mais utilizados consiste no cálculo de estimativas de riqueza específica com base em estimadores não-paramétricos (Magurran 2004). A representatividade da amostragem pode assim ser obtida comparando os valores de riqueza específica observados com os valores estimados. Neste estudo, o número de espécies observadas em cada local foi dividido pelo pelos valores mínimo e máximo de seis estimadores de riqueza específica: Chao1, Chao2, ACE, Jack1, Jack2 e Boot (Magurran 2004) e expresso em termos de percentagem.

2.4.2. Análises de similaridade

De modo a obter uma classificação hierárquica dos locais, ou seja, perceber se os locais se diferenciam bem uns dos outros ou não, de acordo com a composição em espécies, foram realizadas análises de similaridade. Para tal, foi calculada uma matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade (Bray e Curtis 1957). As abundâncias foram previamente logaritimizadas ($\log(x + 1)$) para diminuir os efeitos dos valores extremos (Zar 1998). De seguida, realizaram-se duas análises complementares: NMDS (non-metric multidimensional scaling) e uma análise hierárquica utilizando o método UPGMA e o método aglomerativo de Ward.

2.4.3. Frequência e raridade – distribuição da abundância de espécies

A distribuição das espécies numa determinada comunidade não é uniforme. De um modo geral, as comunidades são compostas por poucas espécies muito abundantes e muitas espécies raras (Begon et al, 1996). A distribuição da abundância de espécies permite perceber quais os processos que determinam a diversidade biológica de uma assembleia (Magurran, 2004). De um modo geral, em comunidades sujeitas a maior stresse ambiental, como é o caso das comunidades em estudo, é de esperar que a distribuição da abundância de espécies seja menos equitativa. Por outro lado, em comunidades mais estáveis é espectável uma maior equitabilidade na distribuição das espécies, embora esta nunca seja uniforme (Magurran 2004).

Normalmente a distribuição da abundância de espécies é apresentada num diagrama “rank-abundância”, com o “rank” nas abcissas e a “abundância” em ordenadas (Magurran 2004, McGill et al. 2007). Este é um dos melhores e mais informativos métodos de apresentar esta distribuição, uma vez que estes gráficos são visualmente fáceis de interpretar e permitem a rápida comparação de comunidades díspares (Magurran 2004, McGill et al. 2007). Existem vários modelos de distribuição da abundância de espécies, sendo uns mais bem sucedidos do que outros a descrever esta relação. No entanto, nenhum modelo é universal, uma vez que, quer a riqueza em espécies, quer o grau de desigualdade na abundância dessas mesmas espécies, varia entre assembleias. O modelo de melhor ajuste aos dados é aquele que tem valores menores de Desvio, AIC (Akaike information criterion) e BIC (Bayesian information criterion). Geralmente são os valores de AIC aqueles que merecem maior atenção, uma vez que representam a quantidade de informação perdida. Este critério pondera o ajuste do modelo e o número de parâmetros, tentando encontrar o modelo mais parcimonioso (Posada e Buckley 2004). Neste estudo foram ajustados diversos modelos teóricos aos dados tendo-se seleccionado o mais parcimonioso (menor valor de AIC).

2.4.4. Padrões de co-ocorrência de espécies

Os padrões de co-ocorrência de espécies são uma forma interessante e informativa de explorar a estrutura de uma assembleia (Horner-Devine et al. 2007). Um dos temas centrais da ecologia de comunidades é que a composição em espécies de uma comunidade ou assembleia é regulada por determinadas regras, regras essas que focam a importância de interações intra-específicas, especialmente a competição, na determinação da composição de uma comunidade ou assembleia (Collins 2006). É de esperar que uma assembleia dominada por interações entre espécies competidoras, exiba segregação significativa de taxa, enquanto uma assembleia dominada por mutualismos, exiba agregação de taxa.

Por forma a descrever os padrões de co-ocorrência de espécies entre os locais foi calculado o C-score. Para cada par de espécies é calculado o seguinte índice:

$$1. (R_i - S)(R_j - S);$$

onde R_i e R_j são o número de sítios onde as espécies i e j ocorrem, e S é o número de locais onde ambas as espécies ocorrem simultaneamente. O C-score final corresponde à média de valores calculados para todos os pares de espécies possíveis na matriz de dados (Stone e Roberts 1990, Carvalho et al. 2007).

Para determinar a significância estatística do C-score, foram comparados os valores observados com os intervalos de confiança de 95% produzidos por um modelo nulo aleatório (1000 simulações). Apesar de existirem vários modelos nulos, foi utilizado o modelo nulo em que as somas das linhas e colunas da matriz de dados se mantêm fixos, como recomendado por Ulrich & Gotelli (2007).

Se o C-score for significativamente maior do que o C-score produzido pelo modelo nulo, então pelo menos alguns pares de espécies co-ocorrem com menos frequência do que seria espectável por acaso e podemos concluir que as espécies tendem a não ocorrer nos mesmos locais, isto é, há segregação espacial. Se, por outro lado, o C-score for significativamente menor do que C-score produzido pelo modelo nulo, as espécies em estudo co-ocorrem com mais frequência do que o esperado por acaso. As espécies tendem a ocorrer nos mesmos locais, logo há agregação. No caso de

o C-score se encontrar dentro do intervalo de confiança, não há evidências de que qualquer um dos processos ocorra (Horner-Devine et al. 2007, Carvalho et al. 2011).

2.4.5. Relação abundância – ocorrência

Em ecologia e biogeografia, identificar relações (padrões) recorrentes e universais entre os atributos de sistemas ecológicos complexos, agregados a escalas espaciais e temporais alargadas e, de seguida, determinar os mecanismos (processos) que levam aos padrões observados, é uma das suas questões centrais (Wilson 2008). Uma das relações mais fundamentais da macroecologia é a relação abundância-ocorrência (He et al. 2002, Wilson 2008). Diversos estudos demonstram existir uma relação interespecífica positiva entre a ocorrência e abundância; isto é, espécies abundantes localmente tendem a ter uma distribuição mais abrangente, enquanto espécies menos abundantes (ou raras) tendem a ter uma distribuição mais limitada (He et al. 2002). Na natureza, alguns indivíduos de algumas espécies encontram-se distribuídos no espaço de forma aleatória, contudo, indivíduos da maioria da espécies encontram-se agregados (He e Gaston 2000, He et al. 2002).

Para determinar a relação abundância-ocorrência fez-se um diagrama de ocorrência das espécies em função da abundância, onde a ocorrência corresponde ao número de amostras em que a espécie ocorre e a abundância ao número médio de indivíduos de cada espécie (He et al. 2002). Posteriormente, os dados recolhidos foram ajustados a um modelo matemático.

Um dos modelos matemáticos mais utilizados para descrever as relações abundância-ocorrência é o modelo de distribuição binomial negativo. De acordo com este modelo matemático, o diagrama da relação abundância-ocorrência pode ser obtido a partir de:

$$2. \quad p = 1 - (1 + a/k)^{-k};$$

em que p é a probabilidade de ocorrência, a é a abundância média de cada espécie, e k é um parâmetro aglutinador a ser estimado que determina a forma da curva (He e Gaston 2000, He et al. 2002).

3. RESULTADOS

3.Resultados

3.1. Riqueza em espécies, abundância e representatividade da amostragem

Foram identificados 7681 indivíduos, pertencentes a 107 espécies discriminadas na Tabela 2. As espécies amostradas pertenciam a vários filos. Os filos com maior riqueza em espécies foram o filo Arthropoda, particularmente, o subfilo Crustacea, e o filo Mollusca. Foram também amostrados indivíduos pertencentes aos filos Annelida, Echinodermata, Platyhelminthes e Echiura. A média de espécies encontradas por laminária foi de 28,6 para a Figueira da Foz (DP = 5,07), 30,8 para Viana do Castelo (DP = 3,20), e de 37,5 para o Ferrol (DP = 9,84). A abundância total de indivíduos por local é variável, não apresentando nenhum padrão.

Por fim, apesar de variarem entre locais, os valores de representatividade são bastante altos, pelo que podemos confiar na amostragem. Oito amostras são, portanto, suficientes para caracterizar os locais de recolha, uma vez que a amostragem foi aleatória (Tabela 1).

Tabela 1: Número de espécies observadas, abundância e representatividade da amostragem por cada local estudado.

Local	Espécies observadas	Indivíduos	%Representatividade (min-máx)
Ferrol	66	3303	78.6 - 95.7
Viana do Castelo	65	1873	84.4 - 98.5
Figueira da Foz	57	2505	67.1 - 90.5

Tabela 2: Lista de espécies recolhidas com discriminação de todos os filios amostrados e classes e ordens de maior destaque, bem como os totais de cada espécie por local (-) representa a ausência dessa espécie naquele local.

Filo/Subfilo	Classe/Ordem	Espécies	Ferrol	Viana C ^o	F. Foz	Filo/Subfilo	Classe/Ordem	Espécies	Ferrol	Viana C ^o	F. Foz	
Arthropoda; Subfilo Crustacea	Malacostraca; Ordem Amphipoda	<i>Ampithoe ramondi</i>	14	4	-	Mollusca	Bivalvia	<i>Abra alba</i>	-	2	41	
		<i>Aora typica</i>	49	20	36			<i>Chlamys varia</i>	1	-	-	
		<i>Atylus swammerdami</i>	-	3	-			<i>Hiatella arctica</i>	33	45	10	
		<i>Autoneo denticarpus</i>	8	-	-			<i>Musculus costulatus</i>	62	271	23	
		<i>Chaetogammarus marinus</i>	-	5	-			<i>Musculus subpictus</i>	-	22	-	
		<i>Chaetogammarus pirloti</i>	-	5	-			<i>Mytilus galloprovincialis</i>	11	433	39	
		<i>Corophium arenarium</i>	39	-	-		<i>Anomia ehippium</i>	3	-	-		
		<i>Dexamine spinosa</i>	-	2	3		Polyplacophora	<i>Acanthochitona crinita</i>	11	29	5	
		<i>Elasmopus rapax</i>	66	65	57			<i>Acanthochitona fascicularis</i>	-	32	4	
		<i>Gammaropsis maculata</i>	456	-	323			<i>Lepidochitona cinerea</i>	-	1	-	
		<i>Gammarella fucicola</i>	527	-	-			<i>Tonicella rubra</i>	16	-	-	
		<i>Jassa falcata</i>	334	108	378			Gastropoda	<i>Aeodiella glauca</i>	-	-	1
		<i>Lembos longipes</i>	-	-	74				<i>Aeolidia papillosa</i>	51	-	-
		<i>Leucothoe richiardi</i>	3	-	-		<i>Bittium reticulatum</i>		66	39	15	
		<i>Maera inaequipes</i>	18	22	105		<i>Crisilla semistriata</i>		57	10	16	
		<i>Melita gladiosa</i>	-	-	1		<i>Cingula trifasciata</i>		-	6	-	
		<i>Melita hergensis</i>	2	41	21		<i>Facelina auriculata</i>		-	3	7	
		<i>Microdeutopus chelifer</i>	91	152	479		<i>Gibbula cineraria</i>		7	-	1	
		<i>Parajassa pelagica</i>	-	2	-		<i>Gibberula miliaria</i>		-	-	1	
		<i>Podocerus variegatus</i>	27	-	-		<i>Gibbula pennanti</i>		76	-	-	
	<i>Caprella acanthifera</i>	46	-	53	<i>Gibbula umbilicalis</i>		20		1	2		
	<i>Caprella andreae</i>	-	5	28	<i>Nassarius incrassatus</i>		35		-	-		
	<i>Caprella equilibra</i>	-	-	12	<i>Odostomia unidentata</i>		38		-	-		
	<i>Caprella liparotensis</i>	-	1	10	<i>Patella pellucida</i>		7		3	1		
	<i>Caprella fretensis</i>	-	2	-	<i>Rissoa guerini</i>		13		-	-		
	<i>Pseudoprotella phasma</i>	-	2	-	<i>Rissoa mambranacea</i>		1	-	-			
	Malacostraca; Ordem Isopoda	<i>Anthurus gracilis</i>	22	5	18		Echinodermata	Ophiuroidea	<i>Amphipholis squamata</i>	287	69	112
		<i>Cymodoce truncata</i>	2	-	1				<i>Ophiopholis aculeata</i>	165	6	-
		<i>Dynamene bidentata</i>	15	11	-				<i>Ophiotrix fragilis</i>	-	2	-
		<i>Dynamene magnitorata</i>	-	9	2			Asteroidea	<i>Asterias rubens</i>	-	1	-
		<i>Gnathia maxillaris</i>	43	3	-				<i>Asterina phylactica</i>	1	1	-
		<i>Idotea balthica</i>	-	2	-				<i>Marthasterias glacialis</i>	-	14	-
		<i>Ischynomene lacazei</i>	-	2	-				Echinoidea	<i>Paracentrotus lividus</i>	1	14
		<i>Janira maculosa</i>	64	-	6			Holothuroidea		<i>Pawsonia saxicola</i>	22	-
		<i>Stenosoma lancifer</i>	-	-	12				<i>Arenicola marina</i>	12	14	1
		Malacostraca; Ordem Tanaidacea	<i>Leptochelia savignyi</i>	4	-			-	Annelida	Polychaeta	<i>Dipolydora coeca</i>	2
	<i>Apseudes talpa</i>		2	-	44		<i>Eupolytmia nebulosa</i>	8			14	1
	Malacostraca; Ordem Mysididae	<i>Tanais dulongii</i>	148	15	1		<i>Fabricia sabella</i>	54			-	-
		<i>Praunus inermis</i>	20	-	-		<i>Hediste diversicolor</i>	26			52	-
	Pycnogonida	<i>Ammothella longipes</i>	-	-	5		<i>Hypereteone foliosa</i>	-			3	-
		<i>Endeis charybdaea</i>	-	-	6		<i>Lepidonotus clava</i>	6			7	7
		<i>Caridion steveni</i>	18	4	-		<i>Lysidice ninetta</i>	-			2	-
		<i>Eriphia verrucosa</i>	-	-	5		<i>Neanthes irrorata</i>	-			14	14
		<i>Eualus occultus</i>	-	-	6		<i>Perinereis cultrifera</i>	-			1	-
		<i>Galathea strigosa</i>	15	-	-		<i>Phylodoce lamelligera</i>	-			5	10
		<i>Hippolyte inermis</i>	-	5	-		<i>Platynereis dumerilii</i>	11			15	20
		<i>Liocarcinus navigator</i>	-	2	-		<i>Sabellaria alveolata</i>	-			142	410
<i>Macropodia rostrata</i>		3	-	-	<i>Sabella pavonina</i>	2	-	-				
<i>Pagurus cuanensis</i>		1	-	-	<i>Spirobranchus lamarcki</i>	-	-	7				
Malacostraca; Ordem Decapoda	<i>Pilumnus hirtellus</i>	28	22	24	<i>Subadyte pellucida</i>	-	-	1				
	<i>Pisidia longicornis</i>	103	2	-	<i>Bonellia viridis</i>	8	4	4				
	<i>Xantho pilipes</i>	-	7	6								
	<i>Leptoplana tremellaris</i>	-	-	-								
Platyhelminthes	<i>Stylochoplana maculata</i>	2	6	21	Echiura							

3.2. Análises de similaridade

A análise NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) permite constatar a divisão das amostras em três grupos, claramente separados, correspondendo a cada um dos locais (Figura 6).

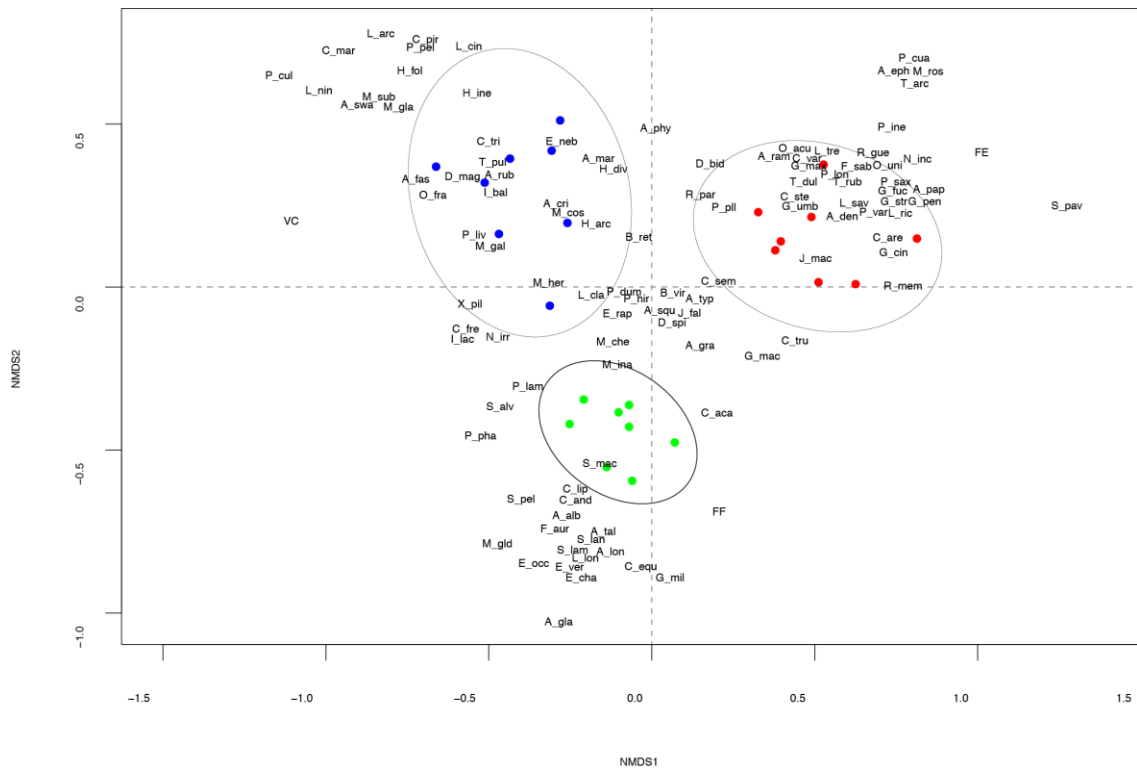


Figura 6: NMDS realizado numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o índice de Bray-Curtis como medida de similaridade.

Ao longo do eixo NMDS1 verifica-se uma separação do Ferrol dos restantes locais, Viana do Castelo e Figueira da Foz. Por outro lado, ao longo do eixo NMDS2, verifica-se a separação da Figueira da Foz de Viana do Castelo e Ferrol.

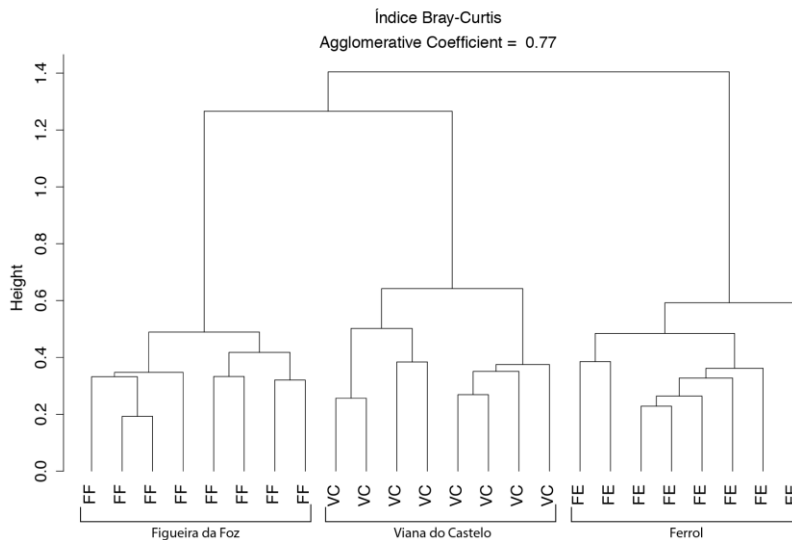


Figura 7: Análise hierárquica realizada numa matriz de distância entre as 24 amostras utilizando o método UPGMA e o método aglomerativo de Ward

A análise hierárquica (Figura 7), por sua vez, mostrou também uma clara separação dos locais, com Figueira da Foz e Viana do Castelo numa divisão diferente do Ferrol. O dendrograma obtido veio corroborar os resultados obtidos pela análise NMDS.

3.3. Frequência e raridade – distribuição da abundância de espécies

O modelo de melhor ajuste para a análise da distribuição da abundância de espécies foi, como referido na secção anterior, o modelo de Zipf-Mandelbrot, já que é o modelo que apresenta menores valores de AIC ($AIC(FF) = 402,04$; $AIC(VC) = 291,478$; $AIC(FE) = 437,74$). Através dos diagramas obtidos, podemos observar que todos os locais apresentam o mesmo padrão (Figuras 8, 9 e 10), com as espécies mais abundantes a aparecerem em primeiro lugar e as seguintes com abundâncias progressivamente menores. Os padrões obtidos reflectem a hipótese assumida pelo modelo Zipf-Mandelbrot em que as primeiras espécies a colonizar o rizóide dominam o espaço ecológico sendo, por isso, as mais abundantes, e as ultimas, raras. Em todos os locais o filo com maior número de espécies é o filo Crustacea, com os Anfípodes a representar a ordem mais abundante (Tabela 2).

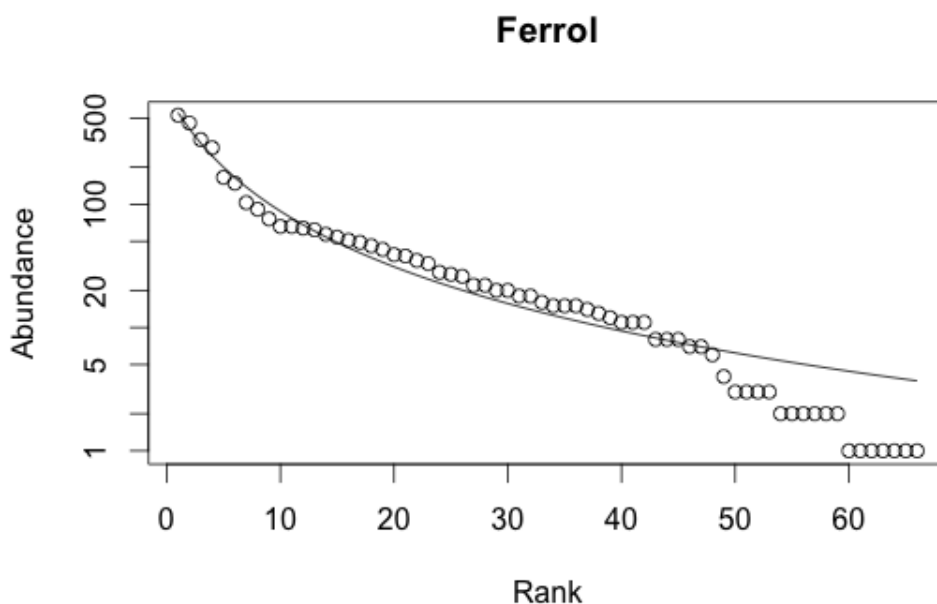


Figura 8: Diagrama da relação rank-abundância do Ferrol, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot

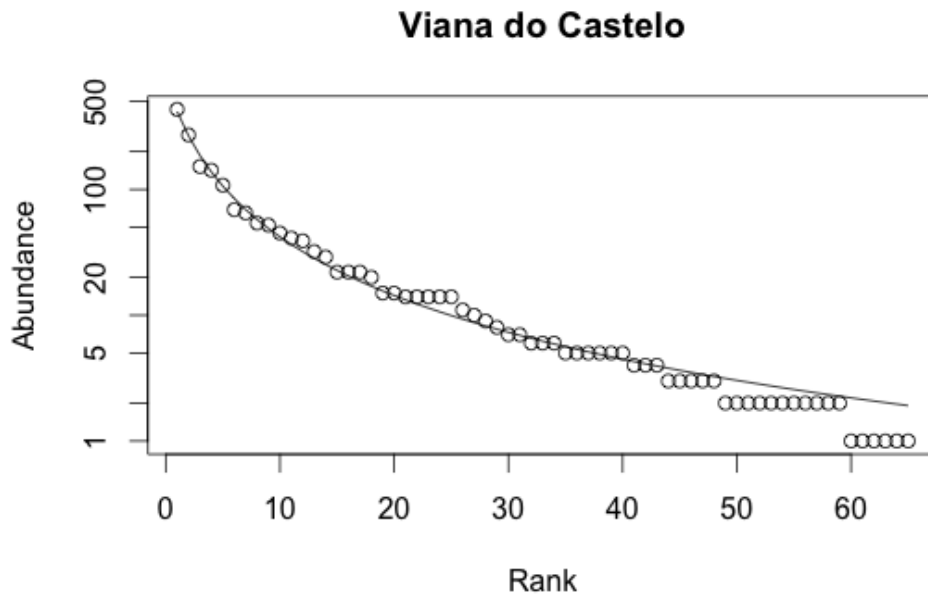


Figura 9: Diagrama da relação rank-abundância de Viana do Castelo, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot.

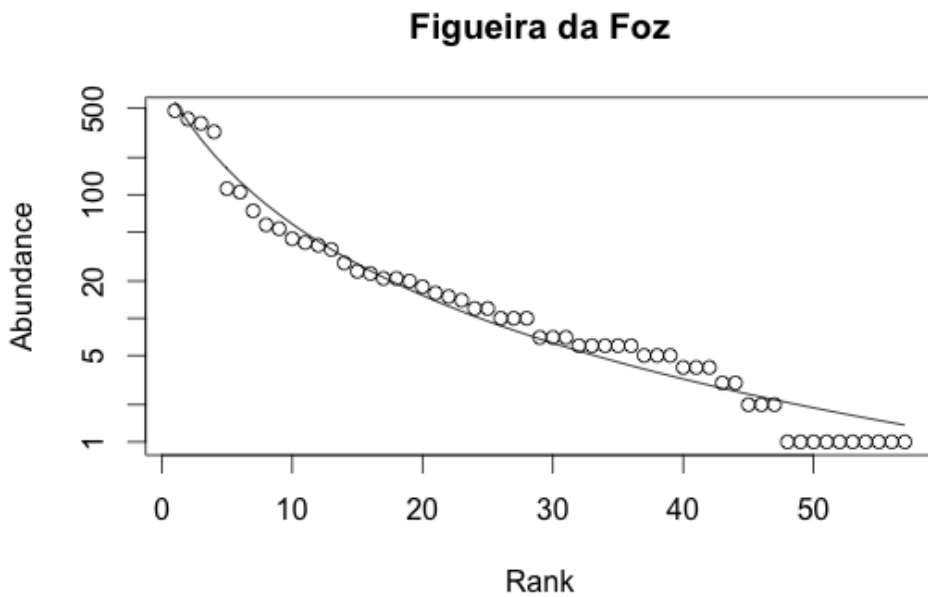


Figura 10: Diagrama da relação rank-abundância da Figueira da Foz, obtido a partir da análise da distribuição da abundância de espécie, com ajuste dos dados recolhidos ao modelo de distribuição Zipf-Mandelbrot.

3.4. Padrões de co-ocorrência de espécies

A análise de co-ocorrência mostrou que os valores de C-score observados se encontram dentro dos intervalos de confiança a 95% e que não diferem significativamente dos modelos nulos, indicando não haver evidências nem de segregação nem de agregação das espécies (Tabela 2).

Tabela 3: Análise de co-ocorrência: C-score observado, intervalo de confiança a 95% e valores de p para cada local.

Local	C-score observado	IC95%	P-value
FF	0.41862	0.41474 - 0.4296	0.6464 (NS)
VC	0.68101	0.66073 - 0.6812	0.05295 (NS)
FE	0.50697	0.49621 - 0.5237	0.956 (NS)

3.5. Relação abundância – ocorrência

A análise da relação abundância-ocorrência para cada um dos locais revelou que os três apresentam padrões de abundância-ocorrência muito semelhantes (Figuras 11, 12 e 13). Os padrões obtidos estão de acordo com o proposto pela relação abundância-ocorrência, onde as espécies mais abundantes têm uma frequência de ocorrência maior pelo que terão uma distribuição mais abrangente, e as espécies menos abundantes têm uma frequência de ocorrência menor, pelo que terão uma distribuição mais limitada.

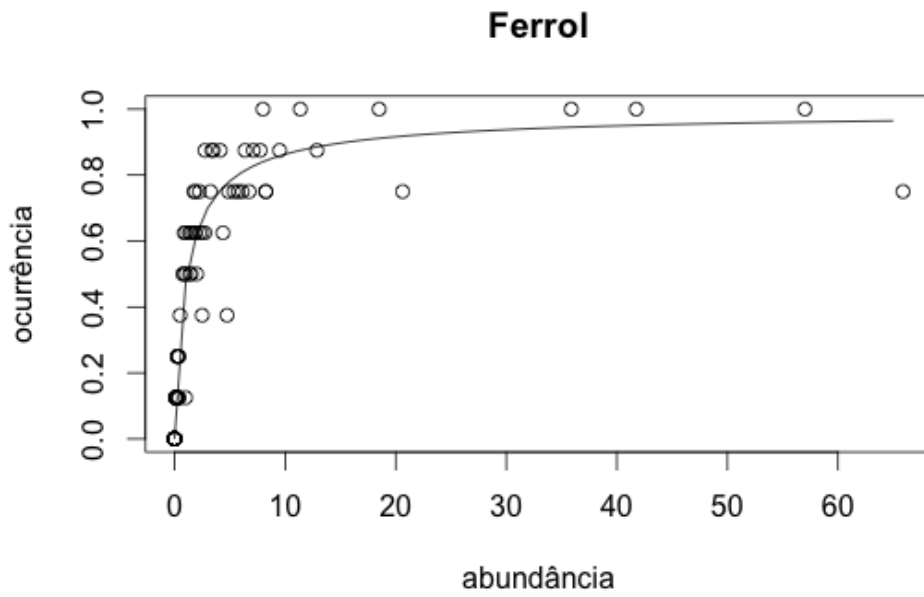


Figura 11: Diagrama da relação abundância-ocorrência do Ferrol, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.

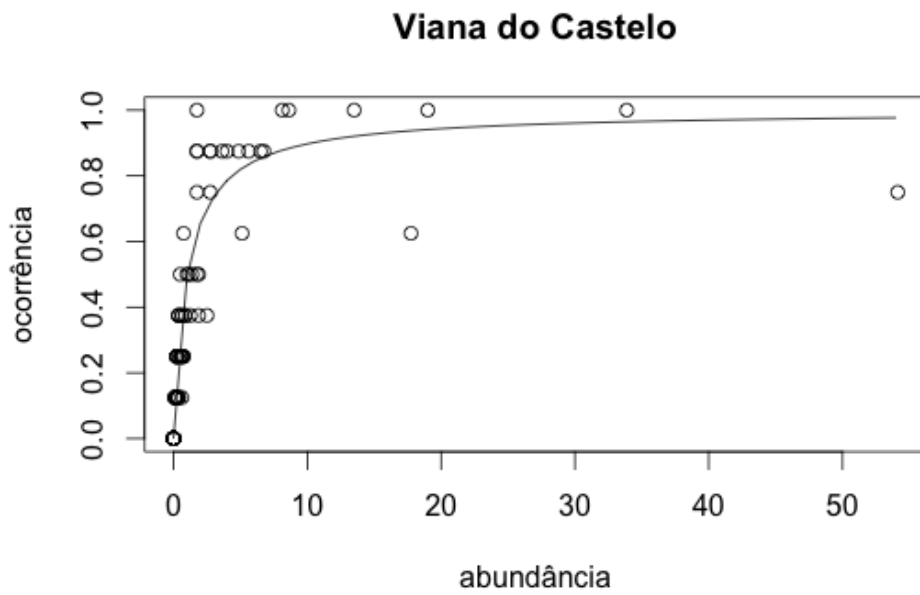


Figura 4: Diagrama da relação abundância-ocorrência de Viana do Castelo, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.

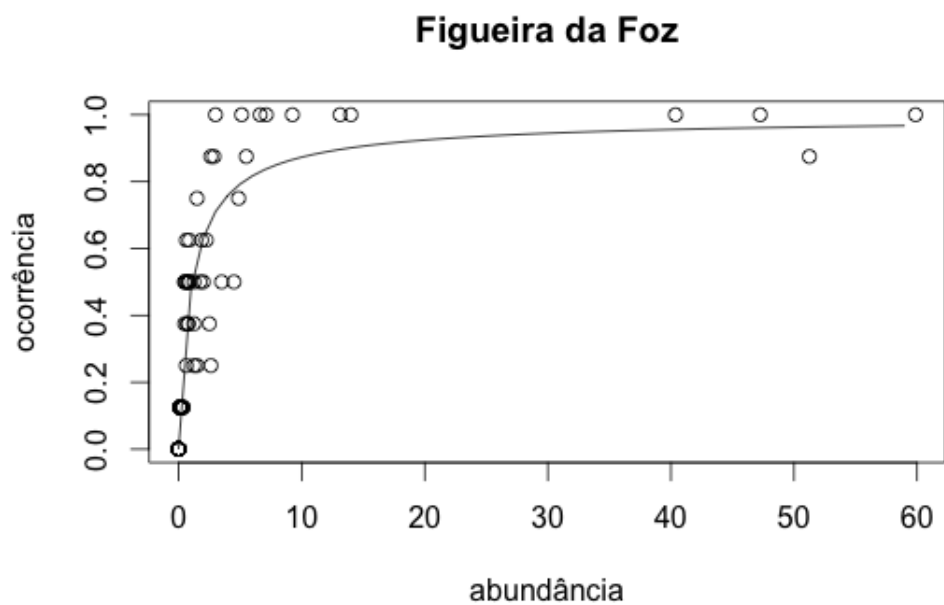


Figure 13: Diagrama da relação abundância-ocorrência da Figueira da Foz, obtido a partir da análise desta relação com ajuste dos dados a um modelo de distribuição binomial negativo.

4. DISCUSSÃO

4. Discussão

A Península Ibérica é um local particularmente interessante para o estudo de padrões biogeográficos. O seu território encontra-se numa zona de transição biogeográfica, pelo que apresenta uma complexidade climática que pode influenciar a distribuição das espécies e composição das comunidades. A costa oeste da Península Ibérica apresenta ainda um complexo sistemas de correntes e está sujeita a grande sazonalidade devido fenómeno de afloramento que ocorre durante o verão. Este fenómeno traz á superfície águas mais fundas e ricas em nutrientes, aumentando assim a produtividade nesta região, quer ao largo, quer junto á costa. Além disso, a influência de águas atlânticas quer do norte quer do sul, bem como a passagem de uma corrente com origem no Mediterrâneo torna a região um local de confluência com possíveis reflexos no recrutamento.

Nos três locais amostrados ao longo de parte do gradiente latitudinal existente na costa oeste peninsular, foram identificados 7681 indivíduos, pertencentes a 107 espécies distintas. A abundância total de indivíduos por local revelou-se aproximada nos três locais com um padrão de colonização equivalente, embora as espécies envolvidas sejam distintas em todos os locais. Na distribuição da abundância de espécies, o modelo de melhor ajuste foi o de Zipf-Mandelbrot. Este modelo foi descrito por vários autores como descrevendo processos de colonização em que as primeiras espécies dominam o espaço ecológico, e as espécies que chegam mais tarde são muito raras (Magurran, 2004). De facto, o modelo de Zipf-Mandelbrot possui hipóteses subjacentes de grande relevância ecológica, e as diferentes distribuições de abundância teóricas que este modelo gera, cobrem a maioria dos estágios sucessionais observados nos ecossistemas (Mouillot e Leprêtre 1999, Wilson 1991). Segundo este modelo, a presença de uma espécie pode ser vista como dependente de condições físicas e biológicas (presença de espécies) prévias, aqui definidas como custos (Wilson 1991). Espécies pioneiras terão menores custos, requerendo poucas condições prévias. Espécies mais tardias na escala sucessional, terão custos mais altos, ou seja, maior dispêndio de energia e tempo, aquando da colonização de um habitat já ocupado. Assim sendo, essas espécies serão, em termos de número, raras (Wilson 1991). A distribuição de abundância de espécies gerada pelo modelo de Zipf-Mandelbrot pode ser vista como resultado de vários factores a agirem sequencialmente (Wilson 1991). No entanto, em comunidades marinhas, em que a colonização está amplamente dependente do recrutamento nas zonas envolventes, da disponibilidade de fases larvares e de espaço poderá conduzir a processos de colonização e sucessão com causas distintas, com um maior grau de aleatoriedade.

É comum aos três locais a existência de um número restrito de espécies dominantes (quatro a seis), surgindo as restantes com abundâncias bastantes inferiores. Este padrão é compatível com a situação de instabilidade ambiental que caracteriza os rizóides como ambiente de colonização, uma vez que a maior parte destes desaparece anualmente. Ou seja, todos os anos há uma colonização a partir do zero, aparentando a colonização ser determinada pelo recrutamento a partir da disponibilidade larvar das águas envolventes. Essa instabilidade temporal, faz com que o habitat proporcionado pelos rizóides seja temporário o que, aliado ao elevado stresse a que estão sujeitas as comunidades que habitam ambientes intertidais, pode fazer com que as comunidades não tenham o tempo requerido para se estruturarem, o que se traduziria numa maior equitabilidade.

As espécies que colonizam o rizóide em primeiro lugar dominam o espaço ecológico, revelando-se como as mais abundantes, e as que ocupam o espaço restante são, por conseguinte, raras. Tendo o presente trabalho decorrido ao longo de um único ano, não foi possível avaliar se essa colonização se dará sempre da mesma forma ou se o recrutamento poderá variar com o tempo, em função das condições oceanográficas, ou se existe efectivamente uma diferenciação geográfica consistente nesse processo. Seria interessante verificar se num espaço permanente que mimetize os rizóides (exemplo: substratos artificiais), este padrão se manteria ou se seria possível obter perfis de colonização característicos de ambientes com maior estabilidade temporal.

Aparentemente, pela tipologia variada das espécies que colonizaram o rizóide, este terá funcionado como habitat e não como fonte de alimento. Do elenco específico recolhido, apenas a *Patella pelucida* está identificada como utilizando *Saccorhiza polyschides* como recurso alimentar. A utilização de substratos artificiais neutros poderia contribuir para esclarecer este aspecto, por comparação da fauna que os iria colonizar.

No que diz respeito à tipologia dos organismos recolhidos em cada local, os anfípodes surgem claramente como a ordem mais abundante, quer ao nível global quer ao nível da sua dominância em cada local. Estes animais de pequenas dimensões e estilos de vida variados, são característicos de locais abrigados, como cavidades, onde se podem fixar e alimentar, ao abrigo de correntes ou da agitação marinha. Alguns indivíduos que no seu estado adulto são de dimensões apreciáveis, encontram nos rizóides abrigo durante as fases iniciais do seu ciclo de vida. É o caso de bivalves como o mexilhão (*Mytilus galloprovincialis*), bem como de alguns crustáceos como o caranguejo *Pilumnus hirtellus*. Ainda dentro desta categoria de organismos, são de destacar alguns anelídeos, que surgem preferencialmente quando há alguma acumulação de sedimentos grosseiros (*Sabellaria alveolata*) ou

de sedimentos finos de tipo limo (Nereidae e Phillodocydae), bem como posturas esporádicas de peixes litorais (não contabilizados nem identificados neste trabalho), e de *Aplysia* sp. Os rizóides foram ainda pontualmente usados como abrigo por juvenis de polvo (*Octopus vulgaris*).

As análises NMDS e hierárquica permitiram a discriminação dos locais em dois grupos (Viana do Castelo/Figueira da Foz e Ferrol), numa aparente organização face a um gradiente latitudinal. Essa interpretação parece ser reforçada pela discriminação dentro do grupo Viana do Castelo/Figueira da Foz, não se tendo verificado mistura entre qualquer amostra proveniente destes dois locais. No entanto, o número reduzido de locais testados (apenas três) não permite esclarecer correctamente este motivo para a referida segregação. Não é de descartar que o motivo para a separação entre os locais portugueses e o galego não sejam diferenças no grau de exposição destes, uma vez que Ferrol era um local mais abrigado do que os restantes dois. A exploração de um número maior de locais, nomeadamente locais com maior exposição na Galiza, permitiria esclarecer os motivos da segregação obtida. A influência do gradiente latitudinal parece, no entanto, não ser de ignorar, uma vez que os dois locais amostrados mais a sul não apresentam mistura, segregando-se perfeitamente.

Posto isto, pode então concluir-se que a composição em espécies da macrofauna associada aos rizóides de *Saccorhiza polyschides* varia consoante o local. No entanto, é de notar que os três locais apresentam os mesmos padrões de colonização. Em termos ecológicos isto significa que, apesar dos padrões de riqueza, diversidade e abundância serem semelhantes, a composição de espécies é diferente. Ou seja, embora o elenco específico em cada local seja diferente, os mecanismos ecológicos que atuam nos três locais são semelhantes.

Serão necessários estudos futuros de forma a poder inferir com certeza acerca desses processos e se, a nível geográfico, existe algum padrão. Pretende-se no futuro solucionar estes problemas alargando a amostragem, com a adição de novos locais ao longo das costas espanhola e portuguesa. De forma a perceber se realmente a separação do Ferrol, referida acima, tem a ver com a menor exposição deste local ou não, pretende-se realizar amostragens em locais mais expostos e a latitudes equivalentes. Para determinar se as condições ambientais a que estas comunidades estão expostas têm, de facto, um papel determinante na estruturação destas comunidades, pretende-se investigar a macrofauna associada aos rizóides de *Saccorhiza polyschides* de zonas mais profundas onde o stresse é consideravelmente menor. Por fim, pretende-se também perceber se os rizóides destas algas actuam apenas como abrigo ou se funcionam como abrigo e alimento, recorrendo a substratos artificiais neutros.

5. Referências

5. Referências

- ANDERSEN HK (2011) Gastropods Associated with *Laminaria hyperborea* and *Saccorhiza polyschides* in a Norwegian Kelp Forest: Comparison of Sampling and In Situ Imaging Techniques. Norwegian University of Science and Technology Department of Biology Marine Coastal Development. p54.
- ANGILLETTA MJ Jr., Bennett AF, Guderley H, Navas CA, Seebacher F, Wilson RS (2006) Coadaptation: a unifying principle in evolutionary thermal biology. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- ARAÚJO R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- BARTON ED (1989).. The poleward undercurrent on the eastern boundary of the subtropical North Atlantic. IN: COELHO HS, Neves RR, Leitão PC, Martins H, Santos AP (1999) The slope current along the Western European margin: A numerical investigation. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 15 (1-4). 1999: 61-72.
- BARTSCH IC, Wiencke K, Bischof CM, Buchholz BH, Buck A, Eggert P, Feuerfeil et al., (2008) The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43: 1–86.
- BEGON M, Mortimer M, Thompson DJ (1996) *Population ecology: a unified study of animals and plants*. 3rd ed. Blackwell Science Ltd
- BIRKETT DA, Dring J, Savidge G (1998). Primary production estimates for phytoplankton, macroalgae and microphytobenthos in a coastal ecosystem. IN: Kelly, E. (ed.) (2005) *The role of kelp in the marine environment. Irish Wildlife Manuals*, No. 17. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.
- BRAY JR, Curtis JT (1957) An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- BRUNO JF, Stachowicz JJ, Bertness MD (2003) Inclusion of facilitation into ecological theory. *TRENDS in Ecology and Evolution* 18(3):119-125.
- CARVALHO JC, Cardoso P, Crespo LC, Henriques S, Carvalho R, Gomes P (2011) Biogeographic patterns of spiders in coastal dunes along a gradient of mediterraneity. *Biodiversity Conservation* 20:873-894.
- COELHO HS, Neves RR, Leitão PC, Martins H, Santos AP (1999) The slope current along the Western European margin: A numerical investigation. *Boletín Instituto Español de Oceanografía* 15 (1-4). 1999: 61-72.
- COELHO HS, Neves RJJ, White M, Leitão PC, Santos AJ (2002) A model for ocean circulation on the iberian coast. *Journal of Marine Systems* 32(2002) 153-179.
- COLWELL RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 345:101-118.

- CHRISTIE H, Jorgensen NM, Norderhaug KM, Waage-Nielsen E (2003). Species distribution and habitat exploitation of fauna associated with kelp (*Laminaria hyperborea*) along the Norwegian coast. IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically diferente kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.
- COLLINS MD (2006) Avian community ecology: Patterns of co-occurrence, nestedness, and morphology. Doctoral Dissertations. University of Tennessee. p64.
- DAYTON P (1985) Ecology of kelp communities. IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically diferente kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.
- FIÚZA AFG, Macedo ME, Guerreiro MR (1982) Climatological space and time variation of the Portugal coastal upwelling. *Oceanologica Acta* 5 (1), 31–40.
- FIÚZA AFG (1983) Upwelling patterns of Portugal. IN: MARTINS R, Magalhães L, Peter A, San Martin G, Rodrigues AM, Quintino V (2013) Diversity, distribution and ecology of the family Syllidae (Annelida) in the Portuguese coast (Western Iberian Peninsula). *Helgol Mar Res.*
- GUO K, Taper M, Schoenberger M, Brandle J (2005) Spatial-temporal population dynamics cross species range: from centre to margin. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- HAWKINS BA (2001) Ecology's oldest pattern. IN: Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. 3 2005. p256
- HE F, Gaston KJ (2000) Estimating species abundance from occurrence. *The American Naturalist* 155(5): 553-559.
- HE F, Gaston KJ, Wu J (2002) On species occupancy-abundance models. *Écoscience* 9 (1): 119-126.
- HECK KL, van Belle G, Simberloff D (1975) Explicit calculation of the rarefaction diversity measurement and the determination of sufficient sample size. *Ecology*, 56:1459-1461.
- HELMUTH B, Mieszkowska N, Moore P, Hawkins SJ (2006) Living on the edge of two changing worlds: forecasting the responses of rocky intertidal ecosystems to climate change. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- HICKLING R, Roy DB, Hill JK, Fox R, Thomas CD (2006) The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- HOFFMAN AA, Blows MW (1994) Species borders: ecological and evolutionary perspectives. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 223–227.

- HORNER-DEVINE MC, Silver JM, Leibold MA, Bohannon BJM, Colwell RK, Fuhrman JA, Green JL, KUSKE CR, Martiny JBH, Muyzer G, Øvrea L, Reysenbach AL, Smith VH A comparison of taxon co-occurrence patterns for macro- and microorganisms. *Ecology*, 88(6), 2007, pp. 1345–1353.
- JONZÉN N, Linden A, Ergon T, Knudsen E, Vik JO, Rubolini D, et al. (2006) Rapid advance of spring arrival dates in longdistance migratory birds. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Bercibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- KELLY E (ed.) (2005) The role of kelp in the marine environment. *Irish Wildlife Manuals*, No. 17. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.
- LEWIS JR (1964) The ecology of rocky shores. IN: Sousa Pinto I e Araújo R (1998) The seaweed resources of Portugal. *Seaweed Resources of the World*. Japan International Cooperation Agency, Yokosuka. p 176-184.
- MCGILL BJ, Etienne RS, Gray JS, Alonso D, Anderson MJ, Benecha HK, Dornelas M, Enquist BJ, Green JL, He F, Hurlbert AH, Magurran AE, Marquet PA, Maurer BA, Ostling A, Soykan CU, Ugland KI, White EP (2007) Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, (2007) 10: 995–1015.
- MAGURRAN AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. 3 2005. p256.
- MARTINS R, Magalhães L, Peter A, San Martin G, Rodrigues AM, Quintino V (2013) Diversity, distribution and ecology of the family Syllidae (Annelida) in the Portuguese coast (Western Iberian Peninsula). *Helgol Mar Res*.
- MCKENZIE JD, Moore PG (1981) The micro-distribution of animals associated with the bulbous holdfasts of *Saccorhiza polyschides* (Phaeophyta). IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically different kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382
- MOORE PJ, (1973) The kelp fauna of Northeast Britain. I. Introduction and physical environment. IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically different kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.
- MOORE PJ (1973b) The kelp fauna of Northeast Britain. II. Multivariate classification: turbidity as an ecological factor. IN: Tuya F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically different kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.
- MOUILLOT D, Leprêtre A (1999) A comparison of species diversity estimators. *Res Popul Ecol* 41:203-215.
- NORTON TA, Burrows EM (1969) Studies on marine algae of the British Isles. 7. *Saccorhiza polyschides* (Lightf.) Batt. *British Phycological Journal* 4(1) 19-53.
- NORTON TA (1977) Experiments on the factors influencing the geographical distributions of *Saccorhiza polyschides* and *Saccorhiza dermatodea*. *New phycologist*. 78, 625-635.

- OKSANEN J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2010) vegan: community ecology package. R package version 1.17-3. <http://cran.r-project.org>. Accessed 1 July 2010
- PARMESAN C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- PARMESAN C (2006) Ecological and evolutionary response to recent climate change. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- PELIZ A, Rosa TL, Santos AMP, Pissarra JL (2002) Fronts, jets, and counter-flows in the Western Iberian upwelling system. *Journal of Marine Systems* 35 (2002) 61– 77.
- PEREIRA SG, Lima FP, Queiroz NC, Ribeiro PA (2006) Biogeographic patterns of intertidal macroinvertebrates and their association with macroalgae distribution along the Portuguese coast. *Hydrobiologia* 555:185-192.
- PHILLIPS, RW (1896) Note on *Saccorhiza bulbosa* J. G. Ag. and *Alaria esculenta* Grev. *Ann. Bot.*, 10, 96-97. IN: Norton TA, Burrows EM (1969) Studies on marine algae of the British Isles. 7. *Saccorhiza polyschides* (Lightf.) Batt. *British Phycological Journal* 4(1) 19-53.
- PORTNER HO, Bennett AF, Bozinovic F, Clarke A, Lardies MA, Lucassen M, et al. (2006) Trade-offs in thermal adaptation: the need for a molecular to ecological integration. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- POSADA D, Buckley TR (2004) Model Selection and Model Averaging in Phylogenetics: Advantages of Akaike Information Criterion and Bayesian Approaches Over Likelihood Ratio Tests. *Systematic Biology* 53(5):793–808.
- RIVAS-MARTÍNEZ S, Penas A, Díaz TE (2004), Biogeographic Map of Europe. Cartographic Service. University of León, Spain.
- ROSENZWEIG ML (1995) *Species diversity in space and time*. IN Magurran AE (2004) *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. 3 2005. p256.
- SAX DF, Gaines SD (2003) Species diversity: from global decreases to local increases IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- SNELGROVE PVR (1998) The biodiversity of macrofaunal organisms in marine sediments. *Biodiversity and Conservation* 7, 1123-1132.

- SOUSA PINTO I e Araújo R (1998) The seaweed resources of Portugal. *Seaweed Resources of the World*. Japan International Cooperation Agency, Yokosuka. p 176-184.
- SPENCE M (1918) Laminariaceae of Orkney; their ecology and economics. *J. Bot., Lond.*, 56, 281-285. IN: Norton TA, Burrows EM (1969) Studies on marine algae of the British Isles. 7. *Saccorhiza polyschides* (Lightf.) Batt. *British Phycological Journal* 4(1) 19-53.
- STONE L, Roberts A (1990) The checkerboard score and species distributions. *Oecologia* (1990) 85:74-79.
- THOMAS CD, Bodsworth EJ, Wilson RJ, Simmons RJ, Davies ZG, Musche M, Conradt L (2001) Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- THOMPSON RC, Crowe TP, Hawkins SJ (2002) Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation* 29 (2): 168-191.
- TUYA F, Larsen K, Platt V (2011) Patterns of abundance and assemblage structure of epifauna inhabiting two morphologically diferente kelp holdfasts. *Hydrobiologia* 658: 373-382.
- ULRICH W, Almeida-Neto M, Gotelli NJ (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118:3-17.
- WALTHER G, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan M, Beebee TJC, et al. (2002) Ecological responses to recent climatic change. IN: Araújo R, Bárbara I, Tibaldo M, Berecibar E, Díaz-Tapia P, Pereira R, Santos R, Sousa-Pinto I (2009) Checklist of benthic marine algae and cyanobacteria of northern Portugal. *Botanica marina* 52 (2009): 24-46.
- WILSON JB (1991) Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* 2:35-46.
- WILSON EO (1992). *The Diversity of Life*. IN: Kelly, E. (ed.) (2005) The role of kelp in the marine environment. *Irish Wildlife Manuals*, No. 17. National Parks and Wildlife Service, Department of Environment, Heritage and Local Government, Dublin, Ireland.
- WILSON PD (2008) The pervasive influence of sampling and methodological artefacts on a macroecological pattern: the abundance–occupancy relationship. *Global Ecology and Biogeography* 17, 457-464.
- WOLFF WJ (1973) The estuary as a habitat: An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Comunication nr.106 of the Delta Institute for Hidrobiological Research* 218.
- ZAR JH (1999) *Biostatistical Analysis* – 4th ed. Prentice Hall.