

---

Elisabete Fernandes Linhares

Avaliação do potencial impacto do quebra-mar  
destacado na diversidade faunística associada aos  
recifes de *Sabellaria alveolata* (L.) da praia da Aguda

Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar  
Universidade do Porto

2006

---

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biomédicas  
de Abel Salazar para obtenção do grau de Mestre em  
Ciências do Mar-Recursos Marinhos, especialidade Ecologia  
Marinha

Resolução 12/SC/95, D. R. n.º 169, II série, de 24 de Julho de 1995

Orientação: Gerhard Michael Weber

Co-orientação: António Emílio Ferrand de Almeida Múrias dos Santos

“Sobre as costas tão violentamente batidas pelas ondas, encontramos tanto atrás de alguns grandes rochedos, como no interior de uma fenda profunda, espécies que formam aglomerados de areia com uma infinidade de pequenas aberturas. Cada um desses aglomerados, bastante semelhante a favos de mel é, ou uma aldeia ou uma povoada cidade. Aí vivem retidas centenas de Poliquetas, dos mais curiosos que possam observar o naturalista”.

Adaptado de:  
A. Quatrefages, 1854. Souvenir d'un naturaliste Vol 2, p. 180.

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Professor Doutor Mike Weber a quem devo a possibilidade de realização desta tese, o ânimo e a confiança demonstrada.

Ao meu co-orientador Professor Doutor António Múrias dos Santos pelo interesse demonstrado, pelos seus esclarecimentos e auxílio prestado em todas as fases deste trabalho, os quais foram cruciais para o desenvolvimento e concretização da dissertação.

Aos colegas que tive durante o meu período de trabalho na Escola Superior de Educação de Viseu, e amigos que se tornaram, pelo inigualável ambiente proporcionado, espírito de entre-ajuda sempre patente e força transmitidos.

À Anabela Pereira pela sua disponibilidade e valiosos conselhos na estruturação do trabalho de campo.

À Patrícia Santos pela sua colaboração, chamadas de atenção e apoio que se revelaram fundamentais.

Aos meus colegas Nuno Queiroz e Margarida Hermida pela ajuda prestada em momentos importantes para o seguimento do trabalho.

Aos Doutores Yves Gruet, Stanislas Dubois bem como ao Abel Dias pelo interesse, amabilidade e prontidão na cedência de bibliografia.

A todos os funcionários da Estação do Litoral da Aguda (ELA) pela forma como me receberam, boa disposição e simpatia característica ao longo de todo este período.

Dirijo ainda um agradecimento muito especial aos meus tios e primos que muito contribuíram para que eu pudesse realizar este trabalho, pelo constante amparo e motivação. No fundo, à minha família a quem devo os valores de união e auxílio incondicionais.

E no centro de tudo aos meus Pais pelo incansável amor dado, associado a uma força interior e a uma crença nas minhas capacidades que fazem hoje a pessoa que sou. À coragem que o meu pai me deixou quando o destino quis que ele não estivesse até ao fim deste percurso... estou contudo convencida que neste momento ele está atento e orgulhoso por não ter baixado os braços. Esta tese dedico-a a Ti.

Por todos eles e aos que não referi mas que sem dúvida contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho, o meu profundo reconhecimento.

## RESUMO

*Sabellaria alveolata* (L.) é um anelídeo poliqueta que constrói recifes de areia onde uma fauna muito diversificada encontra condições adequadas para a sua sobrevivência.

Na praia da Aguda, no Norte de Portugal, após a construção de um quebra-mar destacado, a extensão destas colónias reduziu-se drasticamente. Como forma de detectar se esta obra de protecção costeira provocou um impacto significativo a nível da diversidade faunística associada a estes recifes, aplicaram-se dois métodos estatísticos complementares. O método univariado ACI “After-Control-Impact” (resulta de uma modificação do *Beyond* BACI “Before-After/Control-Impact”), onde se comparam amostragens efectuadas de forma aleatória no espaço e no tempo, entre um potencial local afectado (a praia da Aguda) e três praias controlos (Francelos, Angeiras e Labruga). O método multivariado (MDS - Non-metric Multi-dimensional Scaling; ANOSIM - Analysis of Similarities e SIMPER - Similarity Percentages) também foi utilizado para compreender as semelhanças e diferenças entre os locais em estudo. Os dados provenientes de quatro meses de amostragens desenvolvidas em quatro praias, com seis réplicas em cada praia permitiram identificar diversos *taxa* associados aos recifes. Estes corresponderam a 14.768 indivíduos em que 5.697 foram *Sabellaria*. Os organismos encontraram-se distribuídos por 121 espécies e cinco classes, em que 50 espécies foram moluscos (gastrópodes com 31 espécies e bivalves com 19), 41 crustáceos, 25 poliquetas, dois equinodermes e os restantes *taxa* foram representados por uma espécie.

Os resultados evidenciaram que os géneros *Arenicola*, *Neanthes* e a família Xanthidae sofreram alterações a curto prazo na sua diversidade, cujas causas podem advir do quebra-mar edificado. A modificação do hidrodinamismo local, é um factor limitativo no desenvolvimento e sobrevivência da *S. alveolata*, podendo reflectir-se indirectamente nos organismos que alberga nas suas colónias. Apesar de os dados revelarem que o impacto não atingiu muitos dos *taxa* analisados, os seus efeitos poderão pronunciar-se a longo prazo. O método sugeriu mudanças na comunidade faunística que requerem a nossa atenção.

As recomendações que resultam deste estudo incidem numa monitorização destas áreas de importância ecológica, biológica e económica, de modo a permitir um maior rigor, conclusões mais efectivas que possibilitem uma tomada de decisão mais consciente centrada na preservação da natureza.

## ABSTRACT

*Sabellaria alveolata* (L.) is a polychaete annelid whose sand reefs constitute a habitat for a very diverse fauna.

In the Aguda beach in Northern Portugal, after the construction of a detached breakwater, the extension of these colonies has been drastically reduced. With the purpose of detecting whether this coastal protection structure has a significant impact on the species diversity associated with *Sabellaria* reefs, two complementary statistic methods were applied. The univariate ACI After-Control-Impact method (a modified form of Beyond BACI Before/After, Control/Impact), in which samples taken randomly both in space and time from the potentially impacted site (Aguda beach) and three control sites (Francelos, Angeiras and Labruga) were compared. The multivariate methods (MDS – Non-metric Multi-dimensional Scaling, ANOSIM – Analysis of Similarities, and SIMPER – Similarity Percentages) were used in an attempt to understand the differences and/or similarities between the sites studied.

The data from four months of sampling in four beaches, with six replicated samples in each beach, have led to the identification of several *taxa* associated to the *Sabellaria* reefs. A total of 14.768 individuals (including *Sabellaria*) were found, of which 5.697 corresponded to this polychaete. These organisms were distributed by 121 species and five classes. 50 species were molluscs (31 species of gastropods and 19 of bivalves), 41 crustaceans, 15 were polychaetes, 2 were echinoderms, and the remaining *taxa* were represented by one specie only. The results seem to show that some of the *taxa* analysed in this study (*Arenicola*, *Neanthes* and Xanthidae) have suffered short-term changes in diversity, possibly caused by the construction of the breakwater. A modification of the local hydrodynamism which, for *S. alveolata*, is recognized as a limiting factor in their development and survival, and it can also indirectly affect other organisms living in its colonies. Despite the data showing that the impact has not yet reached many of the analysed *taxa*, its effects could become more pronounced in the long run. The methods suggested changes in the faunistic community that require our attention.

The recommendations emerging from this study focus on monitoring programs of these areas of great biological and economical importance, in order to achieve more definite conclusions that will lead to careful decision-making with regard to nature preservation.

# ÍNDICE

---

<b>1 – INTRODUÇÃO</b>	1
<b>1.1. Caracterização da praia da Aguda</b>	1
1.1.1. Localização e Zonação	1
1.1.2. Estrutura de protecção costeira	2
<b>1.2. <i>Sabellaria alveolata</i>: espécie “engenheira” do ecossistema</b>	4
1.2.1. Biologia da espécie	5
1.2.2. Estados de desenvolvimento dos recifes	8
1.2.3. Diversidade e perigos associados às colónias	10
<b>1.3. Impactos ambientais</b>	12
<b>1.4. Detecção de impactos ambientais</b>	13
1.4.1. Natureza do impacto	14
1.4.2. Problemas logísticos dos testes de hipóteses	15
<b>1.5. Adaptação do Modelo <i>Beyond</i> BACI – ACI</b>	17
<b>1.6. Estratégia de complementaridade com Métodos Multivariados</b>	17
<b>2 – OBJECTIVOS</b>	19
<b>3 – MATERIAL E MÉTODOS</b>	20
<b>3.1. Área de estudo</b>	20
<b>3.2. Metodologia de amostragem</b>	21
<b>3.3. Processamento das amostras</b>	21
3.3.1. Identificação e contagem	22
<b>3.4. Tratamento de dados</b>	23
3.4.1. Análise estatística	23
3.4.1.1. Método Univariado (ACI)	23
3.4.1.2. Método Multivariado (MDS, ANOSIM, SIMPER)	26
<b>4 – RESULTADOS</b>	29
<b>4.1. Análise da fauna associada aos recifes de <i>Sabellaria alveolata</i></b>	29
<b>4.2. Modelo ACI</b>	32
<b>4.3. Análise Multivariada</b>	35
4.3.1. MDS	35
4.3.2. ANOSIM	37
4.3.3. SIMPER	38
<b>5 – DISCUSSÃO</b>	45
<b>5.1. Análise da fauna associada aos recifes de <i>Sabellaria alveolata</i></b>	45
<b>5.2. Modelo ACI</b>	49
<b>5.3. Análise Multivariada</b>	53
5.3.1. MDS	53
5.3.2. ANOSIM	54
5.3.3. SIMPER	54
<b>5.4. Confrontação entre os métodos</b>	55
<b>6 – CONCLUSÕES</b>	56

---

**ANEXOS**

# 1. INTRODUÇÃO

## 1.1. Caracterização da praia da Aguda

### 1.1.1. Localização e Zonação

A praia da Aguda situa-se no Litoral Norte da costa portuguesa, no Concelho de Vila Nova de Gaia. É uma praia exposta do tipo misto (rochosa e arenosa na parte superior) cuja parte central é mais abrigada porque está protegida por um quebra-mar. A plataforma de erosão marinha caracteriza-se pela presença de migmatitos, gneisses e micaxistos. A norte do quebra-mar, o areal tem aproximadamente 110 m de extensão. A areia média e grossa é composta por quartzo, feldspato e fragmentos calcários. A norte, o sistema dunar encontra-se delimitado e protegido, constituindo o “Parque das Dunas” (Clímaco *et al.*, 2004).

O fenómeno de zonação ocorre em todo o mundo e consiste na distribuição diferencial dos organismos do litoral que atingem densidades elevadas no nível que lhes é mais favorável, podendo formar “cinturas” paralelas ao mar e a uma altura característica (Santos, 1994; Weber *et al.*, 1999; Clímaco *et al.*, 2004). O litoral é dividido numa franja litoral, normalmente acima do nível máximo das marés altas de águas vivas, numa zona intermédia, designada por eulitoral, e numa franja sublitoral, apenas exposta nas marés baixas de águas vivas (Hawkins & Jones, 1992).

É na zona inferior do eulitoral que se encontram os “recifes” de barreira construídos pelo poliqueta *Sabellaria alveolata* (L.) (figura 1). São colónias que representam um sistema dinâmico, em constante renovação, e que proporcionam abrigos, locais de desova e de alimentação para muitas espécies marinhas (Monteiro, 1997; Pereira, 1998). A biodiversidade aqui existente foi evidenciada num estudo recente (Pereira, 1998) tendo-se identificado 143 espécies associadas a estes recifes.



Figura 1 - “Recifes” construídos pelo poliqueta *Sabellaria alveolata*.

### 1.1.2. Estrutura de protecção costeira

A construção do quebra-mar da Aguda, de forma destacada e paralelo à costa, iniciada em Outubro de 2001 e concluída em Julho de 2002, pretendia contribuir para a segurança da frota local, essencialmente facilitando o acesso à praia, bem como para a minimização dos efeitos da erosão do lado sul da praia (figura 2 e 3). O quebra-mar tem 330 metros de comprimento, seis de largura e a cota de coroamento é de cinco metros acima do zero hidrográfico (ZH) (Weber, 2005; Santos *et al.*, 2002).



Figura 2 – Colónias de *Sabellaria* na zona de influência do quebra-mar da Aguda.

Figura 3 - Quebra-mar visto em direcção este-oeste (Retirado de Weber, 2005).

Dos vários impactos previstos para esta obra destacaram-se os sedimentares, nomeadamente a formação de um tómbolo por efeitos de difracção, não tendo sido previsto um impacto muito significativo a sul. Foi ainda prevista a acumulação de sedimentos a norte e a diminuição a sul, durante a sua construção (Weber, 2005). Pouco tempo depois, uma importante variação de sedimentos teve lugar na praia: uma acumulação de areia no lado norte e uma diminuição a sul (Santos *et al.*, 2002; Weber, 2005).

As estruturas de protecção costeiras, como o quebra-mar da Aguda, alteram normalmente o sistema de correntes e muitas vezes o abastecimento natural de areia nas praias (Davenport & Davenport, 2006). O decréscimo do hidrodinamismo local conduz ao desaparecimento gradual de espécies características de praias expostas, como os mexilhões, ou ao surgimento de outras espécies típicas de praias menos agitadas, como algas do género *Fucus*. A ocorrência de impactos ambientais pode ser identificada por alterações na distribuição e composição das comunidades biológicas.

O fenómeno de difracção das ondas faz com que, num sector limitado (junto do término do quebra-mar), a ondulação mude de rumo. No caso da praia da Aguda, como a ondulação dominante neste trecho é de noroeste, no referido sector passou a ser de

sudoeste. O tómbolo formado criou uma baía de águas calmas, passando a parte central da praia da Aguda de exposta a abrigada (Weber, 2005). Este facto pode provocar localmente uma redistribuição de certas espécies, consoante as suas características adaptativas ao grau de exposição das ondas.

Lamberti & Zanuttigh (2005) mostraram que os fluxos relacionados com o hidrodinamismo influenciam o processo de colonização bem como o tipo de organismos intertidais que podem sobreviver nas zonas alteradas. As alterações no transporte de sedimentos, e que resultam normalmente em grandes acumulações de areia, afectam os organismos de diversas maneiras, nomeadamente reduzindo a luz disponível, devido à turbidez, interferindo nos filtros e sistemas respiratórios, pela deposição de areias, ou dificultando a aderência à rocha, através do efeito abrasivo dos sedimentos.

O quebra-mar construído na praia da Aguda será provavelmente responsável por algumas alterações observadas nesta zona, nomeadamente a nível das comunidades biológicas existentes no local. Segundo Weber (comunicação pessoal), os recifes de *Sabellaria alveolata* sofreram uma regressão significativa, a nível da sua extensão, a partir do momento em que esta estrutura foi construída. Outros estudos foram realizados nesta praia, no sentido de verificar a existência de um potencial impacto sobre comunidades biológicas específicas, como por exemplo nos aglomerados de *Mytilus galloprovincialis*. Os resultados apresentados por Santos (2004) revelaram que, de alguma forma, houve alterações significativas, tais como a redução da biomassa destes filtradores.

Por outro lado, como qualquer estrutura rígida inserida no meio marinho, o quebra-mar actua como um recife artificial que em função de factores físico-químicos e biológicos, é colonizada por organismos vivos em várias etapas, num processo de sucessão. Este efeito pode ser uma mais valia, no sentido em que pode conduzir a um aumento da biodiversidade e biomassa da zona, beneficiando sobretudo a pesca desportiva (Weber, 2005).

Embora seja claro que estruturas urbanas modificam a qualidade e o número de espécies numa área, a ideia de que têm um efeito positivo na diversidade necessita de ser tratada com cuidado extremo (Connell & Glasby, 1999). A construção de estruturas em habitats naturais resulta muitas vezes na fragmentação desses habitats. Muitos estudos têm demonstrado o declínio da diversidade em locais onde ocorreu fragmentação do habitat (Andren, 1994; Devries *et al.*, 1996; Spelleberg, 1991 *in* Connell & Glasby, 1999). Após o estabelecimento de um equilíbrio geomorfológico definitivo na zona, o futuro mostrará o verdadeiro impacto do quebra-mar sobre a diversidade biológica.

O quebra-mar não pode ser visto como um agente isolado cuja existência poderá afectar os ecossistemas locais. Outros factores poderão ter uma acção nefasta nas comunidades biológicas, passando, muitas vezes, despercebidos. O turismo é um deles. De acordo com Davenport & Davenport (2006), o turismo traz benefícios económicos mas normalmente acarreta custos substanciais do ponto de vista sócio-económico e ambiental. Em muitos lugares do planeta, turistas passeiam sobre rochas ou a areia das zonas intertidais. Simples caminhadas associadas com a curiosidade de exploração do habitat rochoso e poças de maré, bem como a exploração informal de fontes de alimento e de isco para a pesca, podem ter impactos severos (Liddiard *et al.*, 1989 *in* Davenport & Davenport, 2006).

A degradação de habitats naturais tem, obviamente, consequências para o Homem. É importante alertar e sensibilizar as pessoas para estas situações, no sentido de desenvolver comportamentos mais responsáveis e conscientes para o problema existente. A questão que se coloca é: como alcançar tão vasta população? Diversas actuações são possíveis desde a promoção do interesse e curiosidade da vida marinha e os perigos associados, quer por contacto directo, meios de comunicação social, divulgação científica e uma Educação Ambiental acessível a todos. Um exemplo é o folheto de informação “Proteja a barreira” da Estação do Litoral da Aguda, onde foram realizados os trabalhos práticos desse estudo.

### **1.2. *Sabellaria alveolata*: espécie “engenheira” do ecossistema**

Na praia da Aguda a existência de *Sabellaria alveolata* dota a paisagem de uma fisionomia particular. Os maciços edificados por esta espécie constituem um verdadeiro habitat para numerosas formas animais que vivem habitualmente na zona intertidal, contribuindo para a modificação do ambiente sedimentar pela retenção de partículas. Assim, *S. alveolata* pode ser qualificada como um espécie “engenheira” (Dubois, 2003).

Trata-se de um anelídeo poliqueta da família Sabellariidae que constrói grandes “recifes” (edifícios de areia), por vezes superiores a um metro. A sua distribuição geográfica estende-se do mar do Norte até à costa Marroquina. É uma espécie intertidal que vive essencialmente em praias rochosas, mas às vezes é encontrada na zona subtidal, como no Mediterrâneo (Gruet, 1986; Dubois *et al.*, 2003).

Muitas vezes o conceito de “recife” encontra-se associado às formações de corais. Contudo, outros seres vivos podem formar tais estruturas desde que sejam de natureza

biológica e alcancem um estado de desenvolvimento considerável (Dubois, 2003). Foram definidos por Holt *et al.* (1998) como sólidas estruturas maciças que são originadas por organismos, geralmente de existência marítima, formando um habitat que é diferente da paisagem circundante. A estrutura pode ser toda ela composta pelos tubos ou conchas dos organismo construtores, mas também pode apresentar na sua composição quantidades variáveis de sedimento, calhaus e restos de conchas ou outros materiais inertes. Por essa razão o emprego deste termo coaduna-se com o tipo de construções edificadas pelo poliqueta *Sabellaria alveolata*.

### **1.2.1. Biologia da espécie**

*S. alveolata* é uma espécie que vive entre três a cinco anos (por vezes sete a 10 anos). As colônias são compostas por várias gerações de anelídeos, em que as formas mais novas estão normalmente em maior número nas faces laterais da construção (Gruet, 1986). Os indivíduos alcançam um comprimento de dois a cinco centímetros, são sedentários (vivem num tubo cimentado) podendo atingir densidades entre 15 000 a 60 000 ind./m<sup>2</sup>. Capturam o alimento e micropartículas nas águas turvas usando os filamentos da região bucal. O órgão construtor cimenta os grãos de areia recebidos e coloca este material no topo do tubo que vai crescendo em tamanho (Wilson, 1971; Marchand & Cazoulat, 2003). Existe uma relação definida entre o crescimento de um indivíduo e o crescimento do seu órgão construtor: durante o desenvolvimento do poliqueta, o diâmetro interno do tubo aumenta com o próprio tamanho dos grãos de areia usados (Gruet, 1984). A razão pela qual os tubos construídos por estes indivíduos alcançam dimensões bem superiores às do seu corpo é explicada pela necessidade de movimentação no seu interior de forma a terem um meio suficientemente oxigenado, permitindo também a expulsão das fezes para o exterior (Gruet & Bodeur, 1995).

São seres vivos incapazes de viver fora do seu tubo ou sem qualquer fracção deste (figura 4) que lhe sirva de matriz para a sua reconstrução (Vovelle, 1965). Os tubos podem medir até 50 cm de comprimento, com um diâmetro interno de cerca de 10 mm que corresponde à largura de um indivíduo. A composição mineral do tubo foi aprofundada num estudo realizado por Gruet *et al.* (1987), sendo confirmado o processo de adesão entre os diferentes elementos constituintes do tubo tais como, grãos de areia, fragmentos de conchas através de uma secreção cimentar produzida pelos animais. Os elementos minerais encontrados tanto no cimento dos tubos como nas glândulas que abrem a nível do órgão

construtor são fundamentalmente, Cálcio, Fósforo e Magnésio, evidenciando-se ainda, a presença de Manganésio e Ferro em teor reduzido. A escolha dos grãos de areia pelo animal é feita pela sua natureza mineralógica (química) e a sua forma. Areias mistas constituídas por grãos de quartzo arredondados parecem ser o material preferido da espécie (Gruet & Bodeur, 1994). A escolha obedece ainda à seguinte condição: os grãos devem ser de dimensão igual ou inferior à extensão máxima do órgão construtor. Uma relação granulométrica global da colónia não pode ser contudo estabelecida com tamanho do órgão construtor dada a heterogeneidade dos recifes (Gruet, 1984).



Figura 4 – Lado superior esquerdo: porção de *Sabellaria* a sair do tubo; lado superior direito: tamanho real de um indivíduo; tubos construídos pelo poliqueta, na porção inferior direita.

O corpo da *Sabellaria alveolata* apresenta quatro regiões distintas (figura 5), a região cefálica, com sedas modificadas que constituem a coroa opercular destinada a fechar o orifício do tubo. Uma região torácica e paratorácica, esta última apresenta seda largas modificadas que facilitam o movimento do animal no seu tubo. Segundo Vovelle (1965), secreções de glândulas acessórias aqui localizadas intervêm na solidificação do tubo. O transporte de produtos genitais nas fêmeas ocorre na região abdominal. O número de segmentos abdominais aumenta com a idade. A região caudal finda por uma parte rectal por onde são emitidas as fezes do animal (Dubois, 2003).

Esta espécie tem uma reprodução sexuada do tipo gonocórica, tal como outros anelídeos poliquetas, os ovários e os testículos desenvolvem-se na cavidade celomática em contacto com vasos sanguíneos dos segmentos abdominais (Gruet & Lassus, 1983).

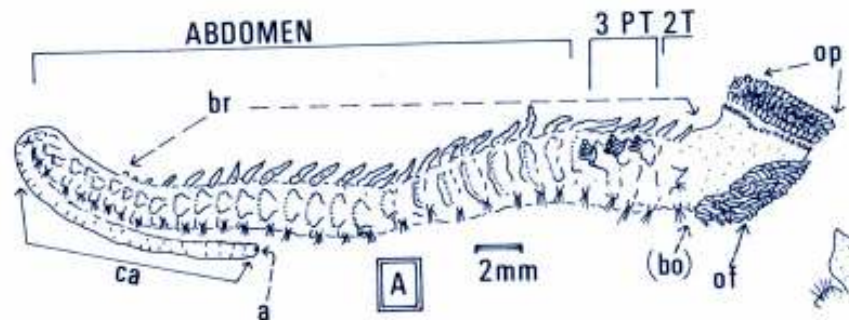


Figura 5 - *Sabellaria alveolata* visão lateral. T – segmento torácico, PT – segmento paratorácico, op – opérculo, of – filamentos orais, br – brânquia, a – anus, ca – apêndice caudal, bo – órgão construtor (Adaptado de Gruet, 1984).

Não se observam grandes diferenças morfológicas entre um macho e uma fêmea, apenas a existência de uma papila nefridial a cada segmento abdominal permite distinguir a fêmea do macho (Fauré-Frémiet, 1924 *in* Gruet & Lassus, 1983). O que mais seguramente permite distinguir os sexos resulta do facto da espécie guardar durante todo o ano produtos genitais que dão uma coloração branca no indivíduo masculino e rosa-violeta no indivíduo feminino. De acordo com os resultados obtidos no estudo desenvolvido por Gruet & Lassus (1983), a proporção entre os sexos é de 1:1, dada a percentagem de machos e fêmeas encontrada ser aproximadamente idêntica, num conjunto de indivíduos.

A actividade reprodutora inicia-se desde o primeiro ano de vida do animal e persegue os restantes anos, em que as fêmeas mantêm a sua capacidade reprodutora pelo menos até cinco anos de idade (Wilson, 1971). O ciclo anual da espécie mostra que a maturidade dos ovócitos se estende por todo o ano, havendo apenas um breve período onde grande parte dos indivíduos estão desprovidos de gâmetas (período de repouso muito curto, em Outubro). Apesar da falta de sincronismo entre os organismos, distinguem-se dois grandes momentos de posturas, em Março-Abril e de Junho à Setembro (Gruet & Lassus, 1983; Gruet, 1984). Existem ainda incertezas quanto à duração de vida larvar destes organismos, que só poderão ser mais rigorosas através de um seguimento planctónico regular (Wilson, 1971). Os dados existentes variam de seis semanas a 11 meses (Dubois, 2003).

Os gâmetas são então expulsos pela abertura do tubo de *S. alveolata*, aquando esse processo, os indivíduos executam um movimento de vaivém no tubo criando uma corrente que facilita a expulsão dos produtos sexuais na coluna de água, onde ocorre a fecundação (Dubois, 2003).

### 1.2.2. Estados de desenvolvimento dos recifes

Os recifes de *Sabellaria alveolata* constituem um sistema em constante renovação. As alterações que estas estruturas vão sofrendo, desde a sua implantação até à sua destruição, foram descritas por Gruet (1986), num estudo realizado na Baía do Mont Saint-Michel em Champeaux durante vários anos (de 1979 até 1984). As figuras 6 e 7 apresentam as principais fases e estados morfológicos de desenvolvimento dos recifes.

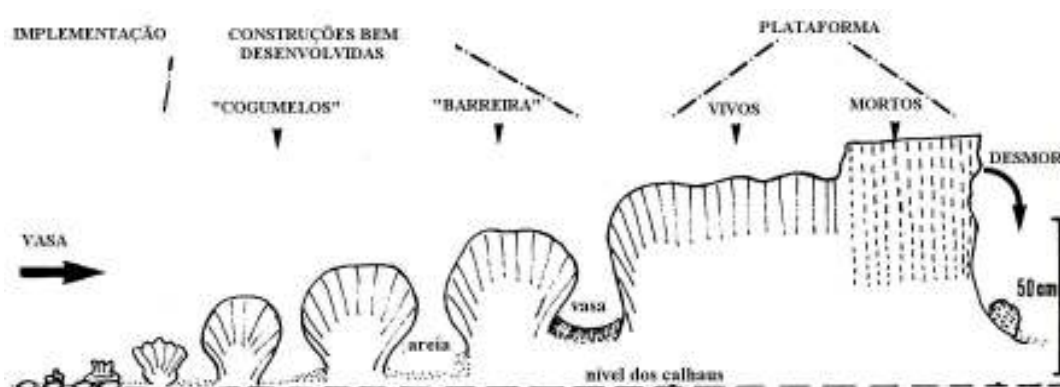


Figura 6 - Esquema sintético que agrupa os diferentes estados observados desde a implementação até à morte e destruição das construções. DESMOR.- Desmoronamento (Adaptado de Gruet, 1972).

O ciclo estrutural de um recife pode iniciar-se de duas formas, o estabelecimento primário de larvas que se fixam a um substrato duro, livre de tubos, ou por uma implementação secundária, na qual as larvas se fixam em tubos preexistentes que foram deteriorados. A fase de implementação I ou II segue-se à do período de destruição.

Alguns dos factores que interferem no processo de implantação dos recifes são por exemplo, a existência de larvas no plâncton e a sua fixação massiva no momento da ocupação do substrato original como também na evolução da construção. Um facto muito importante demonstrado por Wilson (1968), foi que as larvas são atraídas por tubos preexistentes, o que explica a formação de colónias e a extensão dos recifes partindo deles próprios. O poliqueta *Lanice*, na Baía de Bourgneuf em França, tem um papel relevante neste processo dado que estabiliza pequenos elementos como conchas, pequenos calhaus, impedindo que pequenos blocos de poliquetas caídos sejam espalhados (Gruet, 1969, 72, 71). A proximidade dos elementos do substrato condiciona a possibilidade de evolução em colónias desenvolvidas é um factor a considerar, bem como, o hidrodinamismo local, que deve permitir a suspensão de uma quantidade de areia adequada acessível à *S. alveolata*. Uma acção intensa das correntes provoca a queda de jovens construções podendo degradá-las. Contudo, em estados já um pouco evoluídos, a queda de pequenos aglomerados pode

constituir uma melhor base para um novo arranque das construções. Em fase de acalmia, o avanço da vasa pode matar os indivíduos (Gruet, 1972). A temperatura como afirmou Wilson (1971), influencia o metabolismo do poliqueta, se esta for baixa irá inactiva-lo.

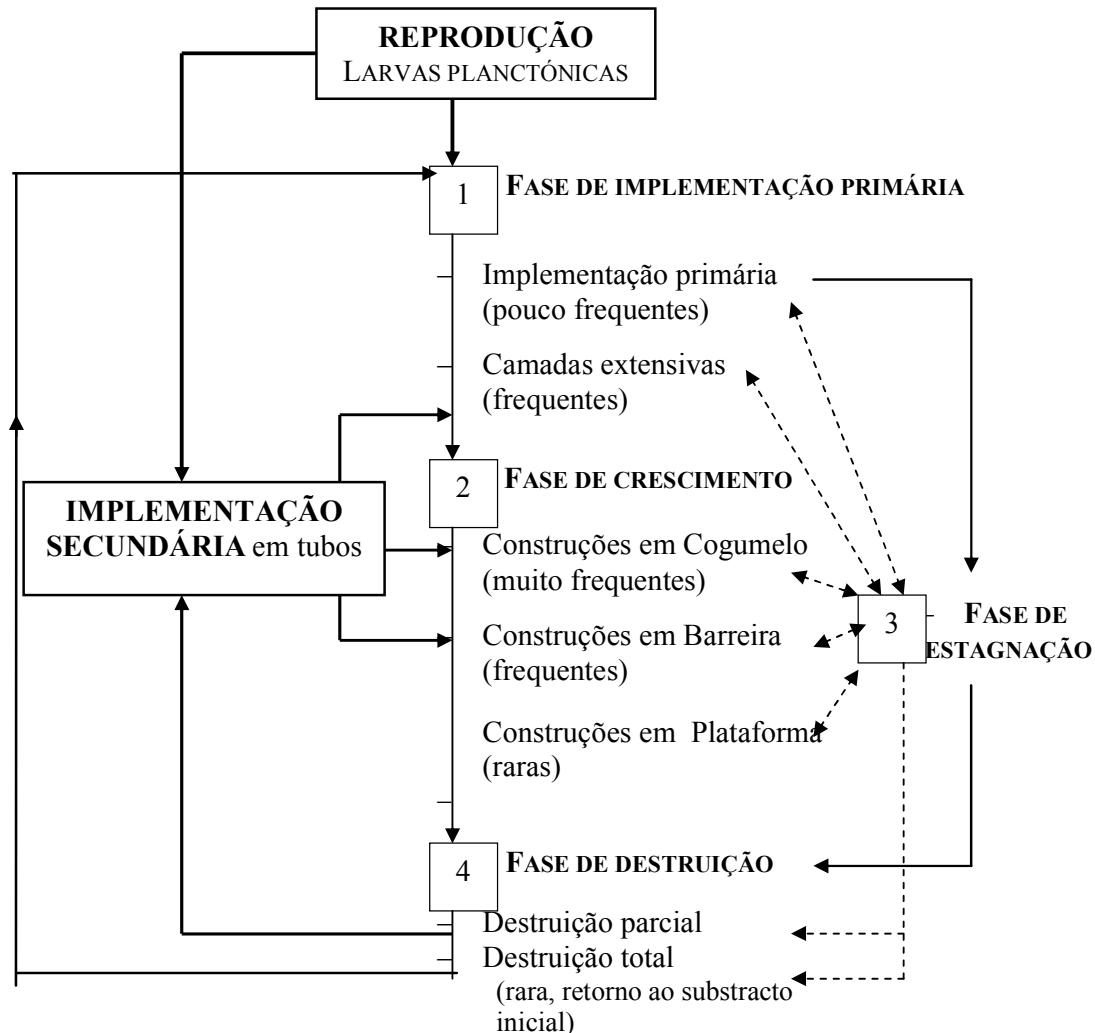


Figura 7– Principais fases e estados morfológicos do desenvolvimento de “recifes” de *Sabellaria alveolata* (L.) Adaptado de Gruet (1982 in 1986).

Na fase de crescimento em “cogumelo”, o recife refloresce com uma coloração amarelada; as construções tornam-se cada vez mais densas e juntas, apresentando um aspecto uniforme (Gruet, 1986), apresentando-se com um aspecto geral arredondado e uma base mais estreita (Gruet, 1972).

Devido a este crescimento divergente, surgem interstícios à superfície da colónia que vão sendo ocupados por novos indivíduos permitindo o alargamento da construção na sua parte superior (Gruet, 1971).

A fase de crescimento em “barreira” caracteriza-se pelo desprendimento resultante das fendas formadas, conduz a uma maior proximidade dos tubos construídos pelos anelídeos, estes vão apoiar-se mutuamente e crescer mais rapidamente por ligação de vários “cogumelos”, da qual resultam pequenas barreiras (Gruet, 1972).

As construções em “plataforma” são raramente alcançadas, a sua superfície pode ser ligeiramente ondulada ou apresentar-se como irregular. Os tubos crescem na vertical, as pequenas poças residuais desaparecem por junção dos bordos das construções. A velocidade de crescimento deste conjunto vai diminuindo lentamente até que o poliqueta acaba por morrer. Esta fase corresponde ao último estágio de ocupação de toda a superfície (Gruet, 1972, 1986).

Dada a grande altura que o recife pode atingir, as construções em plataforma tornam-se muito vulneráveis à força da erosão, seguindo-se assim, à fase de crescimento uma de destruição (Gruet, 1971). O recife adquire uma tonalidade acinzentada devido à morte dos poliquetas e a presença de algas verdes (*Ulva*) também pode ocorrer em grande quantidade.

A evolução de um recife de *Sabellaria alveolata* pode nem sempre acontecer de acordo com um ciclo morfológico completo sendo muito difícil prever quando um novo ciclo morfológico completo poderá repetir-se (Gruet, 1986).

A idade ou a morfologia de um recife integrado no seu ciclo estrutural acaba por não se relacionar com a idade da população que lhe está associada. Um recife, durante o seu desenvolvimento, vai apresentando gerações de poliquetas com diferentes idades, embora umas possam estar melhor representadas do que outras, de acordo com o desenvolvimento do recife (Gruet, 1986). A distribuição espacial por classes de idades da população é muitas vezes heterogénea.

### **1.2.3. Diversidade e perigos associados às colónias**

A fauna associada às colónias deve-se ao tipo de habitat criado e não ao organismo em si (Gruet, 1971). Tal como verificado por este autor (Gruet, 1972), a fauna das faces do recife morto é semelhante à das faces vivas. Quanto às faces expostas e abrigadas, qualitativamente são idênticas mas a primeira é mais pobre, tendo uma menor variedade de epifauna sésil e de fauna das fendas, apresentando, no entanto, um maior número de indivíduos. A existência de superfícies livres e fendas parece ser essencial, mesmo que

indirectamente, para a diversidade e abundância de organismos nestes recifes (Gruet, 1969, 1977).

Os recifes de *Sabellaria* são conhecidos por serem um local de pesca particularmente rico (Legendre, 1980). Esta riqueza específica deve-se à existência de espécies tais como ostras, mexilhões, caranguejos, peixes e camarões, mas também a uma fauna intra-recifal existente nessas formações (Gruet, 1971, 1972). Muitos moluscos filtradores que se abrigam nas fendas existentes destas colónias, como *Venerupis saxatilis* e *Mytilus edulis*, são competidores potenciais da *S. alveolata* (Dubois, 2003).

A epifauna sésil pode ser representada pelo anelídeo *Pomatoceros triqueter*, por crustáceos cirrípedes do género *Balanus* (*B. crematus*, *B. improvisus*, *B. perforatus*), *Mytilus edulis*, cnidários como *Gonothyrea loveni* e *Amphisbetia operculata* e ainda briozoários (*Cryptosula pallasiana*, *Conopeum reticulatum*, *Electra hastingsae*) (Gruet, 1972; 1980; Anadón, 1981).

Quanto à endofauna, é de realçar a existência típica de poliquetas spionídeos como *Polydora ciliata* e *Pygospio elegans*, do anfípode *Corophium volutator* (que é o elemento mais marcante) e dos anelídeos nereídeos como as espécies dos géneros *Nereis* e *Perinereis* (Gruet, 1972; 1980; Anadón, 1981).

O domínio dos organismos das fendas é representado pelo isópode *Sphaeroma monodi*, poliquetas como *Eulalia viridis*, e os décapodes *Carcinus maenus* (essencialmente nas sua fase juvenil), *Porcellana plathycheles* e *Pilumnus hirtellus* (Gruet, 1969; 1972; Anadón, 1981).

A comparação com a fauna de outras formações mostra que existem espécies em comum com a fauna associada às algas calcárias das espécies *Lithophyllum incrustans* (Bernard, 1960), *Corallina* spp. e às colónias de mexilhões *Mytilus edulis* (Gruet, 1969; 1972).

Num estudo realizado em Vendée (França), Gruet & Baudet (1997) observaram que as partes mortas dos recifes oferecem um substrato livre que pode ser recoberto por algas verdes (*Enteromorpha* spp. e *Ulva* spp.), bem como posteriormente, por *Fucus* spp.. Em contraste, as partes que permanecem vivas na periferia destas construções têm pouca epiflora e epifauna. São conhecidos alguns efeitos negativos das algas sobre o poliqueta *S. alveolata*, tais como, o de impedir a fixação das larvas e o crescimento dos tubos.

Para além das correntes e das condições climatéricas, outros factores serão também determinantes na dinâmica dos vários estados de desenvolvimento do recife, nomeadamente a predação, a competição pelo alimento e pelo espaço, a engenharia da costa e o depósito de sedimentos (Vorberg, 1995). A predação por peixes (género *Blennius*), a competição pelo espaço por parte do mexilhão (*Mytilus*) bem como a destruição exercida nas cavidades dos recifes por crustáceos como *Carcinus maenas*, *Porcellana platycheles*, *Xantho pilipes*, *Pilimnus hirtellus* são alguns exemplos que não podem ser menosprezados nestas estruturas. Dubois (2003), observou nos conteúdos estomacais de Blennidae e Gobiidae um número muito importante de coroas operculares do poliqueta *Sabellaria*, que constitui assim, provavelmente uma fonte de alimento preferencial. Também Wilson (1971) chegou a conclusões análogas com *Lipophrys pholis* e *Gobius paganellus*.

A pressão antrópica é sem dúvida aquela que induz maiores alterações podendo também ocorrer das mais diversas formas, desde a pescaria através de redes, procura de isco por parte de pescadores, exploração de espécies comercialmente rentáveis e a simples curiosidade no processo de descoberta de seres vivos (Anadón, 1981). De acordo com Volberg (2000), o pisoteio pode ser mais significativo do que o processo de pesca por redes. Assim, a morfologia dos recifes de *Sabellaria* é o resultado de um balanço constante entre os factores biológicos e físicos anteriormente referidos.

### **1.3. Impactos Ambientais**

As alterações antropogénicas representam uma das principais ameaças do litoral a nível de habitats marinhos. A deterioração de ambientes costeiros resulta, muitas vezes, de diversos tipos de intervenções que modificam o regime hidrodinâmico local e o equilíbrio dos sedimentos, tal como a construção de molhes, portos de abrigo para navios e diques (Meinesz *et al.*, 1991; Guidetti & Fabiano, 2000). A praia da Aguda poderá ser um destes ambientes costeiros afectados pela acção do Homem, em particular devido à construção do quebra-mar destacado, concluído em 2002.

Um impacto é definido como alguma diferença na alteração de valores médios de uma dada variável no local potencialmente afectado entre dois períodos de tempo (“antes” e “depois” da perturbação), comparada com alterações ocorridas nos mesmos períodos, em múltiplos locais controlo (Underwood, 1991, 1992, 1993). Apesar das actividades humanas poderem modificar significativamente os padrões naturais de variabilidade, as populações

exibem flutuações naturais a nível da distribuição e abundância (Roberts, 1996). Esta situação dificulta a detecção inequívoca de um impacto de origem antropogénica, pois muitas vezes as alterações causadas não se distinguem daquelas que se observam naturalmente.

A avaliação de alterações ambientais pelo Homem é matéria de crescente interesse, mas ainda reflecte um carácter incipiente em termos de modelos e de programas de monitorização e avaliação (Green, 1979; Underwood, 1989). A monitorização de muitos habitats centra-se na detecção de mudanças na média, tamanho, diversidade de espécies ou qualquer outra variável considerada apropriada. A preocupação com as alterações médias de algumas destas variáveis está normalmente relacionada com a noção de que um impacto ambiental provoca um decréscimo do número de organismos, sendo sempre prejudicial. De acordo com Underwood (1991) isto nem sempre é verdade, tendo-o demonstrado num estudo em que observou um efeito benéfico da construção de um paredão em muitos dos organismos da fauna local, nomeadamente pelo aumento do número e da biomassa de peixes.

Uma avaliação clara de um possível impacto e a compreensão da escala temporal sobre a qual ocorre, são essenciais para planear qualquer tipo de acção mitigadora tendo em vista a prevenção de futuros efeitos nocivos (Guidetti, 2001).

#### **1.4. Detecção de impactos ambientais**

O modelo BACI (Before-After/Control-Impact) para detecção de impactos ambientais foi proposto por Green (1979). Consistia na utilização de uma amostragem realizada antes e outra depois da perturbação, num local eventualmente afectado e num local controlo. De acordo com este autor, um impacto daria origem a uma interacção estatística significativa entre os locais e o tempo, ou seja, a alteração da abundância de um dado organismo em consequência de uma perturbação, conduziria a diferentes padrões de variação entre o “antes” e o “depois”, no local afectado e na zona não perturbada.

No entanto, a falta de replicação temporal e espacial leva a que as diferenças detectadas possam também resultar do facto de duas populações poderem divergir ou convergir ao longo do tempo, por acção de outros processos, que não os causados pela perturbação estudada (Underwood, 1991, 1993, 1994).

Bernstein & Zalinski (1983) e Stewart-Oaten *et al.* (1986) alargaram o modelo BACI, incorporando replicação temporal. Segundo estes autores, uma simples amostragem

antes e depois da perturbação não poderia representar de forma satisfatória a variação da abundância/densidade das populações, a não ser que fosse temporariamente invariável. Como isto é muito pouco provável, só o uso de vários tempos de amostragem antes e depois da possível perturbação, poderia estimar, de forma inequívoca, a variabilidade temporal nos dois locais. O teste baseava-se numa sequência de comparações emparelhadas de tempos de amostragem entre o local afectado e o controlo. Embora este método tivesse vindo resolver o problema da replicação temporal ainda carecia de replicação espacial (Underwood, 1991). O problema da replicação espacial prende-se com o facto de normalmente existirem uma série de locais passíveis de serem utilizados como controlos, mas apenas um local “afectado”. Assim, em termos estatísticos, é necessário recorrer a análises assimétricas.

O desenvolvimento de modelos *Beyond* BACI (Underwood, 1991, 1992, 1993), veio solucionar este problema, dado que incluem explicitamente replicação espacial (vários controlos escolhidos aleatoriamente) e temporal (várias datas de amostragem “antes” e “depois” da perturbação). A lógica do modelo assenta numa série de testes entre interacções estatísticas e não entre factores principais, como seria de esperar numa análise de variância normal. Nas análises *Beyond* BACI as interacções têm uma interpretação biológica simples: exprimem a variação temporal de uma determinada variável (abundância, densidade, biomassa, etc.). São estes padrões de variação que são comparados, e não os valores médios individuais. Assim, se após a perturbação o padrão de variação no local afectado diferir do padrão médio nos locais controlo e se antes da perturbação não houver diferenças entre estas quantidades, está-se na presença de uma alteração causada pelo único factor controlado que difere entre locais controlo e o local afectado: a perturbação em estudo. O conjunto de testes é bastante mais complexo que o aqui descrito, sendo adaptável a, praticamente, quaisquer circunstâncias: é possível medir a replicação espacial e temporal a mais do que uma escala, permitindo inclusivamente a detecção de impactos de diferente qualidade e magnitude (Underwood, 1992).

#### **1.4.1. Natureza do impacto**

Underwood (1991, 1992, 1994) distinguiu duas categorias principais de perturbações de acordo com a durabilidade dos seus efeitos. Uma perturbação aguda (*pulse*), que consiste num fenómeno de curta duração (episódios agudos de perturbações) e cujas alterações acabam por se desvanecer rapidamente. A perturbação crónica (*press*)

refere-se a uma perturbação permanente, cujas consequências se reflectem de maneira mais evidente, por exemplo, a nível da abundância de organismos. Um exemplo típico de uma perturbação aguda é o de um derrame de combustível, por contraposição ao de uma perturbação crónica, como as descargas diárias de esgotos. Contudo, mesmo no caso de perturbações supostamente agudas é provável que se observem efeitos crónicos. Por exemplo, após um derrame de combustível, os resíduos deixados nos sedimentos continuam a actuar de forma constante, acabando por ter influencia a longo termo.

A prevenção de fenómeno do tipo agudo, requer esforços elevados, legislação e regulamentação. A reabilitação dos efeitos pode, contudo, ser relativamente fácil e removida mais rapidamente, comparada com o fenómeno do tipo crónico cuja detecção é mais difícil até alcançar grande magnitude (Underwood, 1991, 1992, 1993).

Muitos desenvolvimentos planeados produzem perturbações dos dois tipos, cada uma causando diferentes respostas nas populações locais. No caso do quebra-mar da Aguda é possível que existam impactos de ambos os tipos. Para a sua melhor distinção, uma amostragem a diferentes escalas espaciais e temporais (hierarquizada) seria aconselhada. Contudo, neste estudo tal não foi possível pelo facto dos recifes de *Sabellaria* se concentrarem já a um local restrito cuja extensão não permitia uma repartição efectiva a diferentes escalas.

#### **1.4.2. Problemas logísticos dos testes de hipóteses**

Um crescente esforço tem sido feito na tentativa de melhorar a tomada de decisão dos processos de monitorização ambiental. As análises *Beyond* BACI envolvem uma série de testes estatísticos que não são mais do que simples testes de hipóteses sequenciais. Estas sequências de testes são desenvolvidas no sentido de minimizar o número de testes necessários à detecção, ou não, de um impacte ambiental, evitando o aumento do erro de tipo I ( $\alpha$ ) dadas as múltiplas comparações. Na maioria destes testes, a hipótese nula é uma hipótese de “não diferença”, isto é, parte-se do princípio que não existem diferenças nos padrões de variação entre locais. Cada um destes testes envolve uma probabilidades de erro fixada pelo investigador (Erro de Tipo I) e uma outra não controlada (Erro de Tipo II) (Peterman, 1990; Underwood, 1993).

A probabilidade de se cometer um erro do Tipo I ( $\alpha$ ), isto é, rejeitar a hipótese nula quando esta é verdadeira (não há diferenças), é fixada pelo investigador, denotando-se por “alfa” (cujo valor é, normalmente, 0,05). Há contudo, em oposição, a probabilidade de

cometer um erro do Tipo II ( $\beta$ ), ou seja, não rejeitar a hipótese nula quando ela é falsa. Esta probabilidade, denominada “ $\beta$ ”, está, em certa medida, dependente de diversos factores, nomeadamente do valor de “ $\alpha$ ”, da magnitude do efeito, da variabilidade média e do número de réplicas (Peterman, 1990).

Porque é difícil conhecer o real custo de uma alteração ambiental, é muitas vezes apropriado pesar a importância dos dois tipos de erro, uma vez que estão intimamente associados ( $\beta$  é inversamente proporcional a  $\alpha$ ). Assim, de acordo com Peterman & M'Gonigle (1992) deve-se usar o "princípio da precaução" (*precautionary principle*, ver também Glasby, 1997) sempre que estão envolvidas inferências sobre eventuais efeitos da acção humana sobre a natureza. No caso dos impactos ambientais a questão resume-se a saber se é preferível aumentar o erro do tipo I (p.ex.,  $\alpha=0.10$ ), aumentando a probabilidade de detectar um falso impacto, mas diminuindo a probabilidade de não detectar verdadeiros impactos, ou manter um alfa canónico (0.05), diminuindo a probabilidade de detectar falsos impactos, mas aumentando a probabilidade de não detectar os verdadeiros impactos. Obviamente que a detecção de um falso impacto tem consequências a nível sócio-económico, favorecendo o ambiente em detrimento de projectos que envolvem o desenvolvimento tecnológico e industrial, pelo que o uso de modelos com uma potência estatística elevada (conseguida muitas vezes apenas pelo aumento do número de réplicas) é de enorme importância (Underwood, 1993).

O potência estatística de um teste consiste na probabilidade de rejeitar a hipótese nula quando ela é falsa, e define-se como  $1 - \beta$  (Probabilidade de erro Tipo II). É possível que um impacto ambiental provoque um real efeito na natureza mas que não seja detectável, quer devido à elevada variabilidade do sistema, ou pelo pequeno tamanho das amostras realizadas. Um efeito considerável pode ser simplesmente “mascarado” pelo baixa potência de um modelo experimental. Se a potência estatística for consideravelmente elevada, irá permitir uma maior fiabilidade nos processos que envolvam tomadas de decisão (Peterman, 1990).

A utilização de um modelo pobre, amostragens confusas, a falta de lógica segundo Underwood (1993), são premissas para uma interpretação pouco objectiva, ou mesmo incorrecta, dos resultados em muitos estudos. Quando não existem procedimentos adequados para detectar impactos ambientais importantes, a deterioração ambiental é inevitável. Outras consequências são o desmembramento do progresso legítimo do ponto de vista económico, industrial e social quando impactos humanos são identificados, em

situações em que as diferenças detectadas se devem a mudanças naturais. Não esquecer ainda, o decréscimo inevitável na confiança depositada nas contribuições científicas a nível das decisões ambientais, subjacente a tais incorrecções.

### **1.5. Adaptação do Modelo *Beyond* BACI - ACI**

Como já foi referido, os objectivos da avaliação de um impacto ambiental são a existência ou não de *stress* como resultado de uma alteração do ambiente, a determinação dos componentes que são afectados desfavoravelmente e a estimação da extensão dos efeitos: é uma tarefa difícil, dado que as mudanças do ambiente também ocorrem naturalmente podendo ser devidas a flutuações naturais (Smith, 2002).

O problema crónico da falta de dados relativos ao tempo anterior a um determinado impacto seria resolvido se se implementassem programas de monitorização nas zonas costeiras, realizando amostragens a intervalos regulares fornecendo, assim, uma série de dados que, no futuro, poderiam ser usados em Estudos de Impacto Ambiental (Meissner, 2000).

Em consequência da inexistência de dados anteriores ao possível impacto que se pretende estudar, o modelo *After-Control/Impact* (ACI) pode ser utilizado como uma adaptação do modelo. Comparativamente com o modelo *Beyond* BACI proposto por Underwood (1992,1993) o modelo aqui proposto é menos potente do ponto de vista estatístico. Paralelamente, do ponto de vista lógico não permite atribuir inequivocamente uma relação causa-efeito a uma determinada perturbação, pela ausência de dados "antes" do possível impacto. No entanto, segundo Warwick (1993), quaisquer mudanças encontradas nas comunidades de organismos da área de influência do impacto (neste caso o quebra-mar da Aguda) ao longo do tempo, comparadas com os locais controlo, serão, muito provavelmente, atribuíveis à perturbação, caso os locais controlo sejam representativos da variabilidade natural no sistema.

### **1.6. Estratégia de complementaridade com Métodos Multivariados**

De acordo com Warwick & Clarke (1993) e Lardicci *et al.* (1999), o aumento da variabilidade espacial entre as amostras pode ser uma característica geral dos aglomerados populacionais em ambientes submetidos a *stress*. Esta situação remete para a necessidade de aplicação de técnicas uni e multivariadas de forma complementar, para distinguir as

diferentes possibilidades associadas ao aumento espacial de variabilidade entre as amostras num determinado local.

Comparações entre os diferentes locais com a variabilidade espacial dentro de cada espécie e entre as espécies no local afectado são contrastadas com os níveis de variação encontrados nos locais controlo e poderão identificar quaisquer diferenças que podem ser atribuídas ao agente causador de impacto (Chapman *et al.* 1995).

As análises multivariadas podem ser usadas em amostras que podem consistir numa série de organismos replicados em diferentes tempos e lugares, com a intenção de mostrar se mudanças na estrutura da comunidade ocorreram, por exemplo após a construção do quebra-mar da Aguda (Estudos de Impacto Ambiental). Por essa razão, estas metodologias foram usadas como métodos complementares para examinar se um impacto é detectável a nível da biodiversidade faunística associada aos recifes de *Sabellaria*.

Esta análise é utilizada de forma corrente na área da Ecologia, contudo algumas dificuldades podem advir durante a apreciação a comparação de resultados obtidos, de acordo com a qualidade dos dados e as transformações matemáticas aplicadas (Charly *et al.*, 1976; Jackson, 1993 *in* Santos 1994).

## 2. OBJECTIVOS

No presente trabalho, o objectivo principal centra-se na detecção de um possível impacto provocado pela construção do quebra-mar na diversidade faunística associada aos recifes de *Sabellaria alveolata* (L.) da praia da Aguda.

Para o efeito, serão utilizados modelos *Beyond* BACI adaptado e técnicas multivariadas.

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudo

As amostragens realizaram-se em quatro praias no Norte de Portugal Continental: a praia da Aguda, situada mais a Sul, e Francelos, Angeiras e Labruge, situados mais a Norte (figura 8). Estas praias são de natureza mista, sendo constituídas por um substrato rochoso e arenoso; apresentam ainda, padrões de zonação típicos das praias expostas ou semi-expostas (Santos, 1994, 2000).

A selecção das praias estudadas foi feita com base na existência de recifes de *Sabellaria alveolata*, que se encontrassem em estado avançado de desenvolvimento. Uma vez que o forte hidrodinamismo característico da região norte dificulta as colheitas e o estudo nessas áreas, também a acessibilidade inerente a cada local foi um factor importante, na sua selecção.

As colónias deste anelídeo poliqueta apenas ficam a descoberto durante as marés baixas dada a sua localização na zona inferior do eulitoral, o que introduz mais uma limitação à frequência das colheitas. Assim, após prospecção de vários locais possíveis para recolha de dados, as praias acima referidas foram as escolhidas por serem as mais adequadas.

Neste trabalho, a praia da Aguda coincidiu com a zona de possível “impacto” devido à localização do quebra-mar destacado na sua área limítrofe e as restantes praias estudadas, Francelos, Angeiras e Labruge foram usadas como “locais controlo”, por não se encontrarem sob influência de qualquer construção humana.



Figura 8- Detalhe da região Norte de Portugal Continental com a posição relativa das quatro praias amostradas (Aguda, Francelos, Angeiras e Labruge).

### 3.2. Metodologia da amostragem

O processo de amostragem realizou-se durante os meses de Abril, Maio, Julho e Setembro de 2005, nas marés baixas iguais ou inferiores a 0.6 metros acima do zero hidrográfico. Utilizou-se como referência a Carta de Marés da Capitania de Leixões. As datas de amostragem foram seleccionadas aleatoriamente de acordo com o proposto por Underwood (1992) para métodos Beyond BACI.

O método utilizado para a recolha de amostras de colónias de *Sabellaria alveolata* consistiu na escolha aleatória de superfícies aparentemente homogéneas e no uso de um quadrado com uma área de 400 cm<sup>2</sup> (figura 9), área mínima sugerida por Gruet (1971). Esta área foi também utilizada por outros autores, em estudos análogos (Dias, 1996; Pereira, 1998; Dias & Paula, 2001). Todo o material incluído nesta área, desde a superfície até ao contacto com o substrato inferior rochoso, foi recolhido com o auxílio de formão e pá de mão, para baldes de cinco litros com tampa, devidamente referenciados (local, data, réplica). Em cada local de amostragem efectuaram-se aleatoriamente seis réplicas.



Figura 9 - Instrumentos utilizados para as colheitas; balde de 5L, quadrado de amostragem de 400 cm<sup>2</sup> de área e formão.

### 3.3. Processamento das amostras

No laboratório da Estação do Litoral da Aguda, procedeu-se de imediato ao processo de fixação do material amostrado. As amostras foram preservadas em solução de formaldeído a 4%, obtida por diluição efectuada a partir de formol com uma concentração de 37%, com água do mar. Os baldes permaneceram fechados com o material assim conservado até se efectuar a triagem dos organismos.

O volume do material de cada balde foi medido antes de iniciar a sua lavagem, mas após uma ligeira passagem por água para retirar o formol. Seguidamente, os aglomerados formados pelos tubos de areia construídos pelo poliqueta foram cuidadosamente desagregados por jacto de água, sobre uma coluna de três crivos sobrepostos por ordem de malha decrescente (2,0 mm, 1,0 mm e 0,5 mm). O material retido em cada malha foi colocado em tabuleiros para posteriormente se proceder à triagem. Os organismos visíveis foram directamente extraídos com o auxílio de uma pinça e colocados em frascos. Os recipientes utilizados para conservação dos seres vivos continham álcool a 70% devidamente identificados por classes de categorias taxonómicas, local, data e réplica.

### **3.3.1. Identificação e contagem**

Após a triagem, os vários exemplares foram identificados e contados recorrendo a uma lupa binocular Optech e, quando necessário, utilizou-se um microscópio óptico Optech para os seres vivos de menores dimensões. A manutenção dos exemplares identificados, tanto quanto possível até ao nível da espécie, foi feita em frascos com informação do *taxon*. Em algumas situações, a identificação até ao nível específico não foi possível, tendo-se usado categorias taxonómicas mais elevadas, como no caso, por exemplo, dos poríferos, platelmintes, nemertíneos e anelídeos. A razão deste procedimento prende-se com o facto do método de fixação ter alguns inconvenientes associados, nomeadamente a deteriorização e/ou contracção dos taxa mais frágeis, mas também devido à complexidade de alguns grupos, que não permitiam uma determinação tão exacta em tempo útil. Esta situação, não é uma dificuldade acrescida no processo de análise e interpretação dos dados tal como sugerido por Warwick (1993) e Chapman *et al.* (1995) porque os efeitos da perturbação podem ser sempre identificados a escalas taxonómicas mais elevadas.

A bibliografia de suporte para a identificação foi Campbell (1994;2005), Hayward & Ryland (1995), Saldanha (1995), Fish & Fish (1996) e Hayward *et al.* (1998), para a generalidade dos grupos animais, Parenzan (1970; 1974) e Macedo *et al.* (1999), para os moluscos, Fauvel (1927) e Campoy (1981;1982), para os poliquetas e Gledhill *et al.* (1976), Smaldon (1979), Burukovskii (1983), Falciai & Minervini (1996), Ingle & Christiansen (2004), Kluijver & Ingalsuo (2005), para os crustáceos.

### **3.4. Tratamento de dados**

No sentido de se detectar estatisticamente um possível impacto, provocado pela construção do quebra-mar destacado na praia da Aguda, sobre a diversidade faunística associada aos recifes de *Sabellaria alveolata*, fez-se uma primeira abordagem através de representações gráficas simples das abundâncias dos taxa mais frequentes. Os dados foram standardizados dividindo o número de indivíduos pelo volume da respectiva amostra, obtendo-se assim uma medida de densidade comparável.

#### **3.4.1. Análise estatística**

Todas as matrizes, tabelas e gráficos foram elaborados no programa Microsoft Excel. Os dados standardizados para todas as espécies identificadas, apresentam-se no Anexo A, tabela AI. De forma a detectar um potencial impacto na fauna associada aos recifes de *S. alveolata*, induzido pelo quebra-mar da Aguda, utilizaram-se dois métodos estatísticos diferentes mas complementares.

##### **3.4.1.1. Método Univariado (ACI)**

Neste estudo usou-se uma análise assimétrica da variância (ANOVA) para detectar as possíveis diferenças de densidade das espécies identificadas entre a praia da Aguda que se encontra na área de influência do quebra-mar destacado e três outras praias que funcionaram como controlos.

Segundo Underwood (1991, 1992, 1993, 1994), o modelo assimétrico *Beyond* BACI (Befor/After – Control/Impact) permite a detecção de alterações causadas por perturbações exógenas de forma inequívoca, dado incluir mais do que um local controlo, trazendo uma melhoria substancial relativamente a modelos anteriores. De acordo com o modelo *Beyond* BACI, realizaram-se amostragens aleatórias no espaço e no tempo, cada uma com seis réplicas, obtendo-se um total de 24 combinações para dois factores. Os factores considerados são:

- Datas de amostragem (T, de Tempo), com quatro níveis correspondentes aos quatro meses de amostragem;
- Locais (L), aleatório e com quatro níveis, que coincidem com as quatro praias amostradas (três controlos e um local afectado).

A não existência de dados “antes” do potencial impacto determinou o uso de um modelo modificado do padrão *Beyond* BACI, designado por ACI (After-Control/Impact), e também usado noutros trabalhos (Roberts, 1996; Bishop *et al.*, 2002; Queiroz *et al.*, 2006).

A homogeneidade de variâncias foi examinada usando o teste de Cochran (C), de forma a proceder às transformações apropriadas, sempre que necessário. As ANOVAs parciais foram realizadas com um software desenvolvido para o efeito, enquanto que o ACI resultante foi executado no programa Excel, de acordo com o proposto por Underwood (1992, 1993).

Nesta metodologia duas análises de variância parciais foram efectuadas para cada taxa estudado. A primeira incluiu **todos os locais** (sendo assim designada), independentemente de serem locais controlo ou afectados. A segunda apenas entrou com os dados dos locais controlo (que foram designados por **só controlos**), excluindo o potencial local afectado (tabela I). Estas duas análises combinam-se, originando uma análise assimétrica completa que pode ser calculada por subtracções e adições dos vários termos correspondentes a cada fonte de variação. A lógica utilizada encontra-se na tabela II.

A detecção de um impacto é complexa porque pode mostrar-se sob caminhos muito diferentes dependendo da consistência, no espaço e no tempo, da variável a estudar (abundância, densidade, biomassa, etc.) (Underwood, 1993). A totalidade dos percursos que permitem detectar a ocorrência ou não de um impacto ambiental, encontra-se descrita na tabela III. Neste trabalho, tal como sugerido por Peterman & M'Gonigle (1992) e Underwood (1994), utilizou-se um valor crítico de  $\alpha$  de 0,1.

TODOS OS LOCAIS				SÓ CONTROLOS			
FV	SS	GL	MS	FV	SS	GL	MS
L	a1	(l-1)	a2	B	f1	(l-2)	f2
T	b1	(l-1)	b2	L	g1	(l-1)	g2
T X L	c1	(t-1)(l-1)	c2	BxL	h1	(t-1)(l-2)	h2
Erro	d1	tl(n-1)	d2	Erro	i1	t(l-1)(n-1)	i2
Total	e1	tl(n-1)	e2	Total	j1	t(l-1)n-1	j2

Tabela I: Análise de variância parciais.

FV	SS	GL	Estimativa
L	a1	l-1	Diferenças entre os locais.
C	f1	l-2	Diferenças entre os controlos.
I vs C	a1-f1	1	Diferenças entre o local afectado e os controlos.
T	b1	l-1	Diferenças entre datas de amostragem.
T x L	c1	(t-1) (l-1)	Padrões de variabilidade temporal entre os locais.
T x C	h1	(t-1) (l-2)	Padrões de variabilidade temporal entre datas, nos controlos.
T x I	c1- h1	(t-1)	Padrões de variabilidade temporal entre as datas, no local afectado.
Error	d1	tl(n-1)	-
Total	e1	tln-1	-

Tabela II: Descrição do modelo *Beyond* BACI modificado – ACI, utilizado no presente estudo. FV = Fonte de variação, SS = Soma dos quadrados, MS = Quadrado das médias, DL = Graus de liberdade, L = Locais, T = Datas de amostragem.

1. **Testar a interactividade entre controlos, após o impacte T(Dep)xC/Erro.**
  - 1a. Significativo. Os padrões de variação dos controlos diferem entre si - 2
  - 1b. Não Significativo. Os padrões de variação dos controlos não diferem entre si - 5
  
2. **Testar diferenças entre o local atingido e os controlos depois do impacte T(Dep)x I /T(Dep)xC.**
  - 2a. Significativo - 3
  - 2b. Não Significativo. **Não de detectou qualquer impacte a curto prazo.** FIM DA ANÁLISE.
  
3. Testar diferenças entre Antes e Depois no local afectado T(Dep)xI /T(Ant)xI. (bidireccional)
  - 3a. Significativo - 4
  - 3b. Não Significativo. Não de detectou qualquer impacte a curto prazo. FIM DA ANÁLISE.
  
4. Testar diferenças entre Antes e Depois nos locais controlo T(Dep)xC /T(Ant)xC. (bidireccional)
  - 4a. Significativo. A variação não está associada ao local atingido. FIM DA ANÁLISE.
  - 4b. Não Significativo. IMPACTE DETECTADO.
  
5. **Testar se o impacte afecta as variações a curto prazo T(Dep)xI/Erro.**
  - 5a. Significativo - 6
  - 5b. Não Significativo. **Não de detectou qualquer impacte a curto prazo** - 8
  
6. Testar a variação Antes e Depois do impacte no local afectado T(Dep)xI /T(Ant)xI. (bidireccional)
  - 6a. Significativo - 7
  - 6b. Não Significativo. A variação não coincidiu com o impacte. FIM DA ANÁLISE.
  
7. Testar a variação Antes e Depois do impacte nos controlos T(Dep)xC/T(Ant)xC. (bidireccional)
  - 7a. Significativo. A variação não está associada ao local atingido. FIM DA ANÁLISE.
  - 7b. Não Significativo. IMPACTE DETECTADO.

8. Testar a interactividade entre os controlos, Antes e Depois do impacte BxC/Erro.
    - 8a. Significativo - 9
    - 8b. Não Significativo - 10
  
  9. Testar se as diferenças Antes e Depois nos controlos são semelhantes às do local afectado BxI/BxC.
    - 9a. Significativo. IMPACTE DETECTADO.
    - 9b. Não Significativo. Não de detectou qualquer impacte a curto prazo. FIM DA ANÁLISE.
  
  10. Testar de existem diferenças no local atingido, Antes e Depois do impacte BxI/Erro.
    - 10a. Significativo. IMPACTE DETECTADO.
    - 10b. Não Significativo. Não de detectou qualquer impacte a curto prazo. FIM DA ANÁLISE.
- 

Tabela III: Sequência de testes estatísticos necessários para detectar impactos ambientais em modelos assimétricos com vários controlos (segundo Underwood, 1993). Os testes possíveis de serem efectuados nesta análise encontram-se representados a negrito, os restantes não foram passíveis de uso pela inexistência de dados “antes” do possível impacto.

#### **3.4.1.2. Método Multivariado (MDS, ANOSIM, SIMPER)**

Um dos maiores problemas relacionados com as técnicas univariadas *Beyond BACI* é a necessidade de existir uma informação consistente antes do possível impacto ambiental no local afectado. Normalmente, este tipo de dados existe para uma série de locais controlo, no âmbito de diversos programas de monitorização, mas se os impactes forem localizados, como é o caso do quebra-mar da Aguda, só por mero acaso poderão estar disponíveis.

Relativamente à praia da Aguda, existe uma quantidade substancial de informação anterior à construção do quebra-mar (p.ex., Pereira, 1998; M. Weber, *dados não publicados*). No entanto, estes trabalhos não incluíram replicação temporal ou espacial suficiente, não sendo, por isso, adequados a modelos *Beyond BACI*. No entanto, este tipo de dados pode ser utilizado em análises multivariadas, uma vez que em grande parte se resumem a listas de espécies por local de amostragem.

A análise multivariada utilizada – Análise Multidimensional Não Métrica (*Multi Dimensional Scaling* ou MDS), baseada no método de Clarke & Wardwick (2001), permitiu determinar as diferenças estruturais a nível faunístico entre as estações de amostragem, pondo em evidência quais as praias mais semelhantes entre si, através da medida do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Este método tem sido usado em

diversas investigações no âmbito da ecologia marinha permitindo estabelecer hipóteses sob a forma como os dados se inter-relacionam (Anderson, 2001; Chapman *et al.*, 1995; Clarke, 1993; Dubois, 2003; Dubois *et al.*, 2002; Fraschetti *et al.*, 2005; Lardicci *et al.*, 1999; Múrias dos Santos, 1994; Pereira, 1998; Santos, 2004). A representação gráfica tem por base a distância entre as amostras. Esta, expressa a semelhança ou diferença relativa na composição faunística entre pares de amostras (Clarke & Warwick, 2001). As ordenações MDS foram obtidas utilizando o software Primer-E Ltd (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research) em diferentes situações.

Numa primeira análise, utilizaram-se os dados de Pereira (1998), representando a situação "antes" da construção do quebra-mar, e os dados obtidos neste trabalho, quer a nível da praia da Aguda, quer a nível dos controlos. Para o efeito foi necessário proceder à transformação dos dados usando a raiz quadrada (Clarke & Wardwick, 2001). O uso da raiz quadrada como processo de transformação é preferível quando há contagens de valor baixo e/ou quando algumas das observações são zero (Zar, 1996). Neste caso, os grupos a comparar foram: Aguda ("antes"), Aguda ("depois") e Controlos.

Seguidamente, usou-se a mesma técnica mas apenas com as espécies comuns a ambos os estudos. Tal facto deveu-se à existência de inúmeras espécies, observadas esporadicamente, e exclusivas de um ou outro trabalho. Neste caso não foi necessária a transformação de dados. Por fim, utilizaram-se apenas os dados obtidos no presente estudo, sendo que, neste caso, os grupos a comparar foram: Aguda("depois") e Controlos. Também aqui, não se efectuou qualquer transformação.

Segundo Clarke (1993) e Clarke & Warwick (2001), um valor de *stress*, para determinada configuração gráfica de nMDS, inferior a 0,1 corresponde a uma boa ordenação sem real risco de tirar falsas inferências; se for superior a 0,2/0,3 é provável que o algoritmo produza "arranjos" ou ordenações espaciais que possam ser difíceis de interpretar, sendo, na maioria dos casos, devidos ao acaso e não a qualquer estrutura subjacente aos dados utilizados.

Para testar a significância de eventuais diferenças de diversidade/composição faunística entre o local afectado e os controlos, utilizou-se a análise de semelhanças unifactorial ANOSIM (Clarke, 1993; Clarke & Wardwick, 2001). Esta técnica permite, através de um método de permutações, determinar a distribuição *ad-hoc* de uma estatística (R) que reflecte eventuais diferenças entre grupos de amostras. A hipótese nula correspondente é: "não há diferenças entre os locais" (Clarke, 1993). Na análise em causa a

indicação do grau de discriminação entre os locais é dado pela magnitude de R, que usualmente varia entre os valores 0 e 1.

Sempre que foram detectadas diferenças estatisticamente significativas entre grupos de amostras, procedeu-se à avaliação do papel individual das espécies através das observação das suas contribuições para a dissimilaridade entre grupos. Utilizou-se, para tal, o programa SIMPER (Similarity Percentages) (Clarke, 1993; Clarke & Wardwick, 2001).

A partir da percentagem de contribuição de cada espécie para a dissimilaridade média entre dois grupos de amostras, os taxa foram ordenados de forma decrescente (Clarke & Gorkey *in* Dubois *et al.*, 2002; Dubois, 2003).

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Análise da fauna associada aos recifes de *Sabellaria alveolata*

Os taxa identificados nos recifes de *Sabellaria* incluíram cnidários, poríferos, moluscos, anelídeos, artrópodes, equinodermes, sipúnculos e cordados, perfazendo um total de 14.768 indivíduos (incluindo 5.697 indivíduos de *Sabellaria*). Estes organismos encontram-se distribuídos por 121 espécies e cinco classes (Anexo A, tabela AI) em que 50 espécies correspondem aos moluscos (gastrópodes com 31 espécies e bivalves com 19), 41 são crustáceos, 25 poliquetas, dois equinodermes e os restantes taxa são representados por uma espécie.

A distribuição dos organismos variou ligeiramente entre a Aguda (potencial local afectado) e as praias Controlo (Francelos, Angeiras e Labruge) reflectindo-se numa diferença a nível do número de taxa identificados, sendo de 76 na primeira e uma média de 86 nos controlos.

Da análise gráfica (figuras 10 e 11), relativa à distribuição da densidade dos organismos agrupados em classes nas praias amostradas sobressaíram algumas diferenças. No que respeita aos grupos classificados como “outros” e anfineura as densidades foram muito semelhantes e diminutas entre as praias da Aguda e as de Francelos, Angeiras e Labruge. Tal já não se verificou nos nemertíneos, lamelibrânquios, poliquetas e crustáceos, em que a abundância foi superior na média dos controlos comparativamente aos valores apresentados na Aguda. É de notar a diferença de densidades de bivalves entre a Aguda (53) e os Controlos (463). Em contrapartida, a densidade de gastrópodes foi maior na Aguda (284 ind./dm<sup>3</sup>) do que nas restantes praias (112 ind./dm<sup>3</sup>). Assim, a tendência geral foi de uma menor densidade de organismos na Aguda em relação aos Controlos, com excepção dos gastrópodes.

De todos os taxa, os mais abundantes em termos de densidade e considerando todas as praias, foram os bivalves (516 ind./dm<sup>3</sup>), gastrópodes (396 ind./dm<sup>3</sup>), poliquetas (289 ind./dm<sup>3</sup>) (*S. alveolata* excluída), seguindo-se os crustáceos (276 ind./dm<sup>3</sup>).

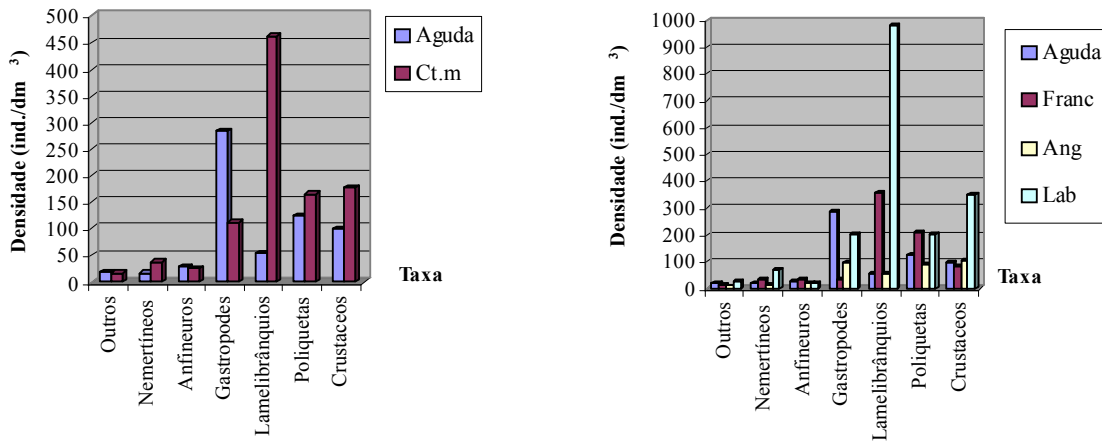


Figura 10 e 11 – Distribuição da densidade dos indivíduos pelos diferentes grupos taxonómicos identificados nas quatro amostragens realizadas na Aguda comparativamente com as três praias controlo (Franc – Francelos, Ang – Angeiras, Lab – Labruge) (Fig.10) e a média das praias controlo – Ct.m (Fig.11).

No sentido de uma melhor compreensão das diferenças de densidade observadas a nível dos grupos mais abundantes, procurou-se representar graficamente as respectivas espécies mais abundantes em cada um deles (Anexo B - figuras 12, 13, 14 e 15).

A figura 12 (Anexo B) evidencia que, na Aguda, as espécies da classe gastrópoda com maior densidade foram *Gibbula umbilicalis* (77%) e *Patella* sp. (20%) enquanto que nos Controlos esta classe apresentou uma distribuição mais diversificada de espécies, como *Cingula trifasciata* (48%), *Gibbula umbilicalis* (25%), *Monodonta lineata* (12%) e *Rissoa membranacea* (9%).

Nos bivalves (Anexo B – figura 13), observou-se uma predominância fundamentalmente de *Mytilus galloprovincialis* (79%), *Tapes rhomboides* e *Hiatella arctica* (ambas com 7% cada) na Aguda. Nos Controlos esta classe caracterizou-se pelas espécies *Venerupis decussata* (74%) bem como *Mytilus galloprovincialis* (22%). Verificou-se que apesar de *Mytilus galloprovincialis* dominar em ambos os casos, as proporções em que se encontrou foram bem distintas, sendo mais abundantes na Aguda.

A distribuição das percentagens relativas à densidade das espécies de poliquetas (Anexo B – figura 14) mostrou uma certa homogeneidade entre estas. *Lumbrineris* sp., *Eulalia viridis*, *Peroneis cultrifera*, *Pomatoceros triqueter* e *Arenicola grubii* foram, todas elas, abundantes no possível local afectado. De forma similar, nos controlos, as espécies

melhor representadas coincidiram com *Lumbrineris* sp, *Peroneis cultrifera* e *Pomatoceros triqueter*.

Quanto aos crustáceos (Anexo B – figura 15), diversas espécies ocorreram de forma considerável. Na Aguda, foi possível observar *Hyale stebbingi* e *H. perieri* (ambas com 18%), *Porcellana platycheles* e *Microdeutopus chelifer*. Os Controlos apresentaram densidades elevadas de *Maera grossimana* (30%) e *M. inaequipes* (12%), bem como *Elasmopus rapax* (24%).

Considerando os dados obtidos por Pereira (1998), é de realçar uma diferença demarcada quanto à densidade do poliqueta *Sabellaria alveolata* que correspondeu a 1.236 ind./dm<sup>3</sup> enquanto que no presente trabalho esta foi de 437 ind./dm<sup>3</sup> depois da construção do quebra-mar na Aguda (figura 16). De notar, que nos controlos essa densidade foi ligeiramente superior à da Aguda (488 ind./dm<sup>3</sup>).

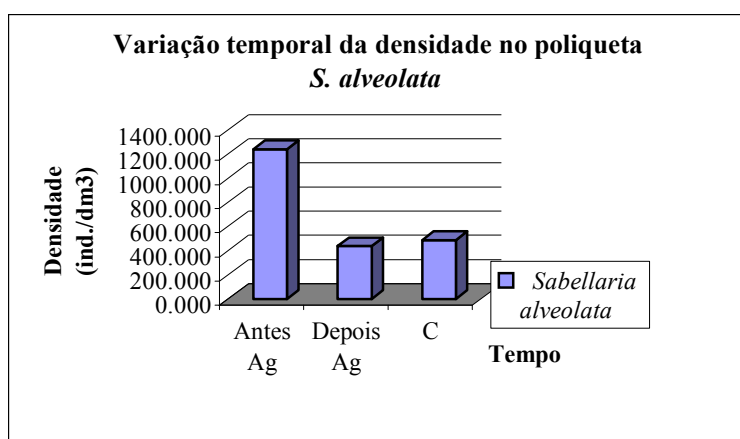


Figura 16 – Variação temporal da densidade de *Sabellaria alveolata* nas amostragens efectuadas antes e depois da construção do quebra-mar na Praia da Aguda bem como nas praias Controlo. Ag- Aguda, C- Controlos.

Uma análise temporal foi desenvolvida no sentido de verificar como os organismos se distribuíram pelas diferentes datas de amostragem realizadas. O gráfico da figura 17 revela que alguns taxa apresentaram valores muito variáveis ao longo do tempo. Por exemplo, na Aguda, os crustáceos tiveram uma percentagem de 39% em Abril, tendo passado para 7% em Maio, restabelecendo-se nos meses seguintes. Os bivalves foram um dos grupos cujas percentagens em Abril foram baixas (7%) mas que em Maio se elevaram para 58% passando novamente para valores reduzidos nos meses de Julho e Setembro. Um padrão diferente foi observado nos gastrópodes cuja densidade foi aumentando ao longo

dos meses. Os restantes grupos taxonómicos mantiveram níveis presenciais muito semelhantes e que pouco mudaram ao longo do tempo.

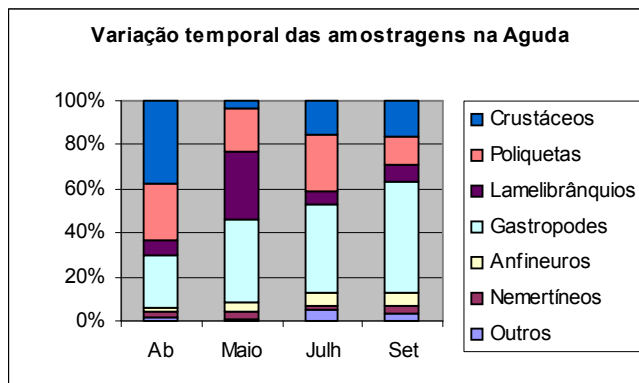


Figura 17 – Varição temporal das amostragens realizadas na praia da Aguda.

Nos controlos (figura 18) a variação temporal das amostragens foi inferior à que se verificou na Aguda, existindo uma maior uniformidade nos diferentes taxa analisados ao longo dos meses.

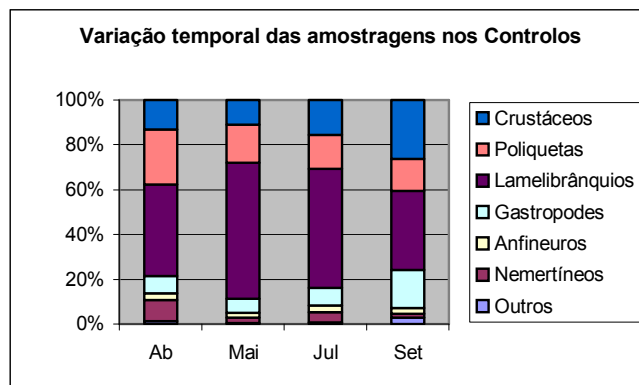


Figura 18 – Varição temporal das amostragens realizadas nas praias Controlo.

#### 4.2. Modelo ACI

Os resultados das análises assimétricas ACI encontram-se representados na tabela IVa e IVb. A sequência dos testes estatístico utilizados na obtenção dos resultados encontra-se na tabela III apresentada na secção material e métodos. Recorde-se que o valor de alfa utilizado foi de 0,1. Dos 22 taxa analisados, apenas 7 revelaram alguma diferença significativa nos testes estatísticos realizados, sendo estes o filo Annelida, as famílias Aoridae, Hyalidae e Xanthidae, os géneros *Arenicola*, *Gibbula* e *Neanthes*. A classe dos

crustáceos, que também figura na tabela IV, é representativa dos restantes taxa em que não se detectou qualquer alteração.

Relativamente ao género *Arenicola*, os padrões de variação a curto prazo nos controlos não diferiram entre si (tabela IV a). No entanto, esta variação foi significativamente diferente no local afectado (T (dep) x I/Erro:  $F= 4,268$ ;  $p < 0,1$ ). Esta situação foi semelhante para o género *Neanthes* ( $F= 2,774$ ;  $p < 0,1$ ) e para a família Xanthidae ( $F= 5,669$ ;  $p < 0,1$ ). Assim, os grupos taxonómicos *Arenicola*, *Neanthes* e Xanthidae mostraram variações significativas a nível do local afectado a curto prazo (T x I significativo e T x C não significativo), mas não é possível concluir, sem ambiguidade, que estas alterações se devem à construção do quebra-mar, devido à ausência de dados relativos ao período anterior à sua construção.

Relativamente aos Annelida (tabela IV a), a análise revelou a existência de padrões de variação significativos entre os controlos ao longo do tempo, depois da construção do quebra-mar da Aguda (T(dep) x C/ Erro:  $F= 2,409$ ;  $p < 0,1$ ). A seguir testaram-se as diferenças entre o local afectado e os controlos depois do impacto (T (dep) x I/ T (dep) x C, teste bidireccional) e verificou-se que não houve diferenças, entre estas quantidades de variação ( $F= 1,098$ ;  $p > 0,1$ ). A análise terminou, não sendo possível detectar qualquer impacto a curto prazo, neste grupo.

A interacção T(dep) x C foi também significativa para o género *Gibbula*, e as famílias Hyalidae e Aoridae ( $F= 3,157$ ,  $p < 0,1$ ;  $F= 2,125$ ,  $p < 0,1$ ;  $F= 2,15$ ,  $p < 0,1$ , respectivamente). Em todos os casos, o teste – T (dep) x I/ T (dep) x C mostrou não haver diferenças entre o local atingido e os controlos depois do impacto ( $F= 0,772$ ,  $p > 0,1$  para *Gibbula*,  $F= 0,037$ ,  $p > 0,1$  para Hyalidae e  $F= 3,624$ ,  $p > 0,1$  para Aoridae), terminando a análise de forma semelhante aos Annelida.

Relativamente aos crustáceos, não houve qualquer evidência de impacto (tabela IV a), uma vez que a variação temporal não foi significativa quer a nível dos controlos (T(dep) x C/ Erro:  $F= 0,558$ ,  $p > 0,1$ ), quer a nível do local afectado (T (dep) x I/ Erro:  $F= 3,639$ ,  $p > 0,1$ ). Outros taxa apresentaram resultados similares aos crustáceos, tais como os Mollusca, *Audouinia*, *Acanthochitona*, *Eulalia*, *Hiatella*, *Lumbrineris*, *Nassarius*, nemertínios, *Patella*, *Perinereis*, *Petricola*, *Pomatocerus*, Sphaeromatidae e *Tapes*.

Fonte de Variação	Filó Annelida			Classe Crustáceos			Família Aoridae			Género <i>Arenicola</i>			Contra	
	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F		P
L	3	0.1017	1.4099	0.3024	0.121	1.1463	0.382	0.4847	0.4305	0.7362	0.7977	1.7299	0.2302	Praias x Datas
C	2	0.1315	1.8236	0.2163	0.1605	1.5205	0.2698	0.579	0.5143	0.6145	0.5065	1.0984	0.3742	Praias x Datas
I vs. C	1	0.042	0.5824	0.4649	0.042	0.3979	0.5439	0.296	0.2629	0.6205	1.38	2.9928	0.1177	Praias x Datas
T	3	0.118	1.6364	0.249	0.7843	7.4305	0.0083	4.3277	3.8442	0.0506	1.253	2.7173	0.1071	Praias x Datas
T x L	9	0.0721	2.4877	0.0147	0.1056	1.5849	0.1339	1.1258	4.0284	0.0003	0.4611	2.0968	0.0393	Erro
T x C	6	0.0698	2.4091	0.0343 s*	0.0372	0.5581	0.7623 ns	0.6005	2.1488	0.0567 s*	0.2223	1.011	0.4242 ns	Erro
T x I	3	0.0767			0.2423	3.6386	0.8665 ns	2.1763			0.9387	4.2684	0.0076 s*	Erro
Erro	80	0.029			0.0666			0.2795			0.2199			
I x D/C x T (Bid)			1.0979	0.4198 ns					3.6242	0.0841 ns				
<b>Total</b>	107													

a)

Fonte de Variação	Género <i>Gibbula</i>			Família Hyalidae			Género <i>Neanthes</i>			Família Xanthidae			Contra	
	df	MS	F	P	MS	F	P	MS	F	P	MS	F		P
L	3	1.563	9.5824	0.0037	2.5807	26.009	9E-05	0.0313	4.623	0.032	0.4257	0.9573	0.4537	Praias x Datas
C	2	0.863	5.2909	0.0303	3.8025	38.323	4E-05	0.0035	0.5164	0.6133	0.228	0.5127	0.6153	Praias x Datas
I vs. C	1	2.963	18.166	0.0021	0.137	1.3807	0.2701	0.087	12.836	0.0059	0.821	1.8463	0.2073	Praias x Datas
T	3	1.108	6.7929	0.0109	0.4523	4.5588	0.0332	0.0077	1.1311	0.3873	0.3203	0.7204	0.5646	Praias x Datas
T x L	9	0.1631	2.9173	0.0049	0.0992	1.4422	0.1844	0.0068	1.1512	0.3377	0.4447	3.1655	0.0026	Erro
T x C	6	0.1765	3.1567	0.0079 s*	0.1462	2.1245	0.0594 s*	0.002	0.3397	0.9139 ns	0.2688	1.9137	0.0886 ns	Erro
T x I	3	0.1363			0.0053			0.0163	2.7742	0.0467 s*	0.7963	5.6689	0.0014 s*	Erro
Erro	80	0.0559			0.0688			0.0059			0.1405			
I x D/C x T (Bid)			0.7724	0.5503 ns		0.0365	0.9897 ns							
<b>Total</b>	107													

b)

Tabela IV a e b: Sumário das análises assimétricas que compara a variação espacial e temporal da densidade dos taxa identificados entre a praia da Aguda (potencial local afectado) e três praias controlos. Bid- teste bidireccional; ns- não significativo; s\* - significativo.

### 4.3. Análise multivariada

#### 4.3.1. MDS

As configurações MDS (figuras 19, 20 e 21) representam o padrão de dissimilaridade entre amostras através da ordenação baseada na densidade média (obtida pela standardização dos dados) das espécies observadas, com replicação no espaço e no tempo.

Relativamente à análise feita com os dados de Pereira (1998) e os dados do presente trabalho (figura 19), a ordenação obtida evidenciou uma clara distinção entre as amostragens efectuadas antes e depois da construção do quebra-mar.

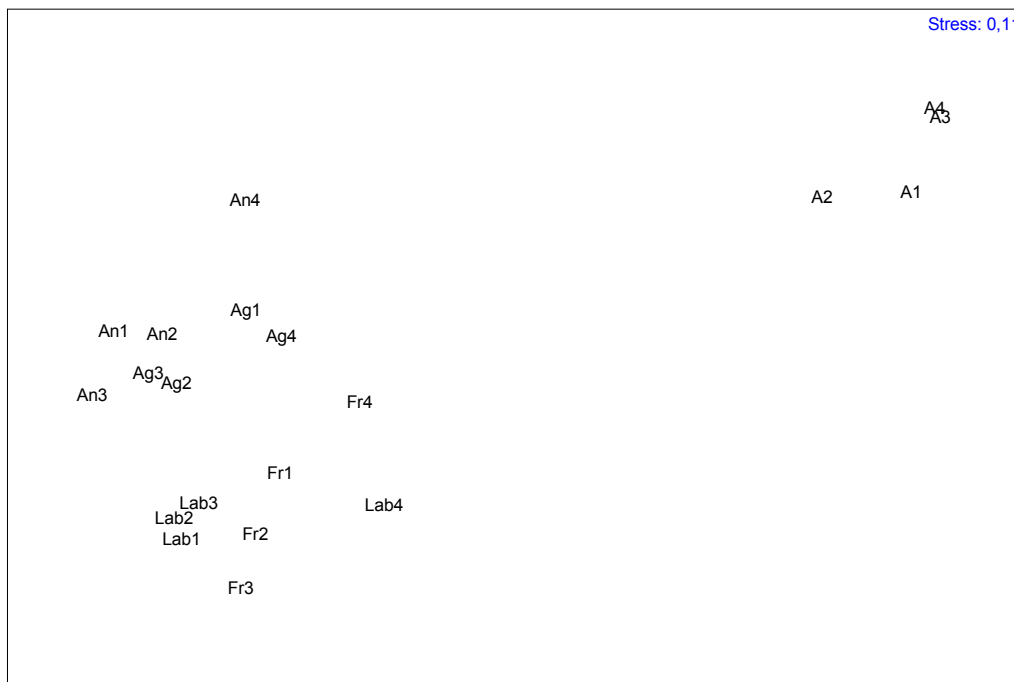


Figura 19 - Configuração MDS com todas as espécies amostradas antes e depois da construção o quebra-mar (transformação: raiz quadrada; distância: dissimilaridade de Bray-Curtis). Praias, A= Aguda (antes quebra-mar existir); Ag= Aguda, Fr= Francelos, An= Angeiras, Lab= Labruge (depois da existência do quebra-mar). Os números correspondem aos quatro meses de amostragem.

Assim, as amostras do grupo A (Pereira, 1998) estão muito distantes das restantes amostras (Aguda, Francelos, Angeiras e Labruge), o que significa que estas últimas, são

mais semelhantes entre si. Neste conjunto, notou-se uma maior proximidade entre a praia da Aguda e Angeiras, relativamente às de Francelos e Labruge.

A situação foi em tudo análoga à análise baseada apenas nas espécies mais abundantes comuns aos dois trabalhos (figura 20). Também aqui ficou evidente a separação nítida das colheitas efectuadas antes (Pereira, 1998) e depois do “potencial” impacto, revelando a existência de diferenças na composição entre essas amostras.

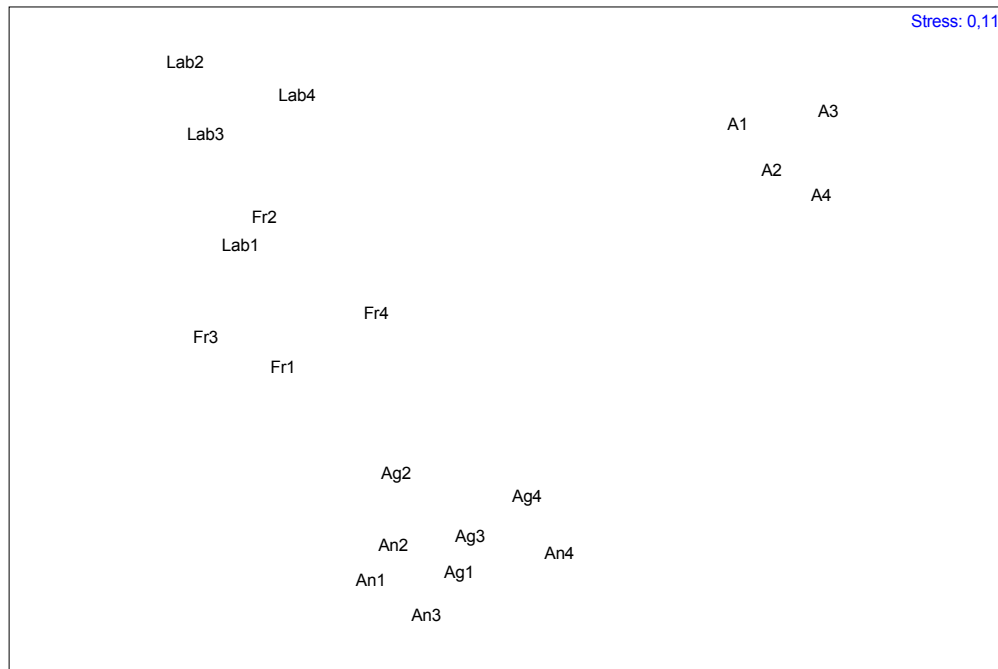


Figura 20 - Configuração MDS com as espécies comuns amostradas antes e depois da construção do quebra-mar (transformação: nenhuma; distância: dissimilaridade de Bray-Curtis). Praias, A= Aguda (antes quebra-mar existir); Ag= Aguda, Fr= Francelos, An= Angeiras, Lab= Labruge (depois da existência do quebra-mar). Os números correspondem aos quatro meses de amostragem.

Em nenhum dos casos se observou uma clara distinção entre a praia supostamente afectada (Aguda) e os controlos (Francelos, Angeiras e Labruge), a nível das amostragens que foram posteriores à construção do quebra-mar. Ambas as análises apresentaram um *stress* aceitavelmente baixo (0,11) apenas um pouco acima do limite de 0,1 que, de acordo com Clarke & Wardwick (2001), permite uma interpretação clara da ordenação espacial.

A figura 21 representa a ordenação dos dados obtidos exclusivamente no presente trabalho, incluindo amostragens nas quatro praias no período posterior à construção do quebra-mar.



Figura 21 - Configuração MDS com as espécies depois da construção do quebra-mar (transformação: nenhuma; distância: dissimilaridade de Bray-Curtis). Praias, Ag= Aguda, Fr= Francelos, An= Angeiras, Lab= Labruge (depois da existência do quebra-mar). Os números correspondem aos quatro meses de amostragem.

Da análise da ordenação espacial, sobressai, uma vez mais, a semelhança entre Aguda e Angeiras, relativamente às duas restantes praias controlo. Nesta análise, as amostras de Francelos e Labruge não apresentam qualquer sobreposição espacial: as suas réplicas encontraram-se distanciadas de forma explícita umas das outras, à excepção de dois pontos mais próximos Fr<sub>2</sub> e Lab<sub>1</sub>. O *stress* da análise foi baixo (0,09), pelo que o padrão resultante é interpretável com uma representação exacta, de confiança, das distâncias entre amostragens dos diferentes locais.

#### 4.3.2. ANOSIM

A análise de similaridade (ANOSIM) foi apenas aplicada aos dados obtidos no presente trabalho, uma vez que não existiam dados relativos ao período anterior ao possível impacto ambiental para outros locais (à excepção do próprio local afectado). Os resultados da ANOSIM mostram que os quatro locais são distintos relativamente à composição faunística, à excepção de Aguda e Angeiras, que não se distinguem entre si. O número total de permutações é relativamente baixo (35) mas ainda assim suficiente para obter valores de

probabilidade inferiores a 0,05. Os valores de R para as comparações que evidenciaram diferenças são todos eles bastante elevados ( $\approx 1$ ), dada a pouca (ou nenhuma) sobreposição entre réplicas de cada grupo (tabela V). O R global foi de 0,869, denotando uma alta significância das diferenças observadas.

Grupos	Nível		Permutações possíveis	Permutações actuais	Número de observações
	Estatística R	significância %			
1, 2	0,99	2,9	35	35	1
1, 3	0,281	8,6	35	35	3
1, 4	1	2,9	35	35	1
2, 3	0,979	2,9	35	35	1
2, 4	0,833	2,9	35	35	1
3, 4	1	2,9	35	35	1

Tabela V.- Resultados obtidos da Análise de Similaridade pela comparação dos pares de grupos. 1= Aguda; 2= Francelos; 3= Angeiras; 4= Labruge.

#### 4.3.3. SIMPER

##### Dissimilaridade entre Grupos

A tabela VI mostra os resultados de dissimilaridade entre grupos, ordenando as espécies de acordo com a sua contribuição média para o total das diferenças existentes entre pares de locais. Apenas se apresentam as espécies cuja contribuição cumulativa não é inferior a 80% da dissimilaridade observada.

Diss. Med.	Espécies	Ab. Med.	Ab. Med.	Diss. Med.	Diss/SD	Contrib. %	Acum. %
		Gp1	Gp2				
66,25	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	10,28	74,14	18,91	2,39	28,54	28,54
	<i>Gibbula umbilicalis</i>	48,29	4,64	12,41	1,52	18,73	47,28
	<i>Lumbrineris</i> sp.	7,54	20,34	3,76	2,56	5,67	52,95
	<i>Patella</i> sp.	12,55	0,84	3,58	3,89	5,40	58,36
	<i>Pomatoceros triqueter</i>	3,64	13,67	2,88	2,65	4,35	62,70
	<i>Nemertina</i>	4,06	8,55	1,57	1,64	2,37	65,08
	<i>Acantochitona crinitus</i>	7,38	8,47	1,47	1,49	2,22	67,29
	<i>Hyale perieri</i>	3,78	3,04	1,34	1,59	2,03	69,32
	<i>Hiatella arctica</i>	0,88	4,75	1,17	1,01	1,76	71,08
	<i>Hyale stebbingi</i>	3,81	2,08	1,14	2,02	1,72	72,81
	<i>Porcellana platycheles</i>	2,94	0,28	1,07	0,60	1,61	74,42
	<i>Arenicola gribii</i>	3,29	0,65	0,90	1,01	1,36	75,78
	<i>Microdeutopus chelifer</i>	2,87	2,06	0,87	0,90	1,31	77,09
	<i>Petricola lithophaga</i>	0,14	2,80	0,83	1,05	1,25	78,34
	<i>Amphipholis squamata</i>	3,00	0,48	0,81	1,14	1,23	79,56
	<i>Eulalia viridis</i>	4,94	5,53	0,71	1,47	1,07	80,63

(Continua)

	Diss. Med.	Espécies	Ab. Med. Gp1	Ab. Med. Gp2	Diss. Med.	Diss/SD	Contrib. %	Acum. %
<b>Francelos e Angeiras</b>	66,92	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	74,14	8,48	22,79	2,80	34,06	34,06
		<i>Lumbrineris</i> sp.	20,34	4,16	5,66	3,95	8,47	42,53
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	4,64	17,20	4,53	1,67	6,77	49,29
		<i>Pomatoceros triqueter</i>	13,67	2,39	3,99	2,49	5,96	55,25
		<i>Nemertina</i>	8,55	2,66	2,19	1,92	3,28	58,53
		<i>Microdeutopus chelifer</i>	2,06	6,49	1,90	0,75	2,84	61,38
		<i>Acantochitona crinitus</i>	8,47	5,70	1,50	1,42	2,24	63,62
		<i>Hiatella arctica</i>	4,75	1,15	1,44	1,07	2,14	65,76
		<i>Hyale perieri</i>	3,04	2,53	1,36	1,22	2,03	67,80
		<i>Perinereis cultrifera</i>	5,71	1,88	1,29	1,91	1,93	69,72
		<i>Hyale stebbingi</i>	2,08	3,20	1,24	2,43	1,86	71,58
		<i>Eulalia viridis</i>	5,53	4,20	1,04	1,22	1,55	73,13
		<i>Tanais dulongii</i>	0,65	3,12	1,00	0,81	1,49	74,62
		<i>Petricola lithophaga</i>	2,80	0,50	0,89	1,01	1,33	75,95
		<i>Audouinia</i> sp.	0,94	3,10	0,86	1,34	1,28	77,24
		<i>Balanus perforatus</i>	2,10	0,00	0,78	1,07	1,17	78,40
	<i>Venerupis pullastra</i>	1,65	0,15	0,66	0,69	0,99	79,40	
	<i>Tapes rhomboides</i>	1,75	1,98	0,57	1,27	0,84	80,24	
<b>Aguda e Labruge</b>	73,51	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	10,28	236,37	37,01	3,30	50,34	50,34
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	48,29	27,37	6,78	1,28	9,22	59,57
		<i>Hyale stebbingi</i>	3,81	29,70	3,99	2,55	5,43	65,00
		<i>Hyale perieri</i>	3,78	23,22	3,10	1,74	4,22	69,22
		<i>Nemertina</i>	4,06	16,38	2,64	1,03	3,59	72,82
		<i>Perinereis cultrifera</i>	4,38	17,49	2,08	2,79	2,82	75,64
		<i>Porcellana platycheles</i>	2,94	8,46	1,31	1,17	1,78	77,42
		<i>Patella</i> sp.	12,55	6,32	1,29	1,37	1,76	79,19
	<i>Eulalia viridis</i>	4,94	10,70	1,06	1,65	1,44	80,63	
<b>Francelos e Labruge</b>	58,44	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	74,14	236,37	24,77	2,01	42,38	42,38
		<i>Hyale stebbingi</i>	2,08	29,70	4,05	2,58	6,92	49,30
		<i>Hyale perieri</i>	3,04	23,22	3,13	1,83	5,35	54,65
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	4,64	27,37	2,95	0,81	5,05	59,71
		<i>Lumbrineris</i> sp.	20,34	4,10	2,66	2,66	4,56	64,26
		<i>Pomatoceros triqueter</i>	13,67	3,00	1,84	1,67	3,15	67,41
		<i>Nemertina</i>	8,55	16,38	1,76	0,88	3,01	70,42
		<i>Perinereis cultrifera</i>	5,71	17,49	1,76	2,06	3,01	73,43
		<i>Porcellana platycheles</i>	0,28	8,46	1,09	1,04	1,87	75,30
		<i>Eulalia viridis</i>	5,53	10,70	0,97	1,63	1,67	76,97
		<i>Perinereis oliveirae</i>	0,08	4,36	0,83	0,90	1,43	78,39
		<i>Patella</i> sp.	0,84	6,32	0,79	1,97	1,36	79,75
	<i>Acantochitona crinitus</i>	8,47	5,26	0,77	1,15	1,31	81,06	

(Continua)

	Diss. Med.	1.5.1.1.1.	Ab. Med. Gp1	Ab. Med. Gp2	Diss. Med.	Diss/SD	Contrib. %	Acum. %
Angeiras e Labruge	77,00	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	8,48	236,37	40,94	3,55	53,17	53,17
		<i>Hyale stebbingi</i>	3,20	29,70	4,49	2,91	5,83	58,99
		<i>Hyale perieri</i>	2,53	23,22	3,63	1,94	4,72	63,71
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	17,20	27,37	3,46	1,07	4,49	68,20
		<i>Nemertina</i>	2,66	16,38	3,25	1,08	4,22	72,42
		<i>Perinereis cultrifera</i>	1,88	17,49	2,78	4,04	3,61	76,03
		<i>Microdeutopus chelifer</i>	6,49	5,83	1,37	0,83	1,78	77,81
		<i>Eulalia viridis</i>	4,20	10,70	1,35	1,56	1,75	79,55
		<i>Porcellana platycheles</i>	0,76	8,46	1,23	1,08	1,59	81,15

Tabela VI: Contribuição das espécies na dissimilaridade entre grupos. Diss.Med.= Dissimilaridade Média; Ab.Med. Gp 1= Abundância média Grupo 1; Diss/SD= Dissimilaridade/ Desvio Padrão; Contrib.= Contribuição; Acum.= Acumulação; 1= Aguda; 2= Francelos; 3= Angeiras; 4= Labruge.

Relativamente às praias de Aguda e Francelos (tabela VI), as espécies que mais contribuíram para as diferenças entre estes dois grupos foram *Mytilus galloprovincialis* e *Gibbula umbilicalis*, com percentagens de contribuição superiores a 15%. Destas duas espécies, apenas *Mytilus galloprovincialis* teve uma contribuição consistente entre réplicas de praia. Outras espécies, como *Lumbrineris* sp., *Patella* sp., *Pomatoceros triqueter* e *Hyale stebbingi*, tiveram menor contribuição individual para as diferenças entre estes dois grupos, mas fizeram-no de forma consistente (valores elevados de Diss/SD). Isto sugere que estes serão melhores organismos discriminantes comparativamente aos restantes que têm baixo peso no processo de distinção entre as praias. Foi possível observar para estas espécies uma grande diferença na abundância média entre os dois locais, exceptuando o *taxon Hyale stebbingi*, cujas diferenças absolutas são menores.

No que se refere aos grupos Francelos e Angeiras (tabela VI), a espécie *Mytilus galloprovincialis*, foi a principal responsável pelas diferenças entre eles, com uma percentagem superior a 30%. As espécies como *Lumbrineris* sp., *Gibbula umbilicalis* e *Pomatoceros triqueter* também permitiram a distinção entre as praias, mas com uma contribuição menor na dissimilaridade. *Hyale stebbingi* é uma espécie que contribuiu de forma consistente para as diferenças, isto apesar de ocupar uma posição mais baixa na lista, dado o pequeno peso em termos de percentagem de contribuição.

Os taxa *Mytilus galloprovincialis*, *Gibbula umbilicalis*, *Hyale stebbingi* e *Hyale perieri* identificaram-se como importantes na determinação de diferenças entre as praias da Aguda e Labruge (tabela VI). A espécie *Perinereis cultrifera* teve uma menor contribuição

individual para as diferenças, sendo contudo mais consistente (Diss/SD= 2,79) relativamente às espécies *Gibbula umbilicalis*, *Hyale stebbingi* e *H. perieri*.

Com uma dissimilaridade média global de 58,44 entre as praias de Francelos e Labruge (tabela VI), as espécies determinantes para as diferenças foram *Mytilus galloprovincialis*, *Hyale stebbingi*, *Hyale perieri*, *Gibbula umbilicalis* e *Lumbrineris* sp. De realçar, na espécie *Gibbula umbilicalis* uma abundância média consideravelmente diferente entre os dois locais, daí resultando uma contribuição individual menos consistente para as diferenças (Diss/SD= 0,81).

Entre as praias de Angeiras e Labruge os organismos discriminantes foram *Mytilus galloprovincialis*, *Hyale stebbingi*, *Hyale perieri*, *Gibbula umbilicalis* e *Nemertina*.

É de considerar, a existência de espécies que funcionaram como bons meios de discriminação em todos os grupos, como *Mytilus galloprovincialis*, *Gibbula umbilicalis* e *Hyale stebbingi* (tabela VII).

Espécies	GRUPOS				
	1 e 2	2 e 3	1 e 4	2 e 4	3 e 4
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	X	X	X	X	X
<i>Gibbula umbilicalis</i>	X	X	X	X	X
<i>Lumbrineris</i> sp.	X	X		X	
<i>Patella</i> sp.	X				
<i>Pomatoceros triqueter</i>	X	X			
<i>Hyale stebbingi</i>	X	X	X	X	X
<i>Hyale perieri</i>			X	X	X
<i>Nemertina</i>					X

Tabela VII: Comparação das principais espécies discriminantes entre os diferentes grupos. 1= Aguda; 2= Francelos; 3= Angeiras; 4= Labruge.

#### Similaridade intra grupo

A tabela VIII indica as espécies que contribuíram mais para as semelhanças entre réplicas temporais das quatro praias estudadas. São apenas apresentadas as espécies que contribuíram, de forma acumulada, para cerca de 80 a 90 % da similaridade intra-grupo (praia). As espécies típicas de um grupo são aquelas que têm uma elevada percentagem de contribuição para a similaridade média e que o fazem de forma mais consistente (semelhante ao nível das réplicas do grupo).

Na praia da Aguda (tabela VIII), os taxa que contaram para a similaridade das amostragens foram *Gibbula umbilicalis*, *Patella* sp., *Lumbrineris* sp. e *Mytilus*

*galloprovincialis* com elevadas percentagens de contribuição para a de similaridade (30,17; 13,98; 7,58 e 7,39 respectivamente).

Grupo	Sim. Med.	Espécies	Abund. Med.	Sim. Med.	Sim/SD	Contrib. %	Acum. %
Aguda	54,43	<i>Gibbula umbilicalis</i>	48,29	16,42	1,65	30,17	30,17
		<i>Patella</i> sp.	12,55	7,61	6,30	13,98	44,14
		<i>Lumbrineris</i> sp.	7,54	4,12	3,78	7,58	51,72
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	10,28	4,02	5,00	7,39	59,11
		<i>Eulalia viridis</i>	4,94	2,98	3,27	5,47	64,57
		<i>Acantochitona crinitus</i>	7,38	2,91	1,55	5,34	69,92
		<i>Perinereis cultrifera</i>	4,38	2,37	2,59	4,35	74,27
		<i>Pomatoceros triqueter</i>	3,64	1,88	3,85	3,44	77,72
		<i>Nemertina</i>	4,06	1,86	2,96	3,42	81,14
		<i>Hyale stebbingi</i>	3,81	1,62	3,24	2,97	84,11
Francelos	64,19	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	74,14	30,14	5,60	46,95	46,95
		<i>Lumbrineris</i> sp.	20,34	8,90	5,19	13,86	60,81
		<i>Pomatoceros triqueter</i>	13,67	5,51	5,40	8,58	69,38
		<i>Nemertina</i>	8,55	3,72	1,90	5,79	75,17
		<i>Acantochitona crinitus</i>	8,47	2,77	2,64	4,32	79,49
		<i>Perinereis cultrifera</i>	5,71	2,19	5,28	3,40	82,89
		<i>Eulalia viridis</i>	5,53	2,03	2,41	3,16	86,06
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	4,64	1,17	1,15	1,82	87,88
		<i>Hiatella arctica</i>	4,75	0,94	1,19	1,46	89,34
		<i>Tapes rhomboides</i>	1,75	0,68	2,46	1,05	90,40
Angeiras	53,07	<i>Gibbula umbilicalis</i>	17,20	12,79	3,72	24,10	24,10
		<i>Mytilus galloprovincialis</i>	8,48	6,47	1,34	12,20	36,30
		<i>Acantochitona crinitus</i>	5,70	4,62	4,32	8,70	45,00
		<i>Lumbrineris</i> sp.	4,16	3,55	2,70	6,69	51,69
		<i>Eulalia viridis</i>	4,20	2,91	2,11	5,48	57,17
		<i>Hyale stebbingi</i>	3,20	2,35	2,73	4,42	61,60
		<i>Nemertina</i>	2,66	2,34	3,82	4,40	66,00
		<i>Audouinia</i> sp.	3,10	2,26	1,81	4,25	70,25
		<i>Patella</i> sp.	2,25	1,86	2,10	3,51	73,76
		<i>Arenicola grubii</i>	2,33	1,69	3,74	3,18	76,95
Labruge	60,85	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	236,37	37,26	3,39	61,23	61,23
		<i>Hyale stebbingi</i>	29,70	4,10	6,39	6,74	67,97
		<i>Hyale perieri</i>	23,22	3,21	2,09	5,27	73,24
		<i>Perinereis cultrifera</i>	17,49	2,82	5,13	4,64	77,88
		<i>Nemertina</i>	16,38	2,53	1,70	4,16	82,04
		<i>Eulalia viridis</i>	10,70	1,88	1,96	3,09	85,13
		<i>Gibbula umbilicalis</i>	27,37	1,87	4,50	3,08	88,21
		<i>Lumbrineris</i> sp.	4,10	0,83	2,95	1,36	89,57
		<i>Patella</i> sp.	6,32	0,78	2,55	1,29	90,86

Tabela VIII: Abundância média (Abund.Med.) das espécies dos quatro grupos em estudo e suas contribuições para a similaridade média (Sim.Med.). Sim/SD= Similaridade/Desvio Padrão; Contrib.= Contribuição; Acum.= Acumulação; 1= Aguda; 2= Francelos; 3= Angeiras; 4= Labruge.

Estas espécies coincidiram com aquelas que, de uma forma geral tiveram valores de abundância média elevados. O gastrópode *Gibbula umbilicalis* que teve uma abundância média de 48,29 e uma contribuição para a similaridade elevada (30%) pouco contribuiu para as semelhanças no grupo (Sim/SD= 1,65), sendo pouco consistente a nível das suas réplicas. Resultados como este encontram-se na praia de Angeiras para *Mytilus galloprovincialis* e em Labruge, por exemplo para as espécies *Nemertina* e *Eulalia viridis* (tabela VIII). O taxon *Pomatoceros triqueter*, mesmo apresentando uma abundância e similaridade médias inferiores relativamente à espécie *Lumbrineris* sp. foi o que contribuiu de forma mais consistente dentro do grupo (Sim/SD= 3,85 enquanto que para *Lumbrineris* sp. foi de 3,78).

As semelhanças encontradas na praia de Francelos deveram-se às espécies *Mytilus galloprovincialis*, *Lumbrineris* sp. e *Pomatoceros triqueter*. Da mesma forma, apesar de *Pereneis cultrifera* ter uma menor contribuição para a semelhança no grupo, fã-la de forma mais consistente (Sim/SD=5,28),relativamente à espécie *Lumbrineris* sp (Sim/SD=5,19).

Em Angeiras, as espécies que contribuíram para a similaridade foram *Gibbula umbilicalis*, *Mytilus galloprovincialis*, *Acanthochitona crinitus* e *Lumbrineris* sp. Neste grupo, verificou-se uma maior inconsistência dos taxa, pela elevada variabilidade demonstrada por espécies com abundância e similaridade médias altas mas que menos contaram para as semelhanças entre as amostragens no grupo. Finalmente, em Labruge, os taxa que contribuíram mais para similaridade foram *Mytilus galloprovincialis*, *Hyale stebbingi*, *Hyale perieri* e *Pereneis cultrifera* que tiveram percentagens superiores de contribuição.

Na Tabela IX, apresentam-se as espécies que mais contribuíram para as semelhanças em cada praia. Os taxa que no conjunto das quatro praias mais contribuíram para a similaridade foram *Mytilus galloprovincialis*, comum nas quatro praias, *Lumbrineris* sp. e *Gibbula umbilicalis*.

Espécies	GRUPOS			
	1	2	3	4
<i>Patella</i> sp.	X			
<i>Lumbrineris</i> sp.	X	X	X	
<i>Mytilus galloprovincialis</i>	X	X	X	X
<i>Pomatoceros triqueter</i>		X		
<i>Perinereis cultrifera</i>				X
<i>Gibbula umbilicalis</i>	X		X	X
<i>Acantochitona crinitus</i>			X	
<i>Hyale stebbingi</i>				X
<i>Hyale perieri</i>				X

Tabela IX: Comparação das principais espécies responsáveis pela similaridade. 1= Aguda; 2= Francelos; 3= Angeiras; 4= Labruge.

A similaridade global na praia de Francelos foi a mais elevada de todas as praias (64,19) (tabela IX) o que está explícito também por um arranjo mais equilibrado e próximo entre os pontos de amostragem no MDS (figuras 11, 12 e 13). A praia cujas amostragens se encontram mais distantes na ordenação (Angeiras) (figuras 11, 12 e 13) também foi a que teve uma similaridade média global mais baixa (53,07).

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Análise da fauna associada aos recifes de *Sabellaria alveolata*

A utilização de amostragens destrutivas deveu-se à necessidade de obter informação sobre os inúmeros organismos residentes nos recifes de *Sabellaria*, responsáveis pela maior fracção da diversidade que aí pode ser observada. Por outro lado, estes organismos, sendo mais pequenos e muitas vezes desprovidos de estruturas de protecção eficazes, são normalmente mais sensíveis a alterações do habitat e, por isso, são as espécies alvo preferenciais de muitos estudos de impacto ambiental (Santos, 2000). Contudo Hawkins & Jones (1992), defenderam que este tipo de amostragem reduz o valor de qualquer estudo subsequente na área considerada, sendo preferível realizar amostragens em que as comunidades não são destruídas. Tal implica apenas um estudo de organismos macroscópicos e conspícuos, ignorando as espécies de menor dimensão e perdendo-se, assim, uma fonte de informação que pode ser reveladora de um impacto ambiental. Tal como noutros estudos realizados por Gruet (1971, 1972), Pereira (1998) e Santos (2004), o método destrutivo foi aqui aplicado, uma vez que a dimensão da comunidade alvo, a frequência das amostragens e área amostrada não iriam causar alterações tão nefastas que se reflectissem de forma irreversível no conjunto de organismos do ecossistema estudado.

Dos diversos estudos que contemplam os recifes de *Sabellaria alveolata* realizados por Anadón (1981), Dias (1996), Dias & Paula (2001), Dubois (2003), Gruet (1969, 1971, 1977, 1981), a fauna tipicamente associada a estes habitats particulares é semelhante à que foi identificada neste estudo, existindo, contudo, algumas variações. No trabalho desenvolvido por Pereira (1998), na praia da Aguda, foram determinados 143 *taxa*, uma diversidade um pouco superior ao trabalho actual (126 *taxa*). Já Dias (1996) e Dias & Paula (2001), num estudo desenvolvido em praias do Sul de Portugal (Magoito e Avencas), identificaram 137 *taxa*. Embora as diferenças não sejam muito grandes, estes valores mais elevados poderão estar associados, neste último caso, a características físicas, geológicas e biológicas distintas relativamente àquelas que se verificam nas praias do Norte de Portugal. Para além disso, a informação obtida por Pereira (1998) e os resultados do presente estudo, sugerem que a praia da Aguda apresentava uma maior diversidade e riqueza específica antes da construção do quebra-mar, mesmo se a nível específico grande parte das espécies se mantiveram após aquela obra, uma vez que a barreira permaneceu. As diferenças

observadas entre estes dois conjuntos de dados expressaram-se, sobretudo, a nível de algumas espécies pouco comuns, que ocorreram exclusivamente no estudo de Pereira (1998) ou no presente trabalho.

A estrutura de protecção costeira tem vindo a induzir alterações físicas que passam por uma redução do hidrodinamismo do local e transporte de areias. As consequências de tais fenómenos podem-se manifestar a nível das comunidades populacionais do local, podendo justificar as diferenças encontradas. Naturalmente, não é de descartar a influência que podem ter ligeiras diferenças metodológicas, quer a nível da amostragem, quer a nível da triagem e identificação dos organismos, sempre dependentes da prática do indivíduo que executa o processo, e que podem originar resultados distintos.

O número total de taxa referenciado noutros estudos é, quase sempre, inferior aos que são apresentados para Portugal: 63 espécies (6.750 indivíduos, excepto *Sabellaria*) na Baía do “Mont-Saint-Michel” em França (Dubois *et al.*, 2002), 79 espécies na costa Espanhola (Anadón, 1981) e cerca de 70 taxa em recifes da costa Atlântica Francesa (Gruet, 1971). Muitos factores poderão explicar estes números (poluição, competição intra e interespecífica, alimento disponível, recrutamento), sendo o factor geográfico (latitude) talvez o mais importante.

Tal como em outros trabalhos (Lardicci *et al.*, 1999; Roberts, 1996), no presente estudo o potencial impacto, atribuído ao quebra-mar, foi analisado utilizando vários taxa associados aos recifes de *Sabellaria*. O uso de várias espécies ou grupos taxonómicos de forma a avaliar os potenciais efeitos provocados por um agente causador de impacto, segue o sugerido por Underwood (1992), uma vez que, em muitos casos, a natureza de uma perturbação pode ter um efeito diferente em organismos distintos.

O menor número de taxa presentes na Aguda (76) comparativamente às praias controlo (86 taxa diferentes) pode, também, estar relacionado com as alterações provocadas pela obra de regularização costeira que se implantou na Aguda. Embora, uma vez mais, a diferença não seja substancial, tal facto não seria de todo inesperado, já que a vasta introdução destas obras de protecção por todo o Norte de Portugal coincide, em regra, com locais onde se observa uma menor riqueza e abundância de seres vivos (Gomes, 1991 *in* Santos, 1994).

A dimensão dos recifes de *Sabellaria* pode explicar, em parte, as maiores densidades de nemertíneos, lamelibrânquios, poliquetas e crustáceos nos locais controlo (Angeiras, Labruge e Francelos). Nestes locais, os recifes de *Sabellaria* exibiam um

desenvolvimento considerável bem como um melhor estado de conservação comparativamente às colónias existentes na Aguda.

As diferenças observadas a nível dos gastrópodes, cuja densidade foi superior na Aguda, pode ser explicada pela redução visível da extensão dos recifes, paralelamente ao surgimento de mais fendas e irregularidades a nível destas colónias. Devido a uma maior heterogeneidade do substrato, dada a degradação dos recifes, houve um aumento significativo desta classe de moluscos que têm uma maior facilidade em fixar-se. Uma outra explicação plausível para a elevada densidade de gastrópodes na Aguda prende-se com o aumento dos recursos alimentares, sobretudo das espécies herbívoras, pois foi observada uma maior fixação de algas nos recifes degradados deste local, por comparação aos dos controlos. Nos controlos verificou-se uma distribuição mais equilibrada dos indivíduos por espécie, muito provavelmente devido a uma maior estabilidade das colónias. Na Aguda, grande parte dos gastrópodes era da espécie *Gibbula umbilicalis*, a qual já tinha sido detectada como sendo a mais abundante na comunidade de mexilhões no estudo de Santos (2004). É ainda encontrada com frequência juntamente com *Sabellaria alveolata* (Santos, 2000). Segundo Lewis (1964) e Hawkins & Jones (1992) a presença de *Gibbula umbilicalis*, quer na zona do eulitoral médio, quer na inferior, será indicadora de um certo grau de hidrodinamismo. Devido às alterações induzidas pela construção do quebra-mar, esta praia, que era tipicamente “exposta”, poderá, neste momento, classificar-se como “moderadamente exposta a abrigada”.

A classe lamelibrânquia (bivalves) foi outro grupo onde foram visíveis diferenças entre os dois conjuntos de praias. Apesar dos bivalves predominarem nas praias controlo, organismos como *Mytilus galloprovincialis* destacaram-se na Aguda e associam-se também a ambientes de elevada heterogeneidade e variabilidade. É uma espécie filtradora que prefere zonas de maior agitação de água, mas que também existe nos locais onde a agitação é menor (Saldanha, 1974). No Norte de Portugal, o recrutamento parece ser contínuo ao longo do ano (Santos, 2000), o que explica a sua marcada presença. Gruet (1969) sugeriu que o elevado número destes indivíduos é indício de um crescimento lento dos recifes, por entrarem em competição alimentar com a *Sabellaria*.

A aparente semelhança entre as praias controlo e a afectada no que diz respeito à distribuição e abundância das diferentes espécies de poliquetas pode estar relacionada com a estabilidade do microhabitat que os recifes proporcionam, mesmo havendo alterações nas suas características. Por essa razão, organismos como *Eulalia viridis*, tipicamente comum na fauna das fendas e cavidades, estiveram bem representados. Elementos da endofauna,

como *Lumbrineris* sp., pouco sofreram com alterações superficiais e também dominaram. Outra espécie com elevada percentagem foi *Peroneis cultrifera*, comum nestas formações (Gruet, 1971, 1980). *Pomatoceros triqueter* foi o principal representante da epifauna sésil. Estas duas últimas espécies têm um ciclo de vida bento-planctónico com larvas pelágicas (Schroeder & Collins, 1975; Castric-Fei, 1984; Marty, 1997 in Dubois, 2003), com uma dispersão larvar influenciada pelos processos hidrodinâmicos e topográficos do ambiente mas que não pareceu ainda reflectir-se muito nas populações. Apesar da manutenção de uma elevada diversidade de espécies houve uma redução considerável da diversidade de poliquetas: Pereira (1998) identificou 47 espécies enquanto que neste estudo apenas 25 foram observadas.

Os crustáceos distribuíram-se de forma considerável por diversas espécies comuns entre a Aguda e os controlos. No entanto, as espécies que se encontraram em maior percentagem não foram coincidentes entre praias. Tal como Santos (2000) verificou, na Aguda, os anfípodes dominantes foram *Hyale stebbingi* e *H. Perieri*. Nos decápodes, *Porcellana platycheles* ocorreu em grande quantidade.

A diferença de densidade observada a nível do número de indivíduos de *Sabellaria alveolata* na praia da Aguda, antes e depois da construção do quebra-mar é, muito provavelmente, devida ao impacto que esta estrutura causou nestes seres vivos, uma vez que estes dependem muito das condições hidrodinâmicas alteradas por aquela obra de protecção. Esta explicação é reforçada pela diferença que se observou relativamente aos controlos, onde a densidade do poliqueta foi superior, ainda que de forma não muito distinta. Dubois *et al.* (2002) mostraram que existe uma relação inversa entre a densidade de *S. alveolata* e a densidade de outras espécies. De acordo com estes autores, a pequena escala, a pressão humana aumenta a riqueza específica e abundância em geral pelo aumento da heterogeneidade da superfície dos recifes. Mas a larga escala (enquanto recife) tende a simplificar a paisagem, por extensão de recife degradado, e a provocar o decréscimo da diversidade biológica, logo conduzindo ao desaparecimento de algumas espécies.

O quebra-mar tem vindo alterar o hidrodinamismo do local, originando uma menor acção das ondas e, sabendo de antemão que este é um factor muito importante na distribuição dos seres vivos bentónicos ao longo do litoral, entende-se que a sua diminuição esteja associada a uma menor disponibilidade de materiais para a construção dos recifes de *Sabellaria* (Anadón, 1981; Gruet & Bodeur, 1995), de alimentos (Anadón, 1981) e de excrementos (Anadón, 1981).

A protecção que as colónias fornecem a numerosas espécies não é limitada à disponibilidade de abrigo e alimento. São colónias que mantêm um elevado nível de humidade relativa durante as marés baixas, protegendo os organismos da dessecação e exposição directa ao sol, permitindo elevados níveis faunísticos. Espécies menos tolerantes a fortes exposições podem estar presentes devido a um menor impacto sentido nestas formações (Dias & Paula, 2001).

Relativamente à variação temporal, foi de notar uma variabilidade mais elevada na Aguda do que nos controlos. Tal situação sugere que as alterações físicas neste local podem estar relacionadas com as alterações do padrão natural de ocorrência dos diferentes *taxa*. Warwick & Clarke (1993) observaram que o aumento de variabilidade na abundância de espécies de amostras provenientes de áreas afectadas, em contraposição às de amostras colectadas em locais controlo, pode ser uma característica indicadora de populações submetidas a *stress*. Por outro lado, a grande variação temporal observada a nível de alguns grupos, tais como os crustáceos, pode estar relacionada com a elevada mobilidade desses organismos.

## **5.2. Modelo ACI**

Os resultados que evidenciaram uma interacção temporal significativa entre os controlos, nos grupos taxonómicos Annelida, Aoridae, *Gibbula* e Hyalidae, resultam de um teste que não é muito sensível. Segundo Underwood (1993), sempre que a interacção entre locais controlo e tempo é elevada, qualquer perturbação ambiental terá de ser relativamente grande para ser identificada. É mais difícil detectar padrões de variabilidade anómalos quando as variáveis medidas são muito inconstantes (Underwood & Chapman, 2003). A flutuação nas abundâncias de tempos a tempos, que variam significativamente de local para local sem ter havido perturbação humana podem gerar interacções significativas (Underwood, 1992). Nesses ambientes muito variáveis, as populações residentes têm tendência a serem estáveis a longo prazo, podendo restabelecer-se rapidamente das perturbações, situação esta que pode levar à não detecção de qualquer impacto a curto prazo para estes *taxa*. Ribeiro (2002), num estudo efectuado com lapas, concluiu que a razão pela qual não foi possível identificar os efeitos de um impacto, apesar de utilizar um método *Beyond* BACI aliado a um grande esforço de amostragem, residia na grande variabilidade das variáveis utilizadas.

Os resultados do modelo ACI para os *taxa Arenicola*, *Neanthes* e Xanthidae sugerem a existência de diferenças significativas nas variações a curto prazo entre locais controlo e o potencial local afectado (praia da Aguda). Estes resultados só não são verdadeiramente taxativos, uma vez que é de todo impossível garantir que houve, de facto, uma alteração de densidade entre o “antes” e o “depois” da construção do quebra-mar na praia da Aguda, por falta de informação adequada ao modelo *Beyond* BACI. No entanto, se se admitir que as três praias controlo são representativas da variação temporal dos diversos *taxa* nos recifes de *Sabellaria* do Norte de Portugal, o facto de os padrões de variação temporal na praia da Aguda serem significativamente diferentes será devido, muito provavelmente, à construção do quebra-mar. O agente causador do potencial impacto pode ainda não ter tido tempo suficiente para afectar a maioria dos organismos presentes nos recifes de *Sabellaria alveolata*, tal como a maioria dos resultados das análises ACI indicam. A manutenção de valores de densidade semelhantes ao longo do tempo considerado pode ser explicada pelo facto dos recifes constituírem microhabitats que proporcionam uma constância ambiental para estes seres vivos. Se a intensidade do impacto aumentar, ou mesmo se apenas se mantiver, então poderão surgir consequências para outros organismos, incluindo aqueles que pertencem à componente economicamente relevante dos ambientes marinhos (Roberts, 1996). Apesar dos dados obtidos por Pereira (1998) não serem directamente utilizados nesta análise, permitiram verificar que há uma diminuição geral na densidade de organismos, depois da construção do quebra-mar na Aguda.

Refira-se que alguns poliquetas que vivem enterrados na areia são considerados como espécies bastante sensíveis a impactos (Fraschetti *et al.*, 2005). É compreensível que uma diminuição da extensão dos recifes (constituídos por areia) afecte este tipo de organismos, num ambiente que, de resto, é maioritariamente rochoso. Isto vai de encontro aos dados obtidos para *Arenicola* e *Neanthes* que, na Aguda, exibiram claramente padrões de variação temporal distintos dos lugares controlo.

Para além da variabilidade natural, muitos outros factores podem ter uma influência determinante na capacidade de detecção de um impacto. A magnitude de um impacto é um deles. Quanto maior o efeito mais provável é a sua detecção (Underwood & Chapman, 2003). A mobilidade e a própria longevidade dos organismos também podem influenciar a capacidade de detecção, sobretudo se as escalas temporais dos modelos BACI não forem adequadas.

Actualmente, é visível uma redução acentuada da extensão dos recifes de barroeira (figura 22 b). A explicação mais provável prende-se com o menor hidrodinamismo que se faz sentir no local, em consequência da construção do quebra-mar destacado. Sabe-se que alterações do hidrodinamismo local afectam a distribuição dos organismos intertidais (Underwood, 1981; Etter, 1989; Guichard & Bourget, 1998 *in* Chapman & Bulleri, 2003). Uma praia semi-exposta ou abrigada irá sofrer uma menor acção das ondas, podendo isto originar uma menor sobrevivência de muitas espécies intertidais por ficarem submetidas a um regime muito diferente, onde a dessecação é maior (menos ondulação) e a predação mais eficaz (menor risco de desalojamento do predador). Estas alterações podem também afectar o comportamento reprodutivo e alimentar das espécies.

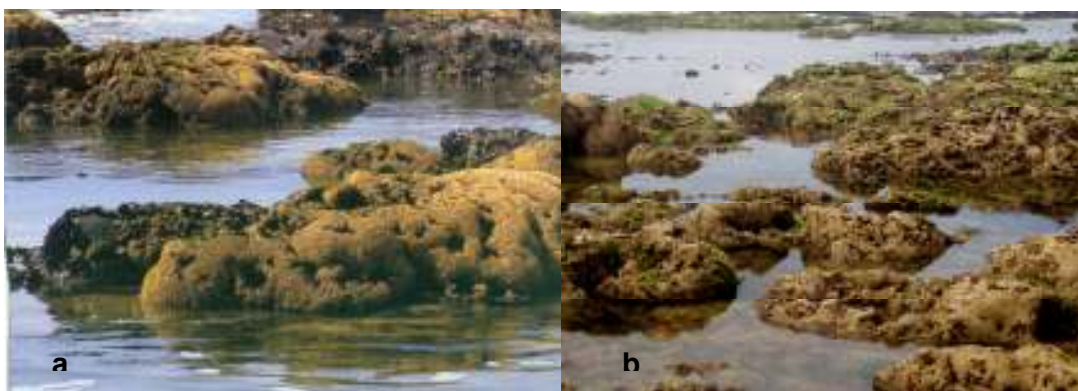


Figura 22 – Confrontação da extensão dos recifes na zona central, antes (a) e depois da construção do quebra-mar (b), na Aguda.

De uma forma geral, os resultados das análises ACI sugeriram que, a existir um efeito da construção do quebra-mar destacado na praia da Aguda sobre os organismos característicos dos recifes de barroeira, ele ainda é muito pouco notório. Num estudo desenvolvido por Santos (2004), relativo à diversidade associada aos aglomerados de mexilhões (*Mytilus galloprovincialis*) na praia da Aguda, os resultados obtidos foram muito semelhantes, embora tenha sido utilizado um modelo mais completo, do tipo *Beyond* BACI. A única alteração que foi possível demonstrar foi a nível da biomassa de *Mytilus*.

Os resultados de ambos os estudos (Santos, 2004 e o presente trabalho) permitem reforçar dois pontos: por um lado, a importância de dados relativos ao período anterior a qualquer alteração ou, em alternativa, um vasto conjunto de dados de locais com características semelhantes ao local suspeito de ter sofrido impacto, que permitam o seu uso como representando o local afectado antes de o impacto ter ocorrido; por outro lado, a importância da escolha das variáveis a utilizar num estudo deste tipo, de maneira a reduzir

as possíveis ambiguidades a nível de conclusões. Torna-se, assim, evidente a importância de um acompanhamento constante ou frequente de locais, só possível de ser executado no âmbito de programas de monitorização costeira alargados.

Underwood (1991,1992,1993, 1994) realçou a importância da utilização de várias escalas de replicação, quer a nível espacial, uma vez que uma perturbação pode ter efeitos mais ou menos vastos do que o esperado, quer a nível temporal, devido à flutuação que as populações naturais apresentam e aos próprios efeitos da perturbação (crónica ou aguda). O modelo de amostragem pode ter um importante papel na detecção de efeitos significativos em matéria de impactos ambientais. Estudos já comprovaram a utilidade de modelos hierárquicos, com diferentes escalas espaciais, sendo praticamente obrigatórios em áreas muito heterogéneas (Underwood, 1992). A nível da barreira tal não parece ser o caso, dado que a sua distribuição na praia se restringe a uma área limitada e específica, pelo que neste estudo esta metodologia não foi implementada.

A eficiência de detecção de impactos de curta duração em modelos complexos que englobem várias escalas temporais foi comprovada por Ribeiro (2002) no estudo que desenvolveu com espécies do género *Patella* no Norte de Portugal. Outras adaptações são conhecidas, como a que foi efectuada num estudo de derrame de combustível no Norte de Portugal por Queiroz *et al.* (2006), em que a inexistência de dados relativos à praia rochosa afectada não impediu a estimação da variabilidade relativa ao tempo “antes”. No entanto, neste caso, existia uma grande quantidade de locais que poderiam servir de controlos “antes” do impacto, e outros tantos, diferentes, que serviam como controlos “depois” do impacto. O local supostamente afectado ficava assim em “igualdade de circunstâncias” relativamente aos controlos “depois” do impacto, já que ambos eram confrontados com um conjunto independente de dados “antes” do impacto. Esta análise só foi possível dada a constante monitorização que se fez das comunidades de *Mytilus galloprovincialis* no Norte de Portugal, desde 1997.

A identificação do tipo de impacto (crónico/agudo), implica a utilização de várias escalas temporais. No entanto, se a replicação temporal for muito exaustiva, aumenta-se substancialmente a probabilidade de não independência dos dados, com consequências dramáticas a nível da interpretação dos resultados, uma vez que se infringe um pressuposto fundamental das análises estatísticas (Underwood, 1997). Assim, o aumento da frequência de amostragens deve ser feito com cautela, de maneira a evitar ou reduzir a covariância entre amostras. No presente estudo, dada a distância temporal entre amostragens, a dependência das observações feitas em duas amostras consecutivas deve ser pequena, ou

mesmo nula. Foi prestada particular atenção na identificação e sinalização das zonas amostradas para evitar a amostragem em locais anteriormente utilizados e, obviamente, danificados pelo processo de extracção.

O critério de rejeição utilizado neste estudo foi de 0,1 e não de 0,05 (valor tradicionalmente usado). Ao aumentar a probabilidade de cometer um erro do Tipo I, por aumento de  $\alpha$ , aumenta-se a probabilidade de detectar verdadeiras diferenças, ou seja, torna-se o teste mais potente. O problema é que esta técnica aumenta também a probabilidade de detectar falsas diferenças. O valor de 0,1 foi escolhido no contexto do princípio da precaução sugerido por Peterman & M'Gonigle (1992) apostando, assim, numa lógica de conservação.

### **5.3. Análise multivariada**

#### **5.3.1. MDS**

Devido à grande flexibilidade das análises multivariadas, foi possível utilizar os dados de Pereira (1998), caracterizando o local afectado “antes” do possível impacto ambiental, juntamente com os dados actuais. A única limitação prende-se com os testes de hipóteses das análises ANOSIM que requerem um número suficiente de permutações para poderem ser interpretáveis. No presente caso, o número de permutações possíveis foi de 35 o que, embora não sendo elevado, permite calcular valores de probabilidade inferiores a 0,05 e superiores a 0,01 (na realidade, valores de 0,029).

A maior semelhança entre as amostragens efectuadas depois da construção do quebra-mar relativamente às que foram realizadas antes da sua existência (Pereira, 1998), pode ser devida a uma maior homogeneidade na aplicação da metodologia relativa ao procedimento de colheita e tratamento de dados. Outra explicação possível passa pela possibilidade de terem surgido alterações e diferenças entre os dois períodos analisados. No entanto, esperava-se que, no mínimo, os dados relativos à praia da Aguda “antes” da construção do quebra-mar fossem mais semelhantes às praias controlo do que a praia da Aguda após a construção da referida obra de protecção. Tal não aconteceu, o que implica que, a ter havido qualquer alteração, ela se tenha reflectido a nível de toda a costa, não podendo ser inequivocamente atribuída à construção do quebra-mar.

A hipótese inicialmente levantada (diferenças metodológicas) parece ser a mais plausível, uma vez que, mesmo tendo reduzido os dois conjuntos de dados apenas às espécies comuns, a estrutura da ordenação espacial se manteve. Assim, os dados de Pereira

(1998) não puderam ser utilizados em quaisquer testes de hipóteses, tendo servido apenas como guia geral para detectar eventuais alterações.

### 5.3.2. ANOSIM

A análise ANOSIM para testar diferenças entre os quatro locais amostrados (três controlos e um local afectado) revelou diferenças na composição faunística entre todos eles, à excepção da Aguda e de Angeiras. Aparentemente, as diferenças naturais entre locais controlo são maiores do que eventuais diferenças causadas por alterações a nível faunístico consequentes da construção do quebra-mar da Aguda. Estes resultados não surpreendem, já que a maioria dos testes univariados (ACI) apontava precisamente para a não existência de diferenças significativas entre controlos e local afectado.

### 5.3.3. SIMPER

Apesar de não parecer haver correspondência directa entre as espécies discriminantes (SIMPER) e as que parecem indicar alguma alteração ambiental nas análises ACI, é possível encontrar alguns pontos de ligação. O filo Annelida sugeriu diferenças e nele incluem-se os géneros como *Arenicola* e *Neanthes* (cujo ACI remeteu para variações a curto prazo) bem como as espécies *Pomatoceros triqueter*, *Peroneis cultrifera* e *Lumbrineris* sp., que foram consideradas espécies discriminantes a nível da análise SIMPER.

*Hyle stebbingi* é uma outra boa espécie discriminante, tendo também revelado padrões de variação distintos, quer a nível do local afectado, quer a nível dos controlos, na análise ACI (família Hyalidae). No geral, as espécies mais discriminantes foram aquelas que exibiram padrões de variação significativos entre o local afectado e os controlos ou entre todos os locais, na análise ACI. Exceptuam-se os moluscos, onde se inserem o gastrópode filtrador *Mytilus galloprovincialis* e o herbívoro *Patella* sp. O estudo desenvolvido por Santos (2004) nos aglomerados de mexilhões reflectiu apenas uma redução da sua biomassa na Aguda, que poderá estar associada a um menor hidrodinamismo local e consequentemente um menor acesso a partículas orgânicas em suspensão como alimento.

#### 5.4. Confrontação entre os métodos

As análises univariadas e multivariadas utilizadas no presente estudo revelaram um pequeno número de respostas que se podem considerar convergentes na forma como se comportam os organismos perante uma mudança ambiental, neste caso, a construção do quebra-mar da Aguda. Observou-se, no conjunto de dados, a existência de algumas diferenças num pequeno número de *taxa*, diferenças estas que se podem dever a possíveis alterações no ambiente, provocadas pelo quebra-mar construído.

Ambas as análises apontaram para uma variabilidade temporal e espacial elevada em grande parte das espécies, o que dificulta conclusões claras e rigorosas, mas revela diferenças que, possivelmente, podem ser indicadoras de alterações que possam ter surgido e que ainda se poderão manifestar com mais força.

Estes indícios não devem ser desprezados. Algumas alterações a curto prazo foram identificadas (p.ex., em *Arenicola*, *Neanthes* e Xanthidae) e outras só não o foram dada a grande variabilidade natural observada nos controlos (p.ex., Annelida, Aoridae, *Gibbula* e Hyalidae). Assim, é bem provável que exista já um impacto cujos efeitos ainda não são detectáveis, mas que poderão vir a ser pronunciados, logo mais graves, e então sobrepor-se à variação natural das comunidades de organismos.

Tal como noutros estudos da mesma natureza (Chapman *et al.*, 1995; Lardicci *et al.*, 1999; Chapman & Bulleri, 2003; Frascetti *et al.*, 2005), em que as diferenças não foram evidentes, permanecem sempre dúvidas na interpretação. A falta de dados relativos ao período anterior que confirme e assegure resultados não permite uma conclusão concreta de relação causa-efeito dos padrões observados.

O reforço da monitorização, bem como o uso de testes mais fiáveis, combinados com um melhor conhecimento da distribuição e biologia dos organismos envolvidos, torna-se fundamental em estudos de impacto ambiental para que catástrofes ecológicas possam ser evitadas. Esta é uma linha de procedimento seguida e defendida pela Estação do Litoral da Aguda, onde vários estudos têm sido desenvolvidos. A implementação da Educação Ambiental é também seguida passando pela divulgação e criação de guias de campo com listagens dos seres vivos e suas características.

## 6. CONCLUSÕES

Os padrões de Biodiversidade são produtos da diversificação evolutiva que interage com processos ecológicos locais, que são influenciados por características intrínsecas de organismos, pela paisagem e estruturas marinhas (Wilson, 1993 *in* Giangrande, 2003). A manutenção da diversidade em ecossistemas naturais depende da nossa compreensão, enquanto cidadãos, dos processos e dos mecanismos produtores de diversidade ao longo do tempo. A pertinência deste estudo insere-se precisamente neste contexto e sugere a necessidade de um maior entendimento e acompanhamento nesta área do conhecimento. É essencial um inventário da Biodiversidade para a obtenção de uma série de dados que sirvam para futura comparação em modelos experimentais. Só assim é possível evitar que sérios, e por vezes irreversíveis, danos ecológicos tomem lugar antes que medidas de controlo sejam postas em prática.

São assim de considerar vários aspectos: o tempo de amostragem tem de ser escolhido cuidadosamente com respeito ao conhecimento biológico dos organismos a serem monitorizados bem como a tomada de decisão sobre os modelos dos programas de amostragem com escalas temporais adequadas.

Para alguns tipos de perturbações que são repetidas no espaço e no tempo (construção de marinas, esporões, saídas de esgotos) será importante determinar quando há respostas rápidas por parte das populações (Underwood, 1991). Só então, uma actuação reparadora poderá ser tomada como desenvolvimento subsequente para assegurar que fenómenos crónicos nem agudos causem a extinção.

Qualquer tentativa de iniciar uma acção reparadora do habitat e das populações associadas terá de ser feita com base no que está actualmente a acontecer.

Underwood (1992) realçou a importância da monitorização ambiental uma vez que esta permite a obtenção de dados relativos ao período anterior a um potencial impacto, apostando-se, assim, na prevenção, tomando providências melhoradas e mais seguras, bem como evidências mais rigorosas das causas que ligam um padrão comum de abundância com a alteração provocada pela acção do Homem nos locais afectados.

Não há dúvidas de que a previsão e simulação de impactos ambientais é uma área muito importante de investigação, necessária para melhorar a sua avaliação, tendo os programas de monitorização e modelos de amostragem um papel preponderante, quer em intervenções não planeadas (Queiroz *et al.*, 2006) como planeadas (por exemplo,

construção de um quebra-mar). Quando um impacto ocorre, a questão que se coloca é: que valor de decréscimo na densidade de organismos presentes irá ser considerada importante? Segundo Underwood (1993), se as populações forem largamente abundantes, um decréscimo entre 10 a 20 % poderá provavelmente causar pouca diferença na população local. Para além disso, torna-se claro que os programas de amostragem são mais facilmente justificados onde as espécies são exploradas comercialmente e que qualquer mudança na sua abundância pode estar directamente ligada a valores económicos. O que é mais difícil e pode ser impossível de avaliar é a importância directa que uma alteração provoca na abundância de espécies não exploradas. Contudo, mesmo que aparentemente os recifes de *Sabellaria* não apresentem valor económico directo, é evidente que dada a grande diversidade faunística que abrigam, ao estes serem afectados, também muitos outros taxa o serão, e estes têm um valor comercial explícito para a sociedade.

Por não existirem dados antes do impacto na análise univariada realizada, que permitam relacionar qualquer efeito observado com um possível impacto, este pode ser apenas presumido. É contudo mais seguro assumir que eventuais diferenças no padrão de variação entre a praia afectada e as que funcionam como controlos, sejam provavelmente susceptíveis de terem sido causadas pela construção do quebra-mar.

Os resultados que emanam deste estudo, ainda que insuficientemente rigorosos são um útil instrumento que dá indicação de variações na composição e abundância das comunidades biológicas associadas aos recifes de *Sabellaria*, podendo funcionar como um alerta de possíveis acontecimentos que venham a afectar essas comunidades.

De futuro, a realização de amostragens com alguma frequência, nestas populações é deveras importante no sentido da confirmação da tendência apresentada, em que alguns taxa já sofrem variabilidade, por implementação de modelos *Beyond* BACI mais complexos. Acresce ainda o interesse que seria verificar o comportamento da flora no local comparativamente com outras praias e ainda o de outros micro-habitats proporcionados pelo quebra-mar ou pelas próprias poças de maré. Estudos complementares como o do estudo da variável biomassa destes organismos seriam de desenvolver por forma a verificar se esta está a ser alterada, podendo indicar a presença de perturbação. A previsão e compreensão a longo prazo da tendência evolutiva que os recifes poderão ter, poderá salvar tais formações do desaparecimento gradual a que têm sido submetidas.

Lamentavelmente, o conflito inerente entre “sustentabilidade biológica” (isto é, manutenção da situação que conserva a biodiversidade e o funcionamento de ecossistemas,

como os costeiros) e “sustentabilidade económica” quase nunca é resolvido em favor do primeiro (Davenport & Davenport, 2006). A dificuldade está na compreensão de que ambas são necessárias para o equilíbrio e manutenção dos ecossistemas.

De ressaltar ainda o subscrito por Hawkins (1999) em que é dada uma posição demarcada à ecologia experimental nas praias rochosas dado produzirem consideráveis benefícios intelectuais. O largo uso de praias em educação ambiental e ecológica é um meio de conhecimento formal e não formal que conduz ao aumento da compreensão e motivação para a tomada de acção do público em ciência. Uma componente prática de aprendizagem de contacto com o ecossistema natural é sem dúvida marcante e de maior impacto conseguindo um resultado mais eficiente e rápido na compreensão dos problemas. Um estudo de Zion *et al.* (2005) confirmou esta situação em adolescentes entre os 14-15 anos. Demonstraram que a combinação de uma educação formal e informal a longo termo estimula para uma visão mais global e conscienciosa do ambiente e de seus problemas. Toda a população (de diferentes faixas etárias e classes socio-profissionais) deve ter acesso a tais processos de sensibilização, que devem passar pela Educação Ambiental e assim distribuir-se pela população local e exterior (do pescador ao turista).

A protecção do litoral é fundamental e é sem dúvida tarefa de todos na preservação da biodiversidade e dos recursos marinhos para as gerações futuras.

Interessante o facto de um *dossier* da Secção Regional da Conchicultura de Bretanha referir num estudo de impacto sobre os povoamentos marinhos o seguinte: “a *Sabellaria* sabe reagir contra fortes agressões através de uma reestruturação do povoamento, dado que esta espécie possui uma forte capacidade de reprodução que é uma arma para uma recolonização de territórios próximos ou afastadas de alguns quilómetros” (Dubois, 2003). Isto vem ilustrar como algumas decisões desta natureza pretendem encobrir uma realidade que coincide com a morte e a destruição destas construções. Mesmo sendo verdade que a *Sabellaria alveolata* tem uma elevada capacidade reprodutora, tal não pode ser visto como um factor único, uma vez que muitas outras variáveis irão influenciar e limitar essa capacidade. Factores biológicos e ecológicos devem ser vistos em conjunto e não de forma isolada e fraccionada. Este exemplo visa um questionamento sobre a gestão de habitats e de decisões subjacentes que muitas vezes podem conduzir ao fim de muitos ecossistemas ricos em Biodiversidade. A perspectiva de desenvolvimento sustentável é possível, conciliando as actividades humanas e de protecção da natureza.

Em 1980, a Estratégia para a Conservação do Planeta (World Conservation Strategy) propôs que a meta mais importante de protecção fosse manter os processos ecológicos essenciais e os sistemas de suporte de vida de que a sobrevivência humana depende, preservando a diversidade genética e finalmente assegurar a utilização sustentável de espécies e ecossistemas (New, 1995 *in* Giangrande, 2003).

Dada as constantes agressões ambientais na orla litoral, urge a definição de medidas de conservação eficazes, razão esta que conduziu a este estudo onde se procurou avaliar de forma objectiva a importância biológica em termos faunísticos da zona estudada – os recifes de *Sabellaria* da praia da Aguda. O estabelecimento de planos de protecção adequados, no sentido da preservação das espécies e habitats característicos, dada a sua complexidade requer um conhecimento profundo do meio. Esse conhecimento vai de encontro à necessidade de estudos complementares associados a uma monitorização dos locais.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Anadón, N., 1981. Contribución al conocimiento de la fauna bentónica de la ría de Vigo. III. Estudio de los arrecifes de *Sabellaria alveolata* (L.) (Polychaeta, Sedentaria). *Inv. Pesq.* 45(1): 105-122.
- Anderson, M. J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. J. Ecol.* 26: 32-46.
- Bernstein, B. B & Zalinski, J., 1983. An optimum sampling design and power tests for environmental biologists. *J. Envir. Manag.* 16: 335-43.
- Bishop, M. J.; Underwood, A. J. & Archambault, P., 2002. Sewage and environmental impacts on rocky shores: necessity of identifying relevant spatial scales. *Mar. Ecol.- Prog. Series.* 236: 121-128.
- Burukovskii, R.N., 1983. *Key to Shrimps and Lobsters*. A. A. BALKEMA: Rotterdam. 174 pp.
- Campbell, A., 1994. *Fauna e Flora do Litoral de Portugal e Europa*. Guias FAPAS. 320 pp.
- Campbell, A., 2005. *Guide to Seashores and Northern Europe*. Philip's: London. 328 pp.
- Campoy, A., 1981. *Fauna de Anelidos poliquetos de la península ibérica*. Vol. 7 (I). EUNSA – Ediciones Universidad de Navarra, S.A.: Pamplona. 463 pp.
- Campoy, A., 1982. *Fauna de España- Fauna de anelidos poliquetos de la península ibérica*. Vol. 7. EUNSA – Ediciones Universidad de Navarra, S.A.: Pamplona. 2: 464-781.
- Chapman, M. G.; Underwood, A. J. & Skilleter, G. A., 1995. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control assemblages. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 189: 103-122.

Chapman, M. G. & Bulleri, F., 2003. Intertidal seawalls – new features of landscape in intertidal environments. *Landscape and Urban Planning*. 62: 159-172.

Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117-143.

Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 2001. *Change In Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*. 2<sup>nd</sup> Edition. Primer-E: Plymouth Marine Laboratory, UK. 169 pp.

Clímaco, P.; Silva, S.; Santos, A. & Weber, M., 2004. *Guia azul do Litoral de Vila Nova de Gaia*. Edição da Fundação ELA; Águas de Gaia; EM. Santa Maria da Feira. 219 pp.

Davenport, J. & Davenport, J. L., 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments : A review. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67: 280-292.

Dias, S. J. P., 1996. Estudo de ecologia marinha aplicada no litoral da praia da Aguda. Relatório de estágio curricular do 5º ano do curso de Ciências do Meio Aquático. *Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar*, Universidade do Porto. 137 pp.

Dias, A. S. & Paula, J., 2001. Associated fauna of *Sabellaria alveolata* colonies on the central coast of Portugal. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 80: 169-170.

Dubois, S. ; Retière, C. & Olivier, F., 2002. Biodiversity associated with *Sabellaria alveolata* (Polychaeta : Sabellariidae) reefs : effects of human disturbances. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 82: 817-826.

Dubois, S., 2003. Ecologie des formations récifales à *Sabellaria alveolata* (L.) : valeur fonctionnelle et patrimoniale. These pour obtenir le grade de Docteur. *Museum National d'Histoire Naturelle de Paris, Station Marine de Dinard – Ecole Doctorale des Sciences de la Nature et de l'Homme*. 204 pp.

Dubois, S.; Barillé, L.; Retière, C., 2003. Efficiency of particle retention and clearance rate in the polychaete *Sabellaria alveolata* L.- Ecology. *C. R. Biologies*. 326: 413-421.

Falciai, L. & Minervini, R., 1996. *Guide des homards, crabes, langoustes, crevettes et autres crustacés décapodes d'Europe*. Delachaux et Niestlé S.A: Lausanne – Paris. 287 pp.

Fauvel, P., 1927. *Faune de France – Polychètes Errantes*. Vol. 5. Lechevalier Paul: Paris. 488 pp.

Fauvel, P., 1927. *Faune de France – Polychètes Sédentaires*. Vol. 16. Lechevalier Paul: Paris. 494 pp.

Fish, J. D. & Fish, S., 1996. *A student's Guide to the Seashore*. Second Edition. Cambridge University Press: Great Britain. 564 pp.

Fraschetti, S.; Gambi, C.; Giangrande, A., Musco, L.; Terlizzi, A. & Danovaro, R., 2005. Structural and functional response of meiofauna rocky assemblages to sewage pollution. *Mar. Pollut. Bull.* 1-8. Article In Press.

Giangrande, A., 2003. Biodiversity, conservation, and the “Taxonomic impediment” (ViewPoint). *Aquat. Conser.: marine and freshwater ecosystems*. 13: 451-459.

Glasby, T.M., 1997. Analysing data from post-impact studies using asymmetrical analyses of variance: A case study of epibiota on marinas. *Aust. J. Ecol.* 22: 448-459.

Gledhill, T.; Sutcliffe, D. W.; Williams, W. D., 1976. *Crustacea: Malacostraca occurring in Fresh Water*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication. N° 32. 71 pp.

Green, R. H., 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*. John Wiley Interscience and Sons, New York.

Gruet, Y., 1969. Faune associée des « récifs » édifiés par l'Annélide *Sabellaria alveolata* (Linné) en baie du Mont Saint – Michel : banc des Hermelles. *Extrait des Mém. Soc. Sc. de Cherbourg*. 54 : 1-21.

Gruet, Y., 1971. Morphologie, Croissance et Faune associée des récifs de *Sabellaria alveolata* (Linné) de la Bernerie – en – Retz (Loire Atlantique). *Tethys*. 3: 321-380.

Gruet, Y., 1972. Aspects morphologiques et dynamiques de constructions de l'annélide polychète *Sabellaria alveolata* (Linné). *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit.* 36: 131-161.

Gruet, Y., 1972. Faune associée de « récifs » d'Hermelles Polychète Sabellariidé : *Sabellaria alveolata* (Linné) : cas de récifs morts à Crève – Cœur (La Bernerie, Loire – Atlantique). *Bulletin de la Société Scientifique de Bretagne*. 47: 69-80.

Gruet, Y., 1977. Peuplements de la côte rocheuse de sion-sur- L'océan (Vendée) et faune associée au « récifs » d'hermelles [*Sabellaria alveolata* (Linné), annélide polychète]. *Bull. Ecol.* T.8: 37-55.

Gruet, Y., 1981. Peuplements de l'estran rocheux sur la Côte Normande de la Baie du Mont Saint – Michel à Champeaux (Manche) : Situation et conditions générales. *Bull. Soc. Linn. Normandie*. 109: 21-32.

Gruet, Y. & Lassus, P., 1983. Contribution a l'étude de la Biologie reproductive d'une population naturelle de l'annélide polychète *Sabellaria alveolata* (Linné). *Ann. Inst. Océanogr.* Masson, Éditeur. Paris. 59(2): 127-140.

Gruet, Y., 1984. Granulometric evolution of the sand tube in relation to growth of the Polychaete Annelid *Sabellaria alveolata* (LINNÉ) (Sabellariidae). *International Journal of Marine Biology – OPHELIA*. 23(2): 181-193.

Gruet, Y., 1986. Spatio-temporal Changes of Sabellarian Reefs Built by the Sedentary Polychaete *Sabellaria alveolata* (Linné). *Mar. Ecol.* 7(4): 303-319.

Gruet, Y.; Vovelle, J. & Grasset, M., 1987. Composante bio minérale du ciment du tube chez *Sabellaria alveolata* (L.), Annélide Polychète. *Can. J. Zool. Canada*. 65: 837-842.

- Gruet, Y. & Bodeur, Y., 1994. Sélection des grains de sable selon leur nature et leur forme par *Sabellaria alveolata* Linné (Polychète, Sabellariidé) lors de la reconstruction expérimentale de son tube. *Mém. Mus. natn. Hist. nat.* 162: 425-432.
- Gruet, Y. & Bodeur, Y., 1995. Ecological Conditions of modern Sabellarian reefs development: Geological implications. *Publ. Serv. Geol. Lux.* 29: 73-80.
- Gruet, Y. & Baudet, J., 1997. Mortalités massives subies par les populations du polychète *Sabellaria alveolata* (LINNÉ) du delta de marée de Fromentine (Vendée) suite à des froids exceptionnels. *Bull. Soc. Nat. Ouest de la France, nouvelle série.* 19(1): 19-28.
- Guidetti, P. & Fabiano, M., 2000. The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 449–453.
- Guidetti, P., 2001. Detecting environmental impacts on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile: the use of reconstructive methods in combination with “beyond BACI” designs. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 260: 27-39.
- Hawkins, S. J. & Jones, H. D., 1992. *Marine field course guide 1. Rocky shores*. IMMEL Publishing. London. 144 pp.
- Hawkins, S. J., 1999. Experimental ecology and costal conservation: conflicts on rocky shores. *Aquat. Conser.: marine and freshwater ecosystems.* 9: 565-572.
- Hayward, P. J. & Ryland, J. S., 1995. *Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe*. Oxford University Press: Oxford. 800 pp.
- Hayward, P.; Smith, T. N.; Shields, C. 1998. *Guía de Identificación – Flora y Fauna de las Costas de España y de europa*. Ediciones Omega, S. A: Barcelona. 368 pp.
- Holt, T. J., Rees, E. I., Howkins, S. J. & Seed, R., 1998. Biogenic reefs. An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Scottish Association for Marine Science.* 170 pp.

Ingle, R. W. & Christiansen, M. E., 2004. *Lobster, Mud Shrimps and Anomuran Crabs*. The Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association. Field Studies Council: Shrewsbury. 271 pp.

Kluijver, M. J. & Ingalsuo, S. S. Setembro 2005. *Crustacea –Macrobenthos of North Sea*. Zoological Museum, University of Amsterdam. [<http://ip30.eti.uva.nl/bis/crustacea.php?selected=beschrijving&menuentry=soorten&id=369>]

Lamberti, A. & Zanuttigh, B., 2005. An integrated approach to beach management in Lido do Dante, Italy. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 62: 441-451.

Lardicci, C.; Rossi, F & Maltagliati, F., 1999. Detection of Thermal Pollution: Variability of Benthic Communities at Two Different Spatial Scales in an Area Influenced by a Coastal Power Station. *Mar. Pollut. Bull.* 38: 296-303.

Legendre, C., 1980. Le banc des Hermelles, aspects de sa dynamique, mesures de gestions à promouvoir. Rapport du Muséum National d'Histoire Naturelle. *Dinard*: 82 pp.

Macedo, M. C. C.; Macedo, M. I.C.; Borges, J. P., 1999. *Conchas Marinhas de Portugal - Seashells of Portugal*. Editorial Verbo: Lisboa. 516 pp.

Marchand, Y. & Cazoulat, R. 2003. Biological reef survey using spot satellite data classification by cellular automata method – Bay of Mont Saint- Michel (France). *Comput. & Geosci.* 29: 413-421.

Meinesz, A., Lefevre, J.R., Astier, J.M., 1991. Impact of coastal development on the infralittoral zone along the southern Mediterranean shore of continental France. *Mar. Pollut. Bull.* 23: 343–347.

Meissner, K., 2000. Experimental methods in the assessment and monitoring of rivers: benefits, limitations and integration with field surveys. *Regional Environmental Publications 189*. VAASA. Finland. 31 pp.

Monteiro, N. M., 1997. Contribuição para o estudo de ecologia das espécies intertidais da praia da Aguda. Relatório de Estágio Profissionalizante da Licenciatura de Biologia – Ramo Científico-Tecnológico, *Faculdade de Ciências de Universidade do Porto*, Porto. 70 pp.

Parenzan, P., 1970. *Carta d'identità delle conchiglie del Mediterraneo*. Volume I, Gasteropodi prima parte. Bios Taras Editrice: Taranto (Italia). 283 pp.

Parenzan, P., 1974. *Carta d'identità delle conchiglie del Mediterraneo*. Volume II, Bivalvi prima parte. Bios Taras Editrice: Taranto (Italia). 277 pp.

Pereira, A. S., 1998. Estudo do crescimento e fauna associada dos recifes de *Sabellaria alveolata* (L.) da praia da Aguda. Dissertação de Mestrado em Ciências do Mar- Recursos Marinhos, *Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar*, Universidade do Porto. 49 pp.

Peterman, R.M., 1990. Statistical Power Analysis can Improve Fisheries Research and Management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 2-15.

Peterman, R. M. & M'Gonigle, M. 1992. Statistical Power Analysis and the Precautionary Principle, *Mar. Poll. Bul.* 24(5):231-234

Queiroz, N. C.; Lima, F. P.; Ribeiro, P. A.; Pereira, S. G. & Santos, A. M., 2006. Using asymmetrical designs for environmental impact assessment of unplanned disturbances. *Hidrobiologia.* 555: 223-227.

Ribeiro, P. M., 2002. *Ciclos reprodutivos de Patella spp. no Norte de Portugal* – Importância na avaliação de impactes ambientais em praias rochosas. Dissertação de Mestrado em Ecologia Aplicada, à *Faculdade de Ciências da Universidade do Porto*, Porto. 66 pp.

Roberts, D. E., 1996. Effects of the North Head Deep-water Sewage Outfall on Nearshore Coastal Reef Macrobenthic Assemblages. *Mar. Poll. Bull.* 33: 3003-308.

Saldanha, L., 1974. Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal). *Arq. Mus. Bocage*. 1: 1-382.

Saldanha, L., 1995. *Fauna submarina atlântica*. Publicações Europa - América, Lda: Mem Martins. 361 pp.

Santos, A. M., 1994. Estudo e caracterização dos povoamentos bentónicos intertidais (substrato rochoso) do Norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Ecologia Marinha, *Faculdade de Ciências da Universidade do Porto*, Porto. 110 pp.

Santos, A. M., 2000. Intertidal Ecology of Northern Portuguese Rocky Shores. Phd – thesis, *Faculty of Science*, University of Southampton. 166 pp.

Santos, T.; Cunha, I. & Weber, M., 2002. A “Beyond BACI” Study of Aguda’s Breakwater in North Portugal. *Proceed. 6<sup>th</sup> Int. Conf. Littoral 2002*, Porto, 3: 225-228.

Santos, P. C., 2004. Avaliação do impacto do quebramar destacado na comunidade intertidal da praia da Aguda, no Norte de Portugal. Dissertação de Mestrado em Ciências do Mar- recursos Marinhos, *Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar*, Universidade do Porto. 55 pp.

Smaldon, G., 1979. *British Coastal Shrimps and prawns – keys and notes for the Identification of the species*. Academic Press: London. 126 pp.

Smith, E. P., 2002. *BACI design*. Encyclopedia of Environmetrics (ISBN 0471 899976). Abdel H. El-Shaarawi and Walter W. Piegorsch. Chichester. 1: 141-148.

Stewart-Oaten A., Murdoch W. M. & Parker, K. R., 1986. Environmental impact assessment: “Pseudoreplication” in time? *Ecology*. 67: 929-40.

Underwood, A. J., 1989. The analysis of stress in natural populations. *Biol. J. Linn. Soc.* 37: 51-78.

Underwood, A. J., 1991. Beyond BACI: Experimental Designs for Detecting Human Environmental Impacts on Temporal Variations in Natural Populations. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.* 42: 569-87.

Underwood, A. J., 1992. Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161: 145-178.

Underwood, A. J., 1993. The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Aust. J. Ecol.* 18: 99-116.

Underwood, A. J., 1994. On Beyond BACI: Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications.* 4: 3-15.

Underwood, A. J., 1997. *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press. Cambridge. 504 pp.

Underwood, A.J. & Chapman, M.G., 2003. Power, precaution, Type II error and sampling design in assessment of environmental impacts. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 296: 49-70.

Vovelle, J., 1965. Le tube de *Sabellaria alveolata* (L.). Annélide Polychète Hermellidae et son ciment. Étude écologique, expérimentale, histochimique. *Archives de Zoologie Expérimentale Générale.* 106: 1-18.

Vorberg, R., 1995. On the decrease of Sabellarian reefs along the German North Sea Coast. *Publication du Service Géologique de Luxembourg.* 29: 87-93.

Vorberg, R., 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES J. Mar. Sci. Germany.* 57: 1416-1420.

Warwick, R. M., 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. *Aust. J. Ecol.* 18:63-80.

Warwick, R. M. & Clarke, K. R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 215-226.

Weber, M.; Campos, J.; Coelho, A. M.; Santos, J.P., Benevides, S. & Santos, A., 1999. Guia de campo do litoral da praia da Aguda. *Edição da Fundação ELA*. Vila Nova de Gaia. 101 pp.

Weber, M., 2005. Aguda, para além das marés – fauna, flora e pescas no mar da Aguda. *Edições Afrontamento*. Porto. 193 pp.

Wilson, D.P., 1968. The settlement behaviour of the larvae of *Sabellaria alveolata* (L.). *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 48: 387-435.

Wilson, D.P., 1971. *Sabellaria* colonies at Duckpool, north Cornwall, 1961-1970. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 51: 509-580.

Zar, Jerrold H., 1996. *Biostatistical analysis*. Third Edition. Prentice Hall. New Jersey USA. 718 pp.

Zion, M.; Ventura, R.; Yogev, H. & Stav, O., 2005. The effect of different experiences of environmental education on environmental literacy. *School Science Review*. 87:53-58.

## **ANEXO A**