

José Pedro Machado Oliveira

Distúrbios em poças do intertidal: Estudo da Recolonização  
Biológica e importância da época do ano em que são  
produzidos

Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar

Universidade do Porto

2009

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. nº 169, II série, de 24 de Julho de 1995

Orientação: Professor Doutor Gerhard Michael Weber

## Resumo

A ocorrência de distúrbios nos ambientes naturais desenvolve-se num elevado número de escalas temporais e espaciais (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985), tendo-se já demonstrado que a sua frequência e intensidade exercem um efeito muito importante na distribuição e dinâmica das espécies (Dayton, 1971; Paine & Levin, 1981; Kennely, 1987; Dayton, Tegner & Parnell Edwards, 1992). Muitas comunidades são afectadas por eventos causadores de distúrbios, os quais são pequenos relativamente à área do seu habitat mas causam, porém, a remoção total ou parcial dos seus organismos, criando espaços vazios que são, normalmente, colonizados assim que são criados (Palumbi & Jackson, 1982; Hawkins & Hartnoll, 1983; Dye, 1993; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1994).

A colonização de áreas desocupadas é, largamente, controlada por características ambientais locais, pela altura do ano em que acontece o fenómeno causador do distúrbio e por características próprias das espécies individuais (Connel & Slatyer, 1977; Sousa, 1980; Hawkins, 1981; Keough, 1984; Breitburg, 1985; Reed, 1990; Menge, Farrell, Olson, van Tamelen & Turner, 1993).

Procurou-se, na elaboração desta Tese de Mestrado, estudar o fenómeno de recolonização que se seguiu à aplicação de dois distúrbios de diferentes intensidades (raspagem e esterilização com fogo), em poças de maré da zona intertidal, assim como as diferenças decorrentes de estes serem iniciados em diferentes épocas do ano (Março de 2007 e Julho de 2007). Procedeu-se ao cálculo da taxa de ocupação biológica de cada poça, realizaram-se análises MDS, ANOSIM e SIMPER, seguidas do cálculo de vários índices de diversidade (número de espécies, Índice de Pielou, Shannon e Simpson), que foram sujeitos a uma análise estatística posterior.

Da análise dos resultados referentes à taxa de ocupação biológica de cada espécie, constatou-se que, quer a raspagem, quer a esterilização, introduziram alterações estatisticamente significativas, que se mantiveram até ao fim do estudo, independentemente da altura em que foram aplicadas. Identificaram-se espécies cuja percentagem de cobertura foi muito superior nas poças esterilizadas, quando comparadas com os restantes tipos de poças (raspadas e controle). Verificou-se ainda que os tratamentos provocaram diferenças estatisticamente significativas nos índices de diversidade, que se começaram a atenuar em Janeiro de 2008, mas que só desapareceram de forma constante a partir de Maio do mesmo ano.

Palavras-chave: Recolonização, distúrbios, intertidal, poças de maré

## **Abstract**

The occurrence of disturbances in natural environments occurs on a large number of spatial and temporal scales (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985), having already been shown that their frequency and intensity have a major effect on the distribution and dynamics of species (Dayton, 1971; Paine & Levin, 1981; Kennely, 1987; Dayton, Tegner & Parnell Edwards, 1992). Many communities are affected by events leading to disturbances, which are relatively small compared to the area of their habitat but, however, cause the removal of all or part of their individuals, creating voids that are normally colonized as soon as they are created (Palumbo & Jackson, 1982; Hawkins & Hartnoll, 1983; Dye, 1993; Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1994).

The colonization of vacated areas is, by large, controlled by local environmental characteristics, by the time of the year in which the phenomenon that caused the disturbance occurs and characteristics of individual species (Connel & Slatyer, 1977; Sousa, 1980; Hawkins, 1981; Keough, 1984; Breitburg, 1985; Reed, 1990; Menge, Farrell, Olson, van Tamelen & Turner, 1993).

In this thesis, the phenomenon of recolonization, following the implementation of two disturbances of different intensities (scraping and sterilization with fire), in tide pools of the intertidal zone, was studied, as well as the differences arising from starting this experiment in different times of the year (March 2007 and July 2007). The individual biological abundance rate of all species was calculated for each tide pool, and subjected to a MDS, ANOSIM and SIMPER analysis. This was followed by calculation of various diversity indexes (number of species, Pielou's Index, Shannon's Index and Simpson's Index), that were statistically analysed.

From the analysis of abundance results, it was apparent that both scraping and sterilization introduced statistically significant differences, which remained until the end of the study, regardless of when they were applied. There were species whose percentage of abundance was much greater in sterilized tide pools than in the scraped or control ones. It was also found that all the treatments caused statistically significant differences on the diversity indexes, which began to attenuate in January 2008, but that only completely disappeared in May of that year.

Key words: Recolonization, disturbances, intertidal, tide pools

## Agradecimentos

O trabalho que se segue, desenvolveu-se em condições particularmente difíceis: tive de acumular as disciplinas curriculares do Mestrado, a preparação dos vários estudos que elas envolveram e, especialmente a investigação preparatória da dissertação, com as muitas horas de uma ocupação profissional desgastante, numa área pouco ou nada ligada à Ecologia Marinha.

Em todo este processo, vários Professores estiveram envolvidos e, portanto, impõe-se agora, por que da mais elementar justiça, agradecer.

Desde logo, ao Professor Doutor Gerhard Michael Weber, do Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, que assegurou a orientação deste trabalho e de quem recebi inúmeras sugestões, críticas e ensinamentos.

Ao Mestre Jaime Prata Dias Santos, por todo o apoio, permanente disponibilidade e partilha de experiências e conhecimentos.

A todos os restantes Professores do Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos, especialização em Ecologia Marinha, que de um modo ou de outro interferiram na concretização deste estudo, os meus agradecimentos.

À Fundação ELA, por todo o esforço, enquanto Instituição de Acolhimento, e facilidades concedidas, sem as quais este estudo ficaria irremediavelmente comprometido.

A todo o pessoal da Estação Litoral de Aguda, pela forma como fui recebido, pela simpatia, calor humano e incansável apoio moral e logístico.

Aos colegas deste Mestrado, exemplo perfeito do “espírito de partilha”, pela excelente relação pessoal que criámos e que espero não se perca, pelo apoio nos momentos bons e menos bons, e pela sua amizade.

Aos meus pais e irmã, pelo estímulo e apoio incondicional desde a primeira hora; pela paciência e grande amizade com que sempre me ouviram, e sensatez com que sempre me ajudaram.

Acima de tudo, à Cláudia, por todo o amor e carinho, toda a confiança em mim depositada, pela ajuda e motivação e por estar sempre presente.

# Índice

<b>Capítulo</b>	<b>Página</b>
1. Introdução	1
2. Material e métodos	9
2.1. Local de estudo	9
2.2. Material	9
2.3. Desenho experimental	10
2.4. Métodos de amostragem	11
2.5. Análise de dados	11
3. Resultados e Discussão	13
3.1. Lista de espécies encontradas	13
3.2. Evolução das taxas de cobertura biológica	18
3.2.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março e Julho de 2007	31
3.3. Análises baseadas na percentagem de similaridade	42
3.3.1. <i>Multidimensional scaling</i> (MDS)	42
3.3.1.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março e Julho de 2007	47
3.3.2. Análise de Similaridades (ANOSIM)	49
3.3.2.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março e Julho de 2007	52
3.3.3. Percentagem de similaridade	53
3.3.4. Distribuição das espécies	53
3.4. Análises baseadas em índices de diversidade	57
3.4.1. Análises de variância (ANOVA) e testes de comparação múltipla	59

<b>4. Conclusões</b>	<b>65</b>
<b>5. Bibliografia</b>	<b>69</b>
<b>6. Anexos</b>	<b>74</b>

# 1. Introdução

Pode definir-se Sucessão como o processo de alteração na composição das espécies, durante a colonização de espaços livres (Horn, 1974; Connel & Slatyer, 1977). A definição clássica deste fenómeno afirma que ele é um processo ordenado e unidireccional, que resulta da alteração do ambiente pela comunidade à medida que esta se desenvolve, eventualmente criando uma comunidade clímax (Clements, 1936; Odum, 1969; Colinvaux, 1973). Este conceito de sucessão, transposto da botânica terrestre para o campo marinho, tem sido usado para tentar prever como uma comunidade evolui ao longo do tempo e compreender os fenómenos responsáveis por estas alterações. No entanto, nenhum sistema sucessional foi capaz, por si só, de abarcar todas as modificações da estrutura da comunidade, sendo necessário recorrer a mais que um modelo (Farrell, 1991).

Uma grande parte dos estudos de Ecologia Marinha tem sido realizada em zonas com grandes extensões rochosas (poças no intertidal e recifes de coral, por exemplo) porque vários aspectos destes locais os tornam bem adaptados a experiências manipulativas. Entre essas características devemos considerar a fácil acessibilidade e visibilidade e o facto das suas espécies predominantes serem sésseis ou hemi-sésseis com grandes densidades e taxas de renovação muito curtas. A importância da zona intertidal rochosa é, portanto, indiscutível, devido à biodiversidade e valor económico das suas populações. A determinação, interpretação e previsão das alterações que sofre ou pode vir a sofrer é um grande objectivo, tanto ao nível de conservação como de gestão ambiental. Nas áreas mais afastadas da costa, a manipulação experimental é mais complicada, tendo alguns desenvolvimentos tecnológicos (submarinos tripulados ou não-tripulados, câmaras hiperbáricas, etc.) permitido um desenvolvimento relativamente rápido, nos últimos anos.

Um dos fenómenos mais relacionado com a sucessão ecológica, seja em que ambiente for, são os distúrbios naturais. Estes são considerados forças importantes que afectam a organização natural das comunidades, em sistemas com espaço limitado (Sousa, 1984; Pickett & White, 1985) e, apesar de normalmente serem consideradas deletérias, podem, por vezes, aumentar a abundância e diversidade, sendo essenciais à sobrevivência de algumas espécies (Dayton & Hessler, 1972; Sousa, 1984). A variação destes acontecimentos vai desde catástrofes naturais a eventos crónicos. Os primeiros surgem devido a forças físicas ou químicas (furacões, terremotos, etc.), enquanto os seguintes, com origem biológica, química ou física, ocorrem em escalas inferiores, são menos destrutivos e, supostamente, agem como mecanismos da selecção natural. Os

distúrbios crónicos conseguem, então, fragmentar a comunidade biológica num mosaico de diferentes estados sucessionais, sendo que muitos estudos os têm tentado relacionar com padrões de recuperação (Benedetti-Cecchi & Cinelli, 1993). Em alguns casos, essas ligações têm surgido como interacções entre locais afectados pelos distúrbios e os efeitos dos processos biológicos que ocorreram a partir desse ponto. Por exemplo, o efeito das lapas nas macroalgas pode ser mais intenso em espaços mais reduzidos que nos maiores, como resultado da maior densidade desses herbívoros nesses locais. As alterações temporais nas comunidades, após um distúrbio, podem ser complicadas pelas interacções entre os próprios processos biológicos. O efeito da recuperação num local pode ser completamente diferente se a espécie mais afectada pelos consumidores facilitar ou inibir o estabelecimento de colonizadores posteriores (Farrell, 1991). Estas relações podem ficar ainda mais complexas se as espécies que iniciam a sucessão não tiverem o mesmo efeito sobre as que lhes seguem, ou se estas últimas responderem de forma diferente às espécies iniciais.

Especialmente importante para compreender o papel dos distúrbios é a noção de recuperação. Esta é a ideia de que, uma vez passado o distúrbio, as comunidades regressam ao seu estado pré-distúrbio, ou a um estado indistinguível dele (Underwood, 1989; Dethier, McDonald & Strathmann, 2003). A extensão deste fenómeno depende da duração do distúrbio, da época em que ocorre, frequência e intensidade, mas também da natureza da comunidade (Schratzberger & Warwick, 1999). Existe ainda a possibilidade de que as espécies capazes de explorar os recursos por ele causado (comida e espaço, por exemplo), ou face às quais exista uma diminuição da competição, consigam tornar-se mais abundantes relativamente às áreas não impactadas, pelo menos nos estádios iniciais da recuperação (Grassle & Sanders, 1973; Alongi, 1985). Deste modo, e tendo em conta a quantidade de factores que influenciam a recuperação, não é de estranhar que vários estudos tenham encontrado provas que apoiam a ideia de que a sucessão ocorre com uma progressão previsível de espécies (Farrell, 1991), enquanto outros demonstram que esta varia em função do tempo ou detalhe com que foi realizado o trabalho.

Um dos casos que, progressivamente, tem ganho mais interesse por parte dos investigadores, prende-se com os distúrbios antropogénicos e a sua acção nas populações e comunidades naturais, ao interagirem com processos ecológicos fundamentais. O papel da manipulação pode nesta situação ser decisivo, pois as simulações experimentais dos efeitos das actividades humanas, quando em escalas espaciais e temporais adequadas, são úteis para entender as interacções que surgem e, eventualmente, prever o seu resultado. Os distúrbios antropogénicos, definidos como

qualquer fonte potencial de stresse para as populações naturais devido à actividade humana, interagem muitas vezes, por efeitos directos e indirectos, com os processos ecológicos, em escalas espaciais e temporais variáveis, modificando o número das espécies e a sua abundância relativa (Addessi, 1994; Keough & Quinn, 1998; Lindberg, Estes & Warheit, 1998). Um problema que surge, geralmente, ao tentar determinar os efeitos dos distúrbios com origem humana, relaciona-se com as enormes escalas temporais e espaciais nas quais ocorrem, e cujas dificuldades logísticas impedem reproduzir. No entanto, as manipulações em larga-escala podem ser feitas, em determinados ambientes, e para alguns tipos de distúrbios (Likens, 1985; Schindler, 1987), ainda que a replicação dessas experiências seja difícil, se não impossível. Além de fornecerem explicações para os efeitos deste tipo de eventos, as manipulações experimentais conseguem estimar a magnitude das suas consequências e as circunstâncias sob as quais estas podem ser grandes ou insignificantes. Prever as alterações nos padrões de distribuição e abundância das espécies é uma tarefa importante no campo da Ecologia. No entanto, isto exige um melhor conhecimento dos processos que geram as variações dos sistemas naturais e, apesar de estas serem, muitas vezes, consideradas separadamente nas análises ecológicas populacionais, normalmente reflectem um processo interrelacionado.

Para a avaliação da recuperação biológica após um distúrbio (seja ele de que origem for), têm, globalmente, sido utilizadas duas metodologias que se baseiam em definições diferentes desse evento. Por um lado, pode quantificar-se os eventos que representaram uma potencial fonte de mortalidade para os organismos em questão. Isso aconteceu, por exemplo, nos estudos de Sousa (1979a, b, 1980) e McGuinness (1987), em que foram registadas as vezes que as rochas na zona intertidal foram viradas ou enterradas em areia. Este método dá-nos indicações sobre a intensidade e frequência do distúrbio, que são independentes da resposta do organismo. Por outro lado, podem medir-se as diminuições da área de ocupação das espécies ou o aumento do espaço livre, obtendo determinações directas da abundância dos organismos. Este foi o procedimento adoptado por Dethier (1984), que definiu perda de biodiversidade como uma redução na cobertura biológica superior a 10%, num período de 6 meses. Farrell (1989) quantificou a taxa de distúrbio, monitorizando as áreas vazias em rochedos, durante 9 meses. O maior problema com estes tipos de métodos é a dificuldade em discriminar entre variabilidade no distúrbio e alterações sazonais na abundância das espécies, principalmente quando actuam de forma conjugada.

Dentro dos conceitos acima descritos, existem ainda duas abordagens distintas (independentemente ou não das perspectivas seguidas). Por um lado, há investigadores

que procuram utilizar o que está definido como Unidades Artificiais de Habitat. Estes são objectos (normalmente sintéticos) que propiciam tamanhos uniformes, colonizações prévias nulas e fauna ausente (apesar de não terem sido defaunados), reduzindo a variação incontável entre réplicas. Por outro lado, há quem tente (como no trabalho prático desta Tese) utilizar os ambientes naturais (com ou sem tratamentos para remover fauna e flora), de modo a tentar evitar alguma interferência experimental nos resultados do estudo.

A primeira questão que se levanta na avaliação da cobertura biológica das poças intertidais (assim como na cobertura vegetal em geral) prende-se com a dificuldade em quantificar o desenvolvimento das algas, uma vez que este ocorre em mais do que uma camada. Historicamente têm sido utilizadas duas abordagens para resolver este problema. A primeira encara este sistema essencialmente a duas dimensões, sendo possível obter-se um máximo de cobertura de 100%. A segunda estima a percentagem de cobertura de cada camada separadamente, o que pode resultar numa estimativa acima dos 100% (Meese & Tomich, 1992). A capacidade de discriminação dos vários indivíduos dentro desta variedade de camadas é um dos factos que mais debate levanta e, muitas vezes, pode servir para ajudar a tomar a decisão de optar por um método em detrimento de outro.

A questão da metodologia mais indicada para trabalhos na zona intertidal não é nova (Andrewartha & Birch, 1954; Cochran & Cox, 1957), mas poucos estudos comparativos foram feitos com o intuito de contribuir para o esclarecimento de algumas questões a elas ligadas. Devido a esse facto, as técnicas a utilizar têm sido escolhidas mais por uma questão de peso histórico e experiência pessoal do que com base numa avaliação crítica e ponderada sobre possíveis vantagens que determinado método poderia ter para o caso particular a estudar.

Apesar desta aparente falta de rigor científico, existem algumas conclusões que se podem retirar da bibliografia existente, bem como algumas recomendações que podem contribuir para que o estudo desta zona tão particular decorra com menos sobressaltos. É impossível planear um trabalho sem informações de base, tanto sobre os organismos como sobre o seu habitat, e, apesar de já ser possível fazê-lo após leituras, buscas on-line e consultas com outras pessoas com experiência nessa área, é muitas vezes essencial fazer algumas amostragens preliminares e experimentar técnicas alternativas, de modo a determinar os seus méritos relativos (Henderson, 2003). É a partir deste ponto que a escolha do método se complica e, por outro lado, assume maior importância. Possivelmente, a melhor estrutura mental para a escolha de um dos métodos passaria por uma avaliação preliminar com critérios do género dos que foram

escolhidos por Meese & Tomich (1992), ou seja, a variabilidade das observações, velocidade na obtenção de resultados e, uma vez que é indissociável do sucesso de um estudo, o custo a ele associado. Apesar desta abordagem ser importante, acaba por só contribuir com uma aproximação superficial ao resultado final, que é a escolha de uma metodologia adaptada ao trabalho. Isto acontece porque uma técnica que para uns fornece informações variáveis, para outros não o faz (Meese & Tomich, 1992; Dethier, Graham, Cohen & Tear, 1993), o que tem um custo elevado para determinados investigadores, para outros pode não ter, e mesmo a questão do tempo pode ser discutível (pode dividir-se o trabalho de modo a que o trabalho de laboratório seja feito por outro investigador, como sugerido por Meese & Tomich (1992)).

Os processos de colonização (isto é, a chegada de novas espécies a um dado local, num novo habitat) são iniciados pelas espécies que primeiro surgem, e que têm determinadas características (ou ciclos de vida) que conseguem influenciar as espécies que chegam posteriormente. Estas possuem, obviamente, diferentes mecanismos de dispersão ou ciclos de vida. É, no entanto, importante salientar que em todas as discussões sobre sucessão, as observações apenas podem ser realizadas sobre espécies que permaneçam tempo suficiente no novo habitat para serem contabilizadas. Assim, a análise das sucessões deve ser a análise das alterações “líquidas” (chegadas vs partidas, ou colonização vs extinção) (Underwood & Chapman, 2006).

Além da magnitude da resposta a qualquer distúrbio que cause recolonização (Thrush & Dayton, 2002), e possivelmente sucessão, existe ainda um efeito muito importante sobre ela, que é o tamanho da área a ser colonizada (Platt & Connell, 2003) e, portanto, a distância à fonte de colonizadores. A este respeito, Whittlatch, Lohrer, Thrush, Pridmore, Hewitt, Cummings & Zajac (1998) afirmam que pequenas áreas do habitat têm maior tendência a ser colonizadas por dispersão de larvas e por adultos que andem à deriva, enquanto as áreas de dimensões superiores serão, normalmente, colonizadas apenas por larvas. Desta forma, locais maiores demoram mais tempo a atingir comunidades clímax. Existem ainda bastantes mais influências na evolução da recolonização, como por exemplo a acção directa ou indirecta dos consumidores, que afectará o resultado das interacções por espaço.

Em relação à análise de processos sucessionais, os estudos experimentais confundem muitas vezes duas componentes da evolução temporal, no desenvolvimento de uma comunidade. Por definição, uma sucessão só pode ser identificada quando existe algum padrão temporal de mudança consistente, na mistura de abundâncias relativas presente. Qualquer comunidade que se desenvolva por períodos longos ficará disponível para ser colonizada por espécies que ocorram, ou se reproduzam, em épocas diferentes.

Por essa razão, têm de ser amostradas após períodos diferentes de colonização. No entanto, qualquer diferença entre comunidades pode ser causada não só por alterações sucessionais, como também por alterações ambientais sazonais. Assim, de maneira a separar estes aspectos da evolução temporal, as experiências devem ser construídas de modo a começarem e acabarem em alturas diferentes e terem continuidade em diferentes períodos de colonização (Chapman, 2002).

No passado, as alterações sucessionais foram descritas principalmente em termos de interações competitivas entre colonizadores tendo, posteriormente, evoluído de forma a incluírem o *timing* e intensidade do recrutamento das várias espécies presentes na comunidade. Estes factores podem influenciar a capacidade competitiva delas, uma vez que esta depende, muitas vezes, do tamanho relativo e densidade das espécies. Espécies grandes tendem a constranger as mais pequenas por vários mecanismos, enquanto as que recrutam em grandes densidades conseguem excluir os colonizadores posteriores (independentemente do seu tamanho) por ocupação rápida dos espaços.

A acção dos consumidores tem sido largamente estudada. Estes parecem alimentar-se em maior quantidade durante os estádios sucessionais iniciais, sendo que numerosos estudos têm apontado um efeito negativo sobre a abundância e distribuição das espécies consumidas. São numerosos os estudos que se referem à acção dos herbívoros sobre o desenvolvimento das algas, nas poças intertidais, e a grande maioria parece apontar esse facto (Dethier, 1982; Arrontes & Underwood, 1991).

Os processos que levam a uma estrutura reconhecível (tipos e abundância relativa das espécies) numa comunidade são, portanto, complexos e interactivos. Um dos grandes problemas encontrados, ao tentar descobrir como evolui o desenvolvimento das populações nos vários habitats costeiros, é, então, a grande variabilidade temporal e espacial encontrada. Obviamente, alguma desta variabilidade deve-se à sazonalidade e ao número de organismos disponível para o recrutamento, que variam consideravelmente de época para época e local para local. Ao mesmo tempo, existem ainda variações, no espaço e tempo, da “qualidade” e aceitabilidade dos locais para as espécies colonizadoras (Singer, 2000). Assim, a história dos distúrbios e comunidades que lhes antecederiam apresenta uma grande variação em mais que uma escala, tornando muito difícil discernir, a partir das amostragens e descrições das sucessões, entre os padrões ambientais, os característicos das espécies ou os provocados pelos distúrbios.

Os processos de colonização e sucessão (se realmente se pode considerar a sua existência em agrupamentos de espécies tão voláteis) estão longe de ser conhecidos. De

facto, ainda não se conseguiu documentá-los correctamente. Pode haver variabilidade nas sequências e interações iniciais, seguida por processos sucessionais que levam a um estado clímax (isto é, o estado final é previsível). Alternativamente, pode existir igual indeterminismo inicial mas com vários resultados finais diferentes (Sutherland & Karlson, 1977). Noutros casos, os diferentes finais da sucessão podem ser inteiramente previsíveis (por exemplo na relação entre algas, cracas e lapas, estudadas por Underwood, Denley & Moran (1983)). Para diferenciar entre estas possibilidades devemos recorrer a experiências com bastantes repetições, de modo a determinar o(s) resultado(s) finais. Mas tem de se ter sempre em conta que pode não ser possível saber se esse resultado é consistente, previsível, se será um de alguns (poucos) possíveis ou de muitas possibilidades...

A grande maioria dos estudos de sucessão em comunidades complexas tem replicação temporal limitada, o que impede conhecer a consistência dos estados finais, devendo para isso investir-se em realizar estudos que investiguem as variações no tempo e espaço. Além disto, os ciclos de vida (época de reprodução, modo de dispersão, etc.) de muitas espécies encontradas nos ambientes experimentais ainda não são conhecidos, ou são muito pouco e só em algumas regiões, razão pela qual se deve também apostar na análise de grupos funcionais, como a realizada por Gwyther & Fairweather (2002). Reconhecer que diferenças nas características dos ciclos de vida têm contribuições importantes nos processos de sucessão é um êxito antigo (Sutherland & Karlson, 1977), no entanto, isso não ajuda se, como se tem verificado, não existir uma evolução no conhecimento das centenas de espécies que estão envolvidas nestes processos.

Deve considerar-se, tento tudo em conta, que este trabalho, assim como este tipo de investigação, gira em torno do estudo de variabilidades, seja do tempo, do espaço, ou dos próprios componentes intrínsecos à composição das espécies, como a sua distribuição, abundância e composição. Alguns destes componentes são gerais e revelam pouca variação em escalas reduzidas (padrões geográficos, por exemplo), enquanto outros padrões são específicos a locais ou tempos particulares. Só conjugando estes padrões de variação com a ecologia do organismo ou população em questão é que poderemos avançar em termos de compreensão geral sobre estes tipos de fenómenos.

Numa época em que o meio natural (particularmente as zonas costeiras e litorais) está cada vez mais sujeito a pressões e ataques, tanto por fenómenos desencadeados pela própria natureza, como por acções decorrentes da intervenção humana, reveste-se de especial importância a percepção da capacidade regenerativa dos ecossistemas presentes nestas zonas, assim que os distúrbios param.

Procurou-se, nesta Tese de Mestrado, avaliar a resposta de espécies animais e vegetais, em poças de maré intertidais, a dois tratamentos de diferente intensidade (que simularam um distúrbio de maior e outro de menor agressividade), bem como verificar se o facto de estes serem implementados em épocas do ano diferentes introduziria modificações na sua evolução e composição futura. Assim, tentou-se determinar se, no espaço de 18 meses, a diversidade existente neste tipo de poças regressaria ao estágio pré-distúrbio, ou a um que deste fosse indistinguível, contribuindo para o aumento de conhecimento sobre uma das zonas mais impactadas do litoral, e fornecendo um enquadramento temporal para as decisões de ordenamento e gestão ambiental que, infelizmente, tantas vezes provocam mais problemas do que aqueles que conseguem resolver.

## 2. Material e Métodos

### 2.1. Local de Estudo

Este estudo realizou-se na Praia da Aguda, concelho de Vila Nova de Gaia, 9 km a Sul do estuário do Douro, em Portugal. Durante as amostragens foram analisadas 25 poças de maré intertidais, localizadas no eulitoral médio. A escolha desta zona deveu-se à existência de uma diversidade bastante elevada, bem como de tempo de trabalho considerável antes da subida da maré e, principalmente, por ser a zona do eulitoral mais afectada pelas alterações das dinâmicas de transporte de areias, causadas pelo Homem ou de origem natural. As dimensões das poças foram registadas (Anexo 1), tendo existido o cuidado de tentar que estas fossem semelhantes tanto em volume e forma, como em cobertura animal ou vegetal. Assim, a sua selecção foi realizada de modo a tentar minimizar diferenças quer nas condições bióticas, quer nas abióticas (exposição às ondas, ao vento ou ao sol, variações de salinidade, pH, etc.) que eventualmente pudessem existir.

### 2.2. Material

Ao longo deste estudo, foram utilizadas espátulas, formões e outros objectos raspantes, um maçarico a gás para proceder à esterilização, *sprays* de tinta de várias cores para diferenciar as poças sujeitas aos tratamentos (branco para as poças controlo, amarelo para as raspadas, vermelho para as esterilizadas, branco e amarelo para as raspadas em Julho de 2007 e branco e vermelho para as esterilizadas em Julho de 2007), um quadrado de amostragem (com 30 cm de lado, dividido em nove quadrados com 10 cm cada), uma máquina fotográfica digital, material de escrita para se proceder aos registos e recipientes para a recolha de espécies, quando não era possível a sua identificação *in situ*.

### 2.3. Desenho Experimental

O trabalho experimental deste Mestrado dividiu-se em duas fases distintas. A primeira fase, iniciada em Março de 2007, passou pela selecção de 15 poças intertidais (cujas dimensões constam no Anexo 1), que foram divididas em três grupos de cinco poças cada: poças C (C1, C2, C3, C4 e C5), poças R (R1, R2, R3, R4 e R5) e poças E (E1, E2, E3, E4 e E5). As poças C foram acompanhadas até ao fim das amostragens (Agosto de 2008), não lhes tendo sido aplicado nenhum tratamento, servindo, portanto, de controlo para toda a experiência. As poças R foram raspadas com auxílio de espátulas, facas ou formões, de modo a remover-se, de uma forma o mais completa possível, toda a cobertura animal ou vegetal presente. As poças E foram esterilizadas com fogo, tendo sido utilizado um maçarico a gás para esse efeito. Em todas as poças tratadas, tinha sido removido previamente o máximo de animais para poças adjacentes, de forma a evitar-se a sua morte desnecessariamente.



Figuras 1 e 2 - Utilização de maçarico a gás para esterilização das poças.

Durante o mês de Julho de 2007 deu-se início à segunda fase do trabalho experimental. Nesta escolheram-se mais 10 poças, que foram divididas em dois grupos de cinco cada e submetidas aos tratamentos de raspagem (R'1, R'2, R'3, R'4 e R'5) e esterilização (E'1, E'2, E'3, E'4 e E'5).

Salienta-se que a partir de Dezembro de 2007, a poça E2 deixou de ter capacidade de reter água durante a maré-baixa, perdendo por essa razão quase a totalidade da sua cobertura. Assim, foi eliminada de todos os cálculos realizados, passando as poças E a contar apenas com quatro réplicas.

## **2.4. Métodos de Amostragem**

A partir de Março de 2007, altura em que foram aplicados pela primeira vez os tratamentos de raspagem e esterilização, e até Agosto de 2008, realizou-se uma amostragem em cada mês, onde se contabilizou a taxa de cobertura de cada espécie presente em cada uma das poças seleccionadas. Além deste registo, foram tiradas fotografias digitais de cada poça, com o objectivo de, havendo necessidade, poderem ser consultadas posteriormente. Num período anterior a Março de 2007, já havia sido feito um reconhecimento do local a estudar, bem como uma selecção das poças a analisar.

De modo a obter-se o máximo de precisão possível, utilizou-se um método de estimação visual, associado a fotografias digitais, pois, segundo Meese & Tomich (1992), este método parece particularmente eficaz para estudos intertidais, permitindo a avaliação de um grande número de locais, enquanto maximiza tanto a sua cobertura, como a confiança nos resultados. Mais ainda, segundo Dethier *et al.* (1993), a estimação visual pode dar uma noção mais precisa da percentagem de cobertura de organismos sésseis.

Em todas as amostragens, foi utilizado um quadrado de amostragem de 30 cm de lado, com nove divisões de 10 cm, para facilitar a contagem da taxa de cobertura biológica das espécies, restringindo o campo visual a uma área menor. No caso das espécies de algas, a sua percentagem de cobertura foi registada directamente, enquanto nas espécies animais procedeu-se à contagem do número de indivíduos. Neste caso, foi estimada, posteriormente, uma área média individual para cada espécie (Anexo 2) o que, em conjunto com o número de indivíduos, nos permitiu calcular a sua percentagem de ocupação.

A identificação das espécies foi realizada, sempre que possível, durante as amostragens, ainda que nalguns casos em que esta não foi possível se tenha recolhido alguns exemplares para análise e identificação posteriores.

## **2.5. Análise de dados**

Toda a informação relativa às taxas de ocupação das espécies encontradas foi compilada em tabelas, a partir das quais foram construídos gráficos da evolução das espécies de algas e animais mais representativas. Com estas tabelas como base, foram ainda realizados outros gráficos, comparando, para as mesmas espécies, a taxa de ocupação encontrada nos dois tipos de poças raspadas (R e R') e esterilizadas (E e E').

Todos os dados foram analisados utilizando ordenações *non-metric Multi-Dimensional Scaling* (nMDS), com o Coeficiente de Similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), após transformação por raiz quadrada (para diminuir o efeito das espécies mais dominantes), uma vez que este é suficientemente robusto para tratar dados marinhos (Field, Clarke & Warwick, 1982). Seguiu-se uma Análise de Similaridades (ANOSIM), que permite aferir a significância das diferenças existentes nas percentagens de cobertura biológica (Clarke, 1993). Em ambos os casos, analisou-se amostragem a amostragem, todas as amostragens menos as iniciais, e comparou-se as poças tratadas em Março com as que o foram em Julho. Ainda com base na matriz de similaridade utilizada quer para os MDS, quer para os ANOSIM, foi realizada uma análise da percentagem de similaridade (SIMPER) para cada tratamento.

A partir da taxa de cobertura biológica calculou-se ainda, mês a mês, o número total de espécies, o Índice de Equitabilidade de Pielou, o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e o Índice de Simpson. Realizou-se uma análise de Variância (ANOVA) a estes índices, precedida de testes de homogeneidade de variâncias e de normalidade, uma vez que estes são pressupostos do tipo de análise utilizada (Landau e Everitt, 2004). Seguiu-se-lhes, sempre que possível, testes de comparação múltipla *Least Significant Difference* (LSD), com  $p=0,05$ , entre tratamentos, para cada amostragem, e de cada amostragem com a inicial.

Apesar dos dados relativos às espécies *Coryphoblennius galerita*, *Lipophrys pholis* e *Parablennius gattorugine* se encontrarem nos anexos, agrupados sob o nome “Família Blenniidae”, não se considerou este grupo nas análises supra-citadas. Isto aconteceu devido à sua elevada mobilidade, que contrasta com os regimes sésseis e hemi-sésseis que se verificam para as outras espécies.

Todas as análises MDS, ANOSIM, SIMPER e cálculo de índices de diversidade foram realizadas no software Primer for Windows v5.2.9 (Plymouth Marine Laboratory, UK), enquanto para as análises de variâncias, testes de homogeneidade de variâncias, de normalidade e testes de comparação múltipla foi utilizado o SPSS (Statistical Package for the Social Sciences) v17.0.0 da SPSS inc.

### 3. Resultados e Discussão

#### 3.1. Lista de espécies encontradas

No decurso do trabalho prático foram encontradas as seguintes espécies animais e vegetais:

Reino Animalia

Sub-Reino Eumetazoa

Filo Annelida

Classe Polychaeta

Sub-Classe Palpata

Ordem Aciculata

Família Nereididae

Género *Hediste*

Espécie ***Hediste diversicolor***

Família Phyllodocidae

Género *Eulalia*

Espécie ***Eulalia viridis***

Filo Arthropoda

Sub-Filo Crustacea

Classe Malacostraca

Sub-Classe Eumalacostraca

Ordem Decapoda

Família Grapsidae

Género *Pachygrapsus*

Espécie ***Pachygrapsus marmoratus***

Filo Chordata

Sub-Filo Vertebrata

Classe Actinopterygii

Sub-Classe Neopterygii

Ordem Perciformes

Família Blenniidae

Género *Coryphoblennius*

Espécie ***Coryphoblennius galerita***

Género *Lipophrys*

Espécie ***Lipophrys pholis***

Género *Parablennius*

Espécie ***Parablennius gattorugine***

Filo Cnidaria

Classe Anthozoa

Sub-Classe Zoantharia

Ordem Actiniaria

Família Actiniidae

Género *Actinia*

Espécie ***Actinia equina***

Género *Anemonia*

Espécie ***Anemonia sulcata***

Género *Aulactinia*

Espécie ***Aulactinia verrucosa***

Filo Echinodermata

Classe Echinoidea

Sub-Classe Euechinoidea

Ordem Echinoida

Família Echinidae

Género *Paracentrotus*

Espécie ***Paracentrotus lividus***

Filo Mollusca

Classe Bivalvia

Sub-Classe Pteriomorpha

Ordem Mytiloida

Família Mytilidae

Género *Mytilus*

Espécie ***Mytilus galloprovincialis***

Classe Gastropoda  
  Sub-Classe Opisthobranchia  
    Ordem Anaspidea  
      Família Aplysiidae  
        Género *Aplysia*  
          Espécie ***Aplysia depilans***

  Sub-Classe Prosobranchia  
    Ordem Archaeogastropoda  
      Família Patellidae  
        Sub-Família Patellinae  
          Género *Patella*  
            Espécie ***Patella sp.***

      Família Trochidae  
        Sub-Família Gibbulinae  
          Género *Gibbula*  
            Espécie ***Gibbula umbilicalis***

        Sub-Família Monodontinae  
          Género *Monodonta*  
            Espécie ***Monodonta lineata***

    Ordem Neogastropoda  
      Família Muricidae  
        Género *Nucella*  
          Espécie ***Nucella lapillus***

Filo Porífera  
  Classe Demospongiae  
    Ordem Halichondrida  
      Família Halichondriidae  
        Género *Hymeniacidon*  
          Espécie ***Hymeniacidon sanguinea***

Reino Chromista  
  Sub-Reino Chromobiota  
    Filo Heterokontophyta  
      Classe Phaeophyceae

Ordem Fucales

Família Sargassaceae

Género *Bifurcaria*

Espécie ***Bifurcaria bifurcata***

Género *Cystoseira*

Espécie ***Cystoseira baccata***

Reino Plantae

Sub-Reino Biliphyta

Filo Rhodophyta

Sub-Filo Rhodophytina

Classe Bangiophyceae

Sub-Classe Bangiophycidae

Ordem Bangiales

Família Bangiaceae

Género *Porphyra*

Espécie ***Porphyra umbilicalis***

Classe Florideophyceae

Sub-Classe Corallinophycidae

Ordem Corallinales

Família Corallinaceae

Sub-Família Corallinoideae

Género *Corallina*

Espécie ***Corallina elongata***

Sub-Família Lithophylloideae

Género *Lithophyllum*

Espécie ***Lithophyllum incrustans***

Sub-Classe Rhodymeniophycidae

Ordem Ceramiales

Família Rhodomelaceae

Género *Leptosiphonia*

Espécie ***Leptosiphonia schousboei***

Género *Osmundea*

Espécie ***Osmundea pinnatifida***

Género *Polysiphonia*

Espécie ***Polysiphonia brodiei***

Ordem Gelidiales

Família Gelidiaceae

Género *Gelidium*

Espécie ***Gelidium corneum***

Ordem Gigartinales

Família Cystocloniaceae

Género *Calliblepharis*

Espécie ***Calliblepharis ciliata***

Espécie ***Calliblepharis jubata***

Família Gigartinaceae

Género *Chondracanthus*

Espécie ***Chondracanthus teedei***

Género *Chondrus*

Espécie ***Chondrus crispus***

Família Kallymeniaceae

Género *Kallymenia*

Espécie ***Kallymenia reniformis***

Ordem Halymeniales

Família Halymeniaceae

Género *Grateloupia*

Espécie ***Grateloupia turuturu***

Sub-Reino Viridaeplantae

Filo Chlorophyta

Classe Ulvophyceae

Ordem Ulvales

Família Ulvaceae

Género *Ulva*

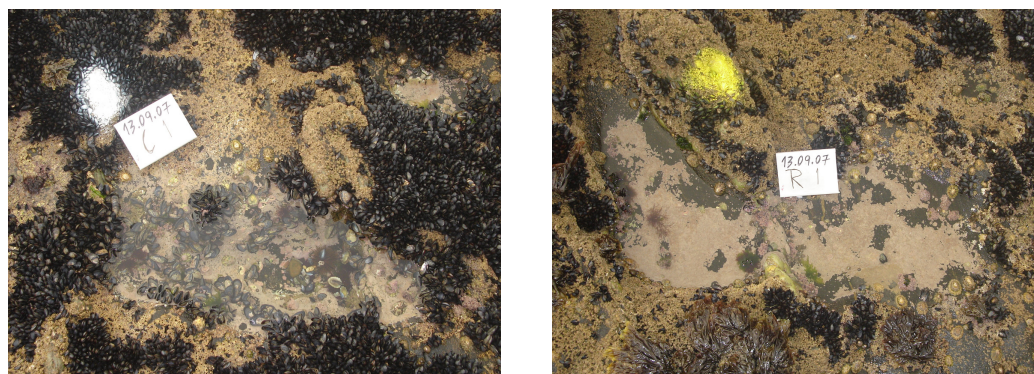
Espécie ***Ulva sp.***

### 3.2. Evolução das taxas de cobertura biológica

Pela simples observação dos registos fotográficos de cada tratamento, escolhidos com intervalos de seis meses, consegue perceber-se facilmente a evolução da cobertura biológica em cada tipo de poça, assim como algumas diferenças entre elas. Apesar da falta de rigor científico desta análise, obtém-se uma imagem “macroscópica”, semelhante à encontrada ao longo das amostragens, do aspecto geral das poças.



Figuras 3 a 5 - Poças C1, R1 e E1 em Março de 2007.





Figuras 6 a 8 - Poças C1, R1 e E1 em Setembro de 2007.



Figuras 9 a 11 - Poças C1, R1 e E1 em Março de 2008.

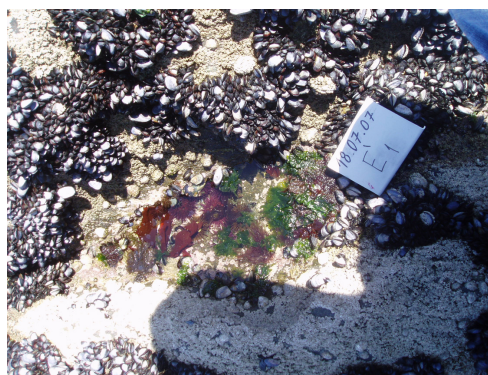




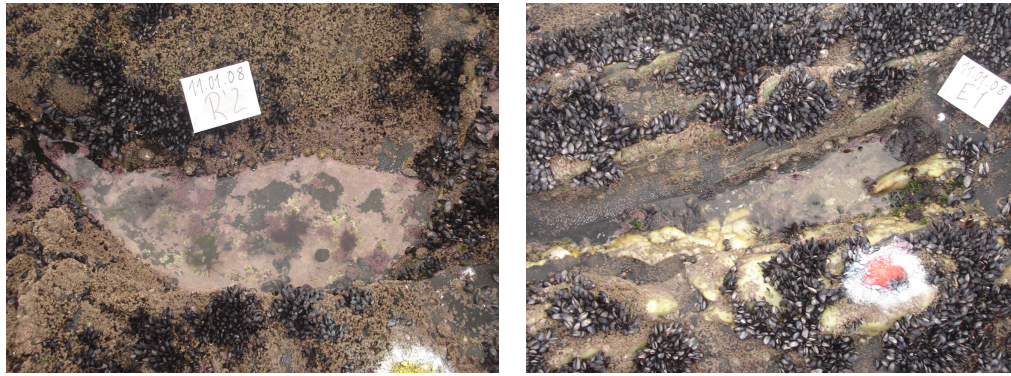
Figuras 12 a 14 - Poças C1, R1 e E1 em Agosto de 2008.

A partir destas fotografias parece evidente que no fim do trabalho prático (18 meses após a primeira amostragem), tanto as poças raspadas (aqui exemplificadas com a poça R1) como as esterilizadas (E1), apresentavam uma cobertura biológica bastante inferior à que evidenciavam no início. Comparando estes dois tratamentos verifica-se que, mantendo a mesma perspectiva “macroscópica”, as poças raspadas já desenvolveram uma abundante cobertura por *Lithophyllum incrustans*, enquanto nas esterilizadas o desenvolvimento desta espécie ainda se encontra nos seus estádios iniciais.

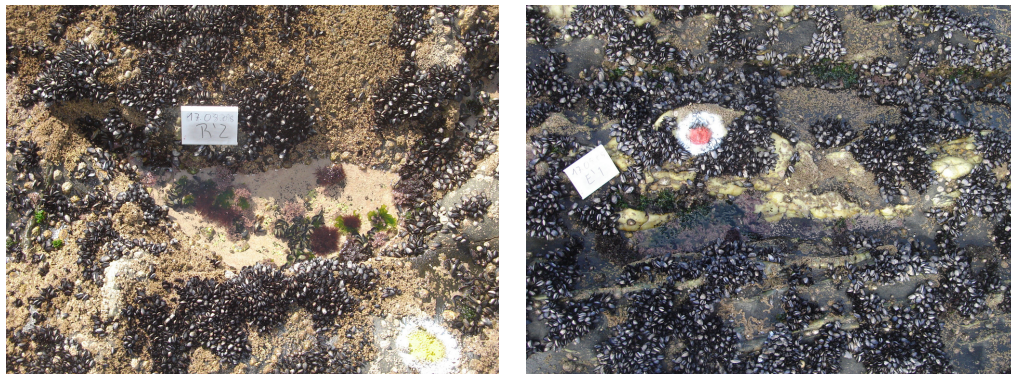
Se realizarmos o mesmo tipo de análise às poças cujo tratamento apenas se iniciou em Julho de 2007, obtemos conclusões em tudo semelhantes às anteriormente descritas.



Figuras 15 e 16 - Poças R'2 e E'1 em Julho de 2007.



Figuras 17 e 18 - Poças R'2 e E'1 em Janeiro de 2008.



Figuras 19 e 20 - Poças R'2 e E'1 em Agosto de 2008.

Nestas poças, 13 meses após o início da experiência, ainda se verifica uma taxa de cobertura biológica bastante inferior à que se pode ver nas fotografias tiradas em Julho de 2007. Relativamente às diferenças entre os tratamentos, parece existir uma cobertura muito mais elevada de *Lithophyllum incrustans* nas poças raspadas, do que nas esterilizadas.

Utilizando, de novo, a mesma perspectiva “macroscópica” para comparar, em Agosto de 2008 (fim das amostragens), as poças que tinham sofrido os tratamentos em Março de 2007 com as de Julho de 2007, verificamos que não parecem existir diferenças muito significativas.

Partindo das taxas de cobertura biológica, que foram medidas mensalmente durante o tempo que durou o trabalho prático, elaborou-se uma representação gráfica para as espécies mais representativas. Nestas foram representadas as médias de cada um dos cinco grupos analisados (C, R, E, R' e E'), bem como os erros-padrão associados.

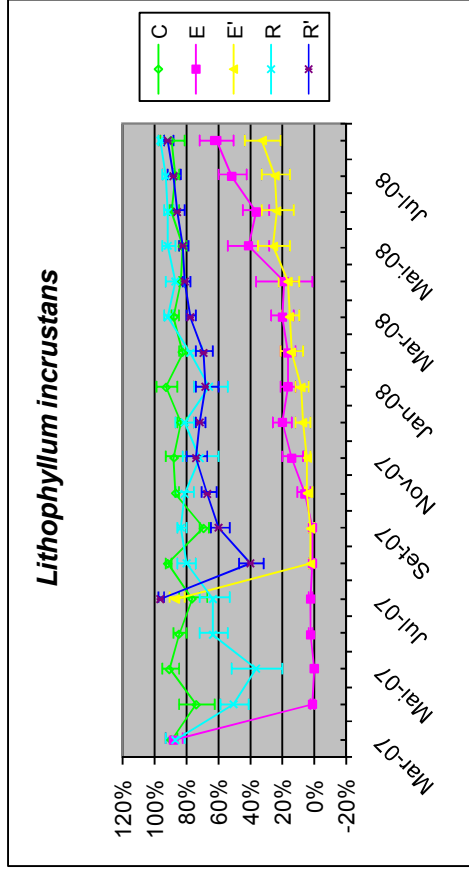


Gráfico 1 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Lithophyllum incrustans*.

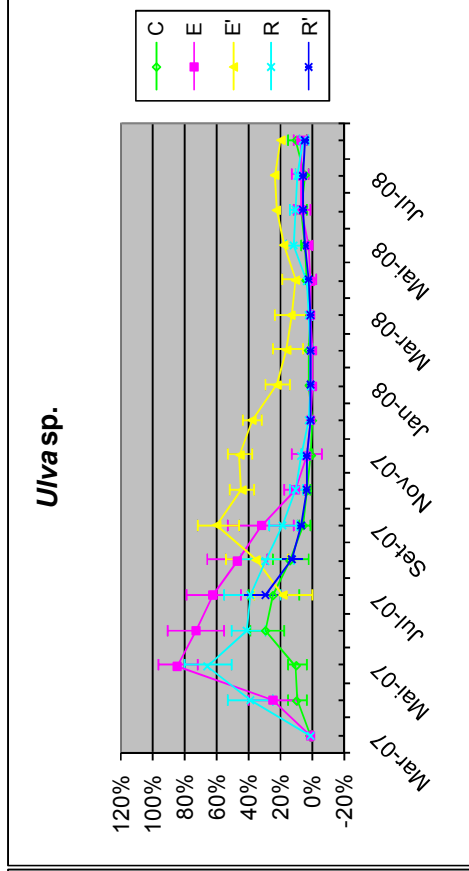


Gráfico 2 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Ulva sp.*

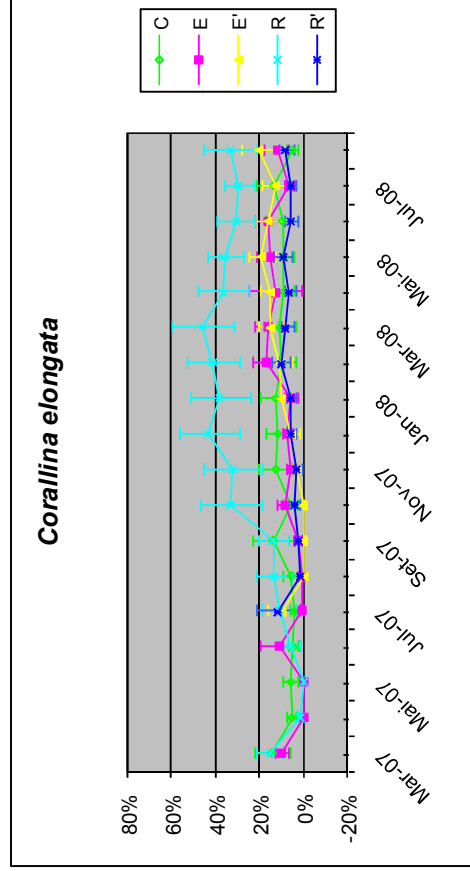


Gráfico 3 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Corallina elongata*.

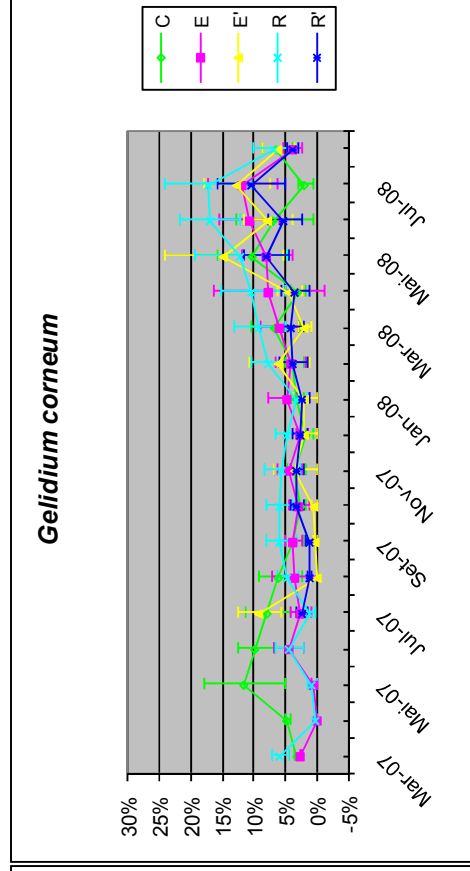


Gráfico 4 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Gelidium corneum*.

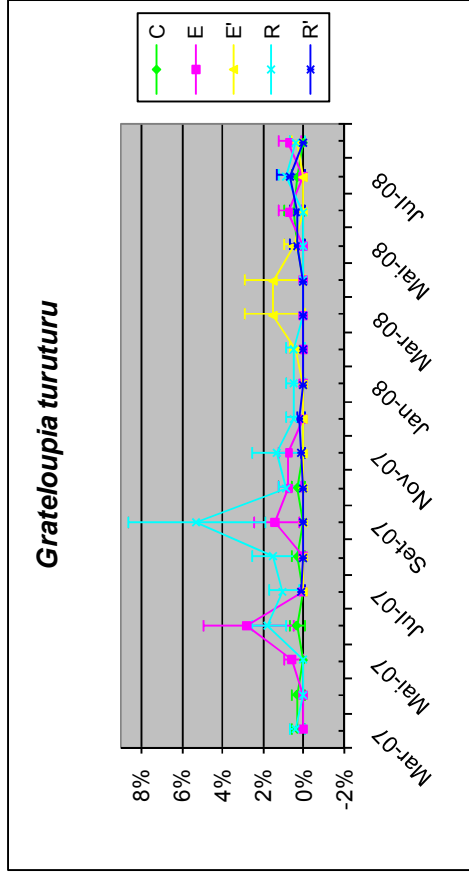


Gráfico 5 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Grateloupia turuturu*.

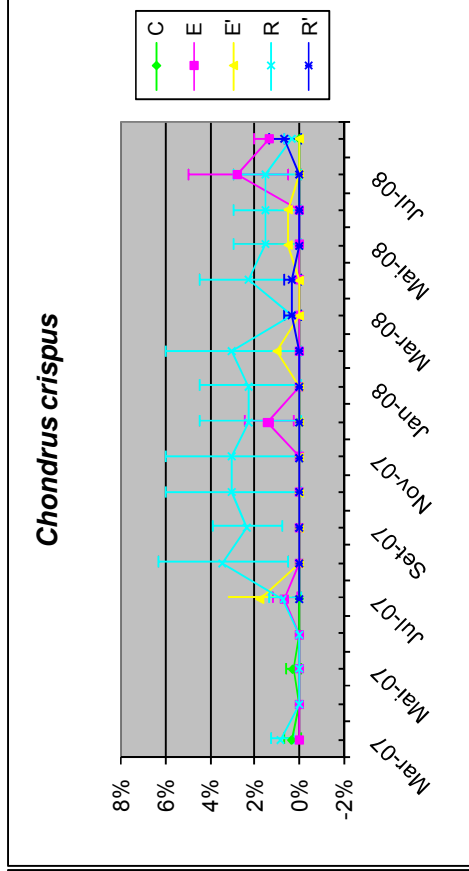


Gráfico 6 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Chondrus crispus*.

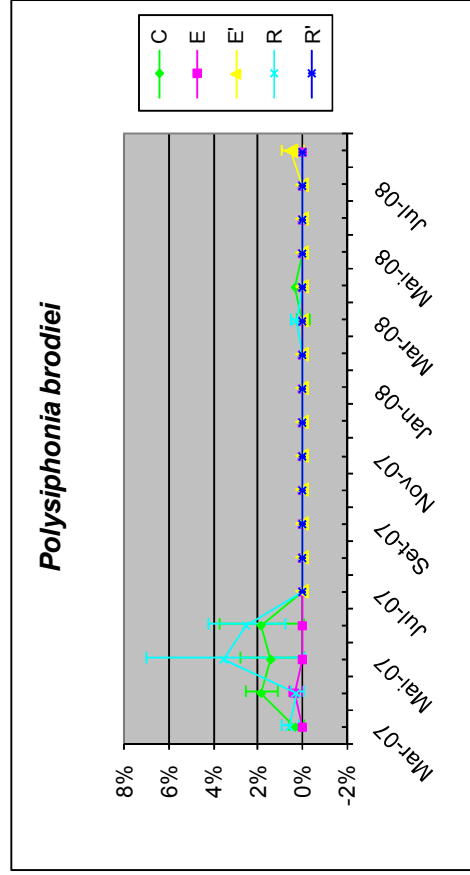


Gráfico 7 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Polysiphonia brodiei*.

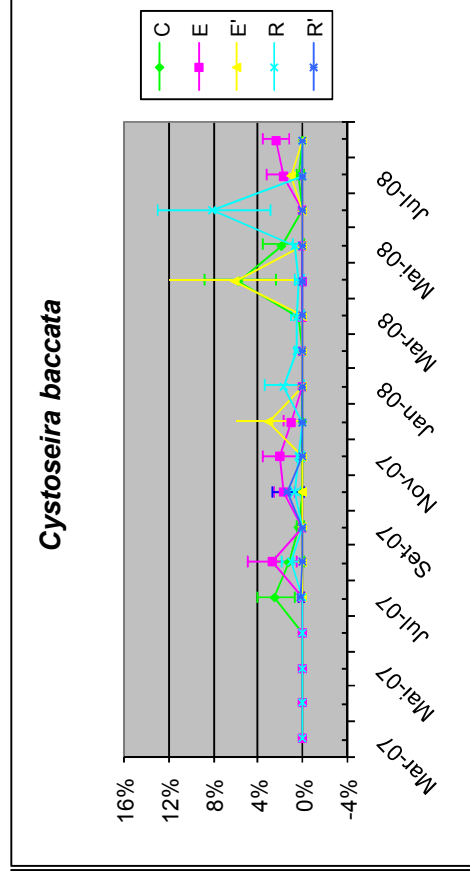


Gráfico 8 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Cystoseira baccata*.

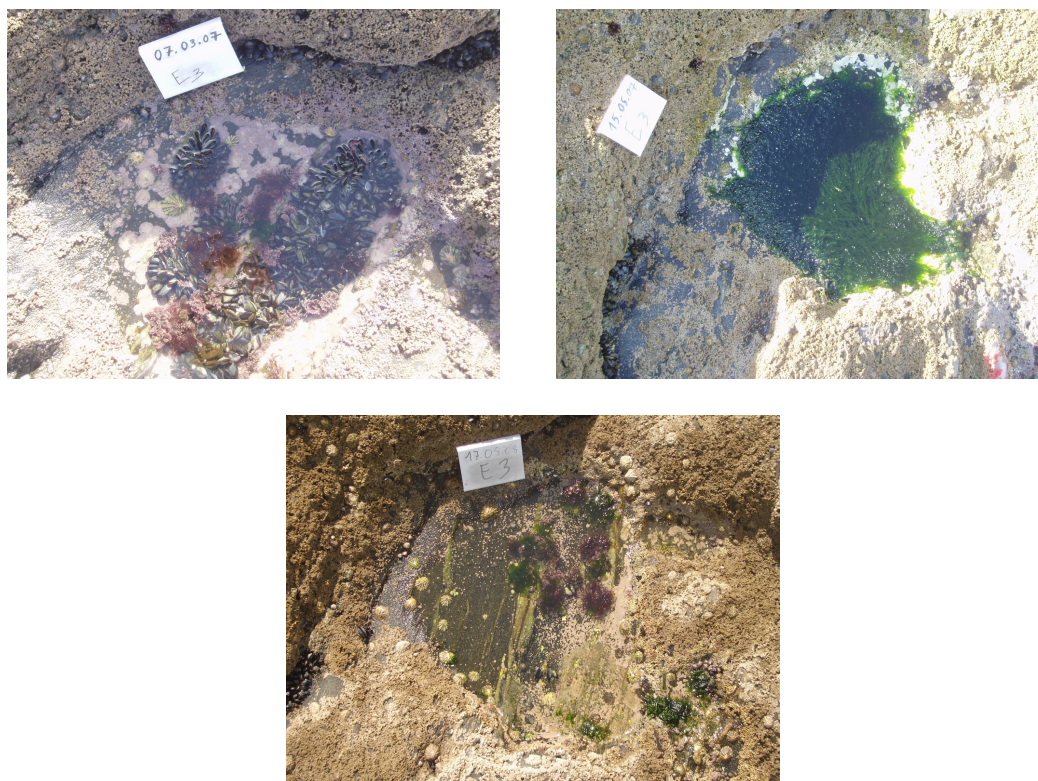
Da análise dos gráficos de percentagem de cobertura biológica, para as espécies de algas mais abundantes, podem retirar-se algumas considerações interessantes. Assim, em todas as espécies, excepto na *Ulva* sp., se faz sentir uma reacção à aplicação dos tratamentos (esterilização e raspagem) com uma diminuição da percentagem de ocupação mantendo-se, nos primeiros meses, cada espécie com percentagens inferiores às encontradas nas poças controlo. No caso das Ulvaceas, verifica-se uma inversão deste padrão, com um aumento assinalável na percentagem de ocupação destas algas, em todos os grupos de poças, excepto no R'.

No gráfico da alga calcária *Lithophyllum incrustans*, destaca-se a acentuada diminuição da percentagem de ocupação nas poças E e E' que, no fim deste estudo, continuavam com quantidades bastantes inferiores às existentes nas poças controlo (cerca de 25 e 60%, respectivamente, a menos). Isto parece confirmar uma acção bastante destrutiva da esterilização com fogo, independentemente da altura do ano em que esta foi aplicada. No caso dos tratamentos R e R', a sua diminuição foi menor (cerca de 40 a 45%) e a recuperação rápida, o que pode demonstrar uma acção de intensidade inferior à anterior, terminando ambos os grupos de poças com percentagens superiores às das poças controlo. Este fenómeno pode ser explicado por uma possível acção benéfica do processo de raspagem, ao providenciar espaço livre para colonização.

A evolução da taxa de cobertura biológica da espécie *Corallina elongata* nos cinco grupos de poças não apresenta, na análise deste tipo de gráficos, muitas semelhanças com o da espécie anterior. Apesar de as poças R' apresentarem, em Agosto de 2008, valores semelhantes aos das poças C (8,3% e 5,33%, respectivamente), todas as outras evidenciaram percentagens bastante superiores (E com 12,61% e E' com 20,4%), principalmente as R, que tiveram uma taxa de ocupação cerca de quatro vezes superior (33,2%) à que se encontrou no controlo. Assim, parece que a aplicação de ambos os tratamentos, independentemente da época em que foram feitos, induziu um crescimento mais intenso do que o que se encontrou nas poças controlo.

Relativamente à alface-do-mar, *Ulva* sp., observou-se um crescimento diferente das restantes espécies. Nos meses subsequentes à aplicação de qualquer dos tratamentos (com excepção da raspagem de Julho de 2007, cujas poças têm comportamento em tudo semelhante às de controlo), a percentagem de cobertura desta alga subiu consideravelmente, chegando a atingir nas poças esterilizadas em Março de 2007 mais de 75%. Apesar de, em determinadas alturas, dominarem visivelmente as poças, dois meses após a aplicação do tratamento a sua taxa de cobertura começa a diminuir, sendo que no fim do estudo apenas as poças E' tinham valores superiores às C. Lembra-se que só cerca de 10 meses após o início das experiências, para as poças R

e E, os valores de taxa de cobertura ficaram semelhantes aos das poças C, enquanto nas E', 13 meses após a esterilização, este facto ainda não tinha acontecido.



Figuras 21 a 23 - Evolução da poça E3 em Março de 2007, Maio de 2007 e Agosto de 2008, evidenciando o crescimento acentuado da alga *Ulva* sp.

No gráfico referente à alga *Gelidium corneum* pode observar-se um período de recuperação da aplicação dos tratamentos de cerca de seis meses, para os que foram iniciados em Março de 2007, e de quatro/cinco meses para os de Julho de 2007. Findos estes períodos, a evolução de todos os tipos de poças foi muito semelhante à das de controlo, com excepção do mês de Julho de 2008, no qual a cobertura nas poças C diminui acentuadamente, enquanto em todas as outras essa diminuição só se verifica no mês seguinte. Neste mês apenas as poças R estão, em média, com taxas de ocupação de *Gelidium corneum* superiores às das poças controlo.

No que diz respeito à taxa de cobertura biológica da alga *Grateloupia turuturu*, evidenciou-se um pico inicial da sua quantidade em Junho de 2007, nas poças E, que atingiu os 2,78% de abundância. Posteriormente, as poças onde se encontrou maiores quantidades desta alga foram as R, até Fevereiro de 2008, tendo a maior cobertura desta espécie sido observada durante o mês de Setembro de 2007 (5,3%). Seguiu-se ainda um terceiro pico, nas poças E', durante os meses de Março e Abril de 2008, de menores

dimensões, atingindo 1,48%. Até ao final deste estudo, os valores da taxa de cobertura biológica para esta alga oscilaram bastante, mantendo-se, no entanto, com valores relativamente próximos em todas as poças e inferiores a 0,7%.

No gráfico 6, que revela a evolução da taxa de cobertura biológica da alga *Chondrus crispus*, é bem evidente a acção dos tratamentos utilizados, tanto em Março como em Julho de 2007, reduzindo a percentagem de ocupação desta espécie a zero nos meses subsequentes. No entanto, em Julho de 2007, a sua percentagem de cobertura tornou-se, nas poças raspadas no início, bastante superior à que se encontrou nas restantes poças, incluindo as que foram tratadas na segunda fase de tratamentos. Até ao final das amostragens, este facto só deixou de ser evidenciado durante o mês de Março de 2008 (onde teve a mesma percentagem de cobertura que nas poças R') e nos dois meses finais (onde a quantidade de *Chondrus crispus* foi superior nas poças E). É importante salientar que a quantidade desta espécie foi sempre superior nas poças tratadas do que nas controlo. Isto pode sugerir que a diminuição generalizada de cobertura, causada pela aplicação dos tratamentos, e consequente recolonização, podem ter modificado a cobertura inicialmente presente nas poças.

Relativamente à alga *Polysiphonia brodiei*, verificou-se que, apenas entre Maio e Junho de 2007 e para as poças R, a taxa de cobertura foi superior (até 3,52% de ocupação) à observada nas poças controlo. A partir de Julho, esta alga quase desapareceu em todos os tipos de poças, tendo sido encontradas quantidades residuais (máximo de 0,51%), nos meses de Março, Abril e Agosto de 2008.

A alga *Cystoseira baccata* foi identificada pela primeira vez em Julho de 2007 (mês em que foram aplicados os tratamentos ao segundo grupo de poças) nas poças de controlo. Surgiu no mês seguinte nas poças R e E, sendo apenas encontrada nas poças R' e E' nos meses de Outubro e Dezembro de 2007, respectivamente. Excluindo as poças R', onde esta alga não viria a ser mais observada, verificou-se que a *Cystoseira baccata* teve uma evolução crescente, no que diz respeito à taxa de ocupação biológica, atingindo os valores máximos para as poças C (5,68%), R (8,06%) e E' (6,06%) (e o segundo maior valor para as poças E) nos últimos seis meses do estudo.

Relativamente às últimas quatro espécies analisadas, é importante referir que o erro padrão calculado para cada amostragem foi sempre bastante elevado. Isto pode dever-se ao facto do número de réplicas ser relativamente reduzido, bem como da ocupação destas algas ser muitas vezes residual e só existir em algumas poças, dentro de cada grupo. Por esta razão, as análises que têm por base os gráficos a elas referentes devem ser consideradas sob reserva e as conclusões apenas extraídas se fundamentadas por outros métodos.

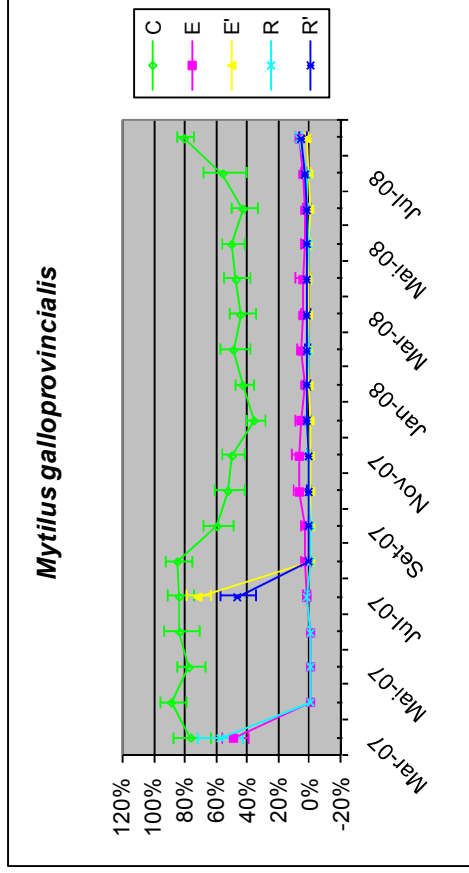


Gráfico 9 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Mytilus galloprovincialis*.

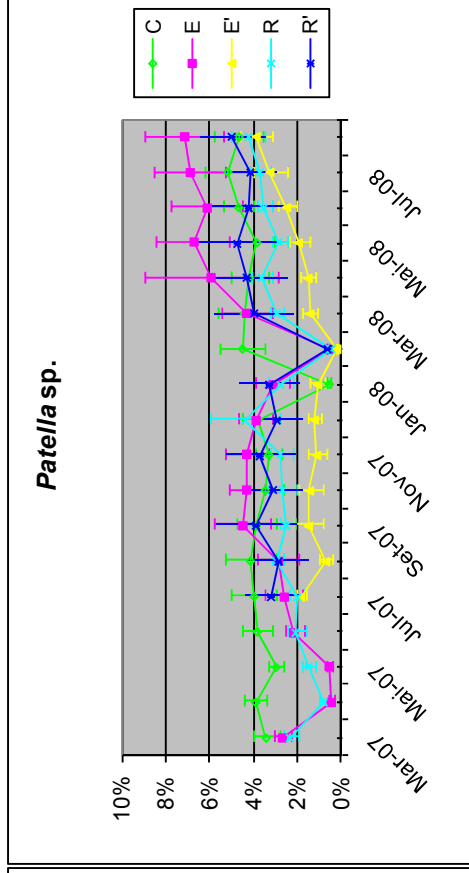


Gráfico 10 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Patella sp.*

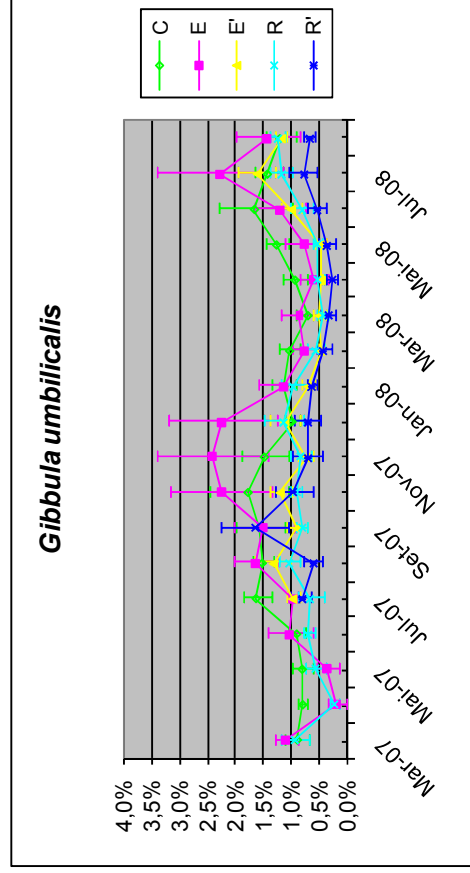


Gráfico 11 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Gibbula umbilicalis*.

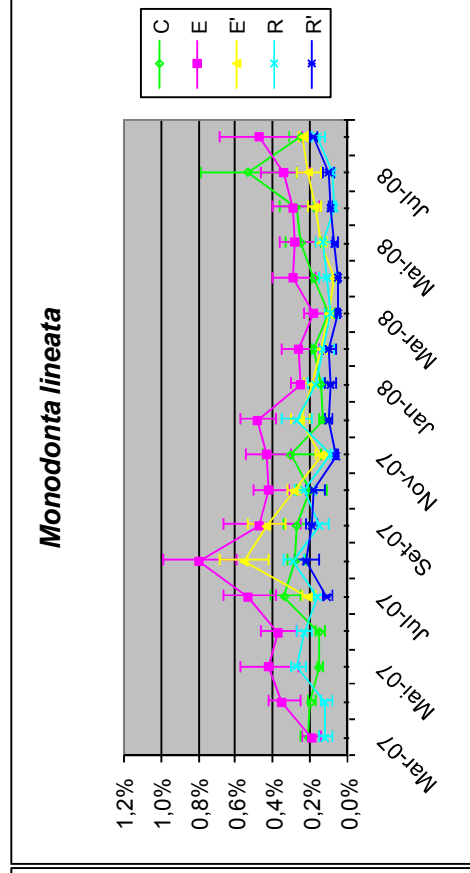


Gráfico 12 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Monodonta lineata*.

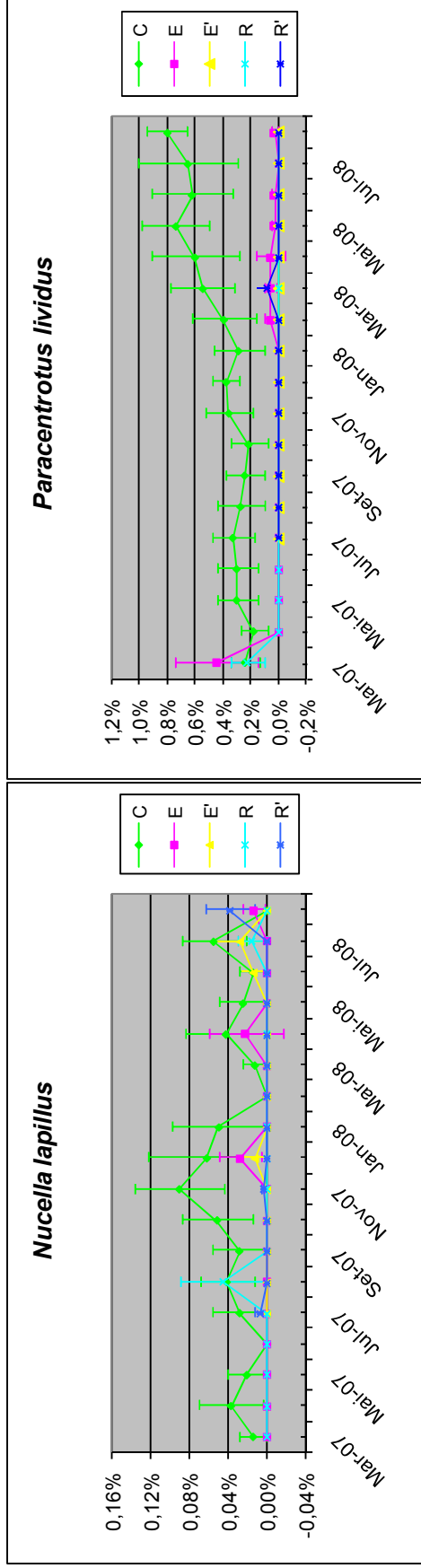


Gráfico 13 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Nucella lapillus*.

Gráfico 14 – Taxa de cobertura biológica da espécie *Paracentrotus lividus*.

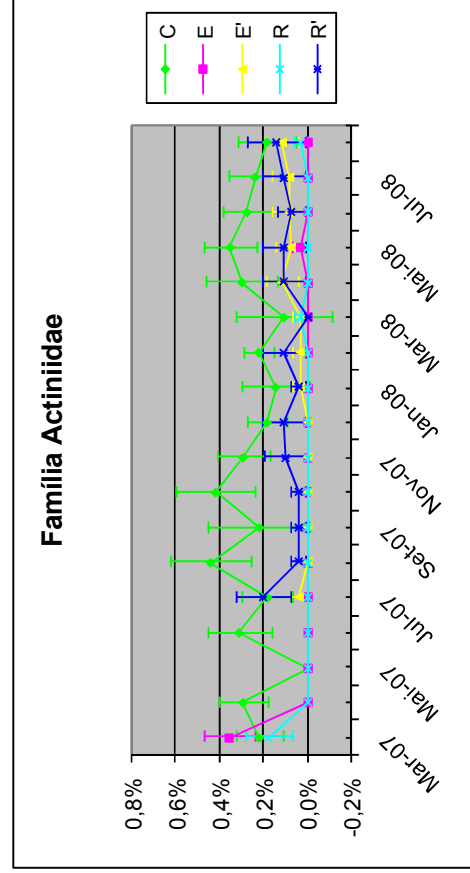


Gráfico 15 – Taxa de cobertura biológica da família *Actiniidae*.

Foi no mexilhão, *Mytilus galloprovincialis*, (gráfico 9) que mais se sentiu a acção de ambos os tratamentos, de forma aparentemente independente da época do ano em que foram aplicados. Todas as poças tratadas tiveram uma taxa de ocupação deste bivalve muito inferior à que se verificou nas poças controlo. A maior quantidade de mexilhão encontrada nas poças que sofreram distúrbios apareceu nas poças E (7,59%) em Novembro de 2007 e nas R (7,66%) em Agosto de 2008, o que demonstra que nem com o tratamento de menor intensidade esta espécie conseguiu recuperar para percentagens de ocupação semelhantes às que anteriormente se encontravam nestas poças.

No gráfico 10, que reflecte a evolução ao longo do tempo das lapas, *Patella* sp., nos vários tipos de poças existentes neste estudo, salienta-se a queda generalizada, bastante pronunciada, da taxa de cobertura biológica no mês de Fevereiro de 2008, onde foram atingidos os valores mínimos em todas as poças tratadas (excepto nas E, em que o valor registado neste mês foi o segundo mais baixo); nas controlo, o pico mais baixo surgiu no mês anterior. Nas amostragens que antecederam este acontecimento, verificou-se uma evolução semelhante em todos os grupos de poças, mantendo-se a percentagem de cobertura quase sempre entre os 2 e os 4% (com excepção das E', que só atingiram este valores a partir de Maio de 2008). Nos meses posteriores a Fevereiro de 2008, assistiu-se a um crescimento da taxa de ocupação biológica em todas as poças, observando-se valores superiores (cobertura entre 4 e 6%) aos dos primeiros meses de amostragem.

Mesmo tendo em conta os elevados erros padrão que se encontraram em alguns dos tipos de poças, pode observar-se no gráfico 11 que parecem existir dois picos em que a taxa de ocupação da espécie *Gibbula umbilicalis* se encontrou bastante elevada e dois momentos em que esta esteve mais reduzida. Por volta de Julho/Agosto de 2007, verificou-se uma subida da taxa de cobertura nas poças controlo e nas que tinham sido tratadas em Março desse ano. Nas raspadas e esterilizadas em Julho de 2007, possivelmente ainda sob o efeito desses mesmos tratamentos, esse aumento não existiu. A partir de Outubro/Novembro de 2007, e até Abril de 2008, a percentagem de ocupação diminuiu quase consecutivamente, iniciando os vários tipos de poças, quase simultaneamente, em Maio de 2008, um aumento na taxa de ocupação, que atinge um segundo momento de maior cobertura, de menores dimensões, em Julho de 2008.

O gráfico relativo à evolução da taxa de cobertura biológica da espécie *Monodonta lineata* é bastante semelhante ao da *Gibbula umbilicalis*. Também apresenta dois picos de maior percentagem de ocupação, ambos nos meses de Agosto, com a

diferença de que mesmo as poças tratadas em Julho de 2007 apresentaram essa subida de ocupação no primeiro pico.

Relativamente à espécie *Nucella lapillus*, verificou-se que, ao longo das 18 amostragens efectuadas, a percentagem de ocupação foi sempre superior nas poças controlo, com excepção (que pode até nem o ser, tendo em conta o erro padrão associado a essa amostragem) de Agosto de 2007 em que foi superior nas poças R, ainda que ligeiramente (0,05% em R e 0,04% em C). Assim sendo, pode considerar-se que, no período deste estudo, esta espécie não conseguiu recuperar de nenhum dos tratamentos aplicados.

O ouriço-do-mar, *Paracentrotus lividus*, foi outra das espécies que não conseguiu recuperar dos tratamentos efectuados, independentemente da intensidade. No gráfico 14, torna-se evidente que, após raspagem e esterilização, a taxa de ocupação destes animais se manteve sempre muito próxima do zero e cada vez mais afastada da que se verificou nas poças controlo, em que a percentagem de ocupação teve tendência a subir até ao final do estudo.

As anémonas encontradas ao longo deste estudo pertencem a três espécies distintas: *Actinia equina*, *Anemonia sulcata* e *Aulactinia verrucosa*, que foram agrupadas sob o título “Família Actiniidae”, cuja evolução é visível no gráfico 15. Da sua análise algumas considerações parecem ser viáveis. Em primeiro lugar, os tratamentos aplicados em Março de 2007 eliminaram por completo os representantes desta família, que nas poças R e E nunca chegaram a recuperar. Em seguida, parece que o tratamento realizado em Julho de 2007 foi eficaz para as poças esterilizadas, que ainda assim iniciaram a recuperação em Dezembro do mesmo ano, ou seja, cinco meses após aplicação do tratamento. Finalmente, ou os indivíduos destas espécies não foram eliminados pela raspagem realizada na segunda fase, ou iniciaram a sua recuperação entre a aplicação do tratamento e a primeira amostragem que lhe sucedeu. Em ambos os casos, estaríamos perante uma resposta diferenciada, quando comparada com o tratamento anterior, a um distúrbio de menor intensidade.

### **3.2.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março de 2007 e Julho de 2007**

De forma a conseguir-se determinar a influência da época do ano em que os distúrbios foram aplicados, procedeu-se a uma análise gráfica da taxa de cobertura biológica das espécies mais representativas, semelhante às anteriores.

Seguem-se os gráficos referentes à comparação entre a aplicação dos tratamentos em Março e Julho de 2007, para as poças raspadas. Nestes foram incluídas três linhas: uma para as poças R, outra para as R', e ainda outra, a tracejado, chamada "R' Origem", que sobrepõe a linha R' à origem do gráfico, permitindo comparar com facilidade a taxa de cobertura de cada tipo de poça, amostragem a amostragem.

De uma forma geral, da análise dos gráficos 16 a 23, pode verificar-se que a taxa de ocupação biológica, para as espécies seleccionadas, no fim das amostragens, nunca é menor nas poças raspadas em Março que nas raspadas em Julho (a única excepção será, possivelmente, a espécie *Chondrus crispus*). Comparando R com R' Origem, e partindo do princípio que a intensidade da raspagem foi igual nos dois casos, conseguimos detectar diferenças na resposta das espécies em questão (quer por razões que lhes são inatas, quer por resposta a diferentes condições ambientais), amostragem a amostragem. Na maior parte das espécies, a diminuição de cobertura, associada à aplicação dos tratamentos, nunca foi superior nas R' Origem, aumentando a ocupação, nos meses seguintes, para percentagens mais elevadas do que as encontradas nas R. Pode ainda observar-se que, não obstante a menor redução de cobertura, anteriormente referida, a partir da 4<sup>a</sup>-6<sup>a</sup> amostragem é nas poças R que encontramos a maior quantidade de algas.

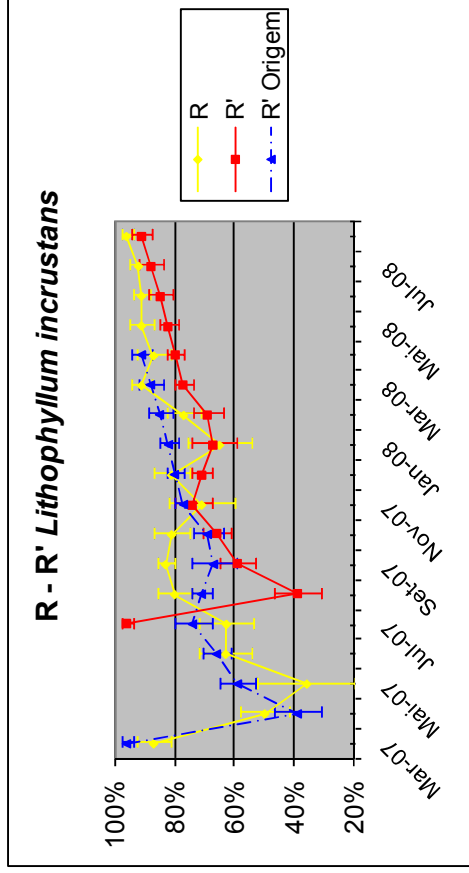


Gráfico 16 – Comparação R – R' para a espécie *Lithophyllum incrustans*.

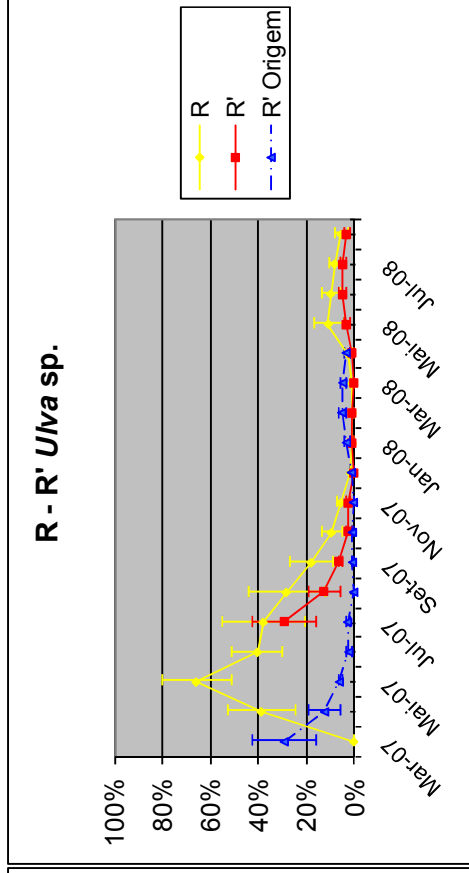


Gráfico 17 – Comparação R – R' para a espécie *Ulva sp.*

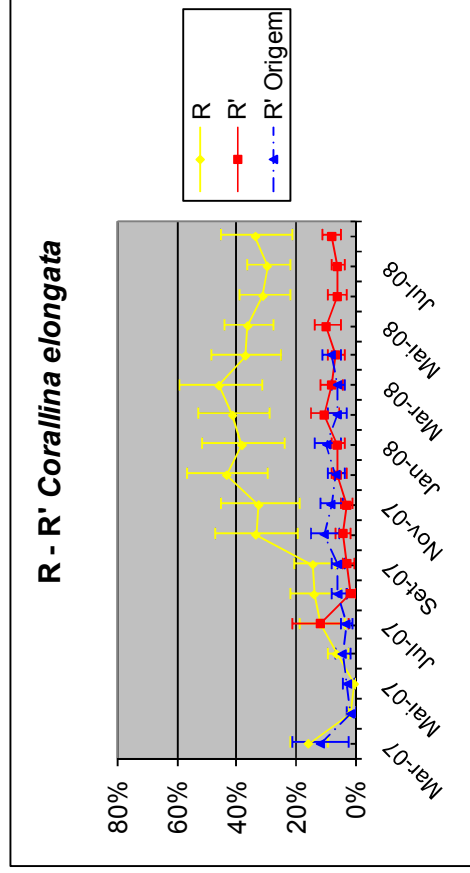


Gráfico 18 – Comparação R – R' para a espécie *Corallina elongata*.

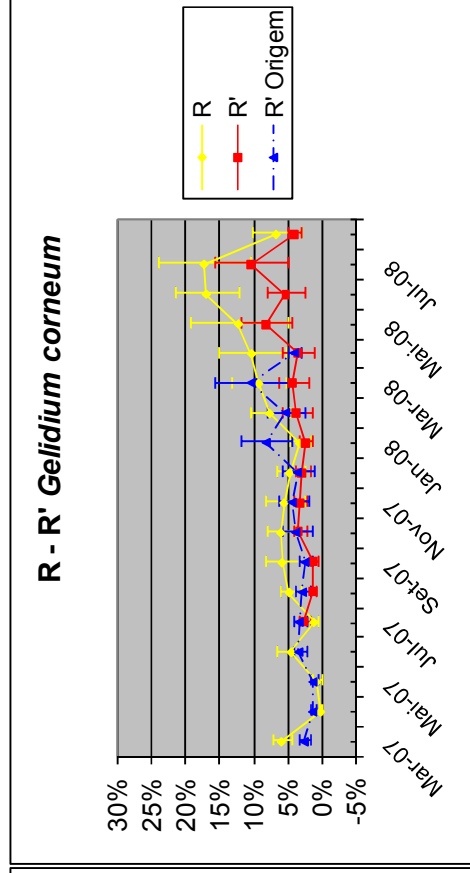


Gráfico 19 – Comparação R – R' para a espécie *Gelidium corneum*.

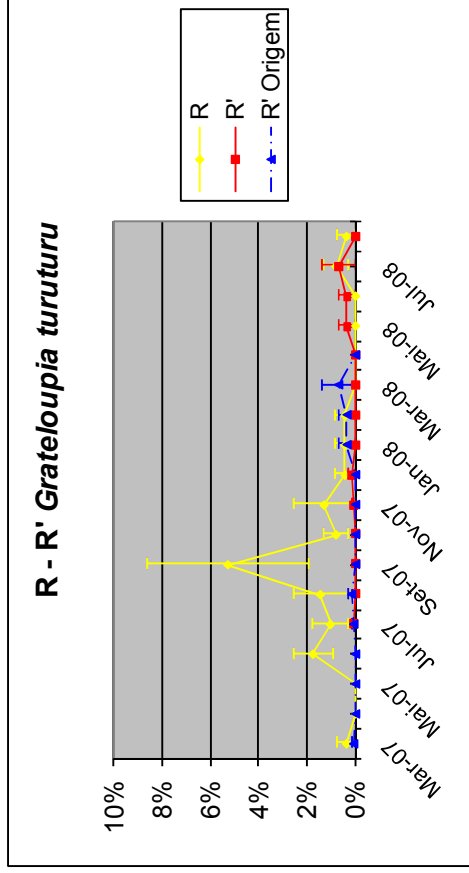


Gráfico 20 – Comparação R – R' para a espécie *Grateloupia turuturu*.

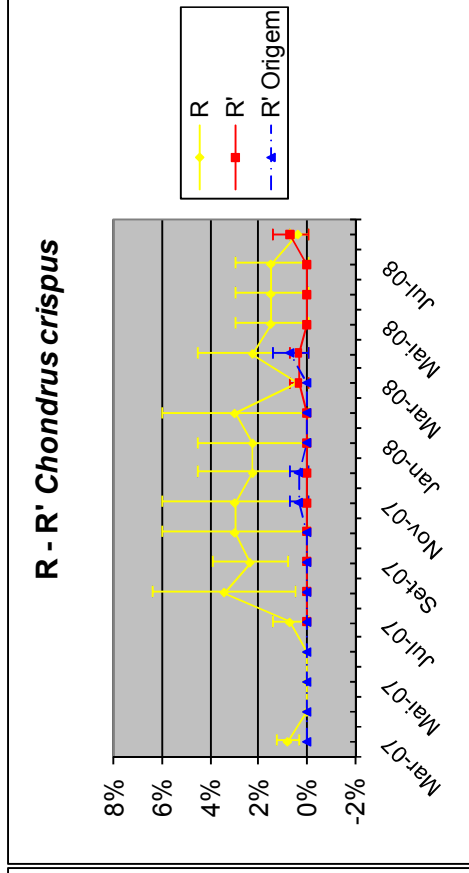


Gráfico 21 – Comparação R – R' para a espécie *Chondrus crispus*.

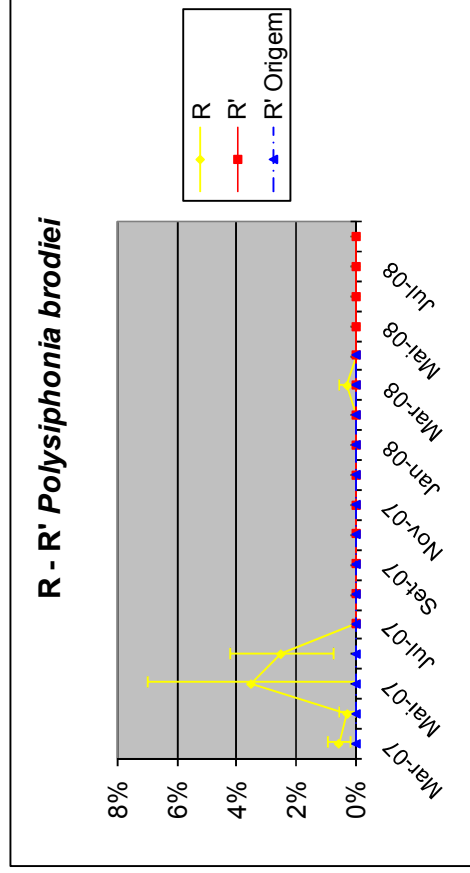


Gráfico 22 – Comparação R – R' para a espécie *Polysiphonia brodiei*.

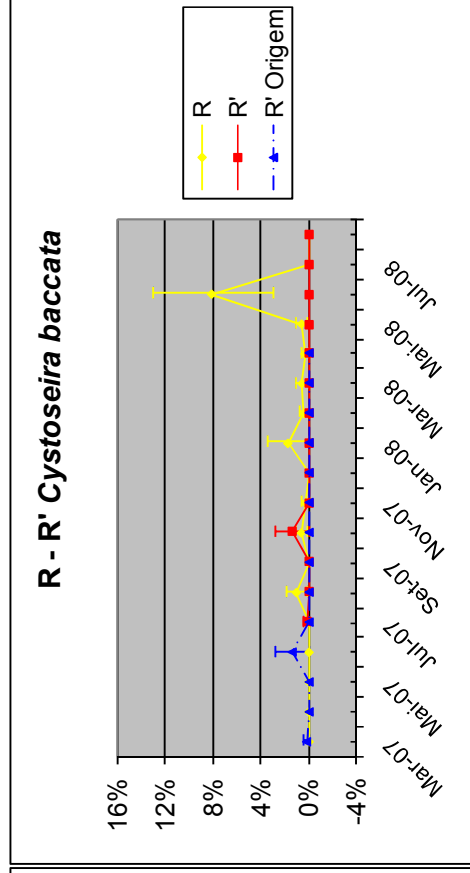


Gráfico 23 – Comparação R – R' para a espécie *Cystoseira baccata*.

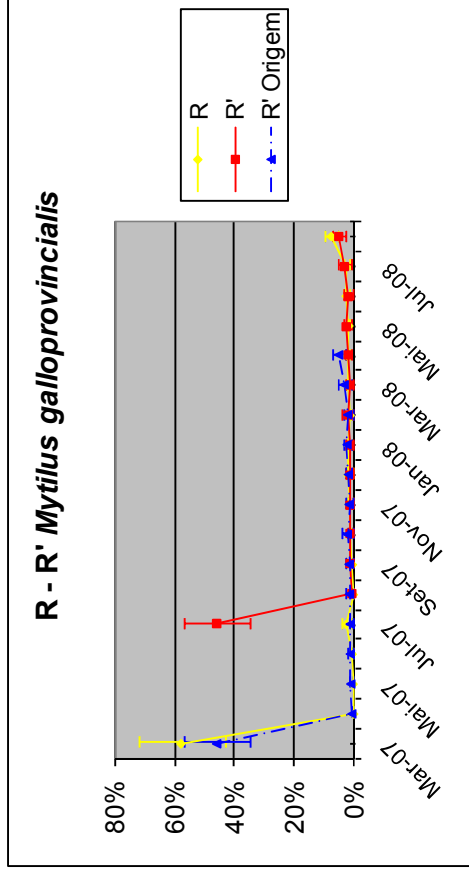


Gráfico 24 – Comparação R – R' para a espécie *Mytilus galloprovincialis*.

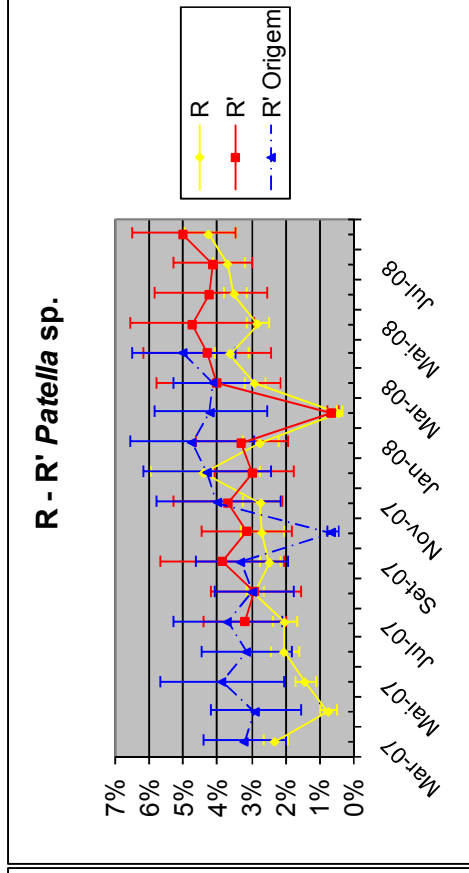


Gráfico 25 – Comparação R – R' para a espécie *Patella sp.*

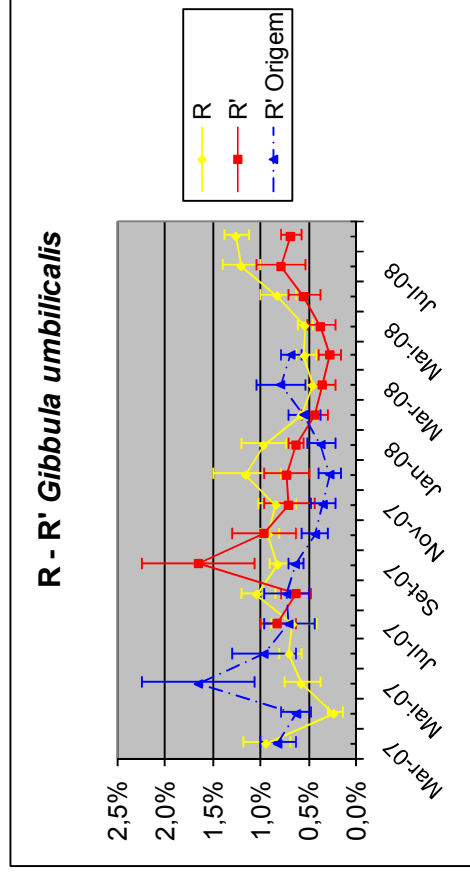


Gráfico 26 – Comparação R – R' para a espécie *Gibbula umbilicalis*.

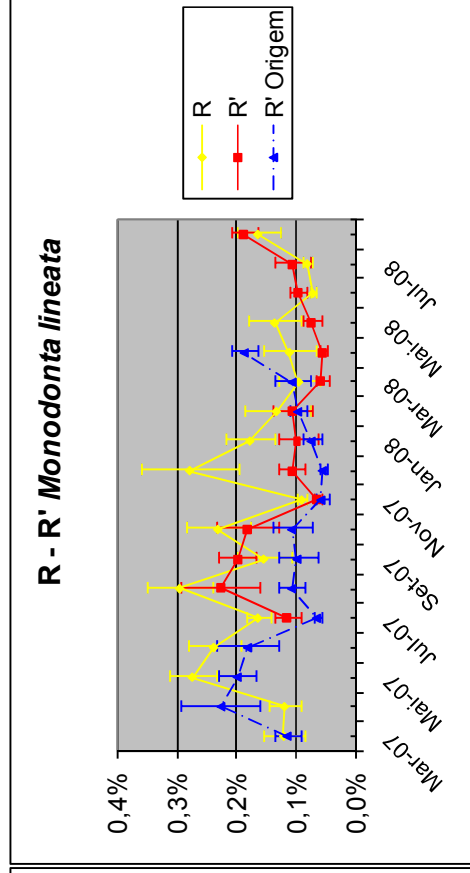


Gráfico 27 – Comparação R – R' para a espécie *Monodonta lineata*.

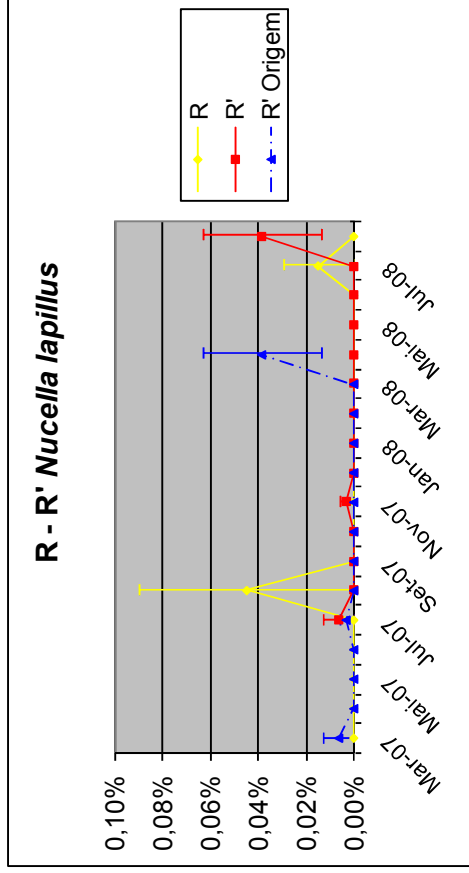


Gráfico 28 – Comparação R – R' para a espécie *Nucella lapillus*.

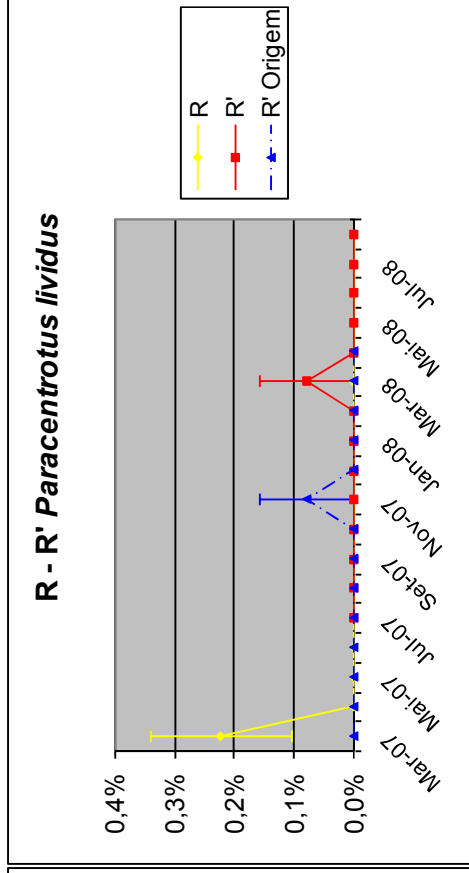


Gráfico 29 – Comparação R – R' para a espécie *Paracentrotus lividus*.

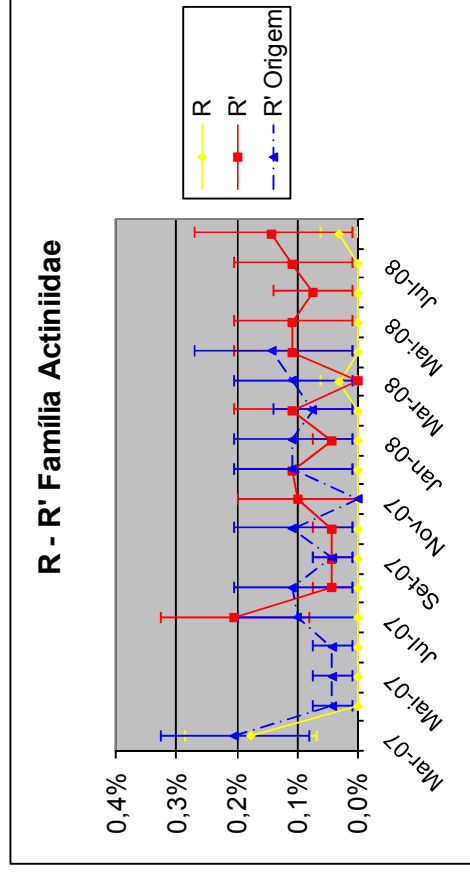


Gráfico 30 – Comparação R – R' para a Família Actiniidae.

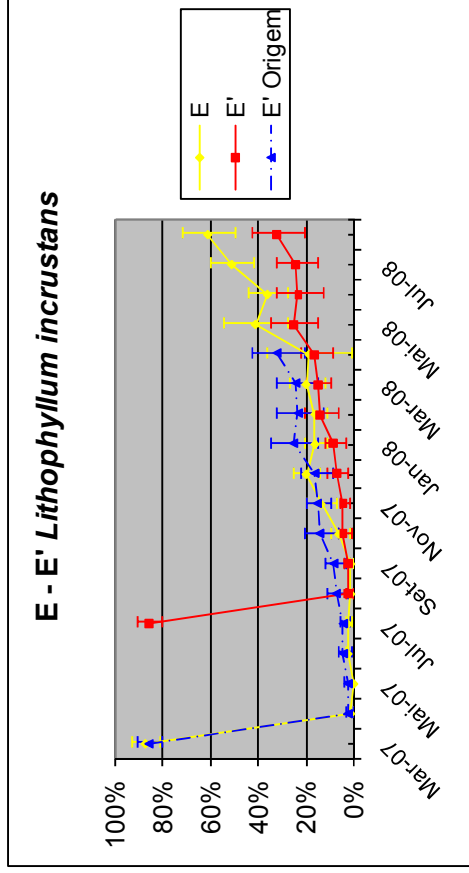


Gráfico 31 – Comparação E – E' para a espécie *Lithophyllum incrustans*.

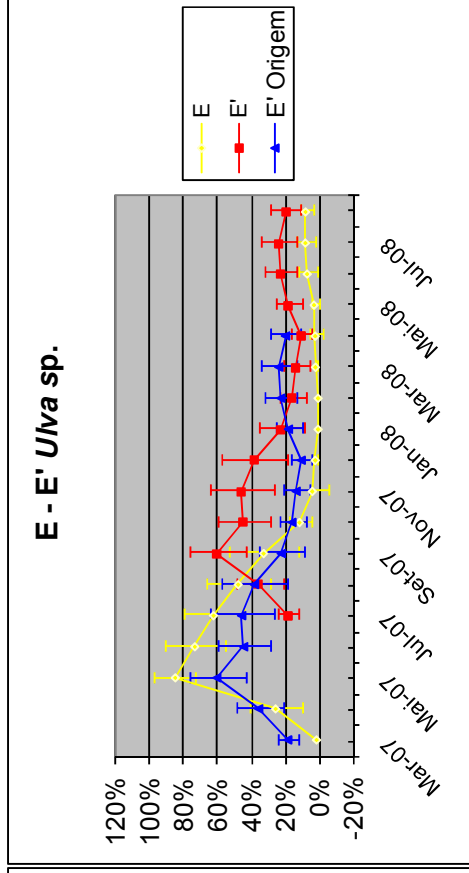


Gráfico 32 – Comparação E – E' para a espécie *Ulva sp.*

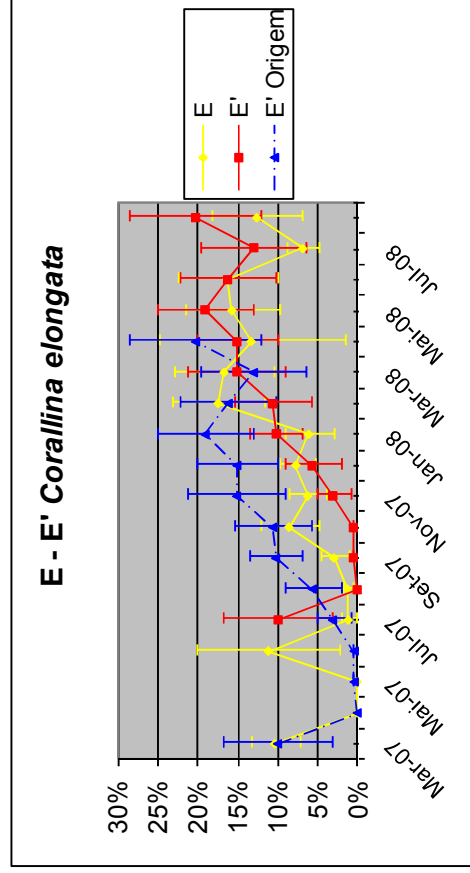


Gráfico 33 – Comparação E – E' para a espécie *Corallina elongata*.

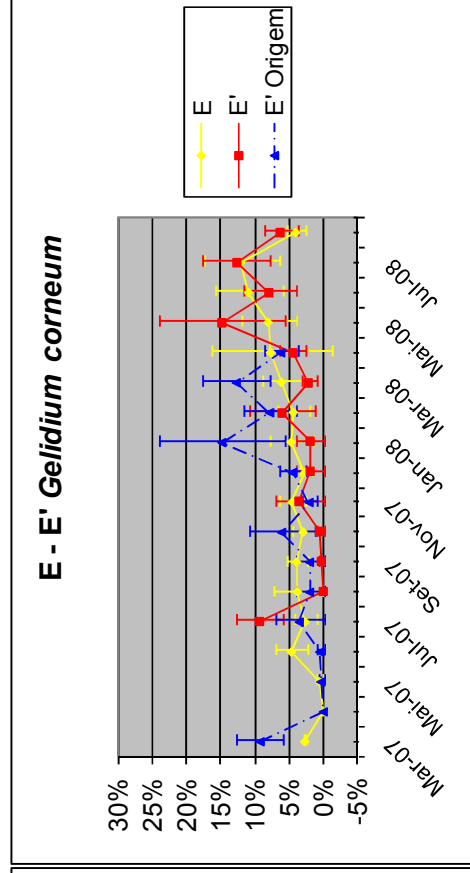


Gráfico 34 – Comparação E – E' para a espécie *Gelidium corneum*.

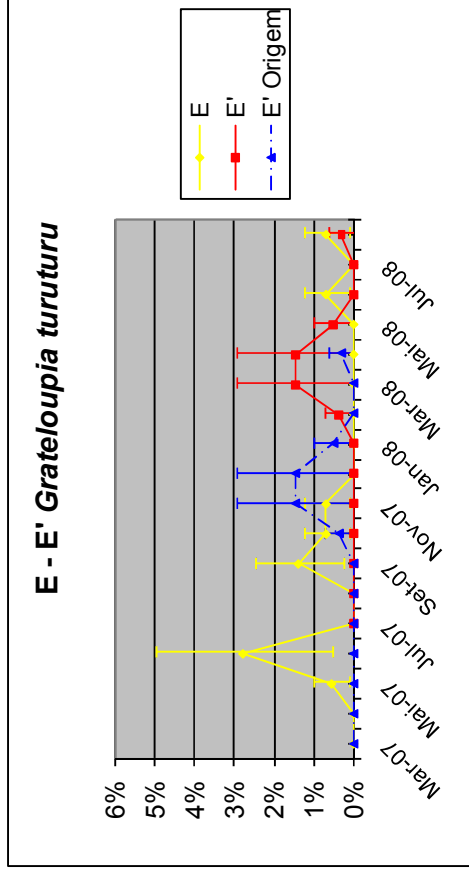


Gráfico 35 – Comparação E – E' para a espécie *Grateloupia turuturu*.

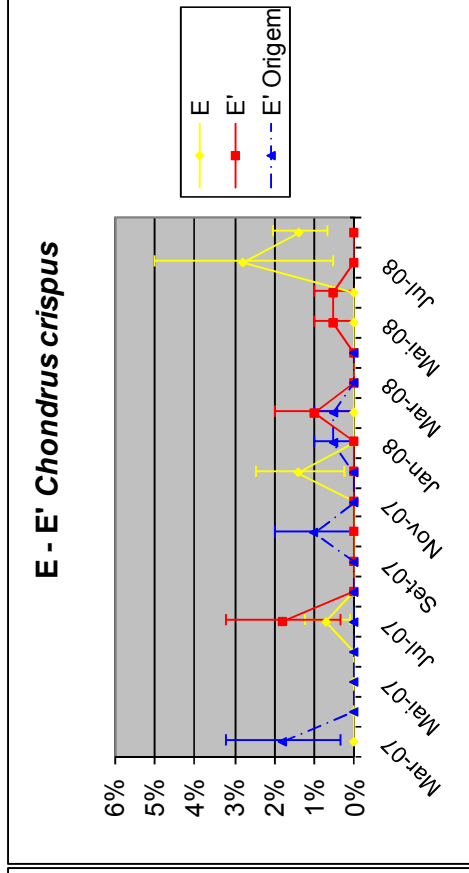


Gráfico 36 – Comparação E – E' para a espécie *Chondrus crispus*.

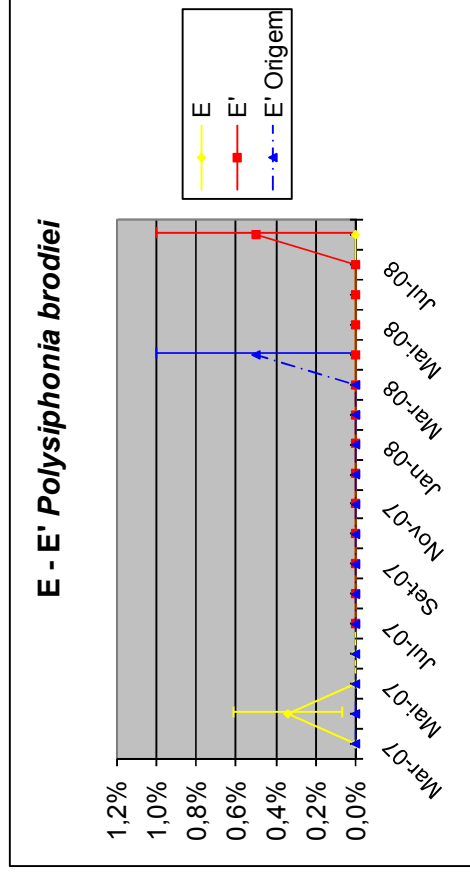


Gráfico 37 – Comparação E – E' para a espécie *Polysiphonia brodiei*.

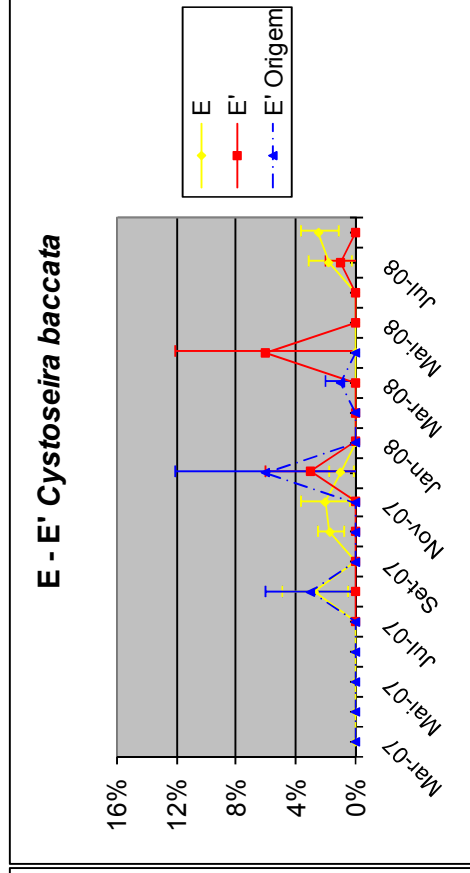


Gráfico 38 – Comparação E – E' para a espécie *Cystoseira baccata*.

O mesmo tipo de análise, aplicado às espécies animais mais representativas, encontra-se representado nos gráficos 24 a 30. Nestes, pode verificar-se que, tal como nas algas, as poças R' Origem foram menos afectadas pelas raspagens, sendo nas tratadas em Março que se observou as maiores diminuições de cobertura. No entanto, e ao contrário do que se passou com as algas, comparando as várias taxas de ocupação em Agosto de 2008 (última amostragem efectuada), constata-se que nas poças R' a cobertura dos animais (com excepção da espécie *Gibbula umbilicalis*) nunca foi inferior à das R.

Relativamente às poças esterilizadas, este tipo de análise demonstrou ser muito pouco conclusiva. Comparando apenas a taxa de cobertura no fim das amostragens, observou-se que quatro espécies - *Lithophyllum incrustans*, *Grateloupia turuturu*, *Chondrus crispus* e *Cystoseira baccata* - eram mais frequentes nas poças esterilizadas em Março de 2007, enquanto as restantes o eram nas de Julho do mesmo ano. Verificou-se ainda que este tratamento, pela sua agressividade, levou a diminuições de ocupação semelhantes nas duas alturas em que foi aplicado. Entre as algas mais frequentemente encontradas (gráficos 31 a 34), apenas na espécie *Lithophyllum incrustans* a taxa de cobertura foi sempre superior nas poças E do que nas E'; no entanto, se compararmos E com E' Origem confirmamos que esta última apresenta um crescimento mais acelerado, mantendo-se com uma cobertura sempre superior à das poças E. Isto pode indicar que se seguíssemos a evolução das poças E' mais seis meses (num total de 18, como se fez com as E), provavelmente encontraríamos nestas uma cobertura de *Lithophyllum incrustans* superior. Seguindo este raciocínio, e se se concentrar a análise exclusivamente nestas quatro espécies de algas, pode-se colocar a hipótese de que a recuperação das suas taxas de cobertura biológica foi mais rápida quando o tratamento (ou distúrbio) aconteceu no mês de Julho de 2007 do que quando este foi aplicado em Março do mesmo ano.

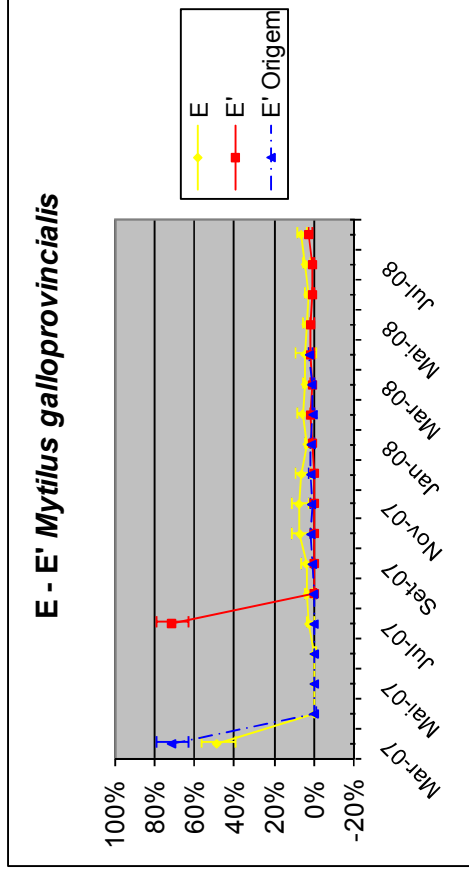


Gráfico 39 – Comparação E – E' para a espécie *Mytilus galloprovincialis*.

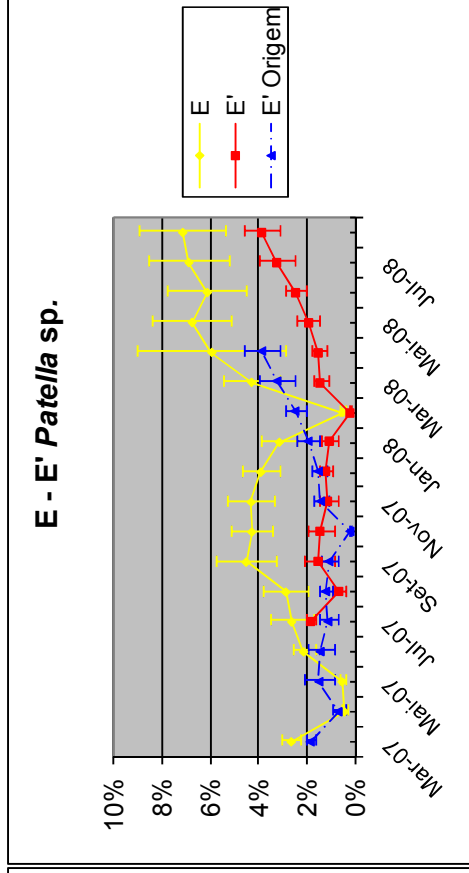


Gráfico 40 – Comparação E – E' para a espécie *Patella sp.*

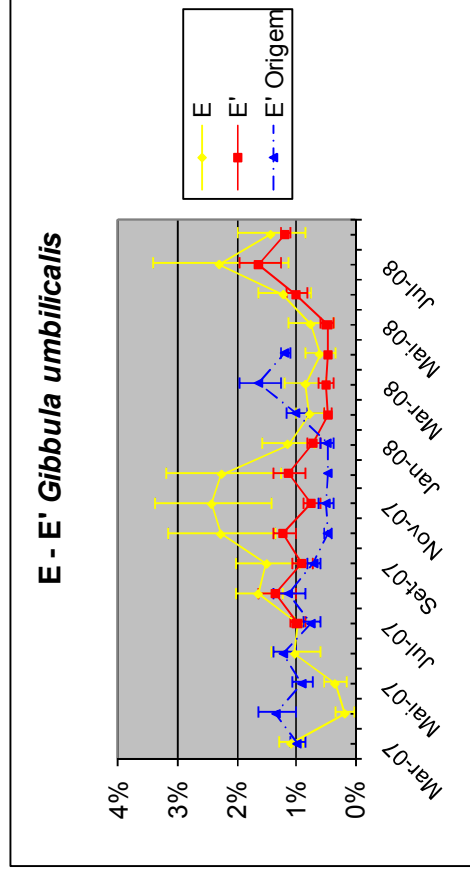


Gráfico 41 – Comparação E – E' para a espécie *Gibbula umbilicalis*.

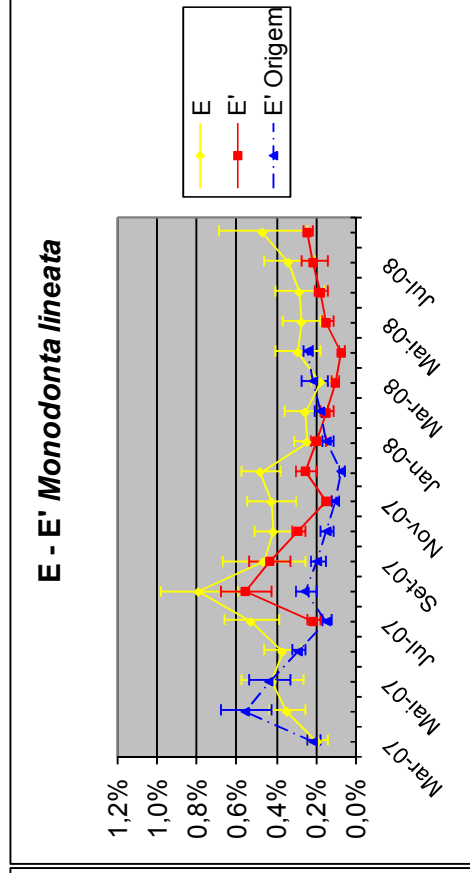


Gráfico 42 – Comparação E – E' para a espécie *Monodonta lineata*.

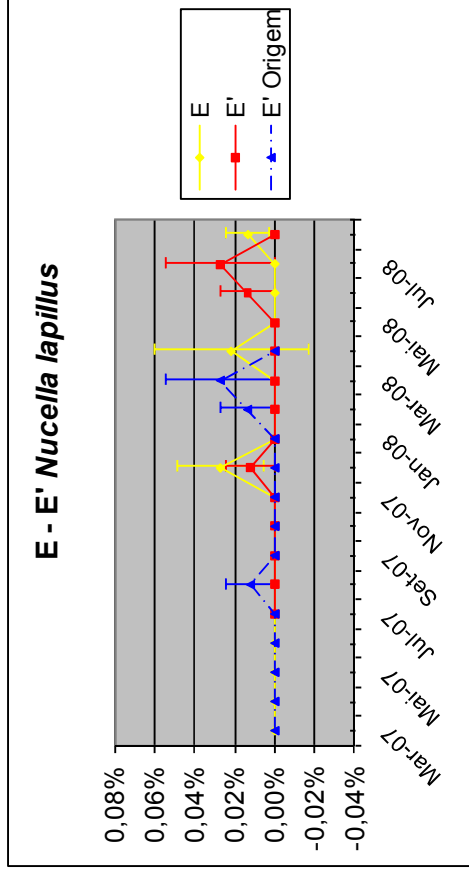


Gráfico 43 – Comparação E – E' para a espécie *Nucella lapillus*.

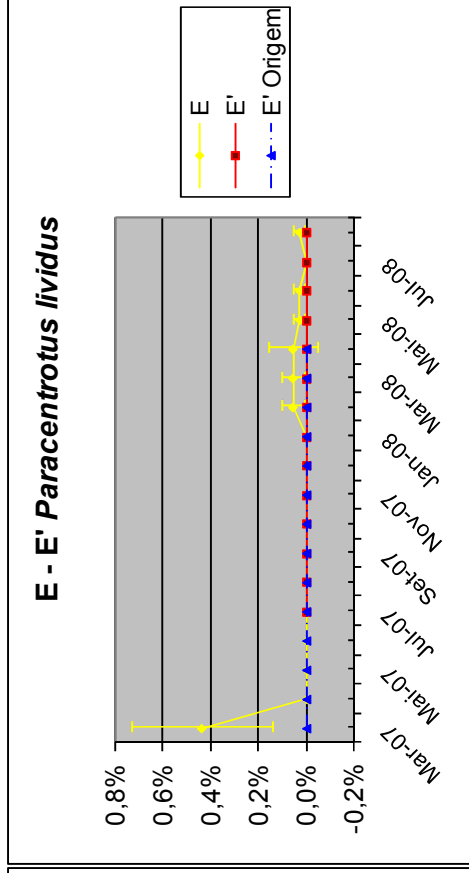


Gráfico 44 – Comparação E – E' para a espécie *Paracentrotus lividus*.

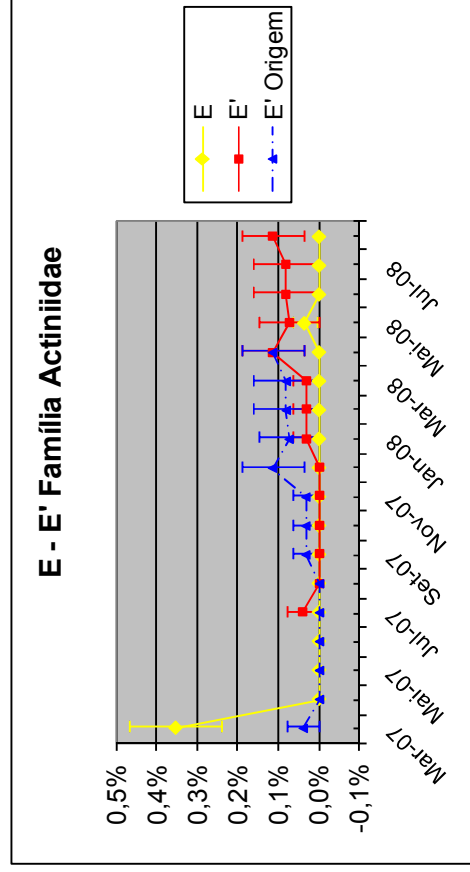


Gráfico 45 – Comparação E – E' para a Família Actiniidae.

Avaliando os gráficos 39 a 45 referentes às taxas de cobertura biológica dos animais mais representativos, percebe-se que, no fim do estudo, apenas na Família Actiniidae a cobertura nas poças E' era superior à encontrada nas poças E. Este facto parece indicar que as espécies animais recuperam a sua cobertura com bastante mais facilidade quando o distúrbio ocorre em Março do que em Julho. No entanto, uma vez que se comparam as poças em estados diferentes de evolução (um grupo 12 meses após tratamento e outro 18), pode-se estar a ser induzidos em erro, atribuindo diferenças como resultado dos tratamentos em diferentes épocas do ano, enquanto estas podem estar associadas ao maior tempo de evolução. Assim, comparando as poças E com as E' Origem, pode-se verificar que, na grande maioria das espécies, existe maior cobertura nas poças E. Deste modo, baseando-se apenas nestes gráficos da evolução da taxa de cobertura biológica ao longo do tempo, parece correcto afirmar-se que a esterilização ocorrida em Março permite uma recuperação mais rápida, ao invés de quando é aplicada em Julho, altura em que aparentemente é mais danosa para as espécies animais avaliadas.

### 3.3. Análises baseadas na percentagem de similaridade

#### 3.3.1. *Multidimensional scaling (MDS)*

O objectivo da análise MDS foi transformar uma matriz de similaridades, obtida a partir da informação recolhida desde Março de 2007 até Agosto de 2008, numa representação bidimensional que revelasse padrões de semelhança entre os objectos estudados. De acordo com este tipo de análise, pontos mais semelhantes são representados mais próximos, enquanto outros com menos semelhanças são colocados mais afastados, na representação gráfica gerada. No entanto, a melhor configuração num espaço a duas dimensões pode ser uma representação distorcida dos dados. Neste caso, quanto maior a distorção, maior será o valor do *stress* a ela associada. Para valores inferiores a 0,05, a representação é óptima, sem possibilidade de interpretações erróneas; quando estes valores são inferiores a 0,1 ainda existe uma boa ordenação, não sendo necessária a utilização de mais nenhuma técnica; se o *stress* se encontrar entre 0,1 e 0,2 deve recorrer-se a outra técnica, apesar da ordenação ainda poder ser útil; finalmente, para valores superiores a 0,3 conclui-se que os pontos estão colocados ao acaso, não se devendo por isso retirar conclusões nestas condições (Clarke & Warwick, 2001).

Os resultados obtidos com este tipo de análise conseguem garantir uma elevada segurança na interpretação dos gráficos, uma vez que o maior *stress* obtido (gráfico 46) é de 0,18, ou seja, ainda é possível extrair informação desta ordenação, devendo, no entanto, ser interpretada tendo em conta outras análises estatísticas (ver análise ANOSIM).

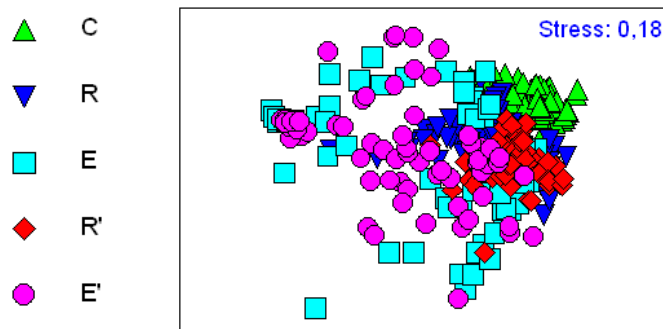


Gráfico 46 – MDS para todas as amostragens menos a inicial.

Apesar do valor de *stress* deste gráfico nos indicar que qualquer informação dele retirada deva ser utilizada com precaução, podemos verificar que parece existir uma dispersão maior nas poças esterilizadas (independentemente da altura do ano em que foram tratadas), sendo as diferenças que existem entre as poças que constituem estes grupos, maiores das que as que se verificam nas poças controlo e raspadas.

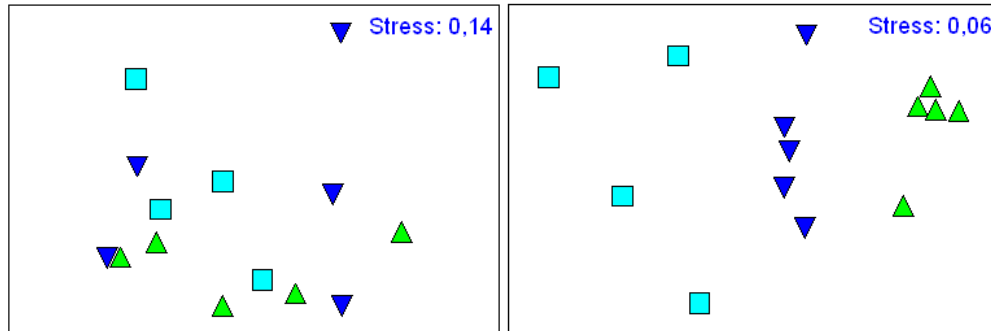


Gráfico 47 – Março de 2007.

Gráfico 48 – Abril 2007.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

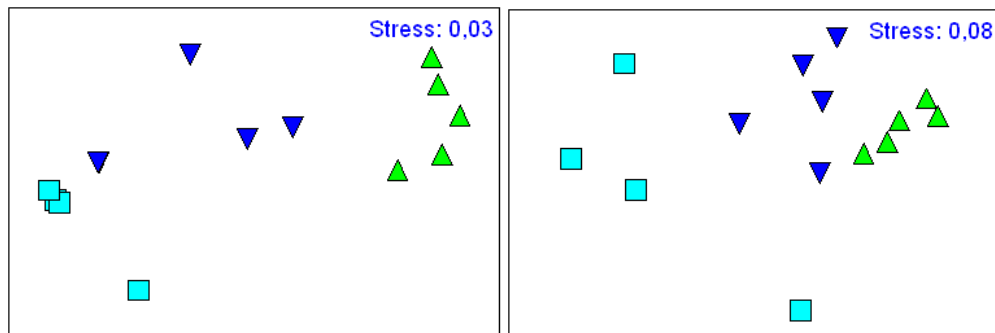


Gráfico 49 – Maio 2007.

Gráfico 50 – Junho 2007.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

Com excepção do valor de *stress* do mês de Março de 2007, no qual foram aplicadas as primeiras raspagens e esterilizações, observa-se que, até à segunda fase de tratamentos, o *stress* de cada amostragem é bastante reduzido, podendo, inclusive, excluir-se qualquer outro método de análise para obtenção de informação relevante. A representação gráfica referente a Março de 2007 demonstra o estado inicial das poças, na qual parece evidente uma elevada heterogeneidade da cobertura biológica das várias poças analisadas, não existindo formação de nenhum grupo antes da aplicação dos tratamentos. É também evidente que no mês seguinte esta situação se alterou bastante. A raspagem e a esterilização fizeram com que diminuísse a similaridade entre os grupos

de poças, aparecendo uma clara separação entre eles (apesar de existirem algumas poças com similaridade mais próxima de outros grupos de poças do que com o delas), sendo que as esterilizadas encontram-se mais distantes, ao nível da cobertura biológica, das controlo do que das raspadas. Novamente, tal como no gráfico 46, é nas poças esterilizadas que se verifica maior dispersão, sendo o grupo em que a similaridade é menor entre as poças que o constituem. Em Maio de 2007, pode verificar-se que a dispersão anteriormente verificada começa a desaparecer, encontrando-se as poças esterilizadas com mais similaridade que anteriormente. Da análise das poças até à segunda fase de tratamentos conclui-se que as poças esterilizadas foram sempre mais semelhantes às raspadas, do que às controlo.

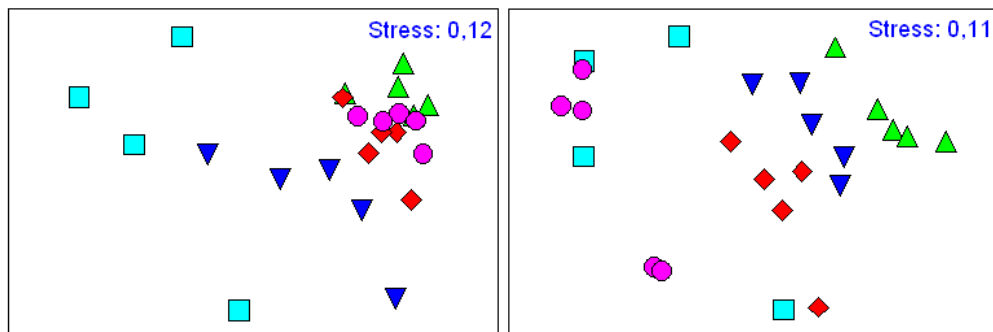


Gráfico 51 – Julho 2007.

Gráfico 52 – Agosto 2007.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

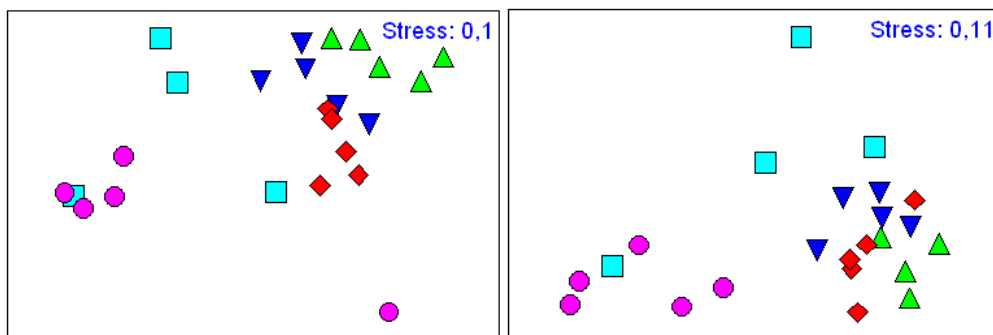


Gráfico 53 – Setembro 2007.

Gráfico 54 – Outubro 2007.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

A partir de Julho de 2007, entram em consideração as poças R' e E'. Um dos resultados do aumento do número de poças a analisar é a subida do valor do *stress* associado a cada gráfico, ainda que este se mantenha dentro de intervalos que permitem a extrapolação de conclusões (posteriormente apoiadas por outro tipo de análise). Assim, parece evidente uma relativa sobreposição (gráfico 51), antes da aplicação dos tratamentos, das poças R' e E' com as controlo (o que está dentro do esperado para a situação em questão). Entretanto, verificou-se que a dissimilaridade dentro do grupo das poças E e R voltou a aumentar, encontrando-se os símbolos que a elas correspondem bastante mais dispersos do que no mês anterior. A resposta à aplicação dos tratamentos (observável a partir da amostragem que se lhes seguiu – Agosto de 2007) foi em tudo semelhante à que se verificou anteriormente. As poças E' demonstram maior dispersão e dissimilaridade entre elas que qualquer dos outros grupos, e as poças R' encontram-se numa posição aparentemente intermédia, ao nível de similaridade, entre estas e as controlo. Com os devidos cuidados, uma vez que o valor de *stress* assim obriga, parece existir algum grau de repetibilidade nas operações escolhidas para simular os distúrbios, assim como nas diferenças de intensidade que a estes também podem ser atribuídas. Nos gráficos 53 e 54 observa-se, de uma forma geral, que apesar de algumas excepções, parece existir maior similaridade entre as poças controlo, R e R' do que com os dois grupos de poças esterilizadas, surgindo as E' (e uma E) como as que demonstram uma maior dissimilaridade relativamente a todas as outras.

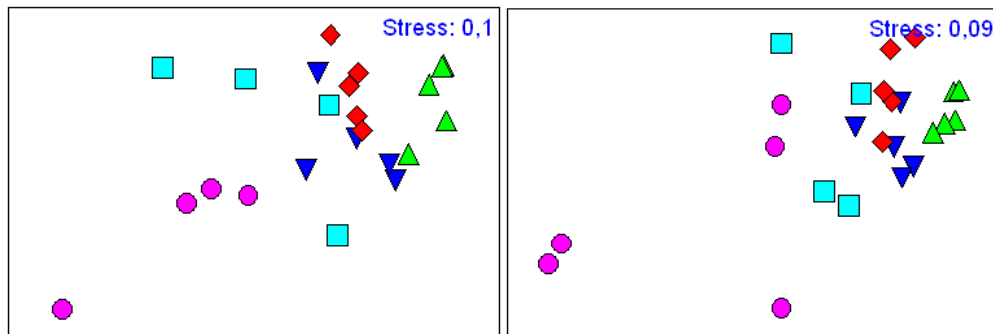


Gráfico 55 – Novembro 2007.

Gráfico 56 – Dezembro 2007.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

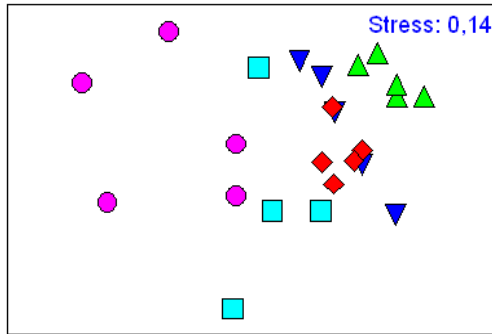


Gráfico 57 – Janeiro 2008.

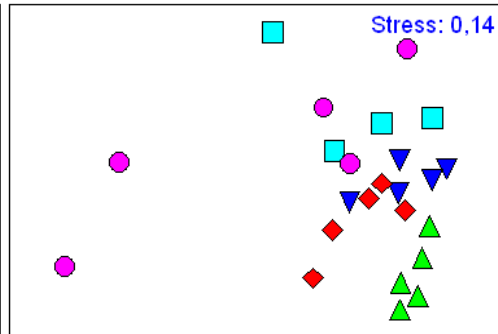


Gráfico 58 – Fevereiro 2008.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

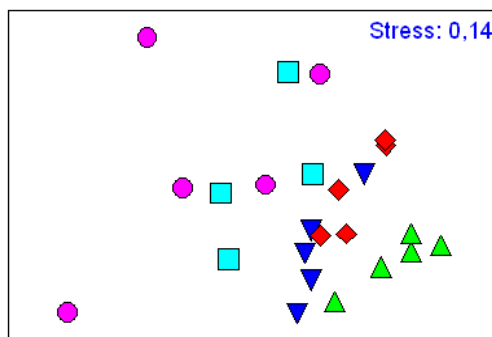


Gráfico 59 – Março 2008.

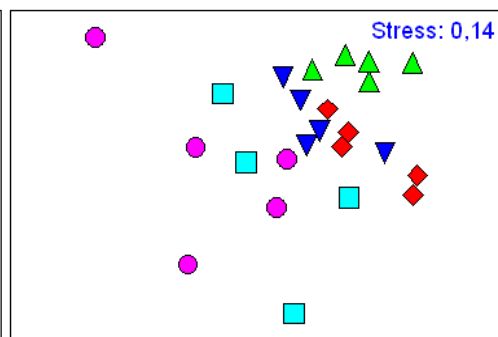


Gráfico 60 – Abril 2008.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

Da análise destes gráficos, considerando a similaridade com as poças C, parece que, apesar de se fazer esta afirmação sem rigor estatístico (uma vez que a análise MDS não criou grupos), existe uma gradação de semelhanças, sendo as raspadas as mais parecidas com as C, seguindo-se-lhes as E e finalmente algumas das E'.

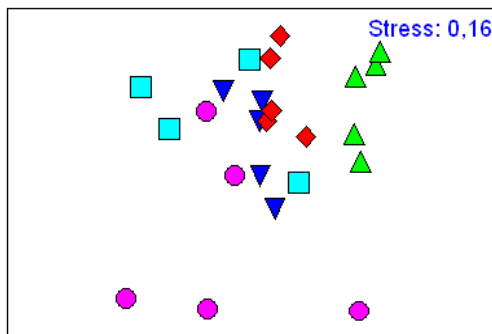


Gráfico 61 – Maio 2008.

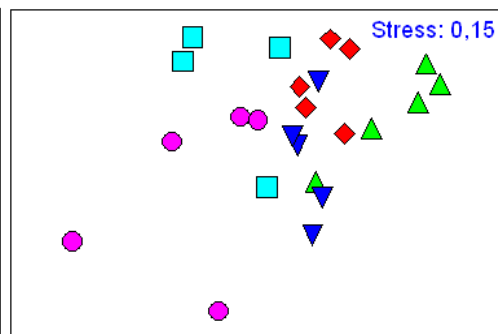


Gráfico 62 – Junho 2008.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

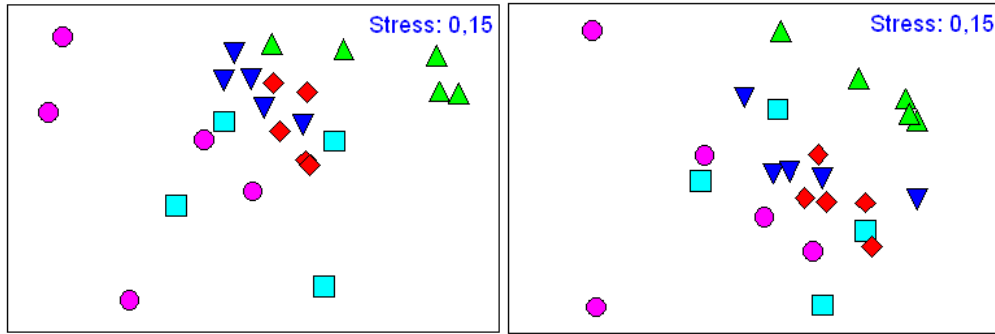


Gráfico 63 – Julho 2008.

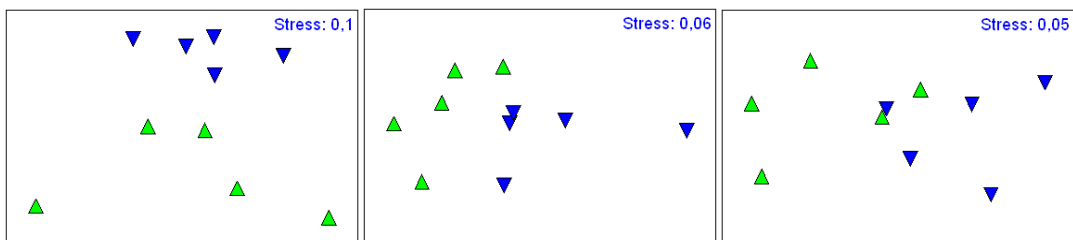
Gráfico 64 – Agosto 2008.

Legenda: ▲ C ▼ R ■ E ◆ R' ● E'

Nos gráficos 61 a 64, verifica-se uma crescente heterogeneidade entre as similaridades de cada grupo de poças. Por esta razão, parece evidente que as diferenças entre as várias poças são superiores às diferenças entre os grupos de poças. No entanto, são as poças E' que se encontram sempre no extremo oposto das poças C, revelando maior dissimilaridade relativamente a estas. Neste grupo de gráficos, parece observar-se, portanto, uma recuperação da biodiversidade, encontrando-se esta em valores bastante mais próximos dos das poças controlo do que em qualquer outra altura deste estudo.

### 3.3.1.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março de 2007 e Julho de 2007

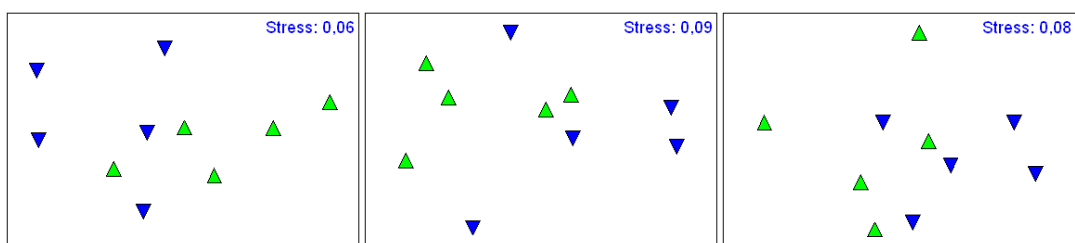
De forma a poder comparar-se as poças R com as R', e as E com as E', realizaram-se várias análises MDS, cujos gráficos são apresentados de seguida. Foram seleccionadas imagens relativas aos três primeiros meses em que estes tipos de poças co-existiram (Julho, Agosto e Setembro de 2007), assim como dos três últimos meses em que foram realizadas amostragens (Junho, Julho e Agosto de 2008).



Gráficos 65, 66 e 67 - R - R' Julho, Agosto e Setembro de 2007.

Legenda: ▲ R ▼ R'

Parece evidente, em Julho de 2007, uma relativa diferença inicial entre as poças R e R'. Esta, aparentemente, diminui ao longo dos meses seguintes, havendo uma crescente proximidade dos símbolos aos quais correspondem estas poças. Tendo em conta os reduzidos valores de *stress* que existem nestas análises (principalmente nas imagens 66 e 67), não seria sequer necessária nenhuma outra análise.

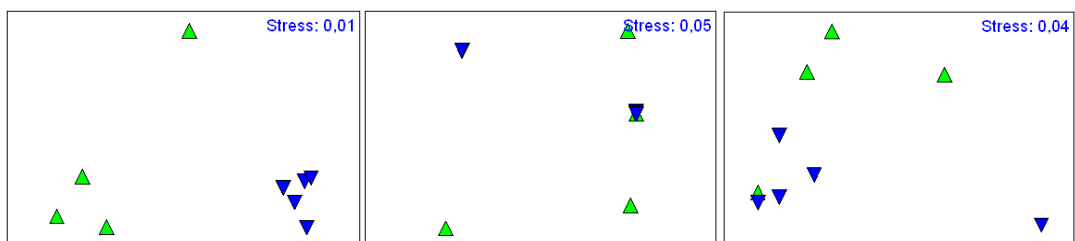


Gráficos 68, 69 e 70 - R - R' Junho, Julho e Agosto de 2008.

Legenda: ▲ R ▼ R'

Os gráficos referentes às últimas três amostragens demonstram a crescente similaridade que se verificou entre R e R', não existindo dúvidas que, no fim deste trabalho (e possivelmente desde as primeiras amostragens), não existiam diferenças entre os dois tipos de poças. Isto é reforçado pelos baixos valores de *stress* que as ordenações MDS evidenciam.

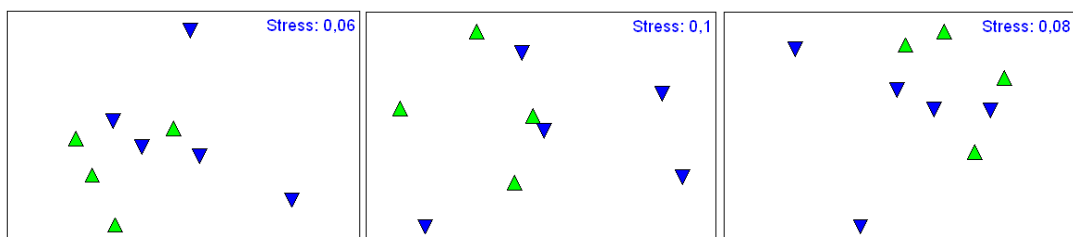
A comparação das poças esterilizadas em Março e Julho de 2007 tem algumas diferenças relativamente às anteriores. No gráfico 71, é facilmente visível que as poças E' formam um grupo, em que as similaridades entre as poças que o constituem são superiores às similaridades relativas a qualquer poça E. Ainda neste gráfico, parece observar-se a formação de um outro grupo, com três poças E, assim como uma única poça (E4) bastante diferente de qualquer outra.



Gráficos 71, 72 e 73 - E - E' Julho, Agosto e Setembro de 2007.

Legenda: ▲ R ▼ R'

Após a aplicação dos tratamentos de Julho de 2007 (gráficos 72 e 73), torna-se evidente que os grupos anteriormente existentes se desfizeram, não se podendo considerar similaridades entre grupos de poças. Existem apenas poças que são mais ou menos semelhantes a outras, independentemente do grupo a que pertencem e da altura em que foram tratadas.



Gráficos 74, 75 e 76 - E - E' Junho, Julho e Agosto de 2008.

Legenda: ▲ R ▼ R'

Os gráficos 74, 75 e 76 reforçam a ideia que já havia sido transmitida pelos gráficos anteriores. É evidente uma elevada dispersão, sendo por isso inexistentes os grupos da amostragem inicial. Desta forma, denota-se que, salvo nos meses iniciais, o facto de as poças terem sido submetidas a raspagens e esterilizações em épocas diferentes, não introduziu diferenças na recuperação de biodiversidade.

### 3.3.2. Análise de similaridades (ANOSIM)

Uma vez que o teste anterior não conseguiu fornecer respostas completamente esclarecedoras (apesar dos valores de *stress* serem relativamente baixos), utilizou-se o teste de análise de similaridades “*one-way ANOSIM*”, que permite testar a hipótese nula de não existirem diferenças significativas entre os factores avaliados. Este teste calcula o valor de uma estatística (R), que varia entre -1 e 1. Quando o valor desta estatística é igual a 1, pode concluir-se que todas as réplicas dentro dos grupos são mais idênticas entre si do que a qualquer réplica proveniente de grupos diferentes. Se  $R = -1$ , então as similaridades dentro dos grupos de réplicas são todas menores do que as similaridades com réplicas de grupos diferentes (estes valores são pouco comuns e podem significar erros de amostragem). Para a hipótese nula de não existirem diferenças significativas entre os grupos ser verdadeira, o valor de R tem de ser próximo ou igual a zero. Este valor torna-se mais próximo de um à medida que a similaridade entre as réplicas dos

grupos se torna maior do que as similaridades com réplicas de grupos distintos (Clarke & Warwick, 2001). Segundo Clarke & Gorley (2001), pode ainda considerar-se que os grupos são bem separados para  $R > 0,75$ ; sobrepostos mas ainda claramente diferentes para  $0,5 < R < 0,75$ ; e quase indistinguíveis para  $R < 0,25$ .

A tabela com os valores obtidos através desta análise encontra-se na página seguinte. Nela pode analisar-se os valores globais de R para cada amostragem, bem como o R referente à comparação entre os vários tratamentos aplicados.

		Mês da Amostragem																	
		03.07	04.07	05.07	06.07	07.07	08.07	09.07	10.07	11.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08
<b>R Global</b>		-0,096	0,831	0,812	0,731	0,45	0,683	0,614	0,636	0,579	0,539	0,554	0,468	0,47	0,471	0,395	0,411	0,398	0,417
<b>R C/R</b>		-0,088	0,936	0,924	0,836	0,716	0,78	0,728	0,784	0,736	0,82	0,672	0,86	0,744	0,8	0,808	0,58	0,656	0,904
<b>R C/E</b>		-0,088	0,969	1	0,813	0,844	0,825	0,806	0,575	0,694	0,769	0,863	0,813	0,8	0,794	0,806	0,775	0,619	0,669
<b>R C/R'</b>					0,172	0,856	0,876	0,812	0,88	0,796	0,796	0,804	0,716	0,668	0,748	0,716	0,62	0,676	0,876
<b>R C/E'</b>					-0,02	1	0,792	1	0,96	0,668	0,668	0,888	0,596	0,7	0,584	0,604	0,636	0,736	0,584
<b>R R/E</b>		-0,113	0,688	0,513	0,644	0,588	0,706	0,688	0,513	0,419	0,663	0,55	0,581	0,625	0,488	0,469	0,463	0,4	0,263
<b>R R/R'</b>					0,432	0,408	0,32	0,276	0,256	0,372	0,232	0,232	0,14	0,168	0,172	0,216	0,184	0,2	0,088
<b>R R/E'</b>					0,58	0,976	0,636	0,956	0,684	0,576	0,632	0,632	0,388	0,48	0,368	0,16	0,324	0,364	0,268
<b>R E/R'</b>					0,819	0,656	0,7	0,544	0,531	0,494	0,513	0,481	0,519	0,481	0,519	0,406	0,513	0,206	0,206
<b>R E/E'</b>					0,638	0,206	0,094	0,406	0,344	0,281	0,288	0,288	0,031	-0,05	0,013	0,013	-0,019	0,019	-0,038
<b>R R'/E'</b>					0,108	0,664	0,6	0,948	0,748	0,612	0,64	0,64	0,312	0,42	0,412	0,264	0,336	0,324	0,372

Tabela 1 - Valores de R Globais e das comparações entre tratamentos, para todas as amostragens.

Similaridade das réplicas	Mês da Amostragem																	
	03.07	04.07	05.07	06.07	07.07	08.07	09.07	10.07	11.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08
<b>C</b>	82,96	82,09	80,56	82,46	80,66	79,30	77,50	80,38	80,71	84,81	83,98	84,87	78,32	80,58	79,21	77,70	77,59	84,10
<b>R</b>	79,86	71,83	70,09	75,52	67,53	71,62	75,60	69,31	71,44	78,77	72,42	76,58	77,30	76,46	80,52	79,52	82,67	80,11
<b>E</b>	85,42	48,70	82,27	55,25	58,50	48,09	49,20	50,04	55,32	64,39	64,61	67,57	69,20	63,88	72,22	69,27	67,41	70,16
<b>R'</b>					79,10	69,99	77,90	47,36	79,00	77,54	79,34	75,36	76,92	73,82	80,50	76,00	79,79	82,97
<b>E'</b>					84,95	66,14	59,59	33,93	60,30	48,80	58,88	48,39	54,29	56,26	56,70	59,95	63,18	65,76

Tabela 2 - Percentagens de similaridade entre réplicas dos vários tratamentos.

Os resultados referentes ao mês de Março de 2007 são perfeitamente coincidentes com os que se observaram na análise MDS, ou seja, não existem diferenças significativas entre os grupos de poças. Isto está patente nos valores de R próximos de zero obtidos para qualquer comparação de tratamentos, bem como no R global. Da análise da evolução do R global conseguimos verificar que este foi progressivamente diminuindo, o que traduziu a recuperação da biodiversidade perdida com as esterilizações e raspagens aplicadas. Deste modo, o valor do R global mais alto foi o de Abril de 2007, que foi a primeira amostragem após a primeira fase de tratamento. Os menores valores de R obtiveram-se nos meses de Maio (0,395) e Julho de 2008 (0,398), e demonstram que praticamente já não existiam diferenças entre os vários grupos, ocorrendo uma sobreposição bastante elevada entre eles. É importante realçar a diminuição do R Global, em Julho de 2007, decorrente da entrada neste estudo de dois novos grupos de poças (R' e E'), bastante semelhantes às poças controlo. Essa diminuição desapareceu no mês seguinte, após a aplicação dos tratamentos.

No entanto, este tipo de avaliação pode pecar por ser muito simplista. Apesar do valor global do R ter vindo a descer, quando comparamos os vários tratamentos entre si, as diferenças entre os grupos de poças são muito evidentes. Qualquer comparação com as poças controlo dá valores de R superiores a 0,5, revelando ainda diferenças estatisticamente significativas. Neste tipo de comparações, verificamos que as poças R e R' são as mais diferentes das poças controlo, com valores superiores a 0,75, enquanto nas E e E' o R situa-se entre 0,5 e 0,75. Isto parece demonstrar que qualquer dos tratamentos utilizados introduziu grandes alterações na composição das poças, sendo que foi nas poças esterilizadas que, no fim deste estudo, a biodiversidade era mais aproximada à que se encontrava nas poças controlo. Este facto pode dever-se à acção condicionante das espécies mais resistentes, que suportaram as raspagens, e aproveitaram o espaço por elas criado para crescer rapidamente, não permitindo a recolonização de novo, bem como à manutenção de um biofilme bacteriano após a aplicação deste tratamento.

### **3.3.2.1. Comparação entre tratamentos efectuados em Março de 2007 e Julho de 2007**

A análise ANOSIM é clara no que toca à comparação entre tratamentos efectuados em Março e Julho de 2007. Segundo ela, as maiores diferenças entre R e R', assim como E e E' (principalmente neste caso) surgiram em Julho de 2007, antes da aplicação dos tratamentos. Neste mês, as poças da segunda fase de tratamento,

encontravam-se muito mais semelhantes às poças controlo do que às R ou E. Após a raspagem ou esterilização, este cenário mudou, deixando de existir diferenças estatisticamente significativas entre as poças tratadas em Março e as que tratadas em Julho. Esta análise é coincidente com a dos gráficos MDS, pelo que se pode concluir que, apesar de existirem diferenças bastante significativas entre qualquer tratamento e o controlo, não existem diferenças entre aplicar o tratamento em Março ou Julho.

### **3.3.3. Percentagem de similaridade**

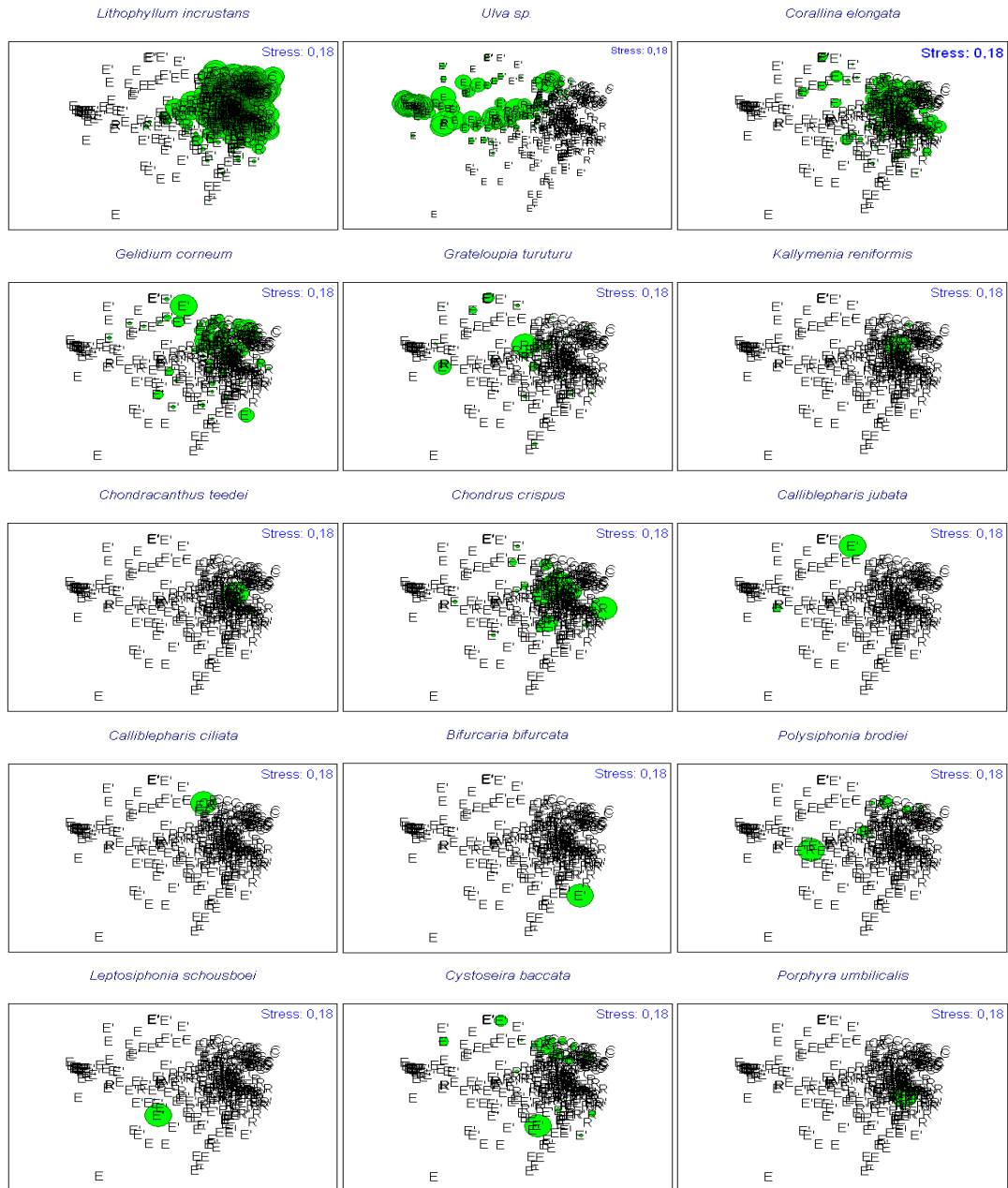
A utilização da percentagem de similaridade, obtida a partir dos dados de cobertura biológica, transformados por raiz quadrada (para reduzir o peso das espécies mais dominantes), permite, de uma forma simples, proceder a comparações entre grupos de poças. No caso destas serem completamente distintas obteremos o valor de 0, enquanto no caso de serem exactamente iguais teremos uma similaridade de 100%. Seguidamente comparou-se as várias réplicas de cada grupo de poças ao longo do tempo (tabela 2), assim como os vários grupos de poças entre si.

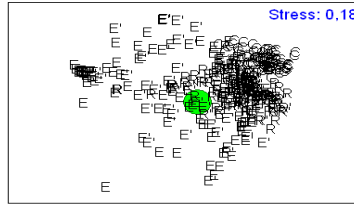
Esta análise, realizada sobre as réplicas de cada tipo de poça, providencia informações de considerável importância. Por um lado, indica-nos que, com excepção de Maio de 2007 para as poças E, nenhuma esterilizada conseguiu voltar a ter tanta similaridade entre réplicas como a das poças controlo, nem como a que tinham antes da aplicação dos tratamentos. Por outro lado, as poças raspadas recuperaram para valores de similaridade ao nível dos verificados nas poças C (por vezes superiores), ou das amostragens iniciais. Comparando as raspagens com as esterilizações, observou-se que, no caso do tratamento com fogo, a similaridade foi sempre inferior à demonstrada nos grupos de poças raspadas (mais uma vez com excepção de Maio de 2007). Deste modo, a evolução da cobertura, em poças sujeitas ao tratamento de esterilização, parece mais sujeita à acção do acaso, sendo a sua composição bastante mais heterogênea do que a que encontrou nas poças raspadas.

### **3.3.4. Distribuição das espécies**

A abordagem que se segue sobrepõe, para cada espécie, num gráfico MDS que compreende todas as amostragens, circunferências coloridas, cujo tamanho varia na razão directa da sua abundância. Pretende-se, desta forma, representar o modo como as

espécies identificadas se distribuem, demonstrando-se, tanto pela dimensão da circunferência, como pela sua localização, os grupos de poças onde estas foram mais frequentes e abundantes.





Gráficos 77 a 92 - Distribuição e abundância das espécies de algas em função do tratamento.

Um dos casos de análise mais simples, baseando-se nestes gráficos, é o da alga calcária *Lithophyllum incrustans*. É visível que as circunferências que a ela dizem respeito se encontram bem delimitadas à zona que corresponde à maioria das poças C, R, e R', sendo que nas poças com maior dissimilaridade delas (E e E') quase não se encontra nenhum sinal da sua existência.

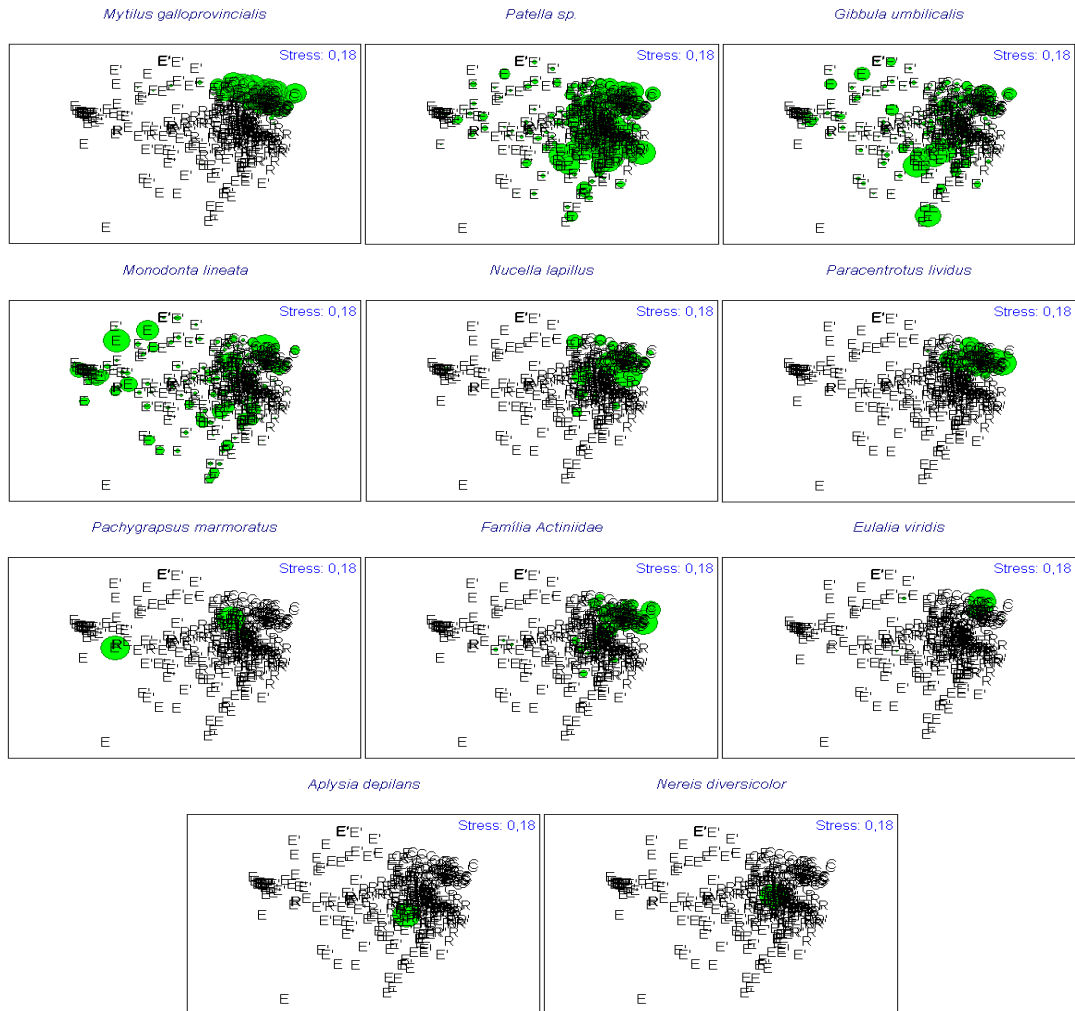
A *Ulva* sp., por outro lado, demonstra um comportamento bastante diferente do anterior. Pela análise do gráfico 81 percebe-se que, tanto pela frequência, como pelo diâmetro das circunferências, esta foi uma espécie que cresceu em maior abundância nas poças esterilizadas do que em qualquer das outras. Neste caso, temos uma resposta bem diferenciada, possivelmente em função das suas características (reprodução, por exemplo), bem como em reacção ao espaço libertado por este tipo de tratamento.

De entre as restantes espécies de algas, realça-se ainda a *Corallina elongata*, a *Gelidium corneum*, a *Kallymenia reniformis*, a *Chondracanthus teedei*, a *Chondrus crispus* e a *Calliblepharis ciliata*, que aparentemente se desenvolveram em maiores quantidades e frequência nas poças C ou com os tratamentos mais suaves (R ou R'). A *Grateloupia turuturu*, a *Cystoseira baccata* e a *Porphyra umbilicalis* distribuíram-se entre as poças R, R', E e E', demonstrando maior desenvolvimento nas poças tratadas do que nas controlo. Finalmente, a *Calliblepharis jubata*, a *Bifurcaria bifurcata*, a *Leptosiphonia schousboei* e a *Osmundea pinnatifida* foram claramente mais encontradas (ainda que normalmente em quantidades reduzidas) nas poças esterilizadas.

Torna-se claro que, segundo estes gráficos, a introdução de distúrbios, de maior ou menor intensidade, provoca alterações, por vezes grandes, ao nível da cobertura por espécies de algas, das poças de maré.

Na página seguinte encontram-se os gráficos que, seguindo a mesma abordagem que os anteriores, dizem respeito aos animais encontrados. Nestas espécies, a análise efectuada deve ter em conta que a aplicação dos tratamentos não afectou directamente a maioria dos animais, que foram previamente removidos. No entanto, uma vez que estes

dependem directamente das espécies vegetais, tanto ao nível da alimentação como protecção contra a acção das ondas e dos efeitos do sol e do vento durante a maré-baixa (Weber, Coelho, Santos, Benevides & Santos, 1999), é de esperar que, tanto as raspagens como as esterilizações, promovam modificações na distribuição destas espécies.



Gráficos 93 a 103 - Distribuição e abundância das espécies de animais em função do tratamento.

Nestes gráficos consegue observar-se que a grande maioria das espécies se localiza, mais frequentemente, na zona de maior concentração de poças, onde a similaridade é superior. As espécies que mais se afastam deste padrão são a *Patella* sp., a *Gibbula umbilicalis* e a *Monodonta lineata* que, pelo seu regime alimentar herbívoro, se podem ter deslocado para as poças tratadas, para se alimentarem de novos rebentos de algas, bem como a família *Bleniidae* que, pela sua mobilidade, parece ser a espécie mais

difundida entre todos os tipos de poças, não demonstrando preferência por nenhum deles.

Por outro lado, deve também ter-se em conta que o facto de se ter removido parcial ou totalmente a cobertura de algas, permitiu uma identificação mais fácil das espécies animais, que de outra forma poderiam não ser visíveis. Assim, o seu número, e respectiva cobertura, podem não ter aumentado, mas ter sido melhor contabilizados.

### **3.4. Análises baseadas em Índices de Diversidade**

A partir dos números/áreas obtidos para cada espécie, ao longo das amostragens realizadas, foram calculados três índices de diversidade, assim como contabilizado o número de espécies existente. Utilizou-se estes procedimentos de forma a avaliar a diversidade nas poças amostradas, tanto na sua vertente de riqueza, como de equitabilidade.

Têm sido desenvolvidos numerosos processos matemáticos com o intuito de descrever quantitativamente a composição de populações e comunidades. Estes precisam ter em conta que a diversidade tem duas componentes: a riqueza – nº de espécies presentes; e a equitabilidade ou *evenness* – medida de distribuição do tamanho das populações das respectivas espécies. A equitabilidade aproxima-se do seu valor máximo quando os tamanhos das várias espécies se aproximam da igualdade (Haefner, 1996).

Neste trabalho utilizaram-se os valores de S (número de espécies) para avaliar a componente da riqueza, o índice de Pielou para contabilizar o *evenness* e os índices compostos de Shannon-Wiener e de Simpson. No caso do primeiro destes dois últimos índices, o valor tende a subir com o número de espécies (dá, por isso, um maior ênfase à componente de riqueza), enquanto o índice de Simpson mede a probabilidade de, retirando um segundo indivíduo de uma população, este ser da mesma espécie de um primeiro (mede, principalmente, a componente da equitabilidade e tem um valor máximo de 1), (Henderson, 2003). Os gráficos que se seguem demonstram a evolução dos quatro parâmetros acima referidos, nos 18 meses ao longo dos quais decorreu este estudo. É evidente, em todos eles, a acção dos tratamentos, que faz diminuir a diversidade, tanto na vertente de riqueza, como na de equitabilidade. Observa-se ainda que a diminuição desta diversidade é sempre menos acentuada nas poças raspadas (independentemente da época do ano em que foram tratadas), que nas esterilizadas. Com excepção do número de espécies, nota-se uma diminuição menor da diversidade nas poças E' que nas E, acabando estas, no entanto, com valores muito próximos em Agosto de 2008.

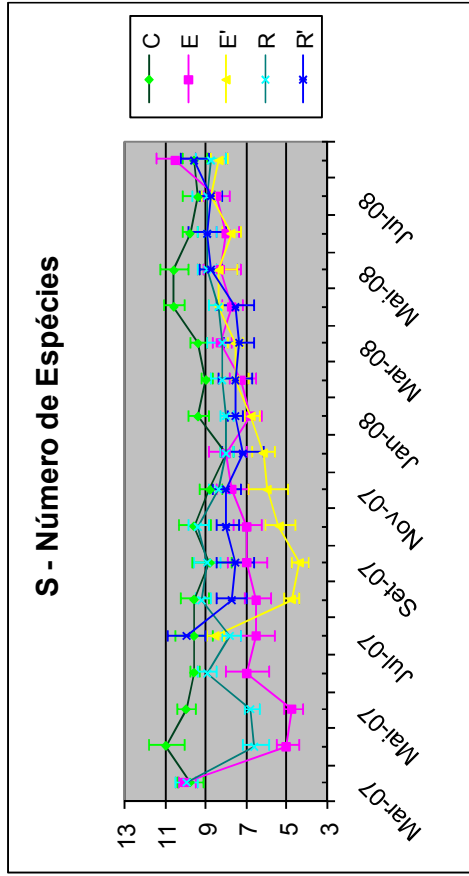


Gráfico 104 - Evolução do número de espécies.

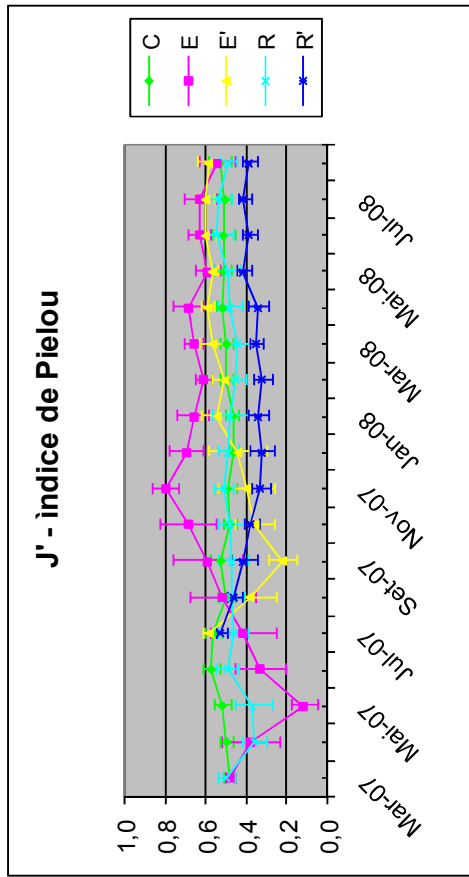


Gráfico 105 - Evolução do Índice de Pielou.

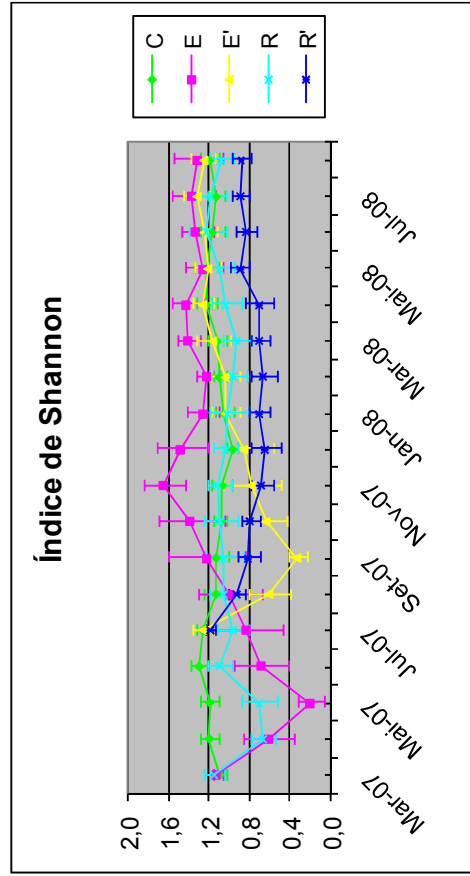


Gráfico 106 - Evolução do Índice de Shannon.

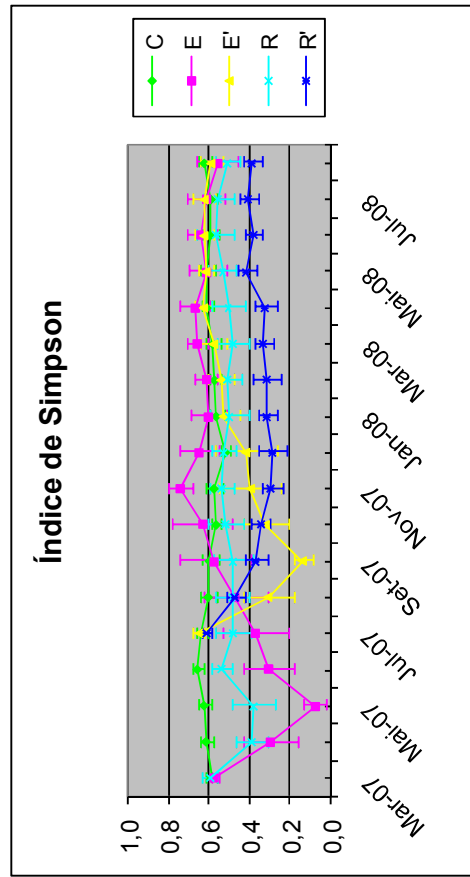


Gráfico 107 - Evolução do Índice de Simpson.

No caso das poças raspadas, a situação é um pouco diferente. Exceptuando novamente o número de espécies, observa-se que a diminuição em R' foi sempre mais acentuada que em R, encontrando-se sempre, na última amostragem, valores inferiores aos das poças raspadas em Março de 2007. Comparando com as poças controlo, verifica-se que, em todos os índices (excepto S), as poças raspadas tiveram menos diversidade, enquanto as esterilizadas tiveram mais. Este facto pode conjugar-se com as informações obtidas na análise ANOSIM, relativa às diferenças existentes entre os dois tratamentos escolhidos.

#### **3.4.1. Análise de Variância (ANOVA) e Testes de Comparação Múltipla**

A Análise de Variância é uma técnica estatística que possibilita a comparação de parâmetros de duas ou mais populações. A partir da análise da dispersão total presente no conjunto dos dados, a ANOVA permite identificar os factores que deram origem a essa dispersão e avaliar a contribuição de cada um deles (Landau & Everitt, 2004). O objectivo deste teste foi determinar se as diferenças encontradas entre as médias amostrais seriam atribuídas ao acaso ou indicativas de diferenças reais existentes entre as médias das populações correspondentes. A partir desta análise, realizaram-se comparações entre pares de médias, utilizando o método das comparações múltiplas, que permite fazer este tipo de comparações sem inflacionar os erros do Tipo I (rejeição da hipótese nula, sendo esta verdadeira) (Christensen, 1996).

A tabela 3 resume os resultados obtidos a partir da análise ANOVA aos dados dos índices de diversidade, após serem comprovados os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias, inerentes ao teste utilizado. De modo a proceder-se a comparações múltiplas entre os vários tratamentos, amostragem a amostragem, foi utilizado o teste *Least Significant Difference* (LSD). Na tabela foram colocados a negrito os valores que indicam a existência de diferenças estatisticamente significativas.

Relativamente ao número de espécies, observa-se que, comparando com as poças controlo, no fim do estudo, já nenhum dos tratamentos apresentava diferenças. Isto pode indicar que, neste aspecto, todos os grupos de poças já tinham recuperado dos distúrbios causados. Interessa ainda afirmar que, independentemente da altura em que estes foram aplicados, a recuperação nas poças raspadas foi sempre mais rápida que nas poças esterilizadas, demorando estas sempre mais tempo a deixar de apresentar diferenças estatisticamente significativas, nas comparações com as poças controlo.

Comparações múltiplas LSD		Mês da Amostragem																		
		03.07	04.07	05.07	06.07	07.07	08.07	09.07	10.07	11.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08	
Variável Dependente	Treatamento	Nível de significância																		
Número de Espécies	C	0,803	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	0,468	0,096	0,624	0,860	0,829	0,691	1,000	<b>0,026</b>	0,369	0,167	<b>0,020</b>	0,128	0,339	0,675	0,402	
	E	0,814	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,014</b>	<b>0,010</b>	<b>0,002</b>	0,145	0,015	0,331	1,000	<b>0,000</b>	0,073	0,210	<b>0,006</b>	<b>0,040</b>	0,051	0,377	0,375	
	R'					0,702	<b>0,037</b>	0,296	0,096	0,430	0,403	<b>0,006</b>	0,124	<b>0,027</b>	<b>0,003</b>	0,089	0,339	0,530	1,000	
	E'					0,343	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	<b>0,011</b>	0,070	<b>0,000</b>	0,124	<b>0,044</b>	<b>0,020</b>	<b>0,041</b>	<b>0,024</b>	0,530	0,214	
	R	1,000	0,171	<b>0,007</b>	<b>0,045</b>	0,248	<b>0,005</b>	0,108	<b>0,023</b>	0,544	1,000	0,056	0,316	0,956	0,487	0,490	0,262	0,621	0,102	
	E					<b>0,046</b>	0,097	0,225	0,142	0,691	0,403	0,498	0,499	0,350	0,367	0,844	1,000	0,833	0,402	
	R'					0,446	<b>0,000</b>	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	<b>0,026</b>	0,070	0,052	0,499	0,481	1,000	0,557	0,158	0,833	0,873	
	E					<b>0,005</b>	0,143	0,618	0,315	0,815	0,430	0,183	0,709	0,612	0,262	0,766	0,375			
	E'					0,089	0,060	<b>0,041</b>	0,115	0,113	0,086	0,936	0,709	0,472	0,487	0,890	0,820	0,766	<b>0,047</b>	
	R'					0,189	<b>0,001</b>	<b>0,010</b>	0,010	0,058	0,299	0,183	1,000	0,813	0,367	0,695	0,158	1,000	0,214	
C	0,719	0,231	0,135	0,443	0,352	0,852	0,639	0,954	0,872	0,816	0,915	0,476	0,420	0,601	0,779	0,676	0,681	0,808		
E	0,987	0,341	<b>0,002</b>	<b>0,041</b>	0,189	0,900	0,607	0,088	<b>0,016</b>	0,072	0,061	0,129	<b>0,039</b>	<b>0,036</b>	<b>0,029</b>	0,175	0,122	0,847		
R'					0,697	0,764	0,354	0,341	0,143	0,224	0,184	<b>0,013</b>	<b>0,042</b>	<b>0,026</b>	<b>0,026</b>	0,143	0,116	0,185	0,066	
E					0,825	0,389	<b>0,020</b>	0,265	0,401	0,861	0,408	0,880	0,318	0,309	0,416	0,263	0,177	0,451		
R	0,746	0,845	<b>0,035</b>	0,147	0,650	0,763	0,343	0,079	<b>0,023</b>	0,109	0,074	<b>0,035</b>	<b>0,007</b>	<b>0,012</b>	0,196	0,326	0,236	0,500		
R'					0,583	0,910	0,641	0,370	0,107	0,152	0,154	0,058	0,192	0,074	0,229	0,052	0,089	0,170		
E					0,253	0,498	0,054	0,289	0,320	0,684	0,469	0,391	0,080	0,131	0,278	0,474	0,337	0,212		
R'					0,336	0,683	0,172	<b>0,014</b>	<b>0,001</b>	<b>0,006</b>	<b>0,004</b>	<b>0,001</b>	<b>0,000</b>	<b>0,000</b>	<b>0,021</b>	<b>0,008</b>	<b>0,009</b>	0,056		
E					0,132	0,350	<b>0,009</b>	<b>0,009</b>	<b>0,003</b>	0,052	<b>0,038</b>	0,165	0,225	0,218	0,776	0,752	0,771	0,802		
R'					0,542	0,571	0,131	0,865	0,511	0,294	<b>0,038</b>	<b>0,009</b>	<b>0,005</b>	<b>0,003</b>	<b>0,029</b>	<b>0,011</b>	<b>0,012</b>	<b>0,014</b>		
C	0,626	<b>0,028</b>	<b>0,026</b>	0,361	0,196	0,749	0,738	0,991	0,914	0,817	0,823	0,419	0,284	0,289	0,451	0,836	0,793	0,515		
E	0,885	<b>0,022</b>	<b>0,000</b>	<b>0,023</b>	0,083	0,588	0,745	0,272	<b>0,043</b>	0,094	0,331	0,548	0,156	0,353	0,871	0,489	0,268	0,590		
R'					0,766	0,431	0,216	0,236	0,130	0,228	0,087	<b>0,017</b>	<b>0,026</b>	<b>0,009</b>	0,085	0,108	0,218	0,099		
E					0,964	<b>0,046</b>	<b>0,005</b>	0,079	0,262	0,670	0,940	0,740	0,808	0,833	0,979	0,702	0,317	0,755		
R	0,751	0,797	<b>0,029</b>	0,109	0,578	0,809	0,523	0,267	0,053	0,139	0,241	0,181	<b>0,021</b>	0,062	0,384	0,618	0,384	0,255		
E					0,313	0,637	0,359	0,240	0,107	0,155	0,130	0,089	0,208	0,085	0,307	0,073	0,140	0,296		
R'					0,182	0,086	<b>0,011</b>	0,081	0,221	0,513	0,882	0,631	0,193	0,208	0,467	0,880	0,455	0,340		
E					0,139	0,838	0,141	<b>0,034</b>	<b>0,002</b>	<b>0,008</b>	<b>0,014</b>	<b>0,006</b>	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>	0,076	<b>0,033</b>	<b>0,030</b>	<b>0,042</b>		
R'					0,077	0,160	<b>0,004</b>	<b>0,010</b>	<b>0,004</b>	<b>0,043</b>	0,299	0,364	0,228	0,461	0,851	0,738	0,864	0,805		
E					0,732	0,199	0,074	0,535	0,674	0,426	0,100	<b>0,034</b>	<b>0,016</b>	<b>0,006</b>	0,089	0,052	<b>0,033</b>	0,054		
C	0,824	0,070	<b>0,038</b>	0,269	0,169	0,389	0,364	0,702	0,744	0,963	0,546	0,445	0,259	0,230	0,338	0,768	0,693	0,205		
E	0,713	<b>0,022</b>	<b>0,000</b>	<b>0,007</b>	<b>0,032</b>	0,352	0,848	0,594	0,206	0,348	0,719	0,635	0,367	0,492	0,958	0,660	0,764	0,501		
R'					0,852	0,322	0,080	0,089	<b>0,027</b>	0,079	<b>0,022</b>	<b>0,006</b>	<b>0,007</b>	<b>0,002</b>	<b>0,020</b>	<b>0,023</b>	<b>0,041</b>	<b>0,011</b>		
E					0,861	<b>0,037</b>	<b>0,001</b>	0,060	0,147	0,431	0,750	0,722	0,991	0,811	0,942	0,704	0,656	0,738		
R	0,566	0,453	<b>0,018</b>	<b>0,048</b>	0,343	0,903	0,503	0,375	0,121	0,370	0,356	0,239	0,058	0,077	0,393	0,475	0,504	0,887		
R'					0,230	0,894	0,369	0,176	0,053	0,073	0,077	<b>0,031</b>	0,080	<b>0,037</b>	0,136	<b>0,042</b>	0,089	0,144		
E					0,125	0,189	<b>0,010</b>	0,124	0,252	0,405	0,774	0,680	0,263	0,155	0,303	0,501	0,404	0,343		
R'					<b>0,045</b>	0,996	0,138	<b>0,038</b>	<b>0,002</b>	<b>0,014</b>	<b>0,014</b>	<b>0,003</b>	<b>0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>0,030</b>	<b>0,012</b>	<b>0,029</b>	0,061		
E					<b>0,022</b>	0,259	<b>0,003</b>	<b>0,025</b>	0,390	0,101	0,511	0,421	0,362	0,642	0,904	0,935	0,904	0,719		
R'					0,718	0,234	0,070	0,841	0,390	0,307	<b>0,044</b>	<b>0,013</b>	<b>0,007</b>	<b>0,001</b>	<b>0,017</b>	<b>0,010</b>	<b>0,016</b>	<b>0,022</b>		

Tabela 3 - Resultados de ANOVA com comparações múltiplas por teste LSD ( $p=0,05$ ), entre tratamentos, amostragem a amostragem.

No que diz respeito à comparação entre R e R', assim como E e E', verifica-se que, no primeiro caso, só existiram diferenças estatisticamente significativas antes dos tratamentos de Julho, e entre E e E' só em duas amostragens (uma em Setembro de 2007, a outra no fim do trabalho), sem continuidade entre si.

Em relação ao Índice de Pielou, verifica-se que as poças R nunca apresentaram diferenças significativas relativamente às C. Apesar das E revelarem diferenças significativas, o tempo que este grupo demora a deixar de as apresentar é inferior ao das mesmas poças no índice anterior. Por esta razão, a equitabilidade parece ser menos afectada pela aplicação dos distúrbios que a componente da riqueza. Quanto à comparação da época do ano em que os distúrbios foram criados, observou-se não existirem diferenças significativas entre R e R', enquanto nas poças esterilizadas estas existiram durante três meses consecutivos (Setembro a Novembro de 2007), pouco tempo depois da segunda fase de tratamentos (ainda que não imediatamente depois).

Verificou-se que, nos resultados relativos ao Índice de Shannon, as diferenças entre as poças R e E, relativamente às C, apresentaram o mesmo padrão que as anteriores, ou seja, existiram diferenças significativas imediatamente após os tratamentos, que demoraram mais a desaparecer nas poças esterilizadas que nas raspadas. No caso das poças raspadas em Julho, as diferenças revelaram-se mais tarde, apenas em 2008 (Fevereiro a Abril), enquanto nas E' elas existiram nos dois meses pós-tratamento. Na comparação entre as duas alturas em que se aplicou os tratamentos, verificou-se que, no que diz respeito às raspagens, nunca existiram diferenças estatisticamente significativas, enquanto para as esterilizações elas mantiveram-se entre Setembro e Dezembro de 2007.

Relativamente ao último índice estudado, o de Simpson, observou-se a mesma reacção das poças à raspagem e esterilização que nos índices anteriores. As poças R deixaram de demonstrar diferenças significativas (que só existiram em Maio de 2007) antes das poças E. As poças tratadas em Julho tiveram, no entanto, um comportamento diferente. As E' recuperaram completamente em Setembro de 2007, mas as R' revelaram-se extremamente afectadas pelo tratamento, exibindo diferenças estatisticamente significativas até ao fim do estudo. Quanto à avaliação dos distúrbios serem provocados em alturas diferentes do ano, observou-se que, nas poças raspadas, estas diferenças só surgiram em três meses não consecutivos (Fevereiro, Abril e Junho de 2008), enquanto nas esterilizadas tinham já desaparecido em Outubro de 2007.

De uma forma geral, estes resultados parecem apontar para uma acção mais destrutiva da esterilização que, como seria esperado, fez com que, nas poças a ela

submetidas durante Março de 2007, as diferenças relativamente às controlo se mantivessem durante mais tempo que nas raspadas. No caso das poças tratadas em Julho de 2007, a situação já se altera ligeiramente, uma vez que, apesar de inicialmente as raspadas quase nem apresentarem diferenças (as esterilizadas apresentaram sempre, nem que só durante um mês), a partir de Janeiro/Fevereiro de 2008 existiram sempre diferenças estatisticamente significativas comparativamente com as poças controlo (possivelmente pela diminuição acentuada da alga *Ulva* sp.). Da comparação entre as poças R e R', assim como das E com E', os resultados deste tipo de análise parecem sugerir que, como tinha feito a análise ANOSIM, os distúrbios surgirem em Março ou em Julho não provocará diferenças de maior.

Nas tabelas 4, 5, 6 e 7 foi efectuada uma abordagem ligeiramente diferente da anterior. Utilizando os mesmos procedimentos estatísticos (ANOVA com teste LSD de comparações múltiplas ( $p=0,05$ )), foi comparada, para os vários tratamentos, cada amostragem com a inicial (pré-tratamento), servindo esta como uma espécie de controlo para cada grupo de poças. Nas quatro tabelas foram colocados a negrito os valores de teste que indicam a existência de diferenças estatisticamente significativas, e omitidas as linhas referentes aos índices para os quais o teste ANOVA tinha indicado a não existência destas. Por esta razão, foi completamente omitida a tabela que descrevia as poças C.

Relativamente às poças R, verificou-se que as diferenças se limitaram ao número de espécies presentes, sendo que a partir de Maio de 2008, e até ao fim do período de amostragem, deixaram de se sentir. Nos restantes índices, nunca foram encontradas diferenças estatisticamente significativas, pelo que se pode depreender que a raspagem, em Março de 2007, teve mais influência na componente de riqueza da biodiversidade, que na de equitabilidade.

As poças E demonstraram diferenças estatisticamente significativas para o número de espécies, bem como para os restantes índices. Aparentemente, as diferenças para S deixaram de existir no mesmo mês que nas poças R (Maio de 2008), enquanto para o índice de Pielou, Shannon e Simpson estas desapareceram logo em Junho de 2007. A intensidade superior da esterilização parece ter causado uma diminuição da biodiversidade também ao nível da equitabilidade (ainda que de curta duração temporal), além da riqueza.

R	Mês da Amostragem																
	04.07	05.07	06.07	07.07	08.07	09.07	10.07	11.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08
Índices Biológicos	Número de Espécies	0,000	0,000	0,200	0,006	0,304	0,200	0,440	0,042	0,012	0,023	0,023	0,042	0,200	0,200	0,200	0,125
	Pielou	Sem diferença estatisticamente significativa															
	Shannon	Sem diferença estatisticamente significativa															
	Simpson	Sem diferença estatisticamente significativa															

Tabela 4 - Resultados do teste de comparação múltipla LSD ( $p = 0,05$ ) da comparação das várias amostragens com a primeira, para as poças R

E	Mês da Amostragem																
	04.07	05.07	06.07	07.07	08.07	09.07	10.07	11.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08
Índices Biológicos	Número de Espécies	0,000	0,000	0,005	0,001	0,001	0,005	0,034	0,058	0,003	0,010	0,096	0,034	0,096	0,058	0,152	0,630
	Pielou	0,486	0,015	0,295	0,642	0,828	0,459	0,165	0,035	0,147	0,227	0,389	0,230	0,161	0,463	0,313	0,663
	Shannon	0,125	0,007	0,192	0,384	0,699	0,747	0,424	0,111	0,285	0,653	0,774	0,392	0,368	0,673	0,526	0,567
	Simpson	0,074	0,002	0,091	0,198	0,513	0,993	0,673	0,266	0,603	0,829	0,769	0,554	0,512	0,808	0,671	0,947

Tabela 5 - Resultados do teste de comparação múltipla LSD ( $p = 0,05$ ) da comparação das várias amostragens com a primeira, para as poças E

R'	Mês da Amostragem																
	08.07	09.07	10.07	10.07	11.07	12.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08		
Índices Biológicos	Número de Espécies	Sem diferença estatisticamente significativa															
	Pielou	0,313	0,082	0,024	0,003	0,002	0,006	0,002	0,007	0,006	0,077	0,029	0,079	0,034	0,039	0,002	0,002
	Shannon	0,088	0,012	0,009	0,001	0,000	0,002	0,001	0,002	0,002	0,049	0,020	0,051	0,005	0,002	0,005	0,002
	Simpson	0,051	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,002	0,005	0,002	0,005	0,002	0,002

Tabela 6 - Resultados do teste de comparação múltipla LSD ( $p = 0,05$ ) da comparação das várias amostragens com a primeira, para as poças R'

E'	Mês da Amostragem																
	08.07	09.07	10.07	10.07	11.07	12.07	12.07	01.08	02.08	03.08	04.08	05.08	06.08	07.08	08.08		
Índices Biológicos	Número de Espécies	0,000	0,000	0,000	0,003	0,005	0,034	0,231	0,231	0,810	0,810	0,810	0,337	0,810	0,810	0,958	
	Pielou	Sem diferença estatisticamente significativa															
	Shannon	0,009	0,000	0,012	0,052	0,099	0,354	0,363	0,678	1,000	0,837	0,948	0,823	0,948	0,823	0,958	
	Simpson	Sem diferença estatisticamente significativa															

Tabela 7 - Resultados do teste de comparação múltipla LSD ( $p = 0,05$ ) da comparação das várias amostragens com a primeira, para as poças E'

No entanto, as respostas para as poças tratadas em Julho de 2007 diferem um pouco destas. As poças raspadas neste período não demonstraram diferenças para o número de espécies, tendo estas sido observadas nos restantes índices. Até Agosto de 2008, quando as amostragens acabaram, continuavam a existir diferenças significativas relativamente à amostragem inicial. Este era um resultado que o teste ANOVA da tabela 3 já deixava transparecer.

As poças E' exibiram uma recuperação mais rápida que as poças E, sendo que o efeito da esterilização foi bastante mais sentido na componente da riqueza que na de equitabilidade, cuja resposta foi ainda inferior à que se havia verificado nas poças que tinham sofrido o mesmo tratamento em Março de 2007.

Assim, é a componente da riqueza aquela que parece ter sido mais afectada pelos tratamentos utilizados, sendo a que, de uma forma mais constante, apresentou diferenças estatisticamente significativas relativamente ao estado das poças antes da sua raspagem ou esterilização. Os procedimentos estatísticos utilizados não conseguem, no entanto, esclarecer sobre as diferenças induzidas pelos graus de intensidade dos distúrbios, pois observou-se uma resposta diferente aos tratamentos em função da época do ano em que foram aplicados. Por esta razão, pode ser importante considerar o mês quando houver necessidade de fazer intervenções que afectem a biodiversidade na zona intertidal.

## 4. Conclusões

Procurou-se nesta tese fazer uma abordagem bipartida ao fenómeno de recolonização em poças de maré intertidais, que decorre da instalação de um distúrbio, seja ele natural ou de origem humana. Por um lado, tentou-se avaliar, ao longo dos 18 meses durante os quais foram realizadas amostragens, se a biodiversidade destas poças tinha conseguido recuperar de dois distúrbios, de intensidade diferente. Por outro lado, procurou-se perceber se a época do ano em que estes distúrbios se fazem sentir (ou deixam de se sentir, como no caso de um soterramento por areia), introduziria alterações na evolução da percentagem de cobertura das espécies presentes, fazendo com que estas se apresentassem significativamente diferentes, em função da data de início da recolonização.

Em ambos os casos, a avaliação da recolonização teve por base duas perspectivas diferentes. Numa delas, todas as análises se basearam na taxa de cobertura biológica de cada espécie identificada, seguindo a sua evolução ao longo do tempo, e submetendo-a a vários procedimentos estatísticos (MDS, ANOSIM e SIMPER, por exemplo). Na outra, utilizaram-se quatro índices de diversidade distintos (número total de espécies, Índice de Equitabilidade de Pielou, Índice de Shannon-Wiener e Índice de Simpson), sendo que dois valorizam mais a componente de riqueza da biodiversidade (número total de espécies e Índice de Shannon), enquanto os restantes (Índice de Equitabilidade de Pielou e Índice de Simpson), a de *evenness*. A avaliação destes índices passou por análises de variância (ANOVA) e testes de comparação múltipla (LSD), de forma a determinar quando as poças tratadas deixaram de apresentar diferenças estatisticamente significativas com as poças controlo, ou com as respectivas amostragens iniciais.

Da análise dos dados recolhidos pode-se extrair algumas conclusões, que parecem pertinentes, para as questões que este trabalho se propunha esclarecer. Assim, foi clara, durante a realização das amostragens, e por comparação posterior das fotografias tiradas, a existência em Agosto de 2008 de diferenças entre as poças raspadas e esterilizadas e as poças de controlo, decorrentes da aplicação dos tratamentos. No entanto, esta era uma observação empírica, que carecia de rigor estatístico, pelo que, para ser comprovada ou desmentida, teria de ser verificada à luz das restantes análises efectuadas. No âmbito desta conclusão, a análise MDS demonstrou-se pouco esclarecedora, apesar de mostrar um afastamento relativo, nas suas ordenações, entre algumas poças tratadas (principalmente as esterilizadas) e as controlo. A análise ANOSIM, por sua vez, foi extremamente clara. Ainda que o R global

tenha diminuído bastante até ao fim das amostragens, demonstrou-se que este foi influenciado pela alta similaridade entre os tratamentos R, E, R' e E', sendo que, quando qualquer destes era comparado com as poças controlo, revelava a existência de diferenças significativas que não desapareceram até ao fim deste estudo. Esta conclusão pode ainda sair reforçada com o facto da análise ANOVA ter confirmado a existência de diferenças estatisticamente significativas. Este teste indica que, ao nível dos índices de diversidade utilizados, foram os que valorizam a componente da riqueza os mais afectados. Deste modo, parece correcto afirmar-se que, depois de 18 meses de análise, as poças tratadas continuaram bastante afectadas pelos tratamentos, tanto na cobertura como na abundância de espécies presentes.

Quanto à questão metodológica da validade da utilização da raspagem e esterilização para simular distúrbios de diferentes intensidades, pode verificar-se que, em todas as análises, ambos os tratamentos introduziram diferenças estatisticamente significativas relativamente às poças controlo (ainda que em alguns casos tenham sido de reduzida duração temporal). Nestas mesmas análises, observou-se uma resposta diferenciada da cobertura das poças aos dois tratamentos, sendo que, em quase todas, as diferenças demoraram mais tempo a desaparecer (ou mantiveram-se maiores) nas poças esterilizadas que nas raspadas. O único teste em que isto não se verificou foi o ANOSIM, se bem que na penúltima amostragem as poças R' eram mais semelhantes às controlo que as E', e na antepenúltima as poças R eram bastante mais semelhantes a C que as E. Da análise da percentagem de similaridade, conclui-se ainda que outro efeito resultante dos tratamentos foi o aumento da dissimilaridade nas poças esterilizadas, relativamente a qualquer outro grupo. Quer isto dizer que as réplicas das poças esterilizadas foram constantemente mais diferentes entre si, do que o que se verificou para o outro tratamento e controlo. Por estas razões, a utilização destes tratamentos parece adequada aos objectivos em questão, simulando, de facto, dois distúrbios diferentes, que poderiam corresponder, por exemplo, a soterramentos por períodos de tempo diferentes, das poças por areia.

No que diz respeito à comparação entre a aplicação dos tratamentos em Março ou em Julho, as respostas evidenciadas nos testes utilizados foram pouco esclarecedoras. Tanto os testes MDS como os ANOSIM, revelaram não existir diferenças entre as duas épocas do ano. No entanto, os gráficos de ocupação, espécie a espécie, parecem indicar que as poças tratadas em Março recuperam para quantidades superiores às de Julho, enquanto estas o fizeram mais rápido, mas atingindo quantidades menores. As análises ANOVA, baseadas nos índices de diversidade, demonstraram a existência de diferenças estatisticamente significativas, principalmente nas poças raspadas em Julho. No entanto,

em Agosto de 2008, estas já tinham desaparecido. Por outro lado, se se utilizar a amostragem inicial como controlo, observa-se que apareceram diferenças estatisticamente significativas nas poças R', até ao fim das amostragens, enquanto nas R isto não se verificou. Por esta razão, apesar de já não se conseguir ter o mesmo grau de certeza que nas conclusões anteriores, parece poder existir alguma influência da época do ano na evolução das espécies nas poças, pelo que não se deve excluir esta hipótese em abordagens futuras a este tema. Neste caso, a utilização dos tratamentos em épocas mais afastadas temporalmente poderia ajudar a perceber se esta acção existe nas poças intertidais e, em caso afirmativo, de que forma se faz sentir.

A análise baseada em índices de diversidade, bem como algumas centradas na taxa de cobertura biológica, podem, no entanto, induzir em erro relativamente à recuperação e estado actual das poças. O caso dos índices de diversidade é bastante significativo, uma vez que, se numa poça se tiver três espécies – A, B e C – em iguais quantidades, e noutra existirem também três espécies – D, E e F – com as mesmas quantidades, obtem-se resultados que indicam, com estes índices, que a biodiversidade, nas componentes de riqueza e equitabilidade, seria igual apesar das espécies serem diferentes. Por esta razão, é necessária a análise das espécies existentes, bem como das que se perderam e ganharam, e tentar avaliar se a presença destas nas poças tratadas se modificou relativamente às poças controlo. Tendo isto em conta, conseguiu-se perceber que existiram bastantes modificações ao nível dos constituintes das poças pela aplicação dos tratamentos. Assim, algumas espécies deixaram de aparecer nas tratadas (principalmente nas esterilizadas), outras só apareceram nestas, e ainda outras só surgiram nas poças esterilizadas. De uma forma geral, estas modificações são relativamente imperceptíveis, sendo que, a maior parte das vezes, as espécies não atingem coberturas muito relevantes. No entanto, a longo prazo, podem fazer com que a cobertura biológica se altere consideravelmente, permitindo o acesso de espécies infestantes ou oportunistas.

De uma forma geral, podemos então afirmar que a diversidade, decorrente da recolonização de locais que tenham sofrido distúrbios, pode ser um dos vários factores que controlam a estabilidade, produtividade, dinâmica de nutrientes e invasibilidade dos ecossistemas. Isto é afirmado, não para diminuir a importância da diversidade, mas para colocá-la em perspectiva. Assume-se que a diversidade, enquanto medida da probabilidade de ter determinadas espécies ou características presentes num ecossistema, consegue diminuir a variação inter-específica entre locais e, portanto, influenciar os processos populacionais, comunitários ou de ecossistemas. Assim, estes

estudos demonstram que os distúrbios e recolonizações, assim como as alterações na biodiversidade que estes acarretam, são determinantes para a dinâmica dos ecossistemas e devem ser tomados em conta quando se refere a questões de ordenamento e gestão ambiental.

Ficam ainda algumas questões em aberto, para serem exploradas no futuro: saber que outras espécies são mais resistentes aos distúrbios que se fazem sentir no litoral, e quais lhes são mais susceptíveis; documentar as complexas influências das escalas temporais e espaciais nos processos ecológicos; criar uma maior interligação entre investigações em ambientes adjacentes; e aumentar as sinergias entre investigação teórica, projectos de conservação e acções de educação ambiental, com o objectivo de se minorar os efeitos nocivos de todas as pressões que o litoral tem vindo a sofrer.

## 5. Bibliografia

- Addressi, L. 1994: **Human disturbance and long-term changes on a rocky intertidal community.** *Ecol. Appl.*, **4**: 786–797.
- **Algaebase** [<http://www.algaebase.org/>].
- Alongi, D. M. 1985: **Effect of physical disturbance on population dynamics and trophic interactions among microbes and meiofauna.** *Journal of Marine Research*, **43**: 351–364.
- Andrewartha, H. G. & Birch, L. C. 1954: **The Distribution and Abundance of Animals.** University of Chicago Press, Chicago.
- Arrontes, J. & Underwood, A. J. 1991: **Experimental studies on some aspects of the feeding ecology of the Intertidal starfish *Patiriella exigua*.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **148**: 255-269.
- Benedetti-Cecchi, L. & Cinelli, F. 1993 : **Early patterns of algal succession in a midlittoral community of the Mediterranean sea: a multifactorial experiment.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **169**: 15-31.
- Benedetti-Cecchi, L. & Cinelli, F. 1994: **Recovery of patches in an assemblage of geniculate coralline algae: variability at different successional stages.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **110**: 9–18.
- Bray, J.R. & Curtis, J. T. 1957: **An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin.** *Ecol. Monogr.*, **27**: 325-349.
- Breitburg, D. L. 1985: **Development of a subtidal epibenthic community: factors affecting species composition and the mechanisms of succession.** *Oecologia*, **65**: 173–184.
- Chapman, M. G. 2002: **Early colonization of shallow subtidal boulders in two habitats.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **275**: 95–116.
- Christensen, R. 1996: **Analysis of variance, design and regression.** Chapman & Hall/CRC Press LLC.
- Clarke, K. R. 1993: **Non-parametric multivariate analysis on changes in community structure.** *Aust. J. Ecol.*, **18**: 117-143.
- Clarke, K. R. & Gorley, R. N. 2001: **User Manual/Tutorial.** PRIMER-E Ltd.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 2001: **Change in Marine communities: an Approach to Statistical Analysis and Interpretation.** PRIMER-E Ltd.

- Clements, F. E. 1936: **Nature and structure of the climax.** *J. Ecol.*, **24**: 252–284.
- Cochran, W. H. & Cox, G. M. 1957: **Experimental designs.** John Wiley & Sons, New York, second edition.
- Colinviaux, P. 1973: **Introduction to ecology.** Wiley, New York.
- Connel, J. H. & Slatyer, R. O. 1977: **Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization.** *Am. Nat.*, **111**: 1119–1144.
- Dayton, P. K. 1971: **Competition, disturbance and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community.** *Ecol. Monogr.*, **41**: 351–389.
- Dayton, P. K. & Hessler, R. R. 1972: **Role of biological disturbance in maintaining diversity in the deep sea.** *Deep Sea Research*, **19**: 199–208.
- Dayton, P. K.; Tegner, M. J. & Parnell Edwards, P. B. 1992: **Temporal and spatial patterns of disturbance and recovery in a kelp forest community.** *Ecological Monographs*, **62**: 42 1-435.
- Dethier, M. N. 1982: **Pattern and process in tidepool algae: factors influencing seasonality and distribution.** *Bot. Mar.*, **25**: 55-66.
- Dethier, M. N. 1984: **Disturbance and recovery in intertidal pools. maintenance of mosaic patterns.** *Ecol. Monogr.*, **54**: 99-118.
- Dethier, M. N.; Graham, E. S.; Cohen, S. & Tear, L. M. 1993: **Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **96**: 93- 100.
- Dethier, M. N.; McDonald, K. & Strathmann, R. R. 2003: **Colonization and connectivity of habitat patches for coastal marine species distant from source populations.** *Conservation Biology*, **17**: 1024-1035.
- Dye, A. H. 1993: **Recolonization of intertidal macroalgae in relation to gap size and molluscan herbivory on a rocky shore on the east coast of southern Africa.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **95**: 263-271.
- Farrell, T. M. 1989: **Succession in a rocky intertidal community: the importance of disturbance size and position within a disturbed patch.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **128**: 57-73.
- Farrell, T. M. 1991: **Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community.** *Ecol. Monogr.*, **61**: 95-113.
- Field, J. G.; Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1982: **A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **8**: 37-52.

- Grassle, J. F. & Sanders, H. 1973: **Life histories and the role of disturbance.** *Deep Sea Research*, **20**: 643–659.
- Gwyther, J. & Fairweather, P. G. 2002: **Colonisation by epibionts and meiofauna of real and mimic pneumatophores in a cool temperate mangrove habitat.** *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **229**: 137–149.
- Haefner, P. A. 1996: **Exploring Marine Biology - Laboratory and Field exercises.** D. C. Heath and Company.
- Hawkins, S. J. 1981: **The influence of season and barnacles on the algal colonization of *Patella vulgata* exclusion areas.** *J. Mar. Bio. Ass. UK*, **61**: 1.
- Hawkins, S. J. & Hartnoll, R. G. 1983: **Grazing of intertidal algae by marine invertebrates.** *Oceanogr. Mar. Biol. A. Rev.*, **21**: 195-28.
- Henderson, P. A. 2003: **Practical methods in ecology.** Blackwell Publishing company.
- Horn, H. S. 1974: **The ecology of secondary succession.** *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **5**: 25– 37.
- **Integrated Taxonomic Information System** [<http://www.itis.gov>].
- Kennely, S. J. 1987: **Physical disturbances in an Australian kelp community. I. Temporal effects.** *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **40**: 145–153.
- Keough, M. J. 1984: **Effects of patch size on the abundance of sessile marine invertebrates.** *Ecology*, **65**: 423-437.
- Keough, M. J. & Quinn, P. Q. 1998: **Effects of periodic disturbances from trampling on rocky intertidal algal beds.** *Ecological applications*, **8**: 141-161.
- Landau, S. & Everitt, B. S. 2004: **A handbook of statistical analyses using SPSS.** Chapman & Hall/CRC Press LLC.
- Likens, G. E. 1985: **An experimental approach for the study of ecosystems.** *J. Ecol.*, **73**: 381–96.
- Lindberg, D. R.; Estes, J. A. & Warheit, K. I. 1998: **Human influences on trophic cascades along rocky shores.** *Ecol. Appl.*, **8**: 880–890.
- McGuinness, K. A. 1987: **Disturbance and organisms on boulders. I . Patterns in the environment and the community.** *Oecologia*, **71**: 409-419.
- Meese, R. J. & Tomich, P. A. 1992: **Dots on the rocks: a comparison of percent cover estimation methods.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **165**: 59-13.

- Menge, B. A.; Farrell, T. M.; Olson, A. M.; van Tamelen, P. & Turner, T. 1993: **Algal recruitment and the maintenance of a plant mosaic in the low intertidal region of the Oregon coast.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **170**: 91–116.
- Odum, E. P. 1969: **The strategy of ecosystem development.** *Science*, **164**: 262–270.
- Paine, R. T. & Levin, S. A. 1981: **Intertidal landscapes: disturbance and the dynamics of pattern.** *Ecol. Monogr.*, **51**: 145-78.
- Palumbi, S.R. & Jackson, J. B. C. 1982: **Ecology of cryptic coral reef communities. 11. Recovery from small disturbance events by encrusting bryozoa: the influence of "host" species and lesion size.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **64**: 103-115.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. 1985: **Natural disturbance and patch dynamics: a synthesis.** In: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* Edited by Pickett STA, White PS. Academic Press, Orlando. FL: 371-384.
- Platt, W.J. & Connell, J.H. 2003: **Natural disturbances and directional replacement of species.** *Ecol. Monogr.*, **73(4)**: 507–522.
- Reed, D. C. 1990: **The effects of variable settlement and early competition on patterns of kelp recruitment.** *Ecology*, **71**: 776-787.
- Schindler, D. W. 1987: **Detecting ecosystem response to anthropogenic stress.** *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **Suppl 44**: 6–25.
- Schratzberger, M. & Warwick, R. M. 1999: **Differential effects of various types of disturbances on the structure of nematode assemblages: an experimental approach.** *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **181**: 227–236.
- Singer, M. C. 2000: **Reducing ambiguity in describing plant–insect interactions: “preference”, “acceptability” and “electivity”.** *Ecol. Lett.*, **3**: 159–162.
- Sousa, W. P. 1979a: **Disturbance in marine intertidal boulder fields: the non-equilibrium maintenance of species diversity.** *Ecology*, **60**: 1225-1239.
- Sousa, W. P. 1979b: **Experimental investigations of disturbance and ecological succession in a rocky intertidal algal community.** *Ecol. Monogr.*, **49**: 227–254.
- Sousa, W. P. 1980: **The responses of a community to disturbance: the importance of successional age and species' life histories.** *Oecologia*, **45**: 72-81.

- Sousa, W. P. 1984: **The role of disturbance in natural communities.** *A. Rev. Ecol. Syst.*, **15**: 353-391.
- Sutherland, J. P. & Karlson, R. H. 1977: **Development and stability of the fouling community at Beaufort, North Carolina.** *Ecol. Monogr.*, **47**: 425–446.
- Thrush, S. F. & Dayton, P. K. 2002: **Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity.** *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **33**: 449–473.
- Underwood, A. J.; Denley, E. J. & Moran, M. J. 1983: **Experimental analyses of the structure and dynamics of mid-shore rocky intertidal communities in New South Wales.** *Oecologia*, **56**: 202–219.
- Underwood, A. J. 1989: **The analysis of stress in natural populations.** *Biol. J. Linn. Soc.*, **37**: 51-78.
- Underwood, A. J. & Chapman, M. G. 2006: **Early development of subtidal macrofaunal assemblages: relationships to period and timing of colonization.** *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **330**: 221-233.
- **University of Michigan Museum of Zoology Animal Diversity Web** [<http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/index.html>].
- Weber, M.; Coelho, A. M.; Dias Santos, J. P.; Ribeiro Benevides, S. C. & Santos, A. 1999: **Guia de campo de litoral da Praia da Aguda.** Fundação ELA – Estação Litoral da Aguda/Afrontamento – Porto/Rainho & Neves, Lda. – Santa Maria da Feira.
- Whitlatch, R. B.; Lohrer, A. M.; Thrush, S. F.; Pridmore, R. D.; Hewitt, J. E.; Cummings, V. J. & Zajac, R. N. 1998: **Scale-dependent benthic recolonization dynamics: life stage-based dispersal and demographic consequences.** *Hydrobiologica*, **375**: 127-226.

## 6. Anexos

**Nota:** Pelas suas dimensões, as tabelas respeitantes aos anexos encontram-se no CD associado a esta tese.