

TIAGO GONÇALO MARTINS VERDELHOS

Impacto da Eutrofização na Dinâmica Populacional e Produção
de *Scrobicularia plana* (da Costa) no Estuário do Mondego

DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

2003

AGRADECIMENTOS

Ao IMAR – Instituto do Mar, instituição de acolhimento e Departamento de Zoologia da Universidade de Coimbra que facultaram todos os meios técnicos e logísticos necessários para a realização deste trabalho.

Ao Professor Doutor Miguel Pardal, meu orientador que, com os seus conselhos e constante boa disposição, sempre me ajudou a levar este trabalho para a frente.

Ao Professor Doutor João Carlos Marques, por todo o apoio e auxílio ao longo da realização deste trabalho.

À Dr^a. Laura Peteiro e à Dr^a. Elena Carracedo, pela grande ajuda na realização de diversas etapas deste trabalho.

Ao Dr. João Neto, Dr^a. Patrícia Cardoso e Dr^a. Susana Ferreira, pela sua colaboração e constante disponibilidade.

A todos os meus colegas da Hidrobiologia e amigos que me apoiaram e ajudaram sempre que necessário, em especial: Dr. João Coelho, Dr^a. Marina Dolbeth, Dr. Ricardo Leitão, Dr. Filipe Martinho.

À minha família, que sempre se manteve a meu lado, me apoiou e encorajou ao longo deste percurso. Obrigado!

À Sara, por todo o Amor e Reciprocidade.

RESUMO

À semelhança de outros estuários e sistemas costeiros em todo o mundo, o estuário do Mondego tem sido, ao longo das últimas décadas, afectado por um processo de eutrofização causado por elevadas concentrações de nutrientes na água. Como principal consequência ocorreram “blooms” macroalgais ao longo de vários anos, em especial nas zonas mais interiores do estuário, levando a uma redução dos bancos de *Zostera noltii*, resultando numa progressiva substituição de produtores primários, seguida de alterações na biodiversidade e na estrutura trófica da comunidade.

De modo a conhecer melhor a problemática da eutrofização e seus efeitos na qualidade ambiental iniciou-se, de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000, uma monitorização da comunidade macrobentónica no braço Sul do estuário do Mondego, efectuando-se a amostragem ao longo de um gradiente espacial de eutrofização: a) o banco de *Zostera noltii*, mais a jusante e considerada uma zona não eutrofizada; b) a zona intermédia, adjacente à anterior; c) a zona mais eutrofizada, mais interna no estuário e onde se registaram os maiores “blooms” macroalgais.

Com base em estudos efectuados, foram implementadas, a partir de 1998, algumas medidas visando a protecção, conservação e recuperação dos bancos de *Zostera noltii*, considerados de elevada importância tanto na condição ambiental do ecossistema como na sua produtividade.

A importância de *Scrobicularia plana* (da Costa) nas comunidades macrobentónicas do Mondego foi demonstrada por alguns estudos anteriores, apresentando elevados valores de densidade e biomassa, revelando-se uma das espécies macrobentónicas mais representativas no braço Sul do estuário do Mondego.

A população de *Scrobicularia plana* segue uma variação espacial no estuário do Mondego ao longo do gradiente de eutrofização, tanto

relativamente à sua abundância como à sua biomassa, que se mostraram mais elevadas na zona mais eutrofizada, diminuindo para as zonas mais a jusante. Esta população apresentou recrutamentos anuais, geralmente de Fevereiro a Maio, com a produção de uma coorte por ano. Cada coorte atinge em média 42 mm, crescendo cerca de 8 mm por ano e vivendo aproximadamente 5 anos (62 a 63 meses).

A ocorrência de “blooms” macroalgais parece influenciar negativamente a população de *Scrobicularia plana*, reduzindo a sua abundância e biomassa, devido a um aumento de mortalidade dos indivíduos. Por seu lado, as medidas de protecção implementadas no estuário têm uma influência positiva na população de *Scrobicularia plana*, que a partir de 1998 aumenta os seus valores de abundância e biomassa nas três áreas de amostragem e conseqüentemente a sua produção secundária.

Esta espécie apresenta um gradiente latitudinal no que respeita aos valores de abundância, reprodução, crescimento, longevidade e produção, sendo as populações do Sul da Europa caracterizadas por maiores valores de abundância, períodos de reprodução mais longos e com a frequente ocorrência de dois períodos de recrutamento por ano, taxas de crescimento bastante mais elevadas e por uma menor longevidade. Também os valores de produção secundária são normalmente mais elevados e parecem diminuir com o aumento da latitude.

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| 1 – INTRODUÇÃO | 1 |
| 1.1 – Localização e Condições Geográficas | 1 |
| 1.2 – Breve Caracterização | 2 |
| 1.3 – Pressões Ambientais | 5 |
| 1.4 – Eutrofização no Estuário do Mondego | 7 |
| 1.5 – Características Gerais de <i>Scrobicularia plana</i> | 12 |
| 1.6 – Objectivos do Presente Estudo | 15 |
| | |
| 2 – MATERIAL E MÉTODOS | 19 |
| 2.1 – Localização e Caracterização das Estações de Amostragem | 19 |
| 2.2 – Estratégia de Amostragem e Métodos de Colheita | 20 |
| 2.3 – Factores Físico-Químicos | 21 |
| 2.3.1 – Água | 21 |
| 2.3.2 – Sedimento | 21 |
| 2.4 – Tratamento do Material Biológico | 22 |
| 2.5 – Estudo Laboratorial de <i>Scrobicularia plana</i> | 23 |
| 2.5.1 – Biometrias e Biomassas | 23 |
| 2.5.2 – Análise Modal | 24 |
| 2.5.3 – Modelo de Crescimento | 25 |
| 2.5.4 – Cálculo de Produção Secundária de <i>Scrobicularia plana</i> | 27 |

| | |
|---|----|
| 3 – RESULTADOS | 29 |
| 3.1 – Parâmetros Abióticos | 29 |
| 3.2 – Macrófitas e Macroalgas | 32 |
| 3.3 – <i>Scrobicularia plana</i> | 34 |
| 3.3.1 – Abundância e Biomassa | 34 |
| 3.3.2 – Estrutura Populacional e Duração do Ciclo de Vida | 37 |
| 3.3.3 – Crescimento | 39 |
| 3.3.4 – Produção | 41 |
| | |
| 4 – DISCUSSÃO | 43 |
| 4.1 – Parâmetros Abióticos | 43 |
| 4.2 – Factores Biológicos | 46 |
| 4.3 – Dinâmica Populacional de <i>Scrobicularia plana</i> | 49 |
| | |
| 5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS | 59 |
| | |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 61 |

1 – INTRODUÇÃO

1.1 – Localização e Condições Geográficas

O Mondego, o maior rio com percurso exclusivamente português, tem a sua origem na Serra da Estrela, a 1457 m de altitude (Gonçalves, 1991) e percorre 227 km até à cidade da Figueira da Foz, na costa centro oeste de Portugal, onde desagua no oceano Atlântico. A montante da cidade de Coimbra atravessa vales encaixados, alargando-se depois a jusante, numa planície aluvial. No total do seu percurso, o rio Mondego drena uma bacia hidrográfica de cerca de 6670 km² (Pardal, 1998) e tem como principais afluentes a ribeira de Ançã, o rio Dão e o rio Foja, na margem norte e a ribeira de Cernache e os rios Alva, Ceira, Ega, Arunca e Pranto na margem sul.

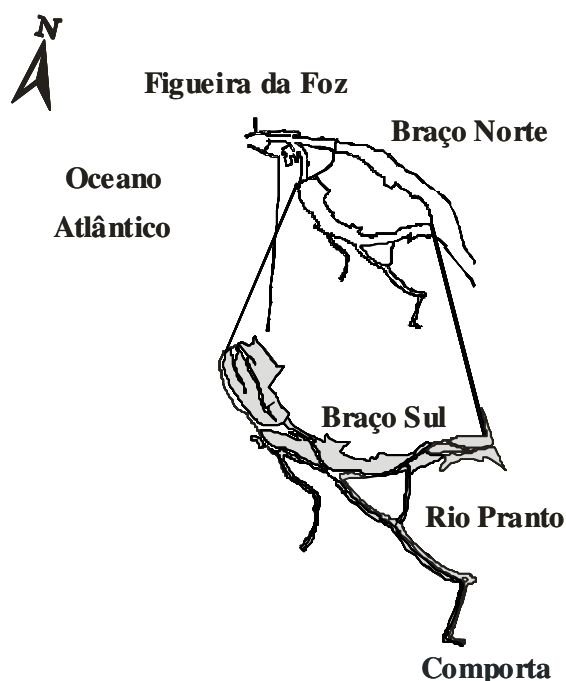


Fig. 1 – Localização geográfica do estuário do Mondego.

O estuário do Mondego (Fig. 1) localiza-se a 40°08'N; 8°50'W, estando sujeito a um clima temperado costeiro de transição entre as influências mediterrânica e atlântica (Ribeiro, 2001). Apresenta assim, Invernos chuvosos e moderadamente frios que contrastam com os Verões quentes e secos, verificando-se uma variação sazonal característica das zonas temperadas principalmente no que se refere a temperatura e pluviosidade.

A cerca de 7 km do mar, o rio Mondego divide-se em dois braços, Norte e Sul que envolvem uma ilha de aluvião – a ilha da Murraceira, voltando a unir-se a cerca de 1 km da foz. Esta parte terminal do estuário possui dimensões relativamente pequenas (7 km de comprimento e 2 a 3 km de largura), abrangendo cerca de 1600 ha de zona húmida caracterizada por uma elevada produtividade e biodiversidade (Marques *et al.*, 1993 a, b; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003).

1.2 – Breve Caracterização

Ao dividir-se em dois braços (Fig. 2), o Mondego origina dois subsistemas com características hidrológicas distintas (Marques *et al.*, 1993 a, b, 2002; Pardal *et al.*, 1993; Lillebø, 1996; Pardal, 1998; Martins *et al.*, 2001; Cunha & Dinis, 2002), que reflectem as suas diferentes características morfológicas e estruturais. Assim, o braço Norte é o principal canal de navegação, tendo por isso sofrido diversas obras de regularização e aprofundamento ao longo do seu leito e de enrocamento das margens, com o objectivo de melhorar as suas condições de navegabilidade. Tem uma profundidade que varia de 4 a 8 m, enquanto o braço Sul tem uma profundidade de 2 a 4 m em preia-mar, para uma amplitude de maré de 2 a 3 m (Cunha *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Cunha & Dinis, 2002; Duarte *et al.*, 2002).

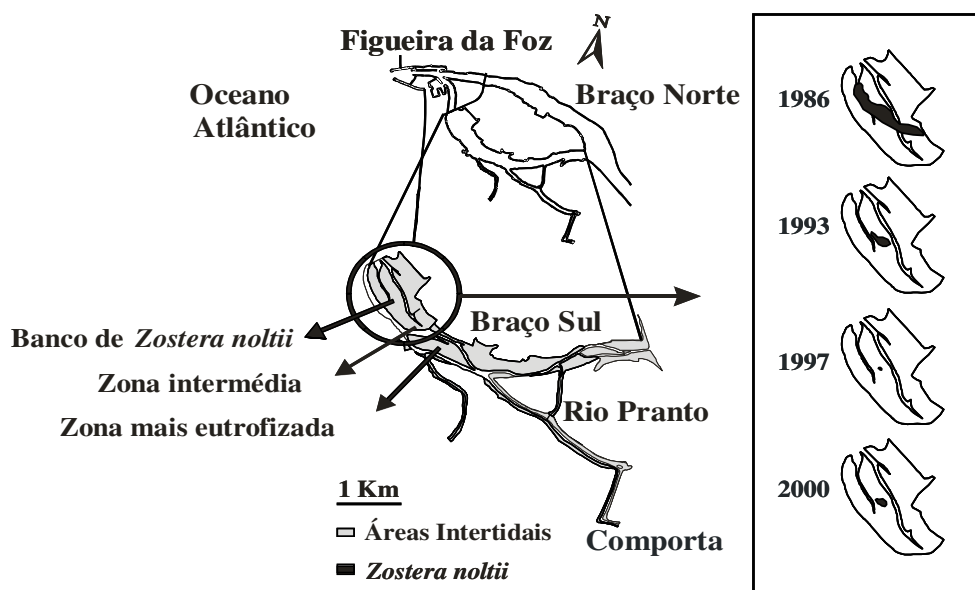


Fig. 2 – Áreas de estudo no braço Sul do estuário do Mondego. Área coberta por *Zostera noltii* em 1986, 1993, 1997 e 2000.

Ao longo dos últimos anos o assoreamento do braço Sul, resultante da deposição de sedimentos fluviais e marinhos (Pardal, 1995, 1998; Cunha *et al.*, 1997; Cunha & Dinis, 2002; Duarte *et al.*, 2002), especialmente nas zonas mais a montante restringiu a comunicação entre os dois braços. A partir de 1998 a ligação foi parcialmente restabelecida ocorrendo agora durante a preia mar, nomeadamente em marés de grande amplitude (Pardal & Marques, 1998).

Deste modo, até 1998 o fluxo fluvial do Mondego circulava quase na totalidade pelo braço Norte. A circulação no braço Sul dependia principalmente da influência tidal e do fluxo do rio Pranto, seu tributário, que é controlado por um sistema de comportas. Ainda hoje, mas de forma menos acentuada a influência tidal varia nos dois braços, verificando-se uma penetração da maré mais rápida no braço Norte (Marques, 1989), o que causa maiores variações diárias de salinidade neste braço, enquanto no braço Sul são maiores as variações de temperatura principalmente devido à sua

menor profundidade e caudal (Marques, 1989; Marques *et al.*, 1993 a, b; Flindt *et al.*, 1997). Estas diferenças a nível hidrodinâmico reflectem-se também nas características dos sedimentos constituintes dos dois braços. Assim, o braço Norte caracteriza-se por sedimentos com uma granulometria mais grosseira, em função do seu elevado hidrodinamismo (Duarte & Reis, 1991, 1993; Pardal, 1998). O braço Sul  constituído essencialmente por sedimentos vasosos, característicos de áreas com maior estabilidade e de menor hidrodinamismo (Duarte, 1990; Cunha *et al.*, 1997).

No estuário do Mondego os biótopos móveis surgem essencialmente no braço Sul em áreas intertidais e subtidais, já um pouco afastadas das instalações portuárias. Formam então, um sapal caracterizado por águas salobras e sedimentos finos com elevado teor de matéria orgânica (Marques *et al.*, 1993 a, b; Lopes, 1999). Estes são basicamente constituídos por povoamentos de macrófitas enraizadas no sedimento (de vasa consolidada na zona supralitoral a vasa arenosa na zona subtidal). A zona supralitoral é composta por uma cintura de *Juncus maritimus*, na interface entre o meio terrestre e o meio aquático. Na zona mediolitoral superior, aparece *Spartina maritima*, localizada a jusante e *Scirpus maritimus*, encontrada nas zonas mais interiores do estuário (Lilleb, 2000). A jusante do braço Sul na zona mediolitoral inferior encontra-se também um povoamento de *Zostera noltii* (Marques & Guilhermino, 1988 a, b; Marques *et al.*, 1993 a, 1997; Pardal, 1998; Lilleb *et al.*, 1999; Pardal *et al.*, 2000).

Em termos gerais a macrofauna bentnica predominante é caracterizada pela existência de espécies como os bivalves *Scrobicularia plana* (amijoa) e *Cerastoderma edule* (berbigão), o gastrópode *Hydrobia ulvae*, o isópode *Cyathura carinata*, o decpode *Carcinus maenas* (caranguejo) ou o poliqueta *Hediste diversicolor* (minhoca), alguns deles com grande importância econmica. De facto, as populações ribeirinhas exploram, desde há muito o estuário do Mondego, aproveitando a sua elevada produtividade e os seus recursos mais acessíveis (Marques *et al.*,

1984; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998). Assim, actividades como a pesca de caranguejos, enguias (*Anguilla anguilla*) e linguados (*Solea vulgaris*), a apanha de poliquetas para isco, de amêijoas e berbigões para consumo são práticas correntes (Marques *et al.*, 1984; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998).

1.3 – Pressões Ambientais

As populações humanas exercem inevitavelmente fortes pressões ambientais sobre os ecossistemas naturais que as rodeiam, frequentemente com impactos consideráveis nos diversos níveis dos ecossistemas, levando usualmente a diminuições na biodiversidade, na produtividade das comunidades e em última instância a uma perda da sua qualidade ambiental.

Hoje em dia, as zonas mais industrializadas do mundo e as cidades mais densamente povoadas encontram-se junto à costa, adjacentes às partes terminais dos rios, beneficiando do acesso ao mar e aos rios como importantes vias de comunicação. Os estuários revestem-se então de elevada importância para as populações humanas, estando sujeitos a fortes pressões e tornando-se muito vulneráveis (Molles, 1999).

O estuário do Mondego encontra-se sob uma forte pressão ambiental de origem antropogénica, resultante directa ou indirectamente das actividades humanas que causam alterações a nível físico ou químico no estuário e que têm conseqüentemente um forte impacto nas diversas comunidades do estuário e na sua qualidade ambiental.

O rio Mondego tem sido submetido desde os anos 60 a modificações de carácter estrutural, no âmbito da produção de energia, abastecimento de água (Cunha *et al.*, 1997; Marques *et al.*, 1999) e -regulação do caudal do rio – nomeadamente a construção de barragens e o confinamento do rio num leito artificial. Também nos últimos anos foram realizadas obras de

ampliao do porto comercial da Figueira da Foz, muito importante nesta região, principalmente no que diz respeito  exportao de pasta de papel. Estas intervenoes têm um impacto importante no estuário, principalmente no que respeita ao seu leito, caudal e dimensões, além de uma perturbao física dos fundos, causada pelas dragagens de modo a facilitar a navegabilidade no local, que cria instabilidade para o estabelecimento de organismos bentnicos (Marques *et al.*, 1993 b; Pardal *et al.*, 1993).

O impacto químico é por um lado provocado pela cidade da Figueira da Foz, por outro, a área onde o estuário do Mondego se insere é caracterizada por uma importante componente agrícola, principalmente vocacionada para o cultivo de arroz e milho e como consequência desta actividade são lançadas nas águas do estuário grandes quantidades de fertilizantes, principalmente a partir do rio Pranto. O caudal deste rio é controlado por um sistema de comportas construídas com o intuito de impedir a entrada da água salgada e controlar a quantidade de água doce nos campos de cultivo. Quando as comportas são abertas ocorre a descarga de uma grande quantidade de água doce rica em nutrientes, diminuindo drasticamente a salinidade no estuário. A irregularidade das descargas provenientes do rio Pranto, que se encontram dependentes da pluviosidade, é considerada uma das causas dos processos de eutrofizao verificados nas últimas décadas no braço Sul do estuário (Pardal *et al.*, 1993, 2000; Flindt *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Lilleb *et al.*, 1999; Martins *et al.*, 2001). Por último há ainda a salientar a sucessiva substituio das saliniculturas, actividade não poluente que predominou durante muitos anos no estuário, principalmente na ilha da Murraceira, por pisciculturas, que se encontram em desenvolvimento no estuário e que se revestem de elevada importância econmica.

Contudo, e apesar de todas as pressões exercidas, o braço Sul encontra-se menos alterado e menos afectado pelas actividades humanas e por isso tem sido frequentemente estudado ao longo dos últimos anos, de

modo a aprofundar o conhecimento do ecossistema, visando essencialmente a sua conservação (Marques *et al.*, 1984, 1993 a, b, 1994, 1997, 1999; Marques & Guilhermino, 1988 a, b; Marques, 1989; Marques & Nogueira, 1991; Pardal *et al.*, 1993, 2000; Pardal, 1995, 1998; Martins, 1995; Cabral *et al.*, 1996, 1999; Lillebø, 1996, 2000; Múrias *et al.*, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Martins *et al.*, 1997, 2001; Pardal & Marques, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Lopes, 1999; Lopes *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003; Lillebø *et al.*, 2003).

1.4 – Eutrofização no Estuário do Mondego

Designa-se por eutrofização ao processo que consiste no enriquecimento de um sistema em nutrientes e nas manifestações a ele associadas (Desprez *et al.*, 1992). A principal dessas manifestações é o aumento da produção primária, principalmente através da proliferação exacerbada de macroalgas (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Beukema, 1991; Lavery *et al.*, 1991; Raffaelli *et al.*, 1991; Hardy *et al.*, 1993; Marques *et al.*, 1993 a, 1999; Everett, 1994; Lillebø, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Pardal *et al.*, 2000) ou fitoplâncton (Asmus & Asmus, 1985; Desprez *et al.*, 1992; Thomas & Daldorph, 1994), que aproveitam a elevada quantidade de nutrientes no meio para crescerem, ganhando vantagem relativamente a outros produtores primários, uma vez que têm normalmente uma maior eficiência na absorção dos nutrientes e maiores taxas de crescimento.

Fenómenos deste género têm sido frequentemente observados e estudados ao longo dos últimos anos em zonas costeiras e estuários por todo o mundo (Soulsby *et al.*, 1982; Asmus & Asmus, 1985; Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Beukema, 1991; Lavery *et al.*, 1991; Raffaelli *et al.*, 1991; Desprez *et al.*, 1992; Hardy *et al.*, 1993; Marques *et al.*, 1993 a, 1999;

Everett, 1994; Thomas & Daldorph, 1994; D'Avanzo *et al.*, 1996; Hylland *et al.*, 1996; Lillebø, 1996; Norkko & Bonsdorff, 1996 a, b; Flindt *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Bolam *et al.*, 2000; Pardal *et al.*, 2000; Nixon *et al.*, 2001; Cardoso *et al.*, 2002), encarando-se hoje em dia como um dos mais importantes problemas ambientais em ecossistemas aquáticos.

A eutrofização depende da variação da qualidade da água, que é condicionada pelas características hidrográficas do sistema, taxas de sedimentação e disponibilidade de nutrientes (Lavery *et al.*, 1991; Marques *et al.*, 1993 a; Flindt *et al.*, 1997; Pardal, 1998). Estes provêm de origens diversas, tanto de fontes externas como por exemplo águas de drenagem de campos agrícolas, esgotos urbanos ou outras fontes de poluição, como de processos naturais nomeadamente da fixação de azoto atmosférico e processos de reciclagem do sistema (McMahon & Walker, 1998).

Nos estuários, assim como em sistemas marinhos, o azoto é usualmente o nutriente limitante, sendo o fósforo limitante em sistemas dulçaquícolas. Devido a actividades humanas, como o uso de fertilizantes, detergentes ou outros compostos ricos em azoto ou fósforo, tem-se provocado o aumento da concentração destes nutrientes, separadamente ou em conjunto, nas águas o que favorece um aumento exacerbado da produção primária (Hull, 1987; Desprez *et al.*, 1992; Hodgkin & Hamilton, 1993; Flindt *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Raffaelli *et al.*, 1998 Lillebø *et al.*, 1999; Pardal *et al.*, 2000).

Factores como a salinidade, temperatura, intensidade luminosa (Sfriso, 1995; Martins *et al.*, 2001), condições hidrográficas e herbivoria (Raffaelli *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2001), tipo de substrato e taxas de crescimento das espécies em causa, condicionam o crescimento das algas, ao determinarem as concentrações críticas de nutrientes para as quais ocorrem os blooms macroalgais (Sfriso, 1995).

O aumento de biomassa algal resulta, como é obvio, num aumento da actividade fotossintética, causando o aumento da produção de oxigénio durante o dia. De noite, como não se processa a fotossíntese, a respiração não é compensada resultando num elevado consumo de oxigénio que pode levar a situações de hipóxia ou mesmo, em casos extremos, de anóxia (Desprez *et al.*, 1992) na coluna de água, estendendo-se também à interface com o sedimento (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987).

As situações de anóxia provocam a morte das algas, aumentando o teor em matéria orgânica no sedimento que estimula a actividade de decomposição. Com o aumento desta actividade consome-se ainda mais oxigénio, o que agrava a situação de anóxia. Em casos extremos de anóxia ocorre a produção de H₂S, por acção de bactérias redutoras de azoto (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Jørgensen & Richardson, 1996; Pardal, 1998), que tem um forte impacto no restante coberto vegetal, como sejam as macrófitas, e na macrofauna.

O próprio coberto de macroalgas afecta as comunidades de macrófitas enraizadas no sedimento, por um lado porque ao diminuir a profundidade de penetração da luz afecta o crescimento e distribuição das macrófitas e por outro lado porque as macroalgas apresentam taxas de crescimento e assimilação de nutrientes mais elevadas (Hootsmans & Vermaat, 1985; Twilley *et al.*, 1984 *in* Thomas & Daldorph, 1994; Jørgensen & Richardson, 1996; Raffaelli *et al.*, 1998; Martins *et al.*, 2001), levando a melhor na competição por luz e nutrientes com as macrófitas (Martins *et al.*, 2001).

No que respeita à macrofauna bentónica, esta é, por um lado, favorecida pelos blooms macroalgais, uma vez que as algas podem servir de alimento ou refúgio contra predadores (Hodgkin & Hamilton, 1993; Jørgensen & Richardson, 1996; Raffaelli *et al.*, 1998). Mas, por outro lado, as situações de anóxia e produção de H₂S por acção de bactérias originam um meio redutor no sedimento e na água provocando a morte dos

organismos bent3nicos – o que depende da sua toler4ncia e mobilidade (Norkko & Bonsdorff, 1996 b; Pardal, 1998). Estes impactos podem ainda estender-se a outros n4veis tr3ficos (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Desprez *et al.* 1997; Hodgkin & Hamilton, 1993; Norkko & Bonsdorff, 1996 a, b; Raffaelli *et al.*, 1998; Lilleb3 *et al.* 1999; Pardal *et al.* 2000).

De um modo geral, a eutrofizaao pode provocar uma mudança nos produtores prim4rios, de uma comunidade dominada por macr3fitas enraizadas no sedimento para uma comunidade dominada por macroalgas oportunistas (Hartog, 1994; Martins *et al.*, 2001; Pardal, 1998; Pardal *et al.* 2000), levando conseqüentemente a altera3es na biomassa e composiao da macrofauna bent3nica (Lavery *et al.* 1991; Pardal, 1998 Lilleb3 *et al.*, 1999; Pardal *et al.*, 2000; Martins *et al.*, 2001). Deste modo, ocorre a transiao de um sistema est4vel e controlado, com um papel primordial das macr3fitas e da herbivoria, para um sistema muito mais din4mico, com maior reciclagem de nutrientes, maiores taxas de decomposiao e mineralizaao (Pardal, 1998), caracterizado por uma maior instabilidade.

No estu4rio do Mondego t3m surgido ocasionalmente, desde h4 cerca de duas d3cadas, blooms macroalgais – essencialmente de *Enteromorpha* sp. e *Ulva* sp., em zonas interiores do braço Sul (Martins, 1995; Cabral *et al.*, 1996, 1999; Lilleb3, 1996; M4rias *et al.*, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Marques, 1997, 1999; Martins *et al.*, 1997, 2001; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lilleb3 *et al.*, 1999; Lopes *et al.*, 2000; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003). Estes blooms surgem geralmente no in4cio da Primavera e prolongam-se at3 ao Ver4o, altura em que começam a declinar e em que se inicia o processo de morte e decaimento das massas algais, com fortes impactos no ecossistema.

Como conseqü4ncia destes blooms ocasionais e dos seus principais impactos, ocorreu uma reduao dos bancos de *Zostera noltii*, ficando a comunidade reduzida a cerca de 1 hectare por volta de 1993 (Lilleb3, 1996; Marques *et al.*, 1997; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lilleb3 *et al.*,

1999; Pardal *et al.*, 2000). Esta redução resultou da competição directa entre macrófitas, cujo crescimento é essencialmente limitado pela luz e macroalgas, cujo crescimento é limitado pela disponibilidade de nutrientes (Martins *et al.*, 2001). De facto, até 1998, neste ecossistema a grande abundância de nutrientes, a elevada turbidez da água e o fraco hidrodinamismo favoreceram o crescimento das macroalgas e a ocorrência dos blooms sazonais. Ocorreu pois, uma progressiva alteração nos produtores primários, que no braço Sul do estuário do Mondego se reflecte num gradiente espacial de eutrofização, encontrando-se as áreas a montante mais afectadas, nas quais as macroalgas se tornaram no principal produtor primário e onde não se encontram sequer vestígios de macrófitas enraizadas.

Os bancos de *Zostera noltii* são considerados como um dos mais ricos habitats no que respeita à produtividade e biodiversidade (Marques *et al.*, 1993 b, Pardal, 1998, Dolbeth *et al.*, 2003), sendo áreas essenciais na reprodução de diversas espécies de peixes e invertebrados (Heck *et al.*, 1995; Valiela *et al.*, 1997; Raffaelli, 1998; McGlathery, 2001), que desempenham um papel importante na manutenção da estabilidade do sedimento (Fonseca & Cahalan, 1992; Gambi *et al.*, 1990; McGlathery, 2001; Duarte, 2002) e da transparência da gua (Duarte, 2002). A sua redução provoca decerto um empobrecimento da qualidade ambiental de todo o sistema. Deste modo, considera-se que a conservação dos bancos de macrófitas é crucial na manutenção da macrofauna bentnica (Marques *et al.*, 1993 b; Cunha *et al.*, 1997; Pardal, 1998), bem como no equilíbrio e conservação do ecossistema.

Foi nesta perspectiva que se iniciaram e desenvolveram estudos com o intuito de se conhecer melhor a problemática da eutrofização e seus efeitos na qualidade ambiental e com vista a conservar e recuperar os bancos de macrófitas de importância primordial em estuários e áreas costeiras.

Desde 1998, e no seguimento dos estudos efectuados, foram implementadas algumas medidas visando a protecção, conservação e

recuperação dos bancos de *Zostera noltii*, considerados de elevada importância tanto na condição ambiental do ecossistema como na sua produtividade. Assim, esses bancos foram delimitados com estacas de madeira, vedando e protegendo a área coberta e as populações humanas foram alertadas para a importância da sua conservação no ecossistema e conseqentemente para as actividades econmicas, como por exemplo a apanha de bivalves ou caranguejo. Além disso, a comunicação entre os dois braços foi alargada de modo a aumentar o caudal de água doce no braço Sul e a abertura das comportas do rio Pranto passou a ser controlada, de modo a diminuir a entrada de nutrientes no estuário.

1.5 – Características Gerais de *Scrobicularia plana*

A amijoa, *Scrobicularia plana* (da Costa), é um molusco bivalve, Tellinacea da família Scrobicularidae, característico de águas salobras bastante comum em estuários e zonas costeiras, considerada como uma espécie característica da biocenose lagunar, euritrmica e eurihalina (Pers & Picard, 1964).

Morfologicamente, podemos descrever esta espécie como tendo uma concha de cor branca ferruginosa, com o interior branco (Fig. 3).  oval, equivalve e equilateral, podendo chegar até aos 65 mm (Guerreiro, 1991; Sola, 1994). A superfície das valvas apresenta estrias concêntricas, finas e lamelosas que representam o crescimento anual. O ligamento externo é mais pequeno que o interno, a valva direita tem dois dentes cardinais e a esquerda um, sem dentes laterais. A marca de inserção do músculo anterior  maior que a do posterior e o sinus paleal  profundo, confluindo com a linha paleal (Tebble, 1976; Hayward *et al.*, 1996).



Fig. 3 – Aspecto morfológico externo e interno da concha de *Scrobicularia plana*.

É uma espécie que apresenta larga distribuição geográfica, ao longo da costa Atlântica, (da Noruega e Escócia até ao Senegal) e do Mediterrâneo, encontrando-se frequentemente associada a outras espécies de macroinvertebrados bentónicos, como a *Hydrobia ulvae* ou a *Hediste diversicolor*.

Habita usualmente areias vasosas e vasas com elevado teor de matéria orgânica de zonas subtidais e intertidais (Hughes, 1970 b), onde a superfície do sedimento permanece húmida durante a baixa mar (Guérin, 1961; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991).

Os indivíduos vivem enterrados no sedimento até uma profundidade de cerca de 25 cm, distribuindo-se em agregados que formam manchas descontínuas (Hughes, 1970 b; Bachelet, 1979). A distribuição dentro dos agregados apresenta-se uniforme e aleatória, pelo que os indivíduos parecem não apresentar um comportamento territorial (Guerreiro, 1991).

Quanto à nutrição, *S. plana* é um detritívoro, alimentando-se por filtração a partir de depósitos ricos em matéria orgânica na película de água na interface com o sedimento (Hughes, 1969; Guérin, 1961; Bachelet, 1979; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). Possui uma elevada taxa de filtração para partículas entre 4 a 40 μm , sendo essa taxa mais elevada para 24 a 25 °C de temperatura (Hughes, 1969) estendendo o sifão até à superfície. Ao efectuarem movimentos com os seus sifões, fazem marcas em forma de

estrela no sedimento (Gu erin, 1961), o que permite detectar facilmente a presença desta espécie.

Apesar de ser considerada como uma espécie eurit mica, por suportar uma ampla gama de temperaturas, *S. plana*   sensível a temperaturas demasiado baixas, que têm um efeito negativo ao diminuírem a taxa de crescimento e aumentando a mortalidade (Stopford, 1951, *in* Guerreiro, 1991). Também as temperaturas demasiado elevadas parecem influenciar negativamente a espécie.

Esta espécie, consegue suportar uma ampla gama de salinidades (Green, 1957; Gu erin, 1961; Hughes, 1970 b), tendo sido encontrada a valores mínimos de salinidade de 1‰, no estuário do Mondego (Guilhermino, 1985) e a valores máximos de 34‰. Esta capacidade parece variar segundo o local estudado (Green, 1957; Gu erin, 1961; Hughes, 1970 b; Guelorget & Mazoyer-May re, 1983; Guilhermino, 1985; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). A densidade populacional é afectada pela queda dos valores de salinidade que parece provocar o seu decréscimo (Hughes, 1970 b). *S. plana* suporta também condições extremas de oxigenação de água intersticial, desde 1 mg O₂ l⁻¹ a 20 mg O₂ l⁻¹ (Guerreiro & Rebelo, 1983).

Quando em condições desfavoráveis, este bivalve pode efectuar movimentos verticais, enterrando-se no sedimento, por exemplo para evitar a predação, ou até movimentos horizontais, deslocando-se para outras zonas mais favoráveis (Gu erin, 1961; Hughes, 1970 b; Zwarts & Wanink, 1989).

A espécie apresenta variações latitudinais, sobretudo no que diz respeito a taxas de crescimento, reprodução e produção, reflectindo as condições ambientais e principalmente a variação de temperatura. Assim, as taxas de crescimento e a produção mostram uma diminuição com o aumento da latitude (Hughes, 1970 a, b, 1971; Guelorget & Mazoyer-May re, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). No caso da reprodução, é de salientar que em zonas como Portugal, ou zonas mediterrâneas a existência de dois períodos de reprodução anual (Paes de França, 1956; Guerreiro & Rebelo, 1983;

Guilhermino, 1985; Guerreiro, 1991), em zonas mais a Norte como França ou Grã Bretanha regista-se um período de reprodução existindo mesmo casos em que nem todos os anos ocorre reprodução (Hughes, 1971; Essink *et al.*, 1994). Estes parâmetros são, no entanto, dependentes das condições específicas de cada local, não respondendo obrigatória e linearmente à latitude.

Como outros bivalves, *S. plana* apresenta uma tendência para acumular poluentes, como os metais pesados (Bryan & Hummerstone, 1977, 1978 *in* Guerreiro, 1991), que acumulam na glândula digestiva, não sendo assim grandemente afectada por tais poluentes. No entanto, quando consumida pelos seus predadores, esses metais ou outros poluentes acumulados vão passar para níveis superiores da cadeia trófica nos quais se acumula e onde poderão ser prejudiciais. É, então, uma espécie com um elevado potencial como indicador de metais pesados e outros índices de poluição, podendo ser um importante instrumento na avaliação das condições ambientais do ecossistema.

1.6 – Objectivos do Presente Estudo

Devido à sua importância regional, tanto a nível económico como a nível ambiental, o estuário do Mondego tem sido objecto de estudo desde há vários anos. Inicialmente os estudos visavam, sobretudo, um melhor conhecimento e avaliação do sistema, no que se refere às comunidades planctónicas (Gonçalves, 1991; Ribeiro, 1991; Azeiteiro, 1999) e bentónicas (Marques & Guilhermino, 1988 a, b; Marques, 1989; Marques *et al.*, 1993 a, b, 1997; Pardal *et al.*, 1993; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998). De seguida, os estudos especificaram-se, procurando uma caracterização mais detalhada das suas populações mais importantes, como é o caso dos anfípodes *Echinogammarus marinus* (Marques & Nogueira., 1991), *Melita*

palmata e *Amphitoe valida* (Pardal, 1998; Pardal *et al.*, 2000), do isópode *Cyathura carinata* (Pardal, 1998; Ferreira, 2001), do gastrópode *Hydrobia ulvae* (Lillebø, 1996; Lillebø *et al.*, 1999; Cardoso *et al.*, 2002).

A importância de *S. plana* nas comunidades macrobentónicas do Mondego foi demonstrada por alguns destes estudos (Marques *et al.*, 1984, 1993 a, b; Marques & Guilhermino, 1988 a; Pardal, 1998), nos quais registou elevados valores de densidade e biomassa, sendo uma das espécies de macroinvertebrados mais representativas no braço Sul do estuário do Mondego. Tal facto torna importante estudar a biologia, dinâmica e produção de *S. plana*, de modo a alargar os conhecimentos acerca desta espécie e aprofundar a compreensão do seu papel nas comunidades bentónicas do Mondego. Neste âmbito foi realizado, na década de 80 um estágio científico da licenciatura em Biologia (Guilhermino, 1985), que incidiu essencialmente na sua densidade populacional, crescimento, ciclo reprodutivo e interações com os parâmetros ambientais. A partir de 1993 iniciou-se uma longa série temporal de recolha de dados no braço Sul, com vista ao estudo da variação da qualidade ambiental ao longo de uma década. A presente tese apresenta e discute uma parte substancial dessa base de dados pertencente ao IMAR – Instituto do Mar, no que respeita a uma das espécies mais abundantes entre Janeiro de 1993 e Dezembro de 2000.

Este tipo de estudos é essencial para uma melhor compreensão da dinâmica de populações, especialmente no caso de espécies com uma longa duração, como é o caso de *S. plana*. Além do mais, estudos deste género não são muito comuns, uma vez que pressupõem uma longa duração, o que ainda os torna mais importantes.

O presente trabalho propõe-se a alcançar os seguintes objectivos principais:

- Descrever a dinâmica e a estrutura da população de *Scrobicularia plana*;
- Determinar o número de coortes produzidas anualmente;
- Determinar o tempo de vida de *Scrobicularia plana* no Mondego;
- Calcular o crescimento individual e produção anual;
- Avaliar o impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produtividade da espécie.

Em última análise pretende-se, com a realização deste trabalho, perceber como poderá evoluir a espécie, face ao evoluir das condições do sistema, principalmente face ao problema da eutrofização em curso bem como às medidas de gestão implementadas.

2 – MATERIAL E METODOS

2.1 – Localização e Caracterização das Estaoes de Amostragem

Na rea intertidal de substratos moveis do braço Sul seleccionaram-se tres zonas de amostragem ao longo de um gradiente espacial de eutrofização, desde uma zona mais interior do estuario a montante, bastante eutrofizada, para uma mais a jusante menos eutrofizada.

Os **bancos de *Zostera noltii*** constituem a zona não eutrofizada (de referencia), que se encontra a jusante e que se pensa ser representativa de como seria o braço Sul há alguns anos atras.  uma zona constituída por uma vasa compacta e rica em mteria orgânica ($6,30 \pm 1,53 \%$), coberta por *Z. noltii*, que alberga uma importante macrofauna associada.

A **zona intermédia**  adjacente  anterior, situando-se a montante, e não possui um coberto de *Z. noltii*, embora se encontrem rizomas e raízes no sedimento. Apresenta-se frequentemente coberta por macroalgas, principalmente *Enteromorpha* sp., *Ulva* sp. e *Gracillaria* sp., que levaram a uma progressiva redução do coberto de *Z. noltii*, na última década. Os sedimentos são bastante similares  área anterior, constituída por uma vasa compacta e com um teor semelhante em mteria orgânica ($5,81 \pm 1,29 \%$).

Por último, a **zona mais eutrofizada** que se localiza mais a montante, numa área mais interior do estuario, que foi também outrora coberta por *Z. noltii* (Ferreira, 2001), mas que, devido ao processo de eutrofização foi totalmente substituída por macroalgas, tendo-se registado blooms macroalgais ocasionais ao longo das últimas décadas. Os sedimentos são arenosos-vasosos, com baixo teor em mteria orgânica ($3,12 \pm 1,12 \%$).

2.2 – Estratégia de Amostragem e Métodos de Colheita

Os dados utilizados neste trabalho, de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000 foram recolhidos ao longo de uma campanha de amostragem realizada em três etapas. A primeira etapa foi efectuada nas três áreas de estudo e teve a duração de 33 meses, de 11 de Janeiro de 1993 a 27 de Setembro de 1995. Durante os primeiros 12 meses a amostra foi representada por 10 réplicas em cada área de estudo, passando depois a ser representada por 6 réplicas, consideradas suficientes para estabilizar a variabilidade natural do sistema (Frontier, 1983). Por outro lado, ao longo dos 18 meses iniciais a recolha de amostras efectuou-se quinzenalmente, passando depois a ser efectuada mensalmente. A segunda etapa de amostragem ocorreu durante 16 meses, de 11 de Outubro de 1995 a 22 de Janeiro de 1997. As recolhas efectuaram-se mensalmente, mas apenas na zona mais eutrofizada. Por fim realizou-se durante 24 meses a terceira etapa da campanha de amostragem, de 21 de Dezembro de 1998 até 19 de Dezembro de 2000, que se efectuou mensalmente e nas três áreas de estudo. O método utilizado para a recolha das amostras foi um Tubo de Amostragem de Substratos Móveis (TASM) com 141 cm², que era enterrado no sedimento (25 cm), retirando cerca de 3 l de material. Este procedimento foi anteriormente utilizado no decurso de outros trabalhos no estuário do Mondego (Marques, 1989; Marques *et al.*, 1993 b, 1994; Pardal, 1995, 1998; Lillebø, 1996; Martins *et al.*, 1997; Lillebø *et al.*, 1999; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003).

2.3 – Factores Físico-Químicos

2.3.1 – Água

Em cada data de amostragem foram registados os parâmetros físico-químicos da água, nomeadamente a temperatura, salinidade, pH, oxigénio dissolvido e a concentração de nutrientes (azoto, fósforo, nitritos – N na forma NO_2 , nitratos – N na forma NO_3 , amónia – N na forma NH_4 , fosfatos – P na forma PO_4 e silicas). A temperatura, salinidade, pH e oxigénio dissolvido foram medidos *in situ*, em poças de água formadas durante a baixa-mar.

Além da medição destes parâmetros, utilizaram-se as amostras de água recolhidas (250 ml), armazenadas em garrafas de plástico e conservadas a $-30\text{ }^\circ\text{C}$ para a determinação das concentrações de nutrientes. Esta determinação foi efectuada por análise laboratorial. Assim, os valores de nitritos, nitratos e fosfatos foram determinados a partir dos métodos descritos por Strickland & Parsons (1968) para análise de nutrientes e fósforo reactivo. Para determinar as concentrações de sílica utilizou-se um “kit” de análises Macherey – Nagel (test 48, Reagenziensatz Kieselsäure), baseado nas especificações da APHA (1971). As concentrações de amónia foram determinadas pelo método de dosagem por azul de indofenol, segundo as especificações da APHA (1971).

2.3.2 – Sedimento

O sedimento recolhido foi utilizado para a determinação do teor de matéria orgânica. Assim, cada amostra de sedimento foi levada a secar durante 48 horas numa estufa a $70\text{ }^\circ\text{C}$, de modo a retirar-se o conteúdo em água pesando-se de seguida de forma a determinar o peso seco, (PS). De

seguida procedeu-se à combustão da amostra numa Muffle durante 8 horas a uma temperatura de 450 °C, para determinar o peso seco livre de cinzas (PSLC). A matéria orgânica (MO) foi calculada em percentagem a partir da seguinte equação:

$$\% \text{ MO} = \frac{(\text{PS} - \text{PSLC})}{\text{PS}} \times 100$$

2.4 – Tratamento do Material Biológico

Cada réplica foi inserida num saco de rede de nylon com malha calibrada a 0,5 mm, lavando-se o material no local, de modo a remover a maior quantidade possível de sedimento. De seguida, foi conservada numa solução de formaldeído a 4 % neutralizado com borato de sódio num frasco plástico e devidamente identificada. Este procedimento é utilizado com o intuito de fixar os organismos e as suas estruturas calcárias.

Posteriormente, o material de cada réplica era de novo lavado, para se proceder à triagem e separação do material biológico, utilizando-se uma pilha de três crivos sobrepostos com diferentes malhas calibradas respectivamente a 2, 1 e 0,5 mm, dividindo-se assim o material consoante o seu tamanho. Deste modo, removia-se o restante sedimento, facilitando o trabalho de triagem e separação do material e, além disso, removia-se o formaldeído.

O material vegetal recolhido foi identificado, separando-se as diferentes macroalgas e os diferentes componentes da macrófita (*Z. noltii*): folhas; caules e raízes. Posteriormente foram determinadas as respectivas biomassas seguindo o procedimento acima descrito para o sedimento.

A macrofauna e, nomeadamente *S. plana*, foi separada, conservando-se em frascos plásticos em etanol a 70 %, para posterior identificação, contagem, medição e determinação de biomassa.

2.5 – Estudo Laboratorial de *Scrobicularia plana*

2.5.1 – Biometrias e Biomassas

Após identificação e contagem foi medido o comprimento total de cada indivíduo com o auxílio de uma craveira com precisão até 0,1 mm para indivíduos maiores que 10 mm. Para efectuar a medição dos indivíduos mais pequenos usou-se um microscópio binocular Wild M3B, com resolução de 0,02 mm, a ampliações de 6,4 e 16 x, equipado com uma ocular micrométrica.

O peso dos indivíduos foi calculado a partir da seguinte equação que relaciona o comprimento total (CT) e a biomassa (W) expressa em g.m⁻² de peso seco livre de cinzas (PSLC):

$$W = 0,00000991 \times CT^{2,68809} \quad (r^2 = 0,97 ; N = 152)$$

Esta relação foi estabelecida segundo uma função alométrica (Simpson *et al.*, 1960):

$$W = a C^b$$

W – peso seco livre de cinzas

C – comprimento total

a ; b – constantes da equação

Para calcular a equação foi usado o programa STATIGRAPHICS (versão 4.0, STSC – Statistical Graphics Corporation, 1988). Deste modo, é mais fácil obter os valores de biomassa, directamente a partir do comprimento total dos indivíduos, que serão utilizados posteriormente para o cálculo da produção. Este modelo (Simpson *et al.*, 1960) é bastante

utilizado, usando-se os primeiros dados de medições e pesagens para estabelecer uma relação e produzir uma equação que não apresente diferenças significativas.

Para o cálculo desta equação procedeu-se à determinação da biomassa de 152 indivíduos previamente medidos. O procedimento adoptado foi idêntico ao já descrito para o sedimento.

2.5.2 – Análise Modal

Segundo diversos estudos (Guilhermino, 1985; Guerreiro, 1991; Sola, 1994) a espécie *S. plana* apresenta uma reprodução descontínua, verificando-se a emissão de juvenis e seus recrutamentos bentónicos apenas em determinadas alturas do ano, dando origem a uma população composta por diferentes grupos etários, bem definidos que se designam por coortes.

Neste trabalho pressupõe-se que a população de *S. plana* apresenta coortes caracterizadas por uma distribuição normal dos comprimentos dos seus indivíduos e considera-se que a população terá em cada momento uma estrutura representada por um conjunto de coortes que representam as diferentes classes etárias, correspondendo a uma distribuição polimodal de comprimentos. É usual recorrer-se à análise estatística da distribuição de frequências de medidas biométricas dos indivíduos, de modo a identificar e determinar a idade de cada coorte, uma vez que para tal se determinar directamente seria necessário proceder a estudos laboratoriais (Nogueira, 1992).

Neste estudo utilizou-se o programa ANAMOD, para IBM – pc (Nogueira, 1992), baseado no método do papel de probabilidades (Cassie, 1963 *in* Marques, 1989), que permite testar estatisticamente a análise, com o objectivo de identificar as diferentes coortes. Este programa foi já utilizado em diversos outros trabalhos (Marques, 1989; Marques & Nogueira, 1991;

Marques *et al.*, 1994; Pardal, 1998; Lillebø, 1999; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003), com bastante sucesso.

2.5.3 – Modelo de Crescimento

Para uma descrição adequada do crescimento dos organismos, como é o caso dos macroinvertebrados,  frequente recorrer à aplicação de modelos matemáticos, sendo um dos mais utilizados o modelo proposto por Von Bertalanffy (Gaschütz *et al.*, 1980). Neste trabalho, como em vários outros (Pardal, 1998; Lillebø, 1999; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002), optou-se por utilizar a equação generalizada de Von Bertalanffy proposta por Gaschütz *et al.*, (1980). Esta equação é uma melhoria  equação original, pois já tem em consideração a influência dos factores sazonais e permite prever alterações do crescimento em função do metabolismo.

A equação é expressa por:

$$L_t = L_\infty \left(1 - e^{-[k D (t - t_0) + C (k D / 2 \pi) \sin 2 \pi (t - t_s)]} \right) 1 / D$$

Em que:

L_t – comprimento do organismo no instante t ;

L_∞ – comprimento máximo que o organismo poderá atingir e corresponde à assintota da curva de crescimento;

t – tempo considerado;

t_0 – instante para o qual o crescimento seria teoricamente nulo, admitindo-se que os organismos tenham crescido sempre ao ritmo previsto pela equação;

t_s – tempo decorrido entre o início do crescimento (no instante $t = 0$) e o instante em que se verifica a primeira oscilação no crescimento, o qual é expresso por uma curva aproximadamente sinusoidal para o período de um ano;

k – taxa intrínseca de crescimento;

C – constante cujo valor varia entre 0 (e.g.: organismos tropicais onde a variação sazonal  mínima ou inexistente) e 1 (e.g.: organismos de climas temperados frios, em que o crescimento no Inverno é reduzido ou nulo);

D – parâmetro que exprime os desvios  regra de $2/3$ do metabolismo. Esta regra denominada versão especial de VBGF, (Von Bertalanffy, 1934; Beventon & Holt, 1957 *al in* Gaschütz *et al.*, 1980) em conjunto com outros pressupostos prevê que o consumo de oxignio, no caso dos peixes, será proporcional a $2/3$ do seu peso em gramas. Segundo a respectiva regra D é expresso por:

$$D = 3 \times (m - d)$$

em que m e d expressam uma proporcionalidade respectivamente, de catabolismo e anabolismo relativamente ao peso do organismo. Sendo assumido que $d = 2/3$ e $m = 1$ ou seja $D = 1$.

Na forma generalizada de VBGF o valor de D , quando diferente de 1 pode ser calculado por uma equação estabelecida empiricamente sem atender às taxas de crescimento. A equação é dada por:

$$D = 3 [1 - (0,6742 + 0,03574 \log_{10} W_{\max})]$$

em que W_{\max} é o peso máximo atingido por um determinado conjunto de indivíduos, expresso em gramas (g).

Neste caso, foi atribuído a D o valor 1,   semelhança do procedimento seguido em trabalhos anteriores (Marques *et al.*, 1994; Pardal, 1998; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002), pelo facto de não se encontrar informação disponível na literatura relativamente a esta espécie.

2.5.4 – C culo da Produção Secundária de *Scrobicularia plana*

A produção líquida ou somática (P) foi calculada com base em métodos de separação de coortes, adoptando o mesmo procedimento de outros autores (Marques, 1989; Marques & Nogueira, 1991; Marques *et al.*, 1994; Pardal, 1998; Lilleb , 1999; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003).

A produção líquida corresponde à biomassa assimilada num intervalo de tempo por um número constante de indivíduos. O seu cáculo foi determinado para o período de tempo decorrido entre dois instantes de amostragem (t e t+1) usando a equação:

$$P = [(N_t + N_{t+1}) / 2] (\bar{W}_{t+1} - \bar{W}_t) \text{ para } W_{t+1} > W_t$$

em que N corresponde à densidade (ind. m²) da coorte em cada instante de amostragem e W é a biomassa média individual (PSLC) dos indivíduos dessa coorte em cada instante de amostragem. As produções totais de cada coorte foram calculadas a partir da seguinte equação:

$$P = \Sigma [(N_t + N_{t+1}) / 2] d\bar{W}$$

em que dW representa a variação da biomassa média individual entre cada dois instantes de amostragem.

Os cálculos para a determinação da biomassa média da população (\bar{B}) e da proporção P/\bar{B} foi também efectuada segundo os procedimentos adoptados por outros autores (Marques, 1989; Marques & Nogueira, 1991; Marques *et al.*, 1994; Pardal, 1998; Lilleb, 1999; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002), de acordo com o método proposto por Allen (1971).

A biomassa média (\bar{B}) de uma população constituída por coortes sucessivas é calculada a partir da equação:

$$\bar{B} = (1/T) \Sigma (\bar{B}_{nt})$$

em que :

T – perodo de tempo ao longo do qual a população foi estudada;

N – número de coortes sucessivas constituintes da população, ao longo do perodo T;

\bar{B} – biomassa média da coorte de ordem n

t – perodo de duração da coorte de ordem n

De modo semelhante, a produção da população (P_p) será calculada por:

$$P_p = \Sigma P_{cn}$$

em que P_{cn} é a produção da coorte de ordem n durante o perodo t da sua duração. Esta equação poderá ser usada tanto para a determinação da produção lquida como da produção de eliminação.

3 – RESULTADOS

3.1 – Parâmetros Abióticos

A temperatura da água (Fig. 4 – A) variou entre um valor mínimo de 6,7 °C em Janeiro de 1997 nos bancos de *Z. noltii* e um máximo de 32,4 °C em Julho de 1993 na zona mais eutrofizada. Seguiu um padrão sazonal com o aumento das temperaturas a partir da Primavera, atingindo valores máximos no Verão e baixando de seguida até ao Inverno.

A salinidade (Fig. 4 – B) apresentou também uma variação sazonal intimamente relacionada com a pluviosidade. Os aumentos da salinidade ocorreram no Verão, baixando de seguida com o aumento da pluviosidade. Este parâmetro é também grandemente influenciado pela abertura do sistema de comportas do rio Pranto, geralmente irregular, que provoca bruscas diminuições de salinidade devido à entrada de uma grande quantidade de água doce no estuário. Assim, a salinidade varia de um mínimo de 0 g l⁻¹ em Dezembro de 2000 na zona mais eutrofizada e um máximo de 35,4 g l⁻¹ em Março de 2000 nos bancos de *Z. noltii*.

De um modo geral podemos caracterizar 1993 como o ano mais quente e seco de todo período de amostragem, apresentando as mais elevadas temperaturas e salinidades. O ano de 1994, por seu lado, foi um ano muito chuvoso, levando à abertura das comportas do rio Pranto por longos períodos, provocando uma diminuição acentuada da salinidade.

Nos anos de 1999 e 2000, após a aplicação das medidas de protecção dos bancos de *Z. noltii* e de redução da descarga de nutrientes, os valores de salinidade apresentam-se muito mais regulares e com variações de menor amplitude.

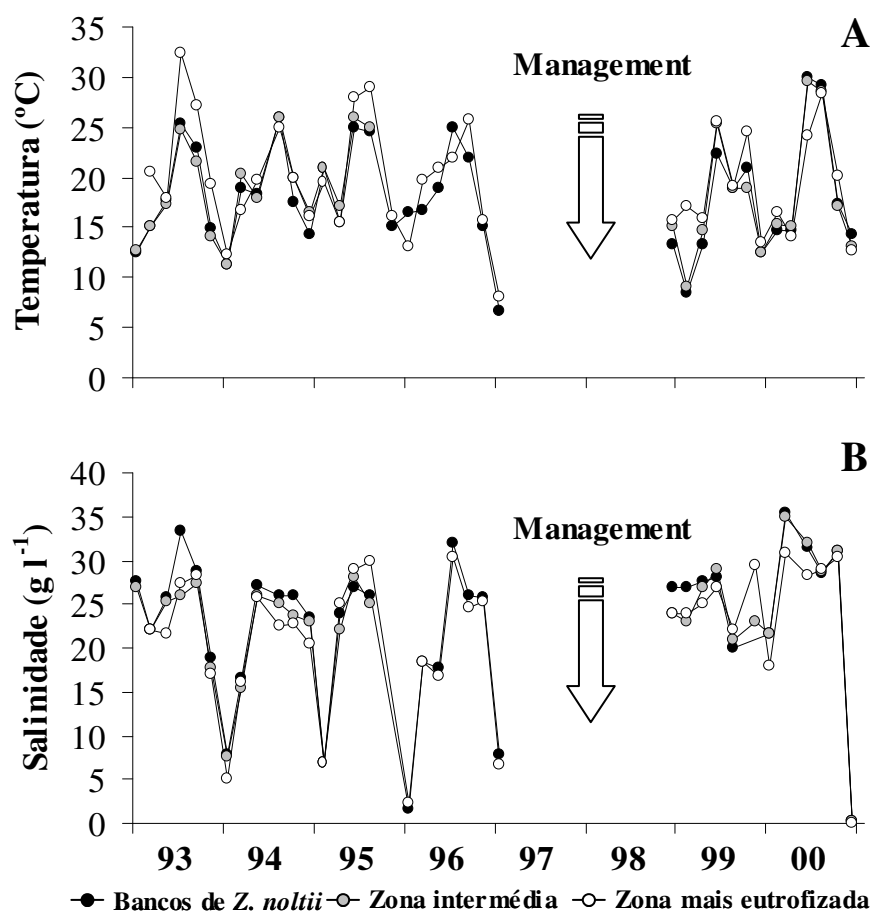


Fig. 4 – Variação da temperatura (A) e salinidade (B) nas três estações, de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000.

A concentração de nutrientes azotados (Amónia, Nitratos e Nitritos) revelou um padrão sazonal com as maiores concentrações a serem registadas nos meses de Inverno de maior pluviosidade e de maiores fluxos fluviais, e também intimamente ligado com a abertura das comportas do rio Pranto (Fig. 5 – A). De facto, nos períodos de Outono e Inverno de 1994 e 1996 registaram-se subidas acentuadas nas concentrações dos compostos azotados, atingindo-se os seus valores máximos.

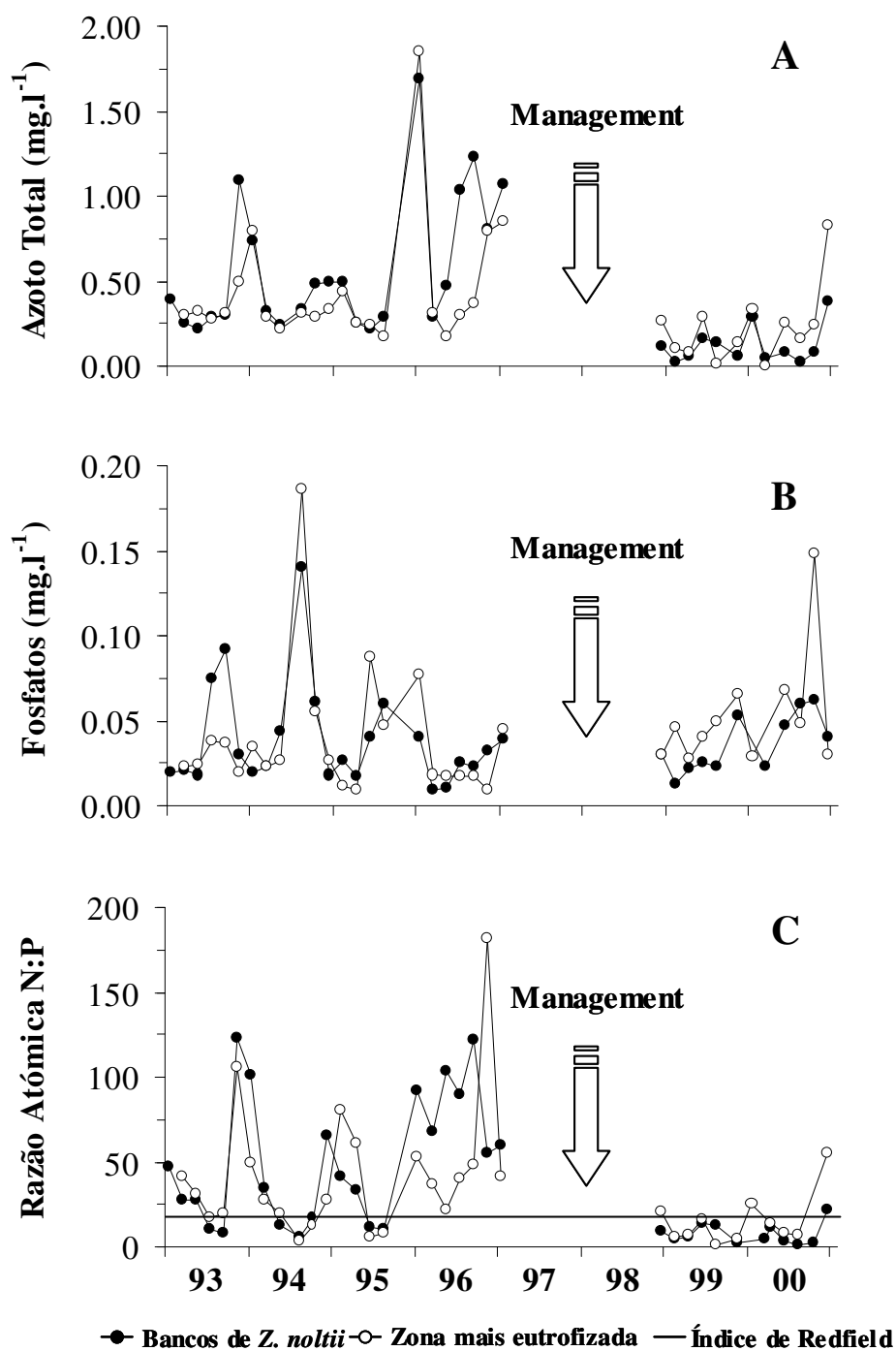


Fig. 5 – Variação da concentração de azoto total (A), fosfatos (B) e da razão atômica N:P (C), nas três áreas de estudo, de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000.

A concentrao de fosfatos, por seu lado, demonstrou um acréscimo nos meses quentes de Verão e não apresentou qualquer aumento com a abertura do sistema de comportas (Fig. 5 – B).

Também no que respeita às concentrao de nutrientes, tanto de compostos azotados como de fosfatos, considerados como a principal causa dos processos de eutrofizao, ocorreu uma estabilizao nos anos de 1999 e 2000, apresentando variao de menor amplitude e concentrao de compostos azotados significativamente mais baixas.

Os resultados relativos ao teor de matéria orgânica no sedimento revelaram a existência de uma nítida diferença entre zona mais eutrofizada constituída por sedimentos arenosos ($3,12 \pm 1,12 \%$), e as restantes áreas, caracterizadas por sedimentos essencialmente vasosos que apresentam teores de matéria orgânica semelhantes (banco de *Z. noltii* $6,3 \pm 1,3 \%$; zona intermédia $5,81 \pm 1,29 \%$).

3.2 – Macrófitas e Macroalgas

Ao longo do perodo de amostragem *Zostera noltii* apresentou um padrão sazonal com um incremento da biomassa na Primavera e Verão devido ao crescimento das folhas (máximo de 434 g.m^{-2} PSLC) (Fig. 6 – A).

O banco de *Z. noltii* apresentou um declnio acentuado, caracterizado pela reduo da área coberta pela macrófita e da respectiva biomassa, quase desaparecendo em 1998. A partir de 1999 ocorreu uma recuperao deste coberto vegetal, aumentando progressivamente a sua área e também a biomassa vegetal.

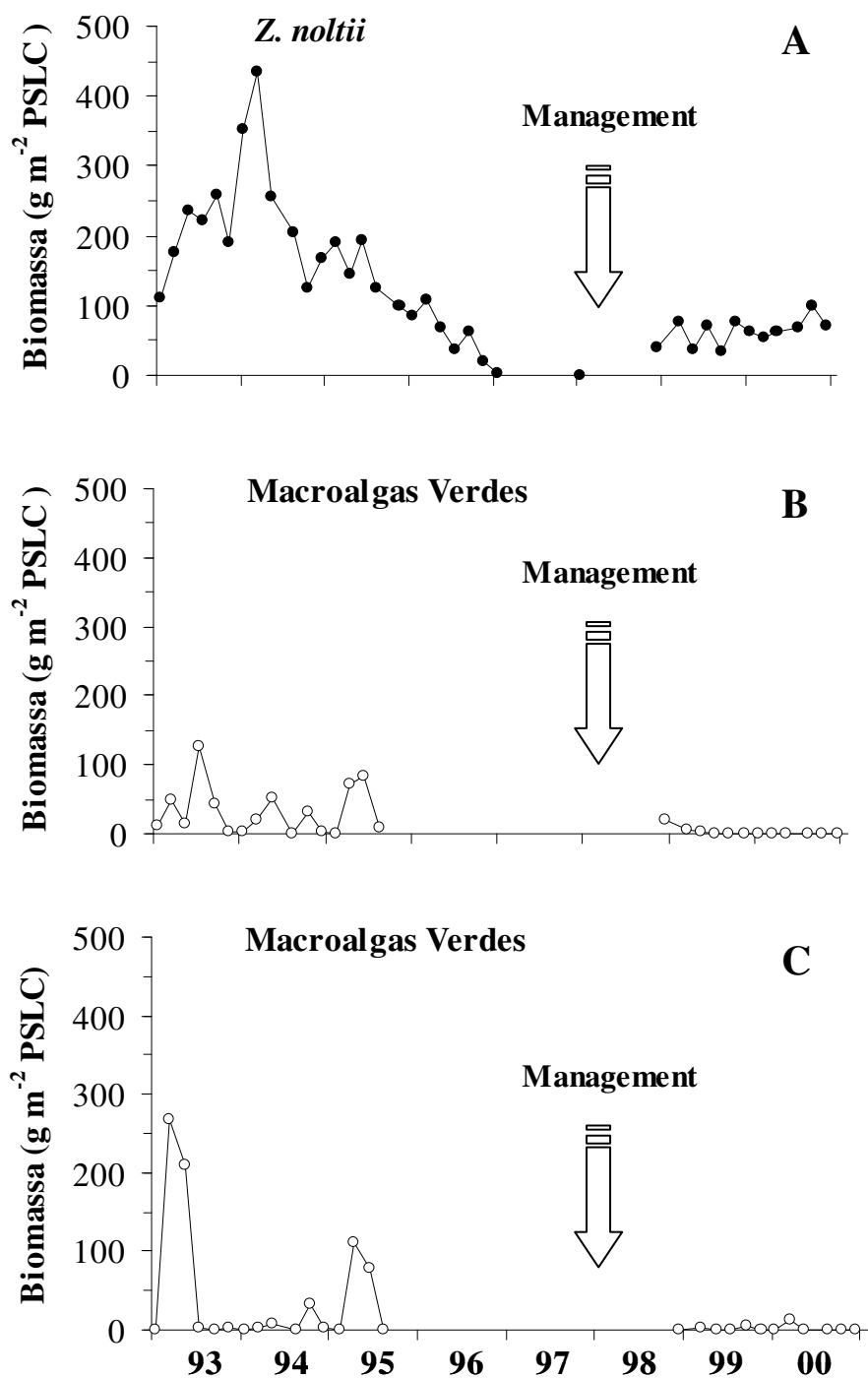


Fig. 6 – Variação da biomassa vegetal de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000. (A) – Banco de *Zostera noltii*; (B) – Zona intermédia; (C) – Zona mais eutrofizada.

Na zona intermédia as macroalgas verdes apareceram com relativa abundância, constituindo o principal coberto vegetal, apresentando incrementos na Primavera de 1993, 1994 e 1995 (valor máximo de 126 g.m^{-2} PSLC, Julho de 1993) (Fig. 6 – B). A partir de 1999 os valores de biomassa das macroalgas verdes apresentaram-se sempre abaixo de 40 g.m^{-2} PSLC, sem apresentar o típico crescimento primaveril.

Na zona mais eutrofizada verificaram-se os “blooms” de macroalgas verdes, o principal produtor primário nesta área, atingindo valores máximos de 269 g.m^{-2} PSLC (Março de 1993) (Fig. 6 – C). O ano de 1994, por seu lado, caracterizou-se pela quase total ausência de macroalgas verdes. A partir de 1999 a presença de macroalgas verdes foi também bastante reduzida e quase sempre vestigial.

3.3 – *Scrobicularia plana*

3.3.1 – Abundância e Biomassa

A zona mais eutrofizada foi a área que apresentou as maiores densidades de *S. plana* no braço Sul do estuário do Mondego, atingindo um máximo de 10259 ind.m^{-2} (Janeiro de 2000) (Fig. 7 – C). Por outro lado, a zona intermédia e o banco de *Z. noltii* apresentaram valores consideravelmente mais baixos com máximos de respectivamente 3988 ind.m^{-2} (Abril de 1994) e de 3556 ind.m^{-2} (Março de 2000) (Fig. 7 – A; B). No que respeita à biomassa, também os seus valores se mostraram mais elevados na zona mais eutrofizada, com um máximo de 52 g.m^{-2} PSLC.

De um modo geral, a abundância parece seguir um padrão semelhante no banco de *Z. noltii* e na zona intermédia, apresentando incrementos de Dezembro a Abril que ocorreu, de um modo mais acentuado

em 1994, 1995 e 2000. Contudo, na zona intermédia verificaram-se grandes oscilações durante 1999 e 2000.

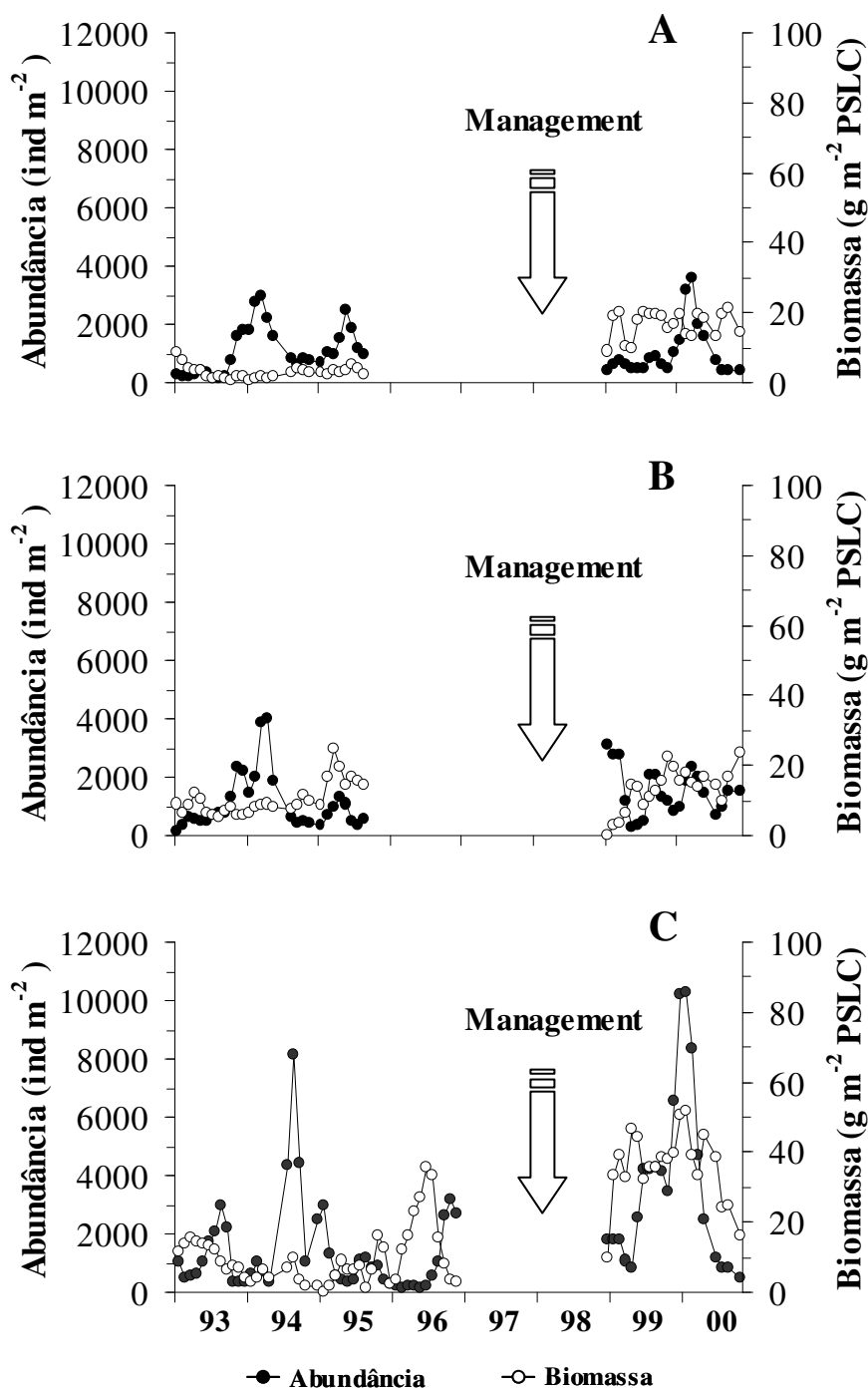


Fig. 7 – Variação da abundância e biomassa de *Scrobicularia plana* de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000. (A) – Banco de *Zostera noltii*; (B) – Zona intermédia; (C) – Zona mais eutrofizada.

Na zona mais eutrofizada verificou-se que os incrementos de densidade ocorrem um pouco mais tarde que nas outras áreas, de Maio a Setembro, desde 1993 a 1996, enquanto que a partir de 1999 ocorreu nas mesmas alturas que nas restantes áreas. Nesta rea os aumentos de abundância revelaram-se geralmente mais acentuados que nas restantes e especialmente nos anos de 1994 e 2000.

Verificou-se também que os valores de abundância de *S. plana* se encontram intimamente ligados aos indivíduos mais jovens, durante o primeiro ano de vida e com tamanho inferior a 10 mm (Fig. 8 – B). Podemos então afirmar que os incrementos verificados na densidade da população se relacionam com os recrutamentos juvenis, que são mais importantes na zona mais eutrofizada. Assim, os aumentos de abundância de *S. plana* coincidem com os picos anuais de juvenis, principalmente na zona mais eutrofizada.

Por outro lado, os valores de biomassa de *S. plana* encontram-se intimamente relacionados com os indivíduos de tamanho superior a 10 mm. Assim, a biomassa revelou-se também maior na zona mais eutrofizada e aumenta consideravelmente em 1999 e 2000 nas três áreas, seguindo o aumento importante na abundância dos indivíduos adultos nestes anos (Fig. 8 – A).

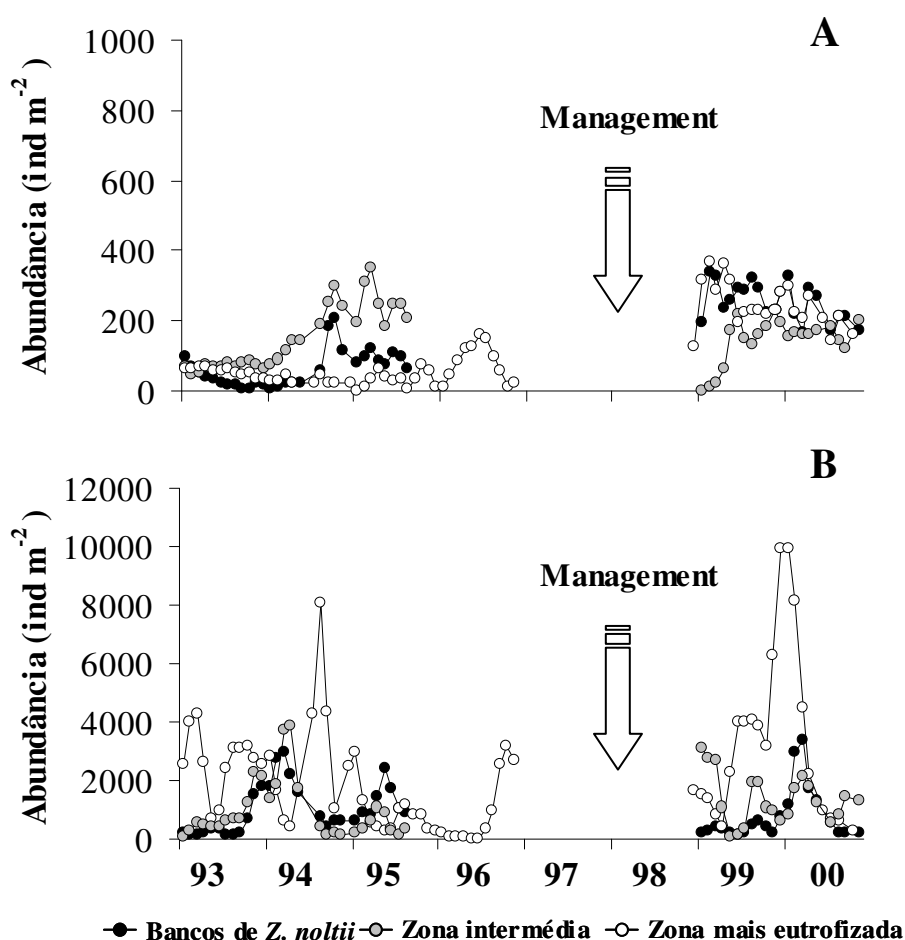


Fig. 8 – Variação da abundância de indivíduos maiores que 10 mm (A) e menores que 10 mm (B).

3.3.2 – Estrutura Populacional e Duração do Ciclo de Vida

A estrutura populacional de *Scrobicularia plana* foi interpretada com base na análise de histogramas de frequência relativa de classes de comprimento, de modo a permitir a identificação e o estudo das coortes (Fig. 9).

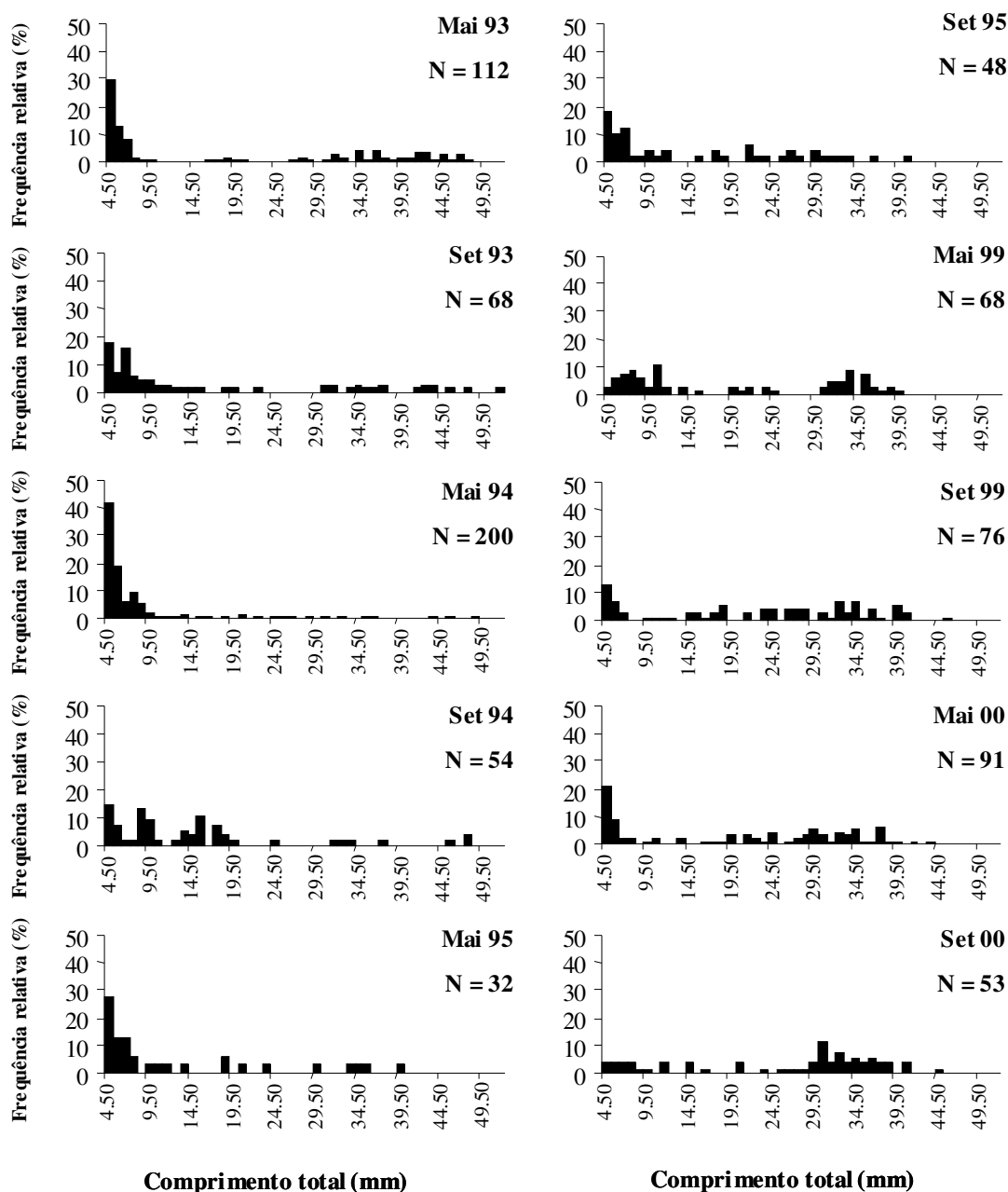


Fig. 9 – Evolução da estrutura populacional de *Scrobicularia plana* de Maio de 1993 a Setembro de 2000.

Através da análise modal foram estimados, para cada instante, os comprimentos médios da coorte e o respectivo desvio padrão. Foi possível reconhecer a existência de treze coortes ao longo do período de estudo com o recrutamento de uma coorte por ano, que ocorre durante a Primavera e início do Verão. Assim, as coortes C6, C7, C8, C12 e C13 foram detectadas

respectivamente em 1993, 1994, 1995, 1999 e 2000. E, partindo do pressuposto que todas as coortes seguem um padrão semelhante será lógico que as coortes C1, C2, C3, C4, C5, C9, C10 e C11 terão recrutado respectivamente em 1988, 1989, 1990, 1991, 1992, 1996, 1997 e 1998 (Fig. 9).

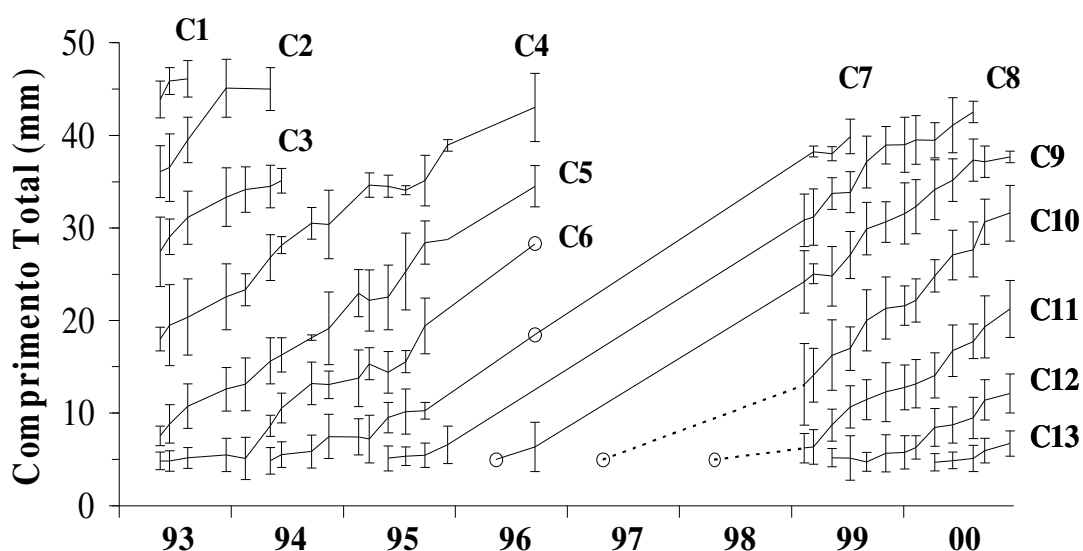


Fig. 10 – Crescimento linear das coortes de *Scrobicularia plana* de Janeiro de 1993 a Dezembro de 2000.

Através do seguimento das coortes detectadas pela análise modal foi estimada a duração do ciclo de vida da população de *S. plana* em cerca de cinco anos, calculado directamente a partir das coortes C7 e C8 que viveram 62 e 63 meses, respectivamente. Apenas a coorte C3 parece viver somente quatro anos.

3.3.3 - Crescimento

A identificação e o seguimento das coortes através da análise modal permitiu-nos analisar o crescimento de cada coorte ao longo do tempo, que

se mostrou contínuo, mas respondendo a variações sazonais e variando consoante a idade (Fig. 11).

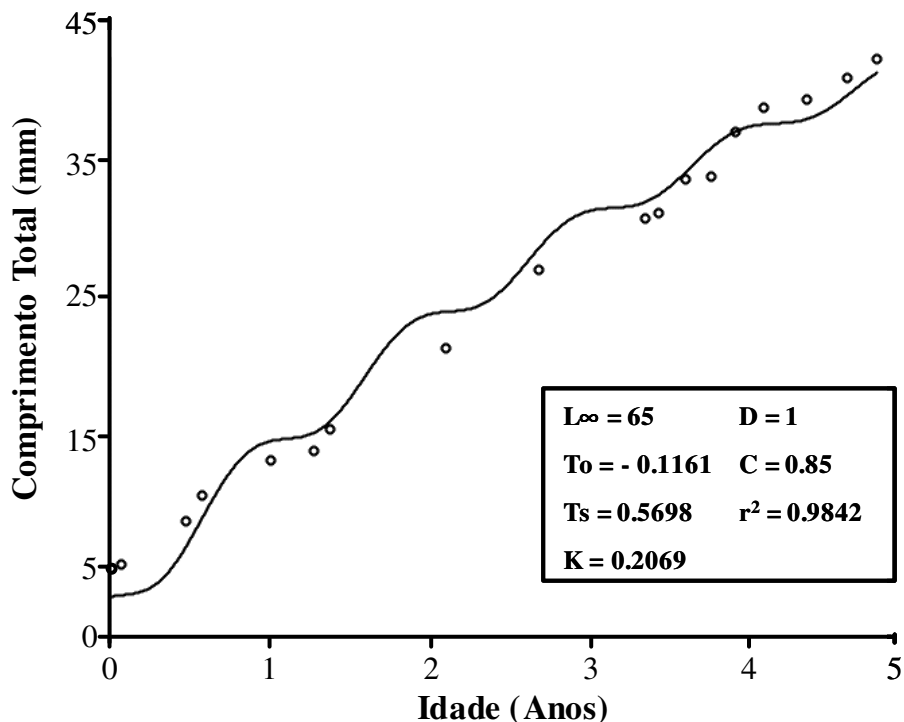


Fig. 11 – Aplicação de modelo matemático de crescimento   população de *Scrobicularia plana*. A curva representa a previsão do modelo e os pontos projectados os valores determinados por análise modal.

Assim, o crescimento dos indivíduos revelou-se mais intenso durante os meses mais quentes de Primavera e Verão e nas fases iniciais da vida. Seguindo este pressuposto, aplicou-se um modelo matemático de crescimento,   semelhança de trabalhos anteriores, que permitisse definir o mais correctamente possível o crescimento da população. Neste caso as coortes utilizadas na calibração do modelo foram as coortes C6, C7 e C8 utilizando-se os respectivos dados na aplicação da equação generalizada de Von Bertalanffy (Gaschütz *et al.*, 1980), que permite um ajustamento sazonal, para um melhor ajustamento entre o crescimento previsto pelo modelo e as projecções dos pontos, correspondentes aos valores médios de comprimento obtidos pela análise modal.

3.3.4 – Produção

Os valores de produção somática, produção de eliminação e biomassa média da população foram calculados para os anos de 1993, 1994, 1999 e 2000 (Tabela I) e demonstraram, na generalidade, uma acentuada subida no ano de 1999, com valores bastante mais elevados que nos restantes.

De facto, a produção somática foi bastante inferior em 1993 e 1994, quase triplicando em 1999, mas baixando um pouco no ano seguinte. No que respeita à biomassa média, também nos primeiros anos foi bastante inferior e o aumento em 1999 foi ainda mais acentuado e quase não decresceu no ano seguinte. Quanto  relação P/\bar{B} , ocorreu uma diminuição em 1999 e 2000, ano em que se atingiu o valor mínimo.

Tabela I – Comparação dos valores de produção somática (P), biomassa média da população (\bar{B}) e da proporção P/\bar{B} estimados para *Scrobicularia plana* em vários estuários e zonas costeiras da Europa.

| | P (g m ⁻² ano ⁻¹) | \bar{B} (g m ⁻²) | P/\bar{B} |
|------------------------------------|---|-----------------------------------|-------------|
| Baía Conway, Gales | 2.97 | 4.37 | 0.68 |
| Baía Conway, Gales | 13.41 | 46.24 | 0.29 |
| Estuário do Lynher, Inglaterra | 0.48 | 2.18 | 0.22 |
| Estuário do Gironde, França | 0.62 | 0.11 | 5.69 |
| Estuário do Gironde, França | 0.26 | 1.63 | 0.16 |
| Baa de Arcachon, França | 6.38 | 9.67 | 0.66 |
| Lagoa do Prévost (Palavas), França | 424.80 | 115.43 | 3.68 |
| Lagoa do Prévost (Palavas), França | 32.21 | 5.69 | 5.4 |
| Lagoa do Prévost (Palavas), França | 27.36 | 9.03 | 3.03 |

| | | | |
|---|--------------|--------------|-------------|
| Estuário do Bidasoa (1987), Espanha | 105.9 | 84.05 | 1.26 |
| Estuário do Bidasoa (1988), Espanha | 49.55 | 58.99 | 0.84 |
| Estuário do Bidasoa (1989), Espanha | 96.21 | 65.01 | 1.48 |
| Estuário do Mondego (1993), Portugal | 4.08 | 5.68 | 0.72 |
| Estuário do Mondego (1994), Portugal | 3.11 | 2.67 | 1.16 |
| Estuário do Mondego (1999), Portugal | 14.13 | 20.96 | 0.67 |
| Estuário do Mondego (2000), Portugal | 9.34 | 18.61 | 0.5 |
| Estuário do Tejo, Portugal | 24.71 | -- | -- |
| Estuário do Mira, Portugal | 1.67 – 7.34 | -- | -- |

4 – DISCUSSÃO

4.1 – Parâmetros Abióticos

O braço Sul do estuário do Mondego apresentou, ao longo das últimas décadas, sintomas de um processo de eutrofização como a proliferação de macroalgas, com a ocorrência de “blooms” ocasionais e a progressiva redução da comunidade de macrófitas existente na zona intertidal, com consequentes impactos na macrofauna associada (Martins, 1995; Cabral *et al.*, 1996, 1999; Lillebø, 1996; Múrias *et al.*, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Marques *et al.*, 1997, 1999; Martins *et al.*, 1997, 2001; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Lopes *et al.*, 2000; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003).

As principais causas deste fenómeno relacionam-se com o enriquecimento da água em nutrientes (especialmente em compostos azotados e fosfatos) que são provenientes, por um lado de fontes externas como a drenagem de campos agrícolas chegando ao estuário maioritariamente a partir do escoamento irregular das águas do rio Pranto e por outro lado de processos inerentes a actividades que decorrem no interior do próprio ecossistema, como processos de remineralização e reciclagem de nutrientes.

Também as progressivas alterações na estrutura física do braço Sul contribuíram para o acentuar do processo de eutrofização, particularmente o assoreamento das áreas a montante que provocou uma diminuição da ligação com o braço Norte, restringindo a entrada de água doce do Mondego. A circulação diminuiu, ficando dependente essencialmente do fluxo do rio Pranto e das marés, quase transformando o braço Sul numa lagoa costeira de baixo hidrodinamismo e características predominantemente marinhas

(Marques, 1989; Marques *et al.*, 1993 b, 1997; Pardal, 1995, 1998; Lillebø, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Pardal & Marques, 1998; Lopes, 2000; Martins, 2000; Ferreira, 2001).

Os parâmetros ambientais registados mostraram-se principalmente dependentes da sazonalidade e, mais particularmente, das condições climáticas da região e, alguns deles, revelaram uma importante relação com a abertura do sistema de comportas do rio Pranto (Pardal, 1998; Lopes, 2000; Martins *et al.*, 2001).

Como seria de esperar a temperatura da água apresentou valores bastante semelhantes nas três zonas de amostragem e foi determinada essencialmente pelas estações do ano.

Por seu lado, a salinidade revelou depender da sazonalidade, uma vez que é condicionada pela pluviosidade e pelo conseqüente aumento do fluxo de água doce para o estuário, pelo que apresentou valores mais elevados durante o Verão, diminuindo de seguida nas estações mais chuvosas. Por outro lado, mostrou-se também dependente das descargas de água doce do rio Pranto que são responsáveis pelas suas bruscas diminuições que ocorreram sempre que as comportas foram abertas, com o intuito de controlar os níveis de água no Pranto. Assim se explica a diferença significativa entre os valores de salinidade obtidos em 1993 e 1995, anos bastante quentes e secos e os valores bastante mais baixos obtidos em grande parte de 1994 que por ter sido um ano bastante chuvoso obrigou à abertura das comportas por várias vezes e durante bastante tempo (Pardal, 1998).

Também os compostos azotados demonstraram ser influenciados directamente pelo funcionamento do sistema de comportas do rio Pranto, com aumentos nas suas concentrações nos períodos de Outono e Inverno. Este facto deve-se essencialmente à entrada no braço Sul de uma massa de água proveniente do rio Pranto e que se encontra enriquecida em compostos azotados oriundos da drenagem dos campos agrícolas circundantes.

Os fosfatos dissolvidos seguiram um padrão oposto, com os valores mais baixos registados no Inverno, aumentando depois no Verão. Esta variação parece ser comum em sistemas estuarinos e relaciona-se com a quantidade de matéria orgânica acumulada nos sedimentos (Sfriso *et al.*, 1987, 1988; Valiela, 1995; Jørgensen & Richardson, 1996). A porção dissolvida ter-se-á originado a partir de reacções químicas no sedimento (Pardal, 1998), libertando o fosfato particulado armazenado no sedimento para a coluna de água.

Após uma série de trabalhos e estudos no estuário do Mondego (Martins, 1995; Lillebø, 1996; Flindt *et al.*, 1997; Marques, 1997, 1999; Martins *et al.*, 1997, 2001; Pardal, 1998; Pardal & Marques, 1998; Lillebø *et al.*, 1999; Lopes *et al.*, 2000; Pardal *et al.*, 2000; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001; Cardoso *et al.*, 2002) que demonstraram a ocorrência de um processo de eutrofização, foram tomadas uma série de medidas visando por um lado a protecção e recuperação dos bancos de macrófitas, considerados essenciais na condição ecológica e por outro a redução do fenómeno de eutrofização em curso e a minimização dos seus respectivos impactos, procurando controlar as suas principais causas. Assim, a partir de 1998 a zona coberta por *Z. noltii* foi cercada por estacas de madeira, protegendo-a dos impactos das actividades humanas realizadas na área, como a apanha de minhoca ou de bivalves, e a população foi alertada para a importância do coberto de macrófitas na condição ambiental e produtividade do ecossistema e consequentemente nas actividades dele dependentes, de elevada importância económica para as populações locais. Por outro lado, a ligação a montante entre os dois braços do estuário foi alargada, de modo a permitir a entrada de um maior fluxo de água doce no braço Sul o que aumentou a circulação da água e consequentemente o hidrodinamismo no local. Por último, o sistema de comportas do rio Pranto passou a ser controlado e as descargas de água doce enriquecida em nutrientes, passou a ser regulada e reduzida de modo a diminuir o “loading” de nutrientes.

Após a aplicação destas medidas verificou-se que as oscilações nos parâmetros ambientais foram grandemente reduzidas e que os seus valores se tornaram mais regulares e com variações menos bruscas, sobretudo no que diz respeito à salinidade e compostos azotados, por serem os parâmetros mais dependentes do fluxo de água do rio Pranto.

No que se refere ao teor em matéria orgânica do sedimento é de salientar a diferença significativa entre a zona mais eutrofizada, caracterizada por uma menor percentagem de matéria orgânica e as restantes zonas, mais ricas em matéria orgânica e semelhantes entre si. Este facto parece ser explicado pelas diferentes composições granulométricas do sedimento das três zonas (Lillebø, 1996). Os sedimentos vasosos, característicos do banco de *Z. noltii* e da zona intermédia, apresentam uma maior área de adsorção, o que facilita e potencia a ligação da matéria orgânica às partículas do sedimento. Deste modo, o teor em matéria orgânica do sedimento aumenta com a diminuição do tamanho das partículas e assim, os sedimentos vasosos são normalmente mais ricos em matéria orgânica que sedimentos de maior componente arenosa, como é o caso da zona mais eutrofizada. Por outro lado, as características hidrodinâmicas nas zonas a jusante facilitam a deposição de partículas mais finas, devido ao seu menor hidrodinamismo (McLusky, 1971, 1989) e a presença de macrófitas confere maior estabilização dos sedimentos (Phillips & Meñez, 1998; Hillman *et al.*, 1989 *in* Martins, 2000). Em suma, a zona mais eutrofizada apresenta um menor teor em matéria orgânica por ser composta por sedimentos mais grosseiros e por ser desprovida de um coberto vegetal enraizado.

4.2 – Factores Biológicos

Uma das principais consequências do processo de eutrofização é o crescimento de macroalgas e a sua proliferação exacerbada, desenvolvendo-

se grandes massas algais que flutuam na água e que na baixa mar cobrem a superfície do sedimento, como é o caso da *Ulva* sp., ou que se prendem a substratos rígidos como pedras e conchas, como é o caso da *Enteromorpha* sp.. O crescimento destas macroalgas oportunistas depende essencialmente da disponibilidade de nutrientes na água, especialmente azoto e fósforo (Hodgkin & Hamilton, 1993; Desprez *et al.*, 1992; Hull, 1987). Por outro lado, as baixas profundidades do braço Sul, o pequeno caudal proveniente do Mondego que confere um regime de baixo hidrodinamismo e os elevados níveis de salinidade na Primavera e Verão são propícios à proliferação das macroalgas (Martins *et al.*, 2000).

As macrófitas enraizadas competem directamente por luz e nutrientes com as macroalgas e encontram-se numa situação de desvantagem. Por um lado as macroalgas são bastante mais eficazes na absorção de nutrientes directamente da água, uma vez que apresentam uma maior relação superfície/volume que as folhas das macrófitas (Daldorph & Thomas, 1991 *in* Thomas & Daldorph, 1994), enquanto que estas dependem principalmente da absorção de nutrientes da água intersticial sedimentar através dos seus rizomas (Iiguni & Hattori, 1982; Thursby & Horlin, 1982 *al in* Ferreira, 2001). Por outro lado as macroalgas impedem as macrófitas de receber a luminosidade, reduzindo a sua taxa fotossintética e influenciando negativamente o seu crescimento (Martins *et al.*, 2000).

As grandes massas de macroalgas que se acumulam na superfície do sedimento poderão levar a graves situações de hipóxia e até anóxia (Desprez *et al.*, 1992), devido às elevadas taxas de respiração – tanto das algas, como das macrófitas e da macrofauna associada, que durante a noite não são compensadas pela fotossíntese, provocando a morte massiva das algas. Ao morrerem, as algas vão ser decompostas por bactérias anaeróbias que utilizam o enxofre como receptor final de electrões. A sua actividade agrava ainda mais o problema de falta de oxigénio e origina condições redutoras no sedimento, o que provoca situações de grande stress no ecossistema,

afectando a totalidade das comunidades bentónicas (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Jørgensen & Richardson, 1996; Pardal, 1998). Além disso, ocorre também um aumento da concentração de nutrientes disponíveis, como resultado do processo de decomposição da matéria orgânica (Flindt *et al.*, 1997).

De um modo geral as macrófitas têm então vindo a sofrer um acentuado declínio ao longo das últimas décadas no braço Sul do estuário do Mondego, à semelhança de outros estuários europeus (Sola & Arzunbald, 1993; Sola, 1994; Philippart, 1995 a, b; Laborda *et al.*, 1997; Peralta *et al.*, 1997) e têm sido progressivamente substituídas por outro tipo de produtor primário, as macroalgas.

No que diz respeito à biomassa das macroalgas verdes, verificaram-se também aumentos primaveris, tanto na zona intermédia como na zona mais eutrofizada, reflectindo o seu crescimento e aumento da área coberta. Estes aumentos de biomassa primaveris dever-se-ão principalmente ao aumento da intensidade luminosa, temperatura, salinidade da água e à redução do hidrodinamismo.

Na Primavera de 1993 registou-se o maior “bloom” algal, imediatamente seguido por uma mortalidade massiva (“crash” algal) no início do Verão. Também na Primavera 1995 se verificou um “bloom”, embora de menor dimensão, ao qual também se seguiu uma elevada mortalidade. Estes dois anos foram propícios à ocorrência de grandes quantidades de macroalgas, pois foram anos quentes e secos, com pouca pluviosidade e baixo hidrodinamismo, especialmente o ano de 1993 e então, as condições de elevadas temperatura e salinidade da água e as pequenas correntes fluviais em conjunto com níveis elevados de nutrientes mostraram-se bastante favoráveis ao seu crescimento.

Em 1994, um ano bastante mais chuvoso que os restantes, apenas se registou uma presença vestigial de macroalgas. De facto, devido à abundante precipitação e à conseqüente abertura, mais frequente, das comportas do rio

Pranto a salinidade foi bastante mais baixa durante grande parte do ano e a circulação da água bastante mais intensa o que aumentou a turbidez da água, o que limitou o crescimento das macroalgas e favoreceu a sua exportação para o oceano Atlântico (Pardal, 1998; Cardoso, 2001; Ferreira, 2001).

A partir de 1998 e após a aplicação das medidas de minimização da eutrofização e de protecção do banco de *Z. noltii*, ocorreu uma recuperação algo lenta mas progressiva da macrófita, com o aumento da área por ela coberta, bem como um aumento gradual da sua biomassa o que atesta o sucesso e a grande importância da aplicação destas medidas.

4.3 – Dinâmica Populacional de *Scrobicularia plana*

A população de *Scrobicularia plana* revelou-se como uma das mais importantes espécies de macroinvertebrados bentónicos, a nível bioenergético, no estuário do Mondego, apresentando elevados valores de abundância e biomassa, apenas inferiores aos obtidos para *Hydrobia ulvae* (Cardoso *et al.*, 2002).

Em relação a outros estuários europeus a esta população mostrou-se também bastante abundante, apresentando valores médios apenas inferiores aos obtidos por Guelorget & Mazoyer-Mayére, 1983 (4901 ind m²) para uma lagoa do Mediterrâneo. Relativamente à sua biomassa a população de *S. plana* no Mondego mostrou também valores inferiores obtidos por Guelorget & Mazoyer-Mayére, 1983 e por Sola, 1994 para o estuário do Bidasoa.

Esta população é então composta essencialmente por juvenis, revelando uma escassez considerável de indivíduos de maiores dimensões, o que se relaciona com uma elevada mortalidade nas fases iniciais da vida e revela uma certa instabilidade do meio envolvente.

S. plana apresenta uma variação espacial no estuário do Mondego ao longo do gradiente de eutrofização, tanto no que se refere à sua abundância

como biomassa, que foram mais elevadas na zona mais eutrofizada, diminuindo para as zonas mais a jusante. Nestas duas zonas a população seguiu um padrão similar, com aumentos acentuados de densidade entre Fevereiro e Maio, que se referem certamente ao recrutamento de juvenis, uma vez que coincidem com as oscilações de abundância dos juvenis durante o primeiro ano de vida (<10 mm). Assim, podemos afirmar que os recrutamentos bentónicos de juvenis nestas zonas ocorrem geralmente entre Fevereiro e Maio e foram mais significativos em 1994 e 2000.

Na zona mais eutrofizada, por seu lado, a abundância seguiu um padrão um pouco diferente, especialmente entre 1993 e 1996, apresentando recrutamentos consideravelmente mais abundantes mas a ocorrerem um pouco tardiamente, de Junho a Agosto. Uma situação semelhante foi já descrita numa zona do Mediterrâneo (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983), na qual o recrutamento na zona de amostragem mais interior da lagoa ocorreu somente alguns meses mais tarde que nas restantes.

No estuário do Mondego é, também, a zona mais interior que apresenta um recrutamento mais tardio, o que se poderá dever à sua localização, mais afastada da influência marinha e caracterizada por um menor hidrodinamismo, em que a circulação da água é mais reduzida. Por outro lado, a presença de uma área coberta por macrófitas nas áreas mais a jusante poderá facilitar o estabelecimento das larvas antecipadamente nessas áreas, o que ocorrerá apenas mais tarde na zona mais eutrofizada quando a velocidade da corrente diminuir durante o Verão ou aquando da ocorrência dos “blooms” algais. De facto, a presença de comunidades vegetais no sedimento favorecem o estabelecimento e recrutamento de larvas planctónicas por provocarem uma redução na velocidade das correntes (Hull, 1987). É, no entanto, de assinalar que os recrutamentos mais abundantes na zona mais eutrofizada ocorreram em anos em que não se registaram “blooms” algais e a presença de algas se mostrou quase vestigial, reforçando

a possibilidade das diferenças de recrutamento nas diferentes zonas dependerem das condições hidrodinâmicas e da influência marinha.

A partir de 1999 o período de recrutamento na zona mais eutrofizada alterou-se um pouco, ocorrendo na mesma altura nas três áreas de amostragem – de Fevereiro a Maio. Esta alteração será uma consequência das medidas de protecção efectuadas no Mondego e que levaram a um aumento da circulação da água no braço Sul, aumentando o seu hidrodinamismo principalmente no que respeita às zonas mais interiores que originalmente se caracterizavam por uma circulação de água diminuta e com pouca influência marinha. Esta maior dinâmica trouxe consequentemente uma maior similaridade entre as diferentes áreas de amostragem.

Parece existir também uma correlação negativa entre a presença e quantidade de macroalgas e a abundância de *S. plana*. Um exemplo é o ano de 1993 que apresentou as maiores quantidades de macroalgas de todo o período de amostragem e no qual o típico aumento de abundância de *S. plana* devido ao recrutamento bentónico de juvenis se mostrou reduzido e os valores de abundância se mantiveram relativamente baixos durante todo o ano. Por seu lado, no ano seguinte, que apresentou quantidades vestigiais de macroalgas, o recrutamento de *S. plana* foi bastante mais abundante nas três áreas de amostragem. Estes resultados vêm de encontro ao obtido por outros autores para diversas espécies de bivalves (Peterson *et al.*, 1984; Everett, 1994; Raffaelli *et al.*, 1998; Raffaelli, 1999; Bolam *et al.*, 2000) e que verificaram frequentemente uma redução da abundância dos bivalves quando em presença de elevadas quantidades de macroalgas.

A interacção e a influência de massas de macroalgas nas populações de macroinvertebrados apresenta geralmente dois aspectos distintos. Por um lado, a presença de algas na interface sedimento/água favorece os macroinvertebrados bentónicos, tanto servindo de alimento – directamente para organismos herbívoros ou sob a forma de matéria orgânica após decomposição para organismos detritívoros, como facultando um habitat

importante e conferindo abrigo e protecção face a predadores (Soulsby *et al.*, 1982; Hull, 1987; Raffaelli *et al.*, 1998; Raffaelli, 1999). Por outro lado, elevadas quantidades de macroalgas sobre o sedimento reduzem as trocas de oxigénio entre o sedimento e a água e com a consequente morte e decomposição provocam graves situações de anóxia e produção de H₂S, o que tem um impacto drástico nas comunidades bentónicas reduzindo significativamente a sua abundância (Soulsby *et al.*, 1982; Peterson *et al.*, 1984; Hull, 1987; Llansó, 1992; Everett, 1994; Raffaelli *et al.*, 1998; Raffaelli, 1999, 2000; Bolam *et al.*, 2000).

No que respeita à biomassa, a zona mais eutrofizada apresentou também os valores mais elevados, denotando uma maior representatividade dos indivíduos adultos e uma maior estruturação populacional. Após a aplicação das medidas de protecção os valores de biomassa aumentaram significativamente em todas as áreas de amostragem o que reflecte um aumento do número de indivíduos adultos, característico de estruturas populacionais mais homogéneas e estáveis.

De facto, a estrutura populacional de *S. plana* parece encontrar-se bastante dependente dos indivíduos juvenis, especialmente durante os primeiros anos de estudo. Nesta altura os indivíduos adultos e de maiores dimensões são pouco numerosos e apresentam uma certa instabilidade, provavelmente relacionada com os sucessivos “blooms” e “crashes” algais que lhes são prejudiciais (Peterson *et al.*, 1984; Everett, 1994). Na realidade, as situações de stress criadas pelas elevadas quantidades de macroalgas sobre o sedimento, quer sejam de anóxia ou produção de H₂S, induzem os bivalves de maiores dimensões a movimentarem-se até à superfície do sedimento (Raffaelli *et al.*, 1998), tornando-se mais vulneráveis a predadores e aumentando a sua taxa de mortalidade.

A partir de 1998 os indivíduos adultos responderam positivamente às alterações a nível dos parâmetros abióticos e à redução da quantidade de macroalgas, tornando-se mais numerosos e representativos, o que levou a um

aumento da biomassa da população e conseqentemente da sua relevância na comunidade de macroinvertebrados bentnicos.

De um modo geral, as medidas de protecção implantadas em 1998 no estuário do Mondego levaram, por um lado, ao aumento do hidrodinamismo e a uma maior liberdade na circulação da água no braço Sul, conferindo maior homogeneidade nas características físico-químicas das diferentes áreas de amostragem, o que originou um maior equilíbrio nas populações bentnicas tanto a nível qualitativo como quantitativo (Guelorget & Mazoyer-Mayre, 1983). Por outro lado levaram a uma conseqente diminuição dos “blooms” algais e dos seus impactos, bem como a uma maior homogeneidade e similaridade entre as diferentes zonas de amostragem. Assim, a população de *S. plana* foi beneficiada no seu todo, com um aumento significativo da abundância e representatividade dos seus indivíduos adultos, inerente a uma diminuição da taxa de mortalidade e com a conseqente melhoria na sua estrutura, tornando-se mais estável.

Esta espécie apresentou um recrutamento anual, contrariamente a outros estudos desenvolvidos em Portugal (Paes de França, 1956; Guerreiro, 1991) que determinaram a ocorrência de dois períodos anuais de reprodução. Este ocorreu durante um longo período de tempo desde o início da Primavera até ao Verão. Neste caso, parece por vezes existir dois períodos quase consecutivos de recrutamento, observando-se dois picos consecutivos de densidade, como em 1994 na zona intermédia, o primeiro logo no princípio do ano e o seguinte no início da Primavera, e na zona mais eutrofizada, com o primeiro a ocorrer na Primavera e o seguinte no início do Verão. No entanto, estes picos de abundância sucessivos encontram-se muito próximos e não  possível defini-los como dois períodos de recrutamento distintos, cada um originando uma coorte.

As diferenças encontradas, nomeadamente em comparação com outros estuários Portugueses, poderão ser explicadas pelas diferentes características de cada local. Por um lado, o Mondego localiza-se um pouco

mais a Norte que os outros estuários em causa, sob uma influência Atlântica mais forte e tradicionalmente mais frio. Por outro lado, as condições de cada local específico, não directamente relacionadas com a localização latitudinal, determinam os padrões de reprodução da população. Um exemplo disso é o caso de uma população numa lagoa do Mediterrâneo, França que apresentou um recrutamento anual (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983), enquanto que num estuário mais a Norte – Gironde (Bachelet, 1981) se registaram dois períodos anuais de recrutamento.

Um outro factor importante relaciona-se com o facto desta espécie apresentar normalmente longos períodos de recrutamento (Hughes, 1971; Elkaim, 1976 *in* Bachelet, 1981; Bachelet, 1981; Guerreiro, 1991; Sola, 1994), ao longo dos quais as taxas de recrutamento não são homogéneas, ocorrendo normalmente picos em determinadas alturas e que poderão ocasionalmente ser considerados como períodos distintos de recrutamento.

Durante o período de amostragem os recrutamentos bentónicos mais abundantes registaram-se em 1994 e 2000, dois anos em que as quantidades de macroalgas verdes se mantiveram baixas e não ocorreram “blooms”. Ambos os anos se seguiram a Invernos um pouco mais rigorosos e com temperaturas mais baixas que os restantes, o que se assemelha com resultados de estudos anteriores (Beukema *et al.*, 2001). De facto, os invernos mais rigorosos parecem favorecer a generalidade dos bivalves (Essink *et al.*, 1994; Young *et al.*, 1996; Beukema *et al.*, 2001), principalmente no que se refere ao sucesso dos recrutamentos bentónicos, visto que a produção larvária é estimulada, a predação é reduzida e porque as baixas temperaturas provocam um aumento da mortalidade entre os indivíduos adultos e assim os juvenis, ao recrutarem têm maior probabilidade de sobreviver beneficiando da redução da competição intraespecífica por espaço, alimento e outros recursos (Young *et al.*, 1996).

Devido à maior abundância apresentada por certos recrutamentos, excepcionalmente bem sucedidos, de determinados anos acontece por vezes

uma redução no recrutamento dos anos seguintes, que pode mesmo ser suprimido (Odum, 1971 *in* Guerreiro, 1991). Consequentemente a estrutura da população passa a ser dominada essencialmente por essas coortes que apresentam maior abundância e representatividade.

Como seria de esperar, a seguir a cada recrutamento e ao conseqente aumento acentuado da densidade, ocorre sempre uma grande redução devido a uma elevada taxa de mortalidade dos indivíduos, como é comum nesta espécie (Green, 1957; Hughes, 1969, 1970 a, b, 1971; Guelorget & Mazoyer-Mayre, 1983; Guerreiro, 1991; Essink *et al.*, 1994; Sola, 1994), bem como noutras espécies de macroinvertebrados bentnicos. Esta elevada mortalidade relaciona-se, por um lado com o elevado insucesso do recrutamento que se reflecte na morte massiva de juvenis, bem como devido ao elevado esforço reprodutor levado a cabo durante um longo período do ano (Lubet, 1970 *in* Guerreiro, 1991; Sola, 1994).

Além destas causas inerentes à espécie, há ainda a salientar a predação por peixes ou aves limcolas e o impacto de actividades humanas que afectam directa ou indirectamente a população de *S. plana*.

As coortes recrutadas parecem, todas elas, seguir um padrão similar, crescendo cerca de 8 mm por ano. O crescimento apresenta-se contínuo ao longo da vida dos indivíduos, variando em intensidade com a estação do ano – dependendo certamente da temperatura, e com a idade do indivíduo. De facto, as taxas de crescimento parecem ser mais elevadas durante os meses mais quentes de Primavera e Verão e durante os primeiros anos de vida. Resultados deste gnero foram obtidos em estudos anteriores (Green, 1957; Hughes, 1969; Bachelet, 1981; Guelorget & Mazoyer-Mayre, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994), com as taxas de crescimento a decrescerem nos indivíduos mais velhos e a aumentarem consideravelmente com os aumentos sazonais de temperatura.

No geral, a população de *S. plana* do Mondego mostrou um crescimento semelhante a outras populações de Portugal e do Sul da Europa

(Bachelet, 1981; Guelorget & Mazoyer-May re, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). Estas populações apresentam normalmente maiores taxas de crescimento e menor longevidade que as populações das zonas mais frias do Norte da Europa, que crescem mais lentamente (Green, 1957; Hughes, 1969; Essink *et al.*, 1994), podendo no entanto atingir maiores dimensões e maior longevidade (Newell, 1964 *in* Guerreiro, 1991).

Cada coorte vive aproximadamente cinco anos, atingindo em média 40 a 45 mm de comprimento, mas podendo chegar a medir mais de 50 mm. O tempo médio de vida foi estimado directamente a partir das coortes C7 e C8 que viveram 62 e 63 meses respectivamente, o que parece ser semelhante nas restantes, com excepção da coorte C3 que terá apenas vivido cerca de 4 anos, desaparecendo em 1994.

O desaparecimento desta coorte, que na altura media em média 34 mm, poderá ter sido devido à ocorrência de sucessivas diminuições bruscas de salinidade e aos seus baixos valores durante grande parte do ano, que podem ser prejudiciais uma vez que esta espécie, não podendo osmorregular-se fisiol gicamente, evita as salinidades demasiado baixas fechando as valvas (Sola, 1994), o que a médio ou longo prazo poderá apresentar graves consequências para os indivíduos, aumentando a taxa de mortalidade. Por outro lado, o facto de 1994 ter sido um ano em que as macroalgas verdes quase não existiram, poderá ter facilitado a predação uma vez que o sedimento se encontraria a descoberto e os indivíduos se encontravam mais expostos.

Estas explicações apresentam, no entanto, uma lacuna que se relaciona com o facto de apenas esta coorte ter desaparecido. Uma possível explicação para estes factos é o impacto das actividades humanas e mais concretamente a apanha da am ijoia para fins comerciais, que incide sobretudo nos espécimes com tamanhos compreendidos entre 25 a 40 mm, provocando então uma diminuição acentuada nos indivíduos maiores.

Scrobicularia plana parece então apresentar um gradiente latitudinal no que respeita aos valores de abundância, reprodução, crescimento, longevidade e produção (Green, 1957; Hughes, 1969, 1970 a, b; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guilhermino, 1985; Guerreiro, 1991; Essink *et al.*, 1994; Sola, 1994). Assim, as populações do Sul da Europa são caracterizadas, normalmente por maiores valores de abundância, períodos de reprodução mais longos e com a ocorrência de dois períodos de recrutamento por ano, taxas de crescimento bastante mais elevadas e por uma menor longevidade. Consequentemente, os valores de produção secundária são normalmente mais elevados e parecem diminuir com o aumento da latitude.

Esta variação clinal deve-se essencialmente às maiores temperaturas em zonas de menor latitude, o que favorece um maior número de recrutamentos e taxas de crescimento mais elevadas. Um exemplo interessante é o caso da população da lagoa de Prévost, na França junto ao Mediterrâneo e que apresenta as maiores taxas de crescimento e os maiores valores de produção para esta espécie (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983), mesmo relativamente a zonas de menor latitude.

No estuário do Mondego, a população de *Scrobicularia plana* apresenta valores que se enquadram neste gradiente latitudinal. Os valores de abundância e produção são elevados e semelhantes aos estimados para outros estuários portugueses (Guerreiro, 1991), sendo consideravelmente maiores que valores de produção estimados em populações do Norte da Europa (Hughes, 1970 a, b; Warwick & Price, 1975 *in* Sola, 1994; Bachelet, 1982; Essink *et al.*, 1994). Encontram-se, no entanto, abaixo do estimado para o estuário do Bidasoa, Espanha (Sola, 1994) e para zonas mediterrânicas (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983).

No que respeita ao número anual de recrutamentos parece existir no Mondego uma certa discrepância relativamente a outras zonas do Sul da Europa, que apresentam normalmente dois recrutamentos anuais e

assemelha-se mais às populações de zonas mais a Norte. No entanto, Guelorget & Mazoyer-Mayére (1983) registaram também um recrutamento anual, durante o Outono numa zona Mediterrânica e tradicionalmente mais quente. Assim, podemos afirmar que, embora existindo um gradiente latitudinal que influencia esta espécie, o padrão de recrutamento se relaciona principalmente com os valores de temperatura e que em cada caso específico existe sempre a influência das características particulares do local.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A população de *Scrobicularia plana* no estuário do Mondego mostrou-se bastante importante no seio da comunidade macrobentnica, com elevados valores de abundância e biomassa. Apresentou uma variação espacial ao longo do gradiente de eutrofização, registando-se os maiores valores de abundância e biomassa na zona mais eutrofizada, na qual se registam normalmente os recrutamentos bentnicos mais abundantes.

Scrobicularia plana apresentou um período alargado de reprodução anual, ao longo de alguns meses, com o recrutamento de uma coorte por ano, em contraste com outros estudos efectuados em Portugal (Paes de França, 1956; Guerreiro, 1991). Cada coorte vive em média 5 anos, crescendo cerca de 8 mm por ano. O crescimento dos indivíduos mostrou-se dependente, por um lado, da estação do ano e da idade dos indivíduos, sendo mais acentuado nos meses quentes e durante os primeiros anos de vida.

Esta espécie apresenta um gradiente latitudinal no que respeita aos valores de abundância, reprodução, crescimento, longevidade e produção de cada população, determinado essencialmente pela variação clinal da temperatura. Assim, a população de *Scrobicularia plana* do Mondego apresenta-se similar a outras populações do Sul da Europa, com elevados valores de abundância, períodos de reprodução longos, taxas de crescimento mais elevadas e maiores valores de produção. Estes parâmetros são, no entanto, também fortemente influenciados pelas características específicas de cada local.

O braço Sul de estuário do Mondego encontra-se actualmente em fase de recuperação, após um processo de eutrofização que se registou ao longo das duas últimas décadas e que começa agora a ser atenuado. De facto, a gestão iniciada em 1998, através da aplicação de medidas de protecção ao coberto de *Zostera noltii* e de redução do “loading” de nutrientes, levou a

uma redução do processo de eutrofização e conseqüentemente dos seus efeitos.

A população de *Scrobicularia plana* mostrou-se afectada pela ocorrência de grandes quantidades de macroalgas, nomeadamente pelos constantes “blooms” e “crashes” algais e respondeu positivamente às medidas adoptadas, tendo-se verificado um aumento acentuado da sua abundância, biomassa e produção somática, bem como uma melhoria estrutural na população.

No seguimento da gestão em curso, será de esperar uma progressiva melhoria na condição ecológica do braço Sul do estuário do Mondego e das suas comunidades: por um lado, a continuação da recuperação e proliferação dos bancos de *Zostera noltii*, de elevada importância nas populações macrobentnicas associadas; por outro, uma melhoria estrutural nas comunidades de macroinvertebrados, nomeadamente de *Scrobicularia plana*, com aumentos da abundância, biomassa e produção secundária levando a populações mais estáveis e estruturadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen, K.R. (1971). Relation between production and biomass. *Journal of Fisheries Research Board of Canada*, **28**: 1573-1581.

Asmus, H. & R. Asmus (1985). The importance of grazing food chain for energy flow and production in three intertidal sand bottom communities of the northern Wadden Sea. *Helgoländer Meeresuntersuchunge*, **49**: 273-301.

Azeiteiro, U.M. de M. (1999). Ecologia pelágica do braço sul do estuário do rio Mondego. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 156 p.

Bachelet, G. (1979). Les peuplements macrobenthiques de l'estuaire de la Gironde : évolution annuelle des paramètres démographiques. *Journal de Recerch Océanographique*, **4**: 3-13.

Bachelet, G. (1981). Application de l'équation de Von Bertalanffy a la croissance du bivalve *Scrobicularia plana*. *Cahiers de Biologie Marine*, **12**: 291-311.

Bachelet, G. (1982). Quelques problèmes liés à l'estimation de la production secondaire. Cas des bivalves *Macoma balthica* et *Scrobicularia plana*. *Oceanológica Acta*, **5**: 421-431.

Beukema, J.J. (1991). Changes in the composition of bottom fauna of a tidal area during a period of eutrophication. *Marine Biology*, **111**: 293-301.

Beukema, J.J.; R. Dekker; K. Essink & H. Michaelis (2001). Synchronized reproductive success of the main bivalve species in the Wadden Sea: causes and consequences. *Marine Ecology Progress Series*, **211**: 143-155.

Bolam, S.G.; T. F. Fernandes; P. Read & D. Raffaelli (2000). Effects of macroalgal mats on intertidal sandflats: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **249**: 123-137.

Cabral, J.A.; T. Múrias; R.J. Lopes & J.C. Marques (1996). Macroalgal blooms and macrohabitat selection by waders; study in the Mondego estuary (western Portugal). *Airo*, **7** (1): 1-6.

Cabral, J.A.; M.A. Pardal; R.J. Lopes; T. Múrias & J.C. Marques (1999). The impact of macroalgae blooms on the use of the intertidal area and feeding behaviour of waders (Charadrii) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica*, **20** (4): 417-428.

Cardoso, P.G.M. (2001). Impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produção de *Hydrobia ulvae* no estuário do Mondego. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 138 p.

Cardoso, P.G.; A.I. Lillebø; M.A. Pardal; S.M. Ferreira & J.C. Marques (2002). The effect of different primary producers on *Hydrobia ulvae* population dynamics: a case study in a temperate intertidal estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **277**: 173-195.

Cunha, P.P.; J. Pinto & J.L. Dinis (1997). Evolução da fisiografia e ocupação antrópica na área estuarina do Rio Mondego e região envolvente (Portugal centro – oeste), desde 1947. *Territorium*, **4**: 99-124.

Cunha, P.P. & J.L. Dinis (2002). Sedimentary dynamics of the Mondego estuary. In Miguel ngelo Pardal, João Carlos Marques and Manuel Augusto Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. *Imprensa da Universidade de Coimbra*, 576 p.

D’Avanzo, C.; J.N. Kremer & S.C. Wainright (1996). Ecosystem production and respiration in response to eutrophication in shallow temperate estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, **141**: 263-274.

Desprez, M.; H. Rybarczyk; J.G. Wilson; J.P. Ducrottoy; F. Suer; R. Olives & B. Elkaim (1992). Biological impact of eutrophication in the bay of Somme and the induction and impact of anoxia. *Netherlands Journal of Sea Research*, **30**: 149-159.

Dolbeth, M.; M.A. Pardal; A.I. Lillebø; U. Azeiteiro & J.C. Marques (in press). Short and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community.

Duarte, A.S.; J.L. Pinho; M.A. Pardal; J.M. Neto; J.P. Vieira; F.S. Santos (2002). In Miguel ngelo Pardal, João Carlos Marques and Manuel Augusto Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. *Imprensa da Universidade de Coimbra*, 576p

Duarte, D.N.R. (1990) Caracterizao dos sedimentos do estuário do Mondego. Relatório de actividades.

Duarte, D.N.R. & R.B.P. Reis (1991). Transporte e distribuo anual de sedimentos infratidais no estuário do Mondego. *In* Resumos do 3^o. Congresso Nacional de Geologia, Coimbra, 106 p.

Duarte, D.N.R. & R.B.P. Reis (1993). Contribuio para a caracterizao hidrodinâmica do estuário do rio Mondego. *In* Resumos da 3^a. Reunião do Quaternário Ibérico, Coimbra, 104 p.

Essink, K.; J.J. Beukema; J. Coosen; J.A. Craeymeersch; J.P. Ducrotoy; H. Michaelis & B. Robineau (1991). Population dynamics of the bivalve mollusc *Scrobicularia plana* (da Costa): comparisons in time and space. *In* Elliot, M. & J.P. Ducrotoy (Eds), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*.

Everett, R.A. (1994). Macroalgae in marine soft sediment communities: effects on benthic faunal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **175**: 253-274.

Ferreira, S.M. de F. (2001). Impacto da eutrofizao em *Cyathura carinata* (Isopoda) no estuário do Mondego. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 117 p.

Flindt, M.R.; L. Kamp-Nielsen; J.C. Marques; M.A. Pardal; M. Bocci; G. Bendoricho; S.N. Nielsen; S.E. Jrgensen (1997). Description of the three shallow estuaries: Mondego river (Portugal), Roskilde fjord (Denmark) and the Lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling*, **102**: 17-31.

Fonseca, M.S. & J.A.Cahalan (1992). A preliminary evaluation of wave attenuation by four species of seagrasses. *Estuarine Coast and Shelf Science*, **35**: 565-576.

Frontier, S. (1983). Strategies d'échantillonnage en Écologie. Les presses de l'université laval, 494 p.

Gambi, M.C.; A.R.M. Nowell & P.A. Jumars (1990). Flume observations on flow dynamics in *Zostera marina* (eelgrass) beds. *Marine Ecology Progress Series*, **61**: 159-169.

Gaschütz, G.; D. Pauly & N. David (1980). A versatile basic program for fitting weight and seasonally oscillating length growth data. Pelagic, Demersal and Shellfish Cttes, 23 p.

Gonçalves, F.J.M. (1991). Zooplâncton e ecologia larvar de crustáceos decápodes no estuário do rio Mondego. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 329 p.

Green, J. (1957). The growth of *Scrobicularia plana* (da Costa) in the Gwendraeth estuary. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, **36**: 41-47.

Guelorget, O. & C. Mazoyer-Mayère (1983). Croissance, biomasse et production de *Scrobicularia plana* dans une lagune méditerranéenne : l'étang du Prévost à Palavas (Hérault, France). *Vie Marine*, **5**: 13-22.

Guérin, M. (1961). Étude de biotopes a *Scrobicularia plana* (da Costa). *Cahiers de Biologie Marine*, **2**: 417-436.

Guerreiro, J.A. (1991). Ecologia, dinâmica e produção de *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) (Mollusca, Bivalvia) nos estuários dos rios Mira e Tejo (Portugal). Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 294 p.

Guerreiro, J. & M.A. Rebelo (1983). Ciclo biológico de *Scrobicularia plana* no estuário do Tejo. Relatório de Estágio Científico da Licenciatura em Biologia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 225 p.

Guilhermino, L. (1985). Estudo sistemático e ecológico dos moluscos do estuário do Mondego a partir de amostragens em 3 estações. Biologia da população de *Scrobicularia plana*. Relatório de Estágio Científico da Licenciatura em Biologia da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 113 p.

Hardy, F.G.; S.M. Evans & M.A. Tremaye (1993). Long term changes in the marine macroalgae of three polluted estuaries in north-east England. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **172**: 82-92.

Hartog, C. (1994). Suffocation of a littoral *Zostera* bed by *Enteromorpha radiata*. *Aquatic Botany*, **47**: 21-28.

Hayward, P; T. Nelson-Smith; C. Shields (1996). Sea Shore of Britain and Europe. *Harper Collins Publishers*. 352 p.

Heck, K.L.; K.W. Able; C.T. Roman & M.P.Fahay (1995). Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New

England estuary: Comparisons among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries*, **18** (2): 379-389.

Hodgkin, E.P. & B.H. Hamilton (1993). Fertilizers and eutrophication in the southwestern Australia: Setting the scene. *Fertilizer Research*, **36**: 95-103.

Hootsmans, M.J.M. & J.E. Vermaat (1985). The effect of periphyton grazing by three epifaunal species on the growth of *Zostera marina* L. under experimental conditions. *Aquatic Botany*, **22**: 83-88.

Hughes, R.N. (1969). A study of feeding in *Scrobicularia plana*. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, **49**: 805-823.

Hughes, R.N. (1970 a). An energy budget for a tidal-flat population of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa). *Journal of Animal Ecology*, **39**: 357-381.

Hughes, R.N. (1970 b). Population dynamics of the bivalve *Scrobicularia plana* (da Costa) on an intertidal mud-flat in North Wales. *Journal of Animal Ecology*, **39**: 333-356.

Hughes, R.N. (1971). Reproduction of *Scrobicularia plana* (da Costa) (Pelecypoda: Semelidae) in North Wales. *Veliger*, **14**: 77-81.

Hull, S.C. (1987). Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **25**: 519-532.

Hylland, K.; M. Sköld ; J.S. Gunnarsson & J. Skei (1996). Interactions between eutrophication and contaminants. IV. Effects on sediment-dwelling organisms. *Marine Pollution Bulletin*, **33**: 90-99.

Jørgensen, B.B. & K. Richardson (1996). Eutrophication: definition, history and effects. *In* Bo Barker Jørgensen and Katherine Richardson (Eds.). Eutrophication in coastal marine ecosystems (Coastal and estuarine studies, 52). American Geophysical Union, Washington, DC, 273 p.

Laborda, A. J.; I. Cimadevilla; L. Capdevila & J.R. Garcia (1997). Distribución de las praderas de *Zostera noltii* Hornem., 1832 en el litoral del norte de España. *Publicaciones Especiales Instituto Español de Oceanografía*, **23**: 273-282.

Lavery, P.S.; R.J. Lukatelich & A.J. McComb (1991). Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **33**: 1-22.

Lillebø, A.I. (1996). Estrutura populacional, dinâmica e produção de *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) ao longo de um gradiente de eutrofização no estuário do Mondego (Portugal). Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 111 p.

Lillebø, A.I. (2000). The effect of salt marshes plants on the nutrient dynamics in the Mondego estuary (Portugal). Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 159 p.

Lillebø, A.I.; M.A. Pardal & J.C. Marques (1999). Population structure, dynamics and production of *Hydrobia ulvae* (Pennant) (Mollusca:

Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, **20** (4): 289-304.

Lillebø, A.I.; M.A. Pardal; J.M. Neto & Marques, J.C. (In press). Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* from field data and greenhouse experiment.

Llansó, R.J. (1992). Effects of hypoxia on estuarine benthos: the lower Rappahannock river (Chesapeake Bay), a case study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **35**: 491-515.

Lopes, N.L.B.R.C. (2000). Estrutura trófica da comunidade macrobentónica associada ao coberto de *Fucus vesiculosus* do estuário do Mondego (Portugal). Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 159 p.

Lopes, R.J. (1999). Impacto das aves limícolas sobre os macroinvertebrados nas áreas intertidais do estuário do Mondego (Portugal). Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 80 p.

Lopes, R.J.; M.A. Pardal & J.C. Marques (2000). Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **249**: 165-179.

Marques, J.C. (1989). Amphipoda (Crustacea) bentónicos da costa portuguesa: estudo taxonómico, ecológico e biogeográfico. Tese de Doutoramento em Ecologia Animal. Universidade de Coimbra, 394 p.

Marques, J.C.; J. André; R. Girão; F. Gonçalves; L. Guilhermino & A. Mortágua (1984). Estudo bion mico dos povoamentos bent nicos do estuário do Mondego (Portugal). Resultados preliminares. *Actas do 4.º Simpósio Ibérico de estudos de Bentos Marinho, Lisboa, 21-25 Maio*. **1**: 147-157.

Marques, J.C. & L. Guilhermino (1988 a). Moluscos do estuário do Mondego (zona intertidal). Inventariao faun stica e análise da repartio ecológica das espécies. *Actas do Colóquio Luso-Espanhol sobre Ecologia das Bacias Hidrogr ficas e Recursos Zool gicos, Porto, Portugal*. 245-252.

Marques, J.C. & L. Guilhermino (1988 b). Crust ceos Peracar deos do estuário do Mondego (zona intertidal). Inventariao faunística e análise da repartio ecológica das espécies. *Actas do Colóquio Luso-Espanhol sobre Ecologia das Bacias Hidrográficas e Recursos Zoológicos, Porto, Portugal*. 253-260.

Marques, J.C. & A. Nogueira (1991). Life cycle, population dynamics and production of *Echinogammarus marinus* (Leach) (Amphipoda) in the Mondego estuary (Portugal). *Oceanologica Acta*, **11**: 213-223.

Marques, J.C.; P. Maranhão & M.A. Pardal (1993 a). Human impact assessment on the subtidal macrobenthic community structure in the Mondego (western Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **37**: 403-419.

Marques, J.C.; L.B. Rodrigues & J.A. Nogueira (1993 b). Intertidal macrobenthic communities in the Mondego estuary (western Portugal). *Vie Milieu*, **43** (2/3): 177-187.

Marques, J.C.; I. Martins; C. Teles-Ferreira & S. Cruz (1994). Population dynamics, life story and production of *Cyathura carinata* (Kroyer) (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **14** (2): 258-272.

Marques, J.C.; M.A. Pardal; S. Nielsen & S. Jørgensen (1997). Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, **102**: 155-167.

Marques, J.C.; M.A. Pardal & A.I. Lillebø (1999). Comunidades biol3gicas do estu3rio do Mondego: quinze anos de estudo. *Cadernos de Ecologia*, **2**: 45-76.

Marques, J.C.; M.A. Graa & M.A. Pardal (2002). Introducing the Mondego river basin. In Miguel ngelo Pardal, João Carlos Marques and Manuel Augusto Graa (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. *Imprensa da Universidade de Coimbra*, 576 p.

Martins, I.I.C. (1995). Modelling the effects of green macroalgal blooms on the population dynamics of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in the Mondego estuary (Portugal). Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 131 p.

Martins, I.I.C. (2000). Green macroalgal blooms and seagrasses in a shallow eutrophic estuary (the Mondego estuary, Portugal): dynamics, controlling factors and possible evolutionary scenarios. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 141 p.

Martins, I.; J.C. Marques; S.E. Jørgensen & S. Nielsen (1997). Modelling the effects of green macroalgal blooms on the population dynamics of *Cyathura carinata* (Crustacea: Isopoda) in an eutrophied estuary. *Ecological Modelling*, **102**: 33-53.

Martins, I.; J.M. Oliveira; M.R. Flindt & J.C. Marques (1999). The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica*, **20** (4): 259-565.

Martins I.; M.A. Pardal; A.I. Lillebø; M.R. Flindt & J.C. Marques (2001). Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgal blooms in a eutrophic estuary. A case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 165-177.

McGlathery, K.J. (2001). Macroalgal blooms contribute to the decline of seagrass in nutrient-enriched coastal waters. *Journal of Phycology*, **37**: 453-456.

McLusky, D.S. (1971). Ecology of estuaries. Heinemann Educational Books Ltd, London, 144 p.

McLusky, D.S. (1989). The estuarine ecosystem. Second Edition. Chapman & Hall, New York, 215 p.

McMahon, K. & D.I. Walker (1998). Fate of seasonal, terrestrial nutrient inputs to a shallow seagrass dominated embayment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **46**: 15-25.

Molles, M.C. (1999). *Ecology – Concepts and Applications*. First Edition. WCB/ McGraw-Hill, 509 p.

Múrias, T.; J.A. Cabral; J.C. Marques & J.D. Goss-Custard (1996). Short-term effects of intertidal macroalgal blooms on the macrohabitat selection and feeding behaviour of wading birds in the Mondego estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **43**: 677-688.

Nixon, S.; B. Buckley; S. Granger & J. Blintz (2001). Responses of very shallow marine ecosystems to nutrient enrichment. *Human and Ecological Risk Assessment*, **7**: 1457-1481.

Nogueira, A.J.A. (1992). ANAMOD – extracção dos componentes modais de distribuições de frequências de variáveis biométricas. Trabalho de síntese apresentado para prestação de provas de aptidão pedagógica e capacidade científica. Departamento de Zoologia da Universidade de Coimbra, 67 p.

Norkko, A. & E. Bonsdorff (1996 a). Rapid zoobenthic community responses to accumulations of drifting algae. *Marine Ecology Progress Series*, **131**: 143-157.

Norkko, A. & E. Bonsdorff (1996 b). Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series*, **140**: 141-151.

Odum, E.P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. Third Edition. W.B. Saunders Company, Philadelphia, 927 p.

Paes de França, M.L. (1956). Variao sazonal das gonas de *Scrobicularia plana* (da Costa). *Arquivo Museu Bocage*, **27**: 107-124.

Pardal, M.A.C. (1995). Variao espacial e temporal das populaes de poliquetas no esturio do Mondego. Dinmica e produo de *Amage adspersa* (Grube, 1863). Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 121 p.

Pardal, M.A.C. (1998). Impacto da eutrofizao nas comunidades macrobentnicas do braço Sul do esturio do Mondego. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 322 p.

Pardal, M.A.; J.C. Marques & G. Bellan (1993). Spatial distribution and seasonal variation of subtidal polychaete populations in the Mondego estuary (western Portugal). *Cahiers de Biologie Marine*, **34**: 497-512.

Pardal, M.A. & J.C. Marques (1998). Impacto das actividades humanas na qualidade ecolgica do esturio do Mondego. Possveis solues para o futuro. *Sociedade e Territrio*, **27**: 62-69.

Pardal, M.A.; J.C. Marques; I. Metelo; A.I. Lillebø & M.R. Flindt (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Amphitoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology progress Series*, **196**: 207-219.

Peralta, G.; I. Hrnandez; J.C. Pérez-Llorns; J.J. Vergara & R.R. Pino (1997). Dinmica estacional de *Ulva* spp. (Chlorophyta) en el estuario

del r o Palmones (Algeciras, C diz). *Publicaciones Especiales, Instituto Espa ol de Oceanografía*, **123**: 283-290.

P r s, J.M. & J. Picard (1964). Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec. Trav. St. Mar. Endoume*, **31**: 137 p.

Peterson, C.H.; H.C. Summerson & P.B. Duncan (1984). The influence of seagrass cover on population structure and individual growth rate of a suspension-feeding bivalve, *Mercenaria mercenaria*. *Journal of Marine Research*, **42**: 123-138.

Philippart, C.J.M. (1995 a). Effects of shading on growth, biomass and population maintenance of the intertidal seagrass *Zostera noltii* Hornem. in the Dutch Wadden Sea. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **188**: 199-213.

Philippart, C.J.M. (1995 b). Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the Dutch Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research*, **33** (2):205-218.

Phillips, R.C. & E.G. Me ez (1988). Seagrasses. Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, number 34. Smithsonian Institution Press.

Raffaelli, D. (1999). Impact of catchment land-use on an estuarine benthic food web. In J.S. Gray *et al.* (Eds). Biogeochemical Cycling and Sediment Ecology, Kluwer Academic Publishers. 161-171.

Raffaelli, D. (2000) Interactions between macro-algal mats and invertebrates on the Ythan estuary, Aberdeenshire, Scotland. *Helgol Marine Research*, **54**: 71-79.

Raffaelli, D.; J. Limia; S. Hull & S. Pont (1991). Interactions between the amphipod *Corophium volutator* and macroalgal mats on estuarine mudflats. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, **71**: 899-908.

Raffaelli, D.G.; J.A. Raven & L.J. Poole (1998). Ecological impact of green macroalgal blooms. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, **36**: 97-125.

Ribeiro, R.G.L.G. (1991). Ecologia do ictioplâncton e reprodução da Anchoa *Eugraulis encrasicolus* (L.) (Pisces, Engraulidae) no estuário do rio Mondego. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 394 p.

Ribeiro, J.L. (2001). Zonas húmidas costeiras e ordenamento territorial – o caso do estuário do Mondego. Imprensa da Universidade de Coimbra, 326 p.

Sfriso, A. (1995). Temporal and spatial responses of growth of *Ulva rigida* C. Ag. To environmental and tissue concentrations of nutrients in the Lagoon of Venice. *Botanica Marina*, **38**: 557-573.

Sfriso, A.; A. Marcomini & B. Pavoni (1987). Relationships between macroalgal biomass and nutrient concentrations in a hypertrophic area of the Venice Lagoon. *Marine Environmental Research*, **22**: 297-312.

Sfriso, A.; B. Pavoni & A.A. Orio (1988). Annual variations of nutrients in the Lagoon of Venice. *Marine Pollution Bulletin*, **19** (2): 54-60.

Simpson, G.G.; A. Roe & R.C. Lewotin (1960). Quantitative zoology. Ed. Harcourt, Brace & Company, New York, Burlingame, 440 p.

Sola, J.C.E. (1994). Estudio de la comunidad reducida de *Macoma* en el estuario del Bidasoa. Evolución de estructura y biología de las especies dominantes (dinámica poblacional, reproducción, crecimiento y producción secundaria). Memoria que para optar al grado de Doctor en Biología. Facultad de Biología de la Universidad de Navarra, 526 p.

Sola, J.C. & M. Arzubialde (1993). Dinámica de poblaciones y biología de *Cyathura carinata* en el estuario del Bidasoa. *Publicaciones Especiales del Instituto Español de Oceanografía*, **11**: 57-64.

Soulsby, P.G.; D. Lowthion & M. Houston (1982). Effects of macroalgal mats on the ecology of intertidal mudflats. *Marine Pollution Bulletin*, **13** (5): 162-166.

Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons (1968). A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research board of Canada, Ottawa. Bulletin 167, 311 p.

Tebble, N. (1976). British Bivalve Seashells. H.M.S.O., Edinburgh, 212 p.

Thomas, J.D. & P.W.G. Daldorph (1994). The influence of nutrient and organic enrichment on a community dominated by macrophytes and

gastropod molluscs in a eutrophic drainage channel: relevance to snail control and conservation. *Journal of Applied Ecology*, **31**: 571-588.

Vadas, R.L. & B. Beal (1987). Green algal ropes: a novel estuarine phenomenon in the Gulf of Maine. *Estuaries*, **10**: 171-176.

Valiela, I. (1995). Marine ecological processes. Second edition. Springer-Verlag, New York, 686 p.

Young, E.F.; G.R. Bigg & A. Grant (1996). A statistical study of environmental influences on bivalve recruitment in the Wash, England. *Marine Ecology Progress Series*, **143**: 121-129.

Zwarts, L. & J. Wanink (1989). Siphon size and burying depth in deposit and suspension feeding benthic bivalves. *Marine Biology*, **100**: 227-240.

ANEXOS

The effect of eutrophication and coastal management on the bivalve

Scrobicularia plana

T. Verdelhos*, M. A. Pardal, J. C. Marques

IMAR – Institute of Marine Research, Department of Zoology, University of Coimbra,
3004 – 517 Coimbra, Portugal

*Corresponding author. email: tverdelhos@ci.uc.pt

Abstract

Over the last decades, excessive growth of macroalgae, often associated with increased eutrophication has become a worldwide common problem. It is known that rooted vegetation offer stable habitats, allowing continuously availability of food and protection compared to macroalgae mats. In a short-term, fast growing macroalgae habitats can be more appellative but for sure these are also much more dynamic. The seagrass presence contributes positively to biodiversity, sediment stability, water transparency and shoreline protection. Unfortunately, eutrophication endangered these systems around the world. The warm temperate Mondego estuary is one of those systems, and since the 1980s it has lost a Zostera noltii bed of approximately 15 hectares wich came to totally disappear in 1997. Management was implemented in 1998, including meadows protection, nutrient loading reduction and water circulation improvement, with satisfactory results up to now and good perspectives in future. Moreover, green macroalgal spring blooms and concentration of dissolved nutrients were clearly reduced.

Since Scrobicularia plana, is one of the most abundant species, in temperate estuarine systems (e.g. Mondego), its life cycle, population dynamics and production are described along a spatial gradient of eutrophication considering a period extending from before to after the implementation of mitigation measures. A single cohort was produced each year and life span was estimated at 62 months \pm 1 month. Although S. plana presented higher abundance and biomass on the most eutrophic area, the

population appeared to be negatively influenced by high macroalgae amounts and responded positively to management and consequent macroalgal reduction. For instance, after management the population became more structured, including individuals from to all size classes and growth production (P) also increased reaching $14.13 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, as compared to 4.08 and $3.11 \text{ g m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ previously estimated, while P/\bar{B} ratio decreased.

Key Words: eutrophication; estuary, management; Scrobicularia plana; population dynamics, secondary production

Introduction

In the Mondego estuary, a well described intertidal estuary (Portugal), eutrophication has triggered serious biological changes, which led to a progressive replacement of primary producers (seagrasses Zostera noltii by opportunistic macroalgae) (Marques et al., 1993 a, 1997; Flindt et al., 1997; Martins et al., 1997, 1999, 2001; Pardal, 1998; Lillebø et al., 1999; Lopes et al., 2000; Pardal et al., 2000; Duarte et al., 2002; Cardoso et al., 2002; Dolbeth et al., 2003).

Since the late 1980s, green macroalgal blooms have been observed in the south arm of the Mondego estuary as the main visible symptom of eutrophication, due to high availability of growth limiting nutrients, (nitrogen and phosphorous), coupled with higher water residence time (Flindt et al., 1997; Marques et al., 1997; Martins et al., 2001; Pardal, 1998; Pardal et al., 2000; Cardoso et al., 2002; Dolbeth et al. 2003).

Macroalgal blooms may severely affect the underlying sediments, in terms of it's microbiology and chemistry (Hull, 1987; Cloern, 2001), specially when macroalgae crashes and decays by inducing anoxic situations with hydrogen sulphide conditions, lethal to rooted macrophytes (Duarte et al., 2002). As a consequence, Zostera noltii beds, considered the richest habitat concerning biodiversity and productivity (Edgar et al., 1990; Marques et al., 1993 a, 1997; Pardal, 1998), suffered a drastic reduction during the last decades (Raffaelli et al., 1991, 1998; Hodgkin and Hamilton, 1993; Marques et al., 1993 a, 1997; Flindt et al., 1997; Pardal, 1998; Pardal et al., 2000; Cloern, 2001; Martins et al., 2001). This led to a shift in primary producers, from slow growing rooted macrophytes towards faster growing green macroalgae (Hartog, 1994; Pardal, 1998; Pardal et al., 2000; Martins et al., 2001). So at the present moment changes in the trophic chain and ultimately in the composition and productivity of the whole macrobenthic assemblages are being reported (Dolbeth et al., 2003) leading to a less structured and impoverished macrofaunal communities.

Previous studies on the Mondego (Marques et al., 1993 a; Pardal, 1998; Dolbeth et al., 2003) considered the bivalve Scrobicularia plana (da Costa) as one of the most important species of the intertidal benthic community, concerning it's abundance and biomass. S. plana is widely distributed through estuaries and lagoons along the

Atlantic coasts of Europe and Africa (Norway to Senegal) and Mediterranean Sea (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991; Essink et al., 1994; Sola, 1994). It's a long lived deposit feeding species, living in muddy to sandy sediments and is tolerant to a wide range of salinity and temperature values (Hughes, 1969, 1970 a, b; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991; Essink et al., 1994; Sola, 1994).

Due to its importance in temperate intertidal estuaries as well in the Mondego, a long monitoring programme was carried out from 1993 to 2000. Among other aspects, the objectives were: a) estimate S. plana life span; b) describe the species life cycle; c) estimate growth and productivity; d) understand the impact of macroalgal blooms on S. plana population structure and dynamics; and e) to understand and evaluate how the species will evolve after mitigation measures in the estuary.

Materials and Methods

Study site

The Mondego estuary (Fig. 1) is a warm temperate coastal system located on the Atlantic Portuguese coast (40°08'N, 8°50'W). It comprises two arms surrounding an alluvium formed Murraceira Island, and joining again near the mouth. The north arm is deeper, carrying most of the freshwater discharge. The south arm is shallower, largely silted up in upstream areas and the water circulation is mostly dependent on tides and on the freshwater input from a small tributary, the Pranto river, controlled by a sluice (Marques et al., 1993 b, 1997; Flindt et al., 1997; Martins et al., 1997, 1999, 2001; Pardal, 1998; Lillebø et al., 1999; Lopes et al., 2000; Pardal et al., 2000).

In the south arm three different study sites were established (Fig. 1) along an eutrophication gradient: a) Zostera noltii beds, a non-eutrophicated area located downstream, are characterised by muddy sediments with high organic matter content ($6,3 \% \pm 1,5$), higher salinity values (20-30 g.l^{-1}), lower total inorganic nitrogen (TIN) concentrations (15-30 $\mu\text{mol N l}^{-1}$) and higher water-flow velocity (1.2-1.4 m.s^{-1}); b) Intermediate area, located just upstream to the previous, has no seagrass cover although some rhizomes remain in the sediment. The physical-chemical conditions are otherwise similar to those of the Z. noltii beds but with lower sediment organic matter content ($5,8 \% \pm 1,3$); c) Most eutrophicated area, in the inner part of the estuary, characterised by the absence of rooted macrophytes (for more than 15 years) and now covered seasonally by green macroalgae (Pardal et al., 2000; Martins et al., 2001; Cardoso et al., 2002). This sand flat presents lower organic matter content ($3,7 \% \pm 1,0$), lower salinities (15-25 g.l^{-1}), higher TIN concentrations (30-50 $\mu\text{mol N l}^{-1}$) and lower water-flows (0.8-1.2 m.s^{-1}).

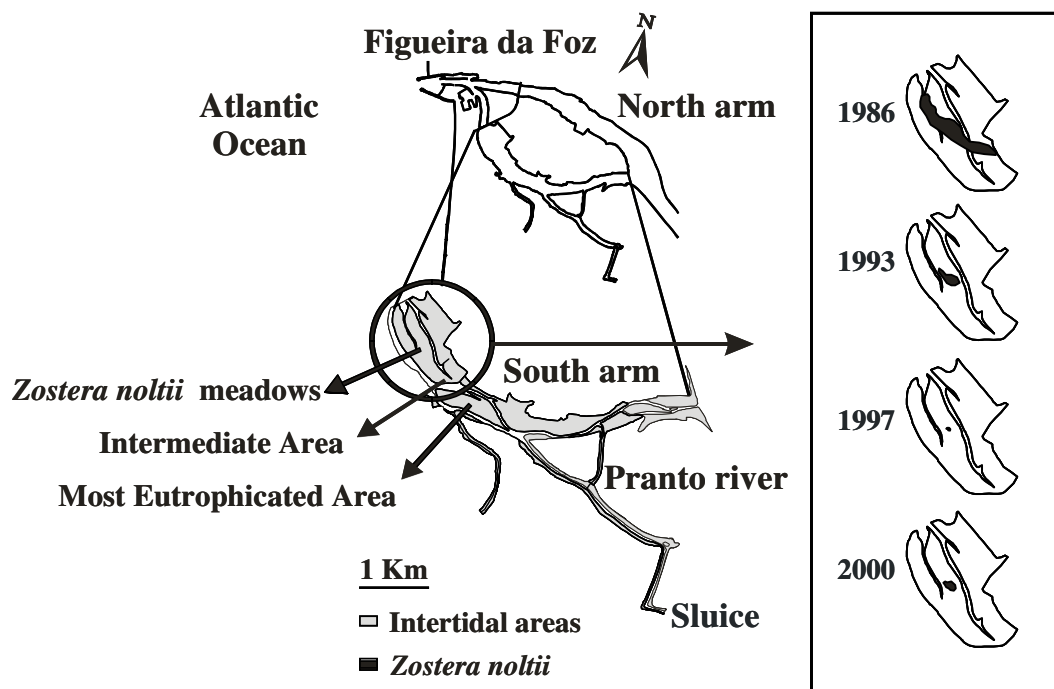


Figure 1 – Location of the sampling areas on the Mondego Estuary. Area covered by *Z. noltii* in 1986, 1993, 1997 and 2000.

Field program and laboratory procedures

The sampling was carried out from January 1993 to September 1995 and from December 1998 to December 2000 on the three areas. Between October 1995 and January 1997 only the most eutrophicated area was sampled. Samples were taken fortnightly during the first 18 months and monthly thereafter. At each study area 5 to 10 cores (141 cm^2) were taken to a depth of 20 cm. Samples were washed over a $500 \mu\text{m}$ mesh sieve, placed into plastic bottles and preserved in 4% buffered formalin. Later, animals were separated and kept in 70% ethanol. *Scrobicularia plana* biomass was determined as ash free dry weight (AFDW) after oven drying at $60 \text{ }^\circ\text{C}$ for 72 h and combustion at $450 \text{ }^\circ\text{C}$ for 8 h. Same procedure was used to quantify organic matter content of the sediment.

S. plana individuals were counted and its total length measured. Biomass was determined from total length using regression models (Biomass = 0,00000991 x Total length^{2,68809}, $r^2 = 0.97$, N = 152).

Statistical Analysis

S. plana growth rates were estimated by tracking recognisable cohorts from successive sampling dates through size frequency distribution analysis, performed by ANAMOD software package (Nogueira, 1992), as used in previous literature (Marques et al 1994; Lillebø et al., 1999; Pardal et al, 2000; Cardoso et al., 2002).

Once the growth rates presented seasonal changes, not being constant through the year, we adjusted empirical data to an adequate mathematical model (Gaschütz et al., 1980), based on the Von Bertalanffy equation, expressed as:

$$L_t = L_\infty (1 - e^{-[k D (t - t_0) + C (k D / 2 \pi) \sin 2 \pi (t - t_s)]}) 1 / D$$

where L_t is the length of the organism at a given moment t ; L_∞ the maximum possible length of the organism; t_0 the instant when the organism would have a length = 0; t_s the time interval between start of growth and the first oscillation, with growth being expressed by a sine curve with a period of 1 year; k the intrinsic growth rate; C a constant between 0 and 1, inherent to the species; D a parameter expressing metabolic deviations from the Von Bertalanffy rule.

Annual production was estimated upon cohort recognition, determining growth increments or net production (P) as described in Dauvin (1986), Marques et al., (1994), Lillebø et al., (1999), Pardal et al, (2000) and Cardoso et al., (2002).

Results

Nutrients and plant Biomass

In general as an annual pattern, high dissolved inorganic phosphorous concentrations are found in warmer periods, inversely to dissolved inorganic nitrogen

that is higher after the winter. After mitigation measures implementation both nutrients concentration were lower as well as N/P ratio (Fig. 2).

During the last decade Z. noltii meadows gradually declined until 1998 almost becoming extinct. After mitigation measures included in the coastal management plan, the beds started to recover in terms of area and biomass (Figs 1, 3).

The intermediate eutrophicated (Fig. 3B) area showed small spring amounts of green macroalgae from 1993 to 1995. Since 1999 green macroalgae biomass gradually decreased and no biomass increments were registered until 2000.

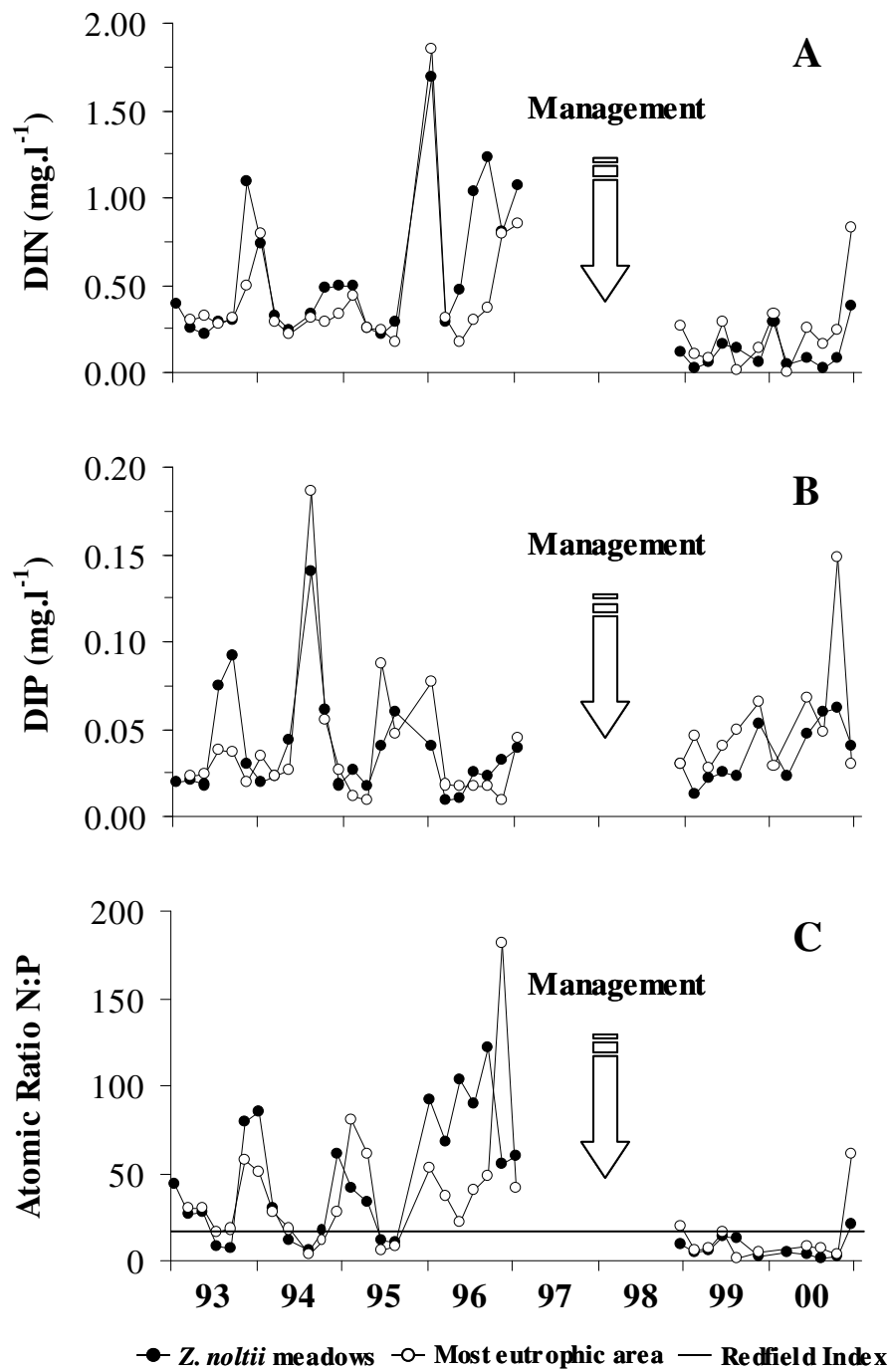


Figure 2 – Long-term variation in estuarine nutrient concentrations. (A) Dissolved inorganic nitrogen; (B) Dissolved inorganic phosphorous; (C) N/P atomic ratio.

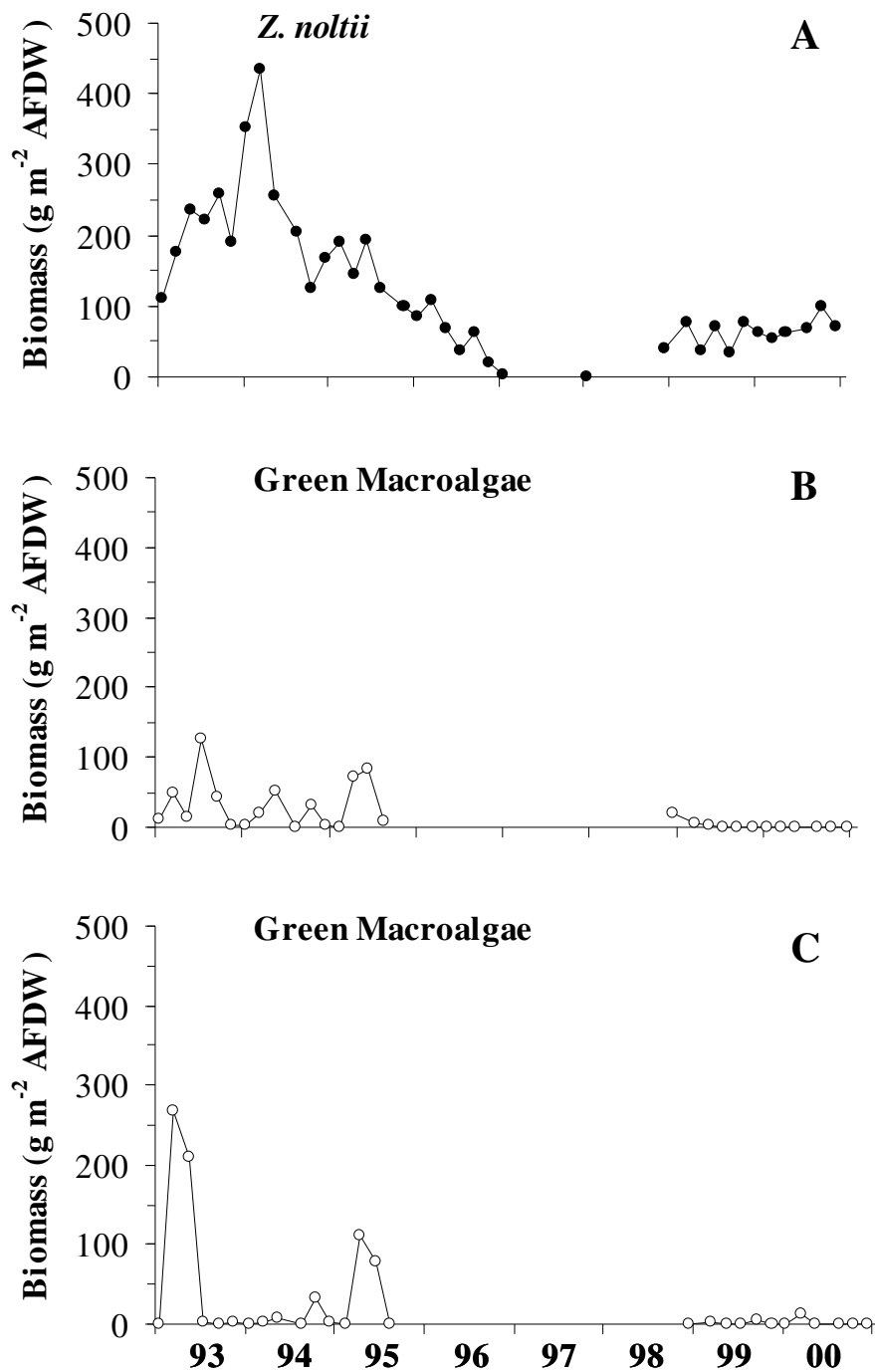


Figure 3 – Long-term variation of plant biomass. (A) *Z. noltii* meadows; (B) Intermediate eutrophicated area; (C) Most eutrophicated area.

At the most eutrophicated area (Fig. 3C) in April 1993, green macroalgae showed a typical spring bloom, reaching 269 g m^{-2} AFDW, which

was followed by a sudden algal crash, with important consequences to the macrobenthic assemblages (Cardoso et al., 2002; Dolbeth et al., 2003). In 1994 macroalgal biomass was negligible and in 1995 there was an important spring biomass increase, but smaller than in 1993. After the management activities, during 1999 and 2000 green macroalgae presence was always vestigial.

S. plana abundance and biomass

At the Z. noltii meadows and at the intermediate area (Fig. 4A), S. plana abundance was relatively low with increments occurring in winter and early spring. At the most eutrophicated area (Fig. 4C) density was consistently higher with abundance increments occurring from mid-Spring to end of Summer in 1993, 1994 and 1995 and, after management, from Winter and early Spring in 1999 and 2000, just like the two previous areas. Usually, total abundance followed the pattern of smaller individuals (< 10 mm) (Fig. 5A) showing the importance of one-year juveniles on the total population density. Larger individuals were more abundant at the Z. noltii meadows and at the intermediate area. Nevertheless, after management, during 1999 and 2000, in the three areas, a consistent abundance increment was observed (Fig. 5B). S. plana biomass showed the same pattern at the three areas and was similar to the abundance of older individuals (> 10 mm), which highly increased during 1999 and 2000, giving rise to a more structured population.

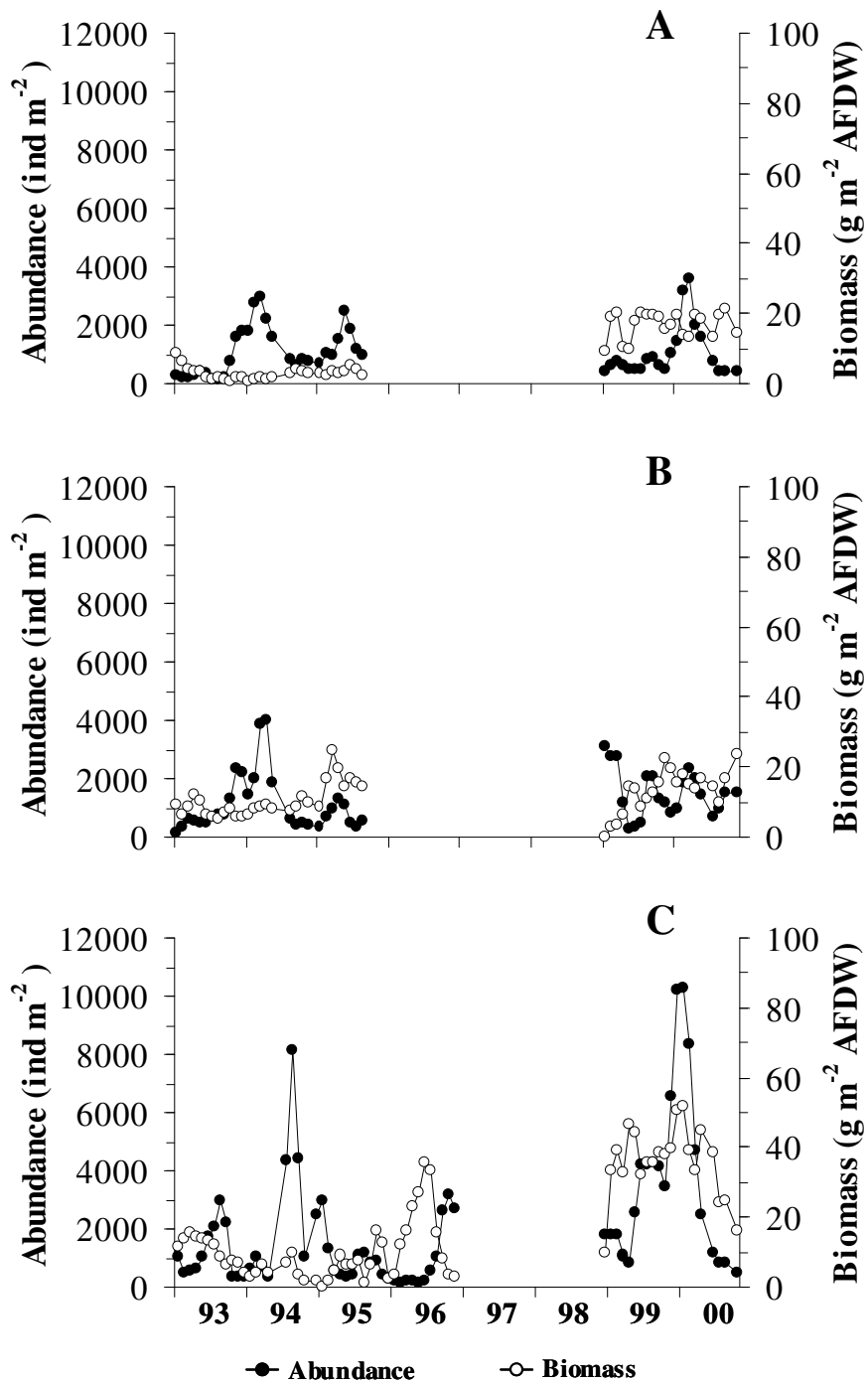


Figure 4 – Long-term variation of *S. plana* abundance and biomass. (A) *Z. noltii* meadows; (B) Intermediate eutrophicated area; (C) Most eutrophicated area.

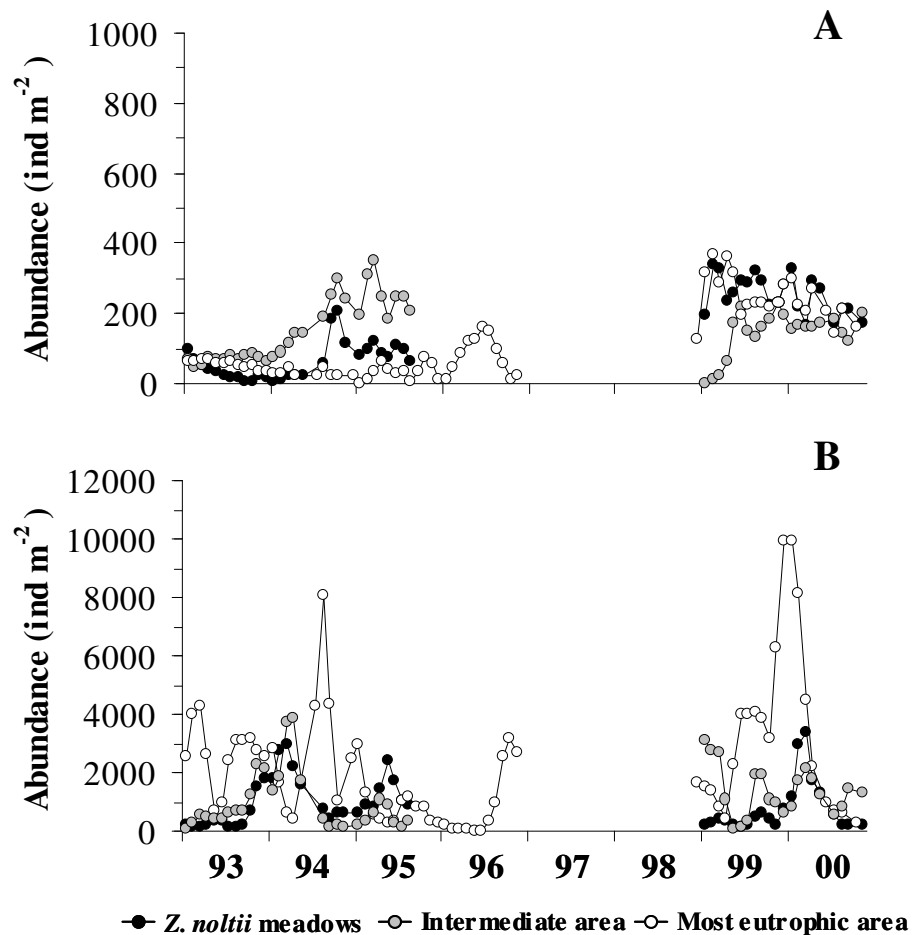


Figure 5 – Long-term variation of abundance of *S. plana* individuals <math>< 10\text{ mm}</math> (A) and $> 10\text{ mm}$ (B).

Population Structure, Growth and Life Span

Size frequency distributions were analysed for recognisable cohorts taking into account data from the three areas (Fig. 6). It was possible to recognise 13 cohorts throughout the study period, with the recruitment of a spring cohort once a year. Population became more structured after 1999 (Figs. 6 and 7), including individuals of almost all size classes, in contrast with the population between 1993 and 1995, which was mainly composed by younger individuals (<math>< 10\text{ mm}</math>).

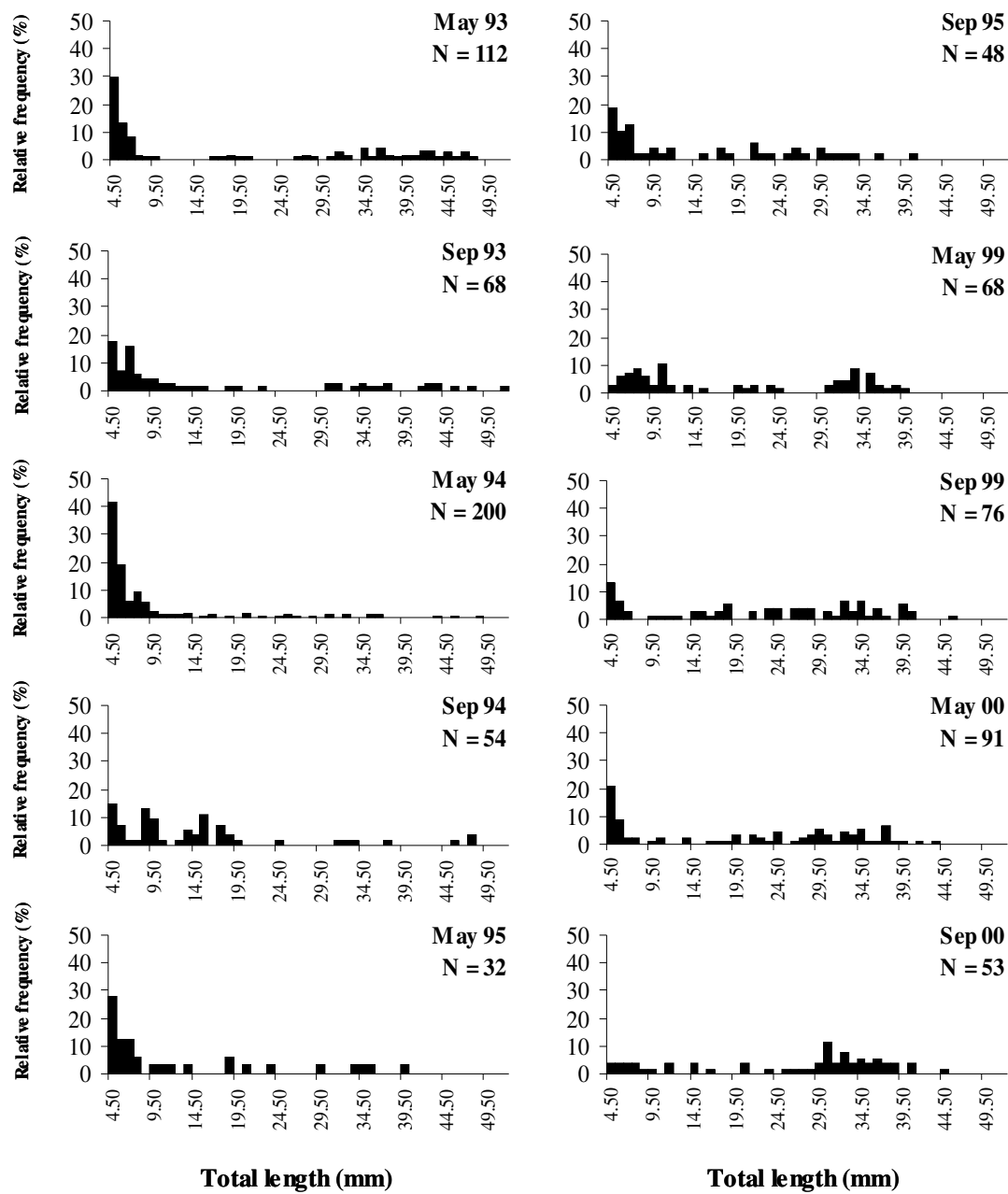


Figure 6 – Size frequency distribution of *S. plana* population.

Field growth data from cohorts C6, C7 and C8 were used to calibrate a mathematical model proposed by Gaschütz et al. (1980) (Fig. 7B). Although continuous, growth changed seasonally, following an annual sigmoid pattern.

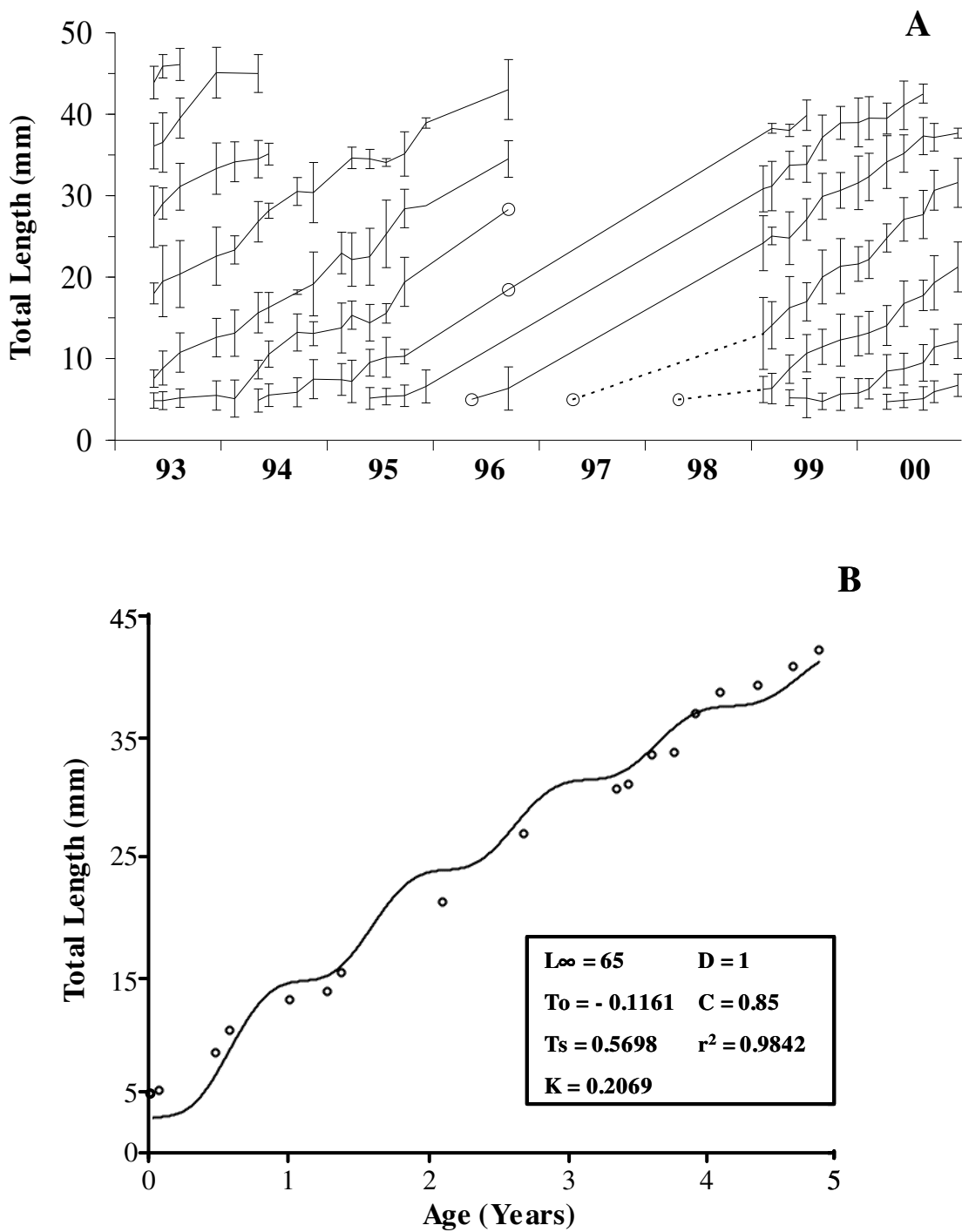


Figure 7 – *S. plana* field growth rates (average growth \pm standard deviation) (A) and mathematical growth model for *S. plana* cohorts (B).

Growth rates were clearly higher from spring to early fall, decreasing during the colder months. Based on the field growth rates and on the recruitment period the life span of the species was estimated in 62 ± 1 months.

Production

Concerning production estimations we can easily understand the role of the management activities that started in 1998. The decrease of water residence time and nutrient loading with increasing water transparency led to the disappearance of macroalgal blooms and to the recovery of the Z. noltii meadows. The annual production estimations of S. plana showed that growth productivity (P) and mean population biomass (\bar{B}) were two-three times higher in 1999 and 2000 (after mitigation/management measures) than in 1993 and 1994. On the contrary, P/ \bar{B} ratios were lower in 1999 and 2000 (Table 1).

Table 1 – *S. plana* annual growth production estimations in different European populations along a latitudinal gradient.

| | P (g m ⁻² year ⁻¹) | \bar{B} (g m ⁻²) | P/ \bar{B} | References |
|----------------------------------|--|-----------------------------------|--------------|------------------------|
| Conway bay, Wales | 2.97 | 4.37 | 0.68 | Hughes (1970) |
| Conway bay, Wales | 13.41 | 46.24 | 0.29 | Hughes (1970) |
| Lynher estuary, England | 0.48 | 2.18 | 0.22 | Green (1957) |
| Gironde estuary, France | 0.62 | 0.11 | 5.69 | Essink et al (1991) |
| Gironde estuary, France | 0.26 | 1.63 | 0.16 | Essink et al (1991) |
| Arcachon bay, France | 6.38 | 9.67 | 0.66 | Bachelet (1982) |
| Prévost lagoon (Palavas), France | 424.80 | 115.43 | 3.68 | Guelorget et al (1983) |
| Prévost lagoon (Palavas), France | 32.21 | 5.69 | 5.4 | Guelorget et al (1983) |
| Prévost lagoon (Palavas), France | 27.36 | 9.03 | 3.03 | Guelorget et al (1983) |
| Bidasoa estuary (1987), Spain | 105.9 | 84.05 | 1.26 | Sola (1994) |
| Bidasoa estuary (1988), Spain | 49.55 | 58.99 | 0.84 | Sola (1994) |
| Bidasoa estuary (1989), Spain | 96.21 | 65.01 | 1.48 | Sola (1994) |
| Mondego estuary (1993), Portugal | 4.08 | 5.68 | 0.72 | Present study |
| Mondego estuary (1994), Portugal | 3.11 | 2.67 | 1.16 | Present study |
| Mondego estuary (1999), Portugal | 14.13 | 20.96 | 0.67 | Present study |
| Mondego estuary (2000), Portugal | 9.34 | 18.61 | 0.5 | Present study |
| Tagus estuary, Portugal | 24.71 | -- | -- | Guerreiro (1991) |
| Mira estuary, Portugal | 1.67 – 7.34 | -- | -- | Guerreiro (1991) |

Discussion

Nutrients and macrophyte and macroalgae biomass

Z. noltii community showed a gradual decline throughout the study period almost disappearing in 1998, outcompeted by macroalgae as a consequence of the eutrophication process. This change in primary producers may lead to structural changes on the ecosystem, from a grazing controlled system to a detritus/mineralization system (Pardal, 1998) characterized by a highly dynamic turnover of nutrients and oxygen (Lavery et al., 1991). Moreover, according to previous studies (Pardal, 1998; Lillebø et al., 1999; Pardal et al., 2000) the reduction of rooted macrophyte beds was the cause of the impoverishment of macrofaunal benthic communities associated to the primary producers.

In order to protect and recover the Z. noltii meadows management was implemented in 1998, and the following measures were taken: a) macrophytes beds were protected from human disturbance and human populations were advertised for its importance to the ecosystem health and productivity; b) nutrient loading was reduced by controlling the Pranto river sluice and c) fresh water circulation of the south arm was improved by enlarging the connection between the two arms. Management measures revealed satisfactory results with Z. noltii meadows recovering progressively during the subsequent years, increasing its biomass and enlarging its area.

The highest green macroalgae blooms were observed at the most eutrophicated area, in 1993 and 1995, two typical dry and hot years with propitious conditions to green macroalgal growth (Martins et al., 2001). In fact, when precipitation increase during Winter, Pranto river sluices are opened increasing water current, turbidity and decreasing salinity and light penetration.. From 1993 to 1997 green macroalgae biomass suffered several oscillations, depending upon temperature, salinity and hydrodynamic

conditions, with huge spring blooms followed by sudden algal crashes, which caused instability in the community.

However, since the management beginning in 1998, green macroalgae biomass decreased and no spring blooms were observed, certainly due to nutrient loading reduction, to the increasing of fresh water circulation and generally to a more stability on the abiotic conditions.

S. plana Abundance and Biomass

S. plana showed a spatial pattern, along the eutrophication gradient, with higher abundance values at the most eutrophic area during the entire sampling period. As total abundance is mainly related with juveniles density, it's higher values at the most eutrophic area are certainly caused by higher juveniles recruitment, during spring and early summer, which is consistent with other southern european populations (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). Although with higher recruitment, the most eutrophic area presented less adult individuals, probably related to a spatial dispersion towards the other two areas. Despite the restricted mobility of this species there are several references of dispersion on S. plana (Hughes, 1969, 1970 a, b; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994) and among other bivalve species (Norkko et al., 2001), either in short and medium distances.

Juveniles recruitment seems to be negatively influenced by the presence of green macroalgae, once it's much more important in 1994, characterized by the absence of macroalgae, than in 1993 or 1995 which presented typical spring blooms. Moreover, since 1999 S. plana abundance increased and recruitments were even more pronounced showing the importance of the protection measures on the population of S. plana.

The adults (> 10 mm) also showed to be sensible to eutrophication impacts, particularly concerning to macroalgal oscillations (consecutive blooms and crashes) and responded positively to the management measures.

The adults highly increased since 1999 and consequently became more important for the population structure, leading to an important increment on S. plana biomass. Thus, S. plana population became more structured and stable, with higher presence of bigger individuals and higher population biomass.

Population structure, growth and life span

As in other european populations S. plana recruitment occurred for several months, from early spring to summer. However, in this case only a single new cohort could be distinguished each year, in contrast to other portuguese authors that stated two reproduction periods (Paes de França, 1956; Guerreiro, 1991).

As in other bivalves species (Beukema et al., 2001), recruitment was more abundant after severe winter (e.g. 1994) and the subsequent years are often characterised by less important recruitments. Consequently, the population structure is usually dominated by the cohorts originated by the more abundant recruitment.

Following each recruitment a sudden reduction occurred due to high mortality rates, corresponding to a post-reproduction mortality and revealing a strong recruitment insuccess, as it was stated in several previous studies (Hughes, 1970a, b; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guerreiro, 1991; Sola, 1994).

Each cohort presented approximately 5 years life span, as in other southern european populations (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Bachelet, 1982; Guerreiro, 1991; Sola, 1994). It appears to exist a latitudinal gradient, with longer life span, slower growths and lower production values in northern populations (Table 1).

Field growth rates were also similar to other southern european populations (Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Bachelet, 1982; Guerreiro, 1991; Sola, 1994), conditioned by individual size and annual season. In fact,

growth rates were higher during spring and summer and during the first years of life.

Production

S. plana growth production (P) and mean population biomass (\bar{B}) showed to be negatively influenced by macroalgal blooms and sudden crashes. Its values were much lower in 1993 and 1994. Moreover in 1999 and 2000 P/\bar{B} decreased, revealing the higher importance of mean population biomass and showing a positive influence of the implemented measures in order to reduce the eutrophication effects.

Comparing several S. plana populations across Europe, we are able to establish a latitudinal gradient (Table 1). Populations from lower latitudes are characterised by shorter life span, anticipation of the recruitment period, higher growth rates and higher annual production (Green, 1957; Hughes, 1969, 1970 a, b; Guelorget & Mazoyer-Mayère, 1983; Guilhermino, 1985; Guerreiro, 1991; Essink et al., 1994; Sola, 1994,).

As general conclusion we can say that S. plana population was negatively affected by the eutrophication process, in terms of abundance, biomass, juveniles recruitment, population structure and annual production. The species responded positively to the management measures implemented in 1998 to protect and recover Z. noltii beds, which lead to a more structured and stable population, with higher abundance and biomass, which was reflected in annual production increments.

References

- Bachelet, G., 1982. Quelques problemes liés à l'estimation de la production secondaire. Cas des bivalves Macoma balthica et Scrobicularia plana. *Oceanologica Acta*, 5 : 421 – 431.
- Beukema, J. J., Dekker, R., Essink, K. , Michaelis, H., 2001. Synchronized reproductive success of the main bivalve species in the Wadden Sea: causes and consequences. *Marine Ecology Progress Series*, 211: 143 – 155.
- Cardoso, P. G., Lillebø, A. I., Pardal, M. A., Ferreira, S. M., Marques, J. C., 2002. The effect of different primary producers on Hydrobia ulvae population dynamics: a case study in a temperate intertidal estuary. *Journal of Experimental Biology and Ecology*, 277: 173 – 195.
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223 – 253.
- Dauvin, J. C., 1986. Biologie, dynamique et production d'une population d' Abra alba (Wood) (Mollusque – bivalve) de la baie de Morlaix (Manche occidentale). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 97: 151 – 180.
- Dolbeth, M.; M.A. Pardal; A.I. Lillebø; U. Azeiteiro & J.C. Marques (in press). Short and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community.
- Duarte, A. S., Pinho, J. L., Pardal, M. A., Neto, J. M., Vieira, J. P. , Santos, F. S., 2002. . In Miguel Ângelo Pardal, João Carlos Marques and Manuel Augusto Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. *Imprensa da Universidade de Coimbra*, 576p
- Edgar, G. J., 1990a. The influence of plant structure on the species richness, biomass and secondary production of macrofaunal assemblages associated

- with Western Australian seagrass beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 144: 205 – 234.
- Essink, K.; J.J. Beukema; J. Coosen; J.A. Craeymeersch; J.P. Ducrotoy; H. Michaelis & B. Robineau, 1991. Population dynamics of the bivalve mollusc *Scrobicularia plana* (da Costa): comparisons in time and space. In Elliot, M. & J.P. Ducrotoy (Eds), *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*.
- Flindt, M. R., Kamp-Nielsen, L., Marques, J. C., Pardal, M. A., Bocci, M., Bendoricho, G., Nielsen, S. N. , Jørgensen, 1997. Description of the three shallow estuaries: Mondego river (Portugal), Roskilde fjord (Denmark) and the Lagoon of Venice (Italy). *Ecological Modelling*, 102: 17 – 31.
- Gaschütz, G., Pauly, D., David, N., 1980. A versatile basic program for fitting weight and seasonally oscillating length growth data. *Pelagic, Demersal and Shellfish Cttes*, 23p.
- Green, J., 1957. The growth of Scrobicularia plana (Da Costa) in the gwendraeth estuary. *Journal of Marine Biology Assessment, U.K.* 36: 41 – 47.
- Guelorget, O., Mazoyer-Mayère, C., 1983. Croissance, biomasse et production de Scrobicularia plana dans une lagune méditerranéenne : l'étang du Prévost à Palavas (Hérault, France). *Vie marine*, 5 : 12 – 22.
- Guerreiro, J., 1991. Ecologia, dinâmica e produção de Scrobicularia plana (Da Costa, 1778) (Mollusca, bivalvia) nos estuários dos rios Mira e Tejo (Portugal). Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, 289p.
- Hartog, C., 1994. Suffocation of a littoral Zostera bed by Enteromorpha radiata. *Aquatic Botany*, 47: 21 – 28.
- Hodgkin, E. P., Hamilton, B. H., 1993. Fertilizers and eutrophication in the southwestern Australia: Setting the scene. *Fertilizer Research*, 36: 95 – 103.

- Hughes, R. N., 1969. A study of feeding in Scrobicularia plana. *Journal of Marine Biology Assessment, U. K.*, 49: 805 – 823.
- Hughes, R. N., 1970 a. An energy budget for a tidal flat population of the bivalve Scrobicularia plana (Da Costa). *Journal of Animal Ecology*, 39: 357 – 381.
- Hughes, R. N., 1970 b. Population dynamics of the bivalve Scrobicularia plana (Da Costa) on an intertidal mud flat in North Wales. *Journal fo Animal Ecology*, 39: 333 – 356.
- Hull, S. C., 1987. Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 25: 519 – 532.
- Lavery, P. S., Lukatelich, R. J. , McComb, A. J., 1991. Changes in the biomass and species composition of macroalgae in a eutrophic estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 33: 1 – 22.
- Lillebø, A. I., Pardal, M. A. , Marques, J. C., 1999. Population structure, dynamics and production of Hydrobia ulvae (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal). *Acta Oecologica*, 20 (4): 289 – 304.
- Lopes, R. J., Pardal, M. A. , Marques, J. C., 2000. Impact of macroalgal blooms and wader predation on intertidal macroinvertebrates: experimental evidence from the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 249: 165 – 179.
- Marques, J. C., Rodrigues, L. B. , Nogueira, A. J. A. , 1993 a. Intertidal macrobenthic communities structure in the Mondego estuary (Western Portugal): reference situation. *Vie Milieu*, 43 (2 – 3): 177 – 187.
- Marques, J.C.; L.B. Rodrigues & J.A. Nogueira, 1993 b. Intertidal macrobenthic communities in the Mondego estuary (western Portugal). *Vie Milieu*, **43** (2/3): 177-187.
- Marques, J.C.; I. Martins; C. Teles-Ferreira & S. Cruz (1994). Population dynamics, life story and production of *Cyathura carinata* (Kroyer)

- (Isopoda: Anthuridae) in the Mondego estuary, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*, **14** (2): 258-272.
- Marques, J. C., Pardal, M. A., Nielsen, S. N. , Jørgensen, S. E., 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, 102: 155 – 157.
- Martins, I., Marques, J. C., Jørgensen, S. E. , Nielsen, S., 1997. Modelling the effects of green macroalgal blooms on the population dynamics of Cyathura carinata (Crustacea: Isopoda) in an eutrophied estuary. *Ecological Modelling*, 102: 33 – 53.
- Martins, I., Oliveira, J. M., Flindt, M. R. , Marques, J. C., 1999. The effect of salinity on the growth rate of the macroalgae Enteromorpha intestinalis (Chlorophyta) in the Mondego estuary (west Portugal). *Acta Oecologica*, 20 (4): 259 – 265.
- Martins, I., Pardal, M. A., Lillebø, A. I. Flindt, M. R. , Marques, J. C., 2001. Hydrodynamics as a major factor controlling the occurrence of green macroalgal blooms in a eutrophic estuary. A case study on the influence of precipitation and river management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 52: 165 – 177.
- Nogueira, A. J. A., 1992. ANAMOD – extracção dos componentes modais de distribuições de frequências de variáveis biométricas. Trabalho de síntese apresentado para prestação de provas de aptidão pedagógica e capacidade científica. Departamento de Zoologia da Universidade de Coimbra, 67p.
- Norkko, A., Cummings, V. J., Thrush, S. F., Hewitt, J. E. , Hume, T., 2001. Local dispersal of juvenile bivalves: implications for sandflat ecology. *Marine Ecology Progress Series*, 212: 131 – 144.
- Paes de França, M.L., 1956. Variação sazonal das gónadas de Scrobicularia plana da Costa. *Arquivo Museu Bocage*, 27: 107-124.
- Pardal, M. A., 1998. Impacto da eutrofização nas comunidades macrobentónicas do braço sul do estuário do Mondego (Portugal). Tese de

Doutoramento. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 322p.

- Pardal, M. A., Marques, J. C., Metelo, I., Lillebø, A. I., Flindt, M. R., 2000. Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of Amphitoe valida (Amphipoda) along an estuarine apatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series.*, 196: 207 – 219.
- Raffaelli, D., Limia, J., Hull, S., Pont, S., 1991. Interactions between amphipod Corophium volutator and macroalgal mats on estuarine mudflats. *Journal of Marine Biology Assessment, U. K.*, 71: 899 – 908.
- Raffaelli, D. G., Raven, J. A., Poole, L. J., 1998. Ecological impact of green macroalgal blooms. *Oceanography and Marine Biology*, 36: 97 – 125.
- Sola, J. C. E., 1994. Estudio de la comunidad reducida de Macoma en els estuario del Bidasoa. Evolución de la estructura y bilogía de las especies dominantes (dinámica poblacional, reproduccion, crecimiento y producción secundaria). Mamoria que para optar al grado de Doctor en Biología. Facultad de Biología de la Universidad de Navarra, 526p.