



DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

O estuário do Mondego como viveiro
para a ictiofauna:
Ecologia dos juvenis de *Dicentrarchus labrax*,
Platichthys flesus e *Solea solea*



Filipe Miguel Duarte Martinho

2005



DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

O estuário do Mondego como viveiro para a ictiofauna: Ecologia dos juvenis de *Dicentrarchus labrax*, *Platichthys flesus* e *Solea solea*

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra
para cumprimento dos requisitos necessários à
obtenção do grau de Mestre em Ecologia, realizada sob
a orientação científica do Professor Doutor Miguel
Pardal (Universidade de Coimbra) e do Professor
Doutor Henrique Cabral (Universidade de Lisboa)

Filipe Miguel Duarte Martinho

2005

AGRADECIMENTOS

Todos os trabalhos são fruto do envolvimento e dedicação de muitas pessoas, sem as quais nunca teria sido possível terminar mais esta etapa. Deste modo, aqui expresso os meus mais sinceros agradecimentos:

Ao Dr. Miguel Pardal, meu orientador, por todo o apoio e incentivo à realização desta tese, pelos comentários enriquecedores, mas principalmente por acreditar e partir para mares nunca dantes navegados...

Ao Dr. Henrique Cabral, meu co-orientador, por ter aceite o desafio de participar e orientar o rumo deste trabalho, pela paciência e por todas as sugestões e conhecimento transmitidos.

Ao Dr. João Carlos Marques e ao IMAR – Coimbra, por providenciarem todas as soluções logísticas e financeiras necessárias ao decorrer dos trabalhos, bem como pela atribuição de uma bolsa de Técnico de Investigação.

Ao João Neto, “Capitão & Timoneiro” do *Guernea* e do *Imar*, que apesar das muitas e variadas contrariedades, sempre soube levar a bom porto as campanhas de amostragem, e também por todo o companheirismo. Ficam registados muito bons momentos a bordo...

Aos *Justiceiros*: João Pedro Coelho, pelos cafés e manhãs a pedalar; Tiago Verdelhos, pela inspiração e humor, e Ricardo Leitão, grande companheiro desta e de outras jornadas, por todo o companheirismo e incentivo... Enfim, do tão mítico agrupamento musical ficaram raízes muito fortes...

AGRADECIMENTOS

Aos membros e amigos da equipa do Instituto do Mar – Coimbra: Alexandra Baeta, Marina Dolbeth, Sara Leston, Lilita Teixeira e Ivan Viegas, muito obrigado por toda a boa disposição e auxílio na realização de diversas etapas deste trabalho. A todos os restantes, muito obrigado por tudo.

Aos Cromos de '97, pelo convívio salutar ao longo dos últimos anos da minha estadia em Coimbra...

Ao Frederico, pelas maratonas fotográficas...

À minha Mãe e Irmã, a quem dedico este trabalho.

Em especial à Cláudia, por todo o apoio e incentivo... pela descoberta de um mundo novo que pensamos não tornar a existir... este projecto também é teu!

“O tempo e as marés não esperam pr nenhum homem... ”

(Provérbio náutico)

RESUMO

A importância do estuário do Mondego como zona de viveiro para as espécies marinhas *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) e *Solea solea* (Linnaeus, 1758) foi avaliada no período entre Junho de 2003 e Junho de 2004, tendo como base campanhas de amostragem mensais efectuadas com arrasto de vara e trimestrais com arrasto de portas. A amostragem foi efectuada em cinco estações ao longo do gradiente estuarino.

As três espécies em estudo evidenciaram um padrão de colonização estuarina distinto: o robalo (*D. labrax*) foi a espécie mais abundante e com uma distribuição mais alargada no estuário, embora a principal zona de viveiro seja partilhada com o linguado (*S. solea*), que se encontra associado a habitats oligohalinos de sedimentos vasosos e com elevada abundância de macroinvertebrados bentónicos. A solha (*P. flesus*) apresentou uma distribuição restrita ao braço norte do estuário, ocupando as zonas mais a montante, de menor salinidade. A abundância das espécies no estuário foi principalmente um reflexo das variações sazonais do meio ambiente, tendo as densidades mais baixas sido registadas do Inverno, contrariamente ao Verão e Outono, onde a abundância foi mais elevada.

No que diz respeito ao período de colonização estuarina, também foram encontradas diferenças, tendo o linguado sido a primeira espécie a surgir em 2004 (Janeiro). As restantes espécies, solha e robalo, iniciaram a colonização do estuário no início e final da Primavera de 2004 (Abril e Junho, respectivamente).

A população estuarina de robalo consistiu em quatro grupos etários, enquanto que as populações de solha e linguado consistiram apenas em três coortes. As taxas de crescimento calculadas para os grupos 0+ estão dentro da gama de valores quando comparadas com outros sistemas estuarinos Europeus,

A dieta dos juvenis de robalo consistiu principalmente de Crustacea (Amphipoda, Copepoda e Decapoda), Polychaeta e Mollusca. Os juvenis de solha alimentaram-se sobretudo de Amphipoda (principalmente *Corophium* spp.), sendo Polychaeta, Isopoda e Decapoda presas menos abundantes na sua dieta, ao passo que a dieta dos juvenis de linguado foi dominada por Polychaeta, sendo Amphipoda, Mollusca e Decapoda outros grupos-presa importantes.

No que diz respeito à qualidade ambiental do estuário, a implementação de medidas preventivas dos fenómenos de eutrofização está, ao longo dos últimos cinco anos, a contribuir para um aumento na diversidade e produtividade de todo o sistema, sendo um processo que beneficiará a ictiofauna estuarina.

ABSTRACT

ABSTRACT

The nursery role of the Mondego estuary for marine fish species *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) and *Solea solea* (Linnaeus, 1758) was studied between June 2003 and May 2004. Sampling surveys were carried out monthly in five stations along the estuarine gradient.

The spatial patterns of estuarine colonization were different according to species: *D. labrax* showed a wider distribution, but the main nursery ground was the same as for *S. solea*, which is found in oligohaline areas, with muddy bottoms and high benthic invertebrates availability. *P. flesus* occurred only in the north arm of the estuary, occupying the uppermost and less saline waters. Fish abundance in the estuary mainly reflected seasonal changes, as the lowest densities were found in the winter, contrarily to summer and autumn where abundances were higher.

Differences in the period of estuarine colonization were also observed, being sole juveniles the first to enter the estuary (January, 2004), followed by flounder (April, 2004) and by sea bass (June, 2004).

The estuarine population of sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.) consisted of four distinct age-groups, whereas flounder (*Platichthys flesus* L.) and sole (*Solea solea* L.) presented three cohorts. Growth rates of 0-group fish were within the ranges found for other European estuarine systems.

ABSTRACT

Diet of 0-group sea bass consisted mainly of Crustaceans (mainly Amphipoda, Copepoda and Decapoda), Polychaeta and Mollusca. Flounder juveniles fed chiefly on Amphipoda (mostly *Corophium* spp.), being Polychaeta, Isopoda and Decapoda less important preys, while 0-group sole diet was mainly dominated by Polychaeta, being Amphipoda, Mollusca and Decapoda other important prey items.

In terms of the environmental quality of the estuary, the implementation of mitigation measures in the last five years contributed to an increase in diversity and productivity at all levels, being a process that will benefit the estuarine fish fauna.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1 – INTRODUÇÃO	3
1.1 – INTRODUÇÃO GERAL	4
1.2 – IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS PARA A ICTIOFAUNA	5
1.3 – ESTUÁRIO DO RIO MONDEGO	8
1.3.1 – DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA	8
1.3.2 – PRESSÕES E IMPACTOS	10
1.4 – EUTROFIZAÇÃO: PROCESSO GLOBAL COM IMPLICAÇÕES LOCAIS	12
1.5 – ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS	15
CAPÍTULO 2 – METODOLOGIA	18
2.1 – CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM	19
2.2 – PROCEDIMENTO LABORATORIAL	20
2.3 – ANÁLISE DE DADOS	21
2.3.1 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO	21
2.3.2 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA	22
2.3.3 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO	24
CAPÍTULO 3 – RESULTADOS	25
3.1 – CARACTERIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM	26
3.2 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO	27
3.2.1 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL	27

3.2.1.1 – <i>DICENTRARCHUS LABRAX</i>	27
3.2.1.2 – <i>PLATICHTHYS FLESUS</i>	29
3.2.1.3 – <i>SOLEA SOLEA</i>	30
3.2.2 – DISTRIBUIÇÃO DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	31
3.3 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA	33
3.4 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO.	38
CAPÍTULO 4 – DISCUSSÃO	41
4.1 – DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO	42
4.2 – DISTRIBUIÇÃO DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS	45
4.3 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA	45
4.4 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO.	48
4.5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS	51
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	53

ANEXO 1 THE USE OF NURSERY AREAS BY JUVENILE FISH IN A TEMPERATE ESTUARY, PORTUGAL |

ANEXO 2 GROWTH AND FEEDING ECOLOGY OF JUVENILE SEA BASS, FLOUNDER AND SOLE IN A TEMPERATE ESTUARY, PORTUGAL XXVIII

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 – INTRODUÇÃO GERAL

De acordo com a Directiva Quadro da Água (WFD 2000/60/CE, 2000), os estuários são caracterizados como Águas de transição, ou seja, massas de águas de superfície na proximidade da foz dos rios, que têm um carácter parcialmente salgado, mas que são significativamente influenciadas por cursos de água doce, sendo a composição e abundância da fauna piscícola um dos elementos de qualidade para a classificação do estado ecológico actual. Estes sistemas são considerados locais importantes para a ictiofauna como zonas de viveiro, locais de invernada ou ainda como local de passagem nas rotas de migração (Haedrich, 1983; Beck *et al.*, 2001; McLusky & Elliott, 2004), devido principalmente à elevada produtividade, abundância de alimento e de zonas de protecção, bem como à relativa ausência de predadores.

A utilização de peixes como indicadores de variações ambientais e ecológicas em sistemas aquáticos é baseada na premissa de que as espécies e comunidades de peixes são sensíveis a mudanças nestes sistemas, e prende-se com as seguintes razões: a) as espécies piscícolas estão presentes na maioria dos sistemas aquáticos, b) existe uma extensa descrição do ciclo de vida das espécies e da sua resposta a factores ambientais, c) em comparação com os invertebrados são relativamente mais fáceis de identificar e de processar, mesmo no campo, d) as comunidades de peixes incluem na maioria dos casos espécies pertencentes a vários níveis tróficos, e) devido à sua longa vida, permitem estudar os efeitos a longo prazo das pressões ambientais, f) contêm muitas formas de vida pertencentes a diferentes grupos funcionais, sendo por

isso susceptíveis de ser afectadas por variadas pressões antropogénicas, g) existem formas de vida sedentárias e móveis, h) a diminuição da sua abundância é tida como um grande factor de preocupação por todas as camadas sociais, i) os custos sociais da degradação ambiental são mais prontamente avaliados devido ao valor económico, estético e de conservação associado às espécies piscícolas (Whitfield & Elliott, 2002).

Para os estuários europeus, a comunidade típica de peixes (da plataforma costeira do Atlântico) foi definida por Elliott & Dewailly (1995) com base em grupos funcionais, de acordo com o padrão de utilização do habitat pelas espécies: residentes, marinhas ocasionais, dulçaquículas ocasionais, diadromas, migrantes juvenis e espécies que utilizam os estuários como zona de viveiro. No presente trabalho, foi apenas abordado o último grupo, cuja principal característica é a utilização em exclusivo dos estuários nos primeiros anos de vida e no qual se inserem algumas das espécies sujeitas a maior pressão pescatória, designadamente o robalo, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), a solha, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) e o linguado, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) (Fig. 1).

1.2 - IMPORTÂNCIA DOS ESTUÁRIOS PARA A ICTIOFAUNA

Muitas espécies de peixes cuja importância económica é relevante desenvolvem diversas fases do seu ciclo de vida em diferentes habitats. Esta separação ontogénica de nicho gera uma distinção ecológica entre faixas etárias, prevenindo que, num determinado estado, a população seja regulada de

acordo com a capacidade de carga do habitat ontogénico seguinte (Costa *et al.*, 2002b). Este é o caso dos peixes marinhos cujos juvenis utilizam os estuários como zona de viveiro, em que os novos recrutas entram para os estuários geralmente no final da Primavera, deslocando-se para as zonas mais a montante, onde permanecem até ao fim do Outono, dispersando posteriormente para zonas mais profundas (Kelley, 1988; Dorel *et al.*, 1991). É durante este período que se verificam as maiores taxas de crescimento, devido principalmente ao aumento da temperatura da água e à maior abundância de alimento nas zonas menos profundas dos estuários.

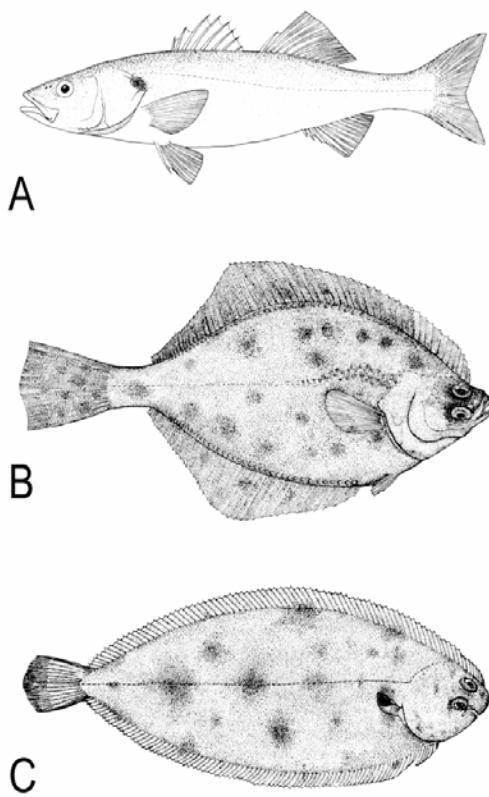


Figura 1 – Esquema representativo das espécies em estudo: A – *Dicentrarchus labrax*; B – *Platichthys flesus*; C – *Solea solea*.

No primeiro verão, os juvenis de *D. labrax* permanecem em pequenos afluentes, canais e zonas adjacentes aos sapais, podendo permanecer junto ou mesmo dentro dos estuários por um período até cerca de quatro anos (Kelley, 1988). Os juvenis de *S. solea*, outra das espécies fortemente associadas aos estuários, migram essencialmente para as áreas de vasa e areia fina (Marchand, 1991), características de zonas mais protegidas e de menor salinidade (Riley *et al.*, 1981), podendo permanecer nos estuários por um período de cerca de dois anos (Koutsikopoulos *et al.*, 1989). Os recrutas de *P. flesus*, ao entrar nos estuários, deslocam-se nos primeiros meses para as zonas mais a montante, onde a salinidade é muito reduzida ou mesmo para água doce (van der Veer *et al.*, 1991), migrando posteriormente para zonas mais profundas. Não obstante estas considerações gerais, podem ocorrer variações nos padrões de colonização e estabelecimento nos estuários devido a gradientes zoogeográficos, bem como a características e pressões locais, próprios de cada sistema.

Como os estuários são sistemas muito dinâmicos, alterações no meio são frequentes, podendo ocorrer fenómenos de competição entre estas espécies, embora sejam raros e prevenidos pelos abundantes recursos alimentares, ou mesmo pela partição de recursos (Costa *et al.*, 2002b), nomeadamente segregação espacial e temporal dentro das áreas de viveiro. Deste modo, a utilização dos recursos pelos organismos tem uma grande influência nas interacções entre populações e comunidades, na disponibilidade e dinâmica global dos mesmos no ecossistema (Elliott *et al.*, 2002).

Entre os principais factores que controlam o crescimento, o alimento é a força condutora e a temperatura um factor que controla as respectivas taxas (Bret & Groves, 1979), estando nos primeiros anos de vida fortemente ligado à sobrevivência e ao sucesso do recrutamento das espécies (Cabral, 2003). O conhecimento das taxas de crescimento e respectiva variação pode dar informações sobre o estado actual das zonas de viveiro (ex: disponibilidade de alimento, habitats adequados), bem como sobre a influência dos aspectos latitudinais da estação de crescimento e da colonização dos estuários.

Nos estuários Portugueses vários trabalhos têm sido realizados no sentido de aprofundar o conhecimento do seu valor ecológico para a ictiofauna, incluindo a sua função como viveiro para espécies marinhas (e.g. Costa, 1982; Andrade, 1983; Gordo, 1989; Costa, 1990; Cabral & Costa, 1999; 2001; Cabral, 2000; 2003; Costa *et al.*, 2002a; Jorge *et al.*, 2002).

1.3 - ESTUÁRIO DO RIO MONDEGO

1.3.1 – DESCRIÇÃO E LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA

O Rio Mondego, o maior rio com percurso exclusivamente português, nasce na Serra da Estrela, drenando ao longo de 227 km uma bacia de cerca de 6670 km². O seu estuário é um sistema localizado na costa oeste de Portugal (40°08'N, 8°50'W), que a cerca de 7 km da foz se divide em dois braços, limitando uma ilha de aluvião – Ilha da Murraceira (Fig. 2). Estes dois braços, de características hidrológicas muito distintas, juntam-se de novo perto da

embocadura. O braço norte é mais profundo (5 a 10 m durante a preia mar, amplitude de maré de 2 a 3 m), estando o braço sul (2 a 4 m de profundidade durante a preia mar) assoreado quase na totalidade nas áreas mais a montante, levando a que os principais caudais de água doce sejam conduzidos através do braço norte (Marques *et al.*, 2003). Deste modo, a circulação de água no braço sul está quase restrita à acção das marés, bem como das descargas ocasionais do seu principal afluente, o Rio Pranto, que drena toda uma bacia principalmente constituída por oriziculturas, e cujas descargas são controladas de acordo com as necessidades hídricas desses campos agrícolas (Martins *et al.*, 2001).

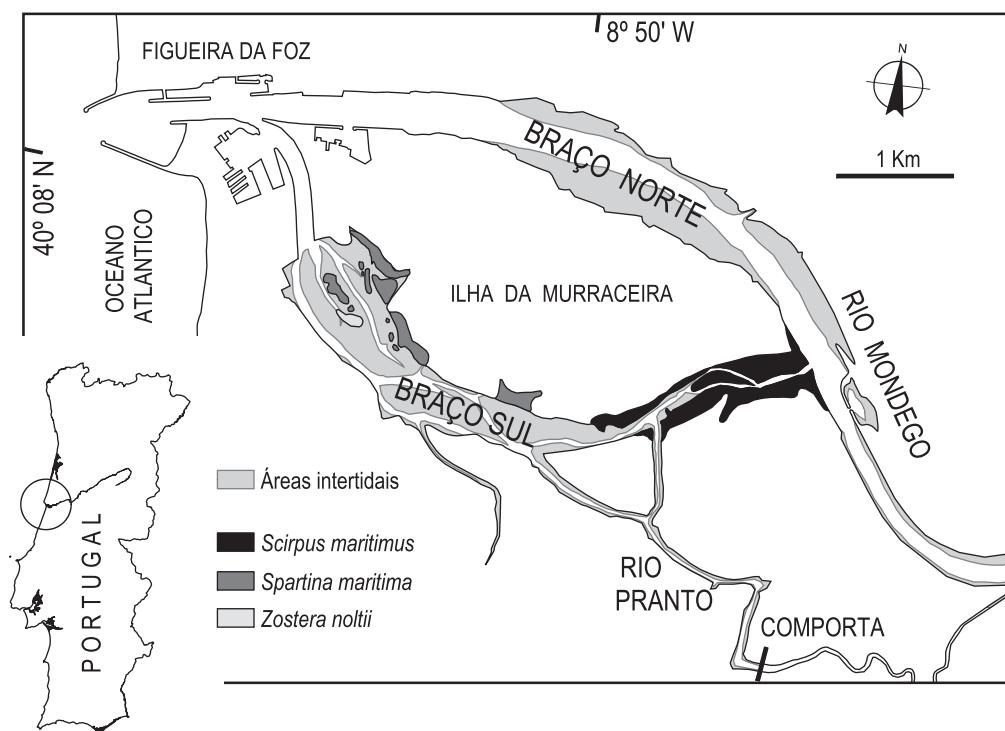


Figura 2 – Localização geográfica e esquema representativo do estuário do Rio Mondego.

A comunidade florística enraizada no braço sul, principal responsável pela produção primária, é caracterizada por sapais de *Scirpus maritimus* (Linnaeus, 1758), que ocupam as zonas de vasa mais interiores, sapais de *Spartina maritima* ((Curtis) Fernald) que ocorrem nas zonas mais a jusante, e por bancos de *Zostera noltii* (Horneman, 1832), que ocupam as zonas intermédias de vasa e areia (Lillebø *et al.*, 2004).

O braço norte caracteriza-se por sedimentos de granulometria mais grosseira, em função do seu elevado hidrodinamismo (Duarte & Reis, 1991), enquanto que o braço sul é constituído por sedimentos vasosos, característicos de áreas com maior estabilidade e de menor hidrodinamismo (Duarte, 1990). O estuário ocupa uma área total de cerca de 3,4 km², dos quais 75% são zonas intertidais.

1.3.2 – PRESSÕES E IMPACTOS

Ao longo das últimas décadas, o estuário do Rio Mondego, bem como as zonas mais a montante, têm sofrido pressões a vários níveis, motivadas pelo aumento das actividades humanas nesta região. São de salientar a proliferação das oriziculturas (entre outras actividades agrícolas) no vale entre Montemor-o-Velho e a Figueira da Foz, e pisciculturas implantadas já no sistema estuarino. A descarga de poluentes orgânicos principalmente para o braço sul do estuário, o aumento sazonal do esforço de pesca direcionada a determinadas espécies e contínuas dragagens para aprofundar o principal canal de navegação do porto comercial, situado na cidade da Figueira da Foz, têm um impacto considerável

nas comunidades biológicas (Pardal *et al.*, 1993; 2000; 2004; Cardoso *et al.*, 2002; 2004; Dolbeth *et al.*, 2003; Marques *et al.*, 1993; 2003), o qual pode ser aferido a dois níveis: impacto físico e impacto químico. O impacto físico manifesta-se pelas sucessivas dragagens que ocorrem na zona terminal do braço norte do estuário, onde se localiza o porto comercial, cuja importância em termos socioeconómicos para a região é extremamente elevada. Outro impacto físico ao nível das comunidades biológicas foi o aumento das actividades pescatórias direcionadas a algumas espécies, nomeadamente a lampreia (*Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758)) e o sável (*Alosa alosa* (Linnaeus, 1758)) com redes do tipo botirão e tresmalho derivante, bem como das capturas ilegais de meixão (*Anguilla anguilla* (Linnaeus, 1758)), robalo (*Dicentrarchus labrax*), linguado (*Solea solea*), solha (*Platichthys flesus*) e taínhas (*Chelon labrosus* (Risso, 1826), *Liza aurata* (Risso, 1810), *Liza ramada* (Risso, 1826) e *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758)) com chincha, botirão, tapa esteiros e arrasto de portas.

Ao nível químico, o impacto das actividades antropogénicas faz-se sentir maioritariamente pelo enriquecimento em nutrientes das águas do estuário. Este fluxo excessivo provém essencialmente das descargas do Rio Pranto (que drena uma bacia de 15000 ha principalmente constituída por campos de cultura de arroz) efectuadas directamente para o braço sul do estuário, tendo como principal consequência o fenómeno da eutrofização. O impacto das aquiculturas faz-se sentir através da introdução de elevadas quantidades de matéria orgânica

em suspensão, cujos principais efeitos são a alteração dos processos sedimentares e da disponibilidade de oxigénio (Cloern, 2001).

1.4 - EUTROFIZAÇÃO: PROCESSO GLOBAL COM IMPLICAÇÕES LOCAIS

Em termos globais, cerca de 28% da produção primária total ocorre nas zonas costeiras, enquanto que a área de superfície destes sistemas ocupa apenas 8% da superfície da Terra (Holligan & de Boois, 1993), o que se traduz num maior impacto da eutrofização nas zonas costeiras, incluindo os estuários (de Jonge *et al.*, 2002).

A eutrofização nestes sistemas resulta principalmente do enriquecimento em nutrientes, cujos efeitos directos são a alteração dos produtores primários, havendo a substituição das plantas enraizadas por macroalgas, bem como a acumulação de elevada biomassa de fitoplâncton (Cloern, 2001). Segundo o mesmo autor, verificam-se respostas secundárias à eutrofização por parte dos sistemas aquáticos, as quais podem ser variações nas comunidades bentónicas e respectiva biomassa, na presença de plantas vasculares, na transparência global da água, nos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes e sedimentos, mortalidade de peixes e invertebrados, em suma, na qualidade ambiental de todo o sistema.

O aumento da biomassa algal resulta num aumento da taxa fotossintética, causando o aumento da produção de oxigénio durante o dia. Durante a noite, a respiração não é compensada resultando num elevado consumo de oxigénio que pode levar a situações de hipoxia ou, em casos

extremos, de anóxia (Hull, 1987; Vadas & Beal, 1987; Desprez *et al.*, 1992). Nestes casos extremos de anóxia ocorre a produção de H₂S, que tem um forte impacto no restante coberto vegetal, como é o caso as macrófitas, bem como na macrofauna (Norkko & Bonsdorff, 1996; Pardal *et al.*, 2000; Dolbeth *et al.*, 2003; Marques *et al.*, 2003; Verdelhos, 2003; Cardoso *et al.*, 2004).

No que diz respeito à ictiofauna, a ocorrência de baixas concentrações de oxigénio pode funcionar como uma barreira, evitando a migração das espécies para ou através dessas áreas (Pomfred *et al.*, 1991), ou dependendo da natureza do incidente, pode causar dispersões para fora das zonas afectadas, bem como elevadas taxas de mortalidade nas comunidades locais (Marchand *et al.*, 2002). Em sistemas eutrofizados, *blooms* macroalgais podem manifestar um forte impacto na ecologia alimentar das espécies piscícolas (Raffaelli *et al.*, 1998; Marchand *et al.*, 2002), devido à particular importância das áreas intertidais como fonte de presas (McLusky *et al.*, 1991).

No estuário do Mondego, tal como em muitos outros estuários e zonas costeiras, têm ocorrido pulsos de eutrofização ao longo das duas últimas décadas, nomeadamente no braço sul, tendo os bancos de *Zostera noltii* sido substituídos quase na totalidade por *blooms* sazonais de algas oportunísticas, nomeadamente *Enteromorpha* spp. (Martins *et al.*, 2001; Marques *et al.*, 2003; Cardoso *et al.*, 2004).

Este fenómeno estabelece um gradiente de eutrofização desde as zonas mais a montante em que o tempo médio de residência da água é elevado e o impacto do enriquecimento orgânico se faz sentir com maior intensidade, até às

zonas mais a jusante, a cerca de 2 km da comunicação entre os dois braços, nas quais ainda permanecem alguns bancos de *Zostera noltii* (Marques *et al.*, 1997; 2003; Flindt *et al.*, 1997; Martins *et al.*, 1997; Pardal, 2000; 2004; Lillebø *et al.*, 1999; Cardoso *et al.*, 2002; 2004, Dolbeth *et al.*, 2003).

Ao nível intertidal, e apesar de variações interanuais, o impacto que se fez sentir nas comunidades macrobentónicas traduziu-se num decréscimo da diversidade e da produção secundária, desde as zonas menos impactadas até às áreas onde os sintomas da eutrofização se fazem sentir com maior intensidade (Dolbeth *et al.*, 2003; Cardoso *et al.*, 2004, Pardal *et al.*, 2004).

No que diz respeito à comunidade de macrófitas, ocorreu um decréscimo da área ocupada por *Z. noltii*, passando de cerca de 15 ha em 1986 para 0,02 ha em 1997 (Fig. 3). Desde 1998, um plano de gestão do estuário foi implementado no sentido de preservar e promover o repovoamento do braço sul do estuário por *Z. noltii*. As principais linhas condutoras deste plano compreendem a descarga de água proveniente dos campos de cultura de arroz directamente para o braço norte (cujo elevado hidrodinamismo impossibilita a elevada retenção de nutrientes na coluna de água) e a abertura da comunicação a montante entre os dois braços, para promover uma maior circulação de água no braço sul, o que conduziu a uma maior transparência da água e redução no tempo de residência neste local. Evidências de que o sistema está a recuperar estão actualmente a ser registadas, tendo a área ocupada por *Z. noltii* aumentado para 1,6 ha em 2002, valor aproximado ao de 1993, o que se traduz numa melhoria da qualidade ambiental global do estuário.

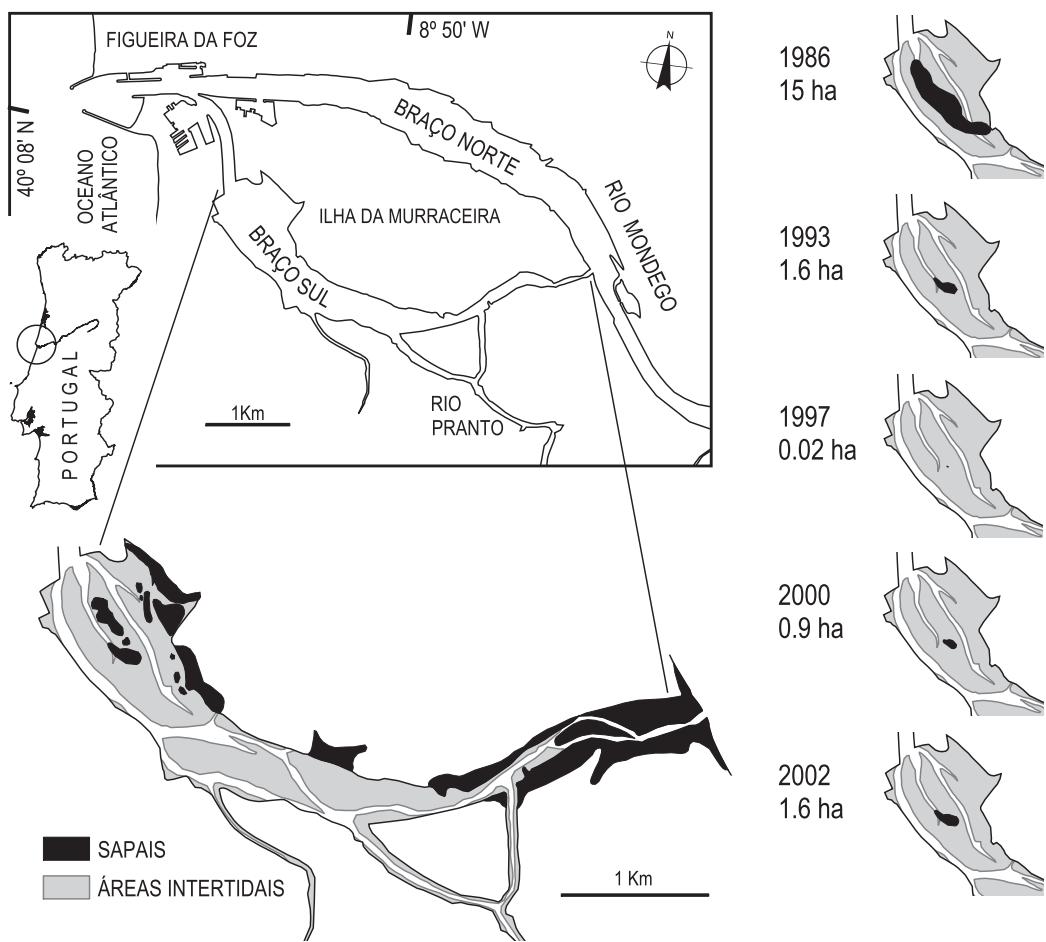


Figura 3 – Esquema representativo do braço sul do estuário do Mondego, evidenciando a evolução da área dos bancos de *Zostera noltii* de 1986 a 2002.

1.5 - ENQUADRAMENTO E OBJECTIVOS

O estuário do Rio Mondego é um sistema extensivamente estudado, desde os produtores primários (Lillebø *et al.*, 2003; Martins *et al.*, 2001), às comunidades macrobentónicas (Pardal *et al.*, 1993; 2000; 2004; Lillebø *et al.*, 1999; Ferreira *et al.*, 2004; Cardoso *et al.*, 2002; Dolbeth *et al.*, 2003; Verdelhos *et al.*, in press), à avifauna (Múrias *et al.*, 1996; Lopes *et al.*, 2000), à dinâmica

de nutrientes e processos geoquímicos (Flindt *et al.*, 1997; Coelho *et al.*, 2004; Lillebø *et al.*, 2004).

Esta vasta base de dados e de conhecimento permitiu o planeamento e implementação de medidas de gestão no estuário, minimizando os impactos dos anteriores pulsos de eutrofização e diminuindo a pressão antropogénica nomeadamente no braço sul através da redução das emissões do Rio Pranto.

Contudo, no campo da ictiofauna estuarina apenas dois trabalhos foram realizados no Mondego nos últimos anos: Jorge *et al.* (2002) descreveu a comunidade ictíica de 1989 a 1992, e Ribeiro *et al.* (1996) estudou apenas o recrutamento da anchova (*Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758)) em 1989, pelo que o conhecimento deste importante elo da teia trófica estuarina é francamente insuficiente. Nos estuários, um dos maiores problemas que os juvenis enfrentam é a perda de habitat, o qual juntamente com os efeitos dos processos de eutrofização, está a conduzir a uma diminuição dos efectivos populacionais destes stocks, pelo que se torna urgente a identificação e preservação dos habitats críticos para a sobrevivência e utilização sustentável dos recursos marinhos e estuarinos (Stoner *et al.*, 2001). Deste modo, no âmbito dum programa de monitorização ambiental e tendo em conta o processo de recuperação ecológica, foi estudada a ecologia dos juvenis das três espécies mais representativas que utilizam o estuário como zona de viveiro: o robalo, *D. labrax*, a solha, *P. flesus* e o linguado, *S. solea*.

O presente trabalho pretende atingir os seguintes objectivos para cada uma das espécies em estudo:

- ▶ Avaliar os padrões de distribuição e abundância dos juvenis, e relacioná-los com as variáveis ambientais;
- ▶ Determinar a dieta e a relativa importância dos principais grupos–presa, bem como a sobreposição de nicho trófico;
- ▶ Determinar a estrutura da população e as taxas de crescimento dos juvenis;
- ▶ Avaliar a função de viveiro do estuário do Mondego
- ▶ Prever futuros cenários relativos à abundância destas espécies no Mondego;

CAPÍTULO 2

METODOLOGIA

2.1 – CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM

As campanhas de amostragem da ictiofauna no estuário do Mondego foram realizadas mensalmente em cinco estações (A, B, C, D e E) ao longo do gradiente longitudinal estuarino, de Junho de 2003 a Junho de 2004 (Fig. 4). O método utilizado foi um arrasto de vara de 2 metros de comprimento, patins metálicos e uma corrente metálica no arraçal, com malha de rede de 10 mm e de 5 mm no saco terminal. Os arrastos foram efectuados durante a noite, na vazante de marés vivas, sendo efectuadas três réplicas com a duração de cerca de 5 minutos, cobrindo uma área mínima de 500 m² em cada. Simultaneamente com os arrastos, foram medidos também mensalmente os parâmetros da água em profundidade: salinidade, temperatura, oxigénio dissolvido e profundidade.

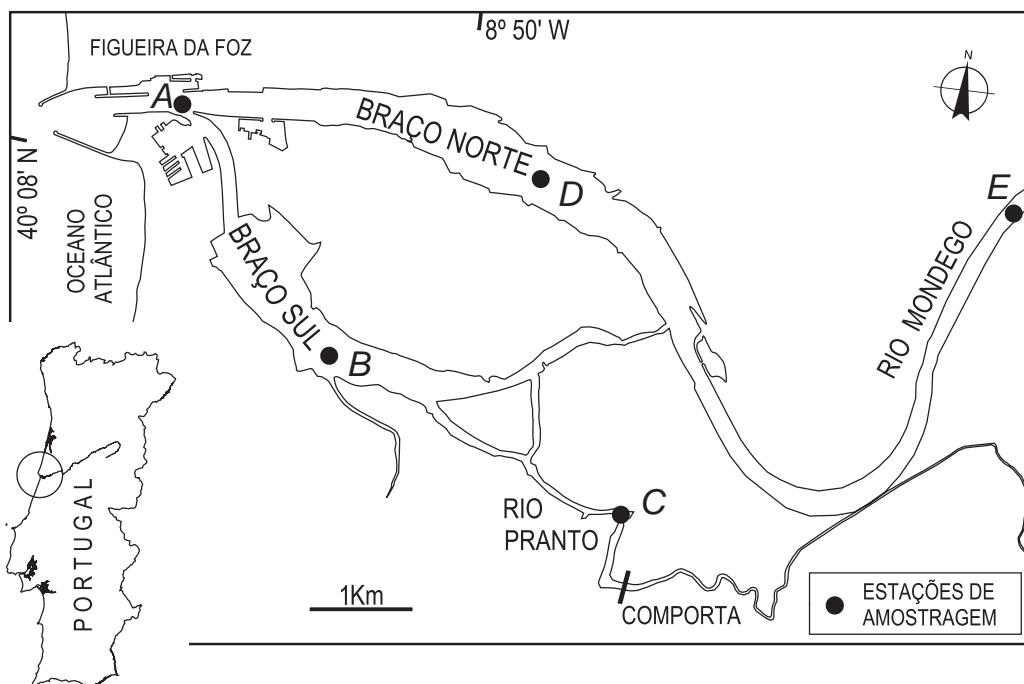


Figura 4 – Localização das estações de amostragem (A, B, C, D e E) no estuário do Rio Mondego.

De modo a complementar a amostragem, foram efectuados trimestralmente arrastos de portas, abrangendo todas as estações do ano. Esta arte foi apenas efectuada nas estações A, D e E, devido à baixa profundidade do braço sul do estuário não permitir a sua operação. Este arrasto, com 10 m de abertura, corrente metálica no cabo do arraçal e malha de 10 mm no saco terminal, foi operado também durante a noite, sendo efectuadas três réplicas de cerca de 15 minutos, em cada estação. Os dados desta amostragem foram apenas utilizados na análise do crescimento das espécies em estudo devido à dificuldade em estimar densidades e de compatibilizar os dados obtidos com periodicidades de amostragem diferentes.

Todos os peixes capturados foram devidamente acondicionados no frio e etiquetados segundo estação de amostragem e réplica, sendo transportados em malas térmicas até ao laboratório, onde foram congelados até posterior análise.

A determinação da granulometria e da abundância de presas no meio ambiente foi efectuada através de amostragens trimestrais de sedimento com uma draga *van Veen*, obtendo-se seis réplicas em cada estação de amostragem. Das réplicas colhidas, cinco foram passadas por um saco de rede de malha calibrada de 1 mm para posterior determinação da abundância de presas.

2.2 – PROCEDIMENTO LABORATORIAL

No laboratório, todos os peixes foram identificados, contados, medidos (comprimento total com 1 mm de precisão) e pesados (peso húmido com 0,01 g

de precisão). Os estômagos de 324 *D. labrax*, 204 *P. flesus* e 304 *S. solea* foram removidos e imersos em formol a 4% tamponizado durante 48 horas, sendo seguidamente conservados em etanol a 70%. Posteriormente, os conteúdos estomacais foram identificados até ao mais baixo nível taxonómico possível e registado o seu peso húmido (0,001 g de precisão).

As amostras de sedimento seco foram queimadas a 450°C durante 8 horas, sendo seguidamente colocadas num sistema de crivos calibrados e pesadas de acordo com a granulometria (percentagem de peso em cascalho, areia média e fina, silte e argila). Nas restantes 5 réplicas de cada estação foram determinadas a biomassa total e abundância dos macroinvertebrados bentónicos existentes.

2.3 – ANÁLISE DE DADOS

2.3.1 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO

Devido à maior abundância do grupo etário 0+ de cada espécie, apenas estes foram considerados nas análises dos padrões de distribuição e abundância, dieta e crescimento.

A densidade de cada uma das 3 espécies foi expressa em número de indivíduos por 1000 m², recorrendo a um Sistema de Informação Geográfica (SIG) (ArcGis, versão 8.3) para determinar a distância percorrida em cada arrasto. A mesma plataforma informática foi utilizada para sumariar os padrões de distribuição e abundância de *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea* no estuário,

através do mapeamento da média das densidades de cada espécie em cada estação do ano, abrangendo apenas o período de Junho de 2003 a Maio de 2004.

A distribuição das espécies de acordo com as variáveis ambientais foi avaliada através de uma análise canónica de correspondências, com recurso ao software CANOCO versão 4.5 (Ter Braak, 1998), utilizando as densidades médias por estação do ano, bem como os valores médios também por estação do ano dos seguintes parâmetros ambientais: salinidade, temperatura, oxigénio dissolvido, profundidade, turbidez, granulometria do sedimento, biomassa de macroinvertebrados bentónicos e biomassa algal.

2.3.2 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA

A dieta do grupo 0+ de cada espécie e a importância relativa das presas foram avaliadas com recurso a três índices (Hyslop, 1980):

- Índice Numérico (NI) – percentagem de cada presa em relação ao número total de presas;
- Índice de Ocorrência (OI) – percentagem de estômagos não vazios nos quais ocorre um determinado grupo-presa;
- Índice Gravimétrico (GI) – percentagem do peso de cada presa em relação ao peso total das presas.

A actividade alimentar foi estimada utilizando o índice de vacuidade (VI), dado pela percentagem de estômagos vazios, e a sobreposição de nicho trófico entre as espécies foi avaliada pelo índice de Schoener (I_S):

$$I_S = 1 - 0.5 \left(\sum_{i=1}^n |p_{i_A} - p_{i_B}| \right)$$

onde p_{i_A} e p_{i_B} são as frequências numéricas do item i na dieta das espécies A e B , respectivamente (Linton *et al.*, 1981). Os valores deste índice variam entre 0, quando não há sobreposição, e 1, quando a sobreposição é total. Apesar de não haver um valor com o qual os valores de sobreposição de nicho trófico possam ser comparados, Wallace (1981) e Wallace & Ramsey (1983) sugeriram que valores superiores a 0,6 devem ser considerados como biologicamente relevantes.

A diversidade e abundância relativa das presas nos estômagos foram caracterizadas por curvas de classes de abundância. Neste método, tradicionalmente utilizado para determinar a diversidade e equitabilidade das comunidades biológicas no seu meio natural (Molles, 1999; Pardal *et al.*, 2004), foi aplicado o logaritmo de base 10 às frequências numérica, de ocorrência e gravimétrica de cada presa na dieta das três espécies. O tamanho da curva resultante e o seu declive indicam a diversidade e a equitabilidade, respectivamente, dos grupos-presa nos conteúdos estomacais.

2.3.3 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO

A estrutura da população de cada espécie foi determinada através do seguimento de coortes em amostragens sucessivas, através da análise da distribuição de frequências de comprimentos. Esta análise foi feita com o software ANAMOD (Nogueira, 1992), que se baseia no método das probabilidades (Cassie, 1963), permitindo testar estatisticamente a análise com o objectivo de identificar as diferentes coortes.

As taxas de crescimento absolutas (AGR) correspondentes a cada espécie foram determinadas através da seguinte expressão:

$$AGR = \frac{Lt_2 - Lt_1}{t_2 - t_1},$$

em que Lt_2 e Lt_1 são o comprimento total nos tempos t_2 e t_1 , respectivamente.

Os dados para esta análise foram obtidos através do número de indivíduos capturados com o arrasto de vara e da soma do número total de indivíduos nos meses em que o arrasto de portas foi realizado.

CAPÍTULO 3

RESULTADOS

3.1 – CARACTERIZAÇÃO DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

A grande maioria dos parâmetros físico-químicos medidos durante as campanhas de amostragem (Tabela I) apresentou uma distribuição de acordo com o gradiente estuarino, desde as zonas mais a montante até à embocadura.

Tabela I – Parâmetros ambientais médios (desvio padrão entre parêntesis) em cada estação de amostragem.

Estação de Amostragem	A	B	C	D	E
Salinidade (%)	30,3 (3,4)	28,3 (4,3)	22,7 (4,4)	20,1 (6,6)	1,2 (1,7)
Temperatura (°C)	15,6 (2,7)	17,2 (3,1)	18,0 (5,3)	16,8 (3,6)	17,2 (5,4)
O ₂ (%)	102,1 (7,8)	95,9 (6,1)	85,3 (8,4)	93,3 (7,2)	85,1 (14,6)
pH	8,2 (0,1)	8,1 (0,2)	7,8 (0,2)	8,1 (0,1)	7,9 (0,4)
Lama (%)	2,3 (3,4)	0,7 (0,7)	2,1 (1,4)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)
Silte (%)	7,7 (11,4)	2,2 (2,1)	9,2 (7,8)	0,0 (0,0)	0,2 (0,1)
Areia fina (%)	43,6 (13,1)	36,3 (10,0)	38,8 (1,1)	2,0 (1,6)	1,3 (0,2)
Areia média (%)	28,6 (13,3)	30,0 (10,1)	24,6 (11,5)	51,7 (34,7)	22,6 (1,9)
Cascalho (%)	16,5 (21,4)	30,5 (19,1)	24,1 (12,5)	45,9 (36,5)	75,5 (1,5)
Profundidade (preia mar) (m)	8,7 (1,2)	2,3 (0,4)	2,4 (1,0)	5,5 (0,5)	4,5 (0,3)
Biomassa Bentos (g/m ²)	3,6 (5,3)	0,4 (0,2)	1,2 (1,2)	0,0 (0,0)	3,8 (4,6)
Biomassa Alga (g/m ²)	0,5 (0,5)	0,9 (2,3)	2,9 (3,6)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

As estações A, B e C apresentaram os valores de salinidade mais elevados, ao passo que a estação E apresentou os valores médios mais baixos.

A temperatura mais elevada foi registada nas estações mais a montante. A profundidade foi superior no braço norte, aumentando no sentido da embocadura, tendo o oxigénio dissolvido apresentado um padrão semelhante.

No que diz respeito ao sedimento, as estações mais a montante continham maior proporção de siltes e argilas, contrastando com as zonas mais a jusante, cujo sedimento é composto maioritariamente por areia média e fina.

A estação com maior biomassa de alga foi a estação C, ao passo que a maior biomassa de invertebrados bentónicos foi registada nas estações A e E.

3.2 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO

3.2.1 – DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL

3.2.1.1 – *DICENTRARCHUS LABRAX*

O robalo (*D. labrax*) foi a espécie que apresentou maior número de indivíduos, bem como uma distribuição mais alargada por todo o estuário durante o período de amostragem (Fig. 5).

As densidades mais elevadas do grupo 0+ foram registadas na estação C – o Rio Pranto, com uma média de 191 ind 1000 m⁻² no Verão. A densidade mais elevada foi registada no mesmo local, atingindo o valor de 320 ind 1000 m⁻² em Novembro de 2003. Nos meses de Inverno, foi observado um movimento da população para jusante, tendo a maioria dos juvenis sido encontrada nas

estações A e D. Na Primavera registou-se um padrão de recolonização das zonas mais interiores do estuário.

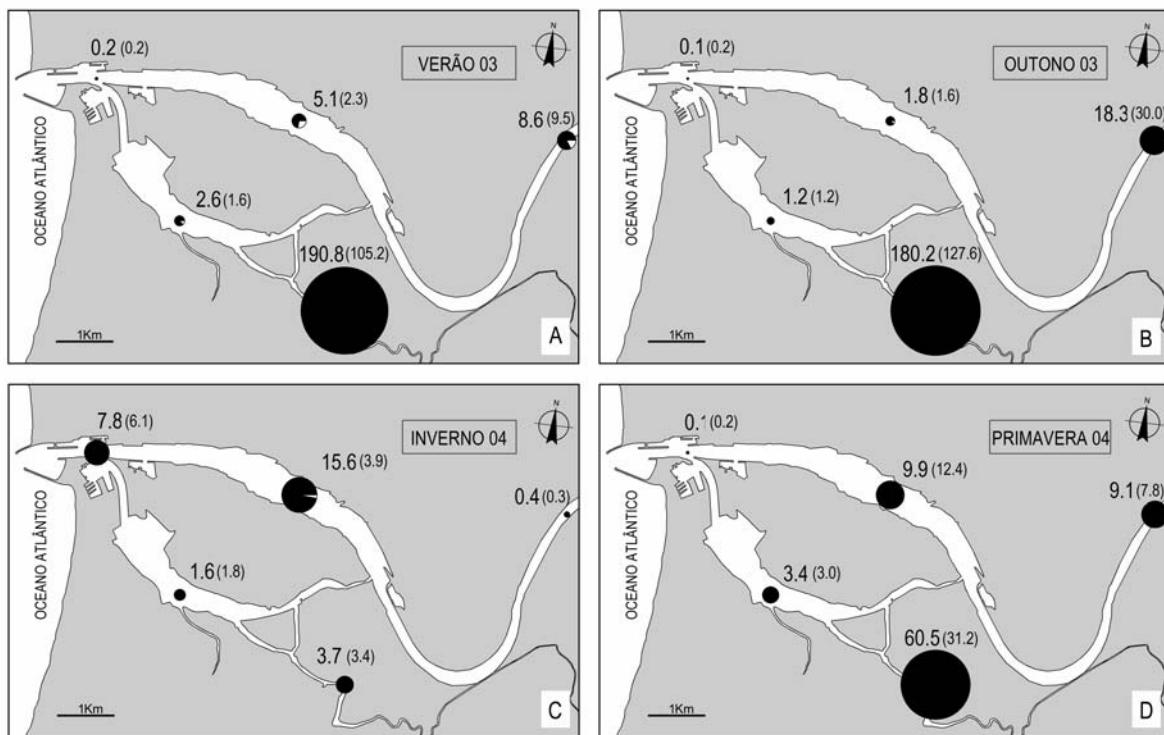


Figura 5 – Densidade média (ind 1000 m⁻²) dos juvenis de *D. labrax* (desvio padrão entre parêntesis) por estação do ano: (A) Verão 2003; (B) Outono 2003; (C) Inverno 2004; (D) Primavera 2004. ● - grupo 0+; ○ - grupo 1+ ou seguintes. O diâmetro das circunferências é proporcional aos valores da densidade.

Os juvenis do grupo 0+ de 2003 já estavam presentes no estuário quando se iniciaram as campanhas de amostragem, e aí permaneceram ao longo de todo o ano. Contudo, até ao fim de Maio de 2004, não foi capturado qualquer indivíduo do grupo 0+ de 2004.

3.2.1.2 – PLATICHTHYS FLESUS

Os juvenis 0+ de solha (*P. flesus*) apresentaram um padrão de distribuição espacial no Mondego distinto da espécie anterior (Fig. 6). Estes encontraram-se quase exclusivamente no braço norte, nas estações mais a montante, tendo sido registadas as densidades médias mais elevadas no Verão e no Outono (15 ind 1000 m^{-2} e 13 ind 1000 m^{-2} , respectivamente), na estação E. A densidade máxima foi registada em Junho de 2003 – 30 ind 1000 m^{-2} , na mesma estação de amostragem.

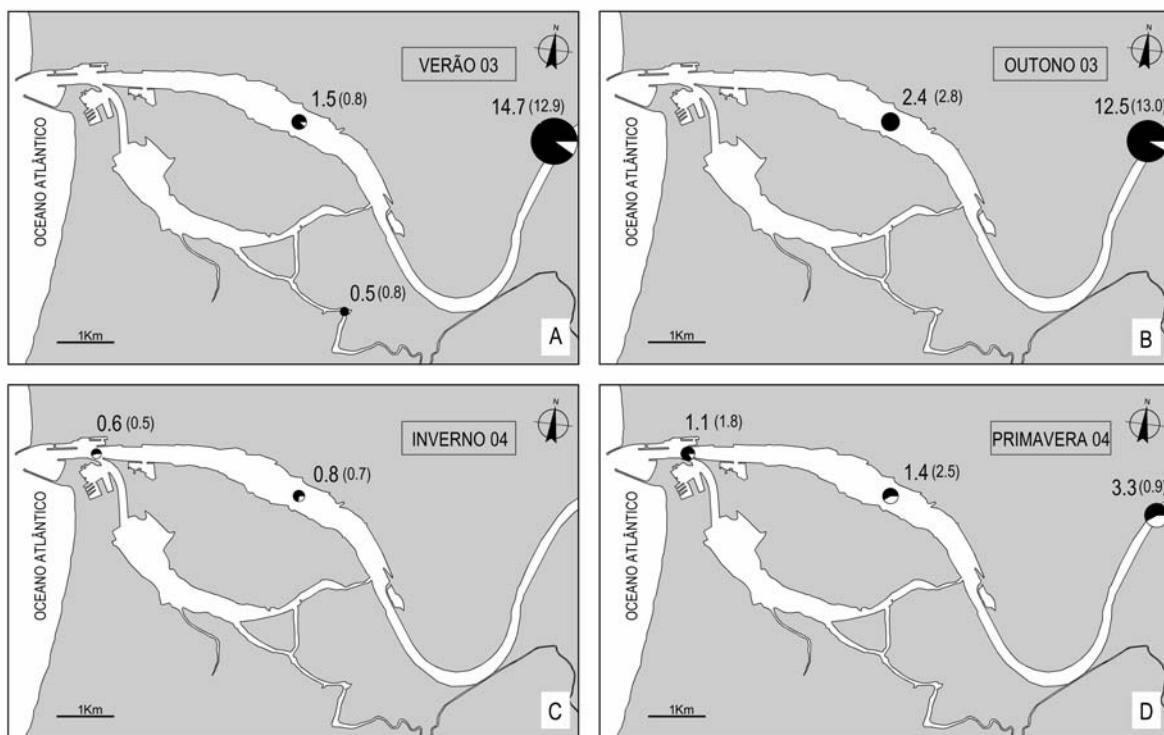


Figura 6 – Densidade média (ind 1000 m^{-2}) dos juvenis de *P. flesus* (desvio padrão entre parêntesis) por estação do ano: (A) Verão 2003; (B) Outono 2003; (C) Inverno 2004; (D) Primavera 2004. ● - grupo 0+; ○ - grupo 1+ ou seguintes. O diâmetro das circunferências é proporcional aos valores da densidade.

O movimento da população para jusante no Inverno foi também registado para esta espécie. Na Primavera, um padrão de recolonização do estuário foi observado, contudo devido ao reduzido número de indivíduos do grupo 0+ de 2004, foram estimadas densidades relativamente baixas. Não obstante as baixas densidades, ocorreram sempre indivíduos do grupo 0+ ao longo do ano no estuário. Os primeiros recrutas de 2004 foram capturados em Abril.

3.2.1.3 – *SOLEA SOLEA*

O linguado (*S. solea*) apresentou um padrão de distribuição semelhante nos dois braços do estuário (Fig. 7), durante o Verão e o Outono. A densidade mais elevada foi registada na estação C – Rio Pranto (23 ind 1000 m⁻²).

No Inverno, apenas foram capturados indivíduos do grupo 0+ na embocadura do estuário, tendo sido observado um movimento semelhante ao das espécies anteriores para águas com maior influência marinha. Os primeiros recrutas de 2004 foram capturados em Janeiro, permanecendo exclusivamente no braço norte até ao fim da Primavera. O número reduzido de indivíduos conduziu a uma baixa estimativa de densidades, contudo foram sempre capturados indivíduos do grupo 0+ no decorrer da amostragem.

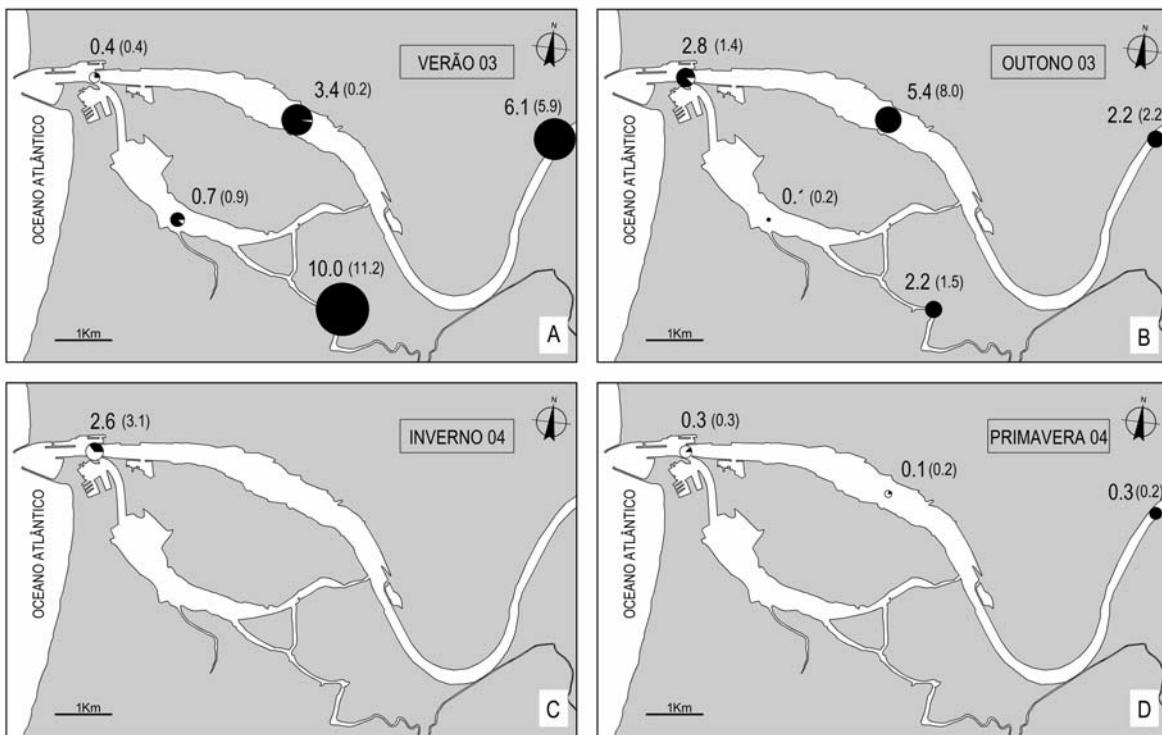


Figura 7 – Densidade média ($\text{ind } 1000 \text{ m}^{-2}$) dos juvenis de *S. solea* (desvio padrão entre parêntesis) por estação do ano: (A) Verão 2003; (B) Outono 2003; (C) Inverno 2004; (D) Primavera 2004. ● - grupo 0+; ○ - grupo 1+ ou seguintes. O diâmetro das circunferências é proporcional aos valores da densidade.

3.2.2 – DISTRIBUIÇÃO DE ACORDO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS

Os dois primeiros eixos da análise canónica de correspondências (CCA) realizada utilizando os dados das densidades segundo as estações de amostragem e épocas do ano, representam 74% da variabilidade e a 83% da variação devido às relações entre a abundância das espécies – meio ambiente (Fig. 8).

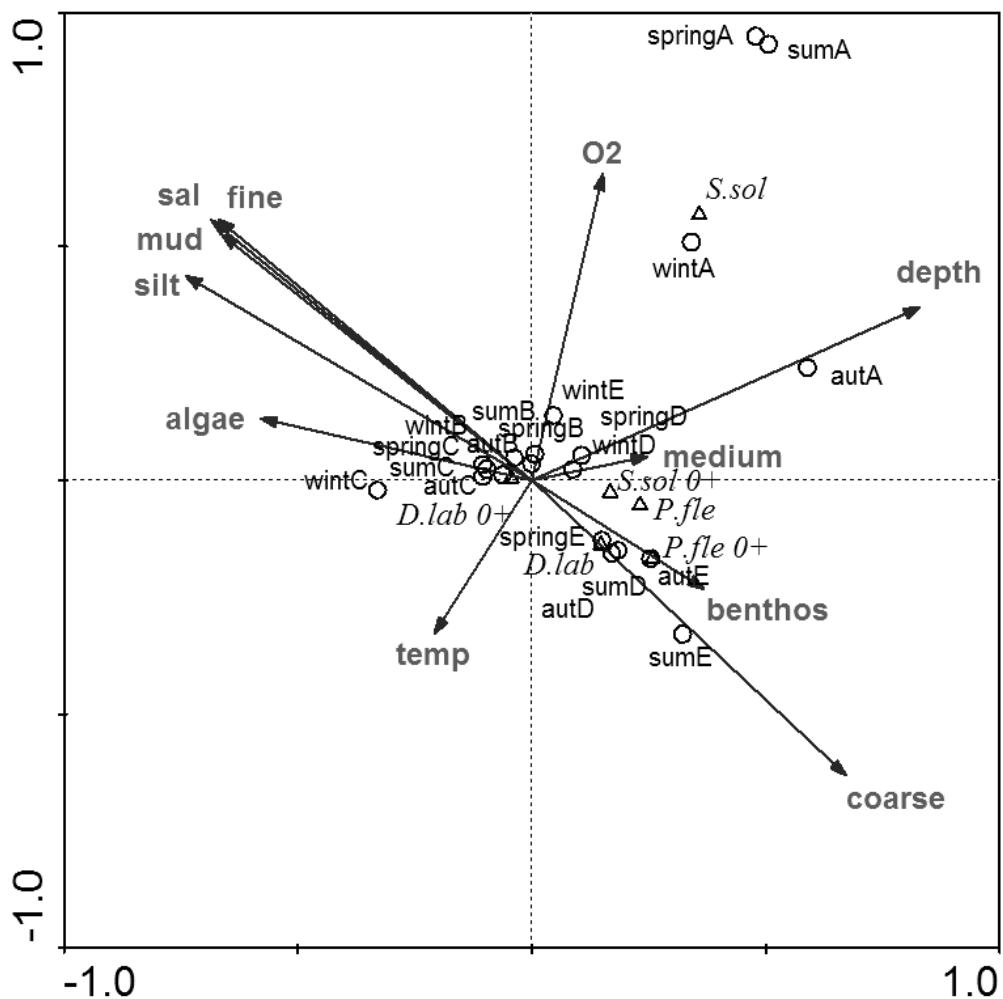


Figura 8 – Diagrama de ordenação para os dois primeiros eixos da análise canónica de correspondências utilizando os dados das densidades das espécies (*D.lab* 0+ - *D. labrax*, grupo 0+; *D.lab* - *D. labrax*, outros grupos etários; *P.fle* 0+ - *P. flesus*, grupo 0+; *P.fle* - *P. flesus*, outros grupos etários; *S.sol* 0+ - *S. solea*, grupo 0+; *S.sol* - *S. solea*, outros grupos etários; temp - temperatura; sal - salinidade; algae - biomassa de algas; mud - % de lama; silt - % de silte; medium - % de areia média; coarse - % de cascalho; fine - % de areia fina; O₂ - % oxigénio dissolvido; benthos - biomassa de invertebrados bentónicos; sum - Verão; aut - Outono; wint - Inverno; spring - Primavera; A - estação de amostragem A; B - estação de amostragem B; C - estação de amostragem C; D - estação de amostragem D; E - estação de amostragem E).

Entre os parâmetros ambientais considerados, a profundidade, percentagem de cascalho, areia fina, silte, lama e oxigénio dissolvido apresentaram uma maior magnitude de influência, enquanto que a percentagem de areia média e a biomassa de macroinvertebrados bentónicos foram os factores que menos influenciaram a distribuição das espécies no estuário.

No diagrama da CCA, registou-se uma segregação espacial entre os grupos 0+ e os restantes para as espécies *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea*. O grupo 0+ de *D. labrax* esteve principalmente associado à estação C ao longo do ano, enquanto que os indivíduos mais velhos estiveram positivamente correlacionados com as estações D e E, mais profundas e com uma maior abundância de macroinvertebrados bentónicos. Os grupos 0+ e de maior idade de *P. flesus* encontraram-se ao longo do ano nas estações D e E, com a excepção do Inverno. Os indivíduos 0+ de *S. solea* apresentaram uma correlação com a abundância de macroinvertebrados, nas estações D e E, principalmente nos meses de Verão e Outono, ao passo que os indivíduos mais velhos se encontraram nas zonas com maior profundidade e salinidade.

3.3 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA

Os hábitos alimentares das três espécies em estudo estão resumidos na Tabela II. A dieta de *D. labrax* consistiu principalmente em Polychatea, Crustacea e Mollusca. Copepoda e Amphipoda (principalmente *Corophium* spp.) e Decapoda (principalmente *Crangon crangon* (Linnaeus, 1758)) foram as presas mais importantes em número (NI = 53%), ocorrência (OI = 42%) e em

peso ($GI = 34\%$), respectivamente, sendo os Polychaeta o segundo grupo de presas mais importante em número ($NI = 31\%$), ocorrência ($OI = 35\%$) e peso ($GI = 22\%$). Com presença ainda significante nos estômagos, os Mollusca (predominantemente sifões de *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778)) foram importantes em número e ocorrência, e os Teleostei em peso.

A dieta dos indivíduos do grupo 0+ de *P. flesus* consistiu maioritariamente em *Corophium spp.* em número, ocorrência e peso (88%, 95% e 72%, respectivamente), seguido de Polychaeta ($NI = 9\%$, $OI = 23\%$ e $GI = 17\%$), Isopoda (principalmente *Cyathura carinata*) ($NI = 1\%$ e $OI = 9\%$) e Decapoda (principalmente *Crangon crangon*) ($GI = 3\%$).

Os hábitos alimentares dos juvenis de *S. solea* consistiram principalmente em Polychaeta, sendo este o grupo mais abundante em número ($NI = 81\%$), ocorrência ($OI = 69\%$) e peso ($GI = 65\%$). Amphipoda (sobretudo *Corophium spp.*) ($NI = 7\%$), Teleostei ($OI = 8\%$), Mollusca (particularmente sifões de *Scrobicularia plana*) e Decapoda ($GI = 4$ and 21% , respectivamente) foram posteriormente as presas mais abundantes, mas com valores dos índices bastante mais baixos.

A percentagem de estômagos vazios foi de 13,9% para *D. labrax*, 25,5% para *P. flesus* e 33,6 % para *S. solea*.

Tabela II – Composição da dieta de *D. labrax* (n=324), *P. flesus* (n=204) e *S. solea* (n=304), de acordo com os índices numérico (NI), de ocorrência (OI) e gravimétrico (GI) (VI – índice de vacuidade; ni – itens não identificados).

Presas	<i>D. labrax</i>			<i>P. flesus</i>			<i>S. solea</i>		
	NI	OI	GI	NI	OI	GI	NI	OI	GI
Mollusca	3,70	24,01	3,98	0,67	3,95	2,15	4,39	13,37	4,16
<i>Abra alba</i>	-	-	-	-	-	-	0,08	0,50	1,12
<i>Cerastoderma edule</i>	0,02	0,72	0,01	-	-	-	0,08	0,50	0,00
<i>Cerastoderma</i> sp.	-	-	-	0,15	0,66	0,75	0,08	0,50	0,01
<i>Corbicula</i> sp.	-	-	-	0,41	1,32	0,16	0,57	0,50	0,17
<i>Hidrobia ulvae</i>	0,03	0,36	0,02	0,04	0,66	0,01	0,08	0,50	0,00
<i>Scrobicularia plana</i>	3,64	22,22	3,86	0,04	0,66	0,13	3,01	9,41	1,88
Solecurtidae ni	-	-	-	-	-	-	0,08	0,50	0,12
Bivalvia ni	0,02	0,72	0,09	0,04	0,66	1,10	0,41	0,99	0,85
Polychaeta	30,69	35,13	22,25	9,40	23,03	17,25	80,75	68,81	65,33
<i>Alkmaria rominji</i>	0,02	0,36	0,01	-	-	-	0,24	0,50	1,14
<i>Chone</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,16	0,50	5,41
<i>Glycera tridactyla</i>	-	-	-	-	-	-	0,24	0,50	0,58
<i>Lagis koreni</i>	-	-	-	-	-	-	0,65	3,47	1,64
<i>Nephtys</i> sp.	-	-	-	0,07	1,32	2,89	6,74	9,90	35,19
<i>Nereis diversicolor</i>	0,46	14,70	7,44	0,04	0,66	2,77	0,24	1,49	6,12
Capitellidae ni	28,92	16,13	14,64	5,44	7,89	2,87	39,16	16,34	2,55
Spionidae ni	-	-	-	3,26	8,55	6,85	13,40	11,88	4,37
Terebellidae ni	-	-	-	-	-	-	0,24	1,49	1,77
Polychaeta ni	1,29	3,94	0,16	0,59	4,61	1,87	19,66	22,77	6,58
Acarina ni	0,05	1,08	0,00	-	-	-	-	-	-
Aracnida ni	0,01	0,36	0,00	-	-	-	-	-	-
Cladocera ni	0,18	0,36	0,05	-	-	-	-	-	-
Copepoda ni	53,43	17,92	3,89	0,07	1,32	0,01	1,22	5,45	0,06
Insecta	0,05	2,51	0,05	-	-	-	-	-	-
Heteroptera ni	0,02	0,72	0,03	-	-	-	-	-	-
Insecta ni	0,04	1,79	0,02	-	-	-	-	-	-
Cumacea ni	-	-	-	-	-	-	0,08	0,50	0,01
Mysidacea	1,61	20,43	4,26	0,04	0,66	0,25	0,81	2,48	0,36
<i>Mesopodopsis slaberi</i>	0,02	0,36	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Neomysis integer</i>	0,05	1,43	0,09	-	-	-	-	-	-
<i>Paramysis nouvelii</i>	0,02	0,72	0,02	-	-	-	0,08	0,50	0,22
<i>Praunus flexuosus</i>	0,12	1,43	0,40	-	-	-	-	-	-
Misidacea ni	1,41	16,49	3,74	0,04	0,66	0,25	0,73	1,98	0,14
Isopoda	0,56	12,90	1,15	1,11	9,21	0,63	1,06	4,95	0,83
<i>Cyathura carinata</i>	0,14	3,58	0,43	1,00	7,89	0,57	1,06	4,95	0,83
<i>Sphaeroma serratum</i>	0,36	6,81	0,68	0,11	1,32	0,06	-	-	-
Idoteidae ni	0,04	1,79	0,00	-	-	-	-	-	-
Isopoda ni	0,02	0,72	0,03	-	-	-	-	-	-
Amphipoda	6,74	42,29	14,16	87,79	94,74	72,14	6,99	17,82	3,34
<i>Corophium</i> spp.	5,92	21,15	11,98	84,57	66,45	69,97	5,77	11,39	2,75

<i>Echinogammarus</i> sp.	0,04	0,72	0,01	0,33	4,61	0,32	-	-	-
<i>Gammarus</i> sp.	0,06	2,15	0,45	0,70	8,55	0,49	0,08	0,50	0,03
<i>Leptocheirus pilosus</i>	0,02	0,72	0,00	0,70	2,63	0,14	-	-	-
<i>Melita palmata</i>	0,07	2,15	0,10	0,04	0,66	0,01	-	-	-
<i>Orchestia</i> sp.	0,23	5,02	0,98	0,33	2,63	0,37	0,08	0,50	0,01
Amphipoda ni	0,41	10,39	0,63	1,11	9,21	0,84	1,06	5,45	0,56
Decapoda	2,23	27,24	33,65	0,30	3,29	2,87	0,89	5,45	20,51
<i>Carcinus maenas</i>	0,15	6,09	8,43	-	-	-	0,16	0,99	17,64
<i>Crangon crangon</i>	2,07	20,43	24,90	0,30	3,29	2,87	0,73	4,46	2,87
<i>Palaemon</i> sp.	0,02	0,72	0,32	-	-	-	-	-	-
Crustacea ni	0,48	13,26	6,02	0,04	0,66	0,30	0,73	2,97	0,57
Echinodermata	-	-	-	-	-	-	0,16	0,99	0,40
Echinoidea ni	-	-	-	-	-	-	0,16	0,99	0,40
Teleostei	0,17	7,89	9,39	0,15	2,63	0,13	1,30	7,92	1,16
<i>Pomatoschistus</i> sp.	0,05	2,51	2,80	-	-	-	0,08	0,50	0,04
Teleostei ni	0,11	5,38	6,58	0,15	2,63	0,13	1,22	7,43	1,12
Algae ni	-	-	-	-	-	-	0,32	1,98	0,20
ni	0,10	4,66	1,18	0,44	7,89	5,27	1,30	7,92	3,06
VI	13,9			25,5			33,6		

A diversidade de presas nos conteúdos estomacais foi avaliada através de curvas de classes de abundância (Fig. 9). Esta análise permitiu observar que *D. labrax* foi a espécie que consumiu um maior número de presas (indicado pelo comprimento da curva, i.e. o maior número de Classes). Em contraposição, *P. flesus* foi a espécie que registou hábitos alimentares mais restritos, apresentando uma clara dominância de uma única espécie – *Corophium* spp. *S. solea* apresentou um padrão semelhante a *P. flesus*, mas com uma maior diversidade de presas e uma menor dominância no grupo-presa mais consumido – Polychaeta. Esta espécie apresentou também uma maior equitabilidade (indicada pelo declive da curva) nos índices Numérico e Gravimétrico.

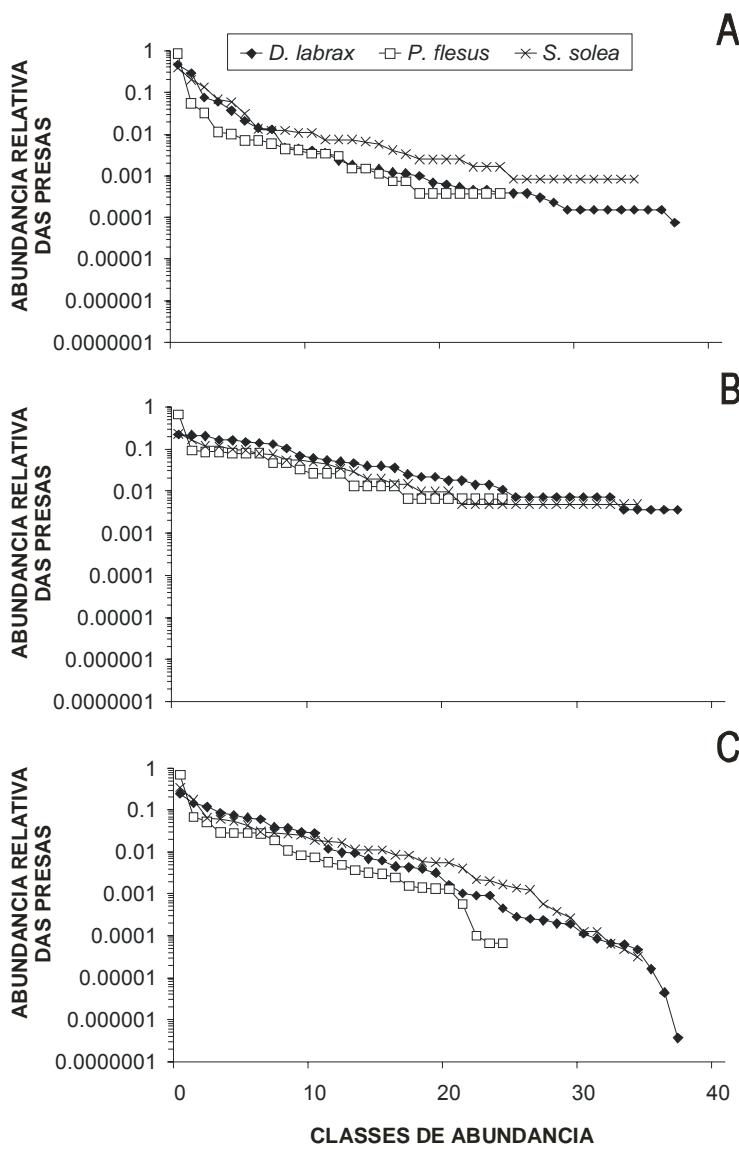


Figura 9 – Curvas de classes de abundância para os grupos-presa de *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea*. (A) índice numérico; (B) índice de ocorrência; (C) índice gravimétrico.

A sobreposição trófica entre as três espécies (Tabela III), dada pelo índice de Schoener (I_S), foi baixa. O valor mais elevado foi observado entre *D. labrax* e *S. solea* ($I_S = 0,45$). *D. labrax* e *P. flesus* apresentaram a menor sobreposição de hábitos alimentares ($I_S = 0,18$).

Tabela III – Valores do Índice de Schoener (I_S) entre os grupos 0+ das três espécies em estudo.

	<i>D. labrax</i>	<i>P. flesus</i>
<i>P. flesus</i>	0,18	-
<i>S. solea</i>	0,45	0,19

3.4 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO

As distribuições das frequências de comprimentos foram analisadas para as três espécies em estudo, com vista à determinação das coortes de cada população (Fig. 10).

Para o robalo (*D. labrax*), a colonização estuarina teve início em Junho de 2004, tendo sido possível determinar a presença de quatro coortes, embora a coorte C4 corresponda ao grupo dos novos recrutas de 2004, presente apenas no último mês das campanhas de amostragem. Nas restantes espécies, solha (*P. flesus*) e linguado (*S. solea*), apenas foi possível identificar três coortes. O período de colonização estuarina da solha teve início em Abril de 2004, ao passo que os juvenis de linguado surgiram no estuário em finais de Janeiro do mesmo ano. Contudo, para as três espécies, poucos indivíduos das classes etárias 2+ e seguintes foram capturados, tendo ocorrido em intervalos irregulares e apenas na zona da embocadura do estuário (estaçao de amostragem A).

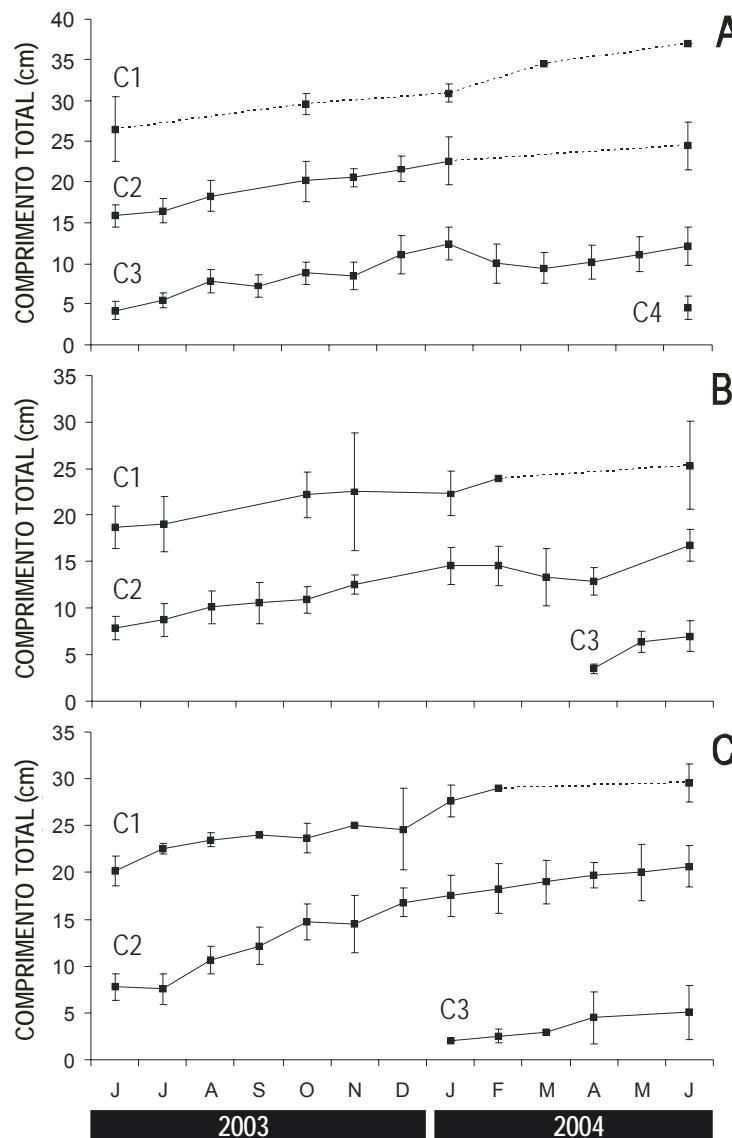


Figura 10 – Variação do comprimento médio (\pm desvio padrão) dos indivíduos pertencentes às várias coortes identificadas para (A) *D. labrax*, (B) *P. flesus* e (C) *S. solea*.

Os juvenis de robalo apresentaram uma taxa de crescimento média de $0,24 \text{ mm d}^{-1}$, e um valor máximo de $0,65 \text{ mm d}^{-1}$. De Junho de 2003 a Junho de 2004, o comprimento total dos indivíduos do grupo 0+ variou de 41,9 mm a

111,3 mm. Para o grupo 0+ de solha, as taxas de crescimento médias foram estimadas em $0,20 \text{ mm d}^{-1}$, com um valor máximo de $0,91 \text{ mm d}^{-1}$. De Junho 2003 a Abril de 2004 (mês em que ocorreu o recrutamento desta espécie no Mondego), o comprimento total aumentou de 78,6 mm para 132,8 mm. A taxa de crescimento média para os juvenis de linguado foi estimada em $0,44 \text{ mm d}^{-1}$, com um valor máximo de $0,90 \text{ mm d}^{-1}$. Entre Junho de 2003 e Dezembro de 2004, a variação do comprimento total foi de 77,7 mm a 168,1 mm.

CAPÍTULO 4

DISCUSSÃO

4.1 – PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E ABUNDÂNCIA NO ESTUÁRIO

Os resultados obtidos com o presente estudo permitem concluir que as variações sazonais no meio ambiente foram o factor com maior influência na distribuição e abundância de *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea* no estuário do Mondego. As três espécies apresentaram uma marcada sazonalidade, com densidades mais elevadas no Verão e Outono. Em oposição, no Inverno ocorreram as densidades mais baixas dos grupos 0+, bem como uma migração dos indivíduos para jusante, para águas mais profundas e com maior salinidade. Esta migração para as zonas de maior influência marinha foi associada à temperatura da água, que baixa rapidamente no fim do Outono até ao início do Inverno nas zonas mais a montante (Aprahamian & Barr, 1985). Contudo, Jennings *et al.* (1991) sugeriu que esta migração é despoletada não pela temperatura absoluta, mas sim pelo diferencial de temperatura entre as zonas de viveiro e a água do mar. Os picos de abundância estimados durante o Verão reflectiram principalmente o período de colonização estuarina pelos juvenis: *D. labrax* e *P. flesus* desovam maioritariamente na Primavera (Jennings & Pawson, 1992; van der Veer, 1985), ao passo que *S. solea* se reproduz nos meses de Inverno (Koutsikopoulos *et al.*, 1991).

Os juvenis de robalo ocuparam claramente a parte terminal do Rio Pranto, utilizando-a como zona de viveiro ao longo de todo o ano. Esta é a zona do estuário com maior turbidez a qual, de acordo com Costa *et al.* (2002b), é considerada benéfica para os juvenis devido à redução da pressão de predação

e à maior eficácia na captura de presas associadas a estas zonas de baixa profundidade.

A ausência de juvenis até ao fim de Maio de 2004 permanece por explicar. Cabral & Costa (2001) sugeriram que podem ocorrer grandes oscilações interanuais tanto em abundância como no período de colonização estuarina. Acrescenta-se que estudos efectuados nas zonas costeiras inglesas (Claridge & Potter, 1983) e alemãs (Thiel *et al.*, 1995) mostraram que bons recrutamentos ocorrem em anos em que se verificam temperaturas da água do mar mais elevadas.

A presença dos indivíduos 0+ no estuário na época invernal foi contrária ao referido para o estuário do Tejo, no qual estes abandonam o estuário nos meses mais frios, voltando de novo na Primavera seguinte (e.g. Cabral & Costa, 2001). Pelo contrário, a presença do grupo 0+ no Inverno foi descrita para a Ria de Aveiro, (Gordo, 1989) e também para estuários ingleses, onde estes ficam permanentemente durante dois a três anos (Holden & Williams, 1974). O Mondego poderá, deste modo, ser o estuário mais a sul em que este comportamento é observado.

Durante os primeiros três anos de vida, os juvenis de linguado migram periodicamente entre os ecossistemas estuarinos interiores, mais protegidos e produtivos, mas mais instáveis e as zonas costeiras mais estáveis, contudo menos produtivas (Dorel *et al.*, 1991). Os resultados obtidos para esta espécie estão de acordo com os autores previamente referidos, pois nos meses de

Inverno os juvenis foram apenas capturados na zona da embocadura do estuário.

Apesar da desova ocorrer no Inverno, os primeiros recrutas de 2004 foram capturados no final de Janeiro, o que pode indicar um período de desova ainda mais antecipado.

Os juvenis de solha seguiram um padrão distinto das restantes espécies no que diz respeito à distribuição no estuário. Estes ocorreram apenas no braço norte, principalmente nas zonas mais a montante. Esta preferência por baixas salinidades foi registada para outros sistemas estuarinos, nomeadamente na Holanda (Kerstan, 1991; van der Veer *et al.*, 1991). Os primeiros juvenis de 2004 foram capturados na Primavera, mas em quantidades reduzidas. Esta fraca abundância em 2004 pode ser uma consequência do aumento da temperatura das águas (entre outros processos hidrológicos e atmosféricos), pois o sucesso reprodutivo desta espécie acima dos 12°C é drasticamente reduzido (von Westernhagen, 1970). Por outro lado, tal como para as espécies anteriormente referidas, poderão existir grandes variações em anos consecutivos.

As densidades mais baixas de todas as espécies foram registadas na estação B, ou seja, no braço sul do estuário. Este foi o local no estuário do Mondego em que se fez sentir o maior impacto da eutrofização, nomeadamente *blooms* de macroalgas, os quais entre outros efeitos ao nível dos sedimentos, podem causar uma redução na abundância de invertebrados (Pardal *et al.*, 2000; 2004; Cardoso *et al.*, 2002; 2004; Dolbeth *et al.*, 2003) que constituem as presas preferenciais dos peixes e das aves limícolas (Raffaelli *et al.*, 1998). Além

disso, Cloern (2001) sugeriu que um impacto de elevadas acumulações de biomassa de algas nas cadeias tróficas costeiras (devido ao enriquecimento das águas em nutrientes) poderá ser uma alteração nas forças selectivas que regulam a diversidade biológica em todos os níveis tróficos.

4.2 – DISTRIBUIÇÃO DE ACORDO COM OS FACTORES AMBIENTAIS

A distribuição das espécies em estudo revelou-se principalmente dependente do gradiente estuarino, tendo os indivíduos do grupo 0+ sido principalmente encontrados nas estações mais a montante, ao passo que os mais velhos ocuparam as zonas mais a jusante. Desta forma, no Verão e Outono os juvenis estiveram principalmente associados às estações C, D e E. No Inverno, as estações a jusante mais profundas e com maior influência marinha foram preferidas. Contudo, e de acordo com Gordo & Cabral (2001), é difícil afirmar que a distribuição das espécies seja devida a um factor em particular, em vez de uma combinação de vários condicionantes ambientais. A sua distribuição pode então ser um compromisso entre as condições locais das zonas de viveiro e ambos os níveis fisiológicos óptimos e de tolerância ao meio ambiente.

4.3 – DIETA E SOBREPOSIÇÃO TRÓFICA

O estudo da dieta demonstrou que o grupo 0+ de *D. labrax* se alimentou principalmente de Polychaeta, Crustacea e Mollusca, como descrito por outros autores (Arias, 1980; Aprahamian & Barr, 1985; Cabral & Costa, 2001). A diferença mais significativa que pode ser observada em comparação com outras

zonas geográficas diz respeito à reduzida abundância de Mysidacea na dieta dos juvenis no estuário do Mondego. Este facto é contrastante com os resultados obtidos por Arias (1980), no Mediterrâneo e por Cabral & Costa (2001), no estuário do Tejo.

A dieta dos juvenis de solha consistiu principalmente em Amphipoda (predominantemente *Corophium* spp.), sendo Polychaeta, Isopoda e Decapoda presas menos abundantes. A preferência de *P. flesus* por presas móveis e activas foi indicada por de Groot (1971), sendo a visão o principal sentido pelo qual estes indivíduos procuram o alimento. No Mondego, esta espécie alimentou-se preferencialmente de *Corophium* spp., que é a espécie bentónica mais abundante nas zonas mais a montante, sendo estas também as principais zonas de viveiro para a solha.

Os juvenis de linguado alimentaram-se principalmente de Polychaeta, sendo Amphipoda, Mollusca e Decapoda outros grupos-presa importantes na dieta. Estes resultados foram semelhantes aos descritos para o estuário do Tejo, onde os grupos mais importantes na dieta dos juvenis foram Polychaeta e Amphipoda, particularmente *Corophium* spp. (Cabral, 2000). Este facto pode ser devido à semelhança dos habitats ocupados por esta espécie no Tejo e no Mondego, ou seja, zonas de vasa intertidais.

Os resultados obtidos são consistentes com os de outros autores para outros estuários europeus (e.g. Aprahamian & Barr, 1985; Lagadère, 1987; Fonds *et al.*, 1992; Cabral, 2000; Cabral & Costa, 2001), reflectindo a fauna

bentónica existente em cada sistema estuarino e acentuando o carácter generalista do comportamento alimentar das espécies em estudo.

Contudo, alguns aspectos particulares foram encontrados. *Hidrobia ulvae* (Pennant, 1778), a espécie bentónica com maior abundância, biomassa e produtividade no estuário do Mondego (Dolbeth *et al.*, 2003; Cardoso *et al.*, 2004), foi encontrada apenas num número reduzido de estômagos. Aarnio & Bonsdorff (1997) sugeriram que esta espécie é pobre em termos energéticos, sendo possível que uma dieta baseada apenas neste tipo de presas possa conduzir a elevadas perdas energéticas ou mesmo a situações de fome. Por outro lado, *Scrobicularia plana*, a segunda espécie mais abundante e mais produtiva no estuário (Verdelhos *et al.*, in press), foi uma espécie bastante encontrada nos conteúdos estomacais das três espécies. Um estudo realizado por Aarnio & Bonsdorff (1997) com uma espécie semelhante, *Macoma balthica* (Linnaeus 1758), mostrou que esta é mais importante em termos energéticos como fonte de alimento.

A análise da sobreposição trófica mostrou que estas três espécies não competem directamente pelos recursos alimentares. A possível competição pelos recursos disponíveis é, muito provavelmente, reduzida devido a uma abundante disponibilidade de alimento (Costa *et al.*, 2002b), pois o estuário do Rio Mondego parece ser um sistema muito produtivo quando comparado com outros sistemas (Dolbeth *et al.*, 2003). A segregação temporal e espacial apresentada pelas espécies no estuário poderão também ser encaradas como mecanismos de redução da competição e do esgotamento dos recursos.

4.4 – ESTRUTURA DA POPULAÇÃO E CRESCIMENTO

Para as três espécies em estudo, foram registados distintos períodos de colonização estuarina, sendo os juvenis de *S. solea* os primeiros a entrar no estuário, em Janeiro de 2004. Este facto reflecte o período de reprodução desta espécie, que ocorre no Inverno (Koutsikopoulos *et al.*, 1991). Comparando com outros sistemas estuarinos, o início da colonização por parte dos novos recrutas decorreu antecipadamente. No estuário do Tejo, os juvenis de linguado ocorreram inicialmente em Abril (Cabral & Costa, 1999), em concordância com zonas de latitude mais elevada, como a costa Atlântica Francesa, onde o estabelecimento nas zonas de viveiro tem início no fim da Primavera (ex: Dorel *et al.*, 1991). Estas diferenças poderão ser atribuídas a um período de recrutamento mais alargado e/ou a variações nos padrões de colonização estuarina, que poderão ser específicos para cada estuário.

As restantes espécies, como referido anteriormente, iniciaram a colonização no início (solha) e fim (robalo) da Primavera de 2004. Este facto foi corroborado pelo período de reprodução de ambas as espécies, que tem lugar na primavera (Jennings & Pawson, 1992; van der Veer, 1985). No final do segundo ano consecutivo no estuário, as três espécies iniciaram uma migração para as zonas costeiras adjacentes. Nos anos seguintes, os indivíduos mais velhos ocorreram esporadicamente no estuário, evidenciado por capturas ocasionais na embocadura do estuário, principalmente nas campanhas de arrasto de portas.

Para as três espécies que utilizam o Mondego como zona de viveiro, apenas uma coorte anual foi encontrada. Contudo, Cabral (2003) registou no estuário do Tejo duas coortes distintas no grupo 0+ de linguado (*S. solea*), resultando numa estrutura populacional do tipo multicoorte. Esta variação na estrutura populacional poderá estar associada a uma diferença na temperatura da água, visto o Mondego se situar a cerca de 200 km a norte em relação ao estuário do Tejo, e também a padrões distintos de reprodução e colonização estuarina.

As taxas de crescimento determinadas para *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea* estão dentro da gama de valores registados para outros estuários Europeus (Tabela IV). Ao longo da costa sudoeste do continente Europeu, o valor médio do comprimento total dos juvenis de *D. labrax* no final do primeiro ano de vida foi semelhante, com valores de 173 mm e 181 mm registados no estuário do Tejo (Cabral & Costa, 2001) e no sul de Espanha (Arias, 1980), respectivamente. Estes valores foram mais elevados do que os registados no Mondego, sendo o valor estimado para o mesmo período de 100 mm. Este facto pode ser uma consequência das condições particulares do estuário do Mondego, principalmente a sua área reduzida e elevada influência de água doce, o que pode ocasionar uma migração antecipada dos maiores indivíduos do grupo 0+ para as zonas costeiras. Os resultados obtidos sugerem também que poderão ocorrer pulsos de migração ao longo do ano, pois foram registadas várias taxas de crescimento negativas posteriormente ao fim do Verão.

Tabela IV – Comprimento total (valor médio em mm) e valores máximos da AGR (mm d^{-1}) para os juvenis 0+ de *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea* no final do primeiro ano de vida, de acordo com a área geográfica.

Espécie	Área geográfica	Comprimento total (mês)	AGR	Autor (es)
<i>D. labrax</i>	Reino Unido	-	0.60	Jennings et al. (1991)
<i>D. labrax</i>	Portugal, Ria de Aveiro	170 (Dezembro)	-	Gordo (1989)
<i>D. labrax</i>	Portugal, Tejo	173 (Novembro)	1.53	Cabral & Costa (2001)
<i>D. labrax</i>	Sul de Espanha	181	-	Arias (1980)
<i>D. labrax</i>	Norte de África	-	0.83	Gravier (1961)
<i>P. flesus</i>	Holanda	110	-	Doornbos & Twisk (1984)
<i>S. solea</i>	Mar de Wadden	115 (Outubro)	1.95	Jager et al. (1995)
<i>S. solea</i>	Reino unido	90 (Outubro)	0.57	Rogers (1994)
<i>S. solea</i>	França	110 (Dezembro)	-	Desaunay (1981)
<i>S. solea</i>	Portugal, Tejo	166 (Outubro)	1.51	Cabral (2003)
<i>S. solea</i>	Sul de Espanha	173 (Dezembro)	-	Ramos (1982)

No que diz respeito ao crescimento de *P. flesus*, referências na literatura são escassas. Contudo, e de acordo com a informação disponível, não foram registadas diferenças significativas no comprimento total entre o Mondego e o Mar de Wadden. Um padrão de migração pelos indivíduos maiores do grupo 0+ foi observado no final do Inverno, devido à determinação de taxas de crescimento negativas.

Os juvenis de *S. solea* apresentaram um marcado padrão latitudinal no que diz respeito ao comprimento total. No fim da estação de crescimento rápido (fim do Outono), nas zonas mais a norte do continente Europeu o comprimento total variou de 90 mm (Reino Unido) (Rogers, 1994) a 115 mm (Mar de Wadden) (Jager et al., 1995). Nas zonas mais a sul, o comprimento total dos juvenis

variou de 166 mm (estuário do Tejo) (Cabral, 2003) a 173 mm (sul de Espanha) (Ramos, 1982). Cabral (2003) sugeriu que esta variação no comprimento total dos juvenis é devida à diferente extensão da estação de crescimento rápido. De acordo com o mesmo autor, os indivíduos das zonas mais a sul apresentam um comprimento superior devido à presença de taxas de crescimento elevadas durante um período de tempo mais longo. O valor médio do comprimento total para esta espécie no Mondego encontra-se dentro da gama de valores registadas para a respectiva zona geográfica.

4.5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com este trabalho pode ser concluído que o estuário do Mondego está neste momento a desempenhar um papel importante como viveiro para as espécies marinhas *D. labrax*, *P. flesus* e *S. solea*. A elevada produtividade deste sistema ao nível bentónico torna-o um local apropriado para o crescimento dos juvenis até atingirem o comprimento adequado para a migração para as zonas costeiras adjacentes. Tanto a segregação espacial como os padrões distintos de colonização estuarina e a consequente segregação de nicho ecológico parecem fazer diminuir a competição entre estas espécies, favorecendo uma melhor repartição dos recursos disponíveis.

Do ponto de vista da gestão ecológica do sistema, o impacto da eutrofização nestas espécies piscícolas não pôde ser directamente avaliado. Os estudos realizados anteriormente no estuário datam de há quinze anos atrás, e a sua importância como viveiro para as espécies marinhas não foi completamente

explorada. Contudo, o conhecimento do decréscimo na riqueza específica e produção secundária ao nível intertidal nas áreas mais afectadas aliado ao facto das espécies em estudo se alimentarem da fauna bentónica, sugere que os processos de eutrofização que ocorreram no estuário ao longo das duas últimas décadas causaram um impacto considerável nos níveis tróficos superiores (Dolbeth *et al.*, 2003).

O presente programa de amostragem decorreu após o estabelecimento de medidas de gestão no estuário que visam a melhorar a sua qualidade ambiental. Assim, e apesar das variações interanuais observadas frequentemente no que respeita à ictiofauna, a recuperação dos bancos de *Zostera noltii* e da fauna bentónica associada (Cardoso *et al.*, 2004; Pardal *et al.*, 2004; Verdelhos *et al.* in press) contribui para um incremento na qualidade ecológica global do estuário, aumentando deste modo a capacidade de carga de todo o sistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarnio, K. & E. Bornsdorff (1997). Passing the gut of juvenile flounder *Platichthys flesus*: differential survival of zoobenthic prey species. *Marine Biology* 129: 11 – 14.
- Andrade, J.P. (1983). Contribuição para o conhecimento da biologia (determinação da idade e estudo do crescimento) do robalo *Dicentrarchus labrax* (L.) (Pisces, Moronidae) da Ria de Aveiro. *Publicações Científicas – Universidade do Algarve* 1.
- Aprahamian, M.W. & C.D. Barr (1985). The growth, abundance and diet of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, from the Severn Estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 65: 19 – 180.
- Arias, A. (1980). Crecimiento, régimen alimentario y reproducción de la dorada (*Sparus aurata*L.) y del robalo (*Dicentrarchus labrax* L.) en los esteros de Cádiz. *Investigación Pesquera* 44: 59 – 83.
- Beck, M.W., K.L. Heck, Jr., K.W. Able, D.L. Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan & M.P. Weinstein (2001) The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51(8): 633 – 641.
- Brett, J.R. & T.D. Groves (1979). Physiological energetics. In W. S. Hoar, D. J. Randal & J. R. Brett. *Fish Physiology*. 8. Bioenergetics and growth. AcademicPress, New York; 279 – 352.
- Cabral, H.N. (2000). Distribution and abundance patterns of flatfishes in the Sado estuary, Portugal. *Estuaries* 23: 351 – 358.

- Cabral, H.N. (2003). Differences in growth rates of juvenile *Solea solea* and *Solea senegalensis* in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 861 - 868.
- Cabral, H.N. & M.J. Costa (1999). Differential use of the nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) and *Solea senegalensis* (Kaup, 1858). *Environmental Biology of Fishes* 56: 389 – 397.
- Cabral, H.N. & M.J. Costa (2001). Abundance, feeding ecology and growth of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, within the nursery areas of the Tagus estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 679 – 682.
- 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.
- Cardoso, P.G., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, S.M. Ferreira, D. Raffaelli, & J.C. Marques (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302: 233 – 248.
- Cassie, R.M. (1963). Tests of significance for probability paper analysis. *New Zealand Scientific Review* 6: 474 – 482.
- Claridge, P.N. & I.C. Potter (1983). Movements, abundance, age composition and growth of bass, *Dicentrarchus labrax* L., in the Severn Estuary and

- inner Bristol Channel. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 63: 871 – 879.
- Cloern, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223 – 253.
- Coelho, J.P., M.R. Flindt, H.S. Jensen, A.I. Lillebø & M.A. Pardal (2004). Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of a temperate estuary: relation to eutrophication and annual P-fluxes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 583 – 590.
- Costa, M.J. (1982). Contribution à l'étude de l'écologie des poissons de l'estuaire du Tage (Portugal). Tese de Doutoramento. Universidade de Paris, 149 p.
- Costa, M.J. (1990). Age and growth studies of the sole (*Solea vulgaris vulgaris* Quensel, 1806) in the Tagus estuary, Portugal. *Boletim Instituto Nacional de Investigação das Pescas* 15: 63 – 67.
- Costa, M.J., C.I. Santos & H.N. Cabral (2002a). Comparative analysis of a temperate and tropical seagrass bed fish assemblages in two estuarine systems: the Mira estuary (Portugal) and the Mussulo lagoon (Angola). *Cahiers de Biologie Marine* 43: 73 – 81.
- Costa, M.J., H.N. Cabral, P. Drake, A.N. Economou, C. Fernandez-Delgado, L. Gordo, J. Marchand & R. Thiel (2002b). Recruitment and Production of Commercial Species in Estuaries. In Elliott, M. & K. Hemingway (eds) *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science.

- de Groot, S.J. (1971). On the relationships between morphology of the alimentary tract, food and feeding behaviour in flatfishes (Pisces: Pleuronectiformes). *Netherlands Journal of Sea Research* 5: 121 – 196.
- de Jonge, V.N., M. Elliott & E. Orive (2002). Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia* 475/476: 1 – 19.
- Desprez, M., H. Rybarczyk, J.G. Wilson, J.P. Ducrotoy, 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 (2003). Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology* 143: 1229 - 1238.
- Doornbos, G. & F. Twisk (1984). Density, growth and annual food consumption of plaice (*Pleuronectes platessa* L.) and flounder (*Platichthys flesus* L.) in lake Grevelingen, the Netherlands. *Netherlands Journal of Sea Research* 18 (3/4): 434 – 456.
- Dorel, D., C. Koutsikopoulos, Y. Desaunay & J. Marchand (1991). Seasonal distribution of young sole (*Solea solea* (L.)) in the nursery ground of the Bay of Vilaine (Northern Bay of Biscay). *Netherlands Journal of Sea Research* 27: 297 – 306.
- Duarte, D.N.R. (1990). Caracterização dos sedimentos do estuário do Mondego. Relatório de Actividades.

- Duarte, D.N.R. & R.B.P. Reis (1991). Transporte e distribuição anual de sedimentos infratidais no estuário do Mondego, *In* Resumos da 3º Congresso Nacional de Geologia, Coimbra, 104 p.
- Elliott, M. & F. Dewailly (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29: 397 – 417.
- Elliott, M., K.L. Hemingway, M.J. Costello, S. Duhamel, K. Hostens, M. Labropoulou, S. Marshall & H. Winkler (2002). Links between fish and other trophic levels. In Elliott, M. & K. Hemingway (eds) *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science.
- Ferreira, S.M., M.A. Pardal, A.I. Lillebø, P.G. Cardoso & J.C. Marques (2004). Population dynamics of *Cyathura carinata* (Isopoda) in a eutrophic temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 669 – 677.
- Flindt, M.R., L. Kamp-Nielsen, J.C. Marques, M.A. Pardal, M. Bocci, G. Bendoricho, S.N. Nielsen & S.E. 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.
- Fonds, M., R. Cronie, A.D. Vethaak & P. Van Der Puyl (1992). Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. *Netherlands Journal of Sea Research* 29: 127 – 143.

- Gordo, L.S. (1989). Age, growth and sexuality of sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) (Perciformes, Moronidae) from Aveiro lagoon, Portugal. *Scientia Marina* 53: 121 – 126.
- Gordo, L.S. & H.N. Cabral (2001). The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia* 459: 125 – 133.
- Haedrich, R.L. (1983). Estuarine Fishes. In Ketchum, B., (ed) Ecosystems of the World. 26. Estuaries and Enclosed Seas, pp 183-207. Elsevier, Amsterdam.
- Holden, M.J. & T. Williams (1974). The biology, movements and population dynamics of bass, *Dicentrarchus labrax*, in English waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 54: 91 – 107.
- Holligan, P.M. & H. de Boois (eds) (1993). Land–Ocean Interactions in the Coastal Zone. Science Plan. IGBP programme: a study of global change. Report no. 25, Stockholm: 50 p.
- Hull, S.C. (1987). Macroalgal mats and species abundance: a field experiment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 25: 519 - 532.
- Hyslop, E.J. (1980). Stomach contents analysis: a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 415 – 429.
- Jager, Z., Kleef, H. & Tydeman, P. (1995). Mortality and growth of 0-group flatfish in the brackish Dollard (Ems estuary, Wadden Sea) *Journal of Fish Biology* 34: 119 – 129.
- Jennings, S., J.E. Lancaster, J.S. Ryland & S.E. Shackley (1991). The age structure and growth dynamics of young-of-the-year bass, *Dicentrarchus*

- labrax*, populations. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 71: 799 – 810.
- Jennings, S. & M.G. Pawson (1992). The origin and recruitment of bass, *Dicentrarchus labrax*, larvae to nursery areas. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 72: 199 – 212.
- Jorge, I., C.C. Monteiro & G. Lasserre (2002). Fish community of Mondego estuary: Space-temporal organisation. In Pardal, M. A., J. C. Marques & M. A. Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. Imprensa da Universidade de Coimbra, 576 p.
- Kelley, D.F. (1988). The importance of estuaries to *Dicentrarchus labrax*. Journal of Fish Biology 33: 25 – 33.
- Kerstan, M. (1991). The importance of rivers as nursery grounds for 0- and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison with the Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 27: 353 – 366.
- Koutsikopoulos, C., Y. Desaunay, D. Dorel & J. Marchand (1989). The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. Scientia Marina 53: 567 – 575.
- Koutsikopoulos, C., L. Fortier & J. A. Gagne (1991). Cross-shelf dispersion of Dover sole (*Solea solea*) eggs and larvae in Biscay Bay and recruitment to inshore nurseries. Journal of Plankton Research 13: 923 – 945.

- Lagardère, J.P. (1987). Feeding ecology and daily food consumption of common sole *Solea vulgaris* Quensel, juveniles on the French Atlantic Coast. *Journal of Fish Biology* 30: 91 – 104.
- 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 & J.C. Marques (2003). Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* annual dynamics – Evidence from field data and greenhouse experiment. *Aquatic Botany* 77: 111 – 120.
- Lillebø, A.I., J.M. Neto, M.R. Flindt, J.C. Marques & M.A. Pardal (2004). Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 101 – 109.
- Linton, R.L., R.W. Davies & F.J. Wrona (1981). Resource utilization indices; an assessment. *Journal of Animal Ecology* 50: 283 - 293.
- 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.
- Marchand, J. (1991). The influence of environmental conditions on settlement, distribution and growth of 0-group Sole (*Solea solea* (L.)) in a macrotidal estuary (Vilaine, France). *Netherlands Journal of Sea Research* 27: 307 – 316.

- Marchand, J., I. Codling, P. Drake, M. Elliott, L. Pihl & J. Rebelo (2002). Environmental quality of estuaries. In Elliott, M. & K. Hemingway (eds) Fishes in Estuaries. Blackwell Science.
- Marques, J.C., P. Maranhão & M.A. Pardal (1993). 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., 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., S.N. Nielsen, M.A. Pardal & S.E. Jørgensen (2003). Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling* 166: 147 – 168.
- 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., 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.

- McLusky, D.S., D.M. Bryant & M. Elliott (1991). The impact of land-claim on the invertebrates, fish and birds of the Forth estuary. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2: 211 – 222.
- McLusky, D.S. & M. Elliott (2004). The estuarine ecosystem: ecology, threats and management. Oxford University Press. Oxford. 3rd Edition, 214p.
- Molles, M.C. (1999) Ecology. Concepts and applications. McGraw-Hill, Dubuque, IA.
- 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.
- Nogueira, A.J. (1992). ANAMOD — Extracção dos componentes modais de distribuições de frequências de variáveis biométricas. Provas de aptidão pedagógica e capacidade científica. Universidade de Coimbra, Coimbra.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff (1996). Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Marine Ecology Progress Series* 140: 141 – 151.
- 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, 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, I. Metelo, A.I. Lillebø, & M.R. Flindt (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 196: 207– 219.
- Pardal, M.A., P.G. Cardoso, J.P. Sousa, J.C. Marques & D. Raffaelli (2004). Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series* 267: 1 – 8.
- Pomfred, J.R., M. Elliott, M.G. O'Reilly & S. Phillips (1991). Spatial and temporal patterns in the fish communities in two UK North Sea estuaries. In Elliott, M. & J.-P. Dudrotoy (Eds) *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, pp. 277 – 284H.
- 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.
- Ramos, J. 1982. Estudio de la edad y crecimiento del lenguado *Solea solea* (Linneo, 1758) (Pisces, Soleidae). *Investigación Pesquera* 46: 15 – 28
- Ribeiro, R., J. Reis, C. Santos, F. Gonçalves & A.M.V.M. Soares (1996). Spawning of Anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Mondego Estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 42: 467 – 482.
- Riley, J.D., D.J. Symonds & L. Woolner (1981). On the factors influencing the distribution of 0-group demersal fish in coastal waters. *Rapports et Procès-verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 178: 223 – 228.

- Rogers, S. I. (1984). Population density and growth rate of juvenile *Solea solea*. Netherlands Journal of Sea Research 32: 353 – 360.
- Stoner, A.W., J.P. Manderson & J.P. Pessutti (2001). Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile winter flounder: combining generalized additive models and geographic information systems. Marine Ecology Progress Series 213: 253 – 271.
- Ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer (1998) CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA, 352pp.
- Thiel, R., A. Sepulveda, R. Kafemman & W. Nellen (1995). Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary, Germany. Journal of Fish Biology 46: 47 – 69.
- Vadas, R.L. & B. Beal (1987). Green algal ropes: a novel estuarine phenomenon in the Gulf of Maine. Estuaries 10: 171 - 176.
- van der Veer, H.W. (1985). Impact of coelenterate predation on larval plaice *Pleuronectes platessa* and flounder *Platichthys flesus* stock in the western Wadden Sea. Marine Ecology Progress Series 25: 229 – 238.
- van der Veer, H.W., M.J.N. Bergman, R. Dapper & J.I.J. Witte (1991). Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Dutch Wadden Sea. Marine Ecology Progress Series 73: 141 - 148.
- Verdelhos, T. (2003). Impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produção de *Scrobicularia plana* (da Costa) no estuário do Mondego. Tese

- de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra, 106 p.
- Verdelhos, T., J.M. Neto, J.C. Marques & M.A. Pardal (2004). The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* *In press*.
- von Westernhagen, H. (1970). Erbrütung der eier von dorsch (*Gadus morhua* L.), flunder (*Pleuronectes flesus* L.) und scholle (*Pleuronectes platessa* L.) unter kombinierten temperatur- und salzgehaltbedingungen. *Helgol Wiss Meeresunters* 21: 21 – 102.
- Wallace, H. (1981). An assessment of diet overlap indexes. *Transactions of the American Fisheries Society* 110: 72 – 76.
- Wallace, H. & J.S. Ramsey (1983). Reliability in measuring diet overlap. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 347 – 351.
- Water Framework Directive 2000/60/EC. European Communities Official Journal L327. 22.12.2000.
- Whitfield, A.K. & M. Elliott (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61: 229 – 250.

ANEXO 1

**THE USE OF NURSERY AREAS BY JUVENILE FISH IN A TEMPERATE
ESTUARY, PORTUGAL.**

Filipe Martinho^{1,*}, Ricardo Leitão¹, João M. Neto¹, Henrique Cabral²,

João C. Marques¹, Miguel A. Pardal¹

¹ Institute of Marine Research (IMAR), c/o Department of Zoology, University of Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal.

² Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

* Corresponding author, e-mail: fmdm@ci.uc.pt

ABSTRACT

The nursery role of the Mondego estuary for marine fish species was studied between June 2003 and May 2004. The spatial and temporal distribution and abundance patterns of 0-group *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus 1758), *Platichthys flesus* (Linnaeus 1758) and *Solea solea* (Linnaeus 1758) were analyzed based on monthly sampling surveys in five stations along the estuarine gradient. Fishing took place during the night at low water of spring tides, using a 2m beam trawl. The spatial patterns of estuarine colonization were different according to species. *D. labrax* showed a wider distribution, but the main nursery

ground was the same as for *S. solea*. Highest densities of *S. solea* were found in oligohaline areas, with muddy bottoms and high benthic invertebrates availability, while *P. flesus* occurred mainly in the sandy uppermost areas. *D. labrax* was found in both these areas. Fish abundance in the estuary mainly reflected seasonal changes.

KEYWORDS: Mondego River, Estuarine fish, Nursery areas, Habitat use, Eutrophication, Geographic Information Systems

INTRODUCTION

Presently, one of the main problems for fish in estuaries is habitat loss, which combined with the increasing eutrophication processes in most of the World's estuarine systems, is leading to a decrease in year-class strength. Increasing pressure from human development urges the need of identification and preservation of habitats critical for survival and sustainable utilization of estuarine and marine species (Stoner et al., 2001). These coastal systems usually present high food availability and low predation pressure, being used by fish species to spend their first years (Haedrich, 1983).

Among the most common fishes along the European and Mediterranean coasts that use estuaries and bays as nursery areas, sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), flounder, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) and sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758), are well known species. Throughout the Portuguese estuaries (e.g. Mira estuary, Tejo estuary, Sado estuary, Douro estuary, Ria de Aveiro and Ria Formosa) several studies were carried out in order to evaluate the abundance patterns of these species as well as the nursery role of these Portuguese coastal waters (e.g. Andrade, 1983; Gordo, 1989; Costa, 1990; Cabral & Costa, 1999; 2001; Cabral, 2000; 2003; Cabral et al., 2001; Costa et al., 2002a; Jorge et al., 2002).

The young-of-the-year of these fish species enter the nursery grounds in late spring moving to the inner parts of the estuary, where they remain until the end of autumn, dispersing afterwards to deeper areas (Dorel et al., 1991; Kelley,

1988). Nevertheless, variations in both seasonal and spatial patterns may occur, due to zoogeographical gradients and/or local characteristics of the estuaries.

Competition between these species may take place, although it seems to be rare and prevented by abundant food resources, or even by resource partitioning produced by the likely competitors (Costa et al., 2002b), namely spatial and temporal segregation within the nursery areas.

The Mondego estuary, Portugal, provides a good natural platform to assess two of the most common environmental problems: a) the increase of organic pollution that usually leads to a shift in primary producers (in the south arm) and b) dredging activities (in the north arm) related to harbour facilities and to economical growth at the regional scale. As in many other estuaries, the south arm of the Mondego, has undergone significant eutrophication due to organic enrichment (Marques et al., 2003; Pardal et al., 2000; 2004; Martins et al., 2001; Cardoso et al., 2004). At the intertidal level, despite interannual variations over the last 20 years, a consistent effect has been the decrease in species diversity and secondary production from the less stressed areas to the ones exhibiting stronger symptoms of eutrophication (Dolbeth et al., 2003; Cardoso et al., 2004, Pardal et al., 2004). Since 1998, a degree of management was attempted in the estuary, by decreasing the nutrient loading to the system and increasing water transparency and velocities leading, at the present time, to the slow recovery of the *ecological quality*. The present paper evaluates the nursery role of the Mondego estuary for the commercial fish species *D. labrax*, *P. flesus* and *S.*

solea during this ecological recovery phase, and studied the temporal and spatial patterns of abundance of juvenile fish within the estuary.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Mondego River estuary ($40^{\circ}08'N$, $8^{\circ}50'W$), a small intertidal estuary in the western coast of Portugal, is divided in two arms in its terminal part, limiting an alluvium formed island – Murraceira island, that join again near the mouth. These two arms, north and south, have very different hydrologic features. The north arm is deeper (5 to 10 m during high tide, tidal range about 2 to 3 m), while the south arm (2 to 4 m deep, during high tide) is almost silted up in the upstream areas, which causes the freshwater of the river to flow essentially by the north arm. The inflow of freshwater to the south arm, although relatively small, is mainly carried out by a tributary system, the Pranto River, which is controlled by a sluice and is regulated according to the water needs in the rice fields from the Mondego agricultural valley (Martins et al., 2001). The intertidal areas can reach about 75% of the whole estuary.

Over the past years, the estuary has suffered many anthropogenic pressures, namely shipping and dredging in the north arm, and raw sewage disposal and high nutrients input from agricultural and aquacultural activities, in the south arm. These features combined with the high water residence time, led to an eutrophication process, resulting in macroalgae blooms of *Enteromorpha* spp. (Martins et al., 2001; Marques et al., 2003; Cardoso et al., 2004).

Nevertheless, the downstream areas of the south arm still remain relatively unchanged, exhibiting *Zostera noltii* meadows (Dolbeth et al., 2003).

Sampling procedures and data analysis

The spatial and temporal patterns of abundance of 0-group *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea* in the Mondego estuary (Figure 1) were analysed based on monthly sampling surveys in five stations (A, B, C, D and E) along the estuarine gradient. Fishing took place from June 2003 to May 2004 during the night, at low water of spring tides, using a 2m beam trawl with a tickler chain and 5mm mesh-size in the cod end. Three trawls were towed for an average of 5 minutes each on all sampling stations, covering at least an area of 500 m². Temperature, salinity, dissolved oxygen, pH and depth were measured when fishing took place. All fish caught were identified, counted, measured (total length to the nearest 1mm) and weighed (wet weight with 0.01g precision). The sediment of the sampling areas was characterized based on samples collected in the summer and autumn of 2003, and in the winter and spring of 2004, using a Van Veen grab. Dried sediment samples were incinerated at 450°C being afterwards sorted in a sieve series and weighed according to grain size to calculate the granulometry.

Fish abundance data (number of individuals per 1000 m⁻²) was inserted into a GIS (ArcGis version 8.3) as the average values for summer, autumn, winter and spring.

A canonical correspondence analysis (CCA) was used in order to evaluate relationships between *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea* juveniles abundance and environmental factors, using CANOCO (Ter Braak, 1988). Temperature, salinity, dissolved oxygen, type of sediment, algae biomass, mean depth and benthos biomass were also included in the analysis as an environmental data matrix.

RESULTS

Environmental conditions in the sampling areas

Most of the environmental variables measured at the sampling sites (Table 1) presented a longitudinal gradient, from the upper areas to the mouth of the estuary. Stations A, B and C presented the highest salinity values, while in station E salinities were low. Temperature was higher in the uppermost sampling areas, which were also the shallower ones. Dissolved oxygen showed a similar pattern with both temperature and depth. Although sechi depth was not measured (as the sampling surveys took place at night), high turbidity was found at station C. The sediment of the most upstream areas was mostly composed of medium and large sand, contrasting to the downstream ones that consisted mainly in medium to fine sand, with larger amounts of mud at station C.

Spatial and abundance patterns

To overcome the main difficulty when modelling the highly dynamic estuarine systems using GIS, average density values for each season of the year

were calculated for sea bass, flounder and sole, and were then mapped (Figures 2, 3 and 4).

The highest densities of *D. labrax* were found in station C, the Pranto River, with an average of 191 ind.1000 m⁻² in the summer, and a peak value of 320 ind.1000 m⁻² was registered in November (Figure 2). In the winter months, movements of juveniles towards downstream areas of the estuary were observed, with most of the 0-group sea bass being found at stations A and D. In the spring, a recolonization pattern to the nursery areas was registered. 0-group sea bass was already present in the estuary when the sampling program began, and there remained throughout the year. Nevertheless, until the end of the present study, no 0-group bass from the year-class of 2004 was found in the estuary.

Flounder had a distinct spatial distribution in the Mondego (Figure 3), as the majority of the juveniles were only found in the northern arm of the estuary, namely in the uppermost areas, with highest average densities being recorded in the summer (15 ind.1000 m⁻²) (Figure 3), and autumn. The maximum density was recorded in June 2003 (30 ind.1000 m⁻²), at station E. The movement towards the downstream areas in the winter was also registered for flounder. In the spring, a recolonization pattern was observed, but low densities of the young-of-the-year were estimated. First recruits of 2004 were found in April.

Sole showed a similar distribution between both the north and the south arm (Figure 4) during summer and autumn, although the highest average and total density values were found in the Pranto River (10 ind.1000 m⁻² and 23

ind.1000 m⁻², respectively). A movement towards the mouth of the estuary was recorded in the winter (Figure 4). The young-of-the-year of 2004 started to colonize the estuary in the end of January 2004, remaining only in the north arm.

Distribution patterns related to environmental factors

The first two axes of the CCA performed using densities data according to sampling areas and seasons accounted for 74% of the total variance and 83% of the variance due to fish abundance - environment relations (Figure 5). Among the environmental parameters considered, depth, percentage of coarse and fine sand, silt, mud, salinity and dissolved oxygen presented the highest magnitude, whereas medium sand and benthic invertebrates' biomass influenced the least the distribution of fish in the estuary.

In the CCA diagram, segregation between 0+ and elder age-groups of *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea* were observed. Sea bass 0-group was mostly related to Station C throughout the year, while elder bass were mainly related to stations D and E, which are deeper and with higher benthic invertebrates abundance. Flounder 0+ and elder age-groups were mostly related to stations D and E at all times, except in the winter. Sole first year juveniles were positively correlated to medium sand and benthic invertebrates abundance, at stations D and E in summer and autumn months, while in the following years, deeper and more saline waters were preferred, mainly in the winter.

DISCUSSION

Distribution and abundance

The results obtained in the present study outlined the seasonal changes in the environment were the main factor determining the abundance of sea bass, flounder and sole in the Mondego estuary. The three species showed a marked seasonality, with highest densities in the summer and autumn. Lowest densities in 0-group fish were, in opposition, found in the winter, as well as a dispersion movement towards the mouth of the estuary, into deeper and more saline waters. This seawards migration has been related to the water temperature, which falls down rapidly in the end of autumn until the beginning of winter in the uppermost areas (Aprahamian & Barr, 1985). However, Jennings et al. (1991) hypothesized that the timing of this migration by 0-group sea bass is determined by the temperature differential between nursery habitats and the open sea, rather than an absolute temperature value. The estimated abundance peaks during the summer reflected mostly the period of estuarine colonization by 0-group fish: *D. labrax* and *P. flesus* are mainly spring spawners (Jennings & Pawson, 1992; van der Veer, 1985), and *S. solea* spawns in the winter months (Koutsikopoulos et al., 1991).

Sea bass juveniles clearly occupied the Pranto River nursery area throughout the year. These were the most turbid waters found in the estuary which, according to Costa et al. (2002b), are considered beneficial to juveniles by reducing predation pressure and favoring the development of suitable food associated with shallow waters. The reason for the absence of juveniles of the

year-class of 2004 until May remains uncertain. Previous studies in the English (Claridge & Potter, 1983) and German coasts (Thiel et al., 1995) showed that good recruitments took place in years where warm sea temperatures were registered. Nevertheless, Cabral & Costa (2001) suggested that high interannual variations can occur.

The presence of juveniles in the winter was contrary to what has been reported for the Tejo estuary, where 0-group sea bass leave in the first winter and return in the following spring (e.g. Cabral & Costa, 2001). However, the presence of young bass in the winter has been described in Ria de Aveiro, Portugal (Gordo, 1989), and Holden & Williams (1974) also reported that in English waters bass stay permanently in estuaries for 2-3 years. Thus, the Mondego may be the southernmost limit in which this behaviour is observed.

According to Dorel et al. (1991), during the first three years of life, young soles periodically migrate between the inshore, sheltered, productive but variable ecosystems and the offshore stable but less productive areas. The results obtained for *S. solea* are consistent with this, as in the winter months juvenile soles were only found in the mouth of the estuary. The majority of fish caught belonged to 0- and 1-group, which indicates that soles stay in the Mondego estuary for a period of about 2 years. Despite being winter spawners, first juveniles of 2004 occurred in the estuary in late January, which could point out an even earlier spawning period.

Flounder followed a different pattern in what abundance was concerned. First juveniles were registered in the spring, but also with low numbers of fish

being captured. This weak year-class strength could point out to the effects of global warming in the rise of sea water temperature (among other hydrological processes), as it is known that flounder spawning success above 12° C is drastically reduced (von Westernhagen, 1970), or just the interannual fluctuations that can occur. The preference for low salinity waters has been recorded in other estuaries, namely in the Netherlands (Kerstan, 1991; van der Veer et al., 1991). Most of the individuals caught were 0+ and 1+, which indicates that young fish remain in the Mondego waters for about 2 years.

The lowest densities of all species were found at station B (the south arm of the estuary), probably due to the low water level during ebb tides, thus becoming the fish more exposed to predators and higher temperatures. This has also been the area in the Mondego estuary that has suffered the highest impact of eutrophication, namely macroalgae blooms, which among other effects can cause reduced abundance of invertebrate prey for fishes and shorebirds (Raffaelli et al., 1998). Cloern (2001) also suggested that an impact of high biomass accumulations of macroalgae (due to nutrient enrichment) within coastal food webs can be a change in the selective forces that regulate the biological diversity at all trophic levels.

Niche overlap between all species was observed, but competition seems to be diminished by the abundant food supply, the ability to explore different microhabitats within the main nursery grounds, as well as at different timings (Macpherson, 1981).

Distribution patterns related to environmental factors

The distribution within the estuary was mainly due to the estuarine gradient, as 0-group fish were mostly present in the uppermost areas of the estuary and, in opposition, elder fish occupied deeper waters. Mainly in the summer and autumn, juveniles were associated with stations C, D and E. In the winter, a downwards movement was observed to deeper and more saline areas, closest to the sea. However, it is always difficult to state whether the distribution of one species is related to one particular environmental characteristic, rather than a combination of them (Gordo & Cabral, 2001), as fish distribution can be the result of a compromise between local conditions of the nursery grounds and both optimum and tolerance physiological levels.

Impact assessment and future scenarios

From the ecological management point of view, the impact of anthropogenic pressure in the estuary, namely eutrophication, could not be directly assessed in what fish species are concerned. Former studies in the Mondego estuary were conducted over 15 years ago, and its importance as a nursery ground was not fully explored. However, knowledge of the decrease in species richness and secondary production at the intertidal level in the most affected areas, allied with the fact that marine juvenile fish that use estuaries as nursery areas are benthic feeders, suggests that the eutrophication processes that have taken place in the last decade caused severe impacts at higher trophic levels (e.g. Dolbeth et al, 2003). Nevertheless, the sampling program was

conducted after the management plan took place so, despite interannual variations, probably higher food availability and more stable conditions throughout the estuary will lead to an increase in fish species abundance. However, this can only be confirmed by future studies aiming at these species, as well as to other juvenile marine migrants. According to Isaak & Hubert (1997), the real power of GIS for fisheries science and management may be evaluating the different scenarios, so future geographical modelling will provide more accurate descriptions of the distribution of sea bass, flounder and sole in the Mondego estuary, as well as the ability to relate future changes in the estuarine environment with fish abundance.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are indebted to the IMAR for funding and support, and to all colleagues who helped in field and laboratory work.

REFERENCES

- Andrade, J. P., 1983. Contribuição para o conhecimento da biologia (determinação da idade e estudo do crescimento) do robalo *Dicentrarchus labrax* (L.) (Pisces, Moronidae) da Ria de Aveiro. Publicações Científicas – Universidade do Algarve 1.
- Aprahamian, M. W. & C. D. Barr, 1985. The growth, abundance and diet of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, from the Severn Estuary. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 65: 19 – 180.

- Cabral, H. N., 2000. Distribution and abundance patterns of flatfishes in the Sado estuary, Portugal. *Estuaries* 23: 351 – 358.
- Cabral, H. N. & M. J. Costa, 1999. Differential use of the nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) and *Solea senegalensis* (Kaup, 1858). *Environmental Biology of fishes* 56: 389 – 397.
- Cabral, H. N. & M. J. Costa, 2001. Abundance, feeding ecology and growth of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, within the nursery areas of the Tagus estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 679 – 682.
- Cabral, H. N., M. J. Costa, & J. P. Salgado, 2001. Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes? *Climate Research* 18: 119 – 126.
- Cabral, H. N., 2003. Differences in growth rates of juvenile *Solea solea* and *Solea senegalensis* in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 861 - 868.
- Cardoso, P. G., M. A. Pardal, A. I. Lillebø, S. M. Ferreira, D. Raffaelli, & J. C. Marques, 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302: 233 – 248.
- Claridge, P. N. & I. C. Potter, 1983. Movements, abundance, age composition and growth of bass, *Dicentrarchus labrax* L., in the Severn Estuary and

- inner Bristol Channel. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 63: 871 – 879.
- Cloern, J. E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Marine Ecology Progress Series 210: 223 – 253.
- Costa, M. J., 1990. Age and growth studies of the sole (*Solea vulgaris vulgaris* Quensel, 1806) in the Tagus estuary, Portugal. Boletim Instituto Nacional de Investigação das Pescas 15: 63 – 67.
- Costa, M. J., C. I. Santos & H. N. Cabral, 2002a. Comparative analysis of a temperate and tropical seagrass bed fish assemblages in two estuarine systems: the Mira estuary (Portugal) and the Mussulo lagoon (Angola). Cahiers de Biologie Marine 43: 73 – 81.
- Costa, M. J., H. N. Cabral, P. Drake, A. N. Economou, C. Fernandez-Delgado, L. Gordo, J. Marchand & R. Thiel, 2002b. Recruitment and Production of Commercial Species in Estuaries. In Elliot, M. & K. Hemingway (eds) Fishes in Estuaries. Blackwell Science.
- Dolbeth, M., M. A. Pardal, A. I. Lillebø, U. Azeiteiro & J. C. Marques, 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. Marine Biology 143: 1229 - 1238.
- Dorel, D., C. Koutsikopoulos, Y. Desaunay & J. Marchand, 1991. Seasonal distribution of young sole (*Solea solea* (L.)) in the nursery ground of the Bay of Vilaine (Northern Bay of Biscay). Netherlands Journal of Sea Research 27: 297 – 306.

- Gordo, L. S., 1989. Age, growth and sexuality of sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) (Perciformes, Moronidae) from Aveiro lagoon, Portugal. *Scientia Marina* 53: 121 – 126.
- Gordo, L. S. & H. N. Cabral, 2001. The fish assemblage structure of a hydrologically altered coastal lagoon: the Óbidos lagoon (Portugal). *Hydrobiologia* 459: 125 – 133.
- Haedrich, R. L. 1983. Estuarine Fishes. In Ketchum, B., (ed) Ecosystems of the World. 26. Estuaries and Enclosed Seas, pp 183-207. Elsevier, Amsterdam.
- Holden, M. J. & T. Williams, 1974. The biology, movements and population dynamics of bass, *Dicentrarchus labrax*, in English waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 54: 91 – 107.
- Isaak, D. J. & W. A. Hubert, 1997. Integrating new technologies into fisheries science: the application of geographic information systems. *Fisheries* 22: 6 – 10.
- Jennings, S., J. E. Lancaster, J. S. Ryland & S. E. Shackley, 1991. The age structure and growth dynamics of young-of-the-year bass, *Dicentrarchus labrax*, populations. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 71: 799 – 810.
- Jennings, S. & M. G. Pawson, 1992. The origin and recruitment of bass, *Dicentrarchus labrax*, larvae to nursery areas. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 72: 199 – 212.

- Jorge, I., C. C. Monteiro, & G. Lasserre, 2002. Fish community of Mondego estuary: Space-temporal organisation. In Pardal, M. A., J. C. Marques & M. A. Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. Imprensa da Universidade de Coimbra, 576 p.
- Kelley, D. F., 1988. The importance of estuaries to *Dicentrarchus labrax*. Journal of Fish Biology 33: 25 – 33.
- Kerstan, M., 1991. The importance of rivers as nursery grounds for 0- and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison with the Wadden Sea. Netherlands Journal of Sea Research 27: 353– 366.
- Koutsikopoulos, C., Y. Desaunay, D. Dorel & J. Marchand, 1989. The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. Scientia Marina 53: 567 – 575.
- Koutsikopoulos, C., L. Fortier & J. A. Gagne, 1991. Cross-shelf dispersion of Dover sole (*Solea solea*) eggs and larvae in Biscay Bay and recruitment to inshore nurseries. Journal of Plankton Research 13: 923 – 945.
- Macpherson, E., 1981. Resource partitioning in a Mediterranean demersal fish community. Marine Ecology Progress Series 183: 183 – 193.
- Marchand, J., 1991. The influence of environmental conditions on settlement, distribution and growth of 0-group Sole (*Solea solea* (L.)) in a macrotidal estuary (Vilaine, France). Netherlands Journal of Sea Research 27: 307 – 316.

- Marques, J. C., S. N. Nielsen, M. A. Pardal & S. E. Jørgensen, 2003. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling* 166: 147 – 168.
- 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.
- 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 *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 196: 207–219.
- Pardal, M. A., P. G. Cardoso, J. P. Sousa, J. C. Marques & D. Raffaelli, 2004. Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series* 267: 1 – 8.
- Raffaelli, D. G., J. A. Raven & L. J. Poole, 1998. Ecological impacts of green macroalgae blooms. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 36: 97 – 125.
- Riley, J. D., D. J. Symonds & L. Woolner, 1981. On the factors influencing the distribution of 0-group demersal fish in coastal waters. *Rapports et Procés-Verbaux des Reunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer* 178 : 223 – 228.

- Stoner, A. W., J. P. Manderson & J. P. Pessutti, 2001. Spatially explicit analysis of estuarine habitat for juvenile winter flounder: combining generalized additive models and geographic information systems. *Marine Ecology Progress Series* 213: 253 – 271.
- Thiel, R., A. Sepulveda, R. Kafemman & W. Nellen, 1995. Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary, Germany. *Journal of Fish Biology* 46: 47 – 69.
- van der Veer, H. W., 1985. Impact of coelenterate predation on larval plaice *Pleuronectes platessa* and flounder *Platichthys flesus* stock in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 25: 229 – 238.
- van der Veer, H. W., M. J. N. Bergman, R. Dapper & J. I. J. Witte, 1991. Population dynamics of an intertidal 0-group flounder *Platichthys flesus* population in the western Dutch Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 73: 141-148.
- von Westernhagen, H., 1970. Erbrütung der eier von dorsch (*Gadus morhua* L.), flunder (*Pleuronectes flesus* L.) und scholle (*Pleuronectes platessa* L.) unter kombinierten temperatur- und salzgehaltbedingungen. *Helgol Wiss Meeresunters* 21: 21 – 102.

TABLES

Table I – Mean values of environmental variables measured in the sampling stations in the Mondego estuary (standard deviation between brackets).

Sampling station	A	B	C	D	E
Salinity (ppm)	30.3 (3.4)	28.3 (4.3)	22.7 (4.4)	20.1 (6.6)	1.2 (1.7)
Temperature (°C)	15.6 (2.7)	17.2 (3.1)	18.0 (5.3)	16.8 (3.6)	17.2 (5.4)
O ₂ (%)	102.1 (7.8)	95.9 (6.1)	85.3 (8.4)	93.3 (7.2)	85.1 (14.6)
pH	8.2 (0.1)	8.1 (0.2)	7.8 (0.2)	8.1 (0.1)	7.9 (0.4)
% Mud	2.3 (3.4)	0.7 (0.7)	2.1 (1.4)	0.0 (0.0)	0.1 (0.1)
% Silt	7.7 (11.4)	2.2 (2.1)	9.2 (7.8)	0.0 (0.0)	0.2 (0.1)
% Fine sand	43.6 (13.1)	36.3 (10.0)	38.8 (1.1)	2.0 (1.6)	1.3 (0.2)
% Medium sand	28.6 (13.3)	30.0 (10.1)	24.6 (11.5)	51.7 (34.7)	22.6 (1.9)
% Coarse sand	16.5 (21.4)	30.5 (19.1)	24.1 (12.5)	45.9 (36.5)	75.5 (1.5)
Depth (high tide) (m)	8.7 (1.2)	2.3 (0.4)	2.4 (1.0)	5.5 (0.5)	4.5 (0.3)
Benthos biomass (g/m ²)	3.6 (5.3)	0.4 (0.2)	1.2 (1.2)	0.0 (0.0)	3.8 (4.6)
Algae biomass (g/m ²)	0.5 (0.5)	0.9 (2.3)	2.9 (3.6)	0.0 (0.0)	0.0 (0.0)

FIGURE CAPTIONS

Figure 1 – The Mondego River estuary: location of the 5 sampling stations (A–E).

Figure 2 – *D. labrax* juveniles mean densities (standard deviation between brackets) within the Mondego estuary per season: (A) Summer 2003, (B) Autumn 2003, (C) Winter 2004 and (D) Spring 2004. ● - 0-group fish; ○ - 1-group or older fish. Circles are proportional to density values.

Figure 3 – *P. flesus* juveniles mean densities (standard deviation between brackets) within the Mondego estuary per season: (A) Summer 2003, (B) Autumn 2003, (C) Winter 2004 and (D) Spring 2004. ● - 0-group fish; ○ - 1-group or older fish. Circles are proportional to density values.

Figure 4 – *S. solea* juveniles mean densities (standard deviation between brackets) within the Mondego estuary per season: (A) Summer 2003, (B) Autumn 2003, (C) Winter 2004 and (D) Spring 2004. ● - 0-group fish; ○ - 1-group or older fish. Circles are proportional to density values.

Figure 5 - Ordination diagram for the two canonical axis of the correspondence analysis performed using fish density data (*D.lab* 0+ - *D. labrax* 0+ group; *D.lab* – *D. labrax* elder fish; *P.fle* 0+ - *P. flesus* 0+ group; *P.fle* – *P. flesus* elder fish; *S.sol* 0+ - *S. solea* 0+ group; *S.sol* – *S. solea* elder fish; temp-temperature; sal-

salinity; algae-alge biomass; mud-% of mud; silt-% of silt; medium-% of medium sand; coarse-% of coarse sand; fine-% of fine sand; O₂- dissolved oxygen; benthos-benthic invertebrates biomass; sum-summer; aut-autumn; wint-winter; spring-spring; A-sampling station A; B-sampling station B; C-sampling station C; D-sampling station D; E-sampling station E).

Figure 1

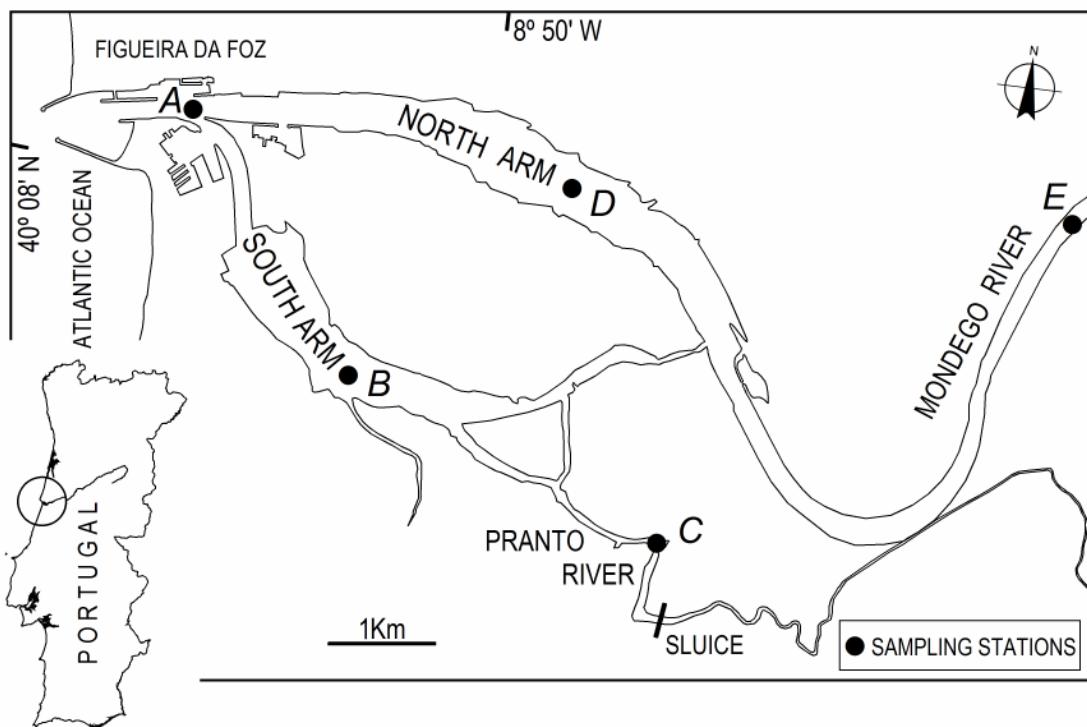


Figure 2

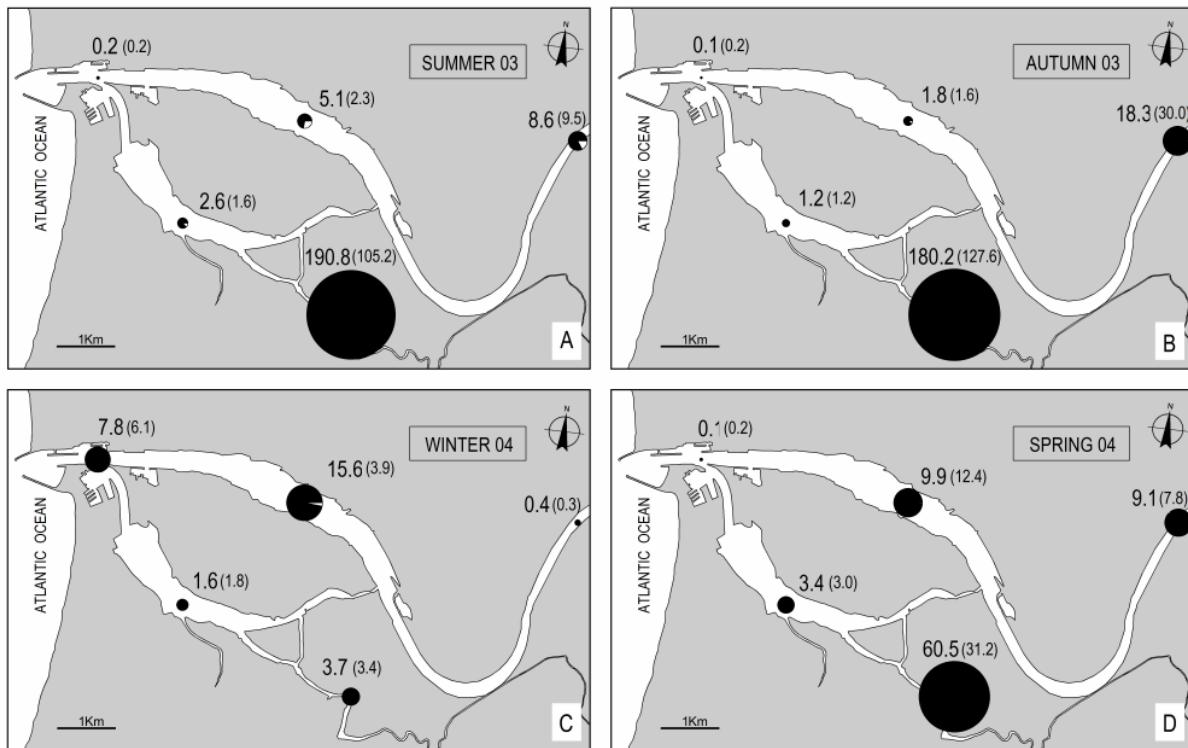
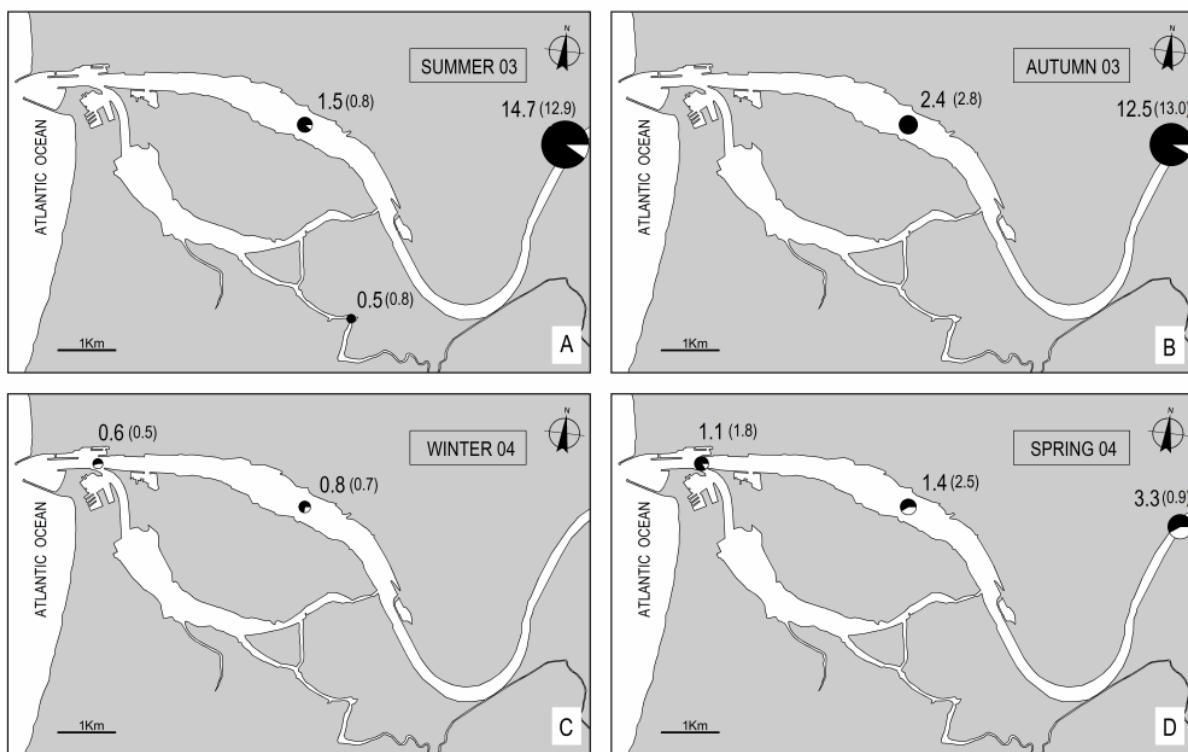


Figure 3



THE USE OF NURSERY AREAS BY JUVENILE FISH IN A TEMPERATE ESTUARY, PORTUGAL

Figure 4

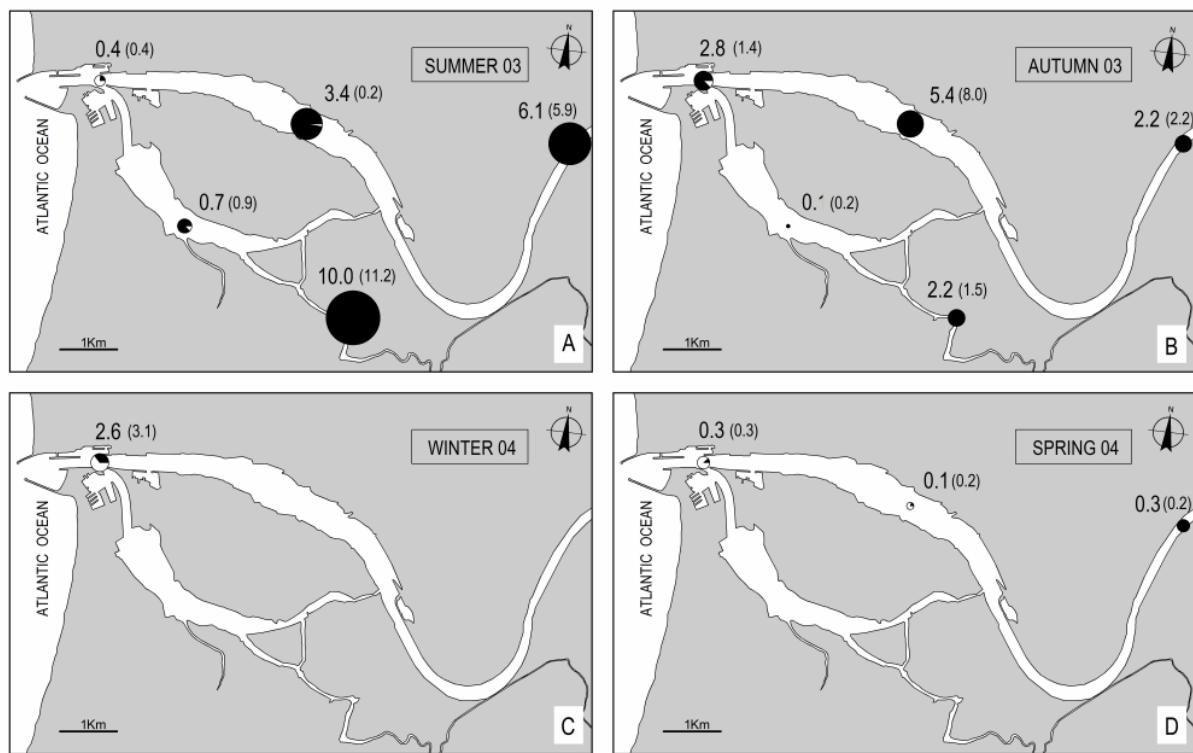
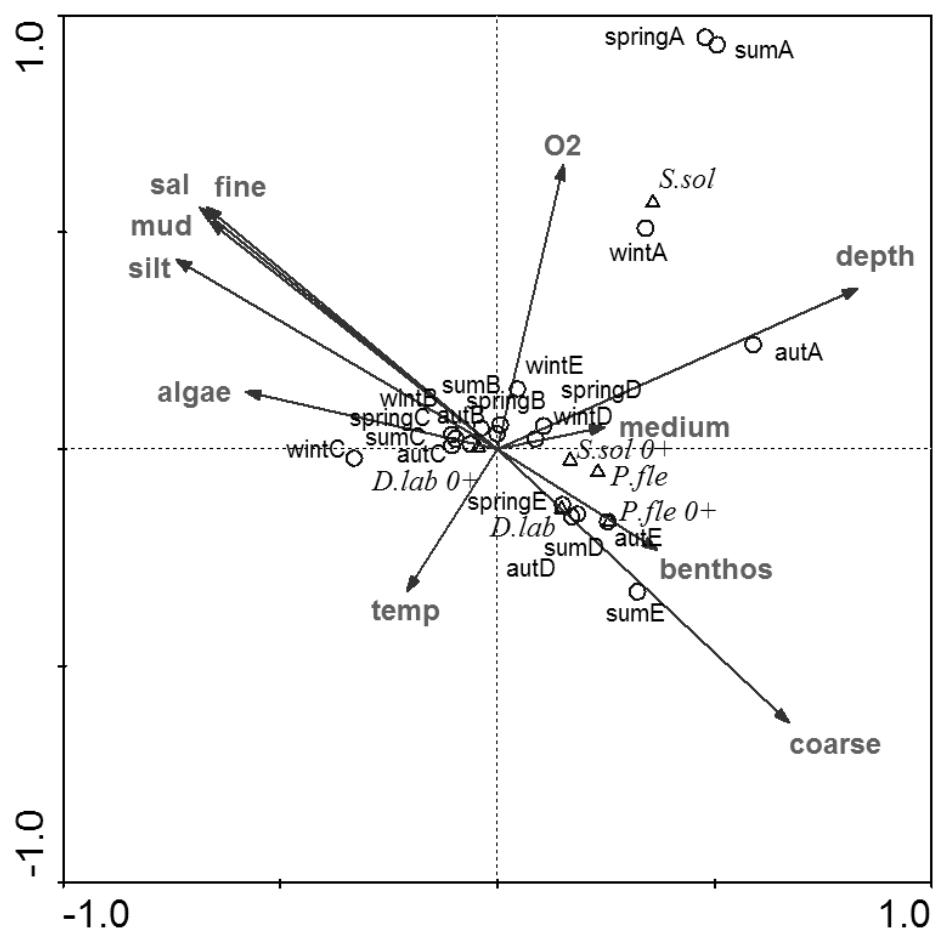


Figure 5



ANEXO 2

**GROWTH AND FEEDING ECOLOGY OF JUVENILE SEA BASS, FLOUNDER
AND SOLE IN A TEMPERATE ESTUARY, PORTUGAL.**

Filipe Martinho^{1,*}, Ricardo Leitão¹, João M. Neto¹, Henrique Cabral²,
João C. Marques¹, Miguel A. Pardal¹

¹ Institute of Marine Research (IMAR), c/o Department of Zoology, University of
Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal.

² Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa,
Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal.

* Corresponding author, e-mail: fmdm@ci.uc.pt

ABSTRACT

The population structure, growth and diet of juvenile sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), flounder, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758) and sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) that use the Mondego estuary as a nursery area, were studied between June 2003 and June 2004. The estuarine population of sea bass consisted of several age-groups, although the large majority of the individuals belonged to the 0-group and 1-group. Differences in the period of estuarine colonization were observed, being sole juveniles the first to enter the estuary (in January), followed by flounder (in April) and by sea bass (in June). The growth rates determined for 0-group juveniles were within the

range of those reported for other European estuarine systems. Diet of 0-group sea bass consisted mainly of Crustacea (mainly Amphipoda, Copepoda and Decapoda), Polychaeta and Mollusca. Flounder juveniles fed chiefly on Amphipoda (especially *Corophiumspp.*), being Polychaeta, Isopoda and Decapoda also common preys, while diet of 0-group sole was mainly dominated by Polychaeta, being Amphipoda, Mollusca and Decapoda other important items. The dietary overlap between these three species was low.

KEYWORDS: Estuarine fish, Nursery areas, Feeding ecology, Growth, Niche overlap, Mondego estuary

INTRODUCTION

Estuarine and coastal areas have long been subjected to anthropogenic pressures. Waste disposal from human activities and its consistent effects, particularly eutrophication, can have serious impacts on biological communities by reducing prey availability and suitable habitats. Nonetheless, estuaries are recognised as important areas for a large number of fish species, as nursery grounds, overwintering sites and migration routes (Haedrich, 1983). Estuarine environments usually offer high food availability, refuge from predators and favourable conditions for a rapid growth (Haedrich, 1983; Beck et al., 2001).

The use of resources by estuarine organisms has a major influence on population and community interactions, on the dynamics of resource availability, and on the fate of resources in the ecosystem (Elliott et al., 2002). Thus, resource partitioning within estuarine fish assemblages is therefore an important and interesting issue for understanding the structure and dynamics of these communities (Cabral, 2000).

Among the factors governing growth of fish, food is the driving force, temperature is a rate-controlling factor and fish size a scaling factor (Bret & Groves, 1979), which in early life stages is strongly related to survival and thus to the success of recruitment (Cabral, 2003). Moreover, knowledge on fish growth can provide information on the actual status of the nursery areas (e.g. availability of food resources, suitability of habitats), and also about the influence of latitudinal aspects on growth season and estuarine colonization processes.

Sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), flounder, *Platichthys flesus* (Linnaeus, 1758), and sole, *Solea solea* (Linnaeus, 1758), are the most abundant marine fish whose juveniles use the Mondego estuary as a nursery area (Jorge et al., 2002), as it has been well documented for other European estuarine systems (Aprahamian & Barr, 1985; Lagadère, 1987; Fonds et al., 1992; Cabral, 2000; Cabral & Costa, 2001). However, knowledge on the ecology of these species is extremely scarce for the Mondego estuary. This estuary has been subject to intense organic enrichment (Cardoso et al., 2004; Pardal et al., 2004), which may have a major impact on habitat quality for these juvenile fish, decreasing the abundance and biomass of benthic fauna as a consequence of hypoxic or anoxic conditions (Norkko & Bonsdorff 1996; Pardal et al., 2000; Cardoso et al., 2004).

This paper analysed the population structure, growth, feeding ecology and trophic niche overlap between sea bass, flounder and sole juveniles in the Mondego estuary

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Mondego River estuary ($40^{\circ}08'N$, $8^{\circ}50'W$) is a small intertidal estuary located in the western coast of Portugal. In the upstream areas about 7 Km of the coast, divides itself in two arms, north and south, that join again near the mouth. The two arms are very different in hydrological terms: the north arm is deeper (5 to 10 m during high tide, tidal range about 2 to 3 m), while the south arm (2 to 4

m deep, during high tide) is almost silted up in the upstream areas, which causes the freshwater of the river to flow mainly by the north arm. A small freshwater input is carried out in the southern arm through the Pranto River, a small tributary system, which is regulated by a sluice according to the water needs in the surrounding rice fields. In the south arm, about 75% of the total area consists of intertidal mudflats, while in the northern arm this value is less than 10%.

The main environmental pressures in the Mondego estuary are: a) dredging and shipping in the north arm and b) raw sewage disposal and high nutrients input from agricultural and fish farms in the upstream areas of the south arm, that combined with a high water residence time (Duarte et al., 2001), led to an eutrophication process, resulting in macroalgae blooms of *Enteromorpha* spp. over the past two decades (e.g. Cardoso et al., 2004; Pardal et al., 2004). However, the most downstream areas still remain relatively unchanged, exhibiting *Zostera noltii* (Horneman, 1832) meadows (Dolbeth et al., 2003).

Sampling procedures

Sampling in the Mondego estuary (Figure 1) was carried out monthly, in five stations (A, B, C, D and E) along the estuarine gradient, between June 2003 and June 2004. Fishing took place during the night at high water of spring tides, using a 2m beam trawl with one tickler chain and 5mm mesh-size in the cod end. Three trawls were towed for an average of 5 minutes each on all sampling stations, covering at least an area of 500 m². Additionally, every three months, three hauls, of about 15 minutes each, were performed at stations A, D and E

(this gear could not be operated in stations B and C, due to constraints imposed by the low depth in these areas), using a 10m otter trawl (10mm mesh size).

All fish caught were identified, counted, measured (total length to the nearest 1mm) and weighed (wet weight with 0.01g precision).

Population structure and growth

Population structure and growth rates were estimated by tracking recognizable cohorts from successive sampling dates through size frequency distribution analysis, performed by ANAMOD software package (Nogueira, 1992).

Absolute growth rates (AGR) were determined as: $AGR = \frac{Lt_2 - Lt_1}{t_2 - t_1}$, where Lt_2 and Lt_1 are the total length at t_2 and t_1 , respectively.

Feeding ecology

The feeding ecology of 0-group *D. labrax* (n=324), *P. flesus* (n=204) and *S. solea* (n=304) was studied based on the stomach contents, which were removed and preserved in 4% buffered formalin for later identification to the lowest possible taxonomical level, being each prey item counted and weighted (wet weight with 0,001g precision). The relative importance of preys was assessed using the numerical (NI), occurrence (OI) and gravimetric (GI) indices (Hyslop, 1980), and feeding activity was evaluated using the vacuity index, given by the percentage of empty stomachs (Hyslop, 1980).

Rank-abundance curves (Cardoso et al., 2004) were used to characterize the relative abundance and diversity of prey species within the stomach contents, where the total number of ranks corresponds to species richness and evenness is reflected in the slope of the curve.

Diet overlap was evaluated by Schoener's Index: $I_S = 1 - 0.5 \left(\sum_{i=1}^n |p_{i_A} - p_{i_B}| \right)$, where p_{i_A} and p_{i_B} are the numerical frequencies of item i on the diet of species A and B, respectively (Linton et al., 1981). Although there are no critical levels for this index, Wallace & Ramsey (1983) suggested that values higher than 0.6 should be considered as biologically significant.

RESULTS

Population structure

For *D. labrax*, estuarine colonization started in June. During the study period, it was possible to recognise four cohorts, although C4 was relative to newly 0-group recruits and was only registered in the last month of surveys (Figure 2). For *P. flesus* and *S. solea*, only three cohorts were found between June 2003 and June 2004, with the juvenile colonization period of *P. flesus* starting in April, whereas *S. solea* started to colonize the estuary in late January (Figure 2). For the three species, few individuals belonging to older age-groups (2+ and forward) were found within the estuary, and were almost exclusively caught at mouth of the estuary (station A).

Growth

Juvenile sea bass growth rates presented an average value of 0.24 mm d^{-1} and maximum value of 0.65 mm d^{-1} . From June 2003 to May 2004, 0-group fish size increased from 41.9 mm to 111.3 mm. For 0-group flounder, the maximum growth rate determined was 0.91 mm d^{-1} , with an average value of 0.20 mm d^{-1} . From June 2003 to April 2004, mean total length ranged from 78.6 mm to 132.8 mm. Juvenile sole average growth rate was 0.44 mm d^{-1} , with a maximum value of 0.90 mm d^{-1} . From June 2003 to December 2003, mean fish length increased from 77.7 mm to 168.1 mm.

Feeding ecology

Diet of sea bass consisted mainly in crustaceans, polychaetes and molluscs (Table I). Copepoda, Amphipoda (mainly *Corophium* spp.) and Decapoda (mainly *Crangon crangon*) were the most important preys by number (NI=53%), occurrence (OI=42%) and weight (GI=34%), respectively. Polychaeta was the second most important prey according to the three indices (NI=31%; OI=35%; GI=22%). Mollusca (mainly represented by siphons of *Scrobicularia plana*) were important in number and occurrence, and Teleostei in weight.

The main prey of 0-group flounder were *Corophium* spp. (indices values higher than 72%), followed by Polychaeta (NI = 9%, OI = 23% and GI = 17%), Isopoda (mainly *Cyathura carinata*) and Decapoda (especially *C. crangon*) (Table I).

Sole juveniles fed mostly on Polychaeta (NI=81%, OI=69% and GI=65%). Amphipoda (mainly *Corophium* spp.), Teleostei, Mollusca (especially siphons of *S. plana*) and Decapoda (mainly *C. crangon*) were also important prey items in sole's diet, although with lower indices values compared to Polychaeta (Table I). The percentage of empty stomachs was 13.9% for *D. labrax*, 25.5% for *P. flesus* and 33.6% for *S. solea*.

Prey diversity in the stomach contents was evaluated by rank-abundance curves (Figure 3). This analysis showed that sea bass's diet was the most diverse (indicated by the length of the curve, i.e. the number of ranks). In opposition, flounder had a low dietary breadth, presenting a clear dominance of one taxa - *Corophium* spp., and lower relative abundances of other prey items. Sole presented a pattern similar to flounder, but with a higher diversity of prey items and lower dominance by Polychaeta. This species presented also a higher evenness (indicated by the slope of the curve), according to the Numeric and Gravimetric indices.

Dietary overlap between the three species was low (all I_S values were lower than 0.45) (Table II).

DISCUSSION

Population structure

For *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea*, a distinct estuarine colonization period was registered. *S. solea* juveniles were the first to enter the estuary, in late January. This early colonization period reflects this species' spawning

period, which occurs in winter (Koutsikopoulos et al., 1991). In relation to other estuarine systems, the onset of the colonization by the young-of-the-year occurred earlier in the Mondego (January). In the Tagus estuary (located southernmost to the Mondego), young soles first occur in April (Cabral & Costa, 1999), in accordance with more northern areas (such as the French Atlantic coast), where settlement in the nursery grounds also takes place in late spring (e.g. Dorel et al., 1991). These differences can be attributed to a wider spawning period and/or variations in the colonization patterns that can be specific for each estuarine system.

D. labrax and *P. flesus* entered the estuary in late and early spring, respectively, as they are spring spawners (Jennings & Pawson, 1992; van der Veer, 1985). By the end of the second year in the estuary, all species carried out a seawards migration. In the following year(s) they returned to the estuary sporadically, as supported by the few older individuals caught occasionally at the mouth of the estuary, mainly in otter trawl surveys.

For the three species that use the Mondego as a nursery area, only one annual cohort was found. This clearly contrasts with results obtained for other Portuguese estuaries, namely the Tagus estuary (Cabral, 2003) and Ria Formosa (Andrade, 1992). Cabral (2003) described two distinct cohorts of 0-group juveniles of *S. solea* in the Tagus estuary nursery grounds. These differences could also be due to a different spawning behavior and/or estuarine colonization processes.

Growth

The growth rates determined for the three species in the Mondego estuary were within the range of values reported for other European estuaries (Table III). However, this comparison between estuarine systems at different latitudes can provide biased results, due to variations in the timings of estuarine colonization and in the extent of the growing season.

Throughout southwestern Europe, mean total length of *D. labrax* juveniles were similar, with values of 173 mm and 181 mm being reported in the Tagus estuary (Portugal) (Cabral & Costa, 2001) and South Spain (Arias, 1980), respectively, for sea bass juveniles at the end of their first year. These values were higher than those obtained for the Mondego estuary, being the estimated size for the same age 100 mm. This can be a consequence of the particular environmental conditions of the Mondego estuary, mainly its small area and high freshwater influence, which may cause an earlier migration to adjacent coastal areas by the largest 0-group fish. The results for this species also suggest that migration pulses can occur throughout the year, as several negative growth rates were determined since the end of summer.

Regarding *P. flesus* juveniles, growth studies are scarce. Although, differences in mean total length with those reported for the Wadden Sea (Doornbos & Twisk, 1984) were not significant. A migration pattern by the largest 0-group individuals was also observed, occurring only in the end of winter.

S. solea 0-group juveniles showed a marked latitudinal pattern in fish size. By the end of the fast growing season (end of autumn), in the northern areas

mean length varied from 90 mm (United Kingdom) (Rogers, 1994) to 115 mm (Wadden Sea) (Jager et al., 1995). In the southernmost areas, the mean length of sole juveniles ranged from 166 mm (Portugal) (Cabral, 2003) to 173 mm (South Spain) (Ramos, 1982). Cabral (2003) suggested that the differences in mean length should be attributed to a differential extent of the fast growing season. According to the same author, this variation leads to a larger fish size in the southernmost areas, as higher growth rates are present throughout a longer period. The mean total length for this species in the Mondego was within the range for its geographical area.

Feeding ecology

Diet analysis showed that 0-group sea bass fed mostly on Crustacea, Polychaeta and Mollusca, as outlined in other studies (Arias, 1980; Aprahamian & Barr, 1985; Cabral & Costa, 2001). The most significant difference that can be observed when comparing results from other geographical areas is the low importance of Mysidacea in the diet of juveniles in the Mondego estuary. This clearly contrasts with the results reported by Arias (1980), in the Mediterranean, and by Cabral & Costa (2001), in the Tagus estuary.

Flounder 0-group juveniles ate chiefly Amphipods (predominantly *Corophium* spp.), being Polychaeta, Isopoda and Decapoda lesser important preys. The preference of *P. flesus* for mobile, active prey was outlined by de Groot (1971), as this species is essentially a visual feeder. In the Mondego waters, this species preyed most heavily on *Corophium* sp., which is the most

abundant invertebrate species in the upstream areas colonized by young flounders.

The diet of juvenile soles consisted mainly of Polychaeta, being also important items Amphipoda, Mollusca and Decapoda. These feeding habits were similar to what was described in the Tagus estuary, being the most important items Polychaeta and Amphipoda, particularly *Corophium* spp. (Cabral, 2000). This fact may be due to similar nursery and feeding grounds (mainly intertidal mudflats) occupied by this species in both the Tagus and the Mondego estuaries.

The present results of the diet composition are consistent with that of other authors for European estuaries (e.g. Arias, 1980; Aprahamian & Barr, 1985; Lagadère, 1987; Fonds et al., 1992; Cabral, 2000; Cabral & Costa, 2001), reflecting mainly the available benthic fauna in each estuarine system and emphasizing the generalist feeding behaviour of these species.

Nevertheless, some particular aspects were found. *Hidrobia ulvae*, which is the most abundant benthic species in number and biomass presenting higher productivity in the Mondego estuary (Dolbeth et al., 2003; Cardoso et al., 2004), was found scarcely in the stomach contents. Aarnio & Bonsdorff (1997) suggested that this species is energetically poor, whereas being possible that excessive feeding on this kind of prey may lead to energy loss and starvation. In opposition, *Scrobicularia plana*, which is the second most abundant species in the estuary (Verdelhos et al *in press*), was abundant in the stomach contents. A study comprising a similar species, *Macoma balthica*, performed by Aarnio &

Bonsdorff (1997) showed that this species was more energetically important as food.

The analysis of diet overlap showed that these species did not compete directly for food. Partitioning of the available resources by the likely competitors is most probably prevented by an abundant food supply (Costa et al., 2002) and in agreement, the Mondego estuary appears to be a very productive system when compared to other tidal flats (Dolbeth et al., 2003). Moreover, the observed spatial and temporal segregation by the three species seems to prevent direct competition, favouring a better partitioning of the available resources. Furthermore, with the recovery of seagrass beds and the associated benthic fauna due to eutrophication mitigation measures the global ecological quality of the Mondego estuary is improving (Cardoso et al., 2004; Pardal et al., 2004; Verdelhos et al *in press*), thus increasing the carrying capacity of the whole system.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are indebted to the IMAR for funding and support, and to all colleagues who assisted in field and laboratory work, particularly to Drs. Marina Dolbeth and Heliana Teixeira for the precious help with the identification of stomach contents.

REFERENCES

- Aarnio, K. & E. Bornsdorff, 1997. Passing the gut of juvenile flounder *Platichthys flesus*: differential survival of zoobenthic prey species. *Marine Biology* 129: 11 – 14.
- Andrade, J. P., 1992. Age, growth and population structure of *Solea senegalensis* Kaup, 1858 (Pisces, Soleidae) in the Ria Formosa (Algarve, Portugal). *Scientia Marina* 56: 35 – 41.
- Aprahamian, M. W. & C. D. Barr, 1985. The growth, abundance and diet of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, from the Severn Estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 65: 19 – 180.
- Arias, A., 1980. Crecimiento, régimen alimentario y reproducción de la dorada (*Sparus aurata*L.) y del robalo (*Dicentrarchus labrax* L.) en los esteros de Cádiz. *Investigación Pesquera* 44: 59 – 83.
- Beck, M.W., K.L. Heck, Jr., K.W. Able, D.L. Childers, D.B. Eggleston, B.M. Gillanders, B. Halpern, C.G. Hays, K. Hoshino, T.J. Minello, R.J. Orth, P.F. Sheridan & M.P. Weinstein, 2001. The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience* 51(8): 633 – 641.
- Brett, J. R. & T. D. D. Groves, 1979. Physiological energetics. In W. S. Hoar, D. J. Randal & J. R. Brett. *Fish Physiology*. 8. Bioenergetics and growth. AcademicPress, New York; 279 – 352.

- Cabral, H. N., 2000. Comparative feeding ecology of sympatric *Solea solea* and *S. senegalensis*, within the nursery areas of the Tagus estuary, Portugal. *Journal of Fish Biology* 57: 1550 – 1562.
- Cabral, H. N., 2003. Differences in growth rates of juvenile *Solea solea* and *Solea senegalensis* in the Tagus estuary, Portugal. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83: 861 – 868.
- Cabral, H. N. & M. J. Costa, 1999. Differential use of the nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, *Solea solea* (Linnaeus, 1758) and *Solea senegalensis* (Kaup, 1858). *Environmental Biology of Fishes* 56: 389 – 397.
- Cabral, H. N. & M. J. Costa, 2001. Abundance, feeding ecology and growth of 0-group sea bass, *Dicentrarchus labrax*, within the nursery areas of the Tagus estuary. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81: 679 – 682.
- Costa, M. J., H. N. Cabral, P. Drake, A. N. Economou, C. Fernandez-Delgado, L. Gordo, J. Marchand & R. Thiel, 2002. Recruitment and Production of Commercial Species in Estuaries. In Elliot, M. & K. Hemingway (eds) *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science.
- Cardoso, P. G., M. A. Pardal, A. I. Lillebø, S. M. Ferreira, D. Raffaelli, & J. C. Marques, 2004. Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 302: 233 – 248.

- de Groot, S. J., 1971. On the relationships between morphology of the alimentary tract, food and feeding behaviour in flatfishes (Pisces: Pleuronectiformes). *Netherlands Journal of Sea Research* 5: 121 – 196.
- Desaunay, Y., Perodou, J. B. & Beillois, P., 1981. Étude des nurseries des poissons du littoral de la Loire-Atlantique. *Science et Pêche* 319 : 1 – 23.
- Dolbeth, M., M. A. Pardal, A. I. Lillebø, U. Azeiteiro & J. C. Marques, 2003. Short- and long-term effects of eutrophication on the secondary production of an intertidal macrobenthic community. *Marine Biology* 143: 1229 - 1238.
- Doornbos, G. & F. Twisk, 1984. Density, growth and annual food consumption of plaice (*Pleuronectes platessa* L.) and flounder (*Platichthys flesus* L.) in lake Grevelingen, the Netherlands. *Netherlands Journal of Sea Research* 18 (3/4): 434 – 456.
- Dorel, D., C. Koutsikopoulos, Y. Desunay & J. Marchand, 1991. Seasonal distribution of young sole (*Solea solea* (L.)) in the nursery ground of the Bay of Vilaine (Northern Bay of Biscay). *Netherlands Journal of Sea Research* 27 (3/4): 297 – 306.
- Duarte, A. S.; Pinho, J. L.; Pardal, M. A.; Vieira, J. P. & Santos, F. S., 2001. Effect of residence times on river Mondego estuary eutrophication vulnerability. *Water Science and Technology* 44 (2-3): 329 336.
- Elliott, M., K. L. Hemingway, M. J., Costello, S. Duhamel, K. Hostens, M. Labropoulou, S. Marshall & H. Winkler, 2002. Links between fish and other trophic levels. In Elliot, M. & K. Hemingway (eds) *Fishes in Estuaries*. Blackwell Science.

- Fonds, M., R. Cronie, A. D. Vethaak & P. Van Der Puyl, 1992. Metabolism, food consumption and growth of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in relation to fish size and temperature. Netherlands Journal of Sea Research 29: 127– 143.
- Gravier, R., 1961. Les bars (loups) du Maroc Atlantique *Morone labrax* (Linné) et *Morone punctata* (Bloch). Revue des Travaux de l'Institut des Pêches Maritimes 25 : 281 – 292.
- Gordo, L. S., 1989. Age, growth and sexuality of sea bass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758) (Perciformes, Moronidae) from Aveiro lagoon, Portugal. Scientia Marina 53: 121 – 126.
- Haedrich, R. L. 1983. Estuarine Fishes. In Ketchum, B., (ed) Ecosystems of the World. 26. Estuaries and Enclosed Seas, pp 183-207. Elsevier, Amsterdam.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis: a review of methods and their application. Journal of Fish Biology 17: 415 – 429.
- Jager, Z., Kleef, H. & Tydeman, P., 1995. Mortality and growth of 0-group flatfish in the brackish Dollard (Ems estuary, Wadden Sea) Journal of Fish Biology 34: 119– 129.
- Jennings, S., J. E. Lancaster, J. S. Ryland & S. E. Shackley, 1991. The age structure and growth dynamics of young-of-the-year bass, *Dicentrarchus labrax*, populations. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 71: 799 – 810.

- Jennings, S. & M. G. Pawson, 1992. The origin and recruitment of bass, *Dicentrarchus labrax*, larvae to nursery areas. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 72: 199 – 212.
- Jorge, I., C. C. Monteiro & G. Lasserre (2002). Fish community of Mondego estuary: Space-temporal organisation. In Pardal, M. A., J. C. Marques & M. A. Graça (eds.) Aquatic Ecology of the Mondego River Basin – Global Importance of Local Experience. Imprensa da Universidade de Coimbra, 576 p.
- Koutsikopoulos, C., L. Fortier & J. A. Gagne, 1991. Cross-shelf dispersion of Dover sole (*Solea solea*) eggs and larvae in Biscay Bay and recruitment to inshore nurseries. Journal of Plankton Research 13: 923 – 945.
- Lagardère, J. P., 1987. Feeding ecology and daily food consumption of common sole *Solea vulgaris* Quensel, juveniles on the French Atlantic Coast. Journal of Fish Biology 30: 91 – 104.
- Linton, R. L., R. W. Davies & F. J. Wrona, 1981. Resource utilization indices; an assessment. Journal of Animal Ecology 50: 283 - 293.
- Nogueira, A. J., 1992. ANAMOD — Extracção dos componentes modais de distribuições de frequências de variáveis biométricas. Provas de aptidão pedagógica e capacidade científica. University of Coimbra, Coimbra.
- Norkko, A. & E. Bonsdorff, 1996. Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. Marine Ecology Progress Series 140: 141 – 151.

- 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 *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 196: 207–219.
- Pardal, M. A., P. G. Cardoso, J. P. Sousa, J. C. Marques & D. Raffaelli, 2004. Assessing environmental quality: a novel approach. *Marine Ecology Progress Series* 267: 1 – 8.
- Ramos, J. 1982. Estudio de la edad y crecimiento del lenguado *Solea solea* (Linneo, 1758) (Pisces, Soleidae). *Investigación Pesquera* 46: 15 – 28.
- Rogers, S. I., 1984. Population density and growth rate of juvenile *Solea solea*. *Netherlands Journal of Sea Research* 32: 353 – 360.
- van der Veer, H. W., 1985. Impact of coelenterate predation on larval plaice *Pleuronectes platessa* and flounder *Platichthys flesus* stock in the western Wadden Sea. *Marine Ecology Progress Series* 25: 229 – 238.
- Verdelhos, T., J. M. Neto, J. C. Marques & M. A. Pardal, 2004. The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Scrobicularia plana*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* *In press*.
- Wallace, H. & J. S. Ramsey, 1983. Reliability in measuring diet overlap. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 347 – 351.

TABLES

Table I – Relative importance of prey in the diet of *D. labrax* (n=324), *P. flesus* (n=204) and *S. solea* (n=304), according to the numeric (NI), occurrence (OI) and gravimetric (GI) indices (ni – not identified items; VI - Vacuity index).

Prey item	<i>D. labrax</i>			<i>P. flesus</i>			<i>S. solea</i>		
	NI	OI	GI	NI	OI	GI	NI	OI	GI
Mollusca	3.70	24.01	3.98	0.67	3.95	2.15	4.39	13.37	4.16
<i>Abra alba</i>	-	-	-	-	-	-	0.08	0.50	1.12
<i>Cerastoderma edule</i>	0.02	0.72	0.01	-	-	-	0.08	0.50	0.00
<i>Cerastoderma</i> sp.	-	-	-	0.15	0.66	0.75	0.08	0.50	0.01
<i>Corbicula</i> sp.	-	-	-	0.41	1.32	0.16	0.57	0.50	0.17
<i>Hidrobia ulvae</i>	0.03	0.36	0.02	0.04	0.66	0.01	0.08	0.50	0.00
<i>Scrobicularia plana</i>	3.64	22.22	3.86	0.04	0.66	0.13	3.01	9.41	1.88
Solecurtidae ni	-	-	-	-	-	-	0.08	0.50	0.12
Bivalvia ni	0.02	0.72	0.09	0.04	0.66	1.10	0.41	0.99	0.85
Polychaeta	30.69	35.13	22.25	9.40	23.03	17.25	80.75	68.81	65.33
<i>Alkmaria rominji</i>	0.02	0.36	0.01	-	-	-	0.24	0.50	1.14
<i>Chone</i> sp	-	-	-	-	-	-	0.16	0.50	5.41
<i>Glycera tridactyla</i>	-	-	-	-	-	-	0.24	0.50	0.58
<i>Lagis koreni</i>	-	-	-	-	-	-	0.65	3.47	1.64
<i>Nephtys</i> sp	-	-	-	0.07	1.32	2.89	6.74	9.90	35.19
<i>Nereis diversicolor</i>	0.46	14.70	7.44	0.04	0.66	2.77	0.24	1.49	6.12
Capitellidae ni	28.92	16.13	14.64	5.44	7.89	2.87	39.16	16.34	2.55
Spionidae ni	-	-	-	3.26	8.55	6.85	13.40	11.88	4.37
Terebellidae ni	-	-	-	-	-	-	0.24	1.49	1.77
Polychaeta ni	1.29	3.94	0.16	0.59	4.61	1.87	19.66	22.77	6.58
Acarina ni	0.05	1.08	0.00	-	-	-	-	-	-
Aracnida ni	0.01	0.36	0.00	-	-	-	-	-	-
Cladocera ni	0.18	0.36	0.05	-	-	-	-	-	-
Copepoda ni	53.43	17.92	3.89	0.07	1.32	0.01	1.22	5.45	0.06
Insecta	0.05	2.51	0.05	-	-	-	-	-	-
Heteroptera ni	0.02	0.72	0.03	-	-	-	-	-	-
Insecta ni	0.04	1.79	0.02	-	-	-	-	-	-
Cumacea ni	-	-	-	-	-	-	0.08	0.50	0.01
Mysidacea	1.61	20.43	4.26	0.04	0.66	0.25	0.81	2.48	0.36
<i>Mesopodopsis slaberi</i>	0.02	0.36	0.01	-	-	-	-	-	-
<i>Neomysis integer</i>	0.05	1.43	0.09	-	-	-	-	-	-
<i>Paramysis nouveli</i>	0.02	0.72	0.02	-	-	-	0.08	0.50	0.22
<i>Praunus flexuosus</i>	0.12	1.43	0.40	-	-	-	-	-	-
Mysidacea ni	1.41	16.49	3.74	0.04	0.66	0.25	0.73	1.98	0.14

GROWTH AND FEEDING ECOLOGY OF JUVENILE SEA BASS, FLOUNDER AND SOLE

Isopoda	0.56	12.90	1.15	1.11	9.21	0.63	1.06	4.95	0.83
<i>Cyathura carinata</i>	0.14	3.58	0.43	1.00	7.89	0.57	1.06	4.95	0.83
<i>Sphaeroma serratum</i>	0.36	6.81	0.68	0.11	1.32	0.06	-	-	-
Idoteidae ni	0.04	1.79	0.00	-	-	-	-	-	-
Isopoda ni	0.02	0.72	0.03	-	-	-	-	-	-
Amphipoda	6.74	42.29	14.16	87.79	94.74	72.14	6.99	17.82	3.34
<i>Corophium</i> spp.	5.92	21.15	11.98	84.57	66.45	69.97	5.77	11.39	2.75
<i>Echinogammarus</i> sp.	0.04	0.72	0.01	0.33	4.61	0.32	-	-	-
<i>Gammarus</i> sp.	0.06	2.15	0.45	0.70	8.55	0.49	0.08	0.50	0.03
<i>Leptocheirus pilosus</i>	0.02	0.72	0.00	0.70	2.63	0.14	-	-	-
<i>Melita palmata</i>	0.07	2.15	0.10	0.04	0.66	0.01	-	-	-
<i>Orchestia</i> sp.	0.23	5.02	0.98	0.33	2.63	0.37	0.08	0.50	0.01
Amphipoda ni	0.41	10.39	0.63	1.11	9.21	0.84	1.06	5.45	0.56
Decapoda	2.23	27.24	33.65	0.30	3.29	2.87	0.89	5.45	20.51
<i>Carcinus maenas</i>	0.15	6.09	8.43	-	-	-	0.16	0.99	17.64
<i>Crangon crangon</i>	2.07	20.43	24.90	0.30	3.29	2.87	0.73	4.46	2.87
<i>Palaemon</i> sp.	0.02	0.72	0.32	-	-	-	-	-	-
Crustacea ni	0.48	13.26	6.02	0.04	0.66	0.30	0.73	2.97	0.57
Echinodermata	-	-	-	-	-	-	0.16	0.99	0.40
Echinoidea ni	-	-	-	-	-	-	0.16	0.99	0.40
Teleostei	0.17	7.89	9.39	0.15	2.63	0.13	1.30	7.92	1.16
<i>Pomatoschistus</i> sp.	0.05	2.51	2.80	-	-	-	0.08	0.50	0.04
Teleostei ni	0.11	5.38	6.58	0.15	2.63	0.13	1.22	7.43	1.12
Algae ni	-	-	-	-	-	-	0.32	1.98	0.20
ni	0.10	4.66	1.18	0.44	7.89	5.27	1.30	7.92	3.06
VI		13.9			25.5			33.6	

Table II – Schoener Index values between 0-group *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea* in the Mondego Estuary nursery areas.

	<i>D. labrax</i>	<i>P. flesus</i>
<i>P. flesus</i>	0.18	-
<i>S. solea</i>	0.45	0.19

Table III – Mean total length (mm) and AGR maximum values (mm d^{-1}) of *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea* 0-group juveniles at the end of their first year, according to the geographical area.

Species	Geographical area	Total length (month)	AGR	Author(s)
<i>D. labrax</i>	United Kingdom	-	0.60	Jennings et al. (1991)
<i>D. labrax</i>	Portugal, Ria de Aveiro	170 (December)	-	Gordo (1989)
<i>D. labrax</i>	Portugal, Tagus	173 (November)	1.53	Cabral & Costa (2001)
<i>D. labrax</i>	South Spain	181	-	Arias (1980)
<i>D. labrax</i>	North Africa	-	0.83	Gravier (1961)
<i>P. flesus</i>	Netherlands	110	-	Doornbos & Twisk (1984)
<i>S. solea</i>	Wadden Sea	115 (October)	1.95	Jager et al. (1995)
<i>S. solea</i>	United Kingdom	90 (October)	0.57	Rogers (1994)
<i>S. solea</i>	France	110 (December)	-	Desaunay (1981)
<i>S. solea</i>	Portugal, Tagus	166 (October)	1.51	Cabral (2003)
<i>S. solea</i>	South Spain	173 (December)	-	Ramos (1982)

FIGURE CAPTIONS

Figure 1 – The Mondego estuary and the location of the 5 sampling stations (A–E).

Figure 2 – Variation of mean fish length (\pm standard deviation) during the study period, for each cohort identified for juvenile *D. labrax* (A), *P. flesus* (B) and *S. solea* (C).

Figure 3 – Rank-abundance curves for the prey items of 0-group *D. labrax*, *P. flesus* and *S. solea*, according to the numerical (A), occurrence (B) and gravimetric (C) indices.

Figure 1

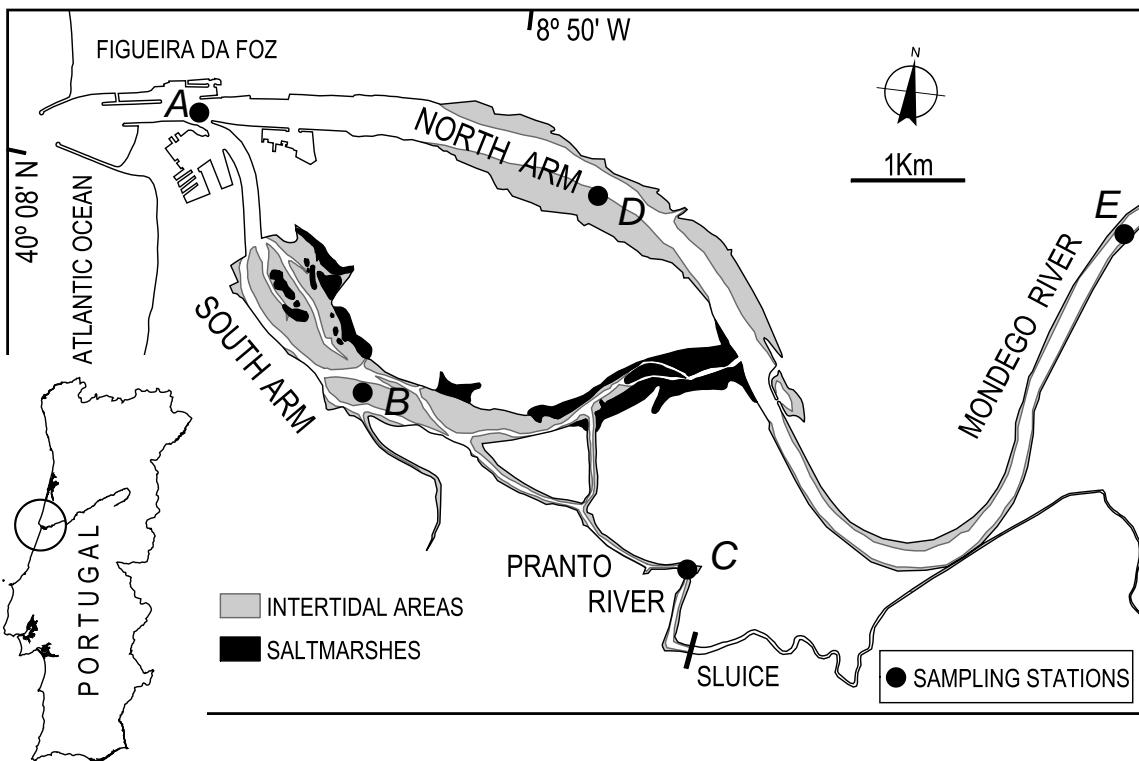


Figure 2

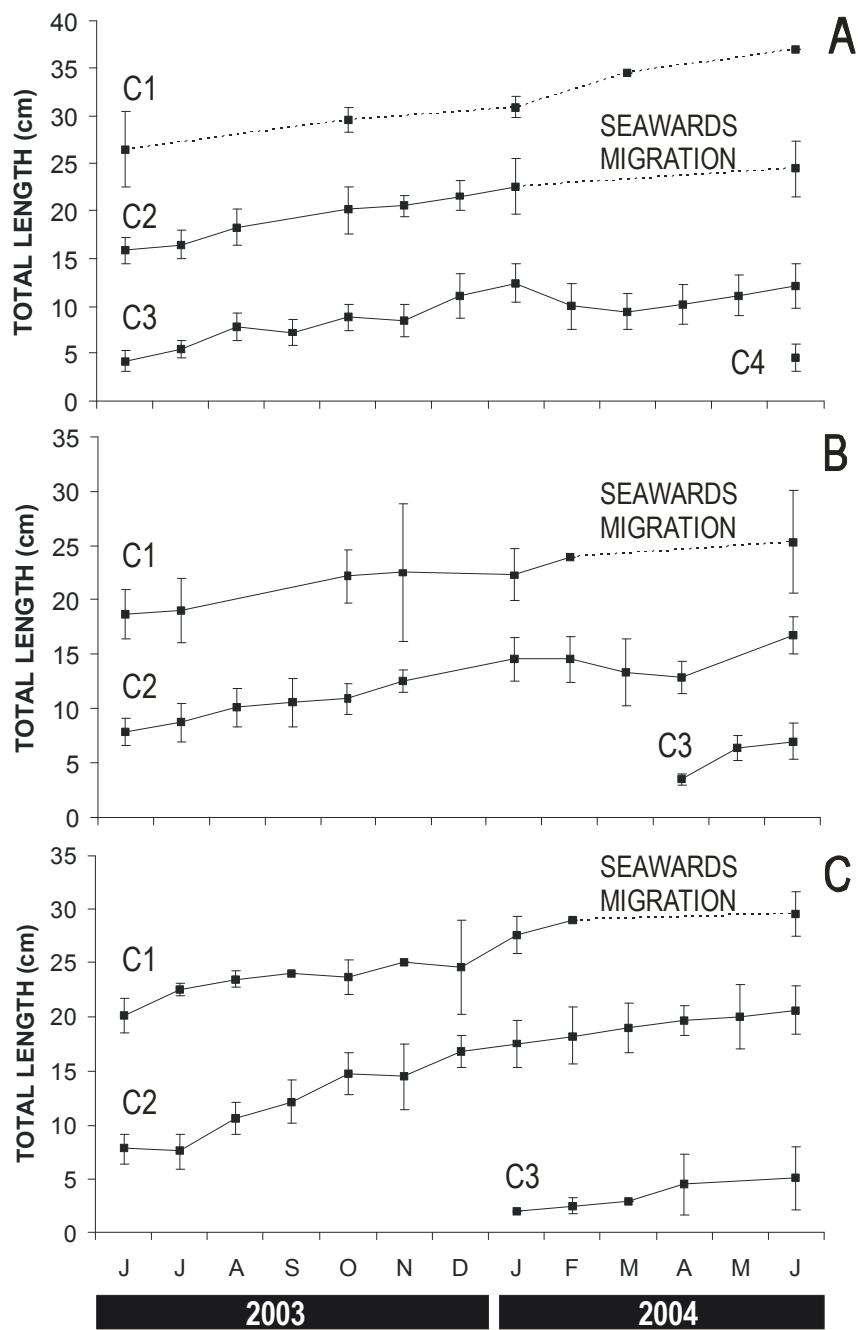


Figure 3

