

---

Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar  
Universidade do Porto

**Caracterização e dinâmica da ictiofauna do  
estuário do Rio Douro, nas suas fases  
larvar e juvenil.**

Mestrado em Ciências do Mar – Recursos Marinhos  
(Biologia Marinha)

**Sandra Cristina da Costa e Silva Ramos**

Porto, 2001

---

---

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar para a obtenção do grau de Mestre em Ciências do Mar – Recursos Marinhos, área científica de Biologia Marinha (Resolução 12/SC/95, D.R. n.º 169, II Série de 24 de Julho de 1995).

Este trabalho foi orientado pelo  
**Professor Doutor Adriano Bordalo e Sá, ICBAS-UP**  
e co-orientado pelo  
**Professor Doutor Paulo Talhadas dos Santos, FCUP-UP**

---

---

*“Em ciência não existe um erro tão grosseiro que, amanhã ou depois, sob alguma perspectiva, não pareça profético.”*

*Jean Rostand*

---

---

## AGRADECIMENTOS

Este trabalho só foi possível realizar com a ajuda prestada por várias pessoas que, de alguma maneira, colaboraram na execução do estudo. A todas elas quero expressar os meus mais sinceros agradecimentos, nomeadamente:

aos meus orientadores, Professor Doutor Adriano Bordalo e Sá e Professor Doutor Paulo Santos, por terem acreditado neste projecto desde o princípio e por me terem incentivado a realizá-lo. Pelas longas horas de trabalho de campo e de discussão científica o meu sincero obrigado. A amizade e empenho com que sempre acompanharam este trabalho foi, para mim, de inestimável valor e crucial para a sua finalização,

à Professora Doutora Maria Armanda Reis-Henrique, coordenadora do Mestrado de Ciências do Mar - Recursos Marinhos, por sempre ter facilitado os meios necessários para a realização deste mestrado,

ao Professor Doutor Pedro Ré, pela boa vontade com que sempre me ajudou no esclarecimento de dúvidas de identificação de larvas de teleósteos, assim como pela disponibilização de bibliografia e partilha de conhecimentos extremamente importantes,

à Doutora Isabel Sobral, da Delegação Centro do IPIMAR, pela ajuda prestada na identificação de juvenis de Mugilideos,

à Professora Doutora Maria Alexandra Chícharo, pela partilha de conhecimentos do ictioplâncton do estuário do Rio Guadiana, extremamente importantes para este estudo,

ao Sr. Manuel e ao Sr. Artur, pescadores do Rio Douro, donos das embarcações utilizadas nas campanhas de amostragem, obrigado pela disponibilização para a realização das campanhas de amostragem e pela partilha dos vastos conhecimentos práticos sobre o Douro, que me permitiram aprofundar os conhecimentos do estuário,

---

à Fundação para a Ciência e Tecnologia, pelo financiamento concedido para a realização deste trabalho, através da Bolsa de Mestrado BM/21040,

às minhas colegas do Laboratório de Hidrobiologia - ICBAS, pela colaboração nos trabalhos de campo e laboratorial, e pelos comentários construtivos tão importantes para o enriquecimento do trabalho,

à Dona Deolinda, técnica do Laboratório de Hidrobiologia – ICBAS, por todo o apoio prestado na preparação das campanhas de amostragem, bem como no processamento laboratorial das amostras microbiológicas,

a todo o pessoal do CIIMAR, que de alguma maneira contribuiu para a realização deste estudo

aos meus amigos, cuja ajuda se estendeu para além de opiniões ou qualquer outro tipo de apoio empírico, agradeço a paciência e amizade com que sempre me apoiaram e ajudaram, principalmente nos momentos mais difíceis,

aos meus pais e avó, pelo apoio e carinho constantes com que sempre me apoiaram e pela paciência incondicional...,

o meu obrigado ainda a todas as pessoas que, de alguma forma, contribuíram para a realização do trabalho.

---

## RESUMO

O presente estudo teve por objectivo caracterizar a ictiofauna do estuário do Rio Douro e avaliar a importância deste sistema no ciclo de vida das espécies. Paralelamente, pretendeu-se identificar quais os factores ambientais mais relevantes para a dinâmica dos estados iniciais de desenvolvimento dos peixes. Para tal, foram realizadas amostragens mensais, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001, em dois locais, no estuário inferior (Cabedelo) e no estuário médio (Areinho de Oliveira do Douro). Foram efectuadas medições *in situ* de vários parâmetros ambientais, assim como determinações laboratoriais de nutrientes, clorofila *a* e contaminação fecal da coluna de água. Os arrastos planctónicos foram realizados durante o dia, em situação de enchente e sempre que possível em maré viva. Os arrastos foram otimizados de forma à colheita de amostras ser efectuada abaixo da haloclina dos 20. As recolhas de juvenis de espécies ictiológicas foram efectuadas com uma rede artesanal tipo *chinha*. No decorrer do estudo registaram-se situações atípicas de caudal fluvial, com períodos de seca invernal nos meses de Janeiro a Março de 2000 e de cheias nos meses de Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001. O estuário do Rio Douro apresentou-se como um sistema de elevado hidrodinamismo, com a coluna de água quase sempre estratificada, horizontal e verticalmente. A presença da cunha salina dependeu do regime de caudal fluvial. As águas do estuário encontraram-se eutrofizadas, razoavelmente oxigenadas e com níveis médios de contaminação fecal bastante superiores ao admissível para águas de contacto directo. A ictiofauna do estuário do Rio Douro foi caracterizada por três grandes grupos: espécies residentes, *Pomatoschistus microps*, *Atherina presbyter* e *Syngnathus typhle*; espécies marinhas que entraram no estuário, ainda na fase larvar (*Platichthys flesus*), ou já como juvenis (*Liza aurata*, *Liza ramada*, *Chelon labrosus*, *Mugil cephalus*); espécies marinhas que utilizaram o estuário como local de desenvolvimento dos juvenis ou que entraram ocasionalmente no estuário. As componentes larvar e juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro apresentaram-se como pouco diversas e compostas, essencialmente, por espécies residentes e espécies oportunistas. A dominância de *Pomatoschistus* sp. na fracção larvar, e *L. aurata* e *L. ramada*, na fracção juvenil, foi

---

responsável pelas variações a nível da equitabilidade e da diversidade da ictiofauna do sistema. A densidade das duas componentes da ictiofauna do estuário do Rio Douro variou ao longo do tempo, sendo os meses com menor caudal fluvial os que apresentaram os valores mais elevados. A ictiofauna do estuário do Rio Douro emerge como uma comunidade dinâmica, com ritmos intrínsecos relacionados com a biologia de cada espécie e dependente de factores ambientais. De entre os factores estudados, o caudal fluvial revelou-se como o mais influente para a dinâmica das larvas e dos juvenis de teleósteos. O estuário do Rio Douro funcionou, efectivamente, como local de viveiro para algumas espécies, por exemplo *Liza* spp., *Dicentrarchus labrax*, *Platichthys flesus*. No entanto, a reduzida área de locais de refúgio que restam no estuário altamente urbanizado, e o elevado hidrodinamismo do sistema, fazem com que a retenção dos estados iniciais de desenvolvimento de teleósteos no estuário seja reduzida, estando os indivíduos sujeitos a serem exportados para o mar pela acção da corrente de vazante.

---

## ABSTRACT

The aims of this study were: (i) to characterise the River Douro fish community and (ii) to evaluate the role of this system in the species life cycle. The more relevant environmental factors in the dynamics of the early life stages of fishes were also evaluated. To achieve this, monthly sampling (November 1999-February 2001) at two stations (Cabedelo, close to the mouth, and Areinho de Oliveira do Douro, 7 km upstream) was carried out. Several environmental parameters, such as salinity, temperature, dissolved oxygen, pH and turbidity were determined *in situ*, whereas the concentration of nutrients ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$ , and Si), chlorophyll *a* and fecal coliform contamination of the water column were assayed in the laboratory. The planktonic trawls were performed during the daytime at low tide and, when possible, during spring tides, always below the 20 halocline. Samplings of juveniles were achieved with a *chinha* handcraft net type. Non typical river flows occurred during the sampling period, including drought in January to March 2000 and floods in December 2000 and January 2001. The estuary was found to be a system with high hydrodynamism, usually vertically and horizontally stratified. The presence and the magnitude of the salt wedge depended on the river discharge. The water was found to be reasonably well oxygenated, with excess of nutrients, and sewage contamination above the limits for direct contact waters. The fish community could be divided in three main groups: resident species (*Pomatoschistus microps*, *Atherina presbyter* e *Syngnathus typhle*), marine species that enter the estuary in the larval stage (*Platichthys flesus*) or as juveniles (*Liza aurata*, *Liza ramada*, *Chelon labrosus*, *Mugil cephalus*); marine species that use the estuary during juvenile development or that occasionally enter the estuary. Fish larvae and juveniles species were not very diverse and consisted basically of resident species and opportunistic species. Dominance of *Pomatoschistus* sp. as larvae and *L. aurata* and *L. ramada* as juveniles were responsible for diversity and equitability variations of the River Douro fish community. The density of the two fish community components changed over time, with the reduced flow months being the ones with the highest values. The fish community of the River Douro was found to be a dynamic community with intrinsic

---

rhythms related to the biology of each species. On the other hand, the community was influenced by environmental parameters, with the river flow being the most important factor influencing the dynamics of fish larvae and juveniles. In fact, the estuary was a nursery area for some species, for example *Liza* spp, *Dicentrarchus labrax*, *P. flesus*. However, the small proportion of refuge sites within the estuarine area due to progressive wetland reclamation, and the high hydrodynamism made the retention of these life stages difficult. The individuals were easily exported to the sea by the action of the low tide.

---

## ÍNDICE

<i>CAPÍTULO I</i> - Introdução Geral .....	1
<i>Objectivos do trabalho</i> .....	5
<i>CAPÍTULO II</i> - Material e Métodos.....	7
2.1 <i>Locais de amostragem</i> .....	7
2.2 <i>Estratégia de amostragem</i> .....	9
2.3 <i>Trabalho laboratorial</i> .....	12
2.4 <i>Tratamento dos dados</i> .....	16
<i>CAPÍTULO III</i> - Caracterização Física, Química e Biológica do Estuário do Rio Douro.....	19
<i>Introdução</i> .....	19
<i>Resultados</i> .....	23
<i>Discussão</i> .....	39
<i>CAPÍTULO IV</i> - Ictiofauna do Estuário Do Rio Douro .....	42
<i>Introdução</i> .....	42
<i>Resultados</i> .....	52
<i>Discussão</i> .....	84
<i>CAPÍTULO V</i> - Considerações Finais .....	97
<i>BIBLIOGRAFIA</i> .....	101

---

## Índice de Figuras

<i>Figura 1. Área de estudo com a localização dos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro.</i> .....	8
<i>Figura 2. Fotografia aérea do estuário do Rio Douro.</i> .....	20
<i>Figura 3. Variação mensal no caudal do dia de amostragem e do caudal médio diário afluente ao estuário do Rio Douro</i> .....	23
<i>Figura 4. Evolução mensal da condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez e número de coliformes fecais medidos no Cabedelo.</i> .....	27
<i>Figura 5 Variação mensal da concentração de amónia, fosfato, nitrato, nitrito, sílica e clorofila a no Cabedelo.</i> .....	29
<i>Figura 6. Evolução mensal da condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez e número de coliformes fecais medidos no Areinho de Oliveira do Douro.</i> .....	34
<i>Figura 7. Variação mensal da concentração de amónia, fosfato, nitrato, nitrito, sílica e clorofila a no Areinho de Oliveira do Douro.</i> .....	35
<i>Figura 8. Variação da profundidade, salinidade, turbidez, temperatura, saturação de oxigénio, concentração de oxigénio dissolvido e condutividade, ao longo de meio ciclo de maré</i> .....	38
<i>Figura 9. Exemplos de larvas de teleósteos capturadas no estuário do Rio Douro</i> .....	54
<i>Figura 10. Percentagem relativa da abundância de cada taxon presente em cada mês em que se recolheram estados larvares de teleósteos no estuário do Rio Douro</i> .....	55
<i>Figura 11. Densidades médias mensais e respectivos erro padrão da média, das larvas de teleósteos capturadas nos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro</i> .....	56
<i>Figura 12. Distribuição sazonal do caudal fluvial e da densidade larvar média nos dois locais amostrados.</i>	57
<i>Figura 13. Evolução temporal dos indicadores de diversidade da taxocenose larvar do estuário do Rio Douro, entre Março e Fevereiro de 2001</i> .....	59
<i>Figura 14. Dendogramas resultantes da análise grupal dos taxa encontrados durante o presente estudo. A – análise das amostras; B – análise dos vários taxa de larvas de teleósteos.</i> .....	60
<i>Figura 15. Resultados da amostragem realizada durante meio ciclo de maré em Junho de 2000, no Cabedelo.</i> .....	62
<i>Figura 16. Percentagem relativa da abundância de cada espécie de juvenis de teleósteos presente em cada mês nos dois locais de amostragem Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro.</i> .....	65
<i>Figura 17. Capturas por unidade de esforço (CPUE) média mensal de juvenis de teleósteos nos dois locais de amostragem Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro</i> .....	65
<i>Figura 18. Evolução temporal dos indicadores de diversidade dos juvenis capturados no Cabedelo e no Areinho de Oliveira do Douro.</i> .....	69

---

<i>Figura 19. Dendrogramas resultante da análise grupal dos taxa encontrados durante o presente estudo. A – análise das amostras; B – análise dos vários taxa de juvenis de teleósteos.....</i>	<i>70</i>
<i>Figura 20. Evolução mensal do comprimento total (<math>L_t</math>) das principais espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro.....</i>	<i>75</i>
<i>Figura 21. Histogramas da frequência das classes de comprimento para as duas espécies mais abundantes (<math>L. aurata</math> e <math>L. ramada</math>) capturadas no Cabedelo.....</i>	<i>77</i>
<i>Figura 22. Relações peso – comprimento <math>W_t = a * L_t^b</math>, das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro. ....</i>	<i>79</i>

---

## Índice de Tabelas

Tabela 1 . Parâmetros físicos e químicos determinados nas campanhas de amostragem do estuário do Rio Douro.....	10
Tabela 2. Valores médios, mínimo e máximo dos vários parâmetros ambientais, medidos no Cabedelo.....	24
Tabela 3. Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre o caudal diário e variáveis ambientais, medidas no Cabedelo.....	25
Tabela 4. Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre a salinidade e variáveis ambientais medidas no Cabedelo.....	26
Tabela 5. Valores médios, mínimo e máximo dos vários parâmetros ambientais, medidos no Areinho de Oliveira do Douro.....	31
Tabela 6. Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre o caudal diário e variáveis ambientais, medidas no Areinho de Oliveira do Douro.....	32
Tabela 7. Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre a salinidade e variáveis ambientais, medidas no Areinho de Oliveira do Douro.....	32
Tabela 8. Ocorrência mensal dos vários taxa de larvas de peixe encontradas no estuário do Rio Douro. ....	52
Tabela 9. Densidade dos vários taxa de larvas de peixe nos dois locais de amostragem do estuário do Rio Douro, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro. Apresenta-se igualmente a densidade total, considerando os dois locais em conjunto e a respectiva percentagem relativa de cada taxon. ....	56
Tabela 10. Ocorrência mensal dos vários taxa de juvenis de teleósteos encontrados no estuário do Rio Douro.....	63
Tabela 11. Captura por unidade de esforço (CPUE) dos vários taxa de juvenis, nos dois locais de amostragem do estuário do Rio Douro, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro. Apresenta-se igualmente a percentagem relativa de cada taxon.....	66
Tabela 12. Valores médios (média), desvio padrão (dp) e valores máximo (máx) e mínimo (min) para o comprimento total- $L_t$ e peso total- $W_t$ das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro. ....	71
Tabela 13. Resultado da análise de progressão modal da distribuição de frequências de comprimento de juvenis de <i>L. aurata</i> , capturados no Cabedelo. ....	72
Tabela 14. Resultado da análise de progressão modal da distribuição de frequências de comprimento de juvenis de <i>L. ramada</i> , capturados no Cabedelo.....	73
Tabela 15. Relações peso – comprimento $W_t = a * L_t^b$ , (comprimento em cm e peso em g) das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro.....	78

---

*Tabela 16. Coeficiente de correlações de Spearman ( $\rho_s$ ) entre a densidade larvar (número de larvas  $100m^{-3}$ ), diversidade (H-índice de Shannon-Wiener), número de espécies e variáveis ambientais no estuário do Rio Douro .....81*

*Tabela 17. Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre a densidade de juvenis (número de juvenis  $m^{-2}$ ), diversidade (H-índice de Shannon-Wiener), número de espécies e variáveis ambientais no estuário do Rio Douro. ....82*

## ***CAPÍTULO I***

### **INTRODUÇÃO GERAL**

A definição de estuário não é pacífica na medida em que, consoante a área de interesse, podem surgir vários articulados em função de diferentes ênfases, como por exemplo as componentes física ou biológica. A definição mais comum é de Cameron & Pritchard (1963), que define os estuários como “uma massa de água costeira semi-cercada, com uma saída livre para o mar, em cujos limites a água do mar é comensuravelmente diluída com água doce proveniente da drenagem terrestre. Contudo outras definições foram surgindo, nomeadamente a proposta por Fairbridge (1980) que descreve um estuário como “uma reentrância de mar num vale fluvial, estendendo-se até ao limite da propagação da maré dinâmica, e divisível em três sectores: (a) o baixo estuário, ou zona marítima, com ligação aberta com o mar; (b) o estuário médio, onde ocorre mistura intensa de água doce e salgada; e (c) o estuário superior ou fluvio-marítimo, com água doce, mas sujeito à influência da maré dinâmica.” Sendo os estuários considerados ecossistemas costeiros diferem, porém, das lagoas costeiras pela instabilidade das condições ambientais e sobretudo, pela variação periódica da salinidade (Caspers, 1967). Recentemente, Dyer (1997) propõe, como definição mais satisfatória para estuário "uma massa de água costeira semi-cercada, com uma saída livre para o mar, estendendo-se pelo rio até ao limite de influência da maré, e onde a água do mar é, até certo ponto, diluída pela água doce oriunda da drenagem terrestre”.

Enquanto recurso natural, o papel desempenhado pelos estuários advém do posicionamento como interface entre dois ecossistemas (Ketchum, 1969), o rio e o mar. Daí resulta a passagem de nutrientes e matéria orgânica de origem continental, passíveis de alterações

devido à acção de vários processos físicos, geológicos, químicos e biológicos, durante a permanência no interior do estuário (Smith *et al.*, 1987; Joye & Paerl, 1993). Esses materiais são responsáveis pela elevada produtividade da zona costeira envolvente que, em última análise, podem influenciar as capturas piscícolas (Sutcliffe, 1972), tendo em conta que os principais pesqueiros localizam-se a baixas profundidades, na plataforma continental. Para além da componente dissolvida, os estuários asseguram o transporte de matéria orgânica em suspensão, viva ou morta, tais como o fitoplâncton (Chervin *et al.*, 1981), zooplâncton (Strømngren, 1974), bacterioplâncton (Painchaud *et al.*, 1987), ictioplâncton (Skreslet & Danes, 1978) ou detrito (Malone, 1977), que constitui a fracção inanimada.

Alguns autores (Bruton, 1989; Whitfield, 1990) consideram os estuários como “ambientes imprevisíveis”, nos quais factores físicos e químicos variam tanto no espaço, como no tempo. Por exemplo, as variações naturais de salinidade e temperatura, presentes nos estuários, impõem grande pressão fisiológica aos organismos e, por conseguinte, influenciam directamente a capacidade de tolerância face a outros factores concomitantes, como os induzidos pela poluição (Jones, 1975). Deste modo, apenas sobrevivem os seres vivos capazes de resistir às flutuações e exposição muitas vezes abrupta, dos factores ambientais. No caso específico da salinidade, o resultado é evidente: sempre que ocorre mistura de diferentes massas de água, o intervalo entre 5 e 8 funciona como barreira quase intransponível, em termos de viabilidade e expansão às espécies animais de água doce, no sentido crescente, e às de água salgada, no sentido inverso, fruto de complicações fisiológicas (Klebovich, 1974). Portanto, as espécies colonizadoras, regra geral originárias do mar, adaptaram-se com sucesso às novas condições sujeitas a pressão ambiental, sendo a respectiva distribuição biogeográfica reflexo da influência sazonal dos factores dominantes. Este processo conduziu à perda de diversidade em favor da grande abundância específica que caracteriza as espécies estuarinas, aqui consideradas não quanto à origem, mas em relação ao espaço físico que ocupam.

Nos sistemas estuarinos, apesar da produção primária ser mais elevada relativamente ao mar, o número de espécies que habita permanentemente o estuário é reduzido, ou seja, a diversidade específica é baixa. Este facto pode estar relacionado com dois aspectos

distintos. Por um lado, o *stress* fisiológico, na medida em que face à extrema variabilidade e dinâmica dos factores abióticos, apenas algumas espécies conseguem desenvolver mecanismos que lhes permitem tolerar estas flutuações. O outro aspecto é o tempo de vida dos estuários, que é demasiado pequeno, em termos geológicos, para poder propiciar a adaptação evolutiva e especiação direccionada à colonização do ambiente estuarino (Mclusky, 1989; Whitfield, 1994).

Da actividade dos seres, macro e microscópicos, resulta a enorme riqueza do ecossistema estuarino, considerado como dos mais produtivos do planeta (Rhyther, 1969; Odum, 1971; Colinvaux, 1973; DeSanto, 1978). A elevada produtividade primária é devida, em grande parte, à disponibilidade de nutrientes e à abundante e diversificada comunidade de produtores primários. A produção primária dos estuários só tem paralelo entre os ecossistemas marinhos, quando comparada com os recifes de coral, chegando a ser cerca de dez vezes superior à determinada para os ecossistemas costeiros (Ingmanson & Wallace, 1985).

As populações ictiológicas estuarinas variam continuamente no tempo e no espaço, devido em grande parte ao facto de os estuários funcionarem como habitats provisórios para muitas espécies marinhas (Rogers *et al.*, 1984). Para além da riqueza alimentar, os estuários fornecem também protecção contra os predadores de estados larvares e juvenis, características estas que permitem um crescimento rápido e uma baixa taxa de mortalidade dos estados iniciais de vida dos peixes.

Dada a elevada vulnerabilidade das populações piscícolas face a alterações do seu habitat natural, o estudo das comunidades estuarinas reveste-se de elevado interesse, na medida em que alterações dos gradientes físicos e químicos se poderem repercutir nestes indivíduos. Deste modo, a natureza dinâmica dos estuários também se reflecte nas alterações dos estados iniciais de vida dos peixes, como é o caso do ictioplâncton (Rakocinski *et al.*, 1996). Os diferentes padrões de distribuição do ictioplâncton podem ser explicados pelo facto de vários factores actuarem em contínuo e em escalas diferentes. Tendo em consideração que os ovos e larvas dos peixes, e ainda algumas espécies de copépodes, são considerados como organismos muito sensíveis à poluição (Cameron *et al.*,

1996), os parâmetros quantitativos destas populações podem funcionar como indicadores de qualidade ambiental.

O reconhecimento da importância dos estuários remonta às origens da humanidade. Desde cedo estes ecossistemas constituíram locais de atracção para o estabelecimento de agregados populacionais, devido à abundância de recursos alimentares, vastas terras férteis, facilidades de transporte e comunicação e, mais recentemente, para a implantação de unidades industriais (Wilson, 1988; Mclusky, 1989; Bordalo, 1991).

A necessidade de gerir as zonas estuarinas, englobando a respectiva bacia hidrográfica, assim como a zona costeira envolvente, tem sido alvo de grandes debates a nível da União Europeia e outros contextos mais alargados, com particular destaque para a nova Directiva-Quadro da Água (Bordalo, 2000). Silva (1999) alerta para a gestão destes ecossistemas, que deve ser definida como um conjunto de acções que procurem maximizar as potencialidades e os benefícios que um estuário pode proporcionar às populações que de algum modo dele estão dependentes, harmonizando os diversos interesses em conflito e garantindo a preservação de condições ambientais adequadas, protegendo a saúde pública e os ecossistemas.

Os ecossistemas estuarinos são, actualmente, objecto de um crescente interesse científico devido não só ao facto de neles se desenvolverem actividades importantes para o homem, mas também a uma tomada de consciência da função económica e ecológica destes sistemas e à necessidade urgente de os preservar e de lhes restituir as suas capacidades originais (Lasserre, 1979).

O estuário do Rio Douro está sujeito a um desenvolvimento crescente de actividades humanas. Nas margens deste estuário desenvolveram-se três concelhos ribeirinhos (Porto, Vila Nova de Gaia e Gondomar), que exercem uma grande pressão antropogénica sobre o ecossistema e cujas consequências reais estão ainda por avaliar. Por exemplo, o concelho do Porto, com um total de cerca de 288 000 habitantes (INE, 1993), não possui ainda um sistema adequado e global de tratamento de águas residuais a funcionar, sendo a grande parte destas águas despejadas directamente no estuário (Bordalo, 1997). Para além de

receptor de efluentes não tratados, é também utilizado para actividades de lazer (banhos, pesca desportiva, desportos náuticos, entre outros) e para fins comerciais (actividade piscatória, navegação fluvial de turismo e navegação rio-mar de granel). Deste modo, estão patentes alterações ambientais, devido à poluição urbana, agrícola e industrial, aterros e enrocamento das margens, assim como dragagens que afectam directa ou indirectamente as várias comunidades do sistema estuarino. Neste contexto, deve ser realçada a relevância da comunidade ictiológica, visto ser ainda, alvo de exploração comercial com implicações sociais e ambientais apreciáveis.

A exploração de recursos ictiológicos na bacia hidrográfica do Douro já teve maior relevo, antes da compartimentação do ecossistema devido à construção das inúmeras barragens, ao longo da bacia hidrográfica. Deve ser destacada a de Crestuma-Lever, localizada a apenas 21 Km da barra, como exemplo da intensa transformação a que este sistema está sujeito. Assim, os grandes migradores, como a lampreia, o sável e também o esturjão que constituíam uma base económica importante para a sobrevivência das populações ribeirinhas (Baldaque, 1891), foram desaparecendo constituindo hoje pescarias residuais (Santos, 1991). A actividade económica encontra-se, actualmente, baseada em duas espécies com elevado valor económico, o robalo e a enguia, esta na sua fase larvar. As restantes espécies, safio, solha e tainhas apresentam-se como um complemento de menor importância. No entanto, os estudos sobre a ictiofauna local são escassos, resumindo-se a trabalhos pontuais (Santos, 1991).

### **Objectivos do trabalho**

Dada a ausência de conhecimentos actualizados sobre a componente ictiológica do sistema estuarino do Rio Douro, pretendeu-se com este trabalho, efectuar o primeiro estudo sistemático sobre a utilização deste ecossistema por espécies piscícolas. Mais concretamente, procurou-se avaliar qual a importância deste estuário no ciclo de vida das várias espécies que constituem a sua ictiofauna, assim como identificar quais os factores ambientais mais relevantes, passíveis de influenciar a abundância dos estados iniciais de desenvolvimento dos peixes. Assim, os objectivos gerais a atingir com este trabalho são:

- caracterização das fases larvar e juvenil do ciclo de vida dos diferentes elementos da comunidade ictiológica do estuário do Rio Douro;
- estudo da variação espacial e sazonal das fases larvar e juvenil da comunidade ictiológica do estuário do Rio Douro;
- avaliação da influência de alguns factores ambientais na abundância e distribuição destes estados de desenvolvimento;
- avaliação da utilização do estuário do Rio Douro como local de viveiro por espécies ictiológicas.

## ***CAPÍTULO II***

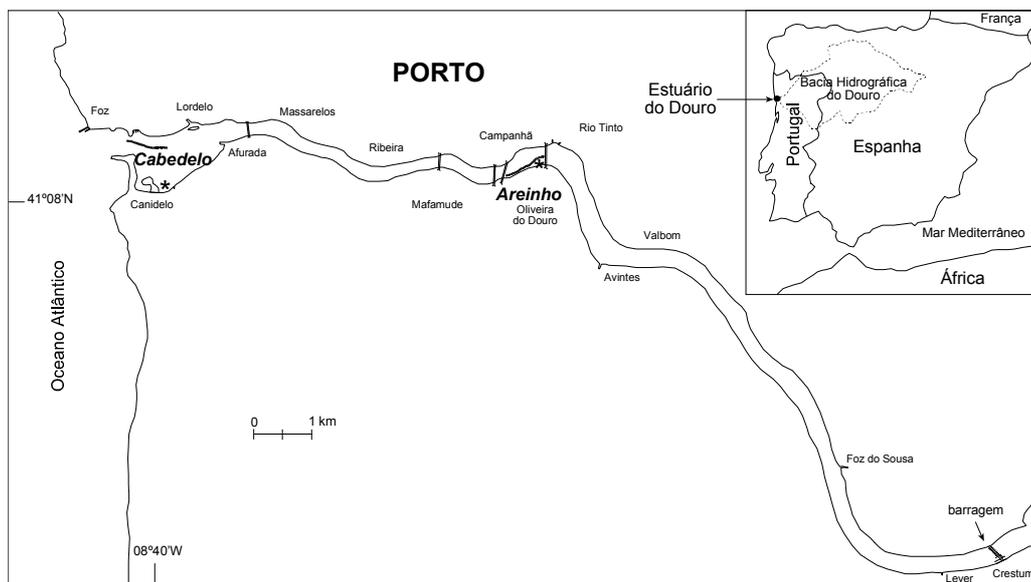
### **MATERIAL E MÉTODOS**

#### **2.1 LOCAIS DE AMOSTRAGEM**

Sendo o estuário do Rio Douro um sistema altamente intervencionado pelo homem e atendendo ao particular hidrodinamismo que este sistema apresenta, a escolha dos locais de amostragem foi ponderada pelas características geomorfológicas e físicas do estuário, mais concretamente, a existência de zonas de abrigo nas margens, a profundidade e a presença de água salina ou polihalina no sistema. Deste modo foram, inicialmente, identificadas três zonas para a realização das recolhas, os planctónicos e os dirigidos aos juvenis, localizadas no estuário inferior - Cabedelo, médio- Areíño de Oliveira do Douro e superior – Foz do Sousa (Figura 1).

Devido a várias condicionantes, das quais ressalta a estratificação do sistema estuarino do Douro, assim como a ausência de estudos anteriores relevantes, surgiram várias dificuldades com a estratégia de amostragem escolhida para a recolha de ictioplanctontes. Inicialmente, optou-se por seguir a metodologia mais citada para estudos semelhantes realizados noutros estuários nacionais (Ré, 1984; Chicharo, 1988; Ribeiro, 1991), que consistia, basicamente, em arrastos horizontais, a uma profundidade de 0,5 – 1m, com rede cónica de 500 µm de malha. Esta metodologia foi utilizada durante os primeiros quatro meses (Novembro de 1999 até Fevereiro de 2000), mas sem resultados satisfatórios, visto não ter sido possível recolher exemplares planctónicos da ictiofauna. Nesta primeira abordagem sobre os recursos, foram realizadas várias campanhas preliminares, nas quais

foram efectuadas amostragens exploratórias em vários transectos dentro de cada local, a diferentes profundidades e alturas de maré.



**Figura 1.** Área de estudo com a localização dos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areíno de Oliveira do Douro.

Após vários ensaios, e atendendo às características hidrodinâmicas do sistema, levantou-se a hipótese de poder existir uma relação entre a salinidade e a presença de estados larvares. Foram encontradas larvas de peixe em dois locais distintos, no Cabedelo (junto à barra) e na margem esquerda do Cais do Areíno de Oliveira do Douro (a 7 km da barra), em arrastos realizados em profundidade e em preia-mar. Não foram detectados exemplares em áreas a montante do Areíno de Oliveira do Douro. A hipótese confirmou-se, visto só ter sido possível capturar exemplares larvares com arrastos realizados a maior profundidade, abaixo da haloclina dos 20. Assim sendo, só a partir de Março de 2000 foi possível sistematizar a amostragem, tendo sido consideradas as campanhas anteriores como estudos preliminares de optimização da técnica de captura. As amostragens seguintes foram realizadas nesses dois locais, Cabedelo e na margem esquerda do Cais do Areíno de Oliveira do Douro, tendo sido abandonada a zona de amostragem do estuário superior (Foz do Sousa).

Com o intuito de avaliar a eventual funcionalidade de viveiro do estuário do Rio Douro realizaram-se juntamente com as colheitas de estados larvares, amostragens tendentes a avaliar a distribuição dos estados juvenis de espécies ictiológicas (Ré *et al.*, 1983). Deste modo, as campanhas para recolher juvenis de espécies ictiológicas realizaram-se em dois locais do estuário do Rio Douro, Cabedelo (estuário inferior, 41°08'51''N e 08°39'22''W) e Areíno de Oliveira do Douro (estuário médio 41°08'20''N e 08°35'24''W). Estes locais foram escolhidos visto apresentarem boas condições para a execução dos arrastos para a praia, ou seja, são zonas de fácil acesso, com baixa profundidade, substrato arenoso e relativamente protegidas das correntes dominantes que existem no canal de navegação do estuário. Por outro lado, fizeram-se coincidir estes locais com os de recolha de amostras de água e de estados larvares, permitindo deste modo, um estudo integrado das duas fases de desenvolvimento da comunidade ictiológica com as características físico-químicas dos locais.

## **2.2 ESTRATÉGIA DE AMOSTRAGEM**

De modo a atingir os objectivos propostos neste estudo, e tendo em consideração os recursos humanos e materiais disponíveis, as amostragens realizadas compreenderam duas componentes distintas: caracterização física, química e biológica da coluna de água do local amostrado e recolha de exemplares ictiológicos, estados larvares e juvenis. As recolhas de estados larvares e caracterização ambiental das zonas de amostragem foram efectuadas em embarcações de pesca artesanal.

### **2.2.1 Caracterização física, química e biológica**

Esta componente compreendeu a medição *in situ* de vários parâmetros físicos e químicos da coluna de água, assim como a recolha de amostras de água de superfície e de fundo. Assim, em cada amostragem, foi avaliada a temperatura, salinidade, condutividade, pH, concentração e percentagem de saturação de oxigénio dissolvido e turbidez da coluna de

água. Estas variáveis foram medidas com o aparelho YSI série 6820 e armazenadas no registador 610DMC (Tabela 1). A calibração das sondas foi efectuada de acordo com as especificações do fabricante. A transparência da coluna de água foi determinada através da medição da profundidade do desaparecimento/aparecimento do disco de Secchi.

Em algumas campanhas, devido a problemas técnicos, não foi possível utilizar o aparelho YSI série 6820, recorrendo-se ao uso de um outro aparelho, o YSI 33. Neste caso os parâmetros foram determinados a duas profundidades distintas, à superfície e perto do fundo. Alguns parâmetros não foram analisados (turbidez e condutividade) e outros foram avaliados no laboratório (concentração de oxigénio, pelo método de Winckler, segundo Strickland & Parsons (1972), em amostras fixadas *in situ* e pH, através do medidor de pH HANNA HI 9023).

As amostras de água foram recolhidas a duas profundidades, superfície e perto do fundo, para posterior análise laboratorial de variáveis bacteriológicas (coliformes fecais); biomassa fitoplanctónica (clorofila *a*) e nutrientes (amónia, nitrito, nitrato, fosfato e sílica). As amostras foram colhidas com uma garrafa tipo Van-Dorn de 2 litros, previamente passada por água do local amostrado.

**Tabela 1** . Parâmetros físicos e químicos determinados *in situ* nas campanhas de amostragem do estuário do Rio Douro, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001.

Parâmetros	Unidades	Medições	
		<i>in situ</i>	Laboratório
Temperatura	°C	YSI 6820	–
Salinidade	ups	YSI 6820	–
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	YSI 6820	–
O <sub>2</sub> dissolvido	mg l <sup>-1</sup>	YSI 6820	Método de Winkler
Saturação de O <sub>2</sub>	%	YSI 6820	–
pH	-	YSI 6820	Medidor de pH (HANNA HI 9023)
Turbidez	NTU	YSI 6820	–
Transparência	m	Disco de Secchi	–

Os dados de caudal fluvial foram obtidos na CPPE (Companhia Portuguesa de Produção de Electricidade).

### 2.2.2 Recolha de amostras ictiológicas

#### *Estados larvares*

Foram realizados arrastos mensais diurnos, entre Março de 2000 e Fevereiro 2001, em preia-mar e sempre que possível em situação de maré viva, abaixo da haloclina, de modo a abranger locais na coluna de água com salinidade superior a 20. A salinidade foi sistematicamente controlada em tempo real através da introdução na boca da rede, de um sensor específico acoplado ao aparelho YSI 33. Em Junho de 2000 realizaram-se amostragens horárias durante meio ciclo de maré (6 horas), de modo a aferir qual a eventual influência do período de maré na entrada de estados larvares no estuário do Rio Douro. Nos meses de Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001 não foram realizados arrastos planctónicos nos locais habituais, uma vez que devido às cheias do Rio Douro, a navegação foi impedida nesses meses, sendo a caracterização físico-química feita a partir da margem, tendo em conta que a massa de água presente no estuário era uniforme (Bordalo, *com. pess.*).

A colheita de estados larvares foi efectuada com uma rede de plâncton, modelo Apstein, com um diâmetro de boca de 40 cm, comprimento de 100 cm e 500  $\mu\text{m}$  de malha. Foram realizados 2-3 arrastos horizontais sucessivos, em cada local de amostragem. Devido à existência de um canal de navegação, onde a corrente de enchente é manifestamente superior (Bordalo, 1997), optou-se por realizar arrastos paralelos às margens, ao longo de transectos nos locais patentes na Figura 1.

A velocidade de arrasto foi tanto quanto possível estabilizada entre 3-5  $\text{Km h}^{-1}$ . Segundo vários autores (Ahlstrom, 1973; Wilkens, 1975; Smith & Richardson, 1977) esta velocidade permitiu minimizar os fenómenos de evitamento e extrusão das larvas. O facto de, teoricamente, a eficiência de filtração diminuir com o aumento da distância arrastada (Smith & Richardson, 1977; Ikeda & Omori, 1984) levou a que fosse utilizado um tempo de arrasto de 10 minutos. O volume de água filtrada foi estimado tendo em conta a velocidade de arrasto (determinada através de um GPS modelo Magellan 315), o tempo de arrasto e as dimensões da rede utilizada. Após a recolha e lavagem da rede procedeu-se de

imediatamente à fixação do material biológico com formaldeído tamponado a 10%, para posterior análise laboratorial.

### *Juvenis*

As recolhas de juvenis de espécies ictiológicas iniciaram-se em Julho de 2000 prolongando-se até Fevereiro de 2001. Para tal, recorreu-se ao uso de uma rede artesanal tipo *chinha*. Esta é uma rede do tipo arrastante-envolvente de 20 m de comprimento e 2 m de altura com malha de 15 cm. A escolha desta arte deveu-se ao facto de apresentar os melhores resultados em substratos arenosos e baixa selectividade para indivíduos de pequenas dimensões (Rebelo, 1993). O esforço de pesca foi padronizado de modo a manter o mesmo tempo de duração em cada arrasto e a mesma distância percorrida. Em cada sessão foram realizados, pelo menos, três arrastos, sendo a captura de um deles totalmente utilizada para calcular a composição específica e a captura por unidade de esforço (CPUE), para além de servir para recolher indivíduos para o estudo do crescimento através das frequências de comprimento. Os restantes arrastos destinaram-se à colheita de indivíduos das espécies menos abundantes, assim como aumentar o esforço de amostragem para o estudo da diversidade. Os indivíduos foram conservados em formaldeído tamponado a 10%, para posterior análise laboratorial.

## **2.3 TRABALHO LABORATORIAL**

O procedimento laboratorial foi dividido em duas partes: tratamento das amostras de água e tratamento das amostras ictiológicas.

### 2.3.1 Amostras de água

Clorofila *a* – para a quantificação da clorofila *a* presente na água filtraram-se 500 ml de amostra por uma membrana de 45 µm. Foi usado o método espectrofotométrico com extração em acetona a 90%, segundo Strickland & Parsons (1972) e foi utilizada a equação tricrométrica, de acordo com Bordalo (1991).

Nutrientes - a concentração dos vários nutrientes, sílica, fosfato, amónia, nitrito e nitrato foi determinada por espectrofotometria (Spectronic, modelo 601) segundo os métodos referidos em Magalhães (1999).

#### *Sílica*

Para a determinação da concentração de sílica dissolvida na água (Si(OH)<sub>4</sub>) utilizou-se o método de Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). A densidade óptica das amostras foi determinada a 810 nm. A concentração de sílica presente nas amostras foi dada pela seguinte equação:

$$Si = D \times (A_a - A_b) \times Dil \times F_s$$

onde,

*Si* – concentração de sílica dissolvida na água, em µM,

*D* – declive da recta padrão,

*A<sub>a</sub>* – valor de absorvância obtido para a amostra,

*A<sub>b</sub>* – valor de absorvância obtido para a solução sem sílica,

*Dil* – factor de diluição,

*F<sub>s</sub>* – factor de salinidade segundo Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983).

#### *Fosfato*

A determinação de ortofosfatos (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) foi baseada no método de Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). A densidade óptica foi medida a 880 nm e a concentração de fosfatos na solução determinada pela seguinte equação:

$$PO_4^{3-} = D \times (A_a - A_b)$$

em que,

$PO_4^{3-}$  - concentração de ortofosfatos dissolvidos na água, em  $\mu\text{M}$ ,

$D$  – declive da recta padrão,

$A_a$  – valor de absorvância obtido para a amostra,

$A_b$  – valor de absorvância obtido para a solução sem fosfatos.

### *Amónia*

Para a quantificação da concentração de amónia ( $\text{NH}_4^+$ ) nas amostras foi usado o método de Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983). A absorvância foi lida no comprimento de onda de 630 nm. A seguinte equação foi utilizada para calcular a concentração de amónia presente nas amostras:

$$NH_4^+ = D \times (A_a - A_b) \times F_s$$

onde,

$NH_4^+$  – concentração de amónia na água ( $\mu\text{M}$ ),

$D$  – declive da recta padrão,

$A_a$  – valor de absorvância obtido para a amostra,

$A_b$  – valor de absorvância obtido para a solução sem amónia,

$F_s$  – factor de salinidade segundo Koroleff (*in* Grasshoff *et al.*, 1983).

### *Nitrito*

O método usado para a determinação dos nitritos está descrito em Grasshoff *et al.* (1983). Após o processamento das amostras, mediu-se a densidade óptica a 540 nm. A concentração de nitritos de cada amostra foi determinada pela seguinte expressão:

$$NO_2^- = D \times (A_a - A_b)$$

onde,

$NO_2^-$  – concentração de nitritos na água ( $\mu\text{M}$ ),

$D$  – declive da recta padrão,

$A_a$  – valor de absorvância obtido para a amostra,

$A_b$  – valor de absorvância obtido para a solução sem nitritos.

### *Nitratos*

Para a determinação da concentração de nitratos presentes na coluna de água utilizou-se o método descrito por Jones (1984) e adaptado por Joye & Chambers (1993). Este método baseia-se na redução de nitratos a nitritos e subsequente determinação dos nitritos formados, através do cádmio esponjoso (Magalhães, 1999). A concentração de nitratos presente em cada amostra foi determinada pela seguinte equação:

$$NO_3^- = ((D \times (A_a - A_b)) - NO_2^-) \times Dil \times C$$

onde,

$NO_3^-$  – concentração de nitratos dissolvidos na água ( $\mu\text{M}$ ),

$D$  – declive da recta padrão,

$A_a$  – valor de absorvância obtido para a amostra,

$A_b$  – valor de absorvância obtido para a solução sem nitratos,

$NO_2^-$  – concentração de nitritos na solução,

$Dil$  – factor de diluição,

Coliformes fecais - a análise bacteriológica da água foi efectuada através da contagem do número de colónias de coliformes fecais, cultivados em meio selectivo (mFC Difco 0140-01), após incubação a 44,5°C durante 18-24 horas (Bordalo, 1994). A análise dos coliformes fecais permitiu estimar o grau de contaminação de origem humana (fecal) da massa de água amostrada.

### 2.3.2 Amostras ictiológicas

Estados larvares - após um período de aproximadamente três dias de fixação, as amostras foram triadas, com a ajuda da lupa binocular (Nikon MSZ-2T) e os estados larvares devidamente separados e conservados em formaldeído tamponado com borax a 10 %. Neste trabalho, não foram analisados os ovos, mas apenas os estados larvares, considerando-se *larva*, todos os estados compreendidos entre a eclosão e o estado juvenil, ou seja indivíduos com um número completo de raios das barbatanas e início da formação das escamas. A identificação foi feita recorrendo a bibliografia apropriada (Nichols, 1971, 1976; Fives, 1976; Russel, 1976; Ré, 1999) até ao mais baixo nível taxonómico possível.

Juvenis – no laboratório os indivíduos foram identificados recorrendo a bibliografia específica (Whitehead *et al.*, 1984; Reay & Cornel, 1988; Arias & Drake, 1990 e Serventi *et al.*, 1996). Posteriormente, determinou-se o comprimento total, ao milímetro mais próximo, e o peso total, em gramas, dos indivíduos.

## 2.4 TRATAMENTO DOS DADOS

### *Variáveis ambientais*

Para testar se duas amostras estatísticas pertenciam ou não à mesma população estatística foi utilizada a análise de variância (ANOVA) (Sokal & Rohlf, 1981; Zar, 1996). Esta análise foi usada para avaliar as diferenças das variáveis ambientais, entre a superfície e o fundo, entre os locais de amostragem e entre os vários meses amostrados. Visto que, entre Novembro de 2000 e Janeiro de 2001, o estuário não apresentou estratificação vertical da coluna de água (Bordalo, *com. pess.*), estes meses não foram utilizados para testar as diferenças entre os dados de superfície e os de fundo. De modo a investigar a variação ao longo dos meses de estudo, agruparam-se os dados por estações do anos: Inverno (Dezembro, Janeiro, Fevereiro); Primavera (Março, Abril, Maio); Verão (Junho, Julho, Agosto) e Outono (Setembro, Outubro, Novembro). Utilizando o caudal fluvial como

indicador de influência continental e a salinidade como indicador de influência costeira, avaliou-se qual a componente com maior peso no estuário, ao longo dos meses de estudo. Para tal estimaram-se os coeficientes de correlação de Spearman entre o caudal fluvial e salinidade e as restantes variáveis ambientais estudadas.

### *Variáveis ictiológicas*

Os dados relativos às recolhas biológicas de larvas de teleósteos foram transformados em número de larvas por 100 m<sup>3</sup>, através da fórmula

$$\text{Densidade} = \frac{\text{n}^\circ \text{ total de larvas da amostra}}{\text{volume de água filtrada}} * 100$$

Para os estados juvenis de peixe, a densidade relativa foi estimada através da captura por unidade de esforço CPUE - número de exemplares capturados por m<sup>2</sup> de área varrida.

Para o estudo da diversidade da taxocenoses<sup>1</sup> larvar e juvenil foi calculado para cada amostra, o índice de Shannon-Wiener –  $H'$  (Shannon-Weaver, 1949), o índice de riqueza específica de Margalef -  $D$  (Margalef, 1958) e o índice de equitabilidade –  $J$  (Lloyd & Ghelardi, 1964). No índice de Shannon-Wiener utilizou-se o logaritmo na base  $e$ . Estes índices foram calculados recorrendo ao *software* PRIMER versão 5.2.2 (Clark & Warwick, 1994).

Neste estudo, a análise de CLUSTER foi utilizada para investigar a ocorrência de possíveis alterações sazonais da taxocenose, assim como possíveis agrupamentos de *taxa*. Para a construção das matrizes de similaridade, as abundâncias foram transformadas através da raiz quarta e utilizou-se o índice de similaridade de Bray-Curtis (Field, 1982). A análise foi feita recorrendo ao *software* PRIMER versão 5.2.2. Outros métodos de análise multivarida,

---

<sup>1</sup> *Taxocenose* pode ser descrita como o conjunto de membros de um taxon supra-específico comparáveis no modo de vida, dimensões e que ocupam o mesmo biótopo (Deevey, 1969 in Ré, 1984).

disponíveis neste *software*, como PCA e MDS, também foram experimentados, mas não forneceram uma interpretação clara dos resultados.

Para as espécies, cuja abundância de juvenis foi suficiente, a análise de progressão modal das frequências de comprimento foi feita, tendo-se recorrido à ajuda do programa FISAT (ICCARM / FAO) para a detecção das classes modais, a partir das frequências mensais das classes de 0,5 cm de comprimento. Este método permite a resolução dos componentes modais de distribuição de frequências de comprimento, apresentando fundamentos idênticos aos do método de probabilidades, mas com vantagens como a diminuição da subjectividade permitindo testar estatisticamente a análise.

A influência dos vários parâmetros físico-químicos na abundância e distribuição dos estados larvares e juvenis de peixe foi avaliada através de método BIOENV disponível no *software* PRIMER versão 5.2.2. Este método permite seleccionar quais os parâmetros ambientais que maximizam a correlação entre as matrizes de (dis)similaridade abióticas e bióticas, através do coeficiente de correlação de Spearman. Foram também estimadas os coeficientes de correlação de Spearman entre alguns parâmetros físico-químicas e algumas características (densidade, número de espécies e índice de Shannon-Wiener) das duas fracções da ictiofauna estudadas. Este método permite testar a significância da associação entre duas variáveis, que não seguem uma distribuição binomial (Sokal & Rohlf, 1981). Esta análise foi feita com o auxílio do *software* STATISTICA 5.0.

## ***CAPÍTULO III***

# **CARACTERIZAÇÃO FÍSICA, QUÍMICA E BIOLÓGICA DO ESTUÁRIO DO RIO DOURO**

## **INTRODUÇÃO**

O Rio Douro nasce na serra do Urbião, em Espanha a 2070 m de altitude. A sua bacia hidrográfica estende-se por uma superfície de 97 600 Km<sup>2</sup> e em território português, cobre uma área com cerca de 18 600 Km<sup>2</sup> (INAG/GOBA, 1995). O estuário do Rio Douro é a parte terminal da maior bacia hidrográfica da Península Ibérica estendendo-se por 21,6 Km, sendo delimitado a montante pela barragem de Crestuma – Lever (41°04'20''N e 08°25'45''W), construída em 1985, e a jusante pela restinga do Cabedelo (41°08'30''N e 08°40'). A sub-bacia drenante abrange cerca de 800 km<sup>2</sup>, o que equivale a 4,2% da bacia em território português. Dos cursos de água afluentes ao estuário, devem ser destacados, pela dimensão das respectivas bacias, os rios Sousa, Torto, Tinto e Ribeira da Granja, na margem direita, e os rios Uíma, Febros e Ribeira de Quebrantões, na margem esquerda.

A envolvente terminal do estuário estende-se sobre uma plataforma que se dirige ao mar, no sentido E-W, numa sucessão de superfícies em forma de terraços. O rio corre num vale muito encaixado e, somente a 2,5 Km da barra, se dá o alargamento das margens, atingindo então a largura máxima de 1 310 metros, sobre a coordenada 08°40'W. A largura mínima do estuário, 135 metros, regista-se entre as pontes D. Luís e D. Maria (41°08'30''N, 08°35'50''W), sendo a largura média para o estuário de 375 metros (Figura 2).



**Figura 2.** Fotografia aérea do estuário do Rio Douro. C - Cabedelo; A - Areinho de Oliveira do Douro (adaptado de <http://ortos.cnig.pt/igeoe>).

A barra encontra-se, hoje, parcialmente obstruída pela restinga do Cabedelo, de geometria variável. Segundo Pereira de Oliveira (1973), esta teve a sua origem no caudal sólido transportado pelo rio, com particular destaque para as situações de cheia. A combinação do caudal sólido com a ondulação marítima e os ventos dominantes associados à fisiografia das margens, são os factores principais responsáveis pela variabilidade da estrutura da restinga.

O estuário tem uma profundidade média de 8,2 metros (Vieira & Bordalo, 2000), possui um canal de navegação com 6 metros de profundidade e 60 metros de largura, mantido à custa de dragagens. A coluna de água apresenta uma baixa transparência (1,5 metros pelo disco de Secchi, média 1985-1991, *in* Bordalo, 1997) fruto do intenso transporte, deposição e ressuspensão de partículas que ocorre no interior do estuário.

O grosso da afluência de água doce ao estuário tem origem no curso principal do Douro. Desde a entrada em funcionamento da albufeira de Crestuma-Lever, o caudal médio anual é de cerca de  $466 \pm 19 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (1985-2000) variando, em termos diários, entre 0 e  $10\,990 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Cerca de 48% da afluência total ocorre durante os meses de Janeiro a Março.

No estuário, as marés são semi-diurnas e espaçadas, sensivelmente, de 6 horas. A amplitude máxima ronda os 3,7 m, na embocadura, e os 3,5 m no sector superior do

estuário (Anónimo, 2000). As alturas médias rondam 2,8 e 2,6 m, respectivamente, o que confere uma característica de estuário mesotidal.

A energia da maré dissipa-se, na preiamar, no interior do estuário. A propagação da onda de maré gera correntes fortes, que podem atingir valores da ordem de  $60 \text{ cm s}^{-1}$ , no fundo e à entrada da barra. A análise combinada da altura de maré, corrente longitudinal e salinidade indica a presença de uma clara assinatura de onda estacionária (Vieira & Bordalo, 2000). Assim sendo, a velocidade máxima de penetração da cunha salina encontra-se desfasada 3 horas relativamente ao estófo da maré, ocorrendo este mais tarde. Concomitantemente, a velocidade máxima de vazante surge durante a meia maré baixa.

Na cabeceira do estuário não se regista amplificação notória da maré e existe uma diferença de cerca de uma hora entre a barra e Crestuma-Lever. Possivelmente, ocorrem fenómenos de fricção que conduzem ao comportamento sincronizado da maré no seu interior. A força da maré não é suficiente para misturar a coluna de água quando o caudal é reduzido, dando origem à estratificação vertical que caracteriza o estuário do Rio Douro, ao contrário do que habitualmente acontece nos restantes estuários portugueses (Vieira & Bordalo, 2000).

A intrusão salina no estuário do Rio Douro é função de dois factores principais (i) caudal do rio e (ii) tipo de maré (Bordalo 1991, Vieira & Bordalo, 2000). De acordo com os limites de intrusão é possível dividir o estuário em três zonas: inferior, entre a barra e a ponte da Arrábida (2,6 km de extensão, 645 m de largura média), médio, até ao Freixo (2,5-7,5 km, 271 m de largura) e superior (7,5-21,6 km, 333 m de largura) (Bordalo, 1991).

O padrão de intrusão indica que o estuário do Rio Douro é estratificado horizontal e verticalmente e dependente do regime de descargas da barragem de Crestuma-Lever. Em situação de baixo-médio caudal ocorre uma pronunciada estratificação vertical da coluna de água, existindo uma cunha salina evidente (água mais salgada no fundo e água doce/salobra à superfície). O alcance horizontal da cunha salina, no interior do estuário, depende do fluxo de água doce descarregado. Por exemplo, para valores de caudal da ordem dos  $800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , a intrusão salina fica confinada ao estuário inferior. Deste modo, no

estuário médio e superior, em qualquer situação de maré, a coluna de água é sempre homogénea, constituída apenas por água doce, cuja direcção do fluxo é no sentido da barra.

A zona do estuário médio, compreendido entre as pontes D. Maria II e do Freixo, é localmente influenciada pelos rios Tinto e Torto (Porto/Gondomar) e a Ribeira de Quebrantões (V. N. Gaia). O regime destes cursos de água depende, em grande medida, da precipitação atmosférica, pelo que a acção efectiva do caudal tem maior expressão nos períodos mais chuvosos (Bordalo, 2000). Os afluentes continuam a receber esgotos urbanos e efluentes industriais não tratados, sendo a concentração no sedimento de metais, como por exemplo o cádmio, particularmente elevada (Bordalo *et al.*, 1988). Para além das inúmeras indústrias instaladas, deve ser referido o potencial lexivante do aterro da Lipor nas cabeceiras do Rio Tinto.

O efeito das marés cria a existência de algumas zonas intertidais de extensão limitada, fruto da morfologia das margens. O maior banco intertidal encontra-se na zona terminal do estuário, correspondendo a 40% da área total do sector inferior, maioritariamente constituídas por sedimentos arenosos. A progressiva utilização das margens reduziram fortemente as zonas de sapal (Bordalo, 1997). Os sedimentos intertidais estão, actualmente, sujeitos a planos de remoção por dragagem. Essa área do sector inferior do estuário do Rio Douro parece funcionar como um local importante em termos de produtividade primária e como armadilha de nutrientes (Magalhães, 1999).

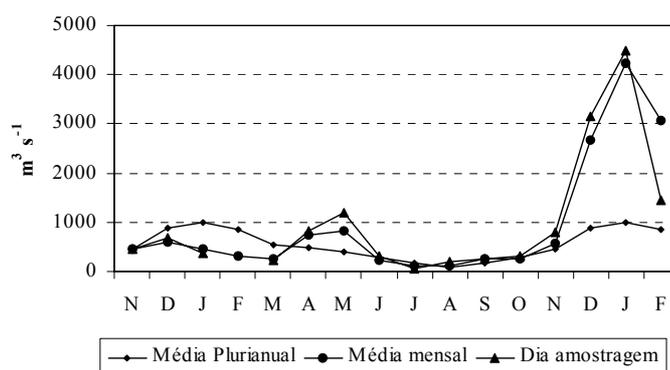
A totalidade do percurso urbano do estuário (sectores inferior e médio) continuam ainda hoje a receber esgotos urbanos não tratados do Porto, V.N. Gaia e Gondomar. A contaminação fecal é apreciável, sendo a qualidade, inclusive, incompatível com o contacto directo de acordo com a legislação em vigor (DL236/98) (Bordalo, 1991; 1994; 2001). A contaminação do estuário inferior é, essencialmente, de origem orgânica. A contaminação por metais pesados está, maioritariamente, localizada na Ribeira da Granja, sendo o zinco, cobre, crómio e chumbo os poluentes que apresentam concentrações mais elevadas (Mucha *et al.*, 1998).

## RESULTADOS

A caracterização física e química do estuário do Rio Douro foi realizada em dois locais distintos Cabedelo, perto da barra, e Areíño de Oliveira do Douro, 7 Km a montante da barra. Foram efectuadas 16 campanhas de amostragem, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001. No Areíño de Oliveira do Douro, as campanhas tiveram início em Março de 2000, perfazendo um total de 14 amostragens.

O caudal médio diário afluyente ao estuário do Rio Douro, nos dias de amostragem variou entre 359 e 4494  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ , não sendo significativamente diferente da média mensal (ANOVA  $F=0,077$   $p=0,9305$ ) (Figura 3).

O período de amostragens caracterizou-se por duas situações anómalas, em termos de caudal. Após um Inverno particularmente seco em 1999/2000, em que o fluxo de água doce foi 59% inferior à média plurianual, ocorreu o aumento de caudal nos meses de Abril e Maio de 2000. A partir de Dezembro de 2000 e até Fevereiro de 2001, o valor médio diário foi sempre superior a 1000  $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ , tendo ocorrido seis episódios de cheias, com destaque para os meses de Dezembro e Janeiro (Figura 3).



**Figura 3.** Variação mensal no caudal do dia de amostragem e do caudal médio diário afluyente ao estuário do Rio Douro, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001 (dados CPPE).

### 3.2.1 Cabedelo

Os valores médios, e respectivos desvio-padrão, mínimo e máximo dos vários parâmetros físicos, químicos e biológicos medidos ao longo dos meses de estudo estão resumidos na Tabela 2. A caracterização ambiental do Cabedelo iniciou-se em Novembro de 1999 prolongando-se até Fevereiro de 2001. Contudo, nos meses de Fevereiro e Março de 2000 não foram realizadas campanhas de amostragem neste local. Nas tabelas 3 e 4 são apresentadas as correlações entre as diversas variáveis ambientais e o caudal diário e a salinidade, respectivamente.

A profundidade média na zona de amostragem do Cabedelo foi de 5,3 m, sendo o valor máximo registado de 7,6 m.

**Tabela 2.** Valores médios, mínimo e máximo dos vários parâmetros ambientais, medidos no Cabedelo, a duas profundidades *superfície* e *fundo*, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001,  $n=16$  (dp=desvio padrão; min=valor mínimo encontrado; máx=valor máximo encontrado).

	Unidade	<i>Superfície</i>				<i>Fundo</i>			
		<i>média</i>	<i>dp</i>	<i>min</i>	<i>máx</i>	<i>média</i>	<i>dp</i>	<i>min</i>	<i>máx</i>
Salinidade	ups	5,87	7,67	0,05	21,24	23,15	15,36	0,08	36,09
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	13902	13902	107	318400	31889	23821	141	60460
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	15,02	4,41	8,99	22,67	14,43	2,80	8,96	19,00
O <sub>2</sub> dissolvido	$\text{mg l}^{-1}$	10,17	2,18	6,53	14,51	9,18	2,37	6,74	14,88
Saturação O <sub>2</sub>	%	101	16	80	137	101	18	73	141
pH	-	7,75	0,43	7,02	8,39	7,78	0,36	6,96	8,20
Turbidez	NTU	26,34	39,04	3,00	123,50	29,76	43,93	2,30	129,30
Colif. fecais	UFC 100ml <sup>-1</sup>	22095	27792	336	76800	14811	19185	100	66400
Nutrientes	( $\mu\text{M}$ )								
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		19,29	12,39	5,61	48,34	18,78	8,77	6,46	33,71
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		91,69	42,07	24,92	167,94	57,69	54,43	3,65	167,94
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		0,92	0,49	0,06	1,89	0,83	0,42	0,37	1,57
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		1,55	0,49	0,94	2,38	1,03	0,67	0,21	2,38
Si		56,54	28,48	6,89	91,26	30,45	28,85	4,78	77,58
Clorofila <i>a</i>	$\text{mg m}^{-3}$	2,69	1,57	1,16	6,93	3,66	3,23	0,84	14,12

**Tabela 3.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre o caudal diário e variáveis ambientais, medidas no Cabedelo, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001.  $N$  – número de casos;  $\rho_s$  – coeficiente de correlação de Spearman;  $p$  – nível de significância e \* - correlações significativas, para um nível de significância de 5%.

Caudal	Superfície			Fundo		
	$N$	$\rho_s$	$p$	$N$	$\rho_s$	$p$
Temperatura	15	-0,829*	0,000*	15	-0,668*	0.007*
Salinidade	15	-0,832*	0,000*	15	-0,521*	0.046*
Transparência	14	-0,759*	0,002*	14		
O <sub>2</sub> dissolvido	15	0,742*	0,002*	15	0,453	0,089
Saturação	15	0,507	0,054	15	0,218	0,435
pH	15	-0,075	0,791	15	-0,195	0,486
Turbidez	15	0,902*	0,000*	13	0,830*	0.000*
Condutividade	15	-0,807*	0,000*	15	-0,361	0,187
Colif. fecais	12	-0,165	0,609	13	-0,278	0,358
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	13	-0,242	0,426	14	0,235	0,418
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	13	0,423	0,150	14	0,248	0,392
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	13	0,698*	0,008*	14	0,305	0,288
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	13	0,324	0,280	14	0,473	0,088
Si	13	0,418	0,156	14	0,191	0,513
Clorofila <i>a</i>	13	-0,209	0,494	11	-0,636*	0.035*

A transparência da água expressa pelo disco de Secchi variou entre 0,15 m e 3,20 m, com uma transparência média de 1,41 m. A menor transparência ocorreu nos meses de Inverno de 2000-2001, enquanto que os valores mais elevados registaram-se no Verão, nos meses de Julho e Agosto de 2000. Verificou-se que existe uma correlação negativa e significativa entre a transparência da coluna de água e o caudal (Tabela 3), havendo diminuição da transparência com o aumento do caudal.

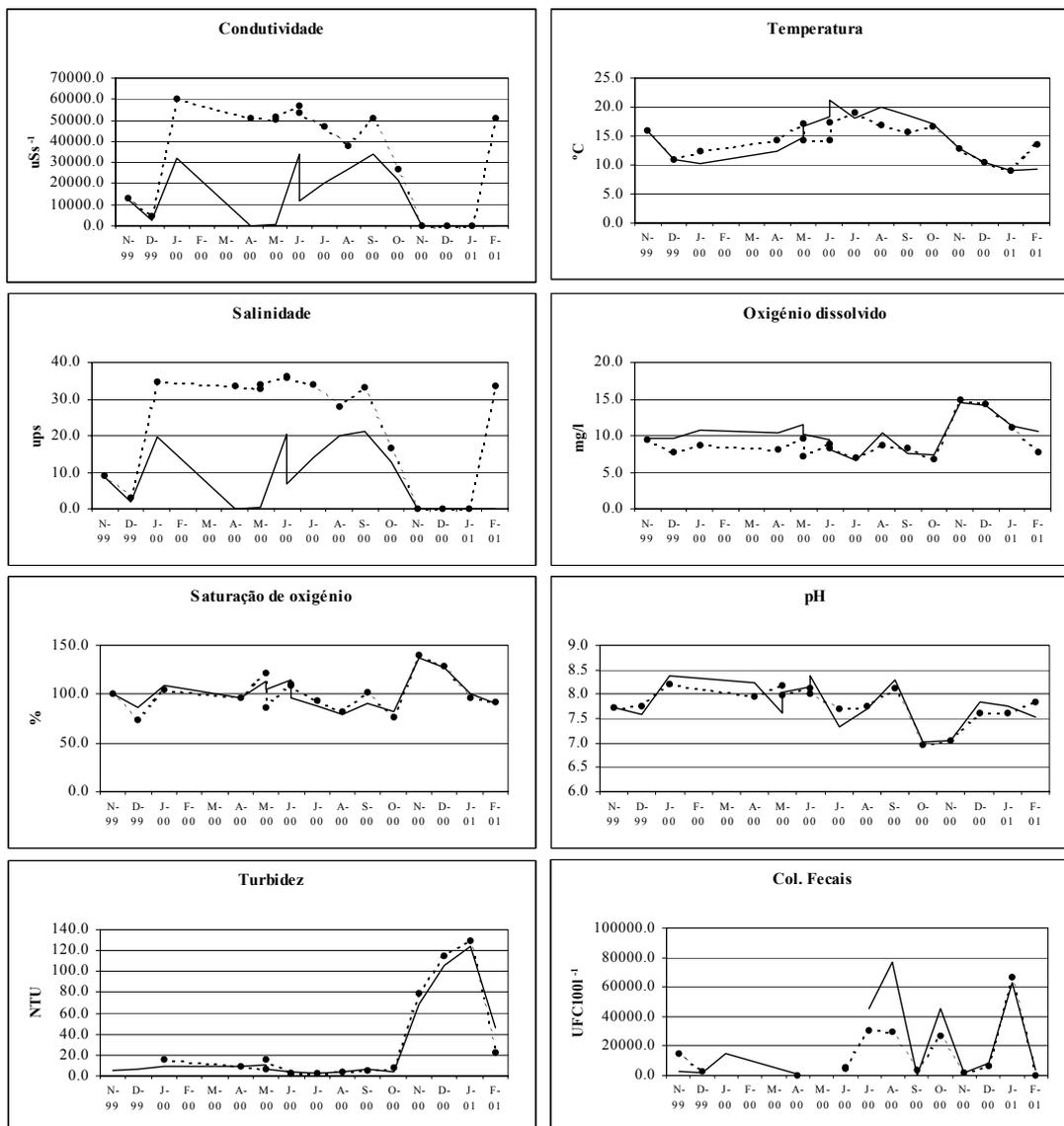
A evolução dos parâmetros condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez, assim como do número de coliformes fecais, ao longo dos meses de estudo está representada na Figura 4.

**Tabela 4.** Coeficiente de correlação de *Spearman* ( $\rho_s$ ) entre a salinidade e variáveis ambientais, medidas no Cabedelo, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001.  $N$  – número de casos;  $\rho_s$  – coeficiente de correlação de *Spearman*;  $p$  – nível de significância e \* - correlações significativas, para um nível de significância de 5% .

Salinidade	Superfície			Fundo		
	$N$	$\rho_s$	$p$	$N$	$\rho_s$	$p$
Temperatura	15	0,614*	0,015*	15	0,486	0,066
Transparência	14	0,642*	0,013*			
O <sub>2</sub> dissolvido	15	-0,652*	0,008*	15	-0,411	0,128
Saturação	15	-0,436	0,104	15	-0,018	0,950
pH	15	0,249	0,372	15	0,704*	0,003*
Turbidez	15	-0,734*	0,002*	13	-0,687*	0,010*
Colif. fecais	12	0,278	0,382	13	-0,129	0,674
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	13	0,496	0,085	14	-0,204	0,483
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	13	-0,124	0,687	14	-0,666*	0,009*
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	13	-0,758*	0,003*	14	-0,705*	0,005*
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	13	0,066	0,830	14	-0,178	0,543
Si	13	-0,587*	0,035*	14	-0,516	0,059
Clorofila <i>a</i>	13	0,014	0,964	11	0,645*	0,032*

A salinidade foi, quase sempre, superior no fundo, com excepção dos meses de caudal mais elevado (Novembro e Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001), em que desceu para valores de zero, ao longo de toda a coluna de água. Nos restantes meses constataram-se diferenças significativas entre os valores de superfície e os valores de fundo (ANOVA  $F=10,346$ ;  $p=0,0037$ ). Na superfície, nunca foi detectada a presença de água do mar (salinidade  $\geq 30$ ), aparecendo somente no fundo.

Em termos globais, a temperatura não variou significativamente entre a superfície e o fundo. Nos meses de Verão (Junho a Agosto) os valores foram significativamente superiores aos de Inverno (Dezembro a Fevereiro) (ANOVA  $F=29,250$   $p=0,0000$ ). Tal como seria de esperar, verificou-se a existência de um padrão sazonal típico, com a temperatura a aumentar a partir da Primavera até ao final do Verão, altura em que começou, novamente, a diminuir.



**Figura 4.** Evolução mensal da condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez e número de coliformes fecais medidos no Cabedelo, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001, valores de superfície - linha contínua e valores de fundo - linha tracejada.

A concentração de oxigénio dissolvido e a respectiva saturação não variaram significativamente ao longo das estações do ano (ANOVA  $F= 1,413$   $p= 0,2590$ ;  $F= 0,419$   $p= 0,7401$ , respectivamente). Porém os valores foram menores durante a época estival. Nos meses de cheias os valores registados foram os mais elevados. A concentração de oxigénio dissolvido na água, presente no Cabedelo foi superior à superfície do que no

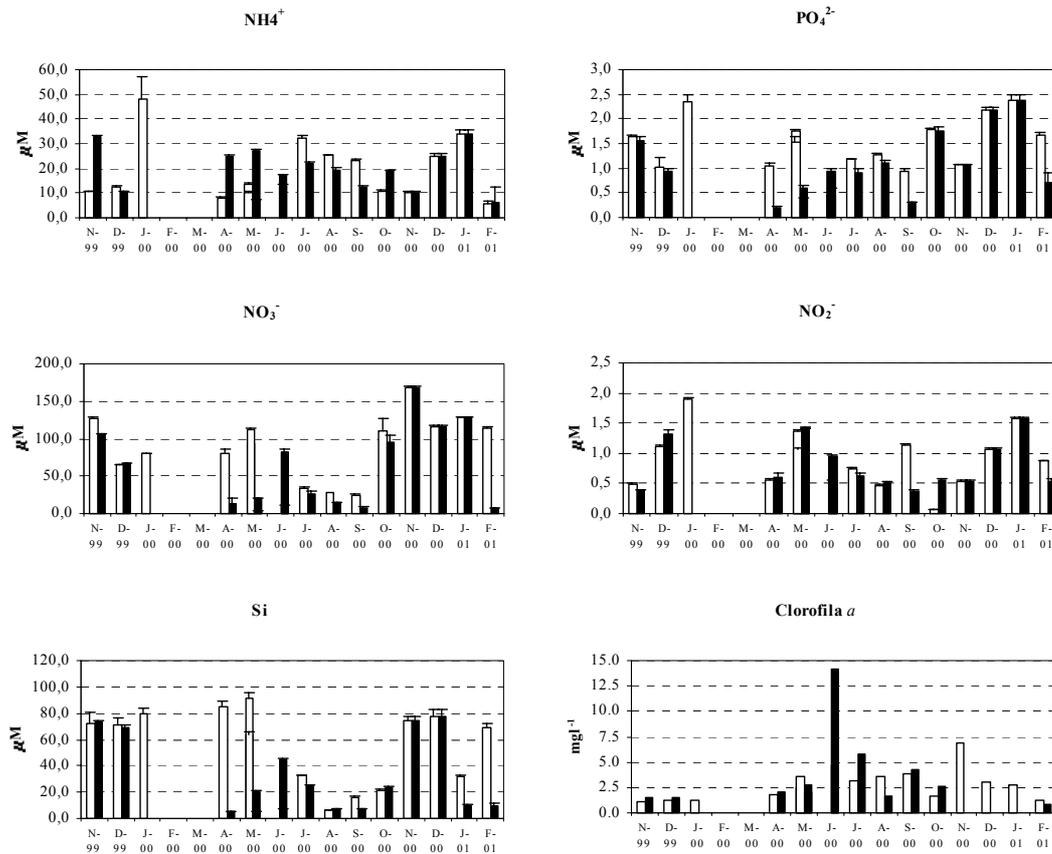
fundo (ANOVA  $F= 4,780$ ;  $p= 0,0387$ ), não se verificando, contudo, diferenças significativas na saturação deste gás.

Ao longo do estudo o pH mostrou uma tendência para a diminuição ( $p<0,05$ ), exibindo os valores uniformidade entre a superfície e o fundo.

Os valores mais elevados de turbidez foram registados nos meses de menor caudal, atingindo valores superiores a 100 NTU. Nos restantes meses, os valores foram sempre inferiores a 20 NTU. Verificou-se que existem diferenças significativas entre os meses de Inverno e os de Verão (ANOVA  $F= 9,730$   $p= 0,0002$ ). Contudo, houve uniformidade entre a superfície e o fundo desta zona do estuário (ANOVA  $F= 0,045$   $p= 0,8336$ ).

O número de coliformes fecais foi bastante irregular ao longo dos meses de estudo, não sendo possível identificar um padrão de variação uniforme. Porém, no Verão os valores de contaminação fecal foram significativamente superiores aos das restantes estações do ano (ANOVA  $F=3,465$   $p=0,03455$ ). Apesar dos valores de superfície serem superiores aos de fundo, não diferiram estatisticamente dos valores deste (ANOVA  $F= 0,235$   $p= 0,6343$ ).

A variação mensal da concentração dos nutrientes amónia, fosfato, nitrato, nitrito e sílica, assim como da clorofila *a* no Cabedelo está patente na Figura 5.



**Figura 5.** Variação mensal da concentração de amónia ( $\text{NH}_4^+$ ), fosfato ( $\text{PO}_4^{2-}$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), sílica (Si) e clorofila *a* no Cabedelo, entre Novembro de 1999 e Fevereiro de 2001, a duas profundidades, superfície (colunas a branco) e fundo (colunas a preto). Para os vários nutrientes analisados são apresentados os respectivos desvios padrão (quando estes são muito reduzidos, não são passíveis de serem visualizados).

Não se verificaram diferenças significativas entre a concentração de amónia e nitrito ao longo da coluna de água. Contudo, os valores de fosfato, nitratos e sílica foram significativamente superiores à superfície, em relação ao fundo (ANOVA  $F=11,580$   $p=0,0027$ ;  $F=8,953$   $p=0,0069$  e  $F=6,895$   $p=0,0158$ , respectivamente).

No Inverno, principalmente nos meses de cheia, registaram-se os valores mais elevados de fosfato e de nitrato dissolvidos na água, e houve redução da concentração destes nutrientes nos meses de Verão. Em termos globais, nas amostras de fundo, o aumento da salinidade foi acompanhado pela redução desses dois importantes nutrientes (Tabela 4).

As concentrações de nitrito oscilaram bastante ao longo dos meses, verificando-se diferenças significativas entre as estações (ANOVA  $F= 6,071$   $p= 0,0029$ ), sendo a Primavera e o Inverno os que apresentaram concentrações mais elevadas deste nutriente.

A concentração de clorofila *a* não variou significativamente entre a superfície e o fundo (ANOVA  $F=-1,130$   $p=0,2998$ ). Verificou-se que nos meses de Verão, a concentração foi significativamente superior (ANOVA  $F= 3,984$   $p=0,0208$ ) à dos restantes períodos. A inexistência de aumento de clorofila na Primavera foi compensada por um *bloom* superior a  $12 \text{ mg m}^{-3}$ , no início do Verão.

### 3.2.2 Areínho de Oliveira do Douro

Os valores médios e respectivos desvios padrão, mínimo e máximo dos vários parâmetros ambientais medidos ao longo dos meses de estudo estão resumidos na Tabela 5. A caracterização físico-química do Areínho de Oliveira do Douro foi realizada entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001, completando uma série anual. Nas Tabelas 6 e 7 são apresentadas as correlações entre as diversas variáveis ambientais e o caudal diário e a salinidade, respectivamente.

No Areínho a profundidade média foi de 9 metros, sendo a profundidade máxima de 12,6 metros.

A transparência média foi de 1,17 m, variando entre 0,12 e 2,5 m. Tal como no Cabedelo, também foram os meses de Verão a apresentar valores significativamente mais elevados (ANOVA  $F= 29,786$   $p= 0,0000$ ), com excepção de Março de 2000, em que a transparência foi de 2,2 metros. O caudal explicou 94,6% da variabilidade da transparência da coluna de água ao longo dos meses de estudo (Tabela 6).

**Tabela 5.** Valores médios, mínimo e máximo dos vários parâmetros ambientais, medidos no Areíno de Oliveira do Douro, a duas profundidades *superfície* e *fundo*, entre Março 2000 e Fevereiro de 2001,  $n= 14$  (dp-desvio padrão; min-valor mínimo encontrado; máx-valor máximo encontrado).

	Unidade	Superfície				Fundo			
		média	dp	min	máx	média	dp	min	máx
Salinidade	ups	2,78	3,97	0,00	10,00	13,17	14,70	0,00	34,00
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	4940	6360	124	16136	13430	17356	138	46000
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	15,71	5,07	8,71	22,70	14,36	3,66	8,73	20,30
O <sub>2</sub> dissolvido	$\text{mg l}^{-1}$	10,12	2,14	6,42	14,51	9,41	2,93	6,14	14,53
Saturação O <sub>2</sub>	%	102	17	76	130	96	18	70	133
pH	-	7,79	0,47	6,76	8,46	7,66	0,40	6,70	8,10
Turbidez	NTU	19,89	23,24	3,00	77,87	21,07	21,94	3,50	73,41
Coli, fecais	UFC 100ml <sup>-1</sup>	16856	21067	664	52000	9955	15745	320	48500
Nutrientes	$\mu\text{M}$								
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		18,45	12,10	5,65	49,76	18,34	11,76	4,77	43,50
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		91,36	41,24	22,49	173,24	71,81	50,20	2,62	173,24
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		0,79	0,27	0,38	1,261	0,72	0,27	0,37	1,26
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		1,34	0,30	0,80	1,82	1,17	0,26	0,84	1,78
Si		48,46	29,71	2,17	92,36	43,75	30,95	6,27	97,62
Clorofila <i>a</i>	$\text{mg m}^{-3}$	3,22	1,11	1,72	5,33	5,75	5,01	1,85	16,85

A evolução dos parâmetros condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez, assim como o número de coliformes fecais, ao longo dos meses de estudo está representada na Figura 6.

A salinidade foi, quase sempre, superior no fundo do que na superfície, excepto em Abril e Maio de 2000 e nos meses de cheias, em que não foram encontradas variações verticais. Nestes meses não se verificou a presença de estratificação vertical, sendo toda a coluna de água composta por água doce ou oligohalina ( $0,5 < \text{salinidade} < 5$ ). A salinidade dos meses de Verão foi significativamente superior (ANOVA  $F= 9,028$   $p= 0,0004$ ), embora só se tenha encontrado água do mar em profundidade.

A temperatura ao longo da coluna de água não foi significativamente diferente ( $F= 0,640$   $p= 0,4330$ ). No entanto, no Verão, a temperatura da água foi significativamente superior (ANOVA  $F= 25,985$   $p= 0,0000$ ), verificando-se a sazonalidade típica deste parâmetro, pois no Outono a temperatura começou a descer até aos valores mais baixos registados no Inverno.

**Tabela 6.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre o caudal diário e variáveis ambientais, medidas no Areíno de Oliveira do Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001.  $N$  – número de casos;  $\rho_s$  – coeficiente de correlação de Spearman ;  $p$  – nível de significância e \* - correlações significativas, para um nível de significância de 5% .

Caudal	Superfície			Fundo		
	$N$	$\rho_s$	$p$	$N$	$\rho_s$	$P$
Temperatura	13	-0,687*	0,010*	13	-0,835*	0,000*
Salinidade	13	-0,769*	0,002*	13	-0,758*	0,003*
Transparência	13	-0,946*	0,000*			
O <sub>2</sub> dissolvido	13	0,677*	0,011*	12	0,741*	0,006*
Saturação	13	0,011	0,972	13	0,588*	0,035*
pH	13	-0,069	0,823	13	-0,269	0,374
Turbidez	13	0,934*	0,000*	13	0,802*	0,001*
Condutividade	12	-0,713*	0,009*	12	-0,860*	0,000*
Colif. fecais	10	-0,406	0,244	12	-0,154	0,633
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	11	-0,564	0,071	13	-0,368	0,216
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	11	0,300	0,370	13	0,669*	0,012*
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	11	0,482	0,133	13	0,813*	0,001*
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	11	0,200	0,555	13	0,473	0,103
Si	11	0,709*	0,015*	13	0,852*	0,000*
Clorofila <i>a</i>	11	0,059	0,862	13	0,003	0,993

**Tabela 7.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho_s$ ) entre a salinidade e variáveis ambientais, medidas no Areíno de Oliveira do Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001.  $N$  – número de casos;  $\rho_s$  – coeficiente de correlação de Spearman ;  $p$  – nível de significância e \* - correlações significativas, para um nível de significância de 5% .

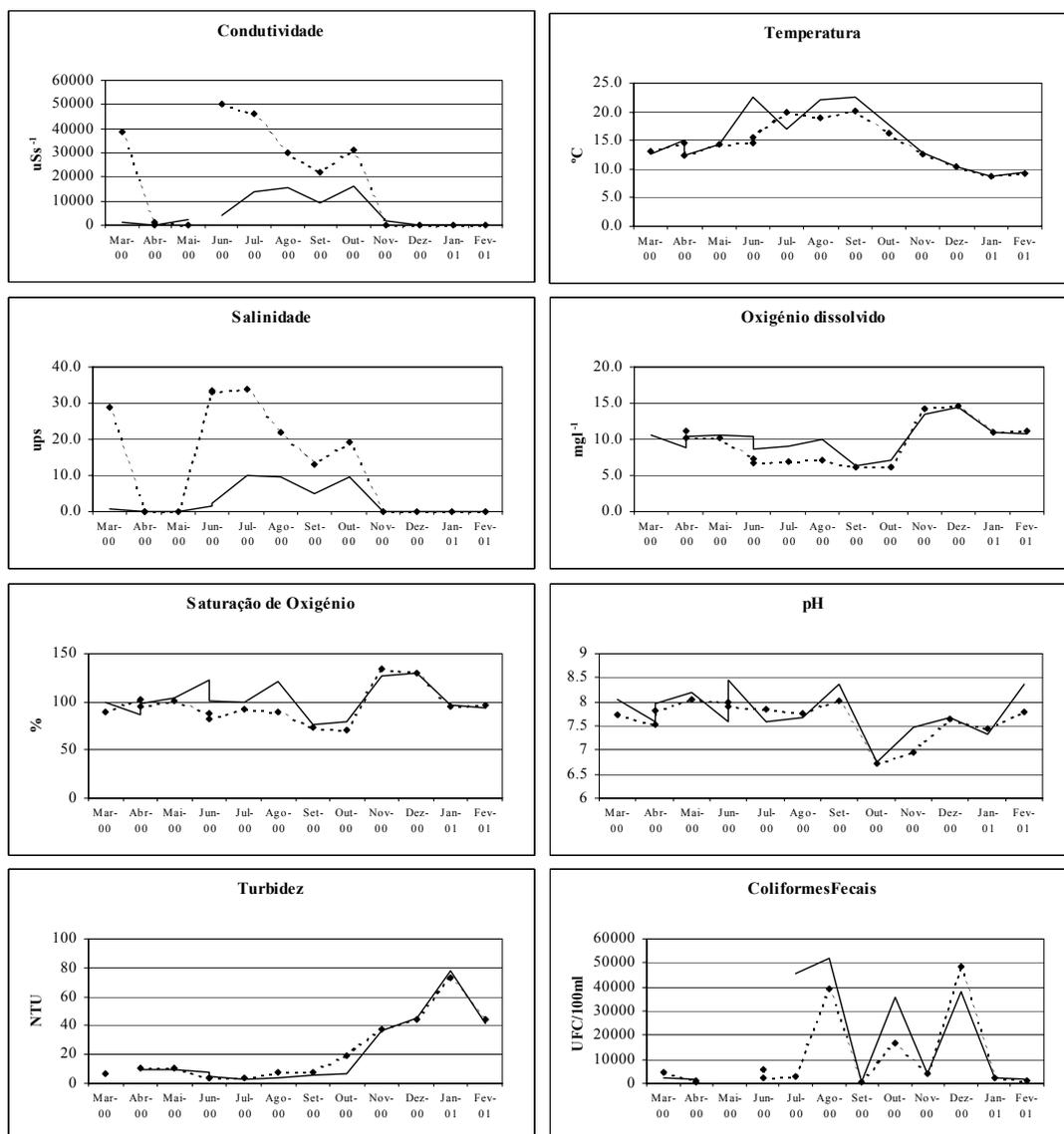
Salinidade	Superfície			Fundo		
	$N$	$\rho_s$	$p$	$N$	$\rho_s$	$p$
Temperatura	13	0,661*	0,014*	13	0,653*	0,016*
Transparência	13	0,693*	0,009*	13	0,709*	0,007*
O <sub>2</sub> dissolvido	13	-0,770*	0,002*	12	-0,674*	0,016*
Saturação	13	-0,263	0,385	13	-0,656*	0,015*
pH	13	-0,051	0,868	13	0,310	0,303
Turbidez	13	-0,819*	0,001*	13	-0,802*	0,001*
Colif. fecais	10	0,476	0,165	12	0,218	0,497
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	11	0,340	0,306	13	0,230	0,450
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	11	0,046	0,893	13	-0,584*	0,036*
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	11	-0,533	0,091	13	-0,711*	0,006*
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	11	0,152	0,656	13	-0,017	0,957
Si	11	-0,855*	0,001*	13	-0,819*	0,001*
Clorofila <i>a</i>	11	0,104	0,761	13	0,267	0,377

A concentração e a saturação de oxigénio apresentaram um padrão semelhante, ao longo dos meses de estudo, com redução durante a época estival. Os meses de Inverno foram os que apresentaram valores mais elevados. Verificou-se também, que no Inverno a concentração de oxigénio dissolvido na água foi significativamente superior (ANOVA  $F=4,514$   $p=0,0125$ ). Não foram detectadas diferenças significativas entre a superfície e o fundo do local amostrado para a concentração e saturação de oxigénio, respectivamente (ANOVA  $F=2,184$   $p=0,1558$ ;  $F=3,405$   $p=0,0799$ ).

O pH não sofreu alterações significativas nem ao longo da coluna de água (ANOVA  $F=0,413$   $p=0,5279$ ), nem entre as estações do ano (ANOVA  $F=2,264$   $p=0,1068$ ), mantendo-se, em média entre 7,79 e 7,66 na superfície e no fundo, respectivamente.

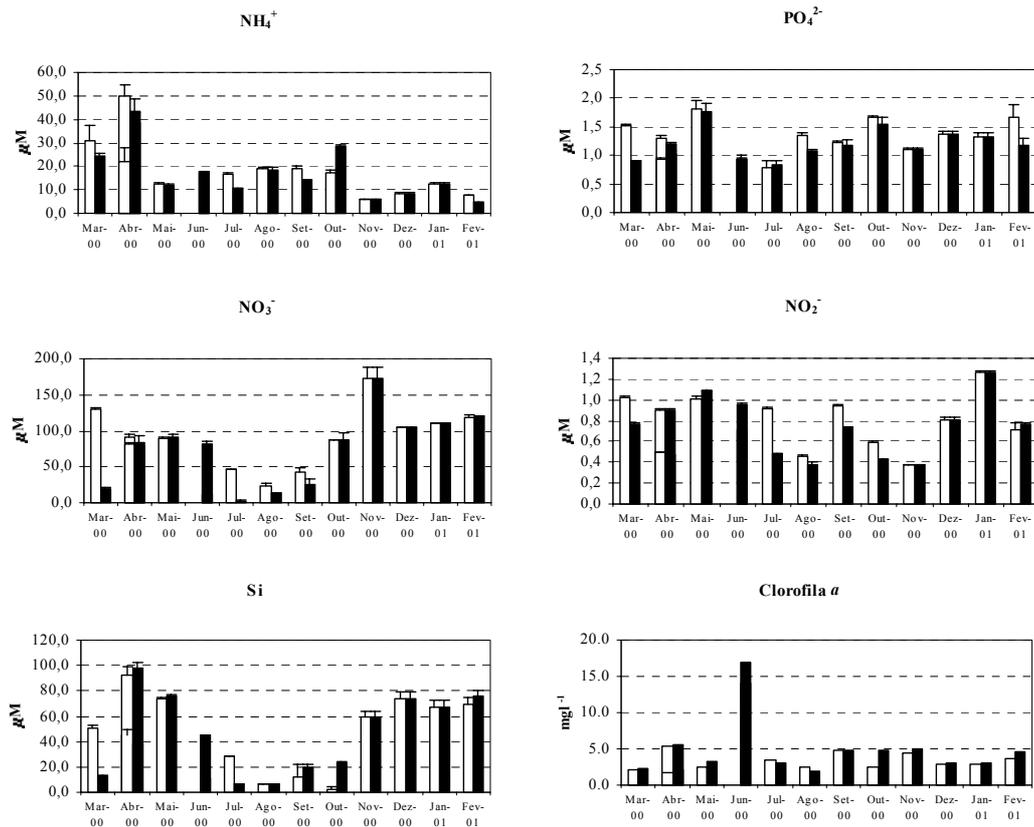
Nos meses de Inverno, a turbidez foi significativamente superior à dos restantes meses (ANOVA  $F=28,299$   $p=0,0000$ ), atingindo valores de 80 NTU. Nos restantes meses, a turbidez manteve-se razoavelmente constante, na ordem dos 10-20 NTU. Não se verificaram diferenças entre os valores de superfície e os de fundo (ANOVA  $F=0,260$   $p=0,6160$ ).

O número de coliformes fecais manteve-se reduzido nos meses de Primavera, aumentando no Verão. A partir desta altura a contaminação fecal variou bastante, sem ser possível definir um padrão de flutuação mensal. Não se registaram diferenças significativas entre a superfície e o fundo (ANOVA  $F=0,538$   $p=0,4738$ ).



**Figura 6.** Evolução mensal da condutividade, temperatura, salinidade, oxigénio dissolvido, saturação de oxigénio, pH, turbidez e número de coliformes fecais medidos no Areinho de Oliveira do Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001, valores de superfície - linha contínua e valores de fundo - linha tracejada.

Na Figura 7, está representada a evolução da concentração dos nutrientes estudados, assim como da clorofila *a* presentes no Areinho de Oliveira do Douro, ao longo dos meses de estudo.



**Figura 7.** Variação mensal da concentração de amónia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), fosfato (PO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), sílica (Si) e clorofila *a* no Areinho de Oliveira do Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001, a duas profundidades superfície (colunas a branco) e fundo (colunas a preto). Para os vários nutrientes analisados são apresentados os respectivos desvios padrão (quando estes são muito reduzidos, não são passíveis de serem visualizados).

As concentrações dos vários nutrientes foram uniformes ao longo da coluna de água, não tendo sido detectadas diferenças significativas entre os valores de superfície e os de fundo (ANOVA  $F= 0,071$   $p= 0,7918$  - amónia;  $F= 2,151$   $p= 0,1597$  - fosfato;  $F= 2,384$   $p= 0,1399$  - nitrato;  $F= 0,721$   $p= 0,4071$  - nitrito;  $F= 0,004$   $p= 0,9501$  - sílica). Todos os nutrientes, excepto o nitrito, variaram significativamente ao longo do ano. De uma maneira geral, os meses de Verão apresentaram as concentrações mais baixas, quer à superfície, quer no fundo. Em relação à amónia, as concentrações mais elevadas foram as da Primavera e as mais baixas registaram-se nos meses de cheias (ANOVA  $F= 6,494$   $p= 0,0026$ ). Por outro lado, o teor em fosfato diminuiu ligeiramente no Verão.

As concentrações de nitrato e de sílica apresentaram um padrão similar e típico, com valores significativamente mais baixos no Verão do que nas restantes estações do ano (ANOVA  $F= 3,298$   $p= 0,0394$ ;  $F= 6,610$   $p= 0,0024$ , respectivamente). A concentração de nitrito manteve-se, de um modo geral, uniforme, com excepção de Janeiro de 2001, em que atingiu valores elevados e da ordem dos  $1,2 \mu\text{M}$ .

A concentração de clorofila *a* não variou significativamente entre a superfície e o fundo (ANOVA  $F= 2,097$   $p= 0,1647$ ), mantendo-se, mais ou menos constante, ao longo dos meses e na ordem dos  $4 \text{ mg m}^{-3}$ , com excepção de Junho de 2000, que atingiu valores superiores a  $15 \text{ mg m}^{-3}$ .

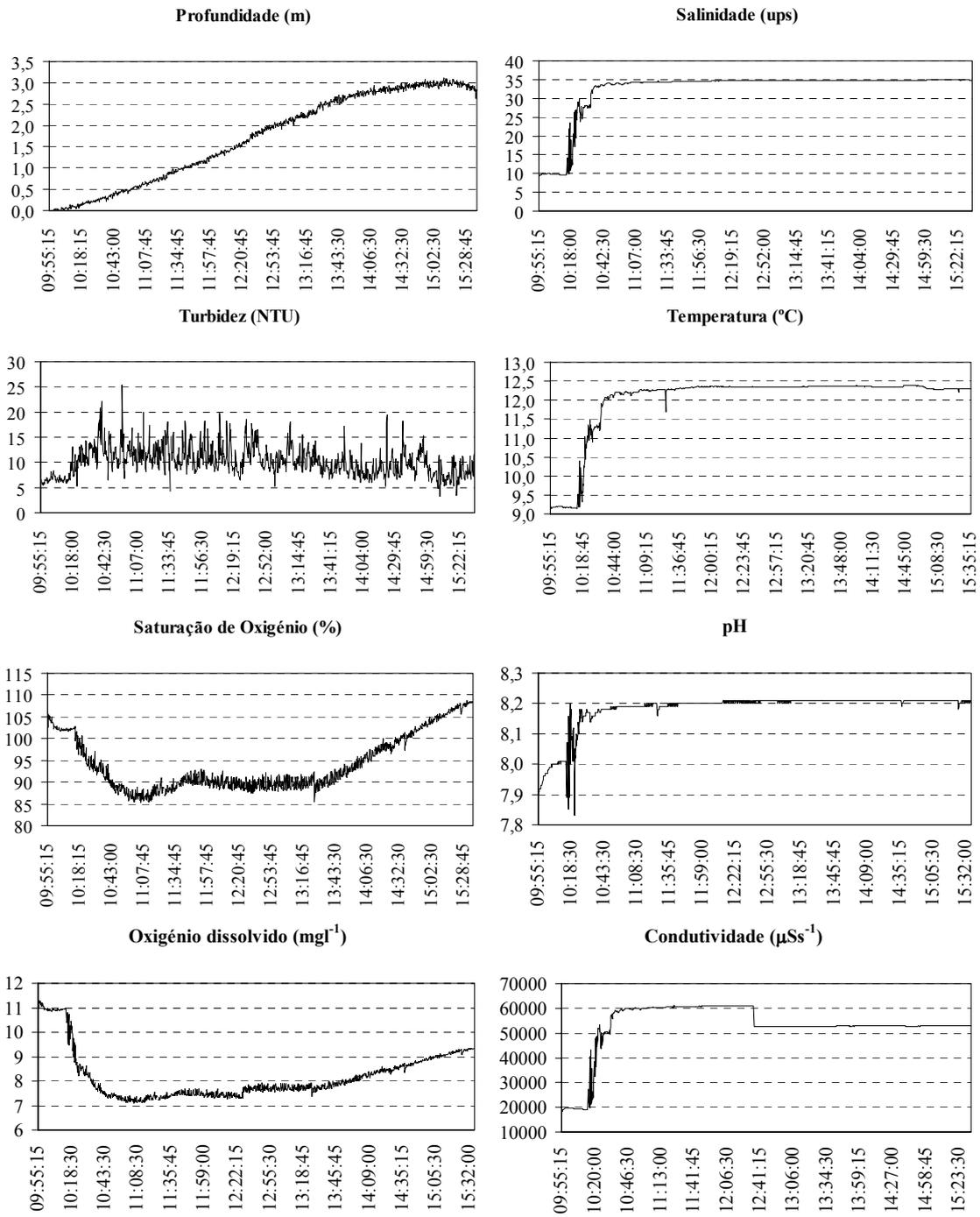
A maioria dos parâmetros analisados não revelou diferenças entre os dois locais amostrados, Cabedelo e Areíno de Oliveira do Douro, com excepção da salinidade, condutividade e clorofila *a*. A salinidade e condutividade foram superiores no Cabedelo, do que no Areíno de Oliveira do Douro (ANOVA  $F=12,655$   $p= 0,0010$ ;  $F= 7,646$   $p= 0,0077$ , respectivamente). Contudo, a concentração de clorofila *a* foi significativamente superior no Areíno de Oliveira do Douro (ANOVA  $F= 5,088$   $p= 0,0285$ ). De uma maneira geral, verificou-se que à superfície, tanto o cauda fluvial como a salinidade, estiveram significativamente correlacionados com as mesmas variáveis, em ambos os locais de amostragem. No entanto, nos valores de fundo constatou-se que no Areíno de Oliveira do Douro, o caudal esteve correlacionado com maior número de variáveis do que a salinidade, denotando a maior influência continental a que este local esteve sujeito.

### 3.2.3 Meio ciclo de maré

O estudo foi realizado numa situação de Inverno em Janeiro de 2000 na zona da estação do Cabedelo (Figura 8). A amostragem teve início na enchente (09h 55min) e terminou logo após o estófo da maré alta (15h 15min). Durante o período de estudo a amplitude da maré

foi de 3,16 metros. O caudal durante este período variou entre 351 e 522 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>. No entanto, no dia de amostragem, o caudal afluente ao estuário esteve compreendido entre 0 e 613 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

Foram feitas medições da salinidade, condutividade, temperatura, turbidez, oxigénio dissolvido e saturação do gás, assim como do pH, em intervalos de 15 segundos. Entre as 10h:18min e as 10h:46min foi bem visível a mudança da maré. Ao fim de, aproximadamente, trinta minutos a salinidade passou de 9,27 para 34,94 ups, mantendo-se constante pelas cinco horas seguintes. A temperatura aumentou, assim como o pH. Nesse intervalo de tempo houve substituição da água salobra do estuário, por água do mar. Durante as primeiras horas da enchente, após a inversão salina, foi notório o aumento da turbidez, acompanhado pela redução da saturação em oxigénio, para valores inferiores a 90%. Este facto testemunha os intensos fenómenos de ressuspensão de sedimentos finos que ocorrem na zona da barra nesse período da maré. Cerca de duas horas antes do estofo da preia-mar a redução da turbidez foi acompanhada pela oxigenação da água.



**Figura 8.** Variação da profundidade (relativamente ao início do estudo), salinidade, turbidez, temperatura, saturação de oxigênio, concentração de oxigênio dissolvido e condutividade, ao longo de meio ciclo de maré, em Janeiro de 2000, perto da barra do estuário do Rio Douro.

## DISCUSSÃO

O estudo de caracterização física, química e biológica dos dois locais de amostragem – Cabedelo e Areíno de Oliveira do Douro, teve como objectivo a avaliação da qualidade da água das zonas de amostragem.

O período de estudo, de Novembro de 1999 a Fevereiro de 2001, foi atípico em termos de variação sazonal do caudal. O Inverno de 1999-2000 foi particularmente seco, seguido de uma Primavera chuvosa que provocou o engrossamento do caudal (Figura 3). Por outro lado, os meses de Novembro e Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001 foram meses de cheias, com caudais superiores aos habituais para essa época do ano. As constantes descargas das barragens, incluindo a de Crestuma-Lever, fomentaram caudais médios diários afluentes ao estuário superiores a  $9\,000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ . Nos períodos de caudal superior a  $3000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$  seria de esperar, mesmo na preia-mar, ausência de intrusão salina e, concomitantemente uma coluna de água constituída, unicamente, por água doce (Vieira & Bordalo, 2000), o que se verificou durante o período de estudo. Devido à ausência de intrusão salina, constatou-se ser a massa de água nos dois locais de amostragem, durante a enchente, muito semelhante, de acordo com a análise das diferentes características da qualidade da água.

O aumento do caudal, durante os períodos citados, conduziu ao notório aumento da turbidez e da concentração de alguns nutrientes, constatado pelas correlações entre este parâmetro e as outras variáveis ambientais (Tabelas 3 e 6). Os restantes parâmetros, nomeadamente a temperatura, também foram influenciados, mas em menor escala, prevalecendo a acção da sazonalidade na variação dessas características abióticas.

Os elevados valores de turbidez resultaram do aumento da matéria em suspensão, para valores superiores a  $100\text{ mg l}^{-1}$  (Bordalo, *com. pess.*). A diminuição da transparência da coluna de água foi mais notória no Cabedelo, onde se registaram os valores mais elevados de turbidez. A proximidade à barra e consequentes fenómenos de ressuspensão, patentes

nessa zona de confluência de diferentes massas de água e de estrangulamento com aumento da velocidade, podem ter potenciado o efeito dos elevados caudais.

Apesar das reduzidas dimensões, o estuário do Rio Douro não é um sistema homogéneo, exibindo uma estratificação vertical e horizontal, presente durante quase todo ao ano, excepto durante os períodos de elevado caudal. O Cabedelo apresentou-se como um local de grande hidrodinamismo, onde a estratificação vertical foi mais notória. Verificou-se que a entrada de água do mar faz-se pelo fundo e que existe uma relação entre o caudal e a maior ou menor penetração da cunha salina, tal como fora anteriormente verificado por Bordalo (1991) e Vieira & Bordalo (2000). Segundo Bordalo (1997) a salinidade funciona como um bom indicador da massa de água presente neste sistema. Este estudo confirma a salinidade como principal factor responsável pelas diferenças nas características físicas e químicas observadas nos dois locais de amostragem, como se pode verificar através das correlações encontradas (Tabelas 4 e 7).

A temperatura do estuário foi, em média, próxima dos 15°C, não se tendo registado grandes amplitudes entre a superfície e o fundo, nos dois locais amostrados. As variações sazonais foram as usuais para este parâmetro, com as temperaturas mais elevadas no Verão e as mais baixas no Inverno.

Apesar de eutrofizadas, as águas nos dois locais de amostragem apresentaram-se razoavelmente oxigenadas, com valores de saturação perto dos 100%. Todavia, no período estival foi possível verificar quebras de saturação para valores de 70-80%, particularmente nas camadas de água junto ao fundo (Figuras 4 e 6).

A contaminação microbiológica do sistema mostrou elevadas flutuações dependentes, claramente de factores externos ao sistema. A maior ou menor proximidade a locais de emissão de esgotos, assim como os níveis de correntes superficiais sentidos no dia da amostragem são indicados como os principais factores responsáveis pela elevada variabilidade de contaminação fecal detectada neste estudo. A contaminação fecal do estuário foi elevada, atingindo valores médios superiores aos recomendados pelo DL 236/98 (DL, 1998). No Cabedelo a contaminação foi superior à registada no Areíinho de

Oliveira do Douro. A entrada em funcionamento da ETAR do Freixo, perto do local de amostragem do Areíño de Oliveira do Douro, pode ter estado na origem dos valores mais reduzidos de contaminação fecal. Por outro lado, os elevados níveis encontrados no Cabedelo foram devidos à relativa proximidade deste local de amostragem com a descarga em profundidade do emissário suburbano que transporta, ainda sem tratamento, 80% dos esgotos da cidade do Porto (Bordalo, 1991).

Dado o regime de caudal ocorrido durante os meses de estudo, que foi diferente do registado nos últimos quinze anos, a tradicional fluorescência primaveril do fitoplâncton não ocorreu, tendo-se registado o aumento da biomassa (clorofila *a*) apenas a partir de finais de Junho, quer na baixa-mar (Bordalo, *com. pess.*), quer na enchente (Figuras 5 e 7). Aliás, o valor médio da coluna de água, para a estação do Cabedelo,  $3,2 \text{ mg m}^{-3}$  foi inferior à média plurianual de  $4,0 \text{ mg m}^{-3}$  (Bordalo, 1991).

O teor em nutrientes, particularmente em compostos azotados, reflecte o estado eutrofizado em que as águas do estuário do Rio Douro se encontraram, anteriormente já assinalado por Magalhães (1999). Os valores obtidos foram da ordem de grandeza dos detectados anteriormente (Abreu & Duarte, 2000) e superiores, por exemplo aos do estuário do Mondego (Ribeiro, 1991) e do Sado (Abreu & Duarte, 2000). O excesso de nitratos foi bem patente, através da relação N:P compreendida entre 72,2 e 82,5 para o Cabedelo e Areíño de Oliveira do Douro, respectivamente, comparativamente com a relação habitual de 16:1 proposta por Redfield (1934).

De um modo geral, o Cabedelo apresentou-se como um local de maior hidrodinamismo, onde, como seria de esperar, a influência costeira se fez sentir com maior intensidade, principalmente junto ao fundo. Todavia, a influência continental, ainda que em menor escala, também foi registada. Por outro lado no Areíño de Oliveira do Douro, a maior influência foi, claramente, continental, sendo a costeira mais esbatida e restrita às camadas de água de fundo, fruto da intrusão salina.

## ***CAPÍTULO IV***

# **ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DO RIO DOURO**

## **INTRODUÇÃO**

### **Estados larvares**

A maioria dos peixes marinhos produz ovos pelágicos que são fertilizados externamente, dos quais eclodem larvas pelágicas. A diversidade e complexidade das primeiras fases de desenvolvimento dos peixes é tal que foram desenvolvidos múltiplos sistemas classificativos para a descrição desses estados de desenvolvimento. Numa classificação mais simplista, o ovo, que após a fertilização ou activação contém um embrião em desenvolvimento, eclode numa larva que, após ter sofrido metamorfose, se transforma num juvenil. Como todas as generalizações, esta definição menospreza uma complexa sequência de eventos envolvendo alterações anatómicas, fisiológicas, comportamentais, incluindo as relacionadas com a ecologia dos indivíduos. A controvérsia sobre a designação exacta de qual o estado em que se encontra um indivíduo é grande, e coloca os cientistas em desacordo.

De uma maneira geral, o estado larvar começa após a eclosão, prolongando-se até ao desenvolvimento completo do esqueleto axial, das barbatanas e dos vários órgãos, ou seja até ao estado juvenil. A duração deste período é muito variada, podendo ir de apenas uma a duas semanas até anos, como é o caso das larvas de enguias. O desenvolvimento que envolve uma fase larvar, com passagem para o estado juvenil, através de uma distinta

metamorfose, é denominado indirecto. Em contrapartida, o desenvolvimento directo ocorre se o estado larvar for breve ou não definido, ou seja, se o indivíduo eclode numa miniatura e imatura forma de adulto, como acontece em algumas espécies costeiras (Youson, 1988 *in* Helfman *et al.*, 1997). A fase larvar é caracterizada pelo início da funcionalidade da maioria dos sistemas fisiológicos característicos do adulto, com excepção dos órgãos reprodutores. Durante esta fase ocorrem várias alterações morfológicas importantes, das quais se destacam: absorção do saco vitelino e início da alimentação externa, flexão do notocórdio, desenvolvimento dos raios das barbatanas, escamas e padrões pigmentares característicos, assim como a pigmentação do olhos. Os padrões pigmentares, que a maioria das vezes são característicos dos estados larvares e úteis para a identificação dos mesmos, podem ter uma acção de protecção contra a acção nociva dos raios ultra-violeta, justificando a intensa pigmentação melanística encontrada em várias espécies de larvas marinhas que vivem nas camadas superficiais da coluna de água (Moser, 1981 *in* Helfman *et al.*, 1997).

Um dos eventos mais importantes do estado larvar ocorre quando as reservas de vitelo são consumidas e o peixe se torna dependente de fontes exógenas de alimento. Estas podem ser organismos planctónicos, como diatomáceas, ciliados, larvas de copépodes e moluscos, adultos de eufasiáceos, anfípodes. Mesmo espécies herbívoras são, geralmente, carnívoras durante a fase larvar. A marcada vulnerabilidade das larvas à falta de alimento e à predação diminui à medida que estes sistemas se vão tornando funcionais. Existe uma inter-relação evidente entre a capacidade de alimentação e o desenvolvimento dos maxilares, sistema digestivo, visão e musculatura natatória. A captura das presas é um processo directamente relacionado com a luz, na medida em que é necessário a existência de suficiente intensidade luminosa para as larvas detectarem e capturarem as presas.

A alimentação, nos estados iniciais de desenvolvimento dos peixes é um fenómeno que se reveste de elevada importância, pois interfere directamente com a mortalidade larvar e em última análise, com a dinâmica da população adulta. A maioria dos trabalhos disponíveis sobre o tema foca, essencialmente, a influência dos factores biológicos no crescimento larvar, com destaque para a abundância e composição das comunidades zooplantónicas (Crowder *et al.*, 1987; Mills *et al.*, 1989; Miller *et al.*, 1990; Bremigan & Stein, 1999;

Partridge & DeVries, 1999). Porém, outros autores (Claramunt & Wahl, 2000; Hillgruber & Kloppmann, 2000) realçam a importância de variáveis físicas, como a latitude, temperatura, intensidade luminosa e turbidez, sobre as taxas de alimentação e crescimento dos estados larvares.

A mortalidade das larvas de peixe é considerado um fenómeno dependente do tamanho do indivíduos sendo, geralmente, mais elevada em indivíduos de pequenas dimensões, menos móveis e, conseqüentemente, mais vulneráveis à predação. A falta de alimento é, uma condicionante da sobrevivência larvar, uma vez que afecta a taxa de crescimento, reduzindo assim as capacidades de evitar a predação (Houde, 1987). Deste modo, apesar de não poder ser considerada como a principal razão é, sem dúvida, um factor controlador da mortalidade destes estados iniciais de desenvolvimento dos peixes.

Nos ecossistemas temperados e tropicais, várias espécies que vivem ao longo da costa desovam em águas mais profundas, no mar alto, mas as suas larvas ou juvenis utilizam habitats de baixa profundidade, como baías, mangues, sapais e outros sistemas estuarinos como locais de viveiro. A postura pode ocorrer a mais de 100 Km da costa e as larvas têm que atravessar a plataforma continental para chegarem aos locais de viveiro. Visto que, em média, uma larva pode nadar somente um ou dois comprimentos corporais por segundo, aproximadamente 1 Km dia<sup>-1</sup>, processos activos como a natação seriam demasiado dispendiosos em termos energéticos, assim como demasiado lentos para transportar os indivíduos ao longo de distâncias tão grandes (Helfman *et al.*, 1997). O transporte de larvas planctónicas de peixe para o interior dos estuários tem sido alvo de vários estudos (Graham, 1972; Weinstein *et al.*, 1980; Henri *et al.*, 1985; Raynie & Shaw, 1994). Diversas interpretações dos diferentes padrões de distribuição e comportamento compreendem uma combinação de mecanismos activos e passivos durante cada fase do transporte (Epifanio & Garvine, 2001). O grau de passividade parece diminuir com a idade, sendo as larvas mais novas altamente dependentes do transporte passivo das massas de água onde eclodiram. Já as larvas mais velhas, procuram activamente as massas de água, na medida em que as larvas pré-metamórficas ou juvenis já têm capacidade natatória bem desenvolvida.

Ao longo dos últimos anos foram propostas duas teorias sobre a migração de organismos aquáticos, oriundos do meio marinho para os estuários (Miller *et al.*, 1984 ; Miller, 1988). A primeira hipótese, *Transporte de Corrente Tidal*, defende uma migração vertical dos organismos ao longo da coluna de água, de modo a aproveitar correntes tidais favoráveis (Creutzberg *et al.*, 1978; Weihs, 1978; Arnold, 1981; McCleave & Kleckner, 1982; Rijnsdorp *et al.*, 1985). Segundo este mecanismo, os indivíduos localizam-se mais à superfície durante a preia-mar, migrando para o fundo durante a maré baixa, contrariando assim, a corrente tidal de vazante, e deslocando-se para o interior do estuário. A segunda hipótese, defende um mecanismo não tidal, dependente de condições atmosféricas, que induzem correntes favoráveis para a entrada dos indivíduos nos estuários (Pietrafesa & Janowitz, 1988; Shenker *et al.*, 1993; Thorrold *et al.*, 1994; Eggleston & Armstrong, 1995; Hettler *et al.*, 1997). Segundo Boicourt (1988 *in* Sanvicente-Ånorve *et al.*, 2000), a circulação costeira e estuarina são os principais mecanismos intervenientes no transporte das larvas de peixe desde os locais de desova para os locais de viveiro sendo, em alguns casos, responsável pelo controlo da variabilidade do recrutamento.

O processo pelo qual as larvas reconhecem a aproximação de locais apropriados, parece envolver a captação de sinais ambientais que permitem a discriminação das várias massas de água. A resposta aos sinais ambientais intervenientes no transporte pode ser característica de cada espécie, assim como para cada local (Lyczkowski-Shultz *et al.*, 1990). Nestes sinais estão incluídos o odor, a salinidade, o oxigénio, a turbidez, o pH, o geomagnetismo, a turbulência, a luminosidade, fontes de alimento, temperatura e velocidade e direcção das correntes. As respostas aos sinais são altamente influenciadas pelos ritmos tidais, circadianos ou lunares (Helfman *et al.*, 1997).

Os factores ambientais envolvidos na distribuição dos organismos interactuam de um modo complexo com o ictioplâncton, que por si só, apresenta características biológicas distintas, como períodos e locais de desova, desenvolvimento dos ovos e comportamento larvar (Sanvicente-Ånorve *et al.*, 2000). Estes autores defendem que os processos físicos e biológicos interagem de uma forma complexa, conduzindo a heterogeneidades consideráveis nos padrões de distribuição do ictioplâncton e na estrutura da comunidade, visto cada espécie ter a sua própria escala de percepção da variabilidade ambiental. A

distribuição de estados larvares pode ser explicada como resultado das características hidrodinâmicas de um local (Frank & Legget, 1983; Rakocinski *et al.*, 1996; Grioche *et al.*, 1999) e de estratégias reprodutivas sincronizadas dos membros de uma determinada população (Shackell & Frank, 2000). Alguns autores (Iles & Sinclair, 1982; Shackell & Frank, 2000) defendem que a reprodução ocorre em locais que possibilitem a retenção dos estados larvares e que potenciem a sobrevivência dos indivíduos. Por outro lado, há que ter em consideração que diferentes estratégias reprodutivas podem conduzir ao mesmo padrão de distribuição dos indivíduos, simplesmente porque um determinado local ou época favorece a sobrevivência das larvas. A hipótese mais comum é aceitar que as larvas com maior probabilidade de sobrevivência sejam as que se localizem em locais com grande abundância de alimento e processos físicos de retenção (Shackell & Frank, 2000).

### **Estados juvenis**

A eclosão e o início da alimentação exógena são dois acontecimentos importantes nos primeiros estados de vida dos peixes. Contudo, para algumas espécies também é de elevada relevância a transferência do estado larvar para o juvenil. Esta transição envolve, muitas vezes, a passagem de uma vida na coluna de água (pelágica) para uma vivência mais próxima do fundo (bentónica). De um modo geral, é aceite que a fase juvenil começa quando as características larvares vão desaparecendo e o esqueleto axial, órgãos internos, pigmentação, escamas e barbatanas tornam-se completamente desenvolvidos e o aspecto do animal é de um adulto em miniatura (Helfman *et al.*, 1997). Esta transição pode ser breve e relativamente simples, ou bastante longa envolvendo processos muito complexos. Os estados transitórios ocorrem, normalmente, entre a fase larvar e a juvenil e entre a juvenil e a adulta. Estes estados podem variar em duração mesmo dentro da mesma espécie, uma vez que os indivíduos jovens podem não encontrar habitats apropriados para o seu estado seguinte de desenvolvimento, não podendo, deste modo, transitar de estado. Os góbios, por exemplo, podem ter 20 a 40 dias para, enquanto larvas, procurarem um local apropriado para aí exibirem um comportamento mais sedentário, já como juvenis. Os pleuronectiformes têm a capacidade de adiar a transformação para juvenis, se as larvas não conseguirem encontrar locais apropriados para desenvolverem a nova fase de crescimento.

Tal é conseguido através de movimentos na coluna de água, alternando comportamentos bentónicos, com migrações para a coluna de água (Helfman *et al.*, 1997).

A metamorfose pode ser definida como um conjunto de grandes alterações anatómicas, fisiológicas e comportamentais de um animal. A transição de larva para juvenil implica, muitas vezes, transformações tão complexas, que podem conduzir a alterações dos hábitos alimentares, assim como dos habitats utilizados. Estas modificações exigem uma paragem e reorganização das estruturas embrionárias e larvares, assim como uma reconstrução em estruturas adultas que poderão funcionar sob condições ambientais bastante diferentes.

A heterogeneidade espacial dos factores que influenciam a alimentação e crescimento pode reflectir-se na condição dos juvenis capturados em áreas diferentes do mesmo ecossistema, podendo surgir então, variação espacial das taxas de crescimento. Visto que a alimentação e o crescimento são importantes para a sobrevivência e recrutamento, é possível que alguns locais de viveiro contribuam mais para o recrutamento do que outros.

O recrutamento de juvenis para sistemas estuarinos ou lagunares pode depender da disponibilidade de habitats apropriados perto das entradas destes sistemas. Segundo Hannan & Williams (1998) os juvenis de espécies que desovam no mar, depois de se fixarem perto da entrada dos estuários, vão gradualmente e à medida que crescem, dispersar-se pelo sistema, alterando o seu habitat inicial. Deste modo, pode falar-se em gradiente espacial dos estados iniciais de desenvolvimento dos peixes, ao longo de um sistema estuarino, relacionado com o aumento da distância da foz. Por exemplo, em estuários com macrófitas verificou-se que, à medida que aumenta a distância da entrada do sistema diminui o número de estados larvares e juvenis de espécies cuja reprodução é realizada em ambientes marinhos. Após a fixação em locais perto da barra, os juvenis vão, progressivamente, dispersando-se pelo sistema e ocupando locais mais interiores, mais tardiamente e com tamanhos superiores (Hannan & Williams, 1998). É sabido que ecossistemas que apresentem grandes extensões de macrófitas, funcionam como habitats óptimos para o desenvolvimento de estados iniciais de peixes, na medida em que proporcionam locais de refúgio contra predadores, para além de alimento abundante. Contudo, Thayer *et al.* (1999) verificaram que a diminuição da densidade de macrófitas, na

baía da Flórida, não conduziu a alterações na densidade total de juvenis e adultos pequenos, com excepção dos habitats dos locais mais profundos.

Paralelamente aos estados larvares, muitos dos factores que afectam a mortalidade dos juvenis são similares aos factores que controlam o crescimento dos indivíduos (Houde, 1987). A baixa disponibilidade de alimento induz taxas de crescimento baixas, que originam indivíduos de menores dimensões e conseqüentemente mais vulneráveis à predação (Miller *et al.*, 1985; Houde, 1987). Apesar da elevada importância da disponibilidade de presas para o crescimento dos juvenis, os factores físico-químicos não devem ser descurados. Paperno *et al.* (2000) relacionaram a elevada taxa de crescimento e baixa mortalidade de corvinata-real (*Cynoscion regalis*), na baía de Delaware, com as características ambientais do sistema. Estes autores realçaram o facto de águas oligohalinas e mesohalinas funcionarem como locais óptimos para o crescimento e sobrevivência dos estados iniciais de vida dos peixes, podendo esta funcionalidade variar, devido à dinâmica sazonal das características biológicas e físico-químicas dos locais.

O crescimento dos peixes é influenciado por vários factores físicos e biológicos. A competição intraespecífica por alimento é um destes factores estando, largamente, relacionada com a densidade. Contudo, a limitação do crescimento devido ao alimento, pode ser devida à competição interespecífica, como no caso de várias espécies com ciclos de vida similares e que cohabitam os mesmos locais de viveiro. A solha (*Pleuronectes platessa*) e a solha das pedras (*Platichthys flesus*) são alguns desses exemplos (Jager *et al.*, 1995).

Os ecossistemas costeiros são marcados por importantes e frequentes flutuações dos parâmetros ambientais. Desta forma, as populações de juvenis têm que ser capazes de tolerar essas alterações, ou então alterar o seu comportamento e distribuição espacial de modo a poderem ultrapassar as perturbações das características abióticas dos locais de viveiro (Koutsikopoulos *et al.*, 1989). Miller *et al.* (1983) sugerem que os estados juvenis parecem estar adaptados para tolerarem as condições de *stress* dos estuários, em vez de, simplesmente, fugirem dessas condições. O facto de os custos energéticos da natação poderem exceder os da tolerância, por três ordens de grandeza, levou os autores a

defenderem a hipótese de os indivíduos permanecerem nos estuários, mesmo em condições de *stress* ambiental.

O grande número de trabalhos efectuados até à data sobre ovos e estados larvares planctónicos dos peixes contribuíram para que se conheçam, actualmente, os ictioplanctontes de cerca de dois terços das 450 famílias de teleósteos que povoam os oceanos (Ahlstrom & Moser, 1981 *in* Ré, 1996). São vários os trabalhos dirigidos aos primeiros estados de vida dos peixes, ovos e larvas, dada a importância destes conhecimentos, quer a nível da Ictiologia, quer a nível da Biologia Pesqueira. Apesar de há alguns anos atrás a informação sobre o ictioplâncton estuarino ser ainda considerada deficiente, existindo questões pertinentes sobre a abundância e diversidade do ictioplâncton dos estuários, assim como a sua variação espaço-temporal (Tito de Moraes & Tito de Moraes, 1994), hoje em dia, a avaliar pelo aumento do número de estudos realizados, parece existir um interesse crescente nesta área.

Em Portugal têm sido realizados vários estudos no sentido de avaliar a importância de estuários e lagunas para o ciclo reprodutor de espécies ictiológicas (Ré, 1984; Costa, 1986; Valente & Alexandrino, 1988; Costa & Bruxelas, 1989; Chicharo & Teodósio, 1991; Ribeiro, 1991; 1996; Rebelo, 1993; Cabral, 1998, 2000; Esteves *et al.*, 1998, 2000). Apesar de este ser um tema de elevada relevância, não se trata de uma questão bem estudada em algumas zonas, nomeadamente na costa Norte de Portugal.

As comunidades piscícolas dos estuários europeus têm, também, sido alvo de vários estudos (Wheeler, 1988; Elliott & Dewailly, 1995; Henderson & Seaby, 1994; Baltus & van der Veer, 1995; Conway *et al.*, 1997; Mousseau *et al.*, 1997; Bergeron, 2000; Hillgruber & Kloppmann, 2000). Estes ecossistemas parecem estar organizados e estruturados segundo padrões de temperatura, salinidade e tipo de substrato (Henderson, 1989; Hamerlynck *et al.*, 1993). Aliás, os últimos dois parâmetros são apontados como os principais factores determinantes na distribuição espacial das comunidades de peixes dos estuários.

## Comunidades biológicas dos estuários

A abundância e biomassa da comunidade ictiológica dos estuários são, tipicamente elevadas, mas a diversidade específica é reduzida, com poucos *taxa* a dominarem a comunidade. Esta relativa baixa diversidade é atribuída ao facto de os estuários serem ambientes dinâmicos, carecendo de espécies permanentes, sendo dominados por espécies euritópicas migradoras marinhas (Whitfield, 1994). Apesar da grande variabilidade e singularidade das condições físicas dos vários sistemas estuarinos é, em geral, reconhecida por vários autores uma estruturação semelhante da comunidade piscícola. Existem, essencialmente, quatro características comuns às diferentes comunidades ictiológicas estuarinas (Moyle & Cech, 1996): (a)- um padrão de distribuição das várias espécies relativamente regular e relacionado com gradientes ambientais (por exemplo salinidade, temperatura); (b)- migrações sazonais de subpopulações de peixes dirigidas para o interior e/ou para o exterior do ambiente estuarino; (c)- grande parte do número de indivíduos é relativa a um número reduzido de espécies (elevada abundância *versus* reduzida diversidade específica); (d)- existência de redes tróficas robustas e dominância de *taxa* eurítópicos, que são apontados como os responsáveis pela estabilidade da estrutura da ictiofauna estuarina.

Na generalidade, pode dizer-se que existem vários grupos de peixes que utilizam os estuários: as espécies residentes, as que migram para os estuários para desovarem e aquelas que desovam no meio marinho mas os seus ovos, larvas e juvenis entram nos sistemas estuarinos, para aí crescerem e se desenvolverem (Keller *et al.*, 1999). Os estuários podem funcionar como áreas de viveiro para estados larvares e juvenis de muitas espécies marinhas (Allen, 1982; Rosenberg, 1982), algumas com elevada importância económica. São pois, locais de desova, alimentação e protecção dos indivíduos (Ré, 1984), visto beneficiarem o crescimento e sobrevivência das fases iniciais de vida dos peixes, particularmente sensíveis. Segundo Elliott & Dewailly (1995), nos estuários europeus, o grupo de espécies que desenvolvem por completo o seu ciclo de vida no meio estuarino – espécies residentes, representa cerca de 25% do total de espécies, sendo algumas das mais comuns pertencentes às famílias GOBIIDAE e SYNGNATHIDAE. Uma componente da ictiofauna estuarina, que chega a constituir cerca de um quarto do total de espécies

ocorrentes nestes sistemas, agrupa espécies marinhas, cujos estados iniciais de desenvolvimento migram para os estuários em determinadas épocas do ano (Elliott & Dewailly 1995). Geralmente, os adultos destas espécies ocorrem quase exclusivamente no ambiente marinho, na zona da plataforma continental, onde se reproduzem. As zonas de desova são frequentemente, muito distantes dos estuários, o que realça a importância dos processos de transporte dos ovos e estados larvares durante esta fase ontogénica.

De uma forma geral, o conceito de espécies dependentes dos estuários, inclui, não só as espécies marinhas, mas também todas as espécies que utilizem os estuários como habitat essencial durante uma qualquer fase do ciclo de vida (Blaber *et al.*, 1989). Paralelamente, também as espécies que entram regularmente nos estuários para desovarem ou alimentarem-se, assim como aquelas que completam todo o seu ciclo de vida nestas áreas, são consideradas como dependentes dos estuários (Yoklavich *et al.*, 1991). Lenanton & Potter (1987) sugeriram um novo conceito – oportunismo estuarino, aplicável às espécies que, para além dos estuários, também utilizam as zonas costeiras adjacentes. A dinâmica destas espécies oportunistas permite avaliar as interacções entre os sistemas estuarinos e as zonas costeiras adjacentes (Darnell & Soniat, 1979).

## RESULTADOS

### 4.2.1 Fracção larvar

#### *Composição específica e densidade*

Considerando a totalidade das colheitas efectuadas nos dois sectores do estuário do Rio Douro, foi obtido um total de 239 ictioplanctontes (unicamente estados larvares), registando-se a presença de 7 *taxa* pertencentes a 7 famílias de teleósteos. Na Tabela 8 está representada a ocorrência mensal das diferentes espécies encontradas.

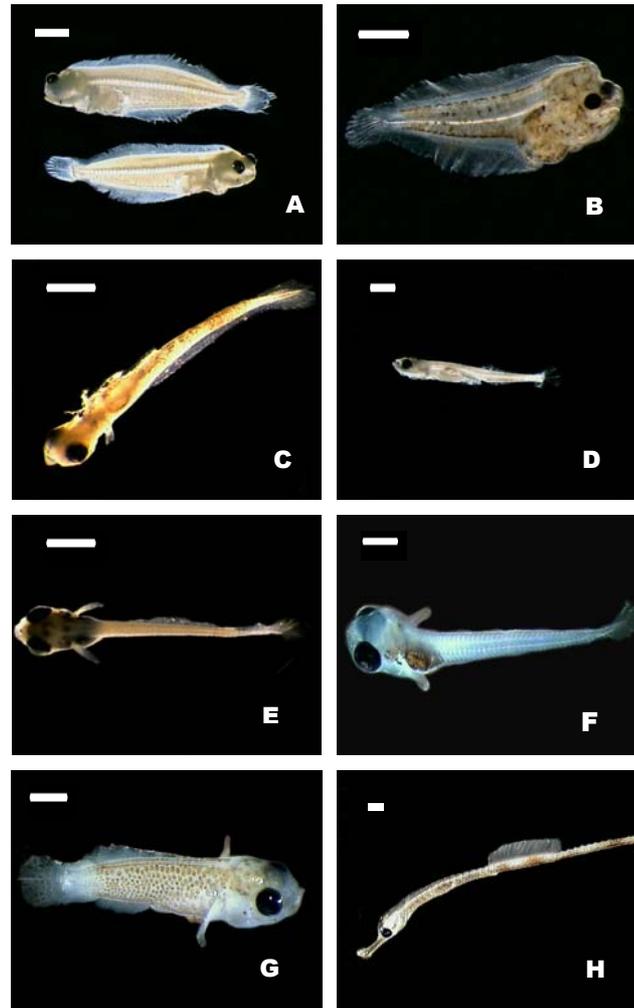
**Tabela 8.** Ocorrência mensal dos vários *taxa* de larvas de peixe encontradas no estuário do Rio Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001, *n.i* – espécie não identificada.

<i>Taxon</i>	<b>Ocorrência</b>											
	2000						2001					
	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
GOBIIDAE												
<i>Pomathochistus</i> sp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*			
SOLEIDAE												
<i>Solea senegalensis</i>				*	*	*						
PLEURONECTIDAE												
<i>Platichthys flesus</i>	*											
ATHERINIDAE	*			*								
<i>Atherina presbyter</i>												
SYNGNATHIDAE				*		*						
<i>Syngnathus typhle</i>												
LABRIDAE					*							
<i>Labrus bergylta</i>												
GOBIESOCIDAE <i>n.i</i>				*								

A família GOBIIDAE esteve presente em quase todos os meses de estudo, tendo sido capturadas larvas em diferentes fases de desenvolvimento, pré-flexão e pós-flexão do uróstilo, quase sempre, na mesma amostra (Figura 10). Os exemplares de Pleuronectiformes capturados eram, segundo Ryland (1966), indivíduos em metamorfose. Estas larvas já apresentam os raios das barbatanas bem desenvolvidos, flexão do uróstilo, assim como migração do olho em curso (Figura 10). Os representantes da família ATHERINIDAE foram recolhidos em reduzido número e apenas em dois meses, Março e Junho. As larvas recolhidas estavam no início do desenvolvimento, pré-flexão em Março e em flexão em Junho de 2000 (Figura 10). Os exemplares de SYNGNATIDAE, apesar de não sofrerem metamorfose, foram incluídos nesta secção, uma vez que foram capturados com a metodologia utilizada para a captura de larvas de peixe.

Durante os vários meses em que foram capturadas larvas de peixe, *Pomatoschistus* sp., foi o *taxon* que dominou as capturas efectuadas em ambos locais de amostragem (Figura 10 e Tabela 1), estando sempre presentes em todas as campanhas. As larvas de *Solea senegalensis*, ocorreram apenas nos meses de Junho a Agosto, e constituíram o segundo *taxon* mais abundante.

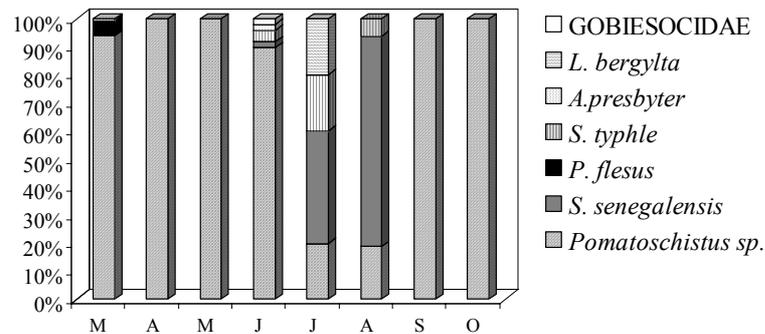
Verificou-se que o *taxon* mais abundante, *Pomatoschistus* sp. representou, na maioria dos meses, mais de 90% da totalidade das capturas, excepto em Julho e Agosto (Figura 10). Os exemplares de *Platichthys flesus* só foram capturados em Março, representando 5,3% das capturas desse mês. *S. senegalensis* começou a surgir em Junho estendendo-se a sua presença, até Agosto. Os espécimes de cavalo-marinho *Syngnathus typhle*, também só estiveram presentes nos meses de Verão, atingindo valores máximos de densidade em Agosto. Os restantes *taxa*, no conjunto dos dois locais amostrados, apresentaram densidades comparativamente mais baixas, alguns deles como *Labrus bergylta* e GOBIESOCIDAE com valores inferiores a 0,5 % da totalidade de larvas capturadas no estuário do Rio Douro, nos vários meses de estudo (*c.f.* Tabela 9 e Figura 10). De uma maneira geral, os meses de Verão foram os que apresentaram maior número de *taxa* capturadas, destacando-se Junho onde foram encontrados 5 *taxa* diferentes (Figura 10).



**Figura 9.** Exemplos de larvas de teleósteos capturadas no estuário do Rio Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001. A – *Platichthys flesus*; B – *Solea senegalensis*; C e D – *Pomatoschistus* sp.; E e F – *Atherina presbyter*; G – *Labrus bergylta* e H – *Syngnathus typhle*; barra branca - 1 mm.

A densidade média de estados larvares encontrados no estuário do Rio Douro, por *taxa*, está apresentada na Tabela 9. Verifica-se que *Pomatoschistus* sp. foi, de longe, o *taxon* mais abundante em ambos locais de amostragem. Comparativamente, os restantes *taxa* apresentaram densidades inferiores, considerando a totalidade do estuário. Por outro lado, *P. flesus* e *S. typhle* foram apenas detectados no Areíngo de Oliveira do Douro, enquanto *L. bergylta* e GOBIESOCIDAE só foram detectados no Cabedelo. Dos três *taxa* presentes nos dois locais amostrados, excluindo *Pomatoschistus* sp., *S. senegalensis* e *A. presbyter* apresentaram densidades similares em cada um dos locais estudados. Contudo,

*Pomatoschistus* sp. foi muito mais abundante no Areíño de Oliveira do Douro, do que no Cabedelo. Aliás neste local, este *taxon* foi, em média, o segundo mais abundante, sendo o primeiro *S. senegalensis* (Tabela 9).



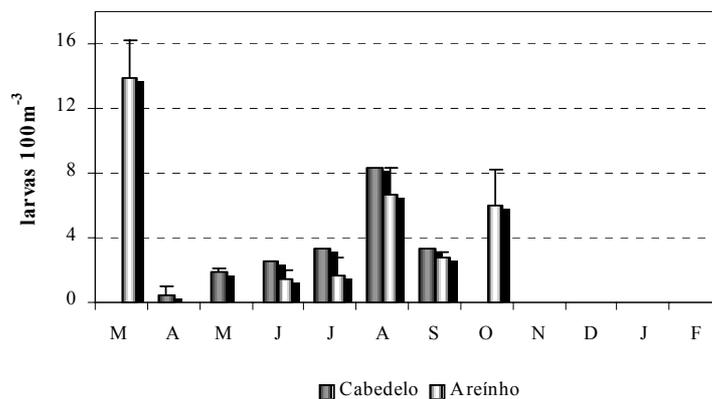
**Figura 10.** Percentagem relativa da abundância de cada *taxon* presente em cada mês em que se recolheram estados larvares de teleósteos no estuário do Rio Douro, entre Março e Outubro de 2000.

A densidade de estados larvares para o estuário do Rio Douro foi estimada em 4,02 larvas  $100\text{ m}^{-3}$ , considerando-se a totalidade das amostras nos dois locais de amostragem. A densidade média mensal de todas as larvas encontrada no Areíño de Oliveira do Douro durante o período de estudo, 3,23 larvas  $100\text{ m}^{-3}$ , foi ligeiramente superior à encontrada no local de amostragem mais próximo da barra, o Cabedelo com 2,29 larvas  $100\text{ m}^{-3}$ . No entanto, os valores de densidade não diferiram significativamente entre os dois locais (ANOVA  $F=1,596$   $p=0,2134$ ).

**Tabela 9.** Densidade dos vários taxa de larvas de peixe (nº larvas 100 m<sup>-3</sup>) nos dois locais de amostragem do estuário do Rio Douro, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001. Apresenta-se igualmente a densidade total, considerando os dois locais em conjunto e a respectiva percentagem relativa de cada taxon.

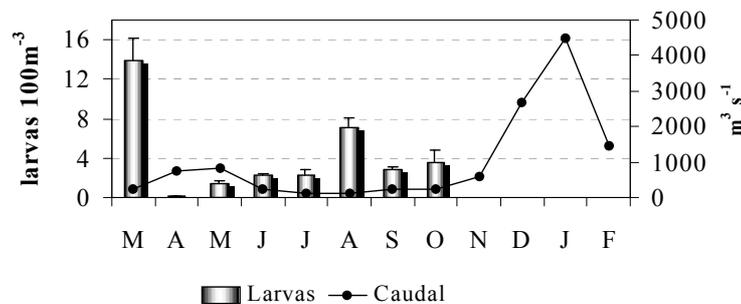
Taxon	Local			%
	Cabedelo	Areinho	Total do Estuário	
	Densidade			
<i>Pomatoschistus</i> sp.	1,783	4,573	3,519	87,4
<i>Solea senegalensis</i>	0,267	0,244	0,253	6,3
<i>Platichthys flesus</i>	-	0,189	0,118	2,9
<i>Atherina presbyter</i>	0,045	0,027	0,034	0,8
<i>Syngnathus typhle</i>	-	0,108	0,067	1,7
<i>Labrus bergylta</i>	0,045	-	0,017	0,4
GOBIESOCIDAE	0,045	-	0,017	0,4

A evolução da densidade média de larvas capturadas, em cada local e ao longo do tempo está representada na Figura 11. Aí se pode verificar que, de uma maneira geral, houve um aumento progressivo da densidade larvar entre a Primavera e o Verão, sendo Agosto o mês onde se observaram os valores superiores, tanto no Cabedelo como no Areinho de Oliveira do Douro. No entanto, Março não se enquadra nesse padrão, existindo no Areinho de Oliveira do Douro um pico de densidade larvar.



**Figura 11.** Densidades médias mensais e respectivos erro padrão da média, das larvas de teleósteos capturadas nos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro, desde Março de 2000 a Fevereiro de 2001 (quando estes são muito reduzidos, não são passíveis de serem visualizados).

Considerando a totalidade de larvas capturadas nos dois locais de amostragem, constatou-se que a abundância de estados larvares no estuário do Rio Douro foi variável havendo meses em que não foi capturado qualquer exemplar. Estes meses coincidiram com situações de elevado caudal fluvial Novembro de 2000 a Fevereiro de 2001. A ausência de larvas nos meses de Abril e Maio, no Areinho de Oliveira do Douro, coincidiu, igualmente, com uma Primavera particularmente chuvosa, originando caudais fluviais elevados, com valores na ordem dos  $800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (ver *Capítulo III*). As elevadas densidades observadas em Março e nos meses de Verão coincidiram com caudais fluviais reduzidos (Figura 12).



**Figura 12.** Distribuição sazonal do caudal fluvial e da densidade larvar média nos dois locais amostrados, e respectivos erro padrão da média, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001.

### *Diversidade e Estrutura da fracção larvar*

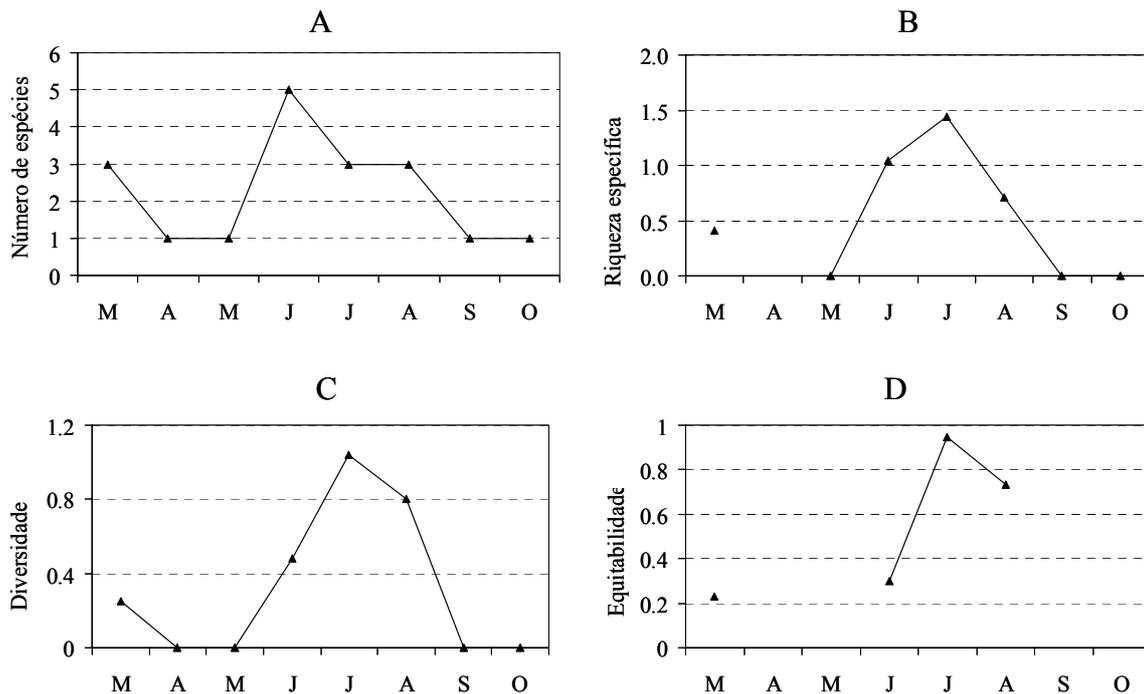
Para efeito deste estudo, considerou-se que as larvas capturadas nos dois locais de amostragem pertenceram à mesma taxocenose. Deste modo, os índices de diversidade foram calculados com as abundâncias médias registadas nos dois locais de amostragem e, nos meses em que se capturaram larvas de teleósteos.

Os valores de diversidade foram baixos, variando entre 0 e 1,04 para o índice de Shannon-Wiener; 0 e 1,44 para a riqueza específica e entre 0,23 e 0,95 para a equitabilidade. Os três índices de diversidade apresentaram um padrão de variação concordante ao longo do tempo, havendo um aumento nos meses de Verão, destacando-se Julho onde se registaram os valores mais elevados (Figura 13).

A riqueza específica foi máxima no mês de Julho de 2000, embora o número de espécies capturadas tenha sido igual aos meses de Março e Agosto do mesmo ano. Tal deveu-se ao facto de as espécies capturadas nesse mês estarem mais equitativamente representadas na amostra ( $J'=0,95$ ). Apesar de no mês de Março se ter registado o valor mais elevado de densidade de estados larvares, em termos de diversidade este mês apresentou valor de riqueza específica inferior, visto que 93,9% das larvas capturadas pertenciam ao mesmo *taxon*, *Pomatoschistus* sp.. Em Abril, Maio, Setembro e Outubro a presença de um único *taxon* foi responsável pelos valores nulos do índice de Shannon-Wiener (*c.f.* Tabela 8 e Figura 13).

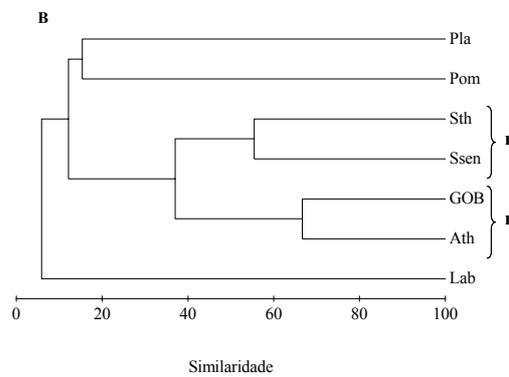
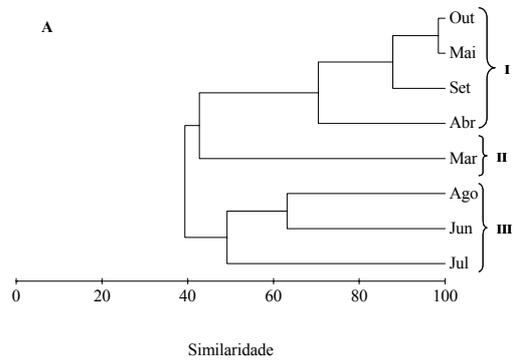
A diversidade da taxocenose, tal como a densidade de larvas de peixe foi também superior nos meses de baixo caudal fluvial.

O resultado da análise grupal das várias amostras está patente na Figura 14 (A). A um nível de 50% de similaridade foram diferenciados três grandes grupos de amostras. O grupo I juntou meses em que esteve presente apenas um *taxon*, *Pomatoschistus* sp.. O grupo II incorporou apenas a amostra de Março, caracterizado pela presença de *P. flesus* e grande abundância de *Pomatoschistus* sp.. Os meses de Verão, reunidos no terceiro grupo, caracterizaram-se pela presença de dois *taxa* relativamente abundantes, *S. senegalensis* e *S. typhle* e, que só foram observados neste período.



**Figura 13.** Evolução temporal dos indicadores de diversidade da taxocenose larvar do estuário do Rio Douro, entre Março e Fevereiro de 2001. A- número de espécies, B - riqueza específica (D), C – índice de Shannon Wiener ( $H'$ ) e D - equitabilidade (J).

Através da análise grupal da abundância mensal dos diferentes *taxa*, expressa na Figura 14 (B), é possível identificar dois grandes grupos de espécies em estado larvar, I e II. Os restantes *taxa* não apresentaram similaridade superior a 50% com os demais *taxa*, pelo que não foram considerados como grupo. No grupo I foram reunidas as espécies tidas como responsáveis pela similaridade dos meses de Verão. A presença dos *taxa* do grupo II foi ocasional e com abundância reduzida. *L. bergylta* foi isolada das restantes espécies, com um índice de similaridade inferior a 10%, o que pode ser explicado atendendo à sua presença esporádica no estuário. Paralelamente, *P. flesus* e *Pomatoschistus* sp. também foram isolados dos outros *taxa*, exibindo similaridades inferiores a 20% com os restantes. Estas duas espécies diferiram bastante das outras, uma vez que *P. flesus* teve uma ocorrência restrita ao mês de Março e *Pomatoschistus* sp. esteve sempre presente no estuário.



Sth – *Syngnathus typhle*      Ssen – *Solea senegalensis*  
 GOB – GOBIESOCIDAE      Ath – *Atherina presbyter*  
 Pla – *Platichthys flesus*      Pom – *Pomatoschistus* spp.  
 Lab – *Labrus bergylta*

**Figura 14.** Dendogramas resultantes da análise grupal dos *taxa* encontrados durante o presente estudo. Foi aplicado o método de aglomeração CLUSTER, a partir de matrizes de similaridade obtidas com o coeficiente de Bray-Curtis. São indicados os dois grandes grupos obtidos com a análise, A – análise das amostras; B – análise dos vários *taxa* de larvas de teleósteos.

De um modo geral a fracção larvar da ictiofauna do estuário do Rio Douro variou ao longo dos meses de estudo, de acordo com o tipo de ocorrência no sistema. Assim, há espécies que mostraram uma permanência no estuário ao longo de todo o período de estudo, como *Pomatoschistus* sp., espécies que ocorreram apenas na Primavera, como *P. flesus*, ou no

Verão, como *S. senegalensis* e *S. typhle*, e ainda espécies que, esporadicamente, entraram no estuário, como *L. bergylta* e GOBIESOCIDAE.

### *Dinâmica tidal*

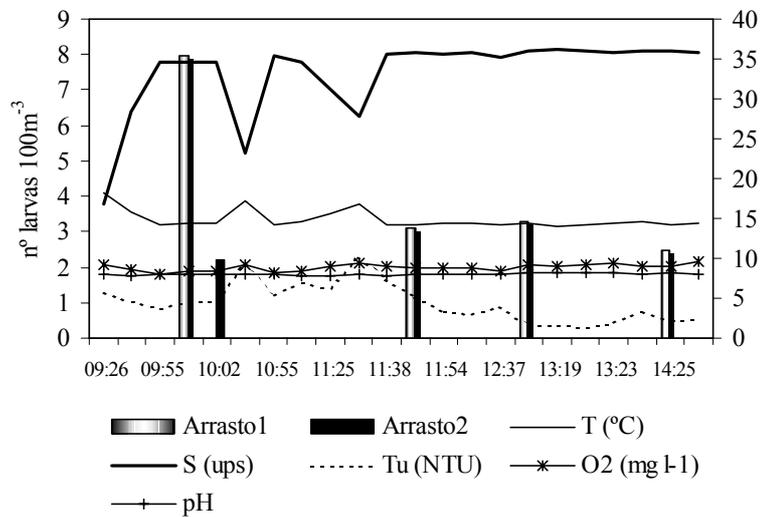
De modo a avaliar a eventual relação entre a fase da maré e a densidade larvar, realizou-se em Junho, um estudo durante meio ciclo de maré no Cabedelo, a 0,7 km da barra do estuário do Rio Douro. Foram efectuados 6 arrastos planctónicos, com intervalos de 1 hora, sensivelmente. O estudo iniciou-se às 09h 26min prolongando-se até às 14h 43min. Paralelamente, foram efectuadas medições de salinidade, temperatura, condutividade, turbidez, concentração e saturação de oxigénio dissolvido e pH. Estas medições foram feitas ao longo das seis horas de estudo, com horários coincidentes com os arrastos planctónicos e em profundidade similar, de modo a caracterizar a massa de água presente em cada arrasto.

O estudo teve início ainda em situação de vazante, assistindo-se à inversão salina no período compreendido entre as 9h 26min e as 9h 55min, sensivelmente (Figura 15). As flutuações registadas na salinidade, temperatura e turbidez, durante os primeiros noventa minutos de enchente reflectem o hidrodinamismo dessa zona do estuário. Os restantes parâmetros abióticos não assinalaram variações detectáveis ao longo do período de estudo (Figura 15).

Os arrastos foram realizados, preferencialmente, na cunha salina durante 10 min e com direcção contrária à corrente de enchente. O primeiro arrasto planctónico foi feito às 09h 55 m e o último às 14h 25m. Deste ciclo de amostragem resultaram cinco amostras em que se capturaram larvas de peixe, quatro realizados na cunha salina, perto do fundo, e um realizado à superfície (Figura 15).

De acordo com os dados apresentados na Figura 15, parece evidente uma maior taxa de entrada de larvas no estuário, provenientes da região costeira, logo após a inversão da maré. À medida que a maré continuou a subir em direcção ao respectivo estofo, as larvas continuaram a entrar, mas em menor ritmo. Não foram efectuadas medições na vazante.

Às 10h 02 m fez-se uma colheita à superfície, acima da cunha salina. O resultado obtido nesta amostra indica valores de densidade larvar inferiores, 2,18 larvas 100 m<sup>-3</sup>, aos obtidos nos restantes arrastos em massa de água com maior salinidade (Figura 15).



**Figura 15.** Resultados da amostragem realizada durante meio ciclo de maré em Junho de 2000, no Cabedelo (0,7 km da barra). *Arrasto1*-arrasto planctónico realizado abaixo da cunha salina; *Arrasto2*- arrasto planctónico realizado à superfície; *T*-temperatura; *S*-salinidade; *Tu*-turbidez; *O<sub>2</sub>*-oxigénio dissolvido, medidos à mesma profundidade que os arrastos planctónicos. A seta indica o 5º arrasto efectuado mas cuja densidade larvar foi zero.

### 4.2.2 Fracção juvenil

#### *Composição específica e densidade*

Nos oito meses em que decorreu o estudo foram capturadas, nos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areíno de Oliveira do Douro, um total de 5836 juvenis de teleósteos pertencentes a 7 famílias representando 10 espécies diferentes (Tabela 10).

**Tabela 10.** Ocorrência mensal dos vários *taxa* de juvenis de teleósteos encontrados no estuário do Rio Douro, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001.

Espécie	Ocorrência							
	2000				2001			
	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Jan	Fev
MUGILIDAE								
<i>Liza aurata</i>		*	*	*	*	*	*	*
<i>Liza ramada</i>	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Chelon labrosus</i>	*			*	*	*	*	*
<i>Mugil cephalus</i>					*		*	*
ATHERINIDAE								
<i>Atherina presbyter</i>			*	*	*	*	*	
GOBIIDAE								
<i>Pomatoschistus microps</i>	*	*	*	*	*			
MORONIDAE								
<i>Dicentrarchus labrax</i>	*	*	*	*	*			
SPARIDAE								
<i>Diplodus sargus</i>		*		*				
PLEURONECTIDAE								
<i>Platichthys flesus</i>		*		*				
CYPRINIDAE								
<i>Leuciscus carolitertii</i>			*					

Neste estudo estiveram presentes quatro das espécies de mugilídeos *Liza aurata*, *L. ramada*, *Chelon labrosus* e *Mugil chephalus*. As duas primeiras espécies contribuíram com 89,3 % do total das capturas, sendo *L. aurata* o *taxon* mais abundante com 56,9 % e *L. ramada* com 32,4 % das capturas totais. No entanto, *L. aurata* não esteve presente em

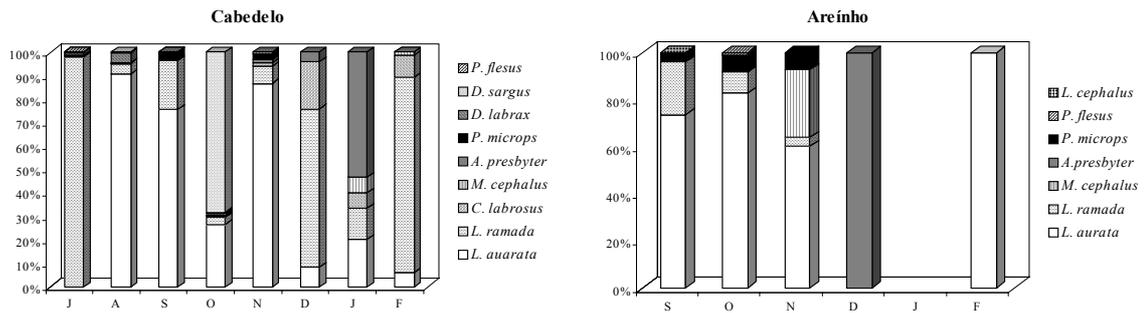
todos os meses de amostragem, ao contrário de *L. ramada* (c.f. Tabela 10 e Figura 16). As restantes espécies de mugilídeos foram comparativamente menos abundantes, representando apenas 1,8 % das capturas totais, tendo sido a sua presença no estuário mais restrita. Contudo, *C. labrosus* esteve presente durante quase todos os meses, mas com abundância total reduzida (Figura 16). Por outro lado, *M. cephalus* só foi capturado entre Novembro e Fevereiro de 2001.

Conjuntamente com os mugilídeos, estiveram presentes outras espécies marinhas, conhecidas por serem dependentes de sistemas estuarinos, principalmente nas primeiras fases de vida, nomeadamente *Dicentrarchus labrax*, *Diplodus sargus* e *Platyichthys flesus*. A presença destas espécies esteve confinada aos meses de Verão e Outono, sendo a presença de *D. sargus* e *P. flesus* mais ocasional.

*A. presbyter* e *Pomatoschistus microps*, espécies usualmente associadas aos ambientes estuarinos, foram detectadas durante quase todos os meses de estudo, mas com sazonalidades diferentes. *P. microps* esteve presente durante o Verão e Outono desaparecendo no Inverno, enquanto que *A. presbyter* só surgiu no início do Outono, mantendo-se no estuário até ao final do período de estudo.

É de salientar a presença de um único indivíduo de uma espécie dulçaquícola, que foi detectado no local de amostragem mais a montante, *Leuciscus carolitertii*.

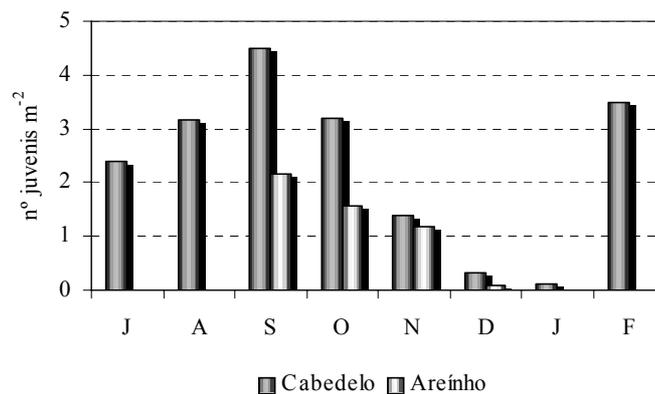
Os taxa não pertencentes à família MUGILIDAE contribuíram, individualmente, com menos de 5 % para a totalidade de juvenis capturados, excepto *D. sargus* que contribuiu com 5,3% (Tabela 11).



**Figura 16.** Percentagem relativa da abundância de cada espécie de juvenis de teleósteos presente em cada mês nos dois locais amostrados Cabedelo e Areinho de Oliveira do Douro, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001.

As densidades médias relativas (CPUE) de juvenis registadas no Cabedelo foram superiores, mas não significativamente diferentes (ANOVA  $F=4,181$   $p=0,0634$ ), das encontradas no Areinho de Oliveira do Douro. O mês de Setembro registou os valores mais elevados de CPUE em ambos os locais de amostragem (Figura 17).

Embora com valores diferentes, a CPUE mensal exibiu um padrão semelhante nos dois locais, observando-se um aumento ao longo do Verão, prolongado até Setembro, altura a partir da qual a densidade relativa de juvenis começou a diminuir (Figura 17).



**Figura 17.** Capturas por unidade de esforço (CPUE) média mensal de juvenis de teleósteos nos dois locais de amostragem, Cabedelo de Julho de 2000 a Fevereiro de 2001 e Areinho de Oliveira do Douro de Setembro a Fevereiro de 2001.

Nos meses de Dezembro e Janeiro, as densidades relativas foram muito reduzidas (*c.f.* Figura 17 e Tabela 10), o que coincidiu com meses de cheia. O elevado caudal fluvial registado nestes meses provocou alteração das características físicas do estuário, nomeadamente no que diz respeito ao aporte de sedimentos (Bordalo, *com. pess.*). Nestes meses verificou-se a presença de depósitos de sedimentos finos vindos de montante que alteraram as características geomorfológicas dos locais intertidais de amostragem, principalmente no Areinho de Oliveira do Douro. Neste local, os baixos valores de CPUE registados nos meses de elevado caudal fluvial (Dezembro, Janeiro e Fevereiro) deveram-se, de forma não quantificável, ao facto de o excesso de areias finas presentes dificultarem a utilização e o rendimento da rede *chinha*. Deste modo, a forte diminuição registada principalmente em Dezembro e Janeiro, deve ser interpretada como resultado da técnica de amostragem, não sendo possível verificar qual o decréscimo real.

**Tabela 11.** Captura por unidade de esforço (CPUE) dos vários *taxa* de juvenis (número de juvenis m<sup>-2</sup>), nos dois locais de amostragem do estuário do Rio Douro, Cabedelo de Julho de 2000 a Fevereiro de 2001 e Areinho de Oliveira do Douro de Setembro a Fevereiro de 2001. Apresenta-se igualmente a percentagem relativa de cada *taxon*.

Espécie	Local				%
	Cabedelo		Areinho		
	CPUE	ep	CPUE	ep	
<i>Liza aurata</i>	1,076	0,169	0,602	0,089	56,9
<i>Liza ramada</i>	0,846	0,143	0,112	0,024	32,4
<i>Chelon labrosus</i>	0,056	0,014	-	-	1,3
<i>Mugil cephalus</i>	0,006	0,002	0,057	0,017	0,5
<i>Atherina presbyter</i>	0,013	0,002	0,017	-	0,5
<i>Pomatoschistus microps</i>	0,046	0,007	0,048	0,007	1,4
<i>Dicentrarchus labrax</i>	0,039	0,007	-	-	1,6
<i>Diplodus sargus</i>	1,093	0,192	-	-	5,3
<i>Platichthys flesus</i>	0,001	-	0,002	0,001	0,03
<i>Leuciscus carolitertii</i>	-	-	0,002	0,001	0,02

*Diversidade e Estrutura da fracção juvenil*

Ao longo do ano, o número de espécies presentes em cada amostra, variou entre um e sete, com valores superiores entre Outubro e Novembro. O número de espécies de juvenis de teleósteos foi sempre superior no Cabedelo do que no Areíno de Oliveira do Douro, apesar do padrão de evolução temporal ser semelhante (Figura 18). Os valores de diversidade foram baixos, variando entre 0 e 1,29 para o índice de Shannon Wiener; 0 e 1,48 para a riqueza específica e entre 0,07 e 0,80 para a equitabilidade.

No Cabedelo, os índices de diversidade apresentaram um padrão de variação temporal semelhante, observando-se um aumento gradual de Julho até Janeiro, mês onde se registaram os valores mais elevados de todos os índices de diversidade (Figura 18). A diversidade apresentou valores máximos em Janeiro, devido a um aumento da densidade de *A. presbyter* e diminuição das espécies mais abundantes, *Liza* spp., estando a abundância de cada espécie capturada mais equilibrada na amostra. Contudo, em Novembro assistiu-se a uma quebra deste padrão de evolução dos três índices. Tal foi devido à presença, em elevada percentagem, de *L. aurata*, sendo a abundância dos restantes *taxa* muito reduzida, tal como aconteceu em Agosto.

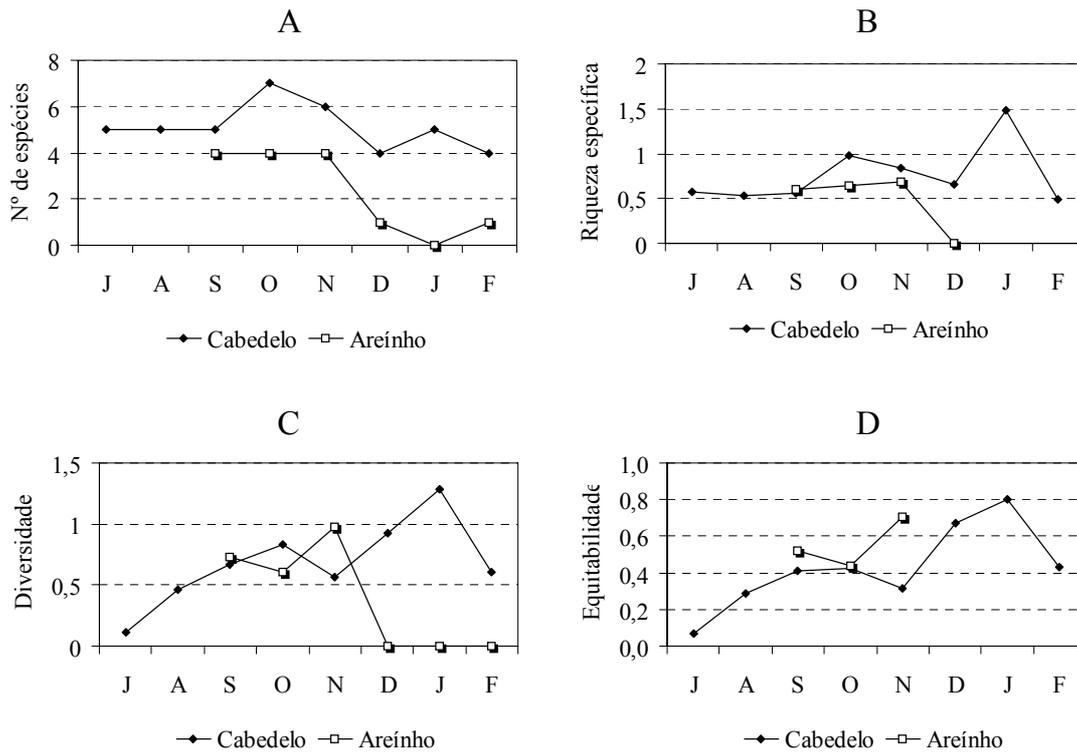
No Areíno de Oliveira do Douro, estes índices seguiram um padrão diferente do observado no Cabedelo, embora os valores não tenham diferido significativamente (ANOVA  $F=1,996$   $p= 0,1880$  – riqueza específica;  $F=0,812$   $p= 0,3909$  – diversidade e  $F=2,009$   $p= 0,1818$  – equitabilidade). Contrariamente ao observado no Cabedelo, no Areíno de Oliveira do Douro, Novembro foi o mês com valores mais elevados de diversidade. Tal facto deveu-se ao aparecimento de *M. cephalus*, com abundância relativamente elevada, e conseqüente diminuição da percentagem relativa de *L. aurata* (Figura 16). As baixas CPUE registadas nos meses de Dezembro a Fevereiro, já anteriormente referidos, reconduziram a níveis nulos de diversidade, na medida em que apenas um *taxon* foi capturado nestes meses, *A. presbyter* em Dezembro e *L. aurata* em Janeiro (Figura 16).

Apesar de não existirem diferenças sensíveis, com base no padrão de evolução mensal, pode ser constatado que a taxocenose do Areíno de Oliveira do Douro foi diferente da

presente no Cabedelo. Para além de aí terem sido detectadas menos espécies e em menor número, a taxocenose apresentou maior instabilidade a nível dos índices de diversidade.

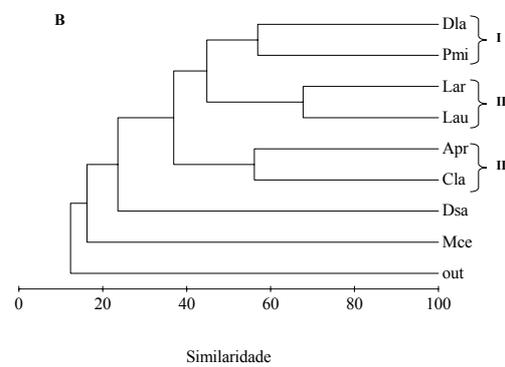
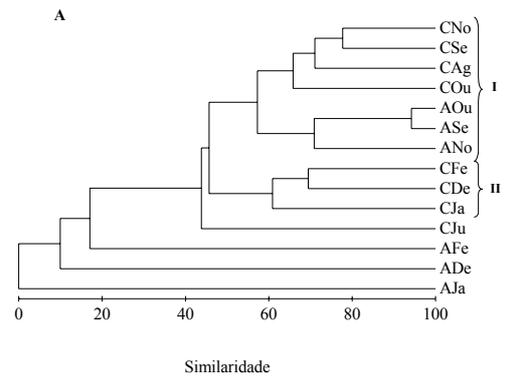
Da análise grupal feita para as amostras mensais e para as várias espécies de juvenis resultaram os dendogramas patentes na Figura 19. A um nível de 50% de similaridade foram identificados dois grandes grupos de amostras mensais (Figura 19-A). O primeiro grupo reúne amostras em que *L. aurata* foi a espécie predominante, com elevada percentagem de abundância, excepto no mês de Outubro no Cabedelo, devido à presença de *D. sargus*. A presença de *P. microps*, assim como *D. labrax* também é uma das características comuns a estes meses. O segundo grupo, engloba amostras do Cabedelo, referentes a meses de Inverno, em que *L. ramada* superou *L. aurata*, tornando-se na espécie mais abundante. Paralelamente, nestes meses assiste-se a um aumento dos efectivos de *A. presbyter* e *C. labrosus*. As restantes três amostras referem-se a recolhas efectuadas no Areíño de Oliveira do Douro, em meses de elevado caudal fluvial, e consequentemente de reduzidos CPUE, daí o facto dessas amostras terem sido isoladas das restantes. Todavia, a amostra de Julho do Cabedelo (Cju) foi isolada dos grupos 1 e 2, devido ao facto de não ter sido observada a presença de *L. aurata*.

Em termos de taxocenose foram identificados três grandes grupos, a um nível de 50% de similaridade (Figura 19-B). No primeiro grupo estão espécies que não estiveram presentes nos meses de Inverno, sendo mais abundantes no final do Verão início do Outono. No grupo II estão incluídas as espécies mais abundantes e presentes ao longo de todos os meses de estudo, *L. aurata* e *L. ramada*. As espécies do terceiro grupo, *A. presbyter* e *C. labrosus*, caracterizaram-se por um aumento das suas abundâncias nos meses de Inverno. As restantes espécies não apareceram incluídas em nenhum dos grupos, dada a sua ocorrência ocasional e restrita a alguns meses.



**Figura 18.** Evolução temporal dos indicadores de diversidade dos juvenis capturados no Cabedelo entre Julho e Fevereiro de 2001 e no Areinho de Oliveira do Douro de Setembro a Fevereiro de 2001. A- número de espécies, B - riqueza específica (D), C – índice de Shannon Wiener (H) e D - equitabilidade (J).

Perante estes dados, pode dizer-se que a fracção juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro, nos meses de estudo, foi constituída por quatro grandes grupos de espécies: espécies presentes durante todo o estudo (*L. aurata* e *L. ramada*); espécies com maior incidência no Verão (*D. labrax* e *P. microps*); espécies com maior incidência no Inverno (*A. presbyter* e *C. labrosus*); e espécies observadas ocasionalmente (*D. sargus*, *P. flesus*, *M. cephalus*).



Dla - *Dicentrarchus labrax*      Pmi - *Pomatoschistus microps*  
 Lar - *Liza ramada*              Lau - *Liza aurata*  
 Apr - *Atherina presbyter*      Cla - *Chelon labrosus*  
 Dsa - *Diplodus sargus*        Mce - *Mugil cephalus*  
 Out - Outros (*Platichthys flesus* e *Leuciscus carolitertii*)

**Figura 19.** Dendogramas resultantes da análise grupal dos *taxa* encontrados durante o presente estudo. Foi aplicado o método de aglomeração CLUSTER, a partir de matrizes de similaridade obtidas com o coeficiente de Bray-Curtis. São indicados os dois grandes grupos obtidos com a análise, A – análise das amostras; B – análise dos vários *taxa* de juvenis de teleósteos.

*Biologia das espécies*

Para algumas espécies relevantes na ecologia do estuários, e para aquelas cuja abundância o permitiu, estudaram-se algumas características da sua biologia, mais propriamente as relações peso-comprimento e a progressão mensal das classes modais em frequências de comprimento. A análise da variação mensal do comprimento mínimo funcionou como indicador da presença de recrutas no sistema, permitindo avaliar a importância do estuário como local de viveiro para espécies de teleósteos. A análise das frequências polimodais foi feita apenas para *L. aurata* e *L. ramada* com os dados do Cabedelo, visto serem os únicos que permitiram a realização desta análise (Figura 21).

Na tabela 12 são apresentados os valores médios para o comprimento total e peso total, assim como a amplitude de valores registados para as espécies encontradas nos dois locais de amostragem em conjunto. As espécies com efectivos inferiores a 5 indivíduos não foram incluídas na tabela, visto que apenas foram capturados dois indivíduos da espécie *P. flesus* (15,6 mm e 46,42 g; 11,6 mm e 20,12 g) e um indivíduo da espécie *L. carolitertii* (8,3 mm e 6,74 g).

**Tabela 12.** Valores médios (média), desvio padrão (dp) e valores máximo (máx) e mínimo (min) para o comprimento total- $L_t$  e peso total- $W_t$  das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro, entre Junho de 2000 e Fevereiro de 2001. As espécies com efectivos inferiores a 5 indivíduos não foram incluídas.

Espécie	N	$L_t$ (cm)				$W_t$ (g)			
		média	dp	máx	min	média	dp	máx	min
<i>L. aurata</i>	3208	4,01	2,12	16,90	2,00	1,32	3,32	34,20	0,10
<i>L. ramada</i>	1916	7,87	2,51	18,00	2,10	5,22	4,42	40,13	0,09
<i>C. labrosus</i>	77	9,61	2,73	15,50	4,50	9,44	6,47	26,77	1,26
<i>M. cephalus</i>	31	4,74	3,90	14,0	2,5	3,56	7,01	25,13	0,19
<i>A. presbyter</i>	27	6,23	0,69	6,9	4,5	1,90	0,64	3,20	0,62
<i>P. microps</i>	84	3,53	0,57	4,7	2,2	0,54	0,25	1,16	0,14
<i>D. labrax</i>	93	7,32	1,36	11,0	4,1	5,61	3,161	18,38	0,81
<i>D. sargus</i>	309	6,41	0,96	9,40	3,70	4,93	2,44	14,63	0,84

De seguida será feita uma caracterização sumária das principais espécies de juvenis capturadas no estuário do Rio Douro.

*L. aurata*

O comprimento dos espécimes variou entre 2 e 16,9 cm e entre 0,1 e 34,2 g de peso total (Tabela 12). De acordo com os critérios de Campillo (1992) todos os exemplares capturados eram imaturos, ou seja estados juvenis. Ao longo dos sete meses em que se detectou a presença desta espécie foram identificadas 4 coortes (Tabela 13). A primeira e segunda coortes ( $C_1$  e  $C_2$ ) estiveram presentes nos meses de Verão e Outono. Contudo, nos meses de Inverno, só as coortes  $C_3$  e  $C_4$  foram detectadas, ou seja só os indivíduos de maiores dimensões é que foram capturados (Figura 21). Através da evolução do comprimento total mínimo (Figuras 20 e 21) ao longo dos meses de estudo verificou-se que entre Agosto e Novembro estiveram presentes indivíduos com comprimento total inferior a 4 cm, corroborando os resultados da análise de progressão modal. Considerando que estes indivíduos são oriundos do mar, local referenciado como zona de postura da espécie (Helfman *et al.*, 1997), pode dizer-se que houve um recrutamento constante entre Agosto e Novembro. Contudo, nos meses de Inverno o desaparecimento destes indivíduos pode ter sido devido a dois aspectos: fim da época de reprodução ou então as elevadas correntes de vazante observadas nestes meses, devidas aos elevados caudais fluviais, que impossibilitaram a entrada no sistema dos novos recrutas.

**Tabela 13.** Resultado da análise de progressão modal da distribuição de frequências de comprimento de juvenis de *L. aurata*, capturados no Cabedelo, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001.

Meses	Coortes			
	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$
Julho				
Agosto	2,64	4,42		
Setembro	2,50	4,62		
Outubro	3,25	4,95		
Novembro	3,11		9,28	
Dezembro			10,00	
Janeiro				
Fevereiro			13,00	14,48

*L. ramada*

Esta foi a única espécie que esteve presente no estuário, durante todos os meses de estudo, O comprimento mínimo observado foi de 2,1 cm, sendo o máximo de 18 cm (Tabela 12). Todos os indivíduos eram juvenis, dado que o comprimento de primeira maturação descrito foi de 25 cm (Campillo, 1992). A evolução mensal do comprimento médio das modas identificadas na distribuição de frequências de comprimento de juvenis de *L. ramada*, capturados no Cabedelo, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001 mostra a presença de cinco coortes durante os meses de estudo (Tabela 14). As coortes  $C_2$  e  $C_3$  foram as mais frequentes. O comprimento médio da  $C_1$  revela que os recrutas das outras coortes não foram detectados, uma vez que o comprimento médio dessas classes nunca foi inferior a 2 cm, como no caso da  $C_1$ . A evolução ao longo do tempo do comprimento mínimo detectado (Figura 20) assim como da frequência de comprimentos (Figura 21) revela que as coortes  $C_2$  a  $C_5$  foram provenientes de uma postura diferente da coorte  $C_1$ . Tal facto parece indicar que esta espécie teve duas épocas de recrutamento distintas, uma no início do Verão, representada pelas coortes  $C_2$  a  $C_5$  e outra no fim do Inverno, representada pela coorte  $C_1$ .

**Tabela 14.** Resultado da análise de progressão modal da distribuição de frequências de comprimento de juvenis de *L. ramada*, capturados no Cabedelo, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001.

Meses	Coortes				
	$C_1$	$C_2$	$C_3$	$C_4$	$C_5$
Julho			3,50	7,10	
Agosto					
Setembro			5,30		
Outubro				8,75	11,25
Novembro		3,93		9,00	10,67
Dezembro		4,50	7,80	10,30	
Janeiro		4,75	7,75		
Fevereiro	1,75		9,34		15,36

*C. labrosus*

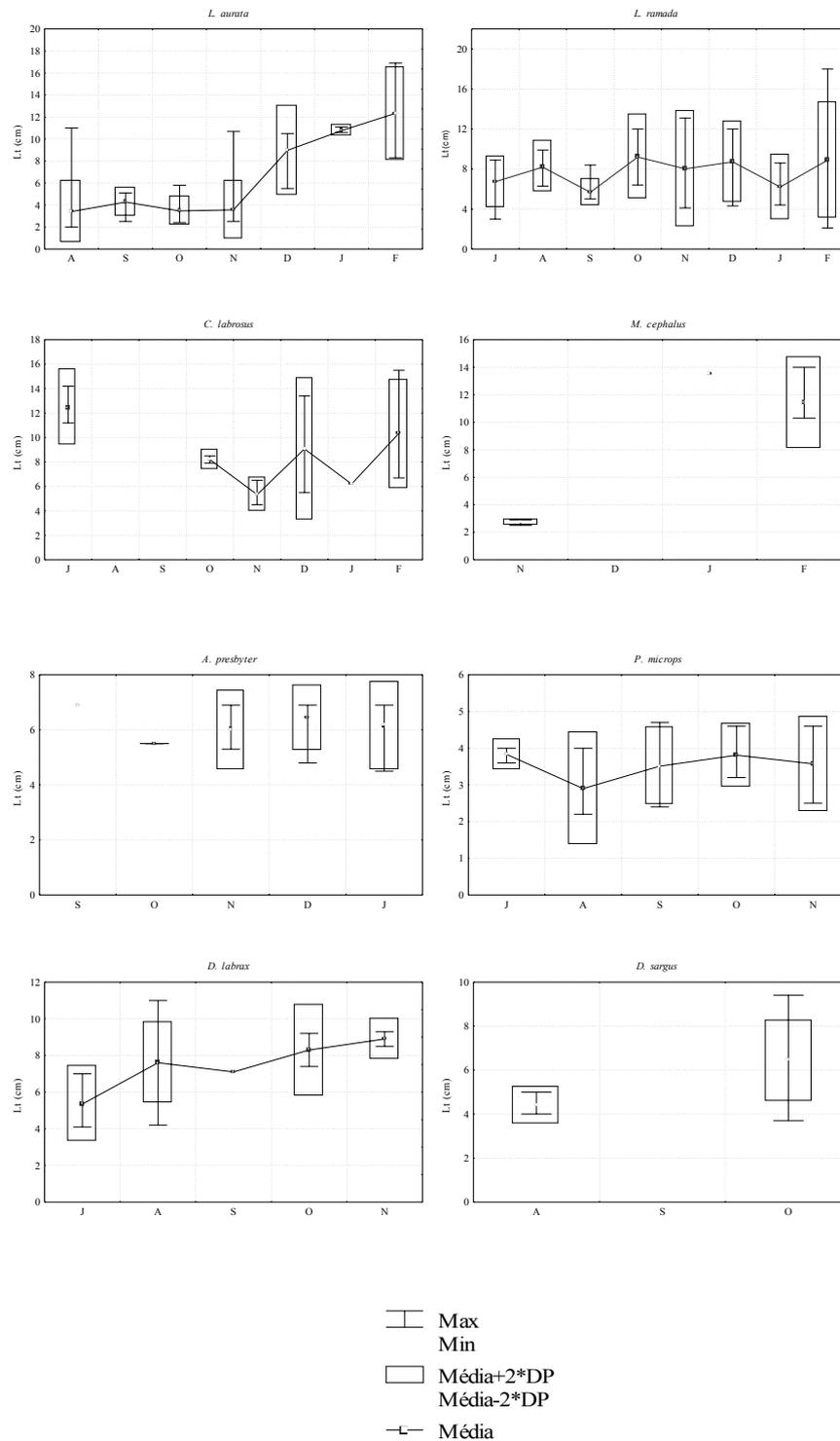
Esta espécie esteve presente no estuário ao longo de quase todos os meses de estudo. O comprimento total variou entre 4,5 e 15,5 cm (Tabela 12), sendo imaturos todos os indivíduos capturados, de acordo com os critérios de Campillo (1992). Através da evolução mensal do comprimento mínimo (Figura 20) verificou-se que os indivíduos de menores dimensões estiveram presentes no estuário a partir de Novembro, indicando que esta foi altura de entrada de recrutas no sistema. A elevada dispersão de valores de comprimento total presente em cada amostra, parece indicar a existência de diferentes classes modais, nos meses de Dezembro e Fevereiro.

*M. cephalus*

Esta espécie com ocorrência esporádica foi detectada em apenas três meses, destacando-se Novembro, em que os indivíduos capturados apresentaram comprimento médio de 2,5 cm (Tabela 12), sendo a amplitude de comprimentos muito baixa, sugerindo a existência de uma única classe modal (Figura 20). Este facto, indica a utilização do estuário por indivíduos em estado inicial de desenvolvimento, como local de viveiro.

*P. microps*

Todos os exemplares de *P. microps* capturados apresentaram comprimento inferior a 4,7 cm, sendo o valor mínimo registado de 2,2 cm (Tabela 12). Deste modo, e atendendo às características descritas para a espécie (Muus & Nielsen, 1999), os indivíduos presentes neste estudo foram considerados como imaturos. O comprimento médio ao longo dos meses, variou entre 3 e 3,8 cm. A maioria das amostras exibiu grande heterogeneidade de comprimentos, o que indica a presença simultânea de várias coortes. A presença de indivíduos com comprimento inferior a 2,6 cm, entre Agosto e Novembro (Figura 20) sugere um recrutamento constante neste período e, conseqüentemente, uma alargada época de reprodução da espécie. Desta forma é lícito dizer que esta espécie utilizou o estuário como local de viveiro.



**Figura 20.** Evolução mensal do comprimento total ( $L_t$ ) das principais espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro, entre Julho de 2000 e Fevereiro de 2001. Para cada espécie é apresentado o comprimento total médio (*média*), assim como o respectivo desvio padrão; são também apresentados os valores mínimo (*min*) e máximo (*max*) registados em cada amostragem mensal.

*A. presbyter*

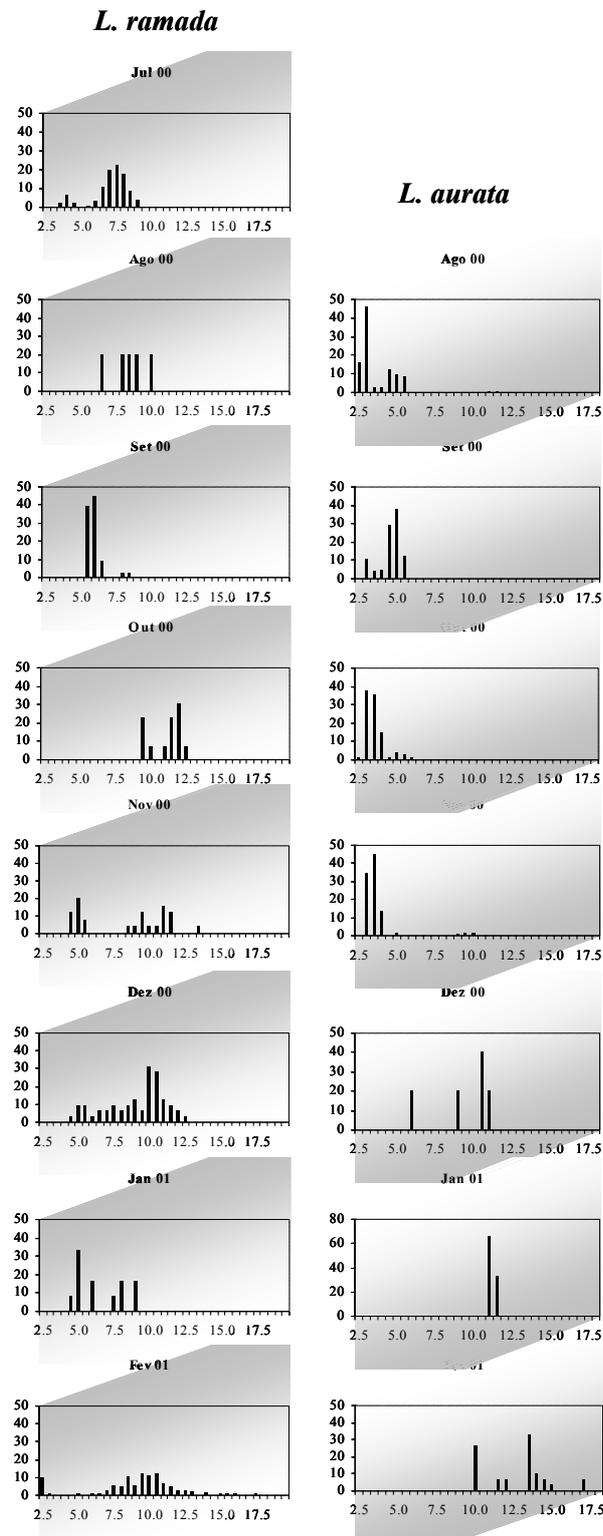
Com base nas características descritas para esta espécie (Lorenzo & Pajuelo, 1999), só os indivíduos com comprimento total inferior a 7 cm foram considerados como juvenis. Estes exemplares apresentaram um comprimento médio de  $6,23 \pm 0,69$  cm, sendo o valor máximo de 6,9 cm e o mínimo de 4,5 cm (Tabela 12). O comprimento médio ao longo dos meses não apresentou variações consideráveis (Figura 20), pelo que se considerou que em cada amostra esteve presente a mesma classe modal. Tal facto indicia um recrutamento constante entre os meses de Novembro e Janeiro.

*D. labrax*

Esta espécie só foi observada na zona de amostragem mais perto da barra e esteve presente desde o Verão até finais do Outono. O comprimento total dos indivíduos variou entre 4,1 e 11 cm (Tabela 12), o que segundo Dorel (1985) seriam ainda imaturos, constituindo estados juvenis. A evolução temporal do comprimento mínimo (Figura 20) indica a entrada dos recrutas nos meses de Verão. O aumento do comprimento médio dos indivíduos, ao longo dos meses, demonstra a utilização do estuário como local de desenvolvimento dos juvenis desta espécie.

*D. sargus*

Os exemplares desta espécie só foram capturados em dois meses, Agosto e Outubro, e apenas no Cabedelo. O comprimento total dos indivíduos variou entre 3,7 e 9,4 cm (Tabela 12), tendo sido considerados imaturos (Whitehead *et al.*, 1984). Atendendo ao comprimento mínimo presente em cada amostra (Figura 20), parece lícito dizer que entraram indivíduos do ano no sistema.



**Figura 21.** Histogramas da frequência das classes de comprimento para as duas espécies mais abundantes (*L. aurata* e *L. ramada*) capturadas no Cabedelo, desde Julho de 2000 a Fevereiro de 2001. Abcissas – classes de 0,5 cm de comprimento total; ordenadas – percentagem de ocorrência.

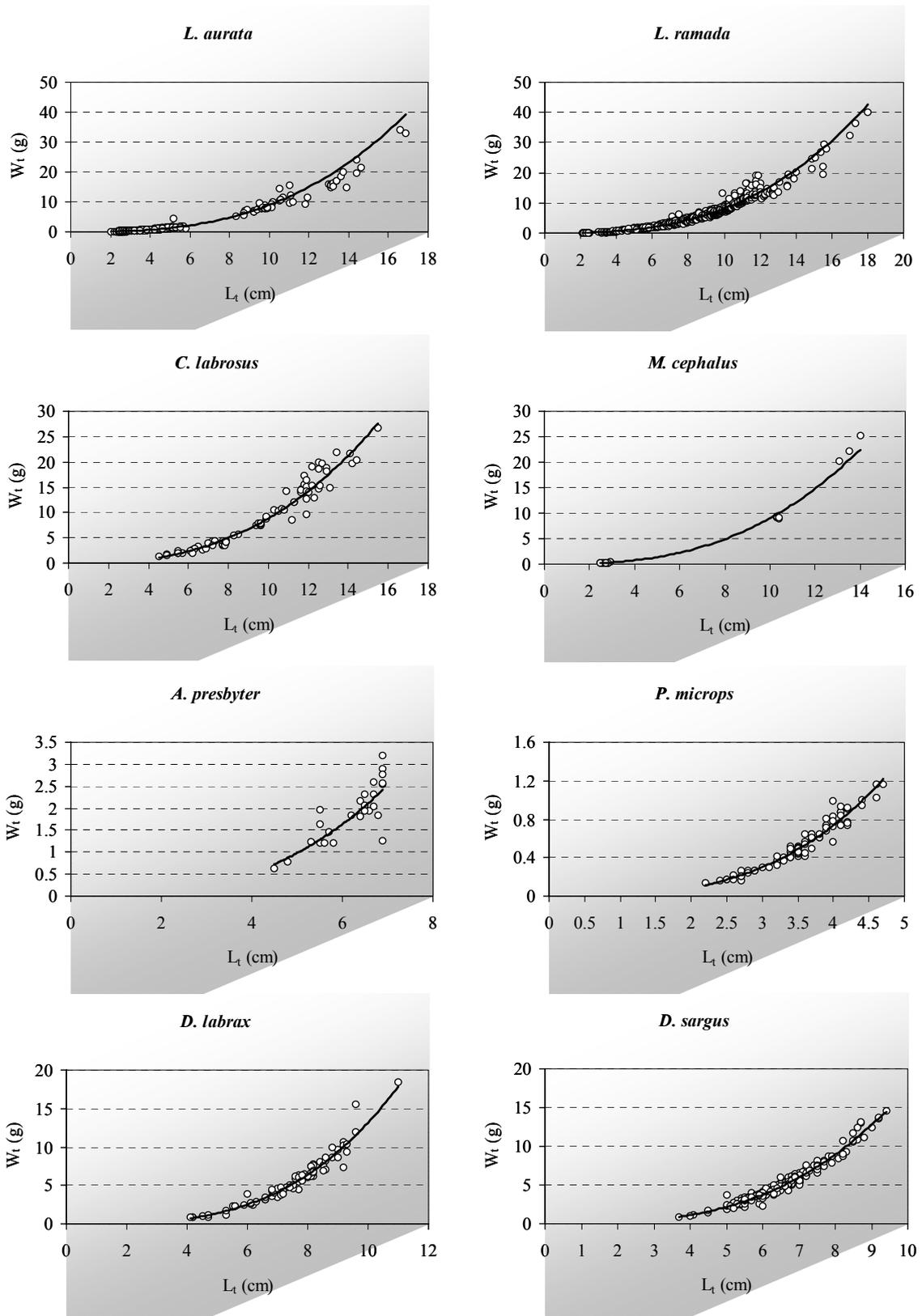
### Relações peso-comprimento

Para as oito espécies mais abundantes de juvenis de teleósteos determinou-se a relação entre o comprimento total e o peso total do indivíduos. Utilizaram-se os dados da totalidade de juvenis de cada espécie, recolhidos nos dois locais de amostragem do estuário do Rio Douro, ao longo dos oito meses de estudo. As relações peso-comprimento  $W_t = a * L_t^b$  foram determinadas através do método iterativo *SIMPLEX* (STATISTICA 5.0). As respectivas equações são apresentadas na Tabela 15. Todas as relações estimadas foram significativas, para um nível de significância de 1%.

**Tabela 15.** Relações peso – comprimento  $W_t = a * L_t^b$ , (comprimento em cm e peso em g) estimadas através do método iterativo *SIMPLEX*, das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro, entre Junho de 2000 e Fevereiro de 2001. As espécies com efectivos inferiores a 5 indivíduos não foram incluídas.

Espécie	Equação	R <sup>2</sup>	N	p
<i>L. aurata</i>	$W_t = 0,0201 * L_t^{2,598}$	0,982	821	<0,01
<i>L. ramada</i>	$W_t = 0,017 * L_t^{2,668}$	0,965	912	<0,01
<i>C. labrosus</i>	$W_t = 0,0249 * L_t^{2,561}$	0,945	77	<0,01
<i>M. cephalus</i>	$W_t = 0,004 * L_t^{3,309}$	0,999	31	<0,01
<i>A. presbyter</i>	$W_t = 0,324 * L_t^{2,225}$	0,643	27	<0,01
<i>P. microps</i>	$W_t = 0,161 * L_t^{2,757}$	0,933	80	<0,01
<i>D. labrax</i>	$W_t = 0,0065 * L_t^{3,315}$	0,948	81	<0,01
<i>D. sargus</i>	$W_t = 0,0169 * L_t^{3,018}$	0,968	216	<0,01

Na Figura 22 estão representados os valores observados e as curvas ajustadas da Tabela 15 para os juvenis de cada espécie analisada. Em todos os casos apresentados, a variação do peso é explicada em mais de 90% pela variação do comprimento dos indivíduos, excepto em *A. presbyter*, devido ao reduzido número de exemplares.



**Figura 22.** Relações peso – comprimento  $W_t = a * L_t^b$ , das espécies de juvenis de teleósteos capturados no estuário do Rio Douro, entre Junho de 2000 e Fevereiro de 2001. As espécies com efectivos inferiores a 5 indivíduos não foram incluídas.

### 4.2.3 Relações entre ambiente e ictiofauna

Tentou-se investigar qual a acção conjunta das variáveis ambientais na variação da densidade das duas fracções, larvar e juvenil, da ictiofauna presente no estuário do Rio Douro, através do método BIOENV. Também foram estimadas as correlações entre cada uma das variáveis ambientais e vários parâmetros das fracções larvar e juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro, através dos coeficientes de correlação de *Spearman* ( $\rho_s$ ), apresentadas nas Tabelas 16 e 17.

#### *Fracção larvar*

A variação da abundância larvar no estuário do Rio Douro durante os meses de estudo, esteve relacionada pela acção conjunta de cinco das variáveis ambientais analisadas. A salinidade, a transparência, o pH e a concentração de fosfato e de sílica foram os parâmetros que melhor explicaram o padrão de variação da abundância larvar ( $\rho_s = 0,547$ ). A salinidade e a transparência da coluna de água estiveram altamente correlacionadas com todas as características da fracção larvar, sendo as correlações positivas (Tabela 16).

A ausência do caudal, neste grupo de variáveis, deve-se ao facto de nos meses em que este parâmetro variou fortemente, as densidades larvares foram nulas, não podendo ter sido incluídas nesta análise. Contudo, o caudal esteve altamente correlacionado com todas as características da taxocenose larvar, na medida em que o aumento do valor deste parâmetro conduziu à diminuição da densidade larvar e, conseqüentemente, da diversidade.

**Tabela 16.** Coeficiente de correlações de *Spearman* ( $\rho_s$ ) entre a densidade larvar (número de larvas 100m<sup>-3</sup>), diversidade (H-índice de Shannon-Wiener), número de espécies e variáveis ambientais no estuário do Rio Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001.  
\* - correlações significativas, para um nível de significância de 5%.

	Densidade	Número espécies	Diversidade (H)
	$\rho_s$	$\rho_s$	$\rho_s$
Caudal	-0,778*	-0,815*	-0,786*
Temperatura	0,608	0,774*	0,558
Salinidade	0,657*	0,844*	0,803*
Transparência	0,707*	0,834*	0,725*
O <sub>2</sub> dissolvido	-0,377	-0,574*	-0,320
pH	0,085	0,435	0,079
Turbidez	-0,234	-0,654*	-0,176
Colif, fecais	0,365	0,172	0,437
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,681*	0,336	0,275
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	0,073	-0,577*	-0,416
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	-0,395	-0,826*	-0,632*
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	0,036	-0,424	-0,333
Si	-0,626	-0,709*	-0,607*
Clorofila <i>a</i>	-0,213	-0,007	0,050

De um modo geral, o número de espécies de larvas esteve correlacionado com um maior número de parâmetros ambientais, do que a densidade. Tal está relacionado com o facto de o *taxon* mais relevante para a densidade *Pomatoschistus* sp., ser uma espécie que esteve presente durante todo o ano. Contrariamente, no Verão assistiu-se à entrada de *taxa* marinhos que conduziu a um aumento da diversidade. Neste período, verificou-se que o aumento da temperatura da água, assim como a redução do caudal fluvial, permitiu que a cunha salina penetrasse numa maior extensão do estuário. Consequentemente, a salinidade e a concentração de O<sub>2</sub> aumentaram. Tais factos justificam as correlações encontradas entre o número de espécies e estas variáveis ambientais. As concentrações de fósforo, nitrato e sílica também estiveram negativamente correlacionadas com o número de espécies, porque estão relacionadas com o caudal (o aumento do caudal aumenta a concentração destes nutrientes). Mas sabendo que a concentração destes nutrientes é altamente dependente do caudal fluvial, este é sem dúvida o parâmetro ambiental que controlou a abundância, e em última análise, a diversidade da componente larvar da ictiofauna do estuário do Rio Douro.

*Fracção juvenil*

Segundo o método BIOENV, o caudal foi a variável que melhor se correlacionou com o padrão da abundância de juvenis ( $\rho_s = 0,452$ ). Os elevados valores de caudal fluvial registados nos meses de Inverno coincidiram com densidades muito baixas, principalmente no local de amostragem mais a montante, o Areíno de Oliveira do Douro. Tal facto pode ter estado relacionado com o elevado caudal do Douro ou devido à dificuldade em realizar arrastos com a *chinha*, em virtude da elevada concentração de sedimentos finos. A influência do caudal fluvial foi tão grande que pode ter mascarado a acção das outras variáveis que se correlacionaram, significativamente (Tabela 17) com a densidade de juvenis. A acção de cada parâmetro ambiental medido foi mais evidente na densidade de juvenis, do que na diversidade desta taxocenose. Aliás, em termos de diversidade só a transparência esteve significativamente correlacionada com o número de espécies de juvenis presentes no estuário.

**Tabela 17.** Coeficiente de correlação de *Spearman* ( $\rho_s$ ) entre a densidade de juvenis (número de juvenis  $m^{-2}$ ), diversidade (H-índice de Shannon-Wiener), número de espécies e variáveis ambientais no estuário do Rio Douro, entre Março de 2000 e Fevereiro de 2001. \* - correlações significativas, para um nível de significância de 5% .

	Densidade	Número espécies	Diversidade (H)
	$\rho_s$	$\rho_s$	$\rho_s$
Caudal	-0,732*	-0,513	0,011
Temperatura	0,644*	0,478	0,126
Salinidade	0,697*	0,417	0,060
Transparência	0,648*	0,540*	0,024
O <sub>2</sub> dissolvido	-0,587*	-0,218	-0,038
pH	-0,123	-0,288	0,073
Turbidez	-0,629*	-0,301	-0,049
Colif, fecais	0,009	0,294	0,111
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,121	0,394	0,236
PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	-0,282	-0,142	0,248
NO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	-0,543*	-0,132	0,272
NO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	-0,253	-0,335	0,042
Si	-0,503*	-0,303	-0,232
Clorofila <i>a</i>	-0,059	0,085	-0,029

A fracção juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro esteve correlacionada com um menor número de variáveis ambientais, comparativamente com a fracção larvar. Este facto sugere que os juvenis apresentam melhores capacidades adaptativas e parecem tolerar melhor as alterações drásticas da componente ambiental. Mais uma vez, o caudal fluvial mostrou-se como a variável com maior influência na densidade de juvenis, o que pode ter sido devido às elevadas correntes que determinados níveis de caudal implicaram.

## DISCUSSÃO

Todos os arrastos planctónicos realizados neste trabalho foram efectuados em profundidade, de modo a amostrar águas polihalinas e/ou salinas. Esta metodologia deveu-se ao facto de arrastos realizados entre Novembro de 1999 a Fevereiro de 2000, no topo da coluna de água, não terem permitido capturar qualquer larva de teleósteo. A relação entre a salinidade e a presença/ausência de larvas, colocada inicialmente neste estudo foi confirmada, na medida em que se verificou existirem elevadas correlações entre esta variável ambiental e as características da taxocenose larvar. Para além disso, no estudo de dinâmica tidal, o arrasto efectuado à superfície obteve densidades inferiores, comparativamente com os realizados em profundidade. Por outro lado, só com arrastos em profundidade é que se encontraram larvas. Dada a estratificação do estuário, a abundância de larvas foi tida como dependente da salinidade do sistema. Como não foram realizados arrastos à noite, não foi possível aferir qual a influência da luminosidade na ausência de larvas na superfície da coluna de água.

A fim de otimizar a captura de ictioplanctontes (ver *Capítulo III*), optou-se por realizar os arrastos na maré em que seria mais provável encontrar maior abundância de larvas de teleósteos, ou seja a enchente. Este facto fora observado anteriormente por vários autores (Raynie & Shaw, 1994; Ré, 1984, 1996). Contudo, visto que não foram realizados arrastos na vazante, conclusões sobre o recrutamento, ou seja, a retenção de larvas imigrantes dentro dos limites estuarinos deve ser cautelosa, na medida em que para tal deveriam ter sido realizadas amostragens durante um ciclo de maré completo (Joyeux, 1999). Como não existem locais da margem propícios para a realização de arrastos planctónicos e face a dificuldades logísticas, só foram realizadas amostragens durante meio ciclo de maré. Tão pouco foi possível testar outros métodos de captura de ictioplanctontes. A técnica usada não permitiu capturar algumas espécies que também utilizam o estuário do Rio Douro, como a *Anguilla anguilla*. Esta espécie catádroma, comum nos estuários da Europa, é alvo de elevada exploração comercial, dirigida, principalmente às fases larvares. Noutros estudos de ictioplâncton, realizados em estuários nacionais (Ré, 1984; Chicharro &

Teodósio, 1991; Ribeiro, 1991) essa espécie foi capturada com redes similares à deste estudo. Este problema metodológico pode ter sido mais um dos factores responsáveis pelas baixas densidades larvares encontradas. Atendendo ao observado por Ré (1996), redes com malha de 300  $\mu\text{m}$ , parecem ser mais eficientes para a captura de larvas de determinadas espécies do que a tradicional malha de 500  $\mu\text{m}$ , usada neste estudo. Mas esta observação não deve respeitar a larvas de enguia, capturadas comercialmente com malha de 1000  $\mu\text{m}$ .

A taxocenose larvar do estuário do Rio Douro apresentou várias características frequentemente observadas em outros ecossistemas estuarinos, onde ocorre o desenvolvimento dos estados iniciais de vida dos peixes: um reduzido número total de espécies, uma grande proporção das espécies que utilizam o estuário durante uma determinada fase de vida e índices de diversidade ( $H'$ ) e equitabilidade ( $J$ ) relativamente baixos (Subrahmanyam & Drake, 1975; Weinstein, 1979; Bell *et al.*, 1984; Ré, 1984; Claridge *et al.*, 1986; Bennett, 1989; Morton, 1989; Drake & Arias, 1991; Ribeiro, 1991).

Apesar das densidades médias mensais registadas no Cabedelo terem sido ligeiramente superiores às do Areíno de Oliveira do Douro, o pico de abundância larvar observado em Março, neste local de amostragem, fez com que a densidade total do Areíno fosse superior à do Cabedelo. Por outro lado, as maiores densidades de larvas foram registadas nos meses mais quentes e com níveis de salinidade superiores. Este fenómeno também foi observado noutros sistemas, por exemplo na Baía de Cadiz (Drake & Arias, 1991) – Espanha, na baía de Fourleague – E.U.A. (Raynie & Shaw, 1994), e na Baía de Narrangansett – E.U.A. (Keller *et al.*, 1999).

A elevada densidade larvar observada em Março deve ter coincidido com a época de reprodução de *Pomatoschistus* sp.. No Tejo, Ré (1984) verificou que os picos de postura ocorrem em Junho. Este pico de densidade indicia uma possível postura mais cedo que a referenciada por Ré (1984), o que pode estar relacionado com o facto de o Inverno de 1999-2000 ter sido particularmente seco, que pode ter antecipado a época de reprodução desta espécie. Mas, sendo a época de reprodução alargada, as elevadas densidades de larvas deveriam ter-se prolongado por mais meses, nomeadamente Abril e Maio. Contudo, nesses meses registaram-se baixas densidades, que podem ter sido fruto da acção

conjugada de diferentes factores: o elevado caudal fluvial e o eventual arrastamento das larvas para fora do sistema; e a elevada concentração de amónia registada no Areíngo de Oliveira do Douro (ver *Capítulo III*), que pode ter provocado a morte dos ictioplanctontes, tal como descrito por Gordina *et al.* (2001).

Apesar das reduzidas densidades, o valor estimado de diversidade larvar para o estuário do Rio Douro foi superior ao encontrado por Gordina *et al.* (2001) na Baía de Sevastopol – Mar Negro. Segundo os autores, as reduzidas densidades larvares foram consequência da poluição do sistema, sobretudo de origem industrial. A poluição, assim como a degradação e destruição de habitats são factores também apontados por outros autores como responsáveis pela diminuição das comunidades ictioplanctónicas (Tolan *et al.*, 1997; Keller *et al.*, 1999). Atendendo aos níveis de nutrientes, nomeadamente à concentração de compostos azotados e de fosfato, o estuário do Rio Douro registou níveis elevados de densidade larvar, comparativamente com a Baía de Sevastopol, acima referida. Como não existem dados de referência, a baixa densidade de estados larvares não pode ser directamente associada à deterioração da qualidade da água do estuário e consequente *stress* ambiental (Gordina, *et al.*, 2001), podendo, simplesmente, ser uma característica do estuário do Rio Douro. No entanto, a qualidade da água, pode não ter sido o factor mais relevante para a comunidade larvar, uma vez de todos os parâmetros ambientais estudados, o caudal revelou ser o que maior influência teve na abundância de larvas de peixe (Tabela 16). De facto, os valores mais elevados de densidades larvares foram observadas em situações de reduzido caudal fluvial (Figura 12).

Comparativamente com outros estuários nacionais, Mondego (Ribeiro, 1991), Tejo (Ré, 1984), Mira (Ré, 1990), Guadiana (Chícharo & Teodósio, 1991), verificou-se que algumas espécies abundantes nesses sistemas não foram observadas neste estudo, *Engraulis encrasicolus*, uma espécie marinha que utiliza os estuários para desovar (Ré, 1984; 1996) não foi detectada no estuário do Rio Douro. Esta espécie tem uma estratégia reprodutiva diferente das outras espécies com posturas estuarinas, pois não apresenta ovos bentónicos, mas sim planctónicos o que, segundo Dando (1984 *in* Ré, 1996) é pouco vulgar e eficiente, visto as larvas poderem ser rapidamente arrastadas para fora do sistema estuarino. A elevada influência continental a que o estuário esteve sujeito, pode ter impossibilitado a

entrada desta espécie, já que tal facto também foi constatado no estuário do Rio Guadiana, quando o aumento do caudal fluvial conduziu a um decréscimo notório da densidade de ovos e larvas desta espécie (Chícharo, *com. pess.*). Por outro lado, *E. encrasicolus*, perante condições desfavoráveis à desova no interior dos sistemas estuarinos, parece recorrer a zonas de postura alternativas, nomeadamente na zona costeira (Gordina *et al.*, 2001). Visto que não foi encontrado qualquer larva desta espécie, tudo indica que, pelo menos no período de estudo, esta espécie utilizou outras zonas para efectuar a desova. Não se pode, contudo, excluir a hipótese de se verificar a desova de *E. encrasicolus* no estuário do Douro, uma vez que a comunidade piscatória local refere a presença de adultos desta espécie em anos anteriores ao estudo.

A predominância de *Pomatoschistus* sp. na fracção larvar do Douro, constatada, igualmente, noutros estuários (Ré, 1984; Chícharo & Teodósio, 1991; Ribeiro, 1991; Babler *et al.*, 1997) indica que este *taxon* é uma espécie característica. Ré (1996) indica, inclusivamente, que este *taxon*, juntamente com *E. encrasicolus* representam a grande maioria do ictioplâncton presente nos estuários portugueses.

Nos meses de Verão, Julho a Agosto, assistiu-se à entrada no estuário de alguns *taxa* provenientes de posturas pelágicas marinhas como *S. senegalensis*, *L. bergylta* e GOBIESOCIDAE. Esses meses coincidiram com a presença de outro *taxon*, *S. typhle*, que, juntamente com os restantes, conduziu a um aumento da diversidade da taxocenose larvar no Verão. De uma maneira geral, tal como noutros sistemas (Drake & Arias, 1991; Chícharo & Teodósio, 1991; Ribeiro, 1991) os valores de diversidade foram baixos. O hidrodinamismo, assim como o estado de eutrofização do estuário do Rio Douro são factores que podem justificar a baixa diversidade da componente larvar da ictiofauna deste estuário. Contudo, factores relacionados com o método de amostragem podem, igualmente ter tido alguma contribuição.

A fracção larvar da ictiofauna presente no estuário do Rio Douro, no período de estudo, apresentou um padrão sazonal evidente. Tal deveu-se à acção de dois factores distintos, Por um lado, a dinâmica intrínseca das populações, relativamente à época de reprodução e à estratégia reprodutiva de cada espécie condicionou a presença ou ausência das larvas no

sistema. As variações temporais da abundância de larvas de teleósteos correspondem à sazonalidade da reprodução de cada espécie (Bigelow & Shroeder, 1953). Por outro lado, o factor condicionante desse padrão esteve, também, relacionado com a variação temporal das características físicas do estuário, principalmente o regime de caudal fluvial e, conseqüentemente, da intrusão salina. A sazonalidade patente na densidade total de ictioplâncton ficou a dever-se, essencialmente, à presença de espécies primaveris e estivais. Nos ecossistemas temperados, a sazonalidade das características físicas tem elevada influência na actividade reprodutora (Lam, 1983) e, conseqüentemente, no padrão sazonal observado em ambientes com função de viveiro para várias espécies de teleósteos (McErlean *et al.*, 1973). Vários autores consideram que a época de nascimento e de recrutamento das espécies que utilizam temporariamente os estuários têm maior influência no padrão sazonal das comunidades, do que os factores ambientais. Mas em condições extremas, tal como foi observado neste estudo, estas características podem tornar-se nos factores mais relevantes na variação das comunidades, como sugerido por Drake & Arias (1991).

A elevada percentagem com que *Pomatoschistus* sp. esteve presente na maioria das amostras mensais conduziu à baixa diversidade, nomeadamente em Junho, o mês em que foi encontrado maior número de *taxa*. Deste modo, esse *taxon* parece ter sido o mais importante para a configuração da estrutura da comunidade larvar.

O estudo dos ovos de teleósteos não foi alvo deste trabalho, mas o estado inicial de desenvolvimento em que foram capturados alguns exemplares de *Pomatoschistus* sp. e *A. presbyter* sugerem que a desova destas espécies pode ter ocorrido no interior do estuário. Tal facto pode também ser extrapolado para *S. typhle*, visto que os juvenis recém-eclodidos foram observados a 7 Km da barra do estuário.

Para algumas espécies, a entrada de larvas no estuário do Rio Douro acompanhou a intrusão salina no sistema. A diminuição da abundância larvar após a inversão da maré, que se manteve mais ou menos constante após esse período, pode ser explicada pelo facto de, logo após a inversão da maré, a primeira água a entrar no estuário é a que saiu do sistema na vazante. O facto de, no primeiro arrasto só terem sido observados exemplares

de *Pomatoschistus* sp. (Figura 15), espécie considerada como residente do estuário, vem corroborar esta hipótese. Por não terem sido efectuadas amostragens na vazante, não foi possível calcular um índice de retenção no estuário dessas larvas de origem marinha. Os valores de turbidez registados durante a inversão salina podem ter contribuído para a maior densidade do primeiro arrasto, porque segundo Drake & Arias (1991), o aumento deste parâmetro conduz à diminuição de visibilidade, minimizando assim o evitamento à rede por parte das larvas.

Na componente juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro estiveram presentes espécies tidas como utilizadoras dos estuários como locais de viveiro (Tabela 10). As espécies mais abundantes neste sistema, também o são noutros sistemas portugueses, tais como a Ria de Aveiro (Rebelo, 1993), o estuário do Mondego (Sobral, 1999) e estuário do Tejo (Costa, 1986). Estas espécies, quase todas marinhas, são eurihalinas, o que lhes facilita a utilização de estuários, para aí se alimentarem, refugiarem e crescerem. Com excepção de *P. microps*, *A. presbyter* e *P. flesus*, todos os restantes taxa só estiveram presentes como juvenis.

Os resultados deste estudo confirmaram que algumas famílias como MUGILIDAE, ATHERINIDAE e GOBIIDAE, amplamente distribuídas em ecossistemas lagunares e estuarinos temperados e tropicais de várias partes do globo, são as mais características destes sistemas (Paris & Quignard, 1971; Warburton, 1978, Louis & Lasserre, 1982; Deegan & Thompson, 1985; Sostoa & Sostoa, 1985; Claridge *et al.*, 1986; Costa, 1986; Monteiro, 1989; Potter *et al.*, 1990).

Não foram observados muitos exemplares de espécies dulçaquícolas, apenas um exemplar de *L. carolitertii*, apesar de o sistema estuarino ter estado sob grande influência continental nos meses de estudo. As alterações de salinidade a que o estuário esteve sujeito devido à variação do padrão de circulação (Vieira & Bordalo, 2000), pode não ser suportado por espécies estenohalinas como as de água doce. Por outro lado, o efeito de barreira proporcionado pela barragem de Crestuma-Lever limita o aporte de indivíduos de montante e os afluentes a jusante de Crestuma apresentam ictiofauna residual (Santos, *com. pess.*).

Apesar de consideradas como sedentárias noutros sistemas, *P. microps* e *A. presbyter* (Drake & Arias, 1991; Rebelo, 1993; Sobral, 1999) não estiveram presentes em todos os meses de estudo, o que pode ter sido resultado da técnica de captura de juvenis, dados as reduzidas dimensões dos juvenis dessas espécies. No que diz respeito a *P. microps* não ter sido detectado a partir de Novembro, deve ser interpretado como uma conjugação das limitações da metodologia utilizada, dados os reduzidos comprimentos individuais e a alteração do sedimento do habitat, pelas cheias. Por outro lado, a degradação e manipulação das margens do estuário, conduziram à redução substancial de habitats marginais, que são usualmente utilizados por espécies bento-pelágicas, como é o caso de *P. microps*.

Nos ecossistemas lagunares e estuarinos, a variação sazonal da estrutura da ictiofauna - número, distribuição e densidade das espécies - está mais relacionada com a actividade migratória para áreas de reprodução e desenvolvimento, do que com as variações de factores abióticos (Bennett, 1989). Também, no caso do estuário do Rio Douro, a presença de juvenis esteve relacionada com aspectos intrínsecos de cada espécie, nomeadamente, a época de migração das zonas de desova para os locais de viveiro. Por outro lado, verificou-se que a densidade desta componente da ictiofauna esteve correlacionada com alguns parâmetros ambientais medidos. O caudal fluvial foi, de entre os parâmetros, o mais importante, exibindo uma correlação negativa com a densidade de juvenis presentes no sistema. Situações atípicas de caudal fluvial, registadas em alguns meses de estudo (ver *Capítulo III*), parecem ter provocado correntes de vazante elevadas, arrastando eventualmente os indivíduos para fora do sistema estuarino. Neste período, só os indivíduos de maiores dimensões permaneceram no estuário, visto serem os que apresentam capacidades natatórias que lhes permite contrariar tão elevadas correntes, assim como procurar refúgio. Por outro lado, perante estas condições, o local de amostragem do Cabedelo, que sofre menor influência do caudal, funcionou como um local de refúgio para os juvenis, sendo a abundância neste local bastante superior à do Areíinho de Oliveira do Douro.

Os níveis de diversidade estimados para a fracção juvenil da ictiofauna do Rio Douro foram similares aos de outros sistemas temperados (De Ben, *et al.*, 1990; Drake & Arias,

1991), mas inferiores aos descritos para alguns sistemas tropicais (Sedberry & Carter, 1993; Tito de Moraes & Tito de Moraes, 1994). Comparativamente com outros estuários portugueses, nomeadamente a Ria de Aveiro (Rebello, 1993), o Mondego (Sobral, 1999) e o Tejo (Costa, 1986; Costa & Bruxelas, 1989), a diversidade de juvenis no estuário do Rio Douro foi inferior. No entanto, aqueles estudos englobaram, para além da fracção juvenil, também estados adultos.

As relações peso-comprimento estimadas para cada espécie foram comparadas com as estimadas para outras populações presentes noutros sistemas (Hickling, 1970; De Silva, 1980; Dorel, 1985; Reay, 1987; Valente & Alexandrino, 1988; Sobral, 1999). As diferenças encontradas derivam, essencialmente, de terem sido usados apenas juvenis neste estudo, enquanto que outros estudos incluíram também adultos.

O Cabedelo, situado perto da barra do estuário, está sujeito a maior influência costeira, tal como foi referido no *Capítulo III*. Adicionalmente, este local possui uma das raras zonas de sapal remanescente do estuário, com ótimas condições para refúgio de juvenis, situação que terá certamente tido maior magnitude quando o sapal apresentava uma extensão considerável (Baldaque, 1891). De facto, este local mostrou ser o local com melhores condições para o desenvolvimento de juvenis de teleósteos. As características físicas asseguram algumas zonas de refúgio e alimentação, sendo os níveis de produtividade da ordem dos 31 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> para a coluna de água (Bordalo, 1991) e 121 mg C m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, para o sedimento intertidal que, segundo Magalhães (1999) é um dos valores mais elevados estimados para bancos intertidais, sugerindo a elevada produtividade desse sub-sistema. De facto este foi o local onde se observou o maior número de espécies e abundância de juvenis de teleósteos, principalmente as espécies com comportamento bento-pelágico, como é o caso de *P. microps*. Por outro lado, a proximidade da barra proporcionou condições únicas para espécies marinhas ocasionais (*D. sargus*), assim como as dependentes dos sistemas estuarinos (*D. labrax*), nunca encontradas no Areíngo de Oliveira do Douro.

No Areíngo de Oliveira do Douro, a zona intertidal amostrada não apresenta condições semelhantes às do Cabedelo, no que se refere a vegetação marginal, estando o sapal

existente confinado a uma pequena área. Deste modo, esta é uma zona mais exposta, e com grande influência continental (ver *Capítulo III*). Perante estas condições, não será de estranhar o menor número de espécies, assim como as reduzidas abundâncias das cinco espécies aí capturadas, comparativamente com o Cabedelo. Yoklavich *et al.* (1991) também observaram que a riqueza e a composição específica em Slough Elkton, California– E.U.A. diminuía com o aumento da distância das zonas de amostragem à entrada do sistema.

A variação dos indicadores de diversidade reflecte a variação da estrutura da comunidade, assim como a influência das espécies migradoras nas variações sazonais da dominância das espécies (De Ben *et al.*, 1990). A sazonalidade da componente juvenil, evidente nos dois locais de amostragem, esteve relacionada com dois factores distintos. Por um lado, a dinâmica intrínseca às próprias populações responsáveis pela presença de juvenis em determinadas épocas do ano, por outro lado, a variação temporal do sistema, tal como foi anteriormente descrito (ver *Capítulo III*). No essencial, esse padrão deveu-se à entrada no sistema de espécies marinhas, principalmente no Verão e Outono, já que no Inverno as espécies capturadas foram residentes, como *A. presbyter* e as duas espécies mais abundantes *Liza* spp.. Como os valores de diversidade são muito influenciados pela abundância de espécies gregárias, e neste estudo por *Liza* spp., a aleatoriedade da proporção destas espécies nas amostras permitiu, certamente, a existência de um efeito de máscara nos reais valores de diversidade de juvenis no estuário do Rio Douro.

A análise grupal demonstrou a importância que as espécies mais abundantes, *L. aurata* e *L. ramada*, tiveram na estrutura da fracção juvenil da ictiofauna do estuário do rio Douro. As diferentes épocas de recrutamento ao estuário destas duas espécies influenciaram decisivamente a estrutura da taxocenose, devido às elevadas abundâncias dessas espécies. Por outro lado, a presença de *D. labrax* e *P. microps* nos meses de Verão e Outono também influenciou a estrutura da taxocenose, conduzindo a um aumento da diversidade nesses meses.

Atendendo à organização da ictiofauna de outros sistemas estuarinos nacionais, a observada no Rio Douro difere em alguns aspectos, nomeadamente, no que diz respeito à

presença de espécies consideradas como residentes destes ecossistemas *P. microps* e *A. presbyter*. Dois factores podem ser apontados como responsáveis por estas espécies não terem estado sempre presentes no estuário do Douro. Em primeiro lugar, as condições atípicas de caudal fluvial patentes em alguns meses de estudo e que conduziram a situações de *stress* ambiental, que terão afectado principalmente as espécies mais sensíveis. O outro factor prende-se com a eventual desadequação do método de captura, sentido principalmente, em espécies com comportamento bentónico e não gregário, evitando mais facilmente a arte usada para a captura de juvenis de teleósteos.

Os factores ambientais envolvidos na distribuição de organismos interagem de uma forma complexa com as comunidades piscícolas, principalmente com indivíduos nas fases iniciais de desenvolvimento (Boehlert & Mundy, 1993). No estuário do Rio Douro, tudo indica, que a acção dos factores físicos prevaleça perante os biológicos. Em alguns sistemas (Sanvicente-Añorve *et al.*, 2000) verificou-se que factores biológicos como a disponibilidade de alimento e a predação aumentam de importância na regulação das larvas de estuário, em detrimento dos factores físicos. A acção destes parece ser mais notória no mar. No entanto, noutros sistemas alguns factores físicos, como o caudal fluvial, correntes tidais e gradiente de salinidade, foram apontados como os principais condicionantes de comunidades ictoplancónicas (Gordina *et al.*, 2001; Sanvicente-Añorve *et al.*, 2000). Lazzari (2000) constatou que a temperatura foi o factor com maior influência na abundância larvar da Baía de Penobscot (Maine). Maes *et al.* (1998) observaram relações entre a salinidade, concentração de oxigénio e temperatura e algumas das características da ictiofauna do estuário de Zeeschelde-Bélgica. Também neste estudo, estas relações foram observadas, mas os resultados evidenciam a acção de alguns factores físicos na componente larvar e juvenil da ictiofauna, nomeadamente o caudal fluvial. O que realmente parece ocorrer é uma acção conjugada e complexa dos factores físicos e das características biológicas de cada espécie, nomeadamente a área de reprodução, estratégia do ciclo de vida, duração da fase larvar e, conseqüentemente, a capacidade de dispersão dos indivíduos, aliás já registado por Kingstor & Suthers (1996).

Neste estudo, apenas um dos parâmetros ambientais medidos foi identificado como responsável pela variação da abundância de juvenis, ou seja, o caudal fluvial. A acção

desta variável prevaleceu sobre a influência dos demais factores que estiveram significativamente correlacionados com a componente juvenil da ictiofauna (Tabela 17). Por outro lado, Allen (1982) verificou que um aumento da pluviosidade para valores fora dos normais pode ter reduzido a abundância de determinadas espécies de teleósteos na Baía de Newport. Num estudo feito no estuário de Severn, U.K., Potter *et al.* (1986) compararam a estrutura da ictiofauna em anos secos e em anos húmidos, verificando que havia alteração da composição específica, sob condições ambientais extremas, quando a salinidade descia para valores muito baixos. Variações anuais e sazonais da pluviosidade, temperatura e salinidade podem afectar a abundância do nectón estuarino. Perante estes factos, a baixa abundância de juvenis de teleósteos registada nos meses de Inverno no estuário do Rio Douro terá sido devida à acção do caudal, que provocou alteração de toda a coluna de água, principalmente um decréscimo acentuado da salinidade.

A influência da salinidade na abundância e composição específica da ictiofauna estuarina foi observada por vários autores (Pollard & Hannan, 1994; Hannan & Williams, 1998; Thayer *et al.*, 1999). A salinidade de um sistema é um factor que influencia a entrada de algumas espécies nos locais de viveiro. Por exemplo, Koutsikopoulos *et al.*, (1989) constataram que na Baía de Biscaia-França, a penetração de águas costeiras no sistema esteve, directamente, relacionada com a entrada de *Solea solea*, observando que as pós-larvas desta espécie migravam para fora do estuário quando o caudal fluvial aumentava. As migrações dos juvenis entre os estuários e as zonas costeiras adjacentes dificultam o estudo das comunidades de juvenis, principalmente quando ocorrem situações de *stress* ambiental, como foi observado neste estudo, durante os meses de Inverno de 2000-2001.

A relação entre a produtividade de um sistema e a ocorrência de larvas de peixe, observada em alguns sistemas (Keller *et al.*, 1999), não foi evidente neste estudo. Sendo a concentração de clorofila *a* um indicador da biomassa de fitoplâncton, este parâmetro não esteve significativamente correlacionado com nenhuma das características da fracção larvar ou da fracção juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro. Tal leva a supor que, nos meses de estudo, a relação entre o fitoplâncton e, principalmente a componente larvar da ictiofauna, terá sido condicionada pela acção dos factores físicos do estuário.

A influência da temperatura e da salinidade na abundância de juvenis foi também observada noutras zonas (De Ben *et al.*, 1990). No entanto, no estuário do Rio Douro, a temperatura não esteve significativamente correlacionada com o número de espécies de juvenis presentes no estuário do Rio Douro, contrariamente ao observado na Baía de Penobscot, E.U.A. (Lazzari, 2000).

As várias correlações encontradas neste estudo, entre a densidade das duas componentes da ictiofauna e alguns parâmetros ambientais, revelam a importância desses factores na comunidade de larvas e juvenis de teleósteos do estuário do Rio Douro. Sendo este um sistema de grande hidrodinamismo, as variações na abundância e estrutura da ictiofauna são evidentes e altamente relacionadas com a acção modeladora que o sistema exerce sobre as populações. A elevada variação do padrão de circulação do estuário do Rio Douro, ao longo dos meses de estudo, pode ter dificultado a avaliação da real comunidade de estados iniciais de desenvolvimento. Deve ser tido em conta que várias espécies podem emigrar para zonas costeiras adjacentes, tal como foi observado por Koutsikopoulos *et al.* (1989). Deste modo, emerge a necessidade de estudos das populações serem realizados ao longo de um contínuo da ocupação dos estuários e zonas costeiras adjacentes.

A presença, na mesma amostra mensal, de larvas de *Pomatoschistus* sp. com diferentes estados de desenvolvimento indicia a prolongada época de reprodução deste *taxon* já verificada por Ribeiro (1991), assim como uma fase larvar de curta duração, descrita para esta família (Helfman *et al.*, 1997). Por outro lado, o facto de terem sido encontradas larvas num estado precoce de desenvolvimento, pré-flexão do uróstilo, a 7 Km da barra do estuário, parece indicar que este *taxon* utiliza o estuário como local de desova.

*A. presbyter* foi uma das espécies consideradas como ocasional, devido ao facto de só terem sido observadas larvas em dois meses e com abundância reduzida. Contudo, as fases juvenis desta espécie estiveram presentes em vários meses, mesmo em situações extremas, ou seja nos meses de elevado caudal fluvial. Os dados deste estudo não permitem averiguar se o estuário do Rio Douro foi utilizado como local de postura, como ocorreu no Mondego (Ribeiro, 1991). Contudo, Ré (1984) também não observou posturas desta espécie no estuário do Tejo. Apesar disso, há indicações de que esta espécie utiliza o estuário do Rio

Douro durante grande parte do ciclo de vida, visto terem sido observados estados larvares, juvenis e mesmo adultos, capturados juntamente com juvenis nas amostras mensais. Por outro lado, a presença, nos mesmos locais do estuário, de estados larvares e juvenis de *Pomatoschistus* sp. e de *A. presbyter*, parece suportar o modelo *settle and stay*, proposto por Bell *et al.* (1988), que defende que a distribuição de juvenis num sistema estuarino é reflexo da distribuição das respectivas larvas.

O estado avançado de desenvolvimento em que se encontraram os exemplares de Pleuronectiformes sugere que estes indivíduos resultaram de posturas realizadas em alto-mar e que migraram para o estuário, que funcionou como local de desenvolvimento larvar e juvenil (Kerstan, 1991; Henderson & Seaby, 1994; Jager *et al.*, 1995). Drake & Arias (1991) associaram este avançado estado de desenvolvimento ao tempo que medeia a desova e o recrutamento das pós-larvas aos locais de viveiro. A ocorrência restrita de *P. flesus*, em estado larvar, no estuário do Rio Douro a um período bem definido da Primavera, Março, fora já constatada noutros sistemas estuarinos portugueses (Ré, 1984; Ribeiro, 1991) e no sudoeste do Mar do Norte (Campos *et al.*, 1994). Este facto é associado à época de reprodução da espécie, invernal, mas que se pode estender até à Primavera (Van der Land, 1991). Esta é uma das espécies que ocorre, usualmente, nos sistemas estuarinos, durante quase todo o ciclo de vida, mas cuja reprodução é efectuada no mar. Segundo vários autores, a reprodução desta espécie ocorre no Inverno, razão pela qual as larvas entram os locais de viveiro no final do Inverno, início da Primavera. Grioche *et al.*, (1999) observaram que a entrada desta espécie nos estuários era feita por larvas mais desenvolvidas e com capacidade natatória que já permitia aos indivíduos migrarem. É de salientar que os exemplares deste *taxon* foram capturados no local de amostragem mais afastado da barra do estuário, pelo que se pode concluir que esta espécie utiliza efectivamente o sistema estuarino. A presença de juvenis desta espécie no sistema vem corroborar a utilização do estuário do Rio Douro como um local de viveiro. No entanto, as capturas de juvenis foram muito reduzidas, o que pode ter sido devido à acção de, pelo menos, dois factores: erros inerentes à arte utilizada para estas amostragens, dado o comportamento bentónico da espécie, após a metamorfose e por outro lado, os pleuronectiformes poderem utilizar habitats inacessíveis à rede usada, tornando os indivíduos não capturáveis com a metodologia escolhida.

## ***CAPÍTULO V***

### **CONSIDERAÇÕES FINAIS**

No período de estudo registaram-se situações atípicas de caudal fluvial, com períodos de cheias nos meses de Dezembro de 2000 e Janeiro de 2001. A partir de Novembro de 2000, dado o elevado caudal fluvial, o estuário foi transformado num prolongamento do Rio Douro, não tendo sido verificada a entrada de água do mar nos dois locais de amostragem, Cabedelo e Areíño de Oliveira do Douro, durante as fases iniciais da enchente.

O estuário do Rio Douro apresentou-se como um sistema de elevado hidrodinamismo, manifestando variações evidentes do regime de circulação e, conseqüentemente, das características ambientais ao longo do tempo. Durante este estudo, a coluna de água esteve quase sempre estratificada, horizontal e verticalmente, com a presença da cunha salina dependente do regime de caudal fluvial. Nos meses de estudo, este parâmetro teve um papel preponderante na variação das restantes características do sistema estuarino. A presença e o posicionamento da cunha salina, no interior do estuário, esteve altamente dependente do caudal do rio.

O estuário do Rio Douro encontra-se eutrofizado, com excesso de nutrientes, principalmente compostos azotados. Apesar desta situação, as águas apresentaram-se razoavelmente oxigenadas, nos dois locais amostrados. Os níveis de contaminação fecal variaram bastante sendo, em média, bastante superiores ao admissível para águas de contacto directo. O tradicional pico primaveril de concentração de clorofila *a* só foi registado no Verão, certamente associado à alteração do padrão fluvial durante o período de amostragem. O Cabedelo e o Areíño de Oliveira do Douro, ainda que pertencentes a sectores distintos do estuário, não revelaram grandes diferenças na maioria dos parâmetros

analisados, Contudo, e como seria de esperar, o Cabedelo sofreu maior influência costeira do que o Areíno de Oliveira do Douro, mais sujeito à influência continental.

As componentes larvar e juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro apresentaram-se como pouco diversas e compostas essencialmente por espécies residentes e espécies tidas como oportunistas ou seja, espécies que utilizam os sistemas estuarinos durante algumas fases do ciclo de vida. A dominância de determinadas espécies, em cada componente da ictiofauna estudada, foi responsável pelas variações a nível da equitabilidade e da diversidade.

A densidade das componentes larvar e juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro variou ao longo do tempo, sendo os meses com menor caudal fluvial os que apresentaram valores superiores.

A fracção larvar foi dominada por *Pomatoschistus* sp., considerada como espécie residente do estuário do Rio Douro, na medida em que foram encontradas várias formas de desenvolvimento larvar, juvenis e mesmo adultos (não considerados neste estudo). Por outro lado, a componente juvenil foi claramente dominada pelas espécies do género *Liza* spp., que entraram no estuário como juvenis, visto que a reprodução ocorre no mar. Esta componente da ictiofauna foi composta por várias espécies marinhas que entram nos ecossistemas estuarinos beneficiando das boas condições destes sistemas, assegurando assim um crescimento mais rápido e eficiente das fases iniciais de vida.

A estrutura da comunidade larvar e juvenil variou ao longo do tempo, sendo visível que algumas espécies utilizaram o estuário em épocas específicas do ano. A entrada no sistema de algumas espécies marinhas, *S. senegalensis*, *L. bergylta*, *GOBIESOCIDAE*, *D. labrax*, *D. sargus*, entre o Verão e o Outono conduziu a um aumento da diversidade da ictiofauna do estuário do Rio Douro nesse período.

A comunidade piscícola do estuário do Rio Douro foi caracterizada por três grandes grupos de espécies, consoante o tipo de utilização do sistema. Assim, foram observadas espécies residentes, *P. microps*, *A. presbyter* e *S. typhle* que, segundo os dados deste estudo

parecem ter efectuado a desova no interior do sistema, permanecendo nele durante todo o ciclo de vida; espécies marinhas que entraram no estuário, ainda na fase larvar (*P. flesus*), ou já como juvenis (*L. aurata*, *L. ramada*, *C. labrosus*, *M. cephalus*), e que permanecem no estuário mesmo na fase adulta; espécies marinhas que utilizaram o estuário como local de desenvolvimento dos juvenis, permanecendo no estuário durante os primeiros anos de vida, *D. labrax*; e espécies marinhas, cujas larvas ou juvenis entraram ocasionalmente no estuário, durante determinadas épocas do ano, de modo a beneficiarem das boas condições que o sistema oferece (refúgio, alimentação).

A ictiofauna do estuário do Rio Douro apresentou-se como uma comunidade dinâmica, apresentando ritmos intrínsecos relacionados com a biologia de cada espécie. Por outro lado, a comunidade também esteve sob a influência dos parâmetros ambientais. O caudal fluvial foi o factor com maior influência sobre a dinâmica das larvas e dos juvenis de teleósteos presentes no estuário do Rio Douro. Nos meses de estudo, pode ser constatada a influência continental no estuário, como as situações atípicas, durante as cheias do Inverno de 2000-2001. Neste período, as condições físicas do estuário tornaram-se tão adversas, que conduziram a alterações da ictiofauna, observando-se uma redução drástica da abundância de juvenis e o desaparecimento da componente larvar.

O caudal, e conseqüentemente, a existência de água do mar no estuário, foram os factores físicos mais relevantes para a presença/ausência da componente larvar do estuário do Rio Douro, associados às condições de retenção das larvas no interior do estuário. Segundo os resultados deste estudo, parece evidente que a influência do caudal nas larvas de peixe estará relacionada com a fraca capacidade natatória destes indivíduos. Assim, as larvas podem ser facilmente exportadas para o oceano pela corrente de vazante, quando o caudal atinge determinados valores. Por outro lado, como existem poucos locais de refúgio, torna-se mais difícil para estes organismos evitarem o fenómeno descrito.

O estuário do Rio Douro funcionou, efectivamente, como local de viveiro para algumas espécies. No entanto, a pequena proporção de locais de refúgio para um estuário desta dimensão, e o elevado hidrodinamismo do sistema, fazem com que a retenção dos estados

iniciais de desenvolvimento de teleósteos no estuário seja reduzida, estando os indivíduos sujeitos a serem exportados para o mar pela acção da corrente de vazante.

As grandes variações de determinados parâmetros ambientais, nomeadamente da salinidade, a que o estuário esteve sujeito pode não ter sido tolerada por várias espécies de teleósteos, tornando a ictiofauna do estuário do Rio Douro pouco diversa e com abundâncias reduzidas, principalmente os estados mais iniciais de desenvolvimento.

As constantes dragagens realizadas ao longo do estuário, incluindo junto à barra, assim como a destruição e emparedamento das margens e as obras de estabilização da restinga do Cabedelo, conduzem a uma redução considerável de possíveis zonas de postura, de abrigo e retenção de fases iniciais de desenvolvimento de teleósteos. Ainda que haja melhoria da qualidade da água, em relação a anos anteriores, a importante perda (ocorrida nas últimas décadas) de habitats limita, seguramente, a distribuição e condiciona a presença dos peixes.

O estudo da funcionalidade dos estuários como locais de viveiro revela-se de elevada importância, uma vez que permite avaliar o papel que os referidos sistemas desempenham na preservação de espécies marinhas comercialmente exploráveis e das que lhes servem de suporte, por se incluírem nas respectivas cadeias alimentares. Deste modo, torna-se imperativo desenvolver estudos que visem a determinação dos vários componentes do ecossistema, assim como a compreensão das inter-relações que nele se estabelecem. Com o nível de conhecimento que se obteve neste estudo, apenas foi feita uma avaliação genérica da importância deste ecossistema no ciclo de vida dos teleósteos. Este estudo permitiu obter uma primeira estimativa, aproximada, da abundância e diversidade das fracções larvar e juvenil da ictiofauna do estuário do Rio Douro, focando também algumas das inter-relações com a componente ambiental do ecossistema. Torna-se imperioso uma abordagem mais alargada e expansível a outras áreas do estuário, nomeadamente o canal de navegação e a zona costeira envolvente.

---

## BIBLIOGRAFIA

- Abreu, S. & Duarte, A., 2000. Nutrientes ao longo de um gradiente de salinidade em dois estuários Ibéricos (Douro e Sado): contribuição para o desenvolvimento de um conceito de produção primária potencial. *In Estudos de Biogeoquímica na zona costeira Ibérica*. Duarte, A.; Vale, C. & Prego, R. Ed..Universidade de Aveiro. Aveiro.
- Ahlstrom, E.H., 1973. The design of sampling survey in fish eggs and larvae surveys. *In Fish egg and larval surveys*. Hempel Ed. *FAO Fishery Technical Papers* **122**: 27-33.
- Allen, L.G., 1982. Seasonal abundance, composition, and productivity of the littoral fish assemblage in upper Newport Bay, California. *Fishery Bulletin* **80**: 769-790.
- Anónimo, 2000. Tabela de Marés. Instituto Hidrográfico. Lisboa
- Arias, A.M. & Drake, P., 1990. Captación de alevines con las mareas en esteros de la Bahía de Cádiz. *Informes Técnicos de Investigación Pesquera* **156**: 1-33.
- Arnold, G.P., 1981. Fish movements and water currents. *Society for Experimental Biology, Seminar Series* **13**: 55-79.
- Baldaque, 1891. *Estado actual das pescas em Portugal*. Imprensa Nacional, Lisboa.
- Baltus, C.A.M. & Van Der Veer, H.W., 1995. Nursery areas of solenette *Buglossidium luteum* (Risso, 1810) and scaldfish *Arnoglossus laterna* (Walbaum, 1792) in the southern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **34**: 81-88.
- Bell, J.D.; Pollard, D.A.; Burchmore, J.J.; Pease, B.C. & Middletom, M.J., 1984. Structure of a fish community in a temperate tidal mangrove creek in Botany Bay, New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, **35**: 33-46.
- Bell, J.D.; Steffe, A.S. & Westoby, M., 1988. Location of seagrass beds in estuaries: effects on associated fish and decapods. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **122**:127-146.
- Bennett, B.A., 1989. The fish community of a moderately exposed beach on the Southwestern Cape Coast of South Africa and an assessment of this habitat as a nursery for juvenile fish. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **28**: 293-305.
- Bergeron, J-P., 2000. Effect of strong winds on the nutritional condition of anchovy (*Engraulis encrasicolus* L.) larvae in the Bay of Biscay, Northeast Atlantic, as inferred from an early field application of DNA/C index. *ICES Journal of Marine Science* **57**: 249-255
- Bigelow, H.B. & Schroeder, W.C., 1953. Fishes of the Gulf of Maine. U.S. Fish and Wildl. Serv. *Fishery Bulletin* **53**.
- Blaber, S.J.M., Brewer, D.T. & Salini, J.P., 1989. Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical northern Australian estuary: Their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **29**: 509-531.

- Blaber, S.J.M.; Farmer, M.J.; Milton, D.A.; Pang, J.; Boon-Teck, O.; Wong, P., 1997. The ichthyoplankton of selected estuaries in Sarawak and Sabah: Composition, distribution and habitat affinities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **45**: 197-208.
- Boehlert, G.W. & Mundy, B.C., 1993. Vertical on onshore-offshore distributional patterns of tuna larvae in relation to physical habitat features. *Marine Ecology Progress Series* **107**: 1-13.
- Bordalo, A.A., 1991. *Ecologia do estuário do Rio Douro*. Tese de Doutoramento. Universidade do Porto. Porto.
- Bordalo, A.A. 1994. Faecal coliform recovery in two standard media along an estuarine gradient. *Water Research* **28**: 2331-2334.
- Bordalo, A.A., 1997. *Contribuição para a gestão da água no estuário do Rio Douro*. Relatório final (Projecto JNICT/PEAMB 231/93) Instituto de Ciências Biomédicas de Abel Salazar, Porto. Universidade do Porto. Portugal.
- Bordalo, A.A., 2000. Qualidade ecológica da água no contexto da Convenção Luso-Espanhola. *2º Congresso Ibérico sobre Planeamento e Gestão da Água*. Porto, 9-12 de Novembro de 2000 (resumo publicado).
- Bordalo, A. A., Cosson, R., Pereira, M.R., Caeiro, C.C., Correia, M.L. & Ramade, F., 1988. Ecotoxicological studies in Douro estuary, Oporto, Portugal. In: Løkke, H., Tyle, H. & Bro-Rasmussen, F. (eds.). *Proceedings of the 1<sup>st</sup> European Conference on Ecotoxicology*, Copenhagen. Sweden. 47-64.
- Bremigan, M.T. & Stein, R.A., 1999. Larval Gizzard Shad Success, Juvenile effects, and reservoir productivity: toward a framework for multi-system management. *Transactions of the American Fisheries Society* **128**: 1106-1124.
- Bruton, M.N., 1989. The ecological significance of alternative life-history styles. In M.N. Bruton (ed.), *Alternative life-history styles of animals*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 503-553.
- Cabral, H.M.R.N., 1998. *Utilização do estuário do Tejo como área de viveiro pelos linguados, Solea solea (L. 1758) e Solea senegalensis KAUP, 1858, e Robalo, Dicentrarchus labrax (L. 1758)*. Tese de doutoramento. Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Cabral, H.N., 2000. Distribution and abundance patterns of flatfishes in the Sado Estuary, Portugal. *Estuaries* **23**: 351-358.
- Cameron, P., Berg, J. & von Westernhagen, H., 1996. Biological effects monitoring of the North Sea employing fish embryological data. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment* **40**: 107-124.
- Cameron, W.M. & Pritchard, D.W., 1963. Estuaries. In M.N. Hill (ed.), *The Sea*, vol. 2. John Wiley & Son. New York. 306-324.
- Campillo, A., 1992. *Les pêcheries françaises de Méditerranée: synthèse des connaissances*. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, France.
- Campos, W.L.; Kloppmann, M. & Von Westernhagen, H., 1994. Inferences from the horizontal distribution of dab *Limanda limanda* (L.) and flounder *Platichthys flesus* (L.) larvae in the southeastern North Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **32**: 277-286.

- Caspers, H., 1967. Estuaries: analysis of definition and biological considerations. In G.H. Lauff (ed.), *Estuaries*. Amer. Ass. Adv. Sci. Publication 83, Washington, 6-8.
- Chervin, M.R., Malone, T.C. & Neale, P.J., 1981. Interaction between suspended organic matter and copepod grazing in the plume of the Hudson River. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **13**: 169-183.
- Chícharo, L.M., 1988. *Contribuição para o estudo do ictioplâncton no estuário do Guadiana*. Relatório de estágio do curso de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. Universidade do Algarve. Algarve.
- Chícharo, L.M. & Teodósio, M.A. 1991. Contribuição para o estudo do ictioplâncton no Estuário do Guadiana. *Revista de Biologia*. Departamento de Biologia da Universidade de Aveiro **4**: 277- 286.
- Claramunt, R.M. & Wahl, D.H., 2000. The effects of abiotic and biotic factors in determining larval fish growth rates: a comparison across species and reservoirs. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**: 835-851.
- Claridge, P.N.; Potter, I.C. & Hardisty, M.W., 1986. Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* **66**: 229-258.
- Clark, K.R., Warwick, R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, UK.
- Colinvaux, P., 1973. *Introduction to Ecology*. J. Wiley & Sons, New York.
- Conway, D.V.P., Coombs, S.H. & Smith C., 1997. Vertical distribution of fish eggs and larvae in the Irish Sea and southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* **54**: 136-147.
- Costa, M.J & Bruxelas, A., 1989. The structure of fish communities in the Tagus estuary, Portugal, and its role as a nursery for commercial fish species. Topics in Marine Biology. *Ros, J.D. (Ed.). Scientia Maina* **53**: 561-566.
- Costa, M.J., 1986. Les poissons de l'estuaire du Tage (Portugal). *Cybium* **10**: 57-76.
- Crowder, J.B., McDonald M.E. & Rice J.A., 1987. Understanding recruitment of Lake Michigan fishes: the importance of size-based interactions between fish and zooplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 141-147
- Darnell, R. M. & Soniat, T.M., 1979. *The estuary / continental shelf as an interactive system. Ecological Processes in Coastal and Marine Systems*. Plenum Press, New York.
- De Ben, W.A.; Clothier, W. D.; Ditsworth, G.R. & Baumgartner, D.J., 1990. Spatio-temporal fluctuations in the Distribution and abundance of demersal fish and epibenthic crustaceans in Yaquina Bay, Oregon. *Estuaries* **13**: 469-478.
- De Santo, R.S., 1978. *Concepts of Ecology*. Springer Verlag, New York.
- De Silva, S.S., 1980. Biology of juvenile grey mullet: a short review. *Aquaculture* **19**: 21-36.
- Deegan, L.A. & Thompson, B.A., 1985. The ecology of fish communities in the Mississippi river deltaic plain, p. 35-56 In Yáñez-Arancibia Ed., *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. DrR (R) UNAM Press, México.
- DL, 1998. Decreto Lei nº 236/98 de 1 de Agosto. Diário da República I série A, nº 176, 3676-3722.
- Dorel, D., 1985. *Poissons de l'Atlantique nord-est relations taille-poids*. Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.

- Drake, P. & Arias, A.M., 1991. Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of Cadiz Bay (S.W. Spain). *Journal of Fish Biology* **39**: 245-263.
- Dyer, K. R. 1997. *Estuaries. A physical introduction*. 2<sup>nd</sup> edition. John Wiley and Sons, Chichester.
- Eggleston, D.B. & Armstrong, D.A., 1995 Pre- and post-settlement determinants of estuarine Dungeness crab recruitment. *Ecological Monographs* **65**: 193-216.
- Elliot, M. & Dewailly, F., 1995. the structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Sea Research* **29**: 397-417.
- Epifanio, C.E. & Garvine, R.W., 2001. Larval transport on the Atlantic Continental Shelf of North America: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* **52**: 51-77.
- Esteves, E.; Coelho, M.L.; Pina, T. & Andrade, J.P., 1998. Dial variation of fish eggs and larvae abundance in two Portuguese estuaries (rivers Mira and Guadiana). *Ist Interdisciplinary Symposium on Estuarine Processes*, University of Algarve, Faro, 16-19.
- Esteves, E., Pina, T., Chicharo, M.A. & Andrade, J.P., 2000. The distribution of estuarine fish larvae: Nutritional condition and co-occurrence with predators and prey. *Acta Oecologica International Journal of Ecology* **21**: 161-173.
- Fairbridge, R.W., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In E. Olausson & I. Cato. Eds., *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. Interscience Publication, John Wiley and Sons, New York, 1-35.
- Field, J.G., Clarke, K.R. & Warwick, R.M., 1982. A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* **8**: 37-52.
- Fives, J.M., 1976. *Labridae of the eastern North Atlantic*. Fich. Ident. Zooplancton **149**.
- Forgarty, M.J., Sissenwine, M.P. & Cohen, E.B., 1991. Recruitment variability and ht dynamics of exploited marine populations. *Trends in Ecology and Evolution* **6**: 241-246.
- Frank, K.T. & Leggett, W.C., 1983. Multispecies larval fish associations: accident or adaptation? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 754-762.
- Gordina, A.D.; Pavlova, E.V.; Ovsyany, E.I.; Wilson, J.G.; Kemp, R.B. & Romavov, A.S., 2001. Long-term changes in Sevastopol Bay (the Black Sae) with particular reference to the ichthyoplankton and zooplankton. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* **52**: 1-13.
- Graham, J.J., 1972. Retention of larval herring within the sheepscoot estuary in Maine. *Fishery Bulletin* **70**: 299-305.
- Grasshoff, K.O.; Ehrhardt, M. & Kremling, K., 1983. *Methods off seawater analysis*. 2<sup>nd</sup>, revised and extended Ed.. Verlag Chemie, Weinheim.
- Grecay, P.A. & Targett, T.E., 1996. Spatial patterns in condition and feeding of juvenile weakfish in Delaware Bay. *Transactions of the American Fisheries Society* **125**: 803-808.
- Grioche, A., Koubbi, P. & Harlay, X., 1999. Spatial Patterns of Ichthyoplankton Assemblages along the Eastern English Channel French Coast during Spring 1995. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* **49**: 14-152.

- Hamerlynck, O., Hostens, K., Arellano, R.V., Mees, J. & van Damme, P.A., 1993. The mobile epibenthic fauna of soft bottoms in the Dutch Delta (south-west Netherlands): spatial structure. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **27**: 343-358.
- Hannan, J.C. & Williams, R.J., 1998. Recruitment of juvenile marine fishes to seagrass habitat in a temperate Australian estuary. *Estuaries* **21**: 29-51.
- Helfman, G.S., Collette, B.B. & Facey, D.E., 1997. *The diversity of fishes*. Blackweel. Science, Inc.
- Henderson, P.A., 1989. On the structure of inshore fish community of England and Wales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **69**: 145-163.
- Henderson, P.A. & Seaby, R.M.H., 1994. On the factors influencing juvenile flatfish abundance in the Lower Severn Estuary, England. *Netherlands Journal of Sea Research* **32**: 321-330.
- Henri, M., Dodson, J.J. & Powles, H., 1985. Spatial configuration of young herring (*Clupea harengus* harengus) larvae in the St. Lawrence estuary: importance of biological and physical factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **42**: 91-104.
- Hettler, Jr., W.F., Peters, D.S., Colby, D.R. & Laban, E.H., 1997. Daily variability in abundance of larval fishes inside Beaufort Inlet. *Fishery Bulletin* **95**: 477-493.
- Hickling, C.F., 1970. A contribution to the natural history of the English grey mullets (PISCES, MUGILIDAE). *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* **50**: 609-633.
- Hillgruber, N. & Kloppmann, M., 2000. Vertical distribution and feeding of larval blue whiting in turbulent waters above Porcupine Bank. *Journal of Fish Biology* **57**: 1290-1311.
- Houde, E.D., 1987. Fish early life dynamics and recruitment variability. *American Fisheries Society Symposium* **2**: 17-29.
- Ikeda & Omori, 1984. *Methods in marine zooplankton ecology*. 1<sup>a</sup> Ed. New York, John Wiley & Sons.
- Iles, T.D. & Sinclair, M., 1982. Atlantic herring: stock discreteness and abundance. *Science* (Washington, D.C.) **215**: 627-633.
- INAG/COBA, 1995. *Recursos hídricos do Rio Douro e sua utilização*. Instituto da água. Lisboa.
- INE, 1993. Anuário estatístico da região Norte. Porto.
- Ingmanson, D.E. & Wallace, W.J., 1985. *Oceanography: an introduction*. Wadsworth Publishing Company, Belmont.
- Jager, Z., Kleef, H.L. & Tydeman, P., 1995. Mortality and growth of 0-group flatfish in the Brackish Dollard (EMS estuary, Wadden Sea). *Netherlands Journal of Sea Research* **34**: 119-129.
- Jones, M.B., 1975. Synergistic effect of salinity, temperature and heavy metals on mortality and osmoregulation in marine and estuarine isopods (Crustacea). *Marine Biology* **30**: 13-20.
- Jones, M.N., 1984. Nitrate reduction by shanking with cadmium: alternative to cadmium columns. *Water Research* **18**: 643-646.
- Joye, S.B. & Chambers, R.M., 1993. Nitrogen exchange between microvegetated intertidal sediments and the overlying water column. *Estuarine Research Federation Annual Meeting*. Hilton Head, Sc., Published Abstract 58.

- Joye, S.B. & Paerl, H.W., 1993. Nitrogen fixation and denitrification in the intertidal and subtidal environments of Tomales Bay, California. In R.S. Oremland Ed. *Biogeochemistry of global change: Radioactive trace gases*. Blackwell Scientific, New York, 635-653.
- Joyeux, J.C., 1999. The abundance of fish larvae in estuaries: within-tide variability at inlet and immigration. *Estuaries* **22**: 889-904.
- Keller, A. A., Klein-Macphee, G., Burns J. S. O., 1999. Abundance and Distribution of Ichthyoplankton in Narragansett Bay, Rhode Island, 1989-1990. *Estuaries* **22**: 149-163.
- Kerstan, M., 1991. The importance of rivers as nursery grounds for 0- and 1-group flounder (*Platichthys flesus* L.) in comparison to the Wadden Sea. *Netherlands Journal of Sea Research* **27**: 353-366.
- Ketchum, B.H., 1969. Eutrophication in estuaries. In Proceedings of the Symposium of the National Academy of Sciences, *Eutrophication - causes, consequences, correctives*, 197-209.
- Khlebovich, V.V., 1974. *Kriticheskaya salionost biologicheskikh processov*. Nauke, Leningrad.
- Kingsford, M.I. & Suthers, I.M., 1996. The influence of tidal phase on patterns of ichthyoplankton abundance in the vicinity of an estuarine front, Botany Bay, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **46**: 33-54.
- Kingsford, M.J. & Suthers, I.M., 1996. The influence of phase on patterns of ichthyoplankton abundance in the vicinity of an estuarine front, Botany Bay, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **43**: 33-54.
- Koutsikopoulos, C., Desaunay, D., Doriol, D. & Marchand, J., 1989. The role of coastal areas in the life history of sole (*Solea solea* L.) in the Bay of Biscay. In J.D. Ros. Ed. Topics in Marine Biology. *Scientia Marina*. **53**: 567-575.
- Lam, T.J., 1983. Environmental influences of gonadal activity in fish. In Fish Physiology, Vol. 9 (Hoar, W.S., Randall, D.J. & Donaldson, E.M., Ed., p.65-116. London: academic Press.
- Lasserre, P., 1979. Les lagunes côtières: écosystèmes refuges foyers de cultures et cibles d'expansion économiques. *Nature et ressources* **4**:2-21
- Lazzari, M.A., 2000. Dynamics of larval fish abundance in Penobscot Bay, Maine. *Fishery Bulletin* **99**: 81-93.
- Lenanton, R.C.J. & Potter, I.C., 1987. Contribution of estuaries to commercial fisheries in temperate western Australia and the concept of estuarine dependence. *Estuaries* **10**: 28-35
- Lloyd, M. & Ghelardi, R.J., 1964. A table for calculating the equitability component of species diversity. *Journal of Animal Ecology* **33**: 217-225.
- Lorenzo, J.M.; Pajuelo, J.G., 1999. Age and Growth of the Sand Smelt *Atherina (Hepsetia) presbyter* Cuvier, 1829 in the Canary Islands (Central-east Atlantic). *Fisheries Research* **41**: 177-182.
- Louis, M. & Lasserre, G., 1982. Étude du peuplement de poissons dans les lagunes des mangroves de Guadeloupe (Antilles françaises). *Oceanologica Acta. International Symposium on coastal lagoons, SCOR/IABO/UNESCO, Bordeaux, France, 8-14 Septembre, 1981*, 333-338.
- Lyczkowski-Shultz, J., Ruple, D.L., Richardson, S.L. & Cowan, Jr., J.H., 1990. Distribution of fish larvae relative to time and tide in a Gulf of Mexico barrier island pass. *Bulletin of Marine Science* **46**: 563-577.

- Maes, J., van Damme, P.A., Taillieu, A. & Ollevier, F., 1998. Fish communities along an oxygen-poor salinity gradient (Zeeschelde Estuary, Belgium). *Journal of Fish Biology* **52**: 534-546.
- Magalhães, C.P.M.P., 1999. *Fluxos de oxigénio e nutrientes entre o interface sedimento/coluna de água no banco intertidal dos sector inferior do estuário do Rio Douro*. Teses de Mestrado. Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar, Universidade do Porto. Porto.
- Malone, T.C., 1977. Light-saturated photosynthesis by photoplankton size fractions in the New York Bight, USA. *Marine Biology* **42**: 281-292.
- Margalef, R., 1958. Information theory in ecology. *General Systems* **3**: 36-71.
- McCleave, J.D. & Kleckner, R.C., 1982. Selective tidal stream transport of glass eels of the American eel *Anguilla rostrata*. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **40**: 262-271.
- McErlean, A.J.; O'Connor, S.G.; Mihursky, J.A. & Gibson, C.I., 1973. Abundance, diversity and seasonal patterns of estuarine fish populations. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **1**: 19-36.
- McLusky, D., 1989. *The Estuarine Ecosystem*. 2<sup>nd</sup> edition, Chapman & Hall, New York.
- Miller, J.M., 1988. Physical processes and the mechanisms of coastal migrations of immature marine fishes. *American Fisheries Society Symposium* **3**: 68-76.
- Miller, J.M., Crowder, L.B. & Moser, M.L., 1983. Patterns, mechanisms and approaches to the study of migrations of estuarine-dependent fish larvae and juveniles. In J.D. McCleave *et al.* Eds. *Mechanisms of migration in fishes*. Plenum. New York, 209-225.
- Miller, J.M., Crowder L.B. & Moser, M.L., 1985. Migration and utilization of estuarine nurseries by juvenile fishes: an evolutionary perspective. In M.A. Ranking (ed.), migration and adaptive significance. *Contributions in Marine Science Supplement* **27**: 338-352.
- Miller, J.M., Reed, J.P. & Pietrafesa, L.J., 1984. Patterns mechanics and approaches to the study of migrations of estuarine dependent fish larvae and juveniles. In J.D. McCleave, G.P. Arnold, J.J. Dogson & W.H. Neill. Eds.. *Mechanisms of Migration in Fishes*. Plenum Publishing corporation. New York, 209-225.
- Miller, T.J., Crowder, L.B. & Binkowski, F.P., 1990. Effects of changes in the zooplankton assemblage on growth of bloater and implications for recruitment success. *Transactions of the American Fisheries Society* **119**: 483-491.
- Mills, E.J., Pol, V., Sherman, R.E. & Culver, T.B., 1989. Interrelationships between prey body size and growth of age-0 yellow perch. *Transactions of the American Fisheries Society* **118**: 1-10.
- Monteiro, C.L.C., 1989. *La faune ichthyologique de la lagune Ria Formosa (sud Portugal)*. Dissertation, Instituto Nacional das Pescas. Portugal.
- Morton, R.M., 1989. Hydrology and fish fauna of canal developments in an intensively modified Australian estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* **28**: 43-58.
- Mousseau, L.; Fortier, L & Legendre, L., 1998. Annual production of fish larvae and their prey in relation to size-fractionated primary production (Scotian Shelf, NW Atlantic). *ICES Journal of Marine Science* **55**: 44-57.
- Moyle, P.B. & Cech, Jr. J.J., 1996. *Fishes: an introduction to ichthyology*. 3<sup>rd</sup> edition, Prentice-Hall Inc., New Jersey.

- Mucha, A.P., Bordalo, A.A. & Vasconcelos, T.V., 1998. Dinâmica zoobêntica no estuário do Rio Douro- Relação com gradients de contaminação. *Actas do 1ª Simpósio Interdisciplinar de Processos Estuarinos*. Universidade do Algarve. Faro, 30-32.
- Muus, B.J. and J.G. Nielsen, 1999. *Sea fish. Scandinavian Fishing Year Book*. Hedehusene. Denmark.
- Nichols, J.H., 1971. Pleuronectidae. ICES. *Identification Sheets of Fish Eggs and Larvae* (4-6).
- Nichols, J.H., 1976. Soleidae. *Fiches de Identification du Zooplancton*, 150/151.
- Odum, E.P., 1971. *Fundamentals of Ecology*. 3<sup>rd</sup> Ed..W.B. Saunders Company, Philadelphia.
- Painchaud, J., Lefavre, D. & Therriault, J.C., 1987. Box model analysis of bacterial fluxes in the St. Lawrence Estuary. *Marine Ecology Progress Series* **41**: 241-252.
- Paperno, R., Targett, T.E. & Grecey, P.A., 2000. Spatial and temporal variation in recent growth, overall growth, and mortality of juvenile weakfish (*Cynoscion regalis*) in Delaware Bay. *Estuaries* **23**: 10-20.
- Paris, J. & Quignard, J.P., 1971. La faune ichthyologique des étangs languedociens de Sète à Carnon (Ecologie, Ethologie). *Vie et Milieu* **22**: 301-327.
- Partridge, D.G. & DeVries, D.R., 1999. Regulation of growth and mortality in larval bluegills: implications for juvenile recruitment. *Transactions of the American Fisheries Society* **128**: 625-638.
- Pereira de Oliveira, J.M., 1973. *O espaço urbano do Porto. Condições naturais e desenvolvimento*. Instituto de Alta Cultura, Centro de Estudos Geográficos. Universidade de Coimbra. Coimbra.
- Pietrafesa, L.J. & Janowitz, G.S., 1988. Physical oceanographic processes affecting larval transport around and through North Carolina inlets. In M.P. Weinstein (ed.), *Larval Fish and Shellfish Transport Through Inlets. American Fisheries Society Symposium* **3**: 34-50.
- Pollard, D.A. & Hannan, J.C., 1994. The ecological effects of structural flood mitigation works on fish habitats and fish communities in the lower Clarence River system of southeastern Australia. *Estuaries* **17**: 427-461.
- Potter, I.C., Beckley, L.E., Whitfield, A.K. & Lenanton, R.C.J., 1990. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. *Environmental Biology of Fishes* **28**: 143-178.
- Potter, I.C.; Claridge, P.N. & Warwick, R.M., 1986. Consistency of seasonal changes in an estuarine fish assemblage. *Marine Ecology Progress Series* **32**: 217-228.
- Rakocinski, C.F., Lyczkowski-Schultz, J. & Richardson, S.L., 1996. Ichthyoplankton assemblage structure in Mississippi sound as revealed by canonical correspondence analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* **43**: 237-257.
- Raynie, R.C. & Shaw, R.F., 1994. Ichthyoplankton Abundance along a Recruitment Corridor from offshore spawning to Estuarine Nursery Ground. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **39**: 421-450.
- Ré, P., 1984. *Ictioplâncton da região central da Costa Portuguesa e do Estuário do Tejo. Ecologia da postura e da fase planctónica de Sardina pilchardus (Walbaum, 1792) e de Engraulis encrasicolus (Linné, 1758)*. Tese de Doutoramento. Universidade de Lisboa. Lisboa.
- Ré, P., 1990. Diversidade, abundância e composição do ictioplâncton nos estuários do Tejo e do Mira. *I Congresso do Tejo, 2º Vol.*: 217-229.

- Ré, P., 1996. Anchovy spawning in ht Mira estuary (southwestern Portugal). *Scientia Marina*, **60**: 141-153
- Ré, P., 1999. *Ictioplâncton estuarino da Península Ibérico. Guia de identificação dos ovos e estados larvares planctónicos*. Câmara Municipal de Cascais.
- Ré, P.; A. Farinha & Meneses, I., 1983 - Anchovy spawning in portuguese estuaries (*Engraulis encrasicolus* Pisces: Engraulidae). *Cybium*, **7**: 29- 38.
- Reay, P.J., 1987. A British population of the grey mullet, *Liza aurata* (TELEOSTEI: MUGILIDAE). *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom* **67**: 1-10.
- Reay, P.J. & Cornell, V., 1988. Identification of grey mullet (Teleostei: Mugilidae) juveniles from British waters. *Journal of Fish Biology* **32**: 95-99.
- Rebelo, J.E., 1993. *Ictiofauna da ria de Aveiro e o período lagunar do ciclo de vida do robalo Dicentrarchus labrax Linnaeus, 1758*. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. Aveiro.
- Redfield, A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in seawater and their relation to the composition of the plankton. In: James Johnstone Memorial Volume. Liverpool Univ. Press. Liverpool, 176-192.
- Rhyther, J.H., 1969. Photosynthesis and fish production in the sea. *Science* **166**: 72-76.
- Ribeiro, R.G.L.G., 1991. *Ecologia do ictioplâncton e reprodução da anchova Engraulis encrasicolus (L.) (Pisces, Engraulidae) no estuário do Rio Mondego*. Tese de Doutoramento. Universidade de Coimbra. Coimbra.
- Ribeiro, R., Reis, J., Santos, C., Gonçalves, F. & Soares, A.M.V.M., 1996. Spawning of Anchovy *Engraulis encrasicolus* in the Mondego Estuary, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **42**: 467-482.
- Rijnsdorp, A.D., van Stralen, M. & van der Veer, H.W., 1985. Selective tidal transport of North Sea plaice larvae *Pleuronectes platessa* in coastal nursery areas. *Transactions of the American Fisheries Society* **114**: 461-470.
- Rogers, S.G., Targett, T.E. & van Sant, S.B., 1984. Fish nursery use in Georgia salt-marsh estauries: the influence of springtime freshwater conditions. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**: 595-606.
- Rosenberg, A.A., 1982. Growth of juvenile English sole, *Parophrys vetulus*, in estuarine and open coastal nursery grounds. *Fisheries Bulletin* **80**: 245-252.
- Russel, F.S., 1976. *The eggs and planktonic stages os British marine fishes*. Academic Press Ed..
- Ryland, J.S., 1966. Observations on the development of larvae of the plaice *Pleuronectes platessa* in aquaria. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* **30**:177-195.
- Santos, 1991. Métodos de Pesca no Rio Douro (trecho inferior). *Revista Observatório* **3º vol.**: 401-406.
- Sanvicente-Ãnorve, L., Flores-Coto, C. & Chiappa-Carrara, X., 2000. Temporal and Spatial Sacles of ichthyoplankton in the Southern Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Research* **51**: 463-475.
- Sedberry, G.R. & Carter, J., 1993. The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America. *Estuaries* **16**: 198-215.
- Serventi, M.; Harrison, I. J.; Torricelli, P. & Gandolfi, G., 1996. The use of pigmentation and morphologic characters to identify Italian mullet fry. *Journal of Fish Biology* **49**: 1163-1173.

- Shackell, N.L. & Frank, K.T. 2000. Larval fish diversity on the Scotian Shelf. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **57**: 1747-1760.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana Uni. Press Illinois Ed.
- Shenker, J.M., Maddox, E.D., Wishinsky, E., Pearl, A., Thorrold, S.R. & Smith, N., 1993. Onshore transport of settlement-stage Nassau grouper *Epinephelus striatus* and other fishes in Exuma Sound, Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* **98**: 31-43.
- Silva, M.C., 1999. Estuaries management in the framework of the water catchment plans. In *Os estuários de Portugal e os Planos de Bacia Hidrográfica*. Eurocoast. Portugal. pp 65-75.
- Skreslet, S. & Danes, G.J., 1978. Seward transport of eggs of coastal cod (*Gadus mohrua*) from spawning grounds in Ullsijord, North Norway. *Astarte* **11**: 11-20.
- Smith, P.E. & Richardson, 1977. Standard techniques for pelagic eggs and larvae surveys. *FAO Fisheries Technical Papers*, **175**.
- Smith, S.V., Wiebe, W.J., Hollibaugh, J.T., Dollar, S.J., Hager, S.W., Cole, B.E., Tribble, G.W. & Wheeler, P.A., 1987. Stoichiometry of C, N, P, and Si fluxes in a temperate-climate embayment. *Journal of Marine Research* **45**: 427-460.
- Sobral, I.M.F.B.J., 1999. *A fauna ictiológica dos estuário do Mondego. Contribuição para o conhecimento da biologia e ecologia das populações*. Instituto de Investigação das Pescas e do Mar. Lisboa.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J., 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Sostoa, A. & Sostoa, F.J., 1985. The fish communities of the Ebro Delta (Northeast Spain): a model of Mediterranean estuarine ecosystem. In Yáñez-Arancibia Ed., *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. DrR (R) UNAM Press, México, 79-126.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., 1972. *A practical handbook of seawater analysis*, 2nd ed. *Fisheries Research Board of Canada, Bulletin* **167**.
- Strømgren, T., 1974. Zooplankton investigations in Skjomen, 1969-1973. *Astarte* **11**: 11-20.
- Subrahmanyam, C.B & Drake, S.H., 1975. Studies on the animal communities in two North Florida SALT marshes. Part I Fish communities. *Bulletin of Marine Science* **25**: 445-465.
- Sutcliffe, W.H., 1972. Some relations of land drainage, nutrients, particulate material, and fish catch in two eastern Canadian bays. *Journal of Fish Research Bd. Canada* **29**: 357-362.
- Thayer, G.W., Powell, A.B. & Hoss, D.E., 1999. Composition of larval, juvenile, and small adult fishes relative to changes in environmental conditions in Florida Bay. *Estuaries* **22**: 518-533.
- Thorrold, S.R., Shenker, J.M., Maddox, E.D., Mojica, R. & Wishinsky, E., 1994. Larval supply of shorefishes to nursery habitats around Lee Stocking Island, Bahamas: II. Lunar and oceanographic influence. *Marine Biology* **118**: 567-578.
- Tito de Morais A. & Tito de Morais, L., 1994. The abundance and diversity of larval and juvenile fish in a tropical estuary. *Estuaries* **17**: 216-225.
- Tolan, J.M.; Holt, S.A. & Onuf, C.P., 1997. Distribution and community structure of ichthyoplankton in Laguna Madre seagrass meadows: potencial impact of saegrass species change. *Estuaries* **20**: 450-464.

- Valente, A.C.N. & Alexandrino, P.J.B., 1988. Ecological study of the estuary of river Lima. IV. The ichthyofauna in the Darque Channels (river Lima estuary) with special reference to the biology of the sand-melt, *Atherina presbyter* Cuvier, 1829 (PISCES: ATHERINIDAE). *Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre"* **202**.
- van der Land, M.A., 1991. Distribution of flatfish eggs in the 1989 egg surveys in the southeastern North Sea, and mortality of plaice and sole eggs. *Netherlands Journal of Sea Research* **64**: 1-12.
- Vieira, M.E.C & Bordalo, A.A., 2000. The Douro estuary (Portugal): a mesotidal salt wedge. *Oceanologica Acta* **23**: 585-594.
- Warburton, K., 1978. Community structure, abundance and diversity of fish in a Mexican coastal lagoon system. *Estuarine and Coastal Marine Science* **7**: 497-519.
- Weinstein, M.P., 1979. Shallow marsh habitat as primary nurseries for fishes and shell-fish, Cape Fear River, North Carolina. *Fishery Bulletin* **77**: 339-357.
- Weinstein, M.P., Weiss, S.L., Hodson, R.G. & Gerry, L.R., 1980. Retention of three taxa of postlarval fishes in an intensively flushed tidal estuary, Cape Fear River, north Carolina. *Fishery Bulletin* **78**: 419-436.
- Wheeler, A., 1988. Fish in estuaries: a summing up. *Journal of Fish Biology* **33**: 251-254.
- Whitfield, A.K., 1990. Life-history styles of fishes in south African estuaries. *Environmental Biology of Fishes* **28**: 295-308.
- Whitfield, A.K., 1994. Fish species diversity in southern African estuarine systems: an evolutionary perspective. *Environmental Biology of Fishes* **40**: 37-48.
- Wilkens, P., 1975. Ichthyoplankton sampling. In *Ichthyoplankton*. UNESCO Tech. Papers in *Marine Science*, **20**: 9-11.
- Wilson, J.G., 1988. *The biology of estuarine management*. Croom Helm, London.
- Whitehead, P. J.; Bauchot, M.-L.; Hureau, J.-C.; Nielsen, J.; Tortonese, E., 1984 - *Fishes of the North-Easter Atlantic and the Mediterranean*. Vol. I. UNESCO.
- Yoklavich, M.M., Cailliet, G.M., Barry, J.P., Ambrose, D.A. & Antrin, B.S., 1991. Temporal and Spatial Patterns in abundance and diversity of fish assemblages in Elkhorn Slough, California. *Estuaries* **14**: 465-480.
- Zar, J. H., 1996. *Biostatistica Analysis*. 3<sup>rd</sup> Ed. Prentice-Hall International, Inc., USA.