

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante

LUCÍA LÓPEZ GARAULET

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

Lisboa, Outubro de 2011

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



Estabelecimento do bivalve exótico *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo: caracterização da população actual e análise comparativa com a congénere nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) e macrofauna bentónica acompanhante

LUCÍA LÓPEZ GARAULET

Dissertação de Mestrado orientada por:

Professora Doutora Maria José Costa

Doutor Miguel Batista Gaspar

MESTRADO EM ECOLOGIA MARINHA

Lisboa, Outubro de 2011

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, queria agradecer à Prof. Maria José Costa e ao Doutor Miguel Batista Gaspar por terem aceiteado a orientação desta tese de mestrado. À Prof. Zita por ter-me dado a oportunidade de formar parte da equipa do Centro de Oceanografia e ao Doutor Miguel, por co-orientar o presente estudo e ensinar-me tudo o necessário sobre os bivalves.

Ao Lino e à Paula pela infinita paciência e disponibilidade, pela implicação e compreensão. Porque não são somente dois grandes profissionais, mas também duas magníficas pessoas.

A todo o pessoal do CO, e em especial do Laboratório de Zoologia Marinha, pela ajuda prestada. À Gilda, à Carla, ao Tó, ao João Paulo, à Erica, à Maria João, à Sílvia, ao Nuno, etc., por acolher-me na “família”, por todos os momentos, nem sempre bons, mas inesquecíveis.

À Paula Moura pela ajuda prática e pela hospitalidade no IPIMAR.

Ao Francisco e ao Virgílio pelos belos dias no mar.

À minha família, mãe, pai e irmão, por apoiar-me sempre e em todo o momento, por aplaudir os triunfos e consolar as penas. Porque ali onde eu esteja, eles estarão comigo.

À Cristina por ser a melhor companheira de casa e por tudo o que partilhamos.

A todos os meus amigos, os daqui e os dali, por sempre fazerem com que a minha vida seja um pouco mais feliz.

E para terminar, queria dar as graças ao Daniel, companheiro inseparável de aventuras. Por aguentar-me, animar-me, perdoar-me e amar-me; por mostrar-me um mundo desconhecido do qual agora faço parte. Pelo que temos vivido e pelo que nos falta viver.

Sem vocês, isto não teria sido possível. Obrigada.

RESUMO

A introdução de espécies exóticas é uma das maiores ameaças para oceanos de todo o Mundo. A amêijoia-japonesa, *Ruditapes philippinarum*, proveniente do Pacífico oriental, tem exibido uma rápida dispersão espacial, estando actualmente presente na Europa. Embora se tenham constatado importantes alterações nas comunidades biológicas induzidas por este invasor nos ecossistemas onde se insere, não existem um conhecimento aprofundado para Portugal.

O presente estudo teve como principais objectivos conhecer a distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, estudar o seu crescimento e as características da população neste sistema e inferir os possíveis efeitos sobre as espécies de bivalves acompanhantes, especialmente a congénere nativa *Ruditapes decussatus*. Um estudo mais pormenorizado na Baía do Seixal possibilitou analisar potenciais efeitos desta espécie sobre a comunidade de macroinvertebrados bentónicos. Para cumprir os objectivos enunciados, fizeram-se arrastos na totalidade do estuário numa única época e dragagens sazonais na Baía do Seixal durante um ano completo.

No estudo de toda a extensão do estuário do Tejo, a amêijoia-japonesa apresentou-se bem distribuída no estuário, ocupando o mesmo habitat que a amêijoia-boia, zonas vasosas e relativamente profundas, de salinidade intermédia e temperaturas relativamente altas. Na Baía do Seixal, as espécies macrobentónicas estruturaram-se sobre tudo em função do tipo de sedimento e da exposição à maré. *R. philippinarum* mostrou ser a espécie dominante no subtidal. A condição dos indivíduos de amêijoia-japonesa não diferiu entre as diferentes zonas do estuário. No que respeita ao crescimento, as amêijoas apresentaram parâmetros de acordo com os indicados na bibliografia, sendo a técnica da película de acetato o método mais adequado de estimação da idade. Das variações sazonais na sua população, intuem-se duas épocas de reprodução anuais.

Recomenda-se continuar este tipo de investigação para controlar a expansão da espécie e prever os seus impactes no sistema. Este foi o primeiro trabalho realizado sobre esta espécie em Portugal, a diferentes escalas espaciais.

Palavras-chave: amêijoia-japonesa; distribuição e abundância; índice de condição; idade e crescimento; época de reprodução

SUMMARY

The introduction of exotic species is one of the major of the biggest threats to the world's oceans and the second cause of global biodiversity loss after direct habitat destruction. The Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, whose native range is in the eastern Pacific, has dispersed worldwide, including Europe. Although changes caused by this invader have been documented in several ecosystems in which it was introduced, there is no knowledge concerning the colonization of Portuguese systems.

The present study had as main goals to understand the distribution and abundance of *R. philippinarum* in Tagus estuary, to assess its growth and population dynamics and to infer possible effects over the benthic invertebrate community, with emphasis on the native species *Ruditapes decussatus*. A more detailed study conducted on Bay of Seixal provided data to analyze potential effects of this species over the benthic invertebrate community. A commercial dredge was used to sample bivalve communities along the Tagus estuary during summer, while grab samples were collected seasonally in Bay of Seixal.

The results obtained from samples collected along the Tagus estuary showed that the Manila clam is well distributed, occupying the same habitat types as the native species, *R. decussatus*, mainly deeper and muddy locations, with relatively high temperature and salinity. Specimens' condition was not different in the studied areas. Growth parameters for the Tagus estuary population were similar to what was found in previous studies and the acetate peel technique was the most adequate method for age estimation. Sediment grain size and exposure to tidal effects were the most important factors influencing macrobenthic species distribution in Bay of Seixal and *R. philippinarum* was the dominant species in the subtidal area. Seasonal variations on abundance and size indicate two reproduction periods.

This type of studies is very important to support population management and predict future impacts on the affected aquatic systems. This was the first study on this species in Portugal considering distinct spatial scales.

Keywords: Manila clam; distribution and abundance; condition index; age and growth; reproduction period

ÍNDICE

	Pág.
Agradecimentos	i
Resumo	ii
Summary	iii
CAPÍTULO 1 – Introdução geral	1
1.1. Introdução de espécies exóticas	2
1.1.1. Espécies exóticas	2
1.1.2. Espécies exóticas em Portugal	3
1.2. Amêijoia-japonesa (<i>Ruditapes philippinarum</i>)	4
1.2.1. Biologia e ecologia	4
1.2.2. Distribuição nativa e dispersão	5
1.3. <i>Ruditapes philippinarum</i> em Portugal	6
1.4. Caracterização geral da área de estudo	6
1.5. Objectivos gerais	7
CAPÍTULO 2 – Distribuição, abundância e crescimento de <i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850) no estuário do Tejo	8
Resumo	9
2.1. Introdução	11
2.2. Materiais e métodos	13
2.2.1. Distribuição e abundância das várias espécies	13
2.2.2. Índice de Condição dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i>	16

2.2.3. Crescimento dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i> e <i>Ruditapes decussatus</i>	17
2.2.3.1. Determinação da idade	17
2.2.3.2. Equações de crescimento	19
2.3. Resultados	20
2.4. Distribuição e abundância das várias espécies.....	20
2.4.1. Índice de Condição dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i>	23
2.4.2. Crescimento dos indivíduos de <i>Ruditapes philippinarum</i> e <i>Ruditapes decussatus</i>	23
2.4.2.1. Determinação da idade	23
2.4.2.2. Equações de crescimento	27
2.5. Discussão	29
CAPÍTULO 3 – Estrutura populacional de <i>Ruditapes philippinarum</i> (Adams & Reeve, 1850) na Baía do Seixal. Comparação com a congénere nativa, <i>Ruditapes decussatus</i> (Linnaeus, 1758), e macrofauna bentónica acompanhante	35
Resumo	36
3.1. Introdução	37
3.2. Materiais e métodos	38
3.2.1. Área de estudo e amostragem	38
3.2.2. Processamento laboratorial	41
3.2.2.1. Sedimentos	41
3.2.2.2. Material biológico	41
3.2.3. Tratamento de dados	41
3.3. Resultados	43

3.3.1. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos	43
3.3.2. Comunidade de bivalves	46
3.3.3. <i>Ruditapes philippinarum</i>	52
3.4. Discussão	52
CAPÍTULO 4 – Considerações finais	56
Considerações Finais	57
Referências bibliográficas	60
Páginas da Internet	77
 ANEXOS	
ANEXO I – Abundância e biomassa	
ANEXO II – Caracterização das capturas	
ANEXO III – Abreviaturas das espécies	
ANEXO IV – Relações alométricas	
ANEXO V – Bibliografia para identificação dos organismos	
ANEXO VI – Comunidade de macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal	

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Introdução de espécies exóticas

1.1.1. Espécies exóticas

Uma espécie exótica (também designada introduzida, não nativa ou não indígena) é qualquer espécie que, seja por acção do Homem (de modo intencional ou acidental) seja naturalmente, é introduzida numa área fora do seu habitat geográfico nativo. Quando esta introdução constitui uma ameaça para a biodiversidade, economia e Saúde Pública na área onde a espécie se estabelece, diz-se que esta última espécie é uma invasora.

Actualmente, as espécies exóticas constituem uma das quatro ameaças principais para os oceanos mundiais, tanto à escala local e regional, como à escala global [183], sendo as outras três, a poluição, a sobre-exploração dos recursos vivos e a alteração/destruição física dos habitats.

De acordo com a bibliografia existente, o zoobentos parece ser o grupo dominante dentro das exóticas em todos os mares estudados, representando aproximadamente 57% do total de espécies introduzidas [166]. Nesta categoria, o filo Mollusca é dominante, sendo o grupo mais frequentemente transportado entre os mares regionais europeus, com uma representação de 23% do total [166].

O uso intensivo dos cursos de água continentais e do litoral marítimo vem frequentemente acompanhado de introduções intencionais ou acidentais de espécies exóticas. Nas últimas décadas, actividades como a navegação, a aquacultura, a construção de canais, algumas formas de recreio, a descarga de águas de lastro, o turismo e a pesca desportiva têm contribuído, sobremaneira, para a introdução de espécies exóticas nos ecossistemas aquáticos [33, 44, 147].

As características biológicas que definem as espécies invasoras (grande tolerância às condições ambientais, gerações curtas, maturação sexual precoce, elevada fecundidade e plasticidade na dieta) [87] tornam-nas mais competitivas e com maior capacidade de adaptação a alterações ambientais, quando comparadas com as espécies autóctones. Embora

os bivalves invasores não tenham recebido muita atenção relativamente a outros grupos faunísticos, apresentam com frequência aquelas características.

As espécies exóticas invasoras alteram a estrutura e o funcionamento do ecossistema afectando as condições abióticas (*e.g.*, disponibilidade da luz, níveis de nutrientes, transferências de calor, complexidade do habitat e transporte físico de materiais) e as comunidades biológicas onde se inserem (*e.g.*, diversidade, distribuição espacial, densidade e biomassa doutras espécies) [22, 77]. Estas espécies são também responsáveis por importantes perdas financeiras [110] e impactes na sociedade, principalmente problemas na Saúde Pública e diminuição da produção económica de actividades baseadas nos ambientes e recursos marinhos, tais como a pesca, a aquacultura e o turismo, afectando ainda infra-estruturas marinhas, podendo ter como consequência o aumento do desemprego nas comunidades locais [5]. No entanto, em determinadas áreas as espécies invasoras podem ter um efeito positivo na economia caso possam vir a constituir um recurso pesqueiro alternativo.

1.1.2. Espécies exóticas em Portugal

Embora nos últimos anos tenham sido publicados alguns trabalhos sobre esta temática (*e.g.* [26, 159]), ainda não existem registos sistematizados sobre as espécies exóticas que ocorrem nos estuários e zonas costeiras de Portugal, à excepção do arquipélago dos Açores [32]. Por isso, está a ser elaborado actualmente, no âmbito de um projecto de investigação (INSPECT), um inventário das espécies exóticas marinhas identificadas no país, que inclui as datas e locais de introdução, tipos de habitat colonizados, vectores de introdução e vias de dispersão, estimativas populacionais, possíveis impactes e medidas de prevenção e mitigação. No âmbito deste projecto foram registadas, até à data, 72 espécies exóticas nos sistemas aquáticos estuarinos e costeiros portugueses, incluindo 4 espécies de microalgas, 22 macroalgas e 46 invertebrados para os Açores e Continente [90]. A maioria destas espécies foi identificada em sistemas estuarinos, com especial relevância para o estuário do Tejo, provavelmente devido a (i) tratar-se dum estuário com elevada diversidade de habitats, (ii) ser um dos portos mais importantes a nível nacional e (iii) possuir diversas marinas de recreio com tráfego internacional significativo [46]. Actualmente, está a ser revista a legislação que regulamenta a introdução na Natureza de espécies não indígenas da flora e da fauna (Decreto-Lei n.º. 565/99, de 21 de Dezembro), documento que pretende incluir as espécies marinhas. Portugal está ainda obrigado à implementação da Directiva-Quadro “Estratégia Marinha” (Directiva

2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de Junho de 2008), que requer alcançar o Bom Estado Ecológico até 2020 e inclui a introdução de espécies exóticas nos critérios de avaliação.

Ratificou ainda a Convenção Internacional para Controlo e Gestão da Água de Lastro e Sedimentos de Navios, aprovada em 2004. Está actualmente em discussão a Estratégia Europeia para as Espécies Invasoras, que visa a definição de medidas para a prevenção, controlo e erradicação das mesmas.

1.2. Amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*)

1.2.1. Biologia e ecologia

Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850), de nome comum amêijoa-japonesa ou “Manila clam” (em língua inglesa) (Fig. 1), é um molusco bivalve da família Veneridae, de concha sólida, equivalve, ovóide e quadrangular, apresentando a margem posterior quase recta. As valvas são simétricas, com costelas serradas concêntricas e radiais, mas com o padrão reticulado menos apertado e mais marcado do que em *Ruditapes decussatus*, a espécie congénere nativa de Portugal. A charneira tem três dentes cardinais em cada valva, mas não



Figura 1. Exemplar de *Ruditapes philippinarum*.

tem dentes laterais. O seio paleal é profundo e arredondado, sem chegar ao centro da valva. O bordo das valvas é liso. A cor da concha é muito variável, mas geralmente acastanhada, decorada com desenhos diversos, apresentando frequentemente grandes manchas ou bandas escuras concêntricas ou irregulares. O interior é esbranquiçado; ocasionalmente de cor púrpura na região próxima ao umbo. Pode atingir até 8 cm de comprimento [3].

Esta espécie vive enterrada a cerca de 4 cm da superfície [103], em sedimentos arenosos e vasosos das zonas intertidais e subtidais. É um organismo eurialino que ocorre na região inferior dos estuários, suportando salinidades entre 16 e 36, sendo o seu óptimo halino de 20 a 26 [125].

A amêijoia-japonesa é estritamente gonocórica. O período de reprodução varia de acordo com a área geográfica, mas observa-se normalmente um período de repouso sexual desde finais do Outono até ao início do Inverno. A gametogénese no meio natural dura de dois a cinco meses, seguidos da reprodução. Pode haver um segundo pico de desova dois a três meses mais tarde. A temperatura e a disponibilidade alimentar são dois parâmetros que afectam a gametogénese, que ocorre mais rapidamente com o aumento da temperatura [182]. Embora a temperatura óptima se situe entre os 20-22°C, 8°C será a temperatura mínima para que se inicie o processo de gametogénese, sendo os 12°C o limite inferior para a maturação dos gâmetas e 14°C para a desova [84, 112, 126, 176]. Muitos factores externos condicionam o sucesso do recrutamento no meio natural, tais como a temperatura, a salinidade e as correntes. A dispersão larvar é condicionada pela velocidade das correntes de maré e do vento.

1.2.2. Distribuição nativa e dispersão

A amêijoia-japonesa *R. philippinarum* é uma espécie que se distribui entre as regiões subtropicais e boreais, sendo oriunda das latitudes baixas do Pacífico oriental [144]. As populações indígenas encontram-se nas Filipinas, mares do sul e leste da China, Mar Amarelo, Mar do Japão, Mar de Okhotsk e ilhas Curilhas do Sul [150].

De considerável valor comercial, é uma das espécies de moluscos que tem conseguido estabelecer-se satisfatoriamente em diversas regiões do Mundo, longe dos limites da sua distribuição geográfica natural [117, 118]. A sobrepesca e os rendimentos irregulares de amêijoas nativas europeias, como a amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*), geraram a importação de *R. philippinarum* para a Europa. Esta espécie foi introduzida pela primeira vez em 1972, em França, através da sua produção em aquacultura [14], seguindo-se a Irlanda, Itália, Inglaterra e Espanha.

A aquacultura de amêijoia-japonesa foi bem-sucedida e teve um crescimento exponencial, desde a década de 1990. Actualmente é uma das espécies mais produzidas em todo o Mundo, com mais de 3 milhões de toneladas em 2006. Contudo, para o mesmo ano, observou-se uma tendência para a diminuição das capturas globais em 45000 toneladas [75]. Algumas doenças, como Perkinsus e a doença do “anel castanho”, estão muitas vezes associadas às variações de produção em determinados locais, uma vez que causam elevadas mortalidades. Para além do problema das doenças, o desenvolvimento de populações selvagens após a introdução desta espécie, tem induzido várias mudanças nas tendências de produção, facilitando o

fornecimento de sementes (em Itália) ou, pelo contrário, competindo economicamente com a aquacultura (França), favorecendo a pesca recreativa [75] e/ou a apanha.

1.3. *Ruditapes philippinarum* em Portugal

Não está claro como a amêijoa-japonesa foi introduzida em Portugal, mas sabe-se que ocorre nos estuários portugueses há mais de uma década. Em Portugal continental, esta espécie já foi recensada em vários estuários (*e.g.* Rio Tejo e Rio Sado), sistemas lagunares (*e.g.* Ria Formosa e Ria de Aveiro) e lagoas costeiras (*e.g.* Lagoa de Albufeira) [66].

A colonização do estuário do Tejo por esta espécie coincidiu com uma diminuição significativa da amêijoa-boia, que ocupa o mesmo tipo de habitat. Este facto permite levantar duas hipóteses alternativas: (a) a sobreexploração da amêijoa-boia levou à introdução da amêijoa-japonesa no Tejo e a sua boa adaptação posterior impediu que as populações da espécie autóctone recuperassem, ou (b) a competição entre as duas espécies, pelos mesmos nichos e recursos, provocou o declínio de *R. decussatus*.

Os moluscos bivalves têm sido capturados tradicionalmente em Portugal mediante técnicas de arrasto, nomeadamente a ganchorra (com a amêijoa como alvo principal) e a berbigoeira ou Cabrita (utilizada tanto na pesca da amêijoa como do berbigão). Actualmente, a amêijoa-japonesa pode ser capturada mediante apanha por mergulho em apneia e ancinho de mão, nas áreas subtidais, ou com faca de mariscar e sacho, nas zonas intertidais.

Embora não exista um regulamento específico para a pesca de *R. philippinarum* em Portugal, a possibilidade de pesca deste bivalve no estuário do Tejo surge com a publicação da Portaria 1228/2010, de 6 de Dezembro, onde aparece elencada com a designação genérica de *Ruditapes spp.*, na lista de “Espécies animais marinhas que podem ser objecto de apanha”. A publicação da Portaria 85/2011, de 25 de Fevereiro, proíbe a apanha de *R. decussatus* e permite o estabelecimento dum plano de exploração da *R. philippinarum*, desde que não se exceda o número de licenças já emitidas. Este diploma estipula ainda que fica interdita a devolução ao meio natural de exemplares de amêijoa-japonesa, que não sejam colocados no circuito comercial, em outras zonas que não seja a sua área de distribuição no estuário do Tejo.

1.4. Caracterização geral da área de estudo

O estuário do Tejo (38°44'N, 09°08'W), localizado na costa centro-oeste portuguesa, é o maior estuário de Portugal e um dos maiores da Europa, cobrindo uma área de aproximadamente 325 km². É um estuário mesotidal, com uma amplitude média de maré de 2,4 m, variando entre 4 m nas marés vivas e 1 m nas marés mortas. Tem um clima suave, com uma temperatura média do ar de 16,3°C e uma precipitação total anual de 700 mm [65], embora muito variável [172]. A temperatura da água varia entre os 8°C e os 26°C [23]. O fluxo médio do rio é de 400 m³.s⁻¹, apesar de ser altamente variável, tanto sazonal como interanualmente.

Este sistema estuarino tem uma profundidade média inferior a 10 m e aproximadamente 40% desta área (138 km²) é constituída por vasas intertidais [24, 57], que junto à margem terrestre são ocupadas por extensas áreas de sapais [26]. Na zona entre-marés pontificam ainda antigos povoamentos de ostreiras que ocupam uma área de aproximadamente 16 km² [58]. Na zona subtidal, embora os fundos sejam compostos por uma gama heterogénea de substratos, o sedimento principal nas regiões montante e intermédia do estuário é a areia-vasosa, enquanto na porção jusante e na área costeira adjacente predominam as areias [24].

Enquadrado na Área Metropolitana de Lisboa, a zona mais povoada do país, este sistema salobro, desde há muito tempo, tem sido sujeito a fortes impactes antropogénicos relacionados com o desenvolvimento industrial, a urbanização, a agricultura e as actividades portuárias e piscatórias, sendo a contaminação por metais pesados um problema assinalável [26; 64].

1.5. Objectivos gerais

Os objectivos principais do presente trabalho foram:

- Conhecer a distribuição e abundância actuais das populações de *R. philippinarum* e *R. decussatus* no estuário do Tejo e relacioná-las com as condições ambientais prevalentes;
- Estudar o crescimento e a estrutura etária das populações de *R. philippinarum* e *R. decussatus*;
- Avaliar os possíveis efeitos da presença de *R. philippinarum* sobre a espécie nativa *R. decussatus* bem como sobre a restante macrofauna bentónica acompanhante.

CAPÍTULO 2

DISTRIBUIÇÃO, ABUNDÂNCIA E
CRESCIMENTO DE *Ruditapes philippinarum* (Adams
& Reeve, 1850) NO ESTUÁRIO DO TEJO

RESUMO

As actividades humanas têm promovido o transporte, intencional ou não, de espécies marinhas para fora do seu habitat natural, causando graves problemas nos sistemas onde se inserem. A amêijoia-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), nativa das costas asiáticas do Oceano Pacífico, é uma espécie conhecida pela sua alta capacidade de dispersão e de adaptação a novos habitats. Introduzida na Europa na década de 1980, terá chegado a Portugal há mais de dez anos. Ainda não existem estudos sobre a dinâmica e ecologia da população desta espécie no estuário do Tejo, pelo que se desconhece o grau de colonização do sistema, contudo a sua introdução e expansão tem vindo a ser acompanhada de um progressivo declínio na população da amêijoia autóctone, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758).

No presente trabalho fizeram-se arrastos com ganchorra cobrindo a totalidade do estuário do Tejo, com o objectivo de determinar quais as condições ambientais que condicionam a distribuição e abundância da amêijoia-japonesa. Para além disso, calculou-se o Índice de Condição dos exemplares de *R. philippinarum*, assim como a sua idade (neste caso também de *R. decussatus*), mediante três técnicas distintas: contagem dos anéis externos na superfície da concha, identificação e contagem das bandas internas de crescimento (mediante a técnica da película de acetato) e análise de distribuição de comprimentos.

Os resultados mostraram que a amêijoia-japonesa encontra-se bem distribuída no estuário e ocorre nos mesmos nichos ecológicos das espécies *R. decussatus*, *Cerastoderma glaucum* (Poiret, 1789) e *Solen marginatus* Pulteney, 1799, normalmente em zonas com temperaturas mais elevadas e vasosas da região subtidal com salinidade média. A dominância de *R. philippinarum* ao longo do sistema parece indicar que a sua introdução terá contribuído fortemente para o quase desaparecimento da amêijoia-boia no estuário do Tejo. O Índice de Condição calculado para *R. philippinarum* foi similar nas duas áreas estudadas, estando os valores obtidos de acordo com o referido na bibliografia para outros locais. A aplicação dos vários métodos para estimação da idade revelou a técnica da película de acetato como a mais adequada para a espécie objecto de estudo. A idade máxima calculada para *R. philippinarum* a partir dos anéis internos foi de seis anos e meio e os valores dos parâmetros da equação de crescimento de von Bertalanffy estimados foram $L_{\infty} = 65,2$, $k = 0,34$ e $t_0 = 0,93$. São

propostas algumas linhas de investigação a desenvolver num futuro próximo, de modo a conhecer a dimensão dos impactes da introdução de *R. philippinarum* no estuário do Tejo.

Palavras-chave: espécie exótica; amêijoa-japonesa; repartição espacial e densidade; índice de condição; modelo de von Bertalanffy

2.1. INTRODUÇÃO

A amêijoa-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), é um dos moluscos bivalves mais explorados comercialmente em todo o Mundo. A sua alta adaptabilidade a vários ambientes torna-a muito adequada para aquacultura [53]. Nativa das costas asiáticas do Oceano Pacífico, a espécie distribui-se actualmente ao longo da costa oeste dos Estados Unidos e na costa Atlântica Europeia, bem como nos mares Adriático e Egeu e na região Indo-Pacífica [95].

Foi introduzida na Europa para fins de aquacultura, primeiramente em França, entre 1972 e 1975 [63], e mais tarde na Irlanda (1982-1984), Itália (1983), Inglaterra (1988) e Espanha [61]. Tais cultivos vieram a revelar-se altamente dispersivos, pelo que, desde 1988 populações naturais da espécie têm colonizado grande parte das costas destes países, afectando as populações nativas da amêijoa europeia, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), tornando-se um novo recurso pesqueiro.

Desconhece-se quando e como foi introduzida em Portugal, mas a sua presença na costa portuguesa tem sido constatada há mais de dez anos, verificando-se, inclusivamente, a rápida expansão das populações de amêijoa-japonesa devido às características invasoras que exhibe. Tal faz com que populações desta espécie estejam perfeitamente estabelecidas na Ria de Aveiro e no estuário do Tejo [90]. A única referência à sua ocorrência no estuário do Tejo pertence a [66], afirmando este autor que a amêijoa-japonesa tem sofrido uma explosão demográfica e uma dispersão espacial recente, o que justifica a sua apanha em certos locais.

Para entender a biologia desta espécie e a sua adaptação ao estuário do Tejo é necessário analisar a sua distribuição e abundância no ecossistema e identificar as condições ambientais que as determinam. Além disso, para compreender a dinâmica da população nesta área é essencial estudar o seu crescimento.

Vários métodos têm sido utilizados para a determinação da idade e estimativa das taxas de crescimento nos bivalves, no entanto existem problemas práticos com a sua aplicação. As experiências de marcação e recaptura requerem muito tempo para reunir os dados e implicam meios financeiros razoáveis [68]. As análises de composição isotópica de oxigénio e carbono são também utilizadas para este fim, embora a determinação das condições de equilíbrio ou desequilíbrio entre o carbonato e a água do mar seja muitas vezes complicada,

principalmente quando acontecem grandes mudanças na temperatura e composição isotópica da água do mar ao longo do tempo [99]. A análise da distribuição de frequências por comprimento é um método relativamente subjectivo, inapropriado para espécies com um período de recrutamento anual relativamente longo e/ou taxas de crescimento individuais altamente variáveis entre grupos de idade [35, 151]. Contudo, em certas condições, podem fornecer resultados bastante aceitáveis, sobretudo como meio de confirmação de estimativas efectuadas com outras metodologias [71]. A contagem de marcas ou anéis de crescimento visíveis na superfície da concha é um método muito utilizado para a determinação da idade, por ser rápido e económico. Apesar disso, apresenta algumas limitações [128, 141] tais como 1) a falta de perceptibilidade dos anéis anuais nalgumas espécies; 2) a formação de anéis falsos que podem ser facilmente confundidos com anéis anuais e 3) nas espécies de grande longevidade, a dificuldade em visualizar os anéis anuais iniciais devido à abrasão da concha na região umbonal e/ou a impossibilidade de distinguir os anéis nos últimos anos, por serem depositados muito próximos uns dos outros. Estas restrições podem ser solucionadas com a técnica da película de acetato [140], sendo contudo, um processo relativamente moroso. Alguns autores consideram que a idade pode ser determinada com maior precisão a partir da análise dos anéis de crescimento depositados na microestrutura da concha, do que directamente através da contagem dos anéis externos [67, 141]. Para algumas espécies, a contagem dos anéis externos pode ser apropriada para uma rápida estimativa da idade, embora seja recomendado o uso dos anéis internos da concha para a estimativa dos parâmetros de crescimento [68].

Alguns trabalhos têm demonstrado que as taxas de crescimento de *R. philippinarum* diferem marcadamente entre regiões [73, 92]. Por outro lado, estudos realizados na última década têm evidenciado que as características do sistema onde a espécie se instala desempenham um papel importante na extensão dos seus impactes nas comunidades locais [47, 146]. Com este estudo pretendeu-se conhecer a presença e o grau de dispersão da amêijoa-japonesa no estuário do Tejo, relacionar a distribuição da espécie com as suas características biológicas e com as condições ambientais prevalentes no ecossistema e compará-las com as de outros bivalves, com especial destaque para a amêijoa nativa *R. decussatus*.

Assim, os objectivos específicos do presente trabalho foram:

- Conhecer a distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo;
- Estudar o crescimento e a estrutura populacional da espécie no ecossistema;

- Avaliar a condição dos indivíduos nas diferentes áreas do estuário;
- Procurar possíveis relações entre a presença de *R. philippinarum* e a presença/ausência de outros moluscos bivalves, com especial destaque para *R. decussatus*.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Distribuição e abundância das várias espécies

As colheitas de material biológico foram realizadas no estuário do Tejo nos dias 24 e 28 de Fevereiro e 15 de Março de 2011, na área compreendida entre Alhandra e Belém (Fig. 2). Foram definidas 37 estações de amostragem distribuídas por três grandes zonas: zona A, que compreende as baías da margem sul do estuário, nomeadamente do Montijo, Barreiro e Seixal, onde as profundidades são geralmente baixas; e zonas B e C, no corpo central do estuário, onde as salinidades médias ao longo do ano são muito diferentes, pertencendo a zona B (a montante de estuário) à região mesohalina (5-18 de salinidade) e a zona C (a jusante do estuário) à região polihalina (18-30 de salinidade).

A amostragem foi levada a cabo a bordo de uma embarcação de pesca profissional e as amostras foram recolhidas por apanhadores profissionais com a utilização de uma ganchorra (Fig. 3 e Tab. 1).

Em cada estação de amostragem realizou-se um arrasto com duração aproximada de 1 minuto e velocidade variável, dependendo do tipo de sedimento existente. A bordo da embarcação foi feita a triagem da amostra, separando-se de imediato os exemplares do género *Ruditapes* das restantes espécies de bivalves.

Durante a amostragem, efectuaram-se medidas pontuais da profundidade (m) com uma sonda multiparamétrica e realizou-se uma análise visual das características do sedimento nas zonas arrastadas, a partir do material retido pela ganchorra.

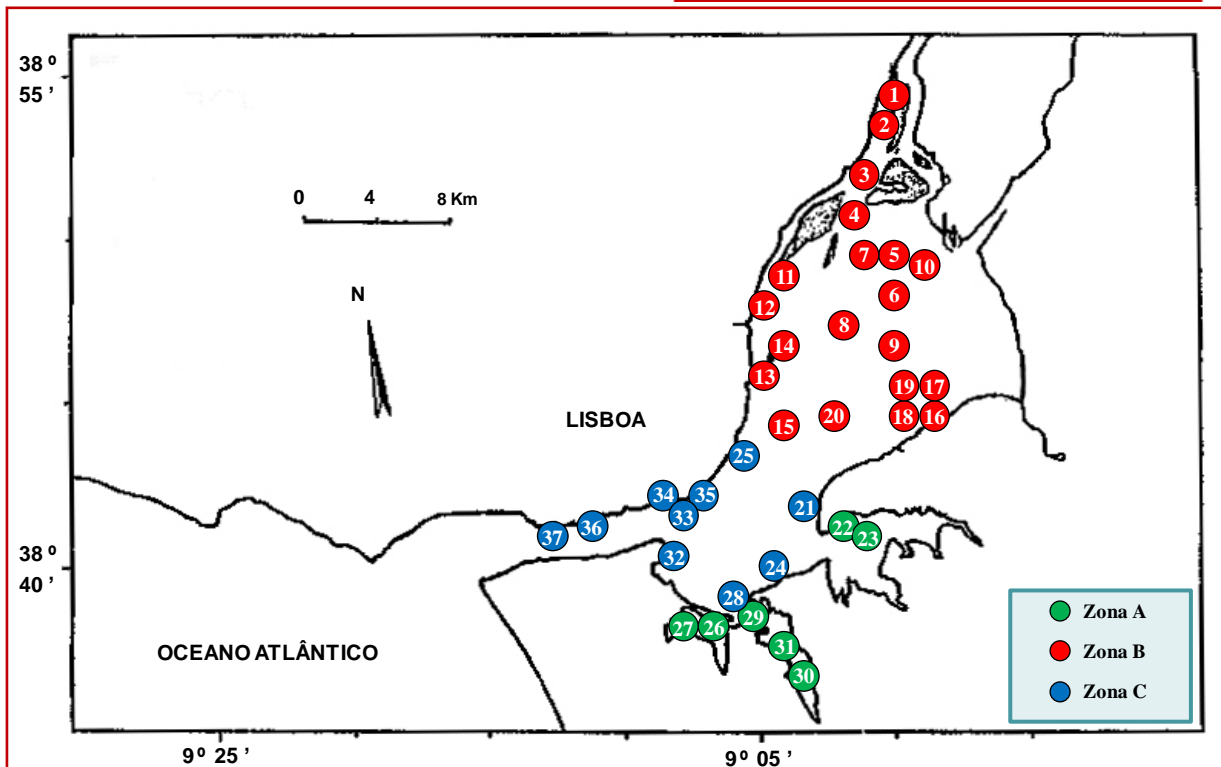


Figura 2. Localização das estações de amostragem.

A análise laboratorial consistiu na identificação das espécies capturadas, na contagem do número de indivíduos de cada espécie e na determinação da biomassa dos exemplares de *R. philippinarum*. No caso desta última espécie, fez-se também a medição do comprimento (maior distância, medida no sentido antero-posterior) e altura (distância vertical entre o umbo e o bordo ventral) da respectiva concha com uma craveira (precisão de 0,1 mm).



Figura 3. Arte de pesca (ganchorra) utilizada na recolha das amostras.

Tabela 1. Características da arte de pesca (ganchorra) utilizada na recolha das amostras.

Características	Medidas (cm)
Aro	
Diâmetro	80,0
Largura	60,0
Altura	30,0
Pente de dentes	
Número de dentes	13,0
Intervalo entre os dentes	1,5
Espessura dos dentes	1,0
Comprimento dos dentes	12,0
Saco de rede	
Comprimento	230,0
Largura	70,0
Malhagem	3,0

Para o estudo da distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo foram elaborados mapas com os quantitativos numéricos e ponderais capturados em cada estação de amostragem.

Para estudar as relações espaciais entre *R. philippinarum* e as outras espécies de bivalves presentes no estuário do Tejo, assim como a sua distribuição em função dos parâmetros ambientais, efectuou-se uma Análise Canónica de Correspondências (CCA), utilizando o *software* CANOCO 4.5. As variáveis ambientais consideradas foram: salinidade, temperatura da água, profundidade, exposição à maré (intertidal/subtidal), tipo de sedimento (cascalho, areia grossa, areia média, areia fina e vasa) e presença/ausência de ostras.

Os dados de salinidade e temperatura da água utilizados corresponderam a dados médios anuais obtidos no âmbito de projectos previamente realizados no estuário do Tejo pelo Centro de Oceanografia. A exposição à maré foi determinada a partir das cartas publicadas pelo Instituto Hidrográfico. Já a presença/ausência de ostras e o tipo de sedimento predominante foram determinados durante as amostragens e aferidas pelo trabalho de [28]. As profundidades consideradas foram as medidas durante as recolhas.

As variáveis ambientais incluídas no modelo final (variáveis explicativas) foram seleccionadas manualmente, mediante a aplicação do teste de permutação de Monte Carlo

[168]. Este mesmo procedimento estatístico foi empregue para determinar a significância do primeiro eixo e do conjunto dos eixos canónicos da análise [167].

2.2.2. Índice de Condição dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum*

Para reduzir os enviesamentos devidos ao comprimento diferencial dos exemplares nos resultados obtidos para os respectivos valores de condição (ver [67]), apenas foram usados nesta análise indivíduos com um comprimento compreendido entre os 30 e os 39 mm, por ser esta a gama mais frequente de comprimentos entre os organismos capturados. Assim, foram escolhidos só indivíduos dessas dimensões, tanto na zona A como na zona B, sendo a contribuição de cada estação de amostragem dentro das zonas proporcional à quantidade de espécimes capturados.

Tendo em conta que o número de exemplares capturados na zona C foi muito baixo, a condição dos indivíduos foi avaliada somente nas zonas A e B.

O procedimento laboratorial seguido para a determinação da condição dos indivíduos foi o habitual neste tipo de estudos, adaptado às características do material a analisar. Assim, a parte edível dos organismos foi separada da concha com a ajuda de um bisturi e ambas foram secas numa estufa a 60 °C, durante 72h. Depois de pesado o material numa balança analítica com precisão de 0,0001 g, determinou-se o peso em cinzas da parte edível, colocando-a na mufla durante 5 horas a 500 °C. As cinzas foram posteriormente pesadas.

Para determinar a condição dos indivíduos de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, aplicou-se o Índice de Condição (IC) de [179]:

$$IC = \frac{W_{carne} - W_{cinzas}}{W_{concha}},$$

onde W corresponde ao peso em gramas.

Cumpridos os pressupostos de normalidade (teste de Kolmogorov-Smirnov) e homocedasticidade (teste de Levene) dos dados, os valores do Índice de Condição dos exemplares de *R. philippinarum* das zonas A e B foram comparados recorrendo a uma Análise de Variância (ANOVA) [154], utilizando o *software* SPSS Statistics 17.0. Consideraram-se como estatisticamente significativos valores de $p < 0,05$.

2.2.3. Crescimento dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus*

Para os estudos de crescimento foram escolhidos 45 indivíduos representativos das classes etárias superiores, 30 exemplares de *R. philippinarum* (10 de cada zona) e 15 de *R. decussatus* (número máximo encontrado).

2.2.3.1. Determinação da idade

Foram utilizados dois métodos para estimar a idade dos exemplares: 1) identificação e contagem dos anéis anuais de crescimento na superfície da concha e 2) identificação de anéis anuais de crescimento na estrutura interna da concha (técnica da película de acetato ou “acetate peel”). Os resultados obtidos a partir dos anéis externos foram posteriormente comparados com os dos anéis internos, de modo a comprovar a validade da utilização do primeiro método, uma vez que é mais rápido e económico que o segundo.

No caso da análise dos anéis internos, a valva esquerda de cada indivíduo foi examinada para detectar a presença de anéis anuais na sua superfície e a distância antero-posterior de cada anel foi medida com uma craveira digital. Para a identificação microscópica dos anéis de crescimento anuais em réplicas de acetato de cortes transversais das conchas seguiu-se o protocolo de acordo com [106, 139]: (1) remoção dos tecidos – separa-se a parte edível da concha e esta é limpa e seca; (2) impregnação em resina – a valva direita de cada exemplar é colocada em moldes circulares, os quais enchem-se de resina e são deixados a secar à temperatura ambiente; (3) corte (Fig. 4A e 4B) – os blocos de resina são cortados longitudinalmente, seguindo a linha de maior comprimento da concha, com uma máquina de corte de precisão; (4) alisamento (Fig. 4C) – a superfície de corte é alisada utilizando um conjunto de lixas com granulometria progressivamente menor (entre 600 e 1000); (5) polimento (Fig. 4C) – depois de lixada, procede-se ao polimento da superfície com um polidor de metais; (6) "revelação" – o bloco é submerso em ácido (HCl 1%) durante 3 minutos (tempo suficiente para revelar a microestrutura da concha); (7) lavagem e secagem – o bloco é passado imediatamente por água, de modo a eliminar os restos de ácido e é deixado a secar à temperatura ambiente; e (8) processamento e montagem da película de acetato (Fig. 4D) – a película de acetato é submersa em acetato de etilo durante cerca de 10 segundos e de seguida é colocada sobre a superfície tratada dos blocos; uma vez secas, as

películas montam-se em lâminas para a sua posterior visualização no microscópio (ampliação 20×).

Uma vez identificados os anéis anuais de crescimento na película de acetato mediu-se a distância (mm) entre o umbo e cada anel (Fig. 5). Como as distâncias medidas não correspondem ao comprimento dos animais, mas sim à sua altura, houve a necessidade de converter estes valores em comprimentos através da equação alométrica descrita por [89], ajustando uma curva de tipo exponencial aos pontos observados:

$$L = a Y^b,$$

em que L corresponde ao comprimento (mm); Y à altura (mm); e a e b são os parâmetros de alometria, sendo a o índice inicial de crescimento e b a relação entre as diferentes variáveis e o comprimento.

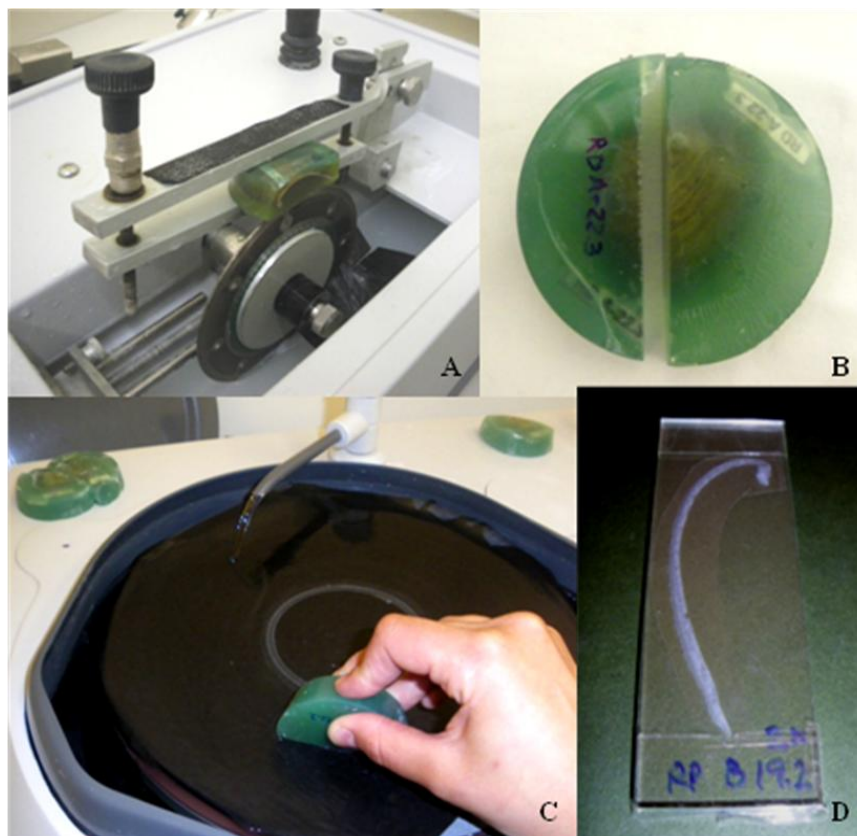


Figura 4. Preparação das conchas para identificação microscópica dos anéis de crescimento. **A** e **B** – Corte da concha, **C** – alisamento e polimento da superfície, **D** – montagem da película de acetato.

Para aferir a fidelidade das determinações de idade efectuadas a partir da análise dos anéis de crescimento na estrutura interna das conchas, estas foram comparadas com as obtidas a partir da distribuição de frequências de comprimento dos exemplares, através da aplicação do método descrito por [7], no programa FISAT [72]. Segundo os referidos autores, a individualização das classes etárias identificadas por este método só é válida nos casos em que o índice de separação (IS) apresente um valor superior a dois.

2.2.3.2. Equações de crescimento

Para a descrição do crescimento utilizou-se a equação de [175], que estima o comprimento dos organismos em função da idade e é frequentemente utilizada em estudos de crescimento de bivalves [17, 60]:

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-k(t - t_0)}]$$

onde L_t é o comprimento (mm) na idade t ; L_∞ o comprimento assintótico (mm), que representa o comprimento máximo que um organismo pode teoricamente atingir, se lhe for permitido crescer por tempo indeterminado; k a constante de crescimento (unidade ano⁻¹), que determina a forma como o comprimento evolui ao longo do tempo; e t_0 a idade teórica em que o comprimento é zero (expresso em anos).

Os parâmetros da equação (L_∞ , k e t_0) foram determinados pelo método da iteração progressiva dos mínimos quadrados (método Gauss-Newton), utilizando o *software* STATISTICA 6.0. No presente estudo consideraram-se os exemplares com um anel com 6 meses de idade, os que apresentavam dois anéis com 18 meses, os que apresentavam três com 30 meses e assim sucessivamente. Esta opção foi suportada pelos resultados obtidos no Capítulo 3 do presente trabalho, onde se aponta para duas épocas de reprodução da espécie no estuário do Tejo (Verão e Outono), ou seja, cerca de 6 meses antes das recolhas efectuadas.

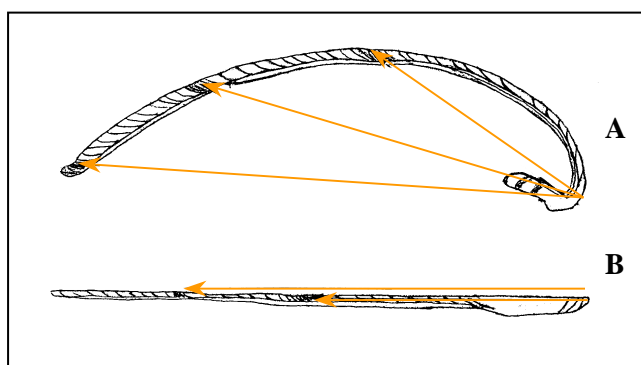


Figura 5. Representação esquemática das medições efectuadas em conchas de *R. philippinarum* e *R. decussatus*. **A** – Correspondência com as medidas reais da concha, e **B** – Medidas efectuadas sobre a película de acetato.

A comparação entre os parâmetros de von Bertalanffy determinados para as diferentes zonas de amostragem foi efectuada recorrendo-se ao teste T-Hotelling [86].

Uma vez que o crescimento individual não é um processo linear, a comparação do crescimento entre diferentes populações ou *taxa* é muito difícil, sobretudo por causa da correlação existente entre os parâmetros k e L_{∞} . Para ultrapassar esta dificuldade, tem-se utilizado o índice “Overall Growth Performance” (OGP, P), que no presente estudo foi empregue para comparar os parâmetros de crescimento obtidos com os encontrados na bibliografia para outras populações do género *Ruditapes*:

$$P = \log (K \times L_{\infty}^3).$$

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Distribuição e abundância das várias espécies

Neste estudo foi capturado um total de 2938 indivíduos de *R. philippinarum*, correspondendo a um peso aproximado de 32,3 kg; o número de indivíduos capturados por estação de amostragem variou entre 0 e 594 por 100 m² e a biomassa entre 2 e 5278 g/100 m².

Não foi capturado qualquer exemplar de *R. philippinarum* em 20 das 37 estações amostradas (estações 1-4, 7, 10, 12, 14-18, 24-25 e 32-37), estando aquelas distribuídas principalmente nas porções superior e inferior do estuário (Fig. 6A e 6B). O maior número de indivíduos foi capturado nas zonas intermédias do sistema e nas baías da margem sul, destacando-se as estações 19 (Alcochete), 22 e 23 (entrada da baía do Montijo) (Fig. 6A e 6B).

Encontraram-se apenas 15 indivíduos de *R. decussatus*, 1 na estação 9, 9 na estação 22, 3 na estação 26 e 2 na estação 27.

Os dados de abundância e biomassa de *R. philippinarum* por estação de amostragem são apresentados no Anexo I. A informação relativa às capturas acessórias é apresentada no Anexo II.

Na Análise Canónica de Correspondências efectuada com as várias espécies de bivalves no estuário do Tejo e os diferentes parâmetros ambientais, os dois primeiros eixos explicaram quase 30% da variabilidade biológica detectada (Tab. 2).

O teste de permutação global mostrou ainda que considerando somente o primeiro eixo canónico (F -ratio=5,904), bem como a soma de todos os eixos canónicos (F -ratio=2,678), as relações entre a abundância das várias espécies de bivalves e as variáveis ambientais seleccionadas foram estatisticamente significativas ($p < 0,01$).

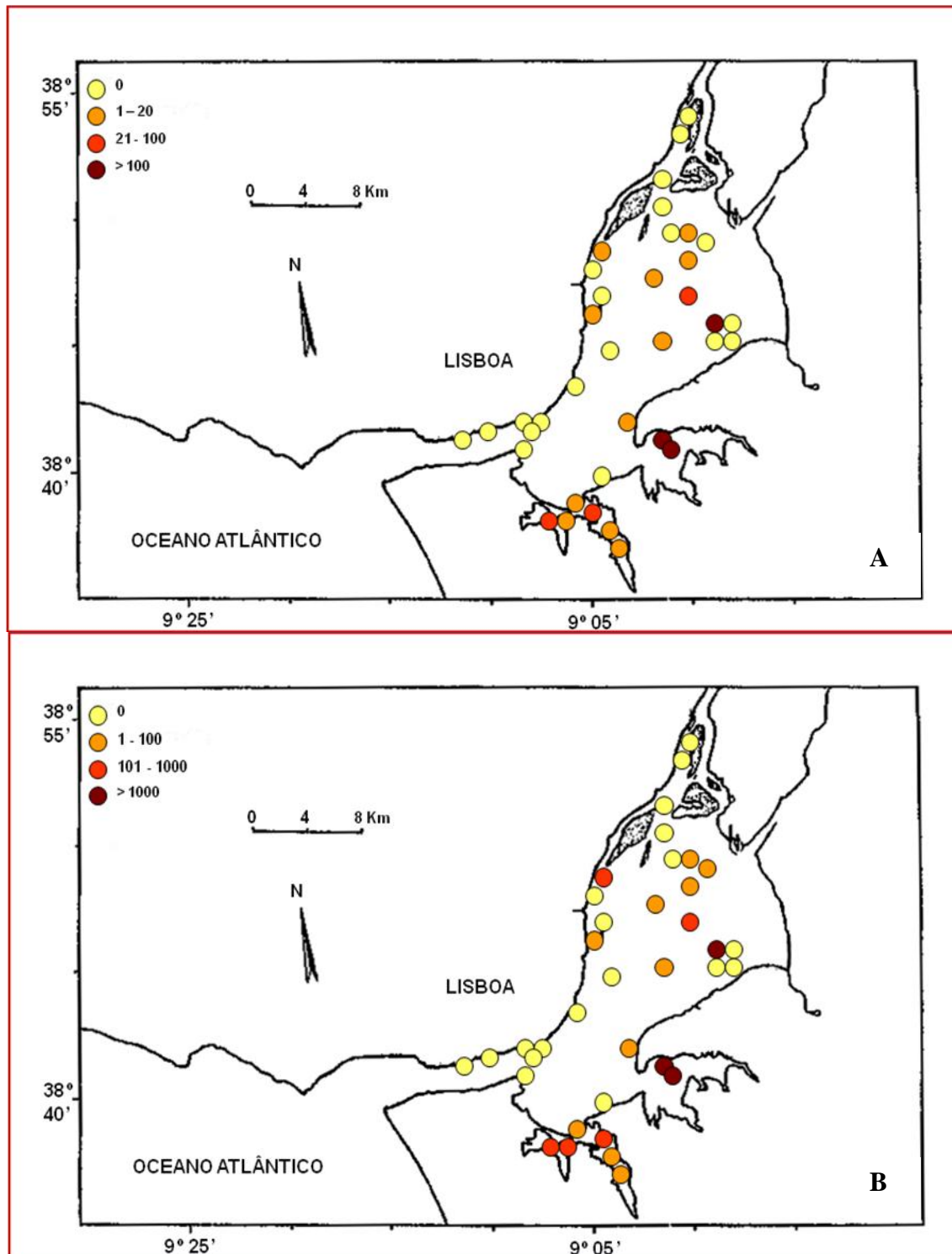


Figura 6. Distribuição e abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, por estação de amostragem. **A** – Abundância (nº indivíduos/100 m²) e **B** – biomassa (g/100 m²).

Tabela 2. Resultados da CCA efectuada para todas as espécies de bivalves capturadas e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição no estuário do Tejo.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,888	0,319	0,305	0,062
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,967	0,756	0,673	0,318
% variabilidade das espécies (acumulada)	20,4	27,8	34,8	36,2
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	55,5	75,4	94,5	98,4

O diagrama da CCA (Fig. 7) mostra a distribuição das espécies em função dos parâmetros físico-químicos. Neste pode observar-se a proximidade espacial de *R. philippinarum* com as espécies *R. decussatus*, *C. glaucum* e *S. marginatus*.

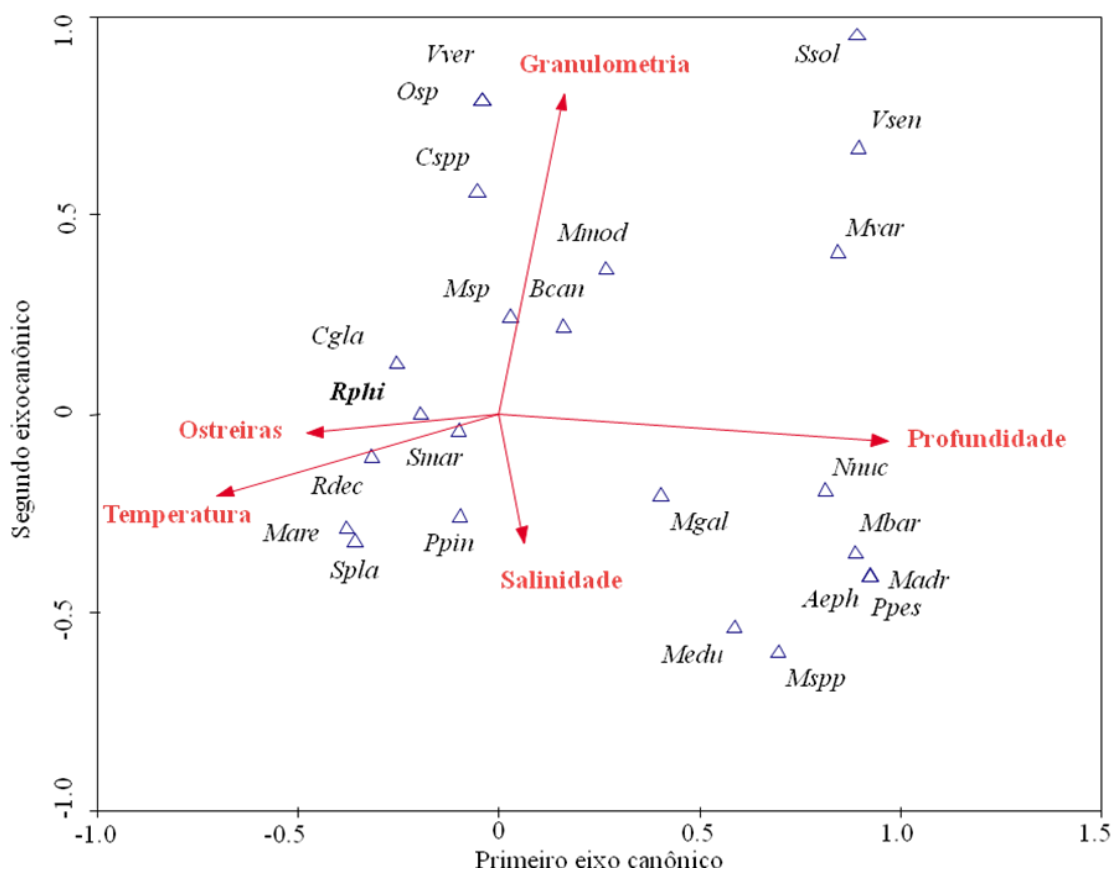


Figura 7. Diagrama de ordenação (CCA) com representação de todas as espécies de bivalves capturadas (triângulos) e as variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição no estuário do Tejo (ver Anexo III para as abreviaturas das espécies).

Estas espécies localizam-se preferencialmente em zonas com temperaturas mais elevadas, profundidades relativamente baixas e salinidades intermédias. Observou-se também, que o tipo de sedimento presente nas zonas de maior ocorrência de *R. philippinarum* é caracterizado por uma granulometria relativamente fina (vasas e vasas arenosas) e é coincidente normalmente com zonas de ostras.

2.4.1. Índice de Condição dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum*

O Índice de Condição médio em exemplares de *R. philippinarum* no estuário do Tejo foi de 0,04943 (Tab. 3). Não foram encontradas diferenças significativas entre as duas zonas para este parâmetro ($F=0,361$; $gdl=1,96$; n.s.), pelo que se conclui que a condição dos exemplares de amêijoia-japonesa é similar ao longo do estuário do Tejo.

Tabela 3. Índices de Condição dos exemplares de *R. philippinarum* nas diferentes zonas do estuário do Tejo

Descritivos			
Áreas	N	Média	Desvio Padrão
A	50	0,05263	0,050649
B	48	0,46100	0,056811
Total	98	0,04943	0,053576

2.4.2. Crescimento dos indivíduos de *Ruditapes philippinarum* e *Ruditapes decussatus*

2.4.2.1. Determinação da idade

As réplicas das películas de acetato das secções das conchas de *R. decussatus* e *R. philippinarum* podem ser observadas na Figura 8. A concha apresenta duas camadas aragoníticas (Fig. 8A). As bandas de deposição variam segundo a velocidade de crescimento (Fig. 8A, 8D, 8F e 8G), correspondendo algumas delas aos anéis anuais (Fig. 8B e 8E). A dificuldade de identificação dos anéis anuais pode dever-se à existência de falsos anéis (Fig. 8C), formados em situações de stress ambiental. Também podem surgir dificuldades na

interpretação/identificação dos primeiros anéis em exemplares de pouca idade ou nos depositados no bordo ventral, no caso dos indivíduos adultos (Fig 8H).

As relações alométricas utilizadas para converter as alturas medidas nas películas de acetato de amêijoia-japonesa em comprimentos reais da concha, são apresentadas no Anexo IV.

O comprimento da concha de *R. philippinarum* variou entre 15,2 mm e 62 mm, com um valor médio de 37,4 mm, sendo que 60,4% dos indivíduos encontravam-se incluídos no intervalo de comprimento 30,9-39,9 mm. No caso de *R. decussatus*, o comprimento médio da concha foi de 33,5 mm, variando entre 22,1 mm e 49,9 mm.

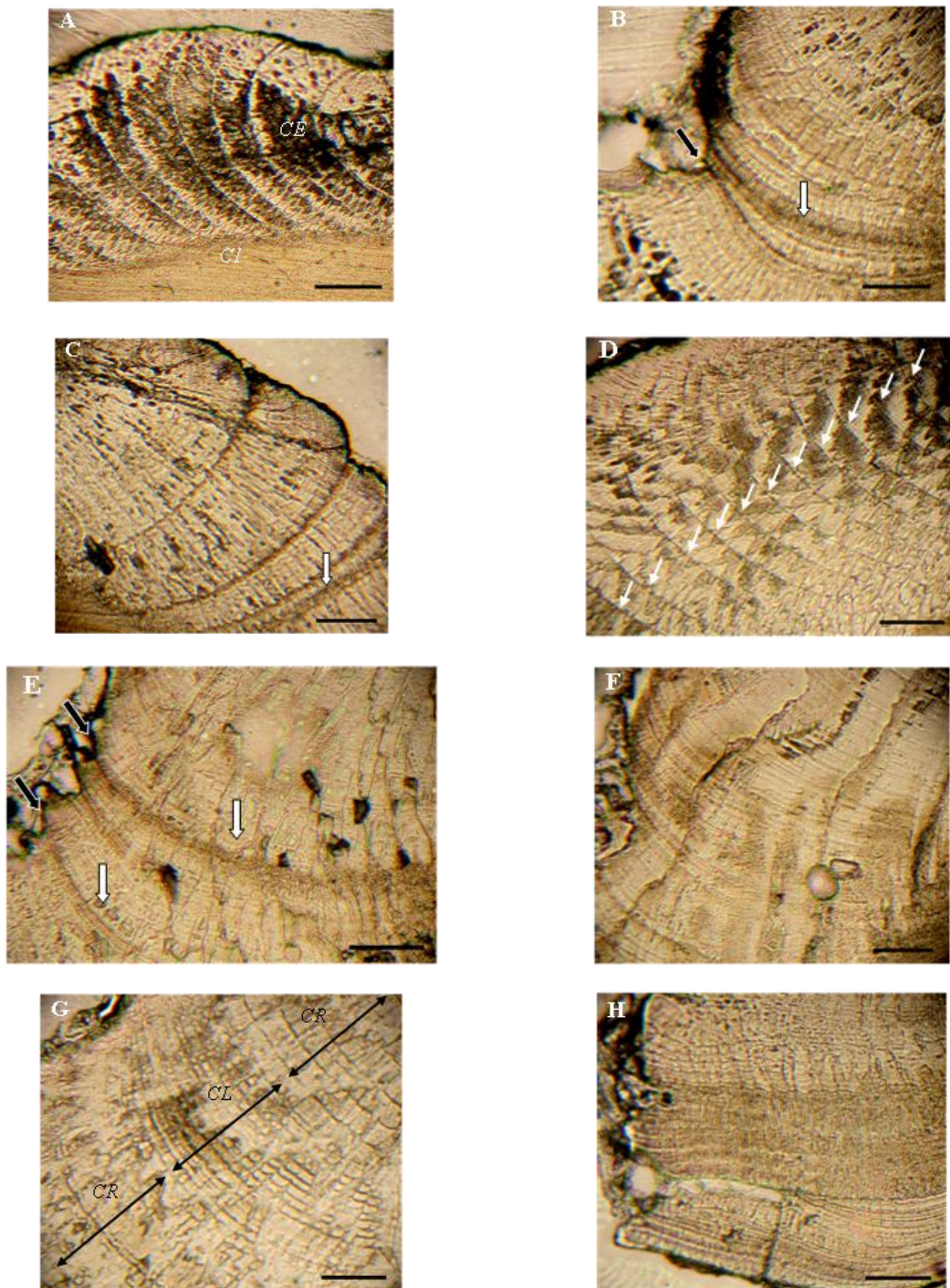


Figura 8. Microfotografias das réplicas das películas de acetato das secções das conchas de *R. decussatus* (A-C) e *R. philippinarum* (D-H): **A** – Bandas de micro-crescimento e camadas da concha (*CE*: camada prismática externa, *CI*: camada homogénea interna); **B** – Anel anual de crescimento (proximidade das bandas; seta branca) associado à fenda na superfície (seta preta); **C** – Anel falso (seta branca); **D** – Zona de crescimento rápido (anéis de crescimento, setas brancas); **E** – Anel anual de crescimento composto por duas bandas escuras próximas (setas brancas) e duas fendas (setas pretas); **F** – Zona de crescimento lento, sem anel anual; **G** – Zona de crescimento lento (*CL*) separada por zonas de crescimento rápido (*CR*); **H** – Bordo dorsal da concha. Barras de escala: 100 µm.

Os exemplares de amêijoia-japonesa com idade mais avançada (6,5 anos) foram encontrados na zona B, enquanto na zona A a idade máxima estimada foi de 4,5 anos e na zona C de 2,5 anos (Tab. 4). Os comprimentos correspondentes a cada classe de idade da zona B são superiores aos da zona A e ainda são mais altos na zona C, nos dois primeiros anos de idade. Somente foram registados exemplares de amêijoia-boia das duas primeiras classes de idade, sempre com comprimentos inferiores aos de *R. philippinarum*.

Tabela 4. Chaves de idade-comprimento médio para os exemplares de *R. philippinarum* e *R. decussatus* do estuário do Tejo, calculadas a partir da visualização dos anéis internos da concha (DP – desvio padrão).

Comprimento médio (mm) ± DP					
<i>Ruditapes philippinarum</i>				Idade (anos)	<i>Ruditapes decussatus</i>
Idade (anos)	Zonas				
	A	B	C		
0,5	22,10 ± 3,01	24,34 ± 2,81	25,53 ± 3,79	1	21,13 ± 3,58
1,5	35,70 ± 1,88	36,59 ± 2,20	37,32 ± 2,50	2	33,35 ± 2,14
2,5	43,43 ± 1,93	45,66 ± 1,18	42,58 ± 1,39		
3,5	48,09 ± 2,48	50,07 ± 1,84			
4,5	52,61 ± 0,53	54,05 ± 1,27			
5,5		57,94 ± 1,92			
6,5		61,13 ± 0,41			

A idade estimada a partir dos anéis externos foi coincidente com a estimada a partir dos anéis internos apenas em 15,8% dos casos (11,1% em *R. decussatus* e 17,3% em *R. philippinarum*) (Tab. 5), pelo que a utilização do método da contagem dos anéis externos pode levar, em ambas as espécies, a uma sobrestimação da idade, concluindo-se assim que a estimacão da idade por este método não é adequada para as populações de ambas as espécies do estuário do rio Tejo.

Tabela 5. Comparação de métodos de determinação da idade. Percentagens de coincidência entre idades estimadas a partir dos anéis externos e internos para os indivíduos de *R. philippinarum* e *R. decussatus*.

<i>Ruditapes philippinaum</i>			<i>Ruditapes decussatus</i>			Total	
Idade (anos)	Nº indiv	Coincidência ext/int (%)	Idade (anos)	Nº ind.	Coincidência ext/int (%)	Nº ind.	Coincidência ext/int (%)
0,5	5	17,2	1	1	11,1	6	15,8
1,5	9	31,0	2	3	33,3	12	31,6
2,5	9	31,0	3	3	33,3	12	31,6
3,5	3	10,3	4	2	22,2	5	13,2
4,5	2	6,9				2	5,3
5,5	0	0,0				0	0,0
6,5	1	3,4				1	2,6
Coincidentes (%)		17,2			11,1		15,8

2.4.2.2. Equações de crescimento

Com base nas chaves de idade-comprimento obtidas através dos anéis internos de crescimento, as equações de von Bertalanffy que descrevem o crescimento de *R. philippinarum* nas distintas zonas estudadas no estuário do Tejo são:

$$\text{Área A} \quad L_t = 57,4 [1 - e^{-0,46(t + 0,56)}]$$

$$\text{Área B} \quad L_t = 65,5 [1 - e^{-0,35(t + 0,85)}]$$

$$\text{Área C} \quad L_t = 46,8 [1 - e^{-0,81(t + 0,48)}]$$

$$\text{Todas as áreas} \quad L_t = 65,2 [1 - e^{-0,34(t + 0,93)}]$$

Pôde-se assim concluir, que os valores de L_∞ e k para a população de *R. philippinarum* no estuário do Tejo são, respectivamente, 65,2 mm e $0,34 \text{ ano}^{-1}$. Quando se compararam as curvas de crescimento da espécie nas zonas A e B (Fig. 9), verificou-se que estas diferiram

significativamente ($T=76,332$; $gdl=3,69$; $p<0,05$), sendo o crescimento máximo atingido maior na zona B ($65,5 \text{ ano}^{-1}$ contra $57,4 \text{ ano}^{-1}$ na zona A) e a taxa de crescimento superior na zona A ($0,46$ contra $0,35$ na zona B). A curva obtida para a área C não pôde ser considerada nestas análises por ter sido construída a partir de uma amostra de indivíduos muito jovens.

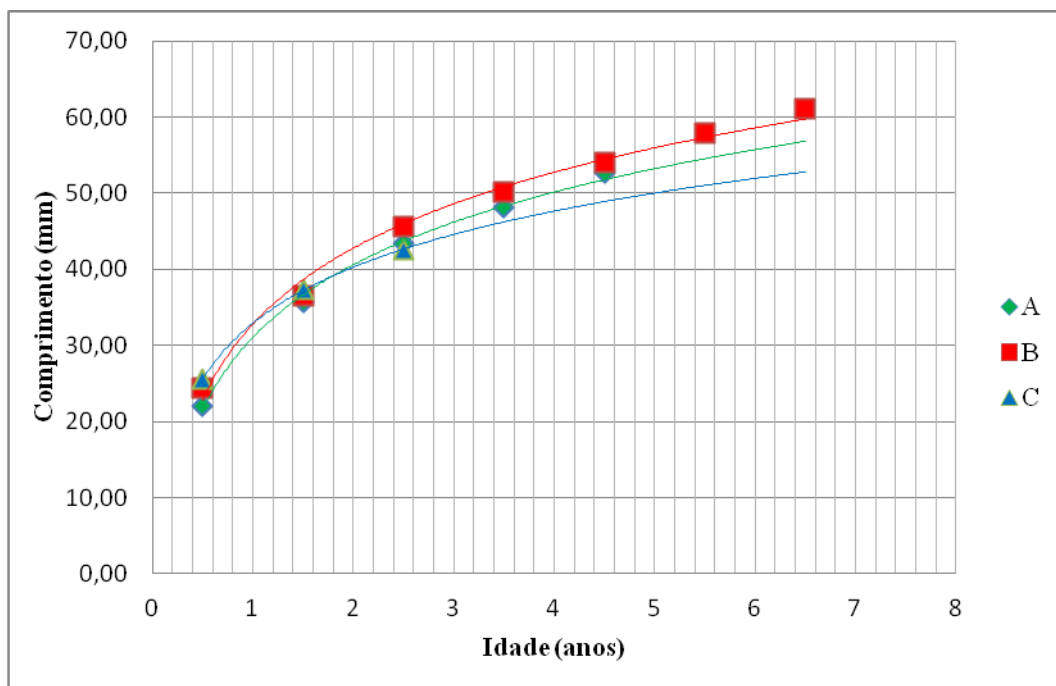


Figura 9. Curvas de crescimento de von Bertalanffy para a espécie *R. philippinarum* nas três áreas estudadas, determinadas a partir da determinação de idades baseadas em réplicas de películas de acetato das bandas internas de secções da concha dos exemplares.

Quando para *R. philippinarum*, se compararam os comprimentos médios por idade estimados a partir dos anéis de crescimento internos com os correspondentes às classes etárias estabelecidas na análise de coortes (Tab. 6), observou-se uma grande proximidade dos valores obtidos por ambos os métodos para as idades intermédias. Pelo contrário, a última análise não permitiu identificar nem a primeira (0,5 anos), nem as duas últimas classes etárias (5,5 e 6,5 anos), devido à escassez de exemplares destas idades na amostra. A coincidência das determinações etárias por métodos independentes constitui uma indicação da sua fiabilidade.

Tabela 6. Comparação dos comprimentos médios para cada classe de idade calculados a partir dos anéis internos de crescimento e mediante a análise de coortes (DP - desvio padrão; N - tamanho da amostra; IS - índice de separação).

Idade (anos)	Anéis internos			Análise de coortes			
	Comprimento médio (mm)	DP	N	Comprimento médio (mm)	DP	N	IS
1,5	36,64	2,25	24	33,95	4,07	2182	-
2,5	43,80	1,97	22	42,95	3,16	675	2,09
3,5	48,80	2,41	14	50,08	1,62	78	2,10
4,5	53,48	1,42	10	55,73	0,99	36	1,12

2.5. DISCUSSÃO

As análises efectuadas no presente estudo sobre a distribuição e abundância das várias espécies de bivalves no estuário do Tejo, mostraram que a população de *R. philippinarum*, de recente estabelecimento no sistema, ocorre preferencialmente em zonas vasosas relativamente protegidas, mas não demasiado profundas (mais abundante nas baías e nas margens do que na zona mais interior do estuário). Na sua área de distribuição natural, esta espécie atinge densidades mais altas também em ambientes eutróficos e protegidos [103]. De um modo geral, não ocorre com grande abundância na zona intertidal [20], mas é possível que as amêijoas adultas façam movimentos horizontais, deslocando-se das zonas intertidais para as subtidais, ajudadas pela energia das ondas e das correntes [94].

A preferência por temperaturas relativamente altas e salinidades intermédias também está em consonância com o referido por outros autores, que associam as elevadas mortalidades próprias do inverno com a redução da salinidade [57, 124], insuficiência nutricional [11, 76, 142] e baixas temperaturas [76]. Também se poderá explicar a extraordinária densidade da espécie nos locais 22 e 23, por estes exibirem temperaturas médias mais elevadas que os restantes locais de amostragem (19,7°C), situando-se entre os limites estabelecidos por [155] de 18-23°C, para os requerimentos reprodutivos da amêijoa-japonesa; assim como a sua ausência nos locais 1-4, por apresentarem uma salinidade média inferior a 15, o que impede uma actividade metabólica normal [100]. O facto das suas populações no estuário do Tejo denotarem alguma associação com zonas de ostras não é claro, mas pode dever-se ao

facto destes bancos de ostras promoverem alterações no substrato que ajudam à fixação das amêijoas, ou simplesmente, porque as condições ambientais favoráveis à presença das populações de *R. philippinarum* ocorrem actualmente nos locais onde outrora se estabeleceram os povoamentos de ostras neste sistema.

Refira-se ainda o facto da *R. philippinarum* ser presentemente pouco abundante na região inferior do estuário do Tejo. No entanto, tudo parece indicar que a espécie se encontra também em expansão nestes troços, já que alguns locais no canal terminal do sistema, onde tradicionalmente este bivalve não ocorria, começaram recentemente a ser colonizados (dados não publicados).

Tal como se suspeitava, a congénere nativa da *R. philippinarum*, *R. decussatus*, apareceu nos mesmos lugares que a *R. philippinarum*, contudo em densidades muito inferiores, quase vestigiais. Isto confirma a ideia de que ambas as espécies ocupam os mesmos nichos ecológicos [156] e competem pelos recursos, fazendo com que a *R. decussatus* seja a espécie que mais sofre com a invasão da amêijoa-japonesa. As características da espécie invasora, que incluem um espectro trófico mais alargado [156] e uma taxa de desenvolvimento das gónadas mais elevada (o que permite uma actividade reprodutora mais intensa e um período reprodutivo mais longo) [55], conferem-lhe vantagens adaptativas em comparação com a espécie nativa. A expansão da *R. philippinarum* parece ter tido também implicações na população de berbigão (*C. glaucum*), do estuário do Tejo, cujos espécimes foram encontrados nos mesmos locais da amêijoa-japonesa e que sofreram igualmente um grande declínio após a introdução da *R. philippinarum* [66].

Tendo em consideração a investigação efectuada por [134] na Lagoa de Venezia e devido às semelhanças com a situação no estuário do Tejo, pode-se estar a assistir neste último local, a uma alteração do funcionamento do ecossistema, como consequência da introdução deste bivalve invasor, que tende a tornar-se dominante em termos de abundância e biomassa. Com efeito, a amêijoa-japonesa foi introduzida deliberadamente na Lagoa de Venezia em 1983 [36] e graças à sua grande capacidade adaptativa, denotou uma rápida e ampla expansão na lagoa e em outros ambientes costeiros do Adriático. Comparando dados históricos (1968, 1985, 1990) com outros relativamente recentes (1999), observa-se uma grande mudança na estrutura da comunidade macrobentónica local, em especial uma drástica diminuição na riqueza de espécies de moluscos bivalves, com um claro declínio das populações de outros filtradores. Estas alterações resultaram, não só do forte impacto que a *R. philippinarum*

exerceu no ecossistema [104], mas também do impacte resultante da pesca com dragas que imediatamente exploraram o novo recurso pesqueiro [135]. Não existem registos similares no estuário do Tejo, mas sabe-se que a população de amêijoa-japonesa tem quase uma década no sistema e nesse tempo tem proliferado de tal maneira que na actualidade encontra-se perfeitamente adaptada às condições ambientais do estuário [66].

O índice de condição (*IC*) dos tecidos moles dos bivalves é determinado, principalmente, pela disponibilidade alimentar e pela taxa de filtração [148], no entanto, sofre alterações mensais como resultado da complexa interação entre vários factores, nomeadamente alimento, temperatura e salinidade. O trabalho efectuado por [169] em *R. decussatus* mostrou que os indivíduos de crescimento mais rápido são os que apresentaram melhor condição. O *IC* da população de *R. philippinarum* do estuário do Tejo não diferiu significativamente nas duas áreas estudadas e os resultados obtidos estão de acordo com as observações de outros autores, valores maiores de *IC* no Verão e menores no Inverno [129, 157]. Pôde-se concluir portanto, que em toda a área de distribuição da espécie no estuário do Tejo, os respectivos exemplares apresentaram uma condição semelhante à encontrada para outras populações bem estabelecidas.

Foi possível identificar padrões de crescimento na camada prismática das conchas da amêijoa-japonesa e da amêijoa-boia, embora estes fossem muito variáveis entre exemplares e, geralmente, difíceis de identificar, devido às condições ambientais instáveis a que os indivíduos estão sujeitos nas águas de transição.

Vários autores têm descrito as variações macro e micro-geográficas e as mudanças sazonais nas taxas de crescimento [4, 13, 91, 92, 107, 108, 109, 174], variabilidade que tem sido atribuída ao efeito de factores ambientais. Considera-se que os principais factores que afectam o crescimento e a produção em bivalves são a disponibilidade alimentar e a temperatura [173]. No presente estudo verificou-se a inconsistência dos resultados relativos à estimativa da idade a partir da contagem dos anéis externos, comparativamente aos obtidos através da análise da microestrutura da concha, podendo-se concluir que na amêijoa-japonesa os estudos de crescimento devem ser baseados no segundo método, já que o primeiro leva à sobrestimação da idade. Resultados similares foram obtidos para outras espécies de bivalves (*e.g.* [67, 126]). Já a similaridade de resultados para a determinação da idade através da análise da distribuição de comprimentos dos exemplares, parece indicar que este último método pode constituir uma solução mais rápida e económica para estudos de

crescimento da espécie, sempre que se tenha uma amostra suficientemente grande para todas as classes de idade.

O índice OGP determinado a partir da microestrutura das conchas de *R. philippinarum* encontra-se dentro da amplitude de valores determinados por outros autores para o género *Ruditapes*, variando estes entre 4,5 e 5 (Fig. 10, Tab. 7). Isto indica que os parâmetros de crescimento K e L_{∞} estimados no presente estudo são representativos da espécie, uma vez que forneceram valores similares aos obtidos para este género em outros locais [9, 21, 123]. Não obstante, a aplicação de métodos diversos para estimar a idade das amêijoas, tem como consequência uma elevada variabilidade de resultados.

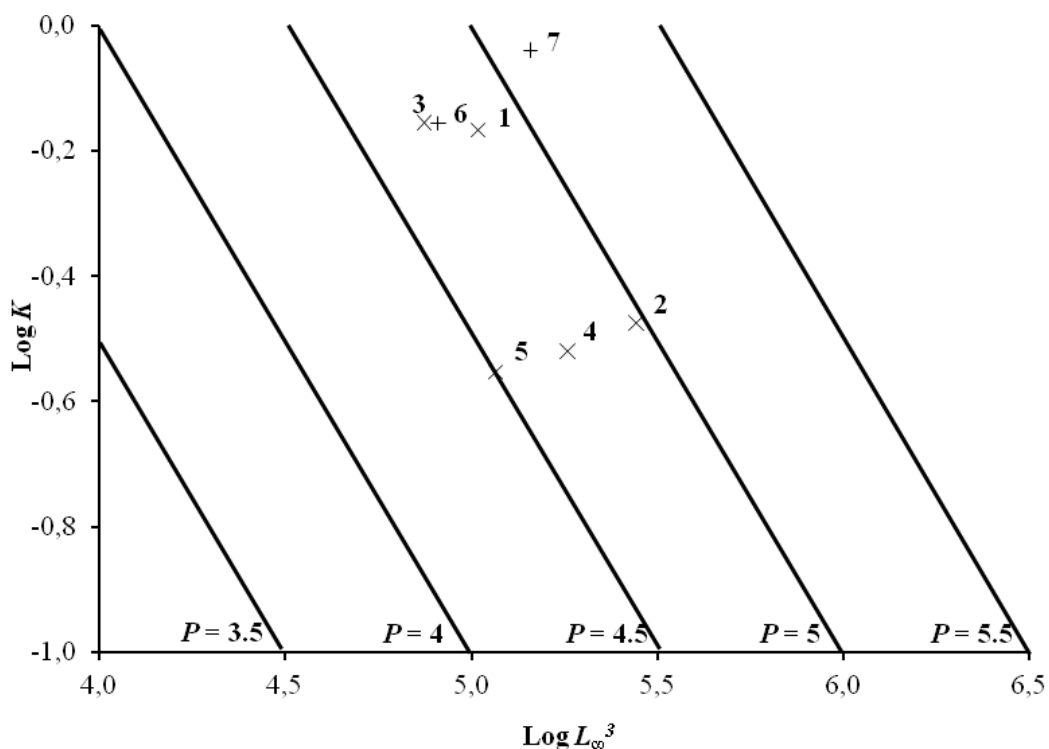


Figura 10. Gráfico de comparação do índice “Overall Growth Performance” (OGP, P) em exemplares do género *Ruditapes*: *R. decussatus* (1) e *R. philippinarum* (2-7). Os números referem-se aos números de referência da Tabela 6.

Tabela 7. Valores dos parâmetros de von Bertalanffy (K e L_{∞}) e índices “*growth performance*” (P) para vários exemplares do género *Ruditapes*: *R. decussatus* (1) e *R. philippinarum* (2-7). Método de determinação da idade: AE – anéis externos, FC – frequências de comprimentos, MR – marcação e recaptura, e PA – película de acetato.

Número	K	L_{∞} (mm)	P	Método	Área de estudo	Fonte
1	0,68	47,0	4,85	AE	Sardenha, Mar Mediterrâneo	[30]
2	0,33	65,2	4,97	PA	Estuário do Tejo, Oceano Atlântico	Este estudo
3	0,70	42,1	4,72	MR	Baía de Arcachon, Oceano Atlântico	[53]
4	0,30	56,6	4,74	AE	Baía de Amursky, Oceano Pacífico	[133]
5	0,28	48,8	4,51	?	Costa Jindu, Ilha Hansan, Oceano Pacífico	[41]
6	0,70	43,3	4,75	AE	Poole Harbour, Oceano Atlântico	[88]
7	0,91	52,4	5,12	FC	Baía de Kaneohe, Oceano Pacífico	[177]

No estuário do Tejo, as características das amêijoas da zona A resultam de duas possíveis condicionantes. Por um lado, a temperatura mais elevada nas baías contribui para um crescimento mais rápido dos indivíduos (o que lhes permite ter uma taxa de crescimento maior do que na zona B); por outro lado, a pressão da pesca mais intensa na zona A tem como consequência que tanto os comprimentos como as idades máximas atingidas, sejam menores, quando comparados com as amêijoas que habitam na região montante do estuário, onde um maior número de exemplares sobrevive à pesca, chegando a idades/comprimentos mais elevados. A exclusiva ocorrência de indivíduos de menores dimensões e mais jovens na zona C parece indicar uma nova área de colonização, a partir das baías da margem sul ou das zonas a montante, tendo origem em larvas que tenham sido transportadas por correntes [93]. Alternativamente, pode acontecer que esta região não ofereça as melhores condições para a colonização por parte da espécie, pelo que os indivíduos acabam por morrer prematuramente.

No futuro, seria interessante efectuar um estudo deste tipo em varias épocas (durante um período mínimo de dois anos) e com maior investimento nas áreas de maior densidade por forma a avaliar a sazonalidade do crescimento e do índice de condição, bem como registar com maior frequência os parâmetros ambientais, para determinar a sua influência no crescimento e no desenvolvimento da população [12, 115, 119]. Um delineamento amostral

deste tipo permitiria igualmente inferir sobre as épocas de reprodução e recrutamento da espécie, elementos fundamentais para alicerçar legislação específica para controle e gestão da respectiva população no estuário do Tejo.

CAPÍTULO 3

ESTRUTURA POPULACIONAL DE *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) NA BAÍA DO SEIXAL: COMPARAÇÃO COM A CONGÉNERE NATIVA, *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758), E MACROFAUNA BENTÓNICA ACOMPANHANTE

RESUMO

Quando os bivalves invasores atingem densidades elevadas podem ter efeitos negativos nos habitats onde se inserem, alterando o funcionamento do ecossistema ou competindo directamente com outras espécies.

A rápida evolução que a população de amêijoa-japonesa, *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850), tem sofrido no estuário do Tejo e a elevada densidade da espécie na margem sul do estuário, levou à realização de dragagens sazonais para a recolha de macroinvertebrados bentónicos na Baía do Seixal durante um ano de estudo, e assim conhecer as características populacionais da espécie nesta área e a sua possível influência sobre as espécies acompanhantes.

Os resultados mostraram que as espécies bentónicas distribuem-se na baía, principalmente, em função do tipo de sedimento e da exposição à maré, sendo a *R. philippinarum* a espécie que mais contribuiu para as diferenças entre a composição taxonómica das zonas subtidais e intertidais. A variabilidade na distribuição dos taxa explica-se em grande parte pelas características ambientais de cada área. A amêijoa-japonesa é dominante no subtidal durante todo o ano, localizando-se em zonas de vasa, de temperatura e salinidade relativamente elevadas e perto da entrada da baía, ocupando os mesmos nichos que a espécie *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758). A estrutura demográfica da sua população, assim como a sua abundância, varia ao longo do tempo, indicando a ocorrência de duas épocas de reprodução, sendo a principal durante a época estival.

Palavras-chave: comunidades macrobentónicas; amêijoa-japonesa; amêijoa-boa; estrutura dimensional; época de reprodução

3.1. INTRODUÇÃO

Os bivalves invasores podem ser responsáveis por novas interações ou processos ecológicos no ecossistema invadido, como consequência da sua actividade (produção da concha, alimentação por filtração, etc.) [98]. Desta forma, podem causar graves impactes no ecossistema onde são introduzidos devido ao facto de poderem ocorrer em elevadas densidades e representar uma grande proporção da biomassa da fauna bentónica [96, 97].

Segundo [50], “os engenheiros ecossistémicos invasores que incrementam a complexidade ou heterogeneidade do habitat tendem a causar um aumento da abundância e/ou a riqueza de espécies, enquanto que aqueles que diminuem a complexidade têm o efeito contrário”. Os bivalves epibentónicos induzem, geralmente, complexidade e heterogeneidade nos substratos rochosos e sedimentares [45]; contudo, aumentos na densidade e riqueza total dos invertebrados depois das invasões de bivalves estão normalmente associados a diminuições (e, às vezes, erradicações) de algumas espécies [158].

A mudança física mais óbvia no meio ambiente causada pelos bivalves invasores é a introdução ou adição de conchas no habitat bentónico, que podem servir de substrato a organismos sésseis [79]. Criam também uma diversidade de novos micro-habitats em forma de cavidades vazias da concha ou interstícios entre conchas próximas [79], que podem proteger certos organismos de fontes físicas (ondas, correntes) ou fisiológicas de stress (temperatura, dessecação). As conchas dos bivalves, individualmente ou agregadas, alteram o fluxo de água e a infiltração nos sedimentos, afectando o transporte de partículas e solutos [52, 79]. Os bivalves filtradores invasores influenciam ainda as restantes espécies na remoção de grande variedade de tipos e tamanhos de partículas da coluna de água que, frequentemente, resulta numa diminuição dos *stocks* de fitoplâncton e zooplâncton e mudanças globais na estrutura da comunidade planctónica [18, 31, 127, 165, 170].

Estas actividades podem provocar processos de bioturbação no ecossistema (*e.g.* a modificação física dos ambientes pelos organismos) [96, 97], afectando marcadamente a sua estrutura e funcionamento.

A amêijoja-japonesa é um bivalve filtrador de matéria em suspensão e um importante engenheiro ecossistémico, conhecido por incrementar significativamente a erosão dos sedimentos e as taxas de ressuspensão [152]. Este molusco bivalve, proveniente das costas do

Pacífico [74] é exótico em Portugal e a sua presença no estuário do Tejo data de há dez anos, aproximadamente. Tal como referido no Capítulo 2, as populações desta espécie parecem estar bem estabelecidas na maior parte do estuário, em particular nas baías da margem sul, onde é mais abundante.

O estudo das comunidades de macroinvertebrados da Baía do Seixal permitiu analisar, pormenorizadamente, as populações de amêijoia-japonesa e espécies acompanhantes nesta área ao longo de um ano, permitindo estabelecer como objectivos específicos:

- A determinação da estrutura populacional de *R. philippinarum* na Baía do Seixal;
- O estudo da variabilidade temporal da *R. philippinarum* ao longo das épocas do ano;
- A definição da distribuição espacial da *R. philippinarum* e identificação das principais características ambientais que a influenciam numa perspectiva de curta escala e,
- A investigação da relação entre as distribuições espaciais e temporais da *R. philippinarum* e da *R. decussatus* bem como de outros bivalves bentónicos (fauna acompanhante).

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo e amostragem

A área de estudo compreende a totalidade da Baía do Seixal localizada na margem sul do estuário do Tejo (Portugal) (Fig. 11). Os valores de salinidade no local variam normalmente entre 20 e 25. Apesar de ser considerada uma zona com contaminação por metais pesados e contaminação microbiológica, a situação tem melhorado nos últimos anos devido aos projectos de despoluição da baía (CMS, dados não publicados).

A recolha de macroinvertebrados bentónicos foi realizada sazonalmente (Abril, Julho e Outubro de 2009 e Fevereiro de 2010), tendo sido amostradas dezasseis estações fixas (1-16), divididas pelas zonas subtidal (1, 2, 5 e 6) e intertidal (3, 4, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16). Para aumentar a abrangência espacial do estudo, na campanha de Verão foram amostradas adicionalmente treze estações (17-28), das quais três foram subtidais (17, 18 e 19) e nove intertidais (20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27 e 28).

As colheitas de sedimento e de material biológico foram realizadas durante a preia-mar, utilizando para tal uma draga van Veen, com uma área de ataque de 0,05 m².

Em cada estação de amostragem foram recolhidos três replicados para a análise do material biológico, preservados *a posteriori* com formol a 4% tamponado com borato de sódio e corados com Rosa de Bengala para uma maior facilidade na detecção dos organismos.

Os parâmetros físico-químicos (salinidade e temperatura da água) e a profundidade foram registados com uma sonda multiparamétrica. Amostras de sedimento foram simultaneamente recolhidas em cada estação de amostragem para determinação da granulometria e teor de matéria orgânica.

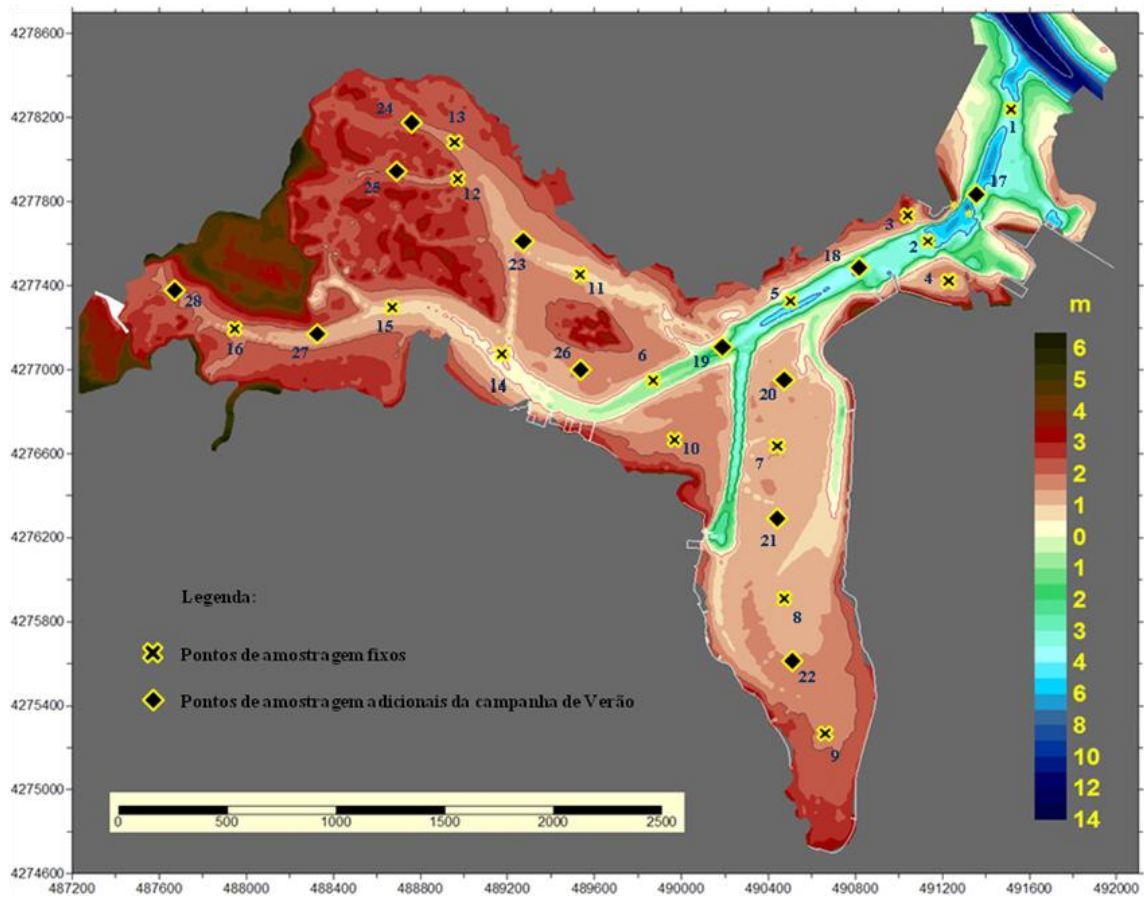
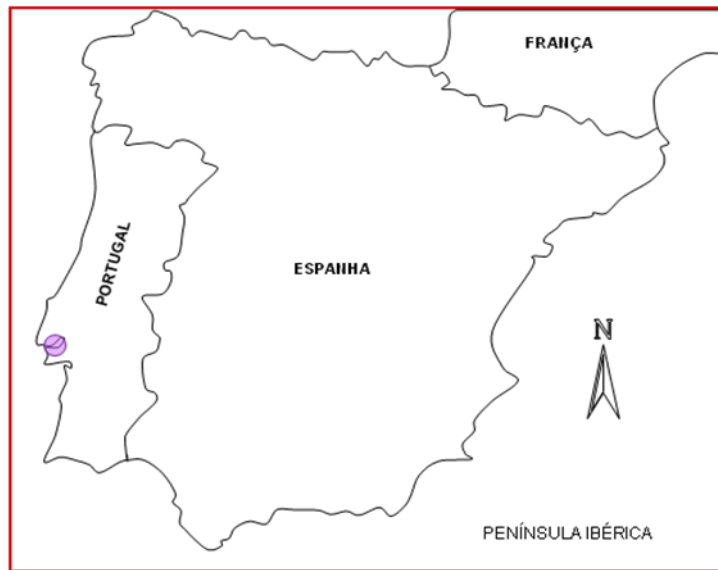


Figura 11. Mapa da Baía do Seixal com a localização das estações de amostragem de macroinvertebrados bentónicos.

3.2.2. Processamento laboratorial

3.2.2.1. Sedimentos

As amostras de sedimento foram secas numa estufa a 60°C, durante 48h, tendo sido posteriormente passadas por um sistema de crivos do tipo "AFNOR" (2,000 mm, 0,500 mm, 0,250 mm e 0,063 mm), para determinação da composição granulométrica (cascalho ≥ 2 mm; 2 mm > areia grossa $\geq 0,500$ mm; 0,500 mm > areia média $\geq 0,250$ mm; 0,250 mm > areia fina $\geq 0,063$ mm; vasa < 0,063 mm).

A matéria orgânica total dos sedimentos (*MOT*) foi determinada pela diferença entre o peso numa estufa a 60°C e o valor ponderal da mesma após combustão numa mufla a 550°C, durante quatro horas [131]. Os teores de matéria orgânica nos sedimentos foram expressos em valores percentuais, relativamente ao peso total da amostra, e calculados a partir da expressão:

$$MOT = \frac{P_s - P_c}{P_s} \times 100,$$

onde *P_s* representa o peso após secagem na estufa e *P_c* o peso após combustão.

3.2.2.2. Material biológico

As amostras de sedimento foram processadas através de um crivo de 0,500 mm e conservadas em álcool a 70°. Os organismos foram identificados até ao nível específico, sempre que possível, e contados. Os exemplares do género *Ruditapes* foram ainda medidos (comprimento, largura e espessura da concha) com uma craveira digital, no caso dos indivíduos maiores, ou numa lupa binocular com o auxílio de uma ocular micrométrica, no caso dos juvenis.

A determinação taxonómica dos organismos foi efectuada de acordo com a bibliografia indicada no Anexo V.

3.2.3. Tratamento de dados

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos foi analisada através de uma ordenação multivariada nMDS (*Multi-Dimensional Scaling*) [101], com representação das

abundâncias por estação de amostragem e época do ano. Os dados foram previamente transformados por logaritmização ($\text{Log}(x+1)$) e as distâncias mediram-se utilizando o índice de semelhança de Bray-Curtis [19].

Foram testadas as diferenças na composição taxonómica com recurso ao teste ANOSIM (*two-way crossed*) para os factores intertidal/subtidal e épocas do ano (Inverno, Primavera, Verão, Outono). Para o factor que apresentou diferenças significativas ($p < 0,05$) foi efectuada uma análise SIMPER, com o intuito de determinar quais as espécies que mais contribuíram para as semelhanças/dissemelhanças entre observações (*cut-off* de 90%). O mesmo tipo de análises (ANOSIM *two-way crossed* e SIMPER) foram ainda realizadas considerando apenas a comunidade de bivalves, com o fim de determinar se a estrutura e os factores que a influenciam eram semelhantes aos da comunidade global de invertebrados bentónicos.

Foram ainda efectuadas ordenações separadas para as abundâncias sazonais da comunidade macrobentónica, por estação de amostragem, nas quais se representou a densidade de *R. philippinarum*.

Todas as análises acima indicadas foram realizadas no programa PRIMER 6 [42, 43] plus PERMANOVA+ [2].

A relação entre a estrutura da comunidade de invertebrados bentónicos e as variáveis ambientais medidas, nomeadamente salinidade, temperatura da água, profundidade, tipo de sedimento, presença/ausência de ostras, distância à embocadura da baía e exposição à maré (intertidal/subtidal), foi analisada através de uma Análise Canónica de Correspondências (CCA), utilizando o software CANOCO 4.5 [167]. A significância estatística da relação entre as variáveis ambientais e a estrutura das comunidades bentónicas foi determinada com base num teste de permutações de Monte Carlo [169]. Nas representações gráficas foram incluídas as espécies que explicaram 80% da variabilidade cumulativa da análise. A mesma análise CCA foi efectuada utilizando a matriz das espécies de bivalves, sendo representada na ordenação a totalidade das espécies. Os valores de $p < 0,05$ foram considerados estatisticamente significativos em todas as análises realizadas.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Comunidades de macroinvertebrados bentónicos

Foram inventariados 87 *taxa* de macroinvertebrados bentónicos na Baía do Seixal. O grupo com maior número de *taxa* foram os anelídeos (39), seguidos dos artrópodes (20) e dos moluscos (20), estes últimos maioritariamente bivalves (14). Os poliquetas foram também um dos grupos taxonómicos numericamente dominante, seguidos dos gastrópodes e oligoquetas (Fig. 12). O elenco faunístico é apresentado no Anexo VI.

A análise da composição taxonómica das estações de amostragem (Fig. 13) indica uma clara separação entre locais amostrados no subtidal e no intertidal, a qual é corroborada pelos resultados do teste ANOSIM, que indica a existência de diferenças significativas entre o intertidal e o subtidal ($R=0,817$; $p<0,05$).

O teste SIMPER evidenciou uma maior similaridade na composição da comunidade bentónica da zona intertidal (46%) comparativamente ao subtidal (36%), sendo a espécie objecto de estudo uma das que mais contribuiu para essa diferença. Assim, a espécie *R. philippinarum* representou 6% da similaridade no subtidal, apenas superada pelos oligoquetas (12%) e cirratulídeos (11%), enquanto os *taxa* característicos do intertidal foram *Hydrobia ulvae* (Pennant, 1777) (19%), Cirratulidae (16%), *Streblospio shrubsolii* (Buchanan, 1890) (13%) e *Nephtys hombergii* Savigny in Lamarck, 1818 (11%). Considerando as dissimilaridades entre ambas as zonas, intertidal e subtidal, a espécie *R. philippinarum* teve uma contribuição de 2,7%, sendo apenas superada pela *H. ulvae* (3,2%).

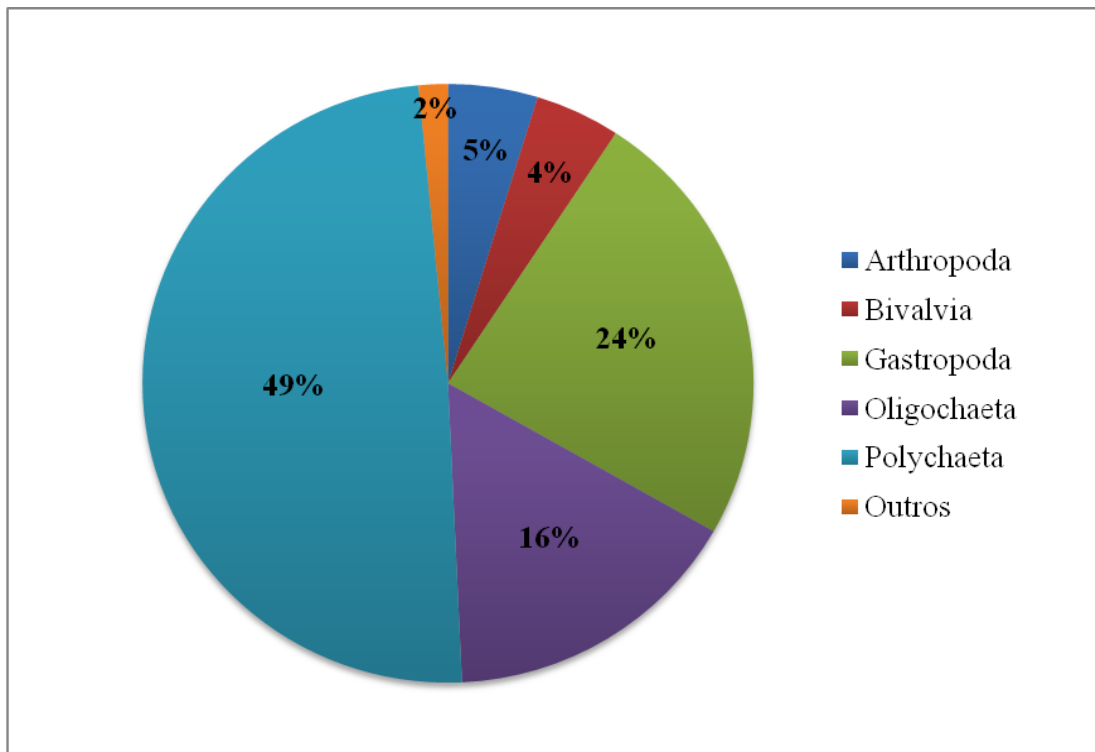


Figura 12. Abundância relativa dos principais grupos que compõem a comunidade de macroinvertebrados bentônicos na Baía do Seixal.

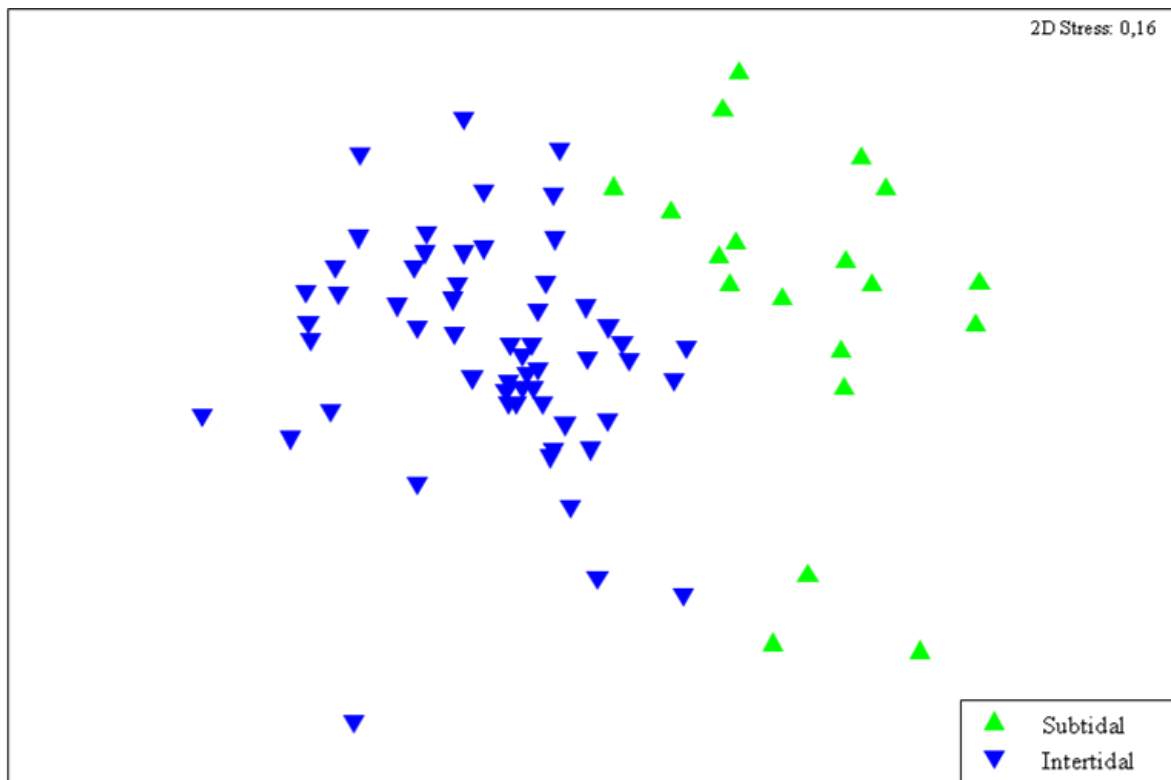


Figura 13. Ordenação nMDS com representação das estações amostradas, em função da composição taxonômica da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Na Figura 14 está representada a ordenação CCA que indica um agrupamento de espécies em zonas com salinidade, temperatura e profundidade mais elevadas, maior proximidade da embocadura da baía, sedimentos de granulometria fina e ausência de ostras, que coincide com o subtidal. A espécie *R. philippinarum* é mais abundante neste grupo. Um segundo agrupamento de estações corresponde às comunidades observadas nas zonas intertidais, localizadas a uma maior distância da embocadura da baía e com sedimentos mais grosseiros.

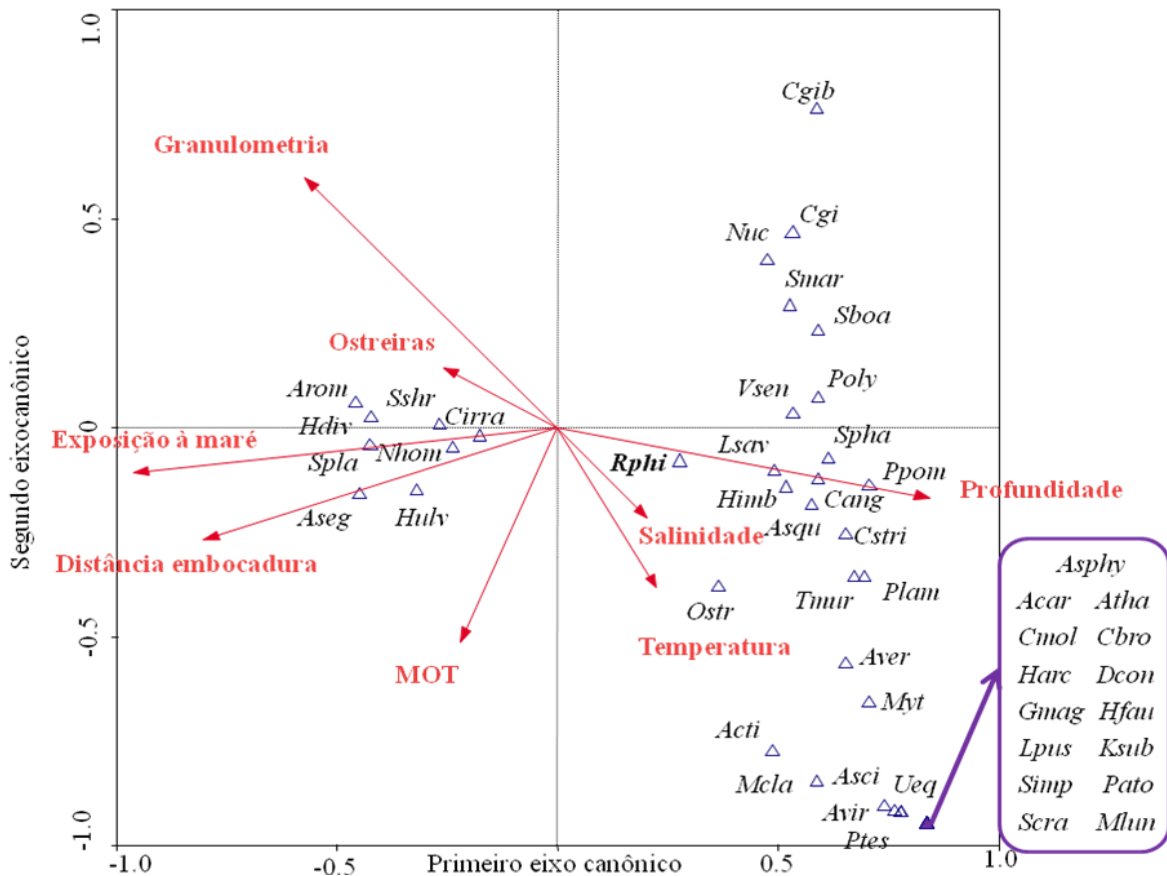


Figura 14. Diagrama de ordenação (CCA), com representação de todos os *taxa* que representam 80% da variabilidade (triângulos) e das variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal (ver Anexo III para as abreviauras das espécies).

Os dois primeiros eixos de ordenação da CCA explicaram 49,8% da relação entre espécies e variáveis ambientais (Tab. 8). A correlação entre as espécies e os dados ambientais para os dois primeiros eixos é bastante elevada. Os testes de permutação global mostraram que, tanto no primeiro eixo canônico ($F\text{-ratio}=5,754; p<0,01$), como na soma de todos os eixos canônicos ($F\text{-ratio}=2,736; p<0,01$), as relações entre a distribuição das espécies e as variáveis ambientais foram estatisticamente significativas.

Tabela 8. Resultados da CCA efectuada para todos os *taxa* identificados e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,435	0,24	0,181	0,132
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,972	0,917	0,872	0,854
% variabilidade das espécies (acumulada)	7,9	12,3	15,6	18
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	32,1	49,8	63,2	72,9

3.3.2. Comunidade de bivalves

A Figura 15A mostra a dominância de *R. philippinarum* relativamente à comunidade de bivalves (33%) na zona subtidal da baía, seguida da espécie *C. glaucum* (18%) e *Parvicardium pinnulatum* (Conrad, 1831) (9%). No intertidal, a amêijoa-japonesa (Fig. 15B) representou apenas 4% da abundância relativa dos bivalves, tendo sido superada pelas espécies *C. glaucum* (13%), *Abra segmentum* (Récluz, 1843) (32%) e *Scrobicularia plana* (da Costa, 1778) (33%). Tanto no subtidal como no intertidal, a abundância de *R. decussatus* não foi representativa.

Os gráficos de abundâncias por estações do ano (Fig. 16A e 16B) representam a sazonalidade das principais espécies de bivalves. A amêijoa-japonesa dominou o subtidal (Fig. 16A) em todas as épocas, excepto na Primavera, superada pelas espécies *Abra nitida* (Müller, 1776) e *Venerupis senegalensis* (Gmelin, 1791), tendo sido mais abundante no Verão. A espécie *R. decussatus* apareceu unicamente no Outono e em reduzida abundância. No subtidal (Fig. 16B), o bivalve *A. segmentum* dominou na Primavera, com abundâncias próximas das de *S. plana*, que foram superiores no Outono. A espécie *C. glaucum* alcançou as maiores abundâncias no Verão.

À semelhança do que acontecia com a comunidade bentónica global, o teste ANOSIM evidenciou diferenças significativas entre as comunidades de bivalves das zonas intertidal e subtidal ($R=0,512$; $p=0,001$). Também se verificaram diferenças entre as épocas do ano ($R=0,081$; $p=0,03$); no entanto, os testes pareados indicaram que essas diferenças foram significativas apenas entre o Outono e a Primavera ($R=0,074$; $p=0,04$) e entre esta última e o Verão ($R=0,154$; $p=0,02$).

A análise SIMPER indicou uma similaridade de 32% entre as estações do subtidal, sendo os principais contributos atribuídos às espécies *R. philippinarum* (46%), *C. glaucum* (13%), *P. pinnulatum* (12 %) e *V. senegalensis* (10%). A similaridade entre estações de amostragem do intertidal foi menor (28%) e deveu-se, particularmente, às espécies *S. plana* (43%), *A. segmentum* (26%) e *C. glaucum* (12%). O valor de dissimilaridade entre ambas as zonas foi de 89%, com as seguintes contribuições maioritárias: *R. philippinarum* (17%), *C. glaucum* (11%), *S. plana* (11%), *A. segmentum* (8%) e *P. pinnulatum* (7%). Deste conjunto de resultados depreendeu-se que, apesar das estações de amostragem serem muito heterogéneas dentro do subtidal e do intertidal (similaridade baixa), são ainda mais diferentes entre elas devido à exposição à maré (dissimilaridade alta).

Na CCA realizada apenas com a comunidade de bivalves (Fig. 17) repetiu-se o mesmo padrão de distribuição já observado para a comunidade total. A amêijoia-japonesa apareceu de novo representada nas estações subtidais, relativamente profundas e perto da entrada da baía, onde a salinidade e a temperatura registadas foram as mais altas. O tipo de sedimento predominante foram as vasas. Estes mesmos nichos são ocupados pelas espécies *R. decussatus*, *A. segmentum*, *C. glaucum*, *P. pinnulatum* e *S. plana*, as quais surgiram aqui como espécies características das zonas intertidais e mais afastadas da entrada da baía.

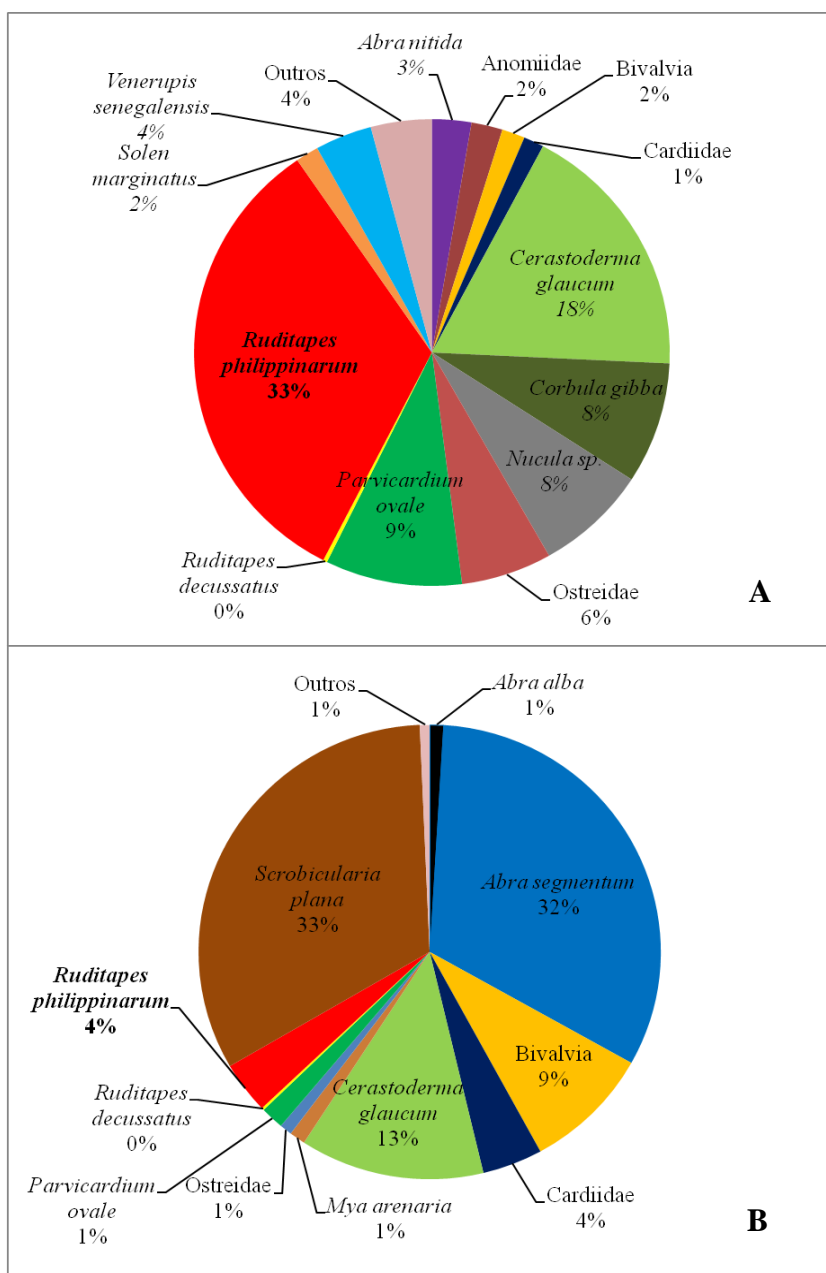
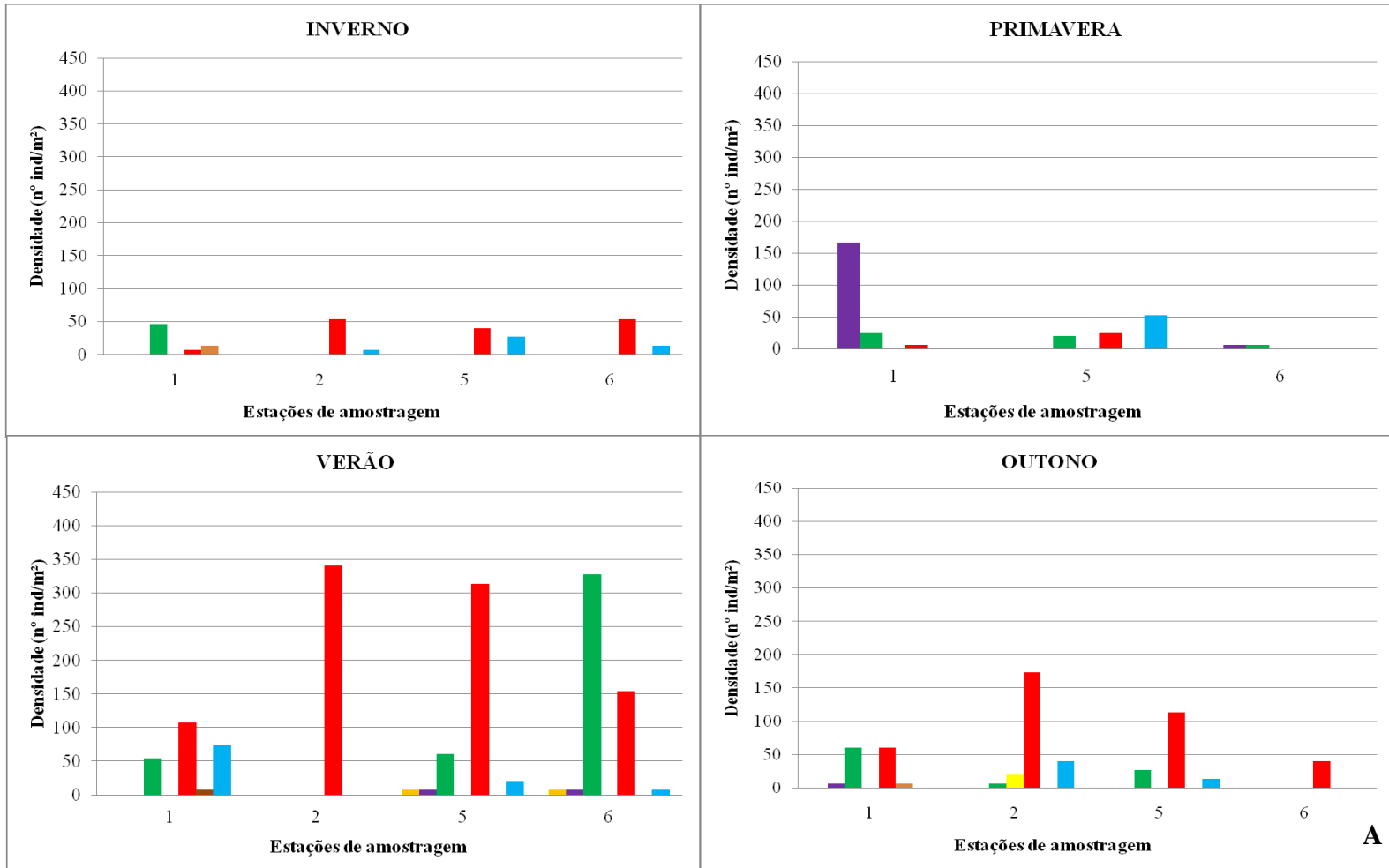


Figura 15. Abundância relativa dos bivalves dominantes no subtidal (**A**) e no intertidal (**B**) da Baía do Seixal.



A

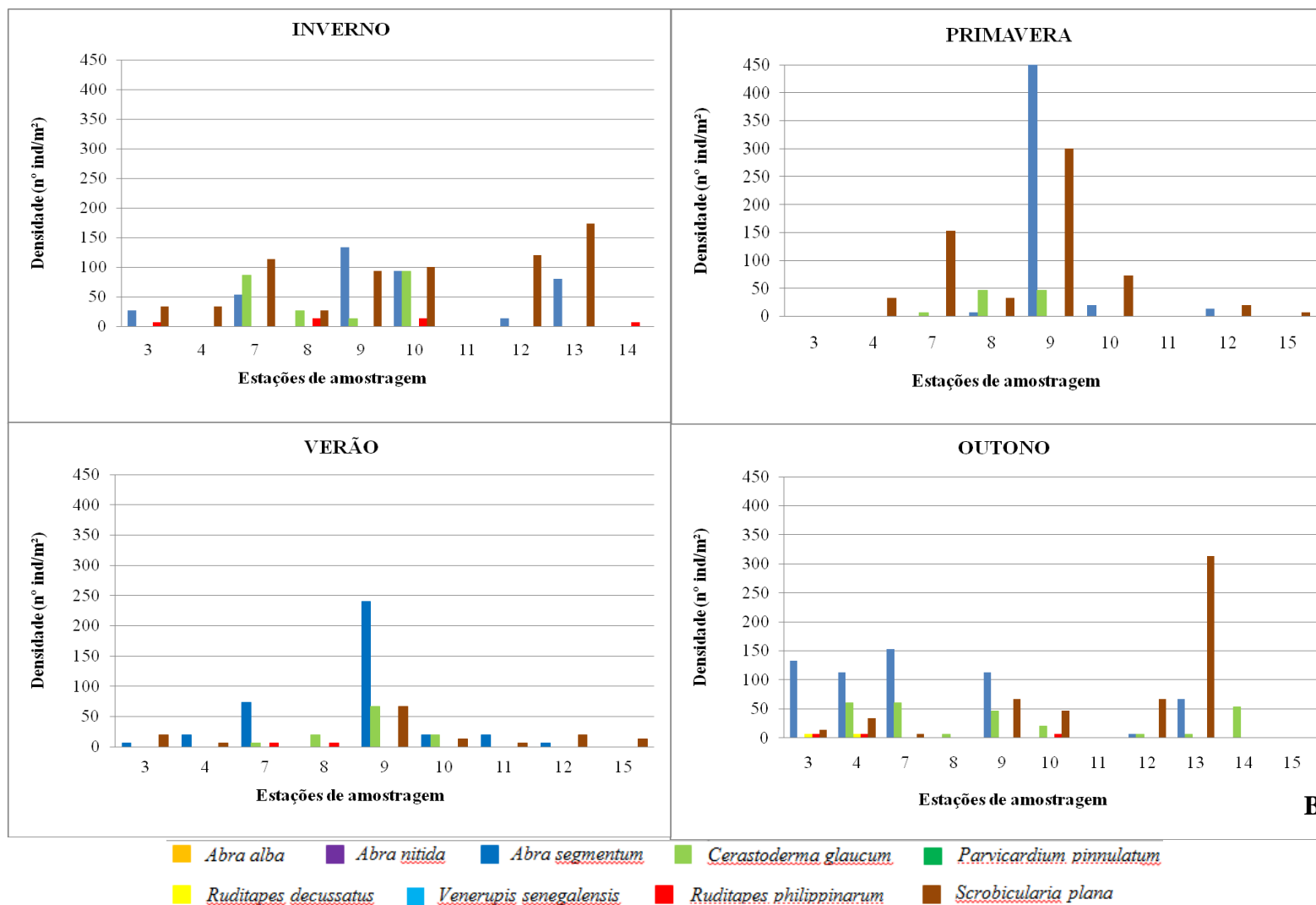


Figura 16. Representação da abundância das espécies de bivalves dominantes na zona subtidal (A) e intertidal (B) da Baía do Seixal, por época e estação de amostragem.

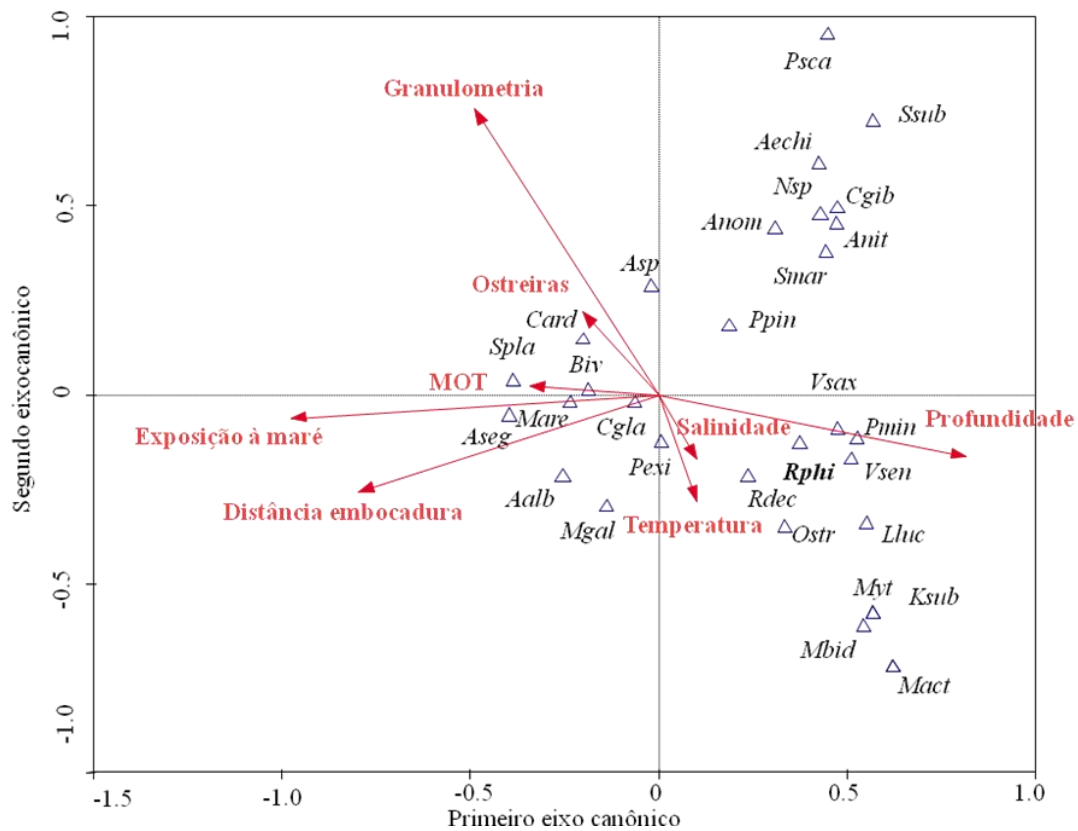


Figura 17. Diagrama de ordenação (CCA), com representação de todas as espécies de bivalves identificadas (triângulos) e das variáveis ambientais (setas) que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal (ver Anexo III para as abreviaturas das espécies).

Os dois primeiros eixos da CCA explicam 68% da variabilidade da comunidade de bivalves em função das variáveis ambientais (Tab. 9). O teste de permutação global indicou que a relação entre as variáveis biológicas e ambientais foi significativa, tanto no primeiro eixo canônico (F -ratio=11,674; $p<0,01$) como na soma de todos eles (F -ratio=3,943; $p<0,01$).

Tabela 9. Resultados da Análise Canónica de Correspondências (CCA) efectuada para todas as espécies de bivalves identificadas e as variáveis ambientais que explicam a sua distribuição na Baía do Seixal.

	Eixo I	Eixo II	Eixo III	Eixo IV
<i>Eigenvalues</i>	0,585	0,262	0,119	0,096
Correlações espécies/variáveis ambientais	0,958	0,833	0,766	0,766
% variabilidade das espécies (acumulada)	15,8	22,9	26,2	28,7
% variabilidade explicada pelas variáveis ambientais	47	68,0	77,6	85,2

3.3.3. *Ruditapes philippinarum*

Como indicado na Figura 16, a amêijoja-japonesa alcançou um pico de densidade na época estival, sendo representativa do subtidal. A Figura 18 confirma uma clara sazonalidade na população de amêijoja-japonesa, quer na estrutura populacional, quer na abundância, com predomínio de indivíduos grandes (>25 mm) na Primavera e pequenos no Verão (<5 mm) (Fig 18A). Contrariamente, a densidade desta espécie foi mínima na Primavera (<50 ind.) e máxima no Verão (>1500 ind.) (Fig 18B).

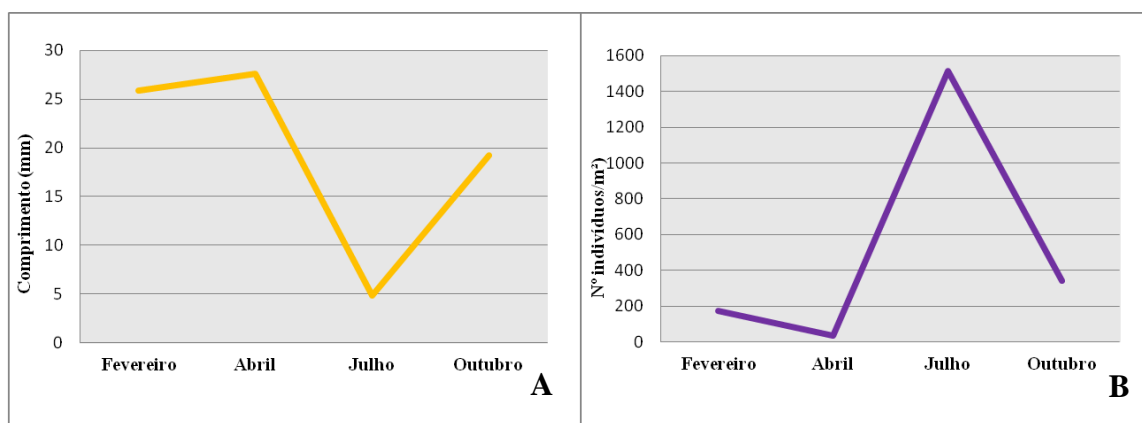


Figura 18. Estrutura populacional (A) e abundância (B) da espécie *R. philippinarum* na Baía do Seixal, durante as quatro épocas amostradas.

3.4. DISCUSSÃO

O macrobentos é uma componente chave no ecossistema estuarino e desempenha um papel importante na dinâmica do sistema [83]. Varia consideravelmente de acordo com as condições

ambientais e a maioria das espécies tem padrões de distribuição a pequena escala induzidos, especialmente, pelo tipo de substrato, salinidade, disponibilidade de alimento e predação (e.g. [15, 39, 62, 116]). Além disso, os bivalves epibentónicos incrementam, geralmente, a complexidade e a heterogeneidade dos substratos rochosos e sedimentares (e.g. [45]).

Existem estudos sobre as comunidades de macrofauna de sedimentos móveis em vários estuários portugueses (e.g. [29, 113, 120, 121, 138, 143]), bem como sobre a ecologia de diversas espécies de macroinvertebrados bentónicos (e.g. [1, 51, 78, 105]). Não obstante, o presente trabalho é o primeiro que investiga a população do bivalve exótico *R. philippinarum* no estuário do Tejo, os seus padrões de distribuição espaço-temporal e a sua relação com a restante comunidade macrobentónica.

Os resultados mostraram uma separação das comunidades macrobentónicas da Baía do Seixal em função da exposição ao efeito da maré, à semelhança do que foi encontrado em estudos efectuados noutras zonas do estuário do Tejo [37]. A espécie *R. philippinarum* é o bivalve dominante na zona subtidal e uma das espécies que mais contribui para a separação entre as comunidades típicas de habitats subtidais e intertidais. A população de *C. glaucum* está melhor representada no subtidal, comparada com o intertidal, onde a espécie *S. plana* é dominante. Esta distribuição espacial foi já descrita por [6] na lagoa de Merja Zerga (Marrocos) e o bivalve *C. glaucum* apareceu também como dominante em biomassa na zona polihalina do estuário de Schelde [178]. No caso de Merja Zerga, não foi encontrado nenhum exemplar de amêijoia-japonesa, contudo foram identificados indivíduos de *R. decussatus* no subtidal. Isto sugere que ambas as espécies ocupam o mesmo habitat e que esse possa ser um dos motivos para a reduzida representatividade da amêijoia-boia na Baía do Seixal, possivelmente como resultado da competição pelo espaço. O estudo efectuado por [178] mostrou valores muito mais elevados de diversidade, abundância e biomassa na zona intertidal quando comparada com o subtidal. No estuário do Tejo, apesar da diversidade taxonómica ser inferior no intertidal, devido à variabilidade de condições ambientais ao longo das várias épocas do ano, também se verificou uma maior abundância numérica e de biomassa no intertidal [15], o que poderá ser um factor facilitador da colonização de *R. philippinarum* nesta zona da Baía do Seixal, por haver menos competição.

Historicamente, os factores mais importantes assinalados na estruturação das comunidades bentónicas têm sido as condições hidrodinâmicas [54], a composição sedimentar [69, 136] e, em especial, o conteúdo de vasa no sedimento [38, 56, 132]. Alguns autores ressaltaram que a

disponibilidade de alimento é responsável, em grande extensão, pelo padrão de distribuição espacial do macrobentos [70, 121, 136]. Na Baía do Seixal, tanto os bivalves como o resto das espécies, distribuíram-se principalmente em função do tipo de sedimento e a exposição ao efeito da maré, que também reflecte as condições hidrodinâmicas (velocidade das correntes). Apesar da importância reconhecida do factor salinidade na distribuição das comunidades bentónicas estuarinas [34, 85, 130, 181] (este factor actua sobretudo à escala regional), as características sedimentares influenciam mais fortemente as distribuições locais [34].

[40] consideraram pós-larvas as amêijoas-boas de tamanho inferior a 1 mm e a sua abundância foi considerada um indicador do recrutamento. No presente estudo, a maior abundância de indivíduos pequenos de amêijoa-japonesa (inferiores a 5 mm) foi no Verão, correspondendo à densidade mais elevada, seguida do Outono. As elevadas densidades de amêijoas jovens ($>1500.m^{-2}$) encontradas durante o verão na Baía do Seixal, foram previamente registadas em outras zonas por [126].

Apesar dos ciclos reprodutivos desta espécie variarem muito [17, 27, 84, 177], vários autores referem a existência de dois picos de reprodução, da Primavera ao início do Verão e do Outono ao início do Inverno, tanto na sua zona nativa (*e.g.* [114, 124, 149]) como nas áreas onde tem sido introduzida (*e.g.* [88, 102, 155]). Os resultados deste estudo parecem confirmar estas hipóteses para o estuário do Tejo.

Por outro lado, a desova só acontece quando a temperatura atinge temperaturas no intervalo 18-26°C e o tecido gonadal se encontra suficientemente maduro [82]. Na Baía do Seixal, durante a época estudada, registaram-se valores dentro deste intervalo de temperatura nos meses de Julho e Outubro. Este facto corrobora a ideia de duas épocas de reprodução para a amêijoa-japonesa em Portugal.

Os efeitos da espécie *R. philippinarum* no sistema bentónico estão pouco documentados [171]. Os escassos estudos disponíveis têm demonstrado maioritariamente um enriquecimento orgânico [10, 160, 161], um incremento nas taxas de sedimentação [160, 161, 162] e, possivelmente, interações negativas com as espécies nativas [48, 49]. Em cultivos de bivalves, as espécies criadas produzem volumes consideráveis de fezes e pseudofezes, que podem cobrir o substrato e, conseqüentemente, alterar a composição dos macroinvertebrados [80, 163], e altas densidades de indivíduos geralmente têm impactes na infauna [8]. A introdução de grandes quantidades de amêijoa-japonesa pode alterar a rede trófica através da competição pela produção primária [171]. O trabalho de [137] demonstrou que a amêijoa-

japonesa é uma das espécies da comunidade que mais contribuiu para elevadas taxas de bioturbação. Apesar disto, o impacto das espécies exóticas “engenheiras do ecossistema” depende, não só da “força” da engenharia efectuada pela espécie introduzida, mas também daquela produzida pelos organismos que compõem a comunidade nativa [16].

A investigação levada a cabo na Baía do Seixal mostra o papel preponderante da *R. philippinarum* na comunidade de bivalves da zona subtidal e os seus padrões de distribuição, de acordo com as condições ambientais. Também aparenta ter sido uma das principais causas do declínio da população de *R. decussatus*, espécie autóctone e de grande peso na pesca local, conjugada com a sobrepesca que ocorreu sobre esta última nos últimos anos.

Porque a introdução duma espécie pode ter consequências diferentes dependendo das condições ambientais do local e da composição da comunidade [158], é importante continuar a fazer estudos sobre bivalves exóticos invasores como engenheiros ecossistémicos para obter informação que possa ser utilizada na correcta gestão e conservação dos ecossistemas onde se inserem.

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho é inovador na investigação de espécies exóticas em Portugal, por ser o primeiro que estuda a nível da macro e da micro-escala, a distribuição espacial da população de *Ruditapes philippinarum* no estuário do Tejo, as características biológicas da espécie e os efeitos da sua introdução no sistema. É um tema de grande actualidade a dois níveis: a nível global, pela importância que recentemente se tem atribuído às espécies marinhas invasoras (por causa das perdas ecológicas e económicas e à ameaça para a saúde pública); e a nível local, uma vez que se supõe que a presença da amêijoia-japonesa no Tejo contribuiu para o dramático declínio da população de amêijoia-boia (*Ruditapes decussatus*) e para as alterações, quer na estrutura da comunidade bentónica, quer no ambiente.

O segundo capítulo desta dissertação permitiu conhecer a distribuição espacial e a abundância de *R. philippinarum* no estuário do Tejo. Presentemente, esta espécie coloniza a quase totalidade do estuário, mostrando preferência por zonas protegidas com temperaturas relativamente altas e salinidades intermédias, sendo muito abundante nas baías da margem sul. No estudo mais pormenorizado na Baía do Seixal, *R. philippinarum* apareceu em maior quantidade em zonas vasosas e perto da entrada da baía. Em ambos os casos, verificou-se que ocupa o mesmo tipo de habitat que *R. decussatus*, o que confirma a suspeita de competição entre as duas espécies, podendo ter também consequências nas populações de berbigão (*Cerastoderma glaucum*). Esta situação poderá levar, a curto/médio prazo, à alteração global do funcionamento do sistema, como resultado da dominância da amêijoia-japonesa em abundância e biomassa sobre os outros bivalves, à semelhança do sucedido na Lagoa de Veneza.

No terceiro capítulo, verificou-se uma grande variabilidade na distribuição a pequena escala dos macroinvertebrados bentónicos da Baía do Seixal, em consequência da variação dos factores ambientais, sendo a exposição à maré o factor que mais influencia as comunidades bentónicas. A comunidade da zona subtidal mostrou ser menos homogénea na composição de espécies do que a zona intertidal, sendo a *R. philippinarum* a principal responsável pelas diferenças entre ambas as zonas. A amêijoia-japonesa foi dominante na zona subtidal da baía em todas as épocas do ano, seguindo-se *C. glaucum* e *P. pinnulatum*; na zona intertidal os taxa dominantes foram *C. glaucum*, *A. segmentum* e *S. plana*. Ambas as zonas demonstraram ser muito diferentes na composição de bivalves.

No que respeita à condição dos indivíduos, esta não foi significativamente diferente entre as distintas áreas do estuário do Tejo, sendo similar à determinada para populações de amêijoa-japonesa que ocorrem em outras áreas geográficas.

O estudo do crescimento deu a conhecer taxas de crescimento e idades máximas elevadas, quando comparadas, tanto com populações de amêijoa-japonesa introduzidas, como com populações nativas. De facto, estes resultados revelam as boas condições ambientais do estuário do Tejo para o desenvolvimento da espécie. A taxa de crescimento é superior nas amêijoas que habitam as baías da margem sul, enquanto que as populações que ocupam a zona a norte da ponte Vasco da Gama atingem comprimentos maiores e idades mais avançadas. Pode-se concluir que a contagem de anéis internos, mediante a técnica da película de acetato, é o método mais adequado para a estimação da idade de *R. philippinarum*, uma vez que se comprovou que a contagem dos anéis externos leva a uma sobrestimação da idade desta espécie. A análise de coortes também pode ser uma metodologia a utilizar, sempre que se disponha duma amostra populacional suficientemente grande.

A evolução sazonal dos indivíduos de *R. philippinarum*, em termos de abundância e estrutura populacional, reitera a idéia expressa previamente por outros autores, da ocorrência de dois picos anuais de reprodução, um maior, da Primavera ao início do Verão, e outro menor, do Outono ao início do Inverno.

Face ao exposto, considera-se a *R. philippinarum* como um importante engenheiro ecossistémico capaz de alterar a dinâmica do sistema onde se encontra.

Futuras linhas de investigação neste campo, já referidas por outros autores, deverão centrar-se (i) na avaliação de possíveis impactes de bivalves invasores no ecossistema e a criação de modelos preditivos destes impactes [145], (ii) na análise destes impactes a grande escala, dado que os efeitos não se limitam apenas à zona colonizada, já que podem afectar áreas distantes [81, 164], e (iii) no papel dos bivalves invasores como engenheiros ecossistémicos, proporcionando as condições necessárias para futuras invasões (denominada “invasão *meltdown*” [153]).

Uma vez estabelecidas e dispersadas, as espécies introduzidas são difíceis de erradicar [180]. Qualquer programa que pretenda gerir os impactes de espécies invasoras terá de ser desenvolvido considerando, não só as necessidades ambientais, mas também os requerimentos

sociais e económicos [111]. As estratégias mais rentáveis economicamente coincidem com políticas ecologicamente mais conservadoras [155].

Por isso, é fundamental continuar a realizar estudos sobre as populações de espécies exóticas marinhas introduzidas nos mais variados ecossistemas, para que o conhecimento sobre os hábitos das espécies e sobre as relações que estabelecem no seio dos sistemas ajude a prever os impactos e a elaborar políticas de gestão adequadas. No caso concreto do estuário do Tejo, e com base nos resultados do presente trabalho, recomenda-se a elaboração dum plano de gestão específico para controlar a expansão de *R. philippinarum* e reduzir os efeitos negativos no ecossistema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Abrantes, A., Pinto, F. & Moreira, M.H.** 1999. *Ecology of the polychaete Nereis diversicolor in the Canal de Mira (Ria de Aveiro, Portugal): population dynamics, production and oogenic cycle.* Acta Oecologica, 20: 267- 283.
2. **Anderson, M.J., Gorley, R.N. & Clarke, K.R.** 2008. *PERMANOVA for PRIMER: guide to software and statistical methods.* PRIMER-E Ltd., Plymouth, United Kingdom, 214 pp.
3. **Anónimo.** 2007. *Base de datos terminológicos y de identificación de especies pesqueras de las costas de Cádiz y Huelva. Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850).* In: Listado de denominaciones comerciales de especies pesqueras y de acuicultura admitidas en España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. Boletín Oficial del Estado.
4. **Appeldorn, R.S.** 1983. *Variations in the growth rate of Mya arenaria and its relationships to environment as analyzed through principal component analysis on the parameter of the von Bertalanffy equation.* Fish Bull., 81: 75 – 84.
5. **Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E. & Geeves, W.** 2003. *Marine invasive alien species: a threat to global biodiversity.* Mar. Policy, 27: 313-323.
6. **Bazaïri, H., Bayed, A., Glémarec, M. & Hily, C.** 2003. *Spatial organisation of macrozoobenthic communities in response to environmental factors in a coastal lagoon of the NW African coast (Merja Zerga, Morocco).* Oceanologica Acta, 26: 457-471.
7. **Bhattacharya, C.G.** 1967. *A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components.* Biometrics, 23: 115-135.
8. **Bedman, H.A., Kaiser, M.J., Galanidi, M., Shucksmith, R. & Willows, R.I.** 2004. *Changes in species richness with stocking density of marine bivalves.* J. Appl. Ecol., 41: 464- 475.
9. **Bellido, J.M., Pierce, G.J., Romero, J.L. & Millán, M.** 2000. *Use of frequency analysis methods to estimate growth of anchovy (Engraulis encrasicolus L., 1758) in the Gulf of Cadiz (SW Spain).* Fish Res., 48: 107- 115.

10. **Bendell-Young, L.** 2006. *Contrasting the community structure and select geochemical characteristics of three intertidal regions in relation to shellfish farming.* Environ. Conservation, 33: 21-27.
11. **Beninger, P.G. & Lucas, A.** 1984. *Seasonal variations in condition, reproductive activity, and gross biochemical composition of two species of adult clam reared in a common habitat: *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 79: 19-37.
12. **Beukema, J.J., Essink, K., Michaelis, H. & Zwarts, L.** 1993. *Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on the tidal flats of Wadden Sea: how predictable is this food source for birds?* Neth. J. Sea. Res., 31: 319-330.
13. **Beukema, J.J. & Meehan, B.** 1985. *Latitudinal variation in linear growth and other shell characteristics of *Macoma balthica*.* Mar. Biol., 90: 27-33.
14. **Bodoy, A., Maître-Allain, T. & Riva, A.** 1981. *Croissance comparée de la palourde européenne *Ruditapes decussatus* et de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans un écosystème artificiel méditerranéen.* Vie Marine, 2: 39- 51.
15. **Boesch, D.F.** 1973. *Classification and community structure of macrobenthos in the Hampton Roads area, Virginia.* Mar. Biol., 21: 226-244.
16. **Bouma, T.J., Olenin, S. & Reise, K.** 2009. *Ecosystem engineering and biodiversity in coastal sediments: posing hypothesis.* Helgol Mar. Res., 63: 95-106.
17. **Bourne, N.** 1982. *Distribution, reproduction, and growth of Manila clam, *Tapes philippinarum*, in British Columbia.* J. Shellfish Res., 2: 47- 54.
18. **Brastviken, D.T.E., Caraco, N.F. & Cole, J.J.** 1998. *Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition.* Freshw. Biol., 39: 375-386.
19. **Bray, J.R. & Curtis, J.T.** 1957. *An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin.* Ecol. Monogr., 27: 325- 349.
20. **Breber, P.** 2002. *Introduction and acclimatisation of the Pacific carpet clam *Tapes philippinarum*, to Italian waters.* In: Leppäkoski E, Gollasch S, Olenin S (eds) Invasive aquatic species in Europe. Distribution, impacts and management. Kluwer, Dordrecht, pp: 120-126.

21. **Brey, T.** 1999. *Growth performance and mortality in aquatic macrobenthic invertebrates*. Adv. Mar. Biol., 35: 153-223.
22. **Byrnes, J.E., Reynolds, P.L. & Stachowicz, J.J.** 2007. *Invasions and extinctions reshape coastal marine food webs*. PLoS ONE 2(3): e295. **Caçador, I., Vale, C. & Catarino, F.** 1996. *Accumulation of Zn, Pb, Cu and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal*. Est. Coast. Shelf Sci., 42: 393-403.
23. **Cabral, H.N., Costa, M.J. & Salgado, J.P.** 2001. *Does the Tagus estuary fish community reflect environmental changes?* Clim. Res., 18: 119-126.
24. **Cabral, H.N. & Costa, M.J.** 1999a. *Differential use of nursery areas within the Tagus estuary by sympatric soles, Solea solea and Solea senegalensis*. Environ. Biol. Fish, 56: 389-397.
25. **Cabral, H.N. & Costa, M.J.** 1999b. *On the occurrence of the chinese mitten crab Eriocheir sinensis, in Portugal*. Crustaceana, 72: 55-58.
26. **Caçador, I., Vale, C. & Catarino, F.** 1996. *Accumulation of Zn, Pb, Cu and Ni in sediments between roots of the Tagus estuary salt marshes, Portugal*. Est. Coast. Shelf Sci., 42: 393-403.
27. **Cahn, A.R.** 1951. *Clam culture in Japan*. Fishery Leaflet, Fish Wildl., Serv., US, 399: 1-103.
28. **Calvário, J.** 1982. *Estudo ambiental do estuário do Tejo*. CNA/TEJO, Lisboa. 158 pp.
29. **Calvário, J.** 1982. *Estudo ambiental do estuário do Tejo: povoamentos bentónicos intertidais (substratos móveis)*. CNA TEJO 19, Rel 18, Comissão Nacional do Ambiente, Lisboa, Portugal, 53 pp.
30. **Cannas, A.** 2010. *Dinamica do popolazione di Ruditapes decussatus (L.) e insediamento di Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve) in Sardegna (Italia)*. Dottorato di ricerca, Biologia e biochimica dell'huomo e dell'ambiente, Università degli Studi di Cagliari, 145 pp.
31. **Caraco, N.F., Cole, J.J. & Raymond, P.A.** 1997. *Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing*. Ecol. 78: 588-602.
32. **Cardigos, F., Tempera, F., Ávila, S., Gonçalves, J., Colaço, A. & Santos, R.S.** 1996. *Non-indigenous marine species of the Azores*. Helgol. Mar. Res., 60: 160-169.

33. **Carlton, J.T. & Geller, J.B.** 1993. *Ecological roulette: the global transport of non-indigenous marine organisms*. Science, 261: 78-83.
34. **Carriker, M.R.** 1967. *Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective*. In: Lauff GH (ed). *Estuaries*. American Association for the Advancement of Science, Washington DC: 442-487.
35. **Cerrato, R.M.** 1980. *Demographic analysis of bivalve populations*. In: Rhoads DC, Lutz RA (eds.). *Skeletal growth of aquatic organisms*. Plenum Press, New York, pp: 417-468.
36. **Cessari, P. & Pellizzato, M.** 1985. *Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali Acclimatazione di Saccostera commercialis (Iredale & Roughely, 1933) e di Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)*. Boll. Malacol., 21: 237-274.
37. **Chainho, P., Silva, G., Lane, M.F., Costa, J.L., Pereira, T., Azeda, C., Almeida, P.R. & Costa, M.J.** 2010. *Long-term trends in intertidal and subtidal benthic communities in response to water quality improvement measures*. Est Coast, 33(6): 1314-1326.
38. **Chardy, P. & Clavier, J.** 1988. *Biomass and trophic structure of the macrobenthos in the South-West lagoon of New Caledonia*. Mar. Biol., 99: 105-202.
39. **Chester, A.J., Fergursen, R.L. & Thayer, G.W.** 1983. *Environmental gradients and benthic macroinvertebrate distribution in a shallow North Carolina estuary*. Bull. Mar. Sci., 33: 282-295.
40. **Chícharo, L. & Chícharo, M.A.** 2001. *Effects of environmental conditions on planktonic abundances, benthic recruitment and growth rates of the bivalve mollusk Ruditapes decussatus in a Portuguese coastal lagoon*. Fish Res., 53: 235-250.
41. **Cho, S.M. & Jeong, W.G.** 2007. *Ecological study of shortnecked clam Ruditapes philippinarum from the Jindu Coast of Hansan Island, Korea*. Korean J Malacol, 23 (1): 25-30.
42. **Clarke, K.R. & Gorley, R.N.** 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*, first ed. Primer-E, Plymouth.

43. **Clarke, K.R. & Warwick, R.M.** 2001. *Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, second ed. Primer-E, Plymouth.
44. **Cohen, A.N. & Carlton, J.T.** 1998. *Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary*. Science, 279: 555-558.
45. **Commito, J.A. & Rusignuolo, B.R.** 2000 *Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 255: 133-152.
46. **Costa, M.J.** (coord) 2010. *Inspect - Espécies exóticas marinhas introduzidas em estuários e zonas costeiras Portugueses: padrões de distribuição e abundância, vectores e potencial de invasão*. Relatório de execução do 2º ano de projecto. Relatório não publicado. Instituto de Oceanografia da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal.
47. **Coulatti, R.I. & MacIsaac, H.J.** 2004. *A neutral terminology to define “invasive” species*. Divers. Distrib., 10: 135-141.
48. **Crawford, C.** 2003. *Qualitative risk assessment of the effects of shellfish farming on the environment in Tasmania, Australia*. Ocean Coast. Manag., 46: 47- 58.
49. **Crawford, C.** 2004. *Aquaculture: the ecological issue*. In: Davenport, J., Black, K., Burnell, G., Cross, S., Culloty, S., Ekaratne, S., Furness, B., Mulcahy, M. & Thetmeyer, H. (eds) Ecological Issues Series, British Ecological Society. Aquaculture, 230: 581-582.
50. **Crooks, J.A.** 2002. *Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystems engineers*. Oikos, 97: 153-166.
51. **Cunha, M.R., Sorbe, J.C & Moreira, M.H.** 2000. *The amphipod Corophium multisetosum (Corophiidae) in Ria de Aveiro (NW Portugal). I. Life history and aspects of reproductive biology*. Mar. Biol., 137: 637-650.
52. **Dame, R.F.** 1996. *Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach*. CRS Press, New York.
53. **Dang, C., de Montaudouin, X., Gam, M., Paroissin, C., Bru, N. & Caill-Milly, N.** 2010. *The Manila clam population in Arachon Bay (SW France): Can it be kept sustainable?* J. Sea Res., 63: 108-118.

54. **Davoult, D.** 1990. *Biofaciès et structure trophique du peuplement des cailloutis*. Oceanologica Acta, 13: 345-345.
55. **Delgado, M., Pérez-Camacho, A.** 2007. *Comparative study of gonadal development of Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve) and Ruditapes decussatus (L.) (Mollusca: Bivalvia): Influence of temperature*. Sci. Mar., 71(3): 471-484.
56. **Eleftheriou, A. & Basford, D.J.** 1989. *The macrobenthic infauna of the offshore Northern North Sea*. J. Mar. Biol. Assoc. UK, 69: 123-143.
57. **Elston, R.A., Cheney, D.P., Macdonald, B.F. & Suhrbier, A.D.** 2003. *Tolerance and response of Manila clams, Venerupis philippinarum (A. Adams & Reeve, 1850) to low salinity*. J. Shellfish Res., 22: 667-674.
58. **Ferreira, J.G., Simas, T., Nobre, A., Silva, M.C., Shifferegger, K. & Lencart-Silva, J.** 2003. *Identification of sensitive areas and vulnerable zones in transitional and coastal portuguese systems. Application of the United States National Estuarine Eutrophication Assessment to the Minho, Lima, Douro, Ria de Aveiro, Mondego; Tagus, Sado Mira, Ria Formosa and Guadiana systems*. Instituto da Água-INAG / Instituto do Mar-IMAR, Lisbon, Portugal. 151 pp.
59. **Ferreira, J.G. & Ramos, L.** 1989. *A model for the estimation of annual production rates of macrophyte algae*. Aquat. Bot., 33: 53-70.
60. **Fiori, S.M. & Morsan, M.** 2004. *Age and individual growth of Mesodesma mactroides (Bivalvia) in the southern most range of its distribution*. ICES J. Mar. Sci., 61: 1253-1259.
61. **Flassch, J.P. & Leborgne, Y.** 1992. *Introduction in Europe, form 1972 to 1980, of the Japanese Manila clam (Tapes philippinarum) and the effects on aquaculture production and natural settlement*. ICES Mar. Sci. Symp., 194: 92-96.
62. **Flint, R.W. & Kalke, R.D.** 1985. *Benthos structure and function in a South Texas estuary*. Contributions in Marine Science, 28: 33-53.
63. **Flye-Sainte-Marie, J., Jean, F., Paillard, C., Ford, S., Powell, E., Hofmann, E. & Klinck, J.** 2007. *Ecophysiological dynamic model of individual growth of Ruditapes philippinarum*. Aquaculture, 266(1-4): 130-143.

64. **França, S., Vinagre, C., Caçador, I. & Cabral, H.N.** 2005. *Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal)*. Mar. Pollut. Bull., 50: 993-1018.
65. **Gameiro, C., Cartaxana, P., Cabrita, M.T. & Brotas, V.** 2004. *Variability in chlorophyll and phytoplankton composition in an estuarine system*. Hydrobiologia, 525: 113-124.
66. **Gaspar, M.B.** 2010. *Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (Ruditapes philippinarum) no Rio Tejo*. Relatório do IPIMAR, 6 pp.
67. **Gaspar, M.B., Ferreira, R. & Monteiro, C.C.** 1999. *Growth and reproductive cycle of Donax trunculus L. (Mollusca: Bivalvia) off Faro, southern Portugal*. Fish Res., 41: 309-316.
68. **Gaspar, M.B., Pereira, A.M., Vasconcelos, P. & Monteiro, C.C.** 2004. *Age and growth of Chamelea gallina from the Algarve coast (southern Portugal): influence of seawater temperature and gametogenic cycle on growth rate*. J. Molluscan Stud., 70: 371-377.
69. **Gaston, G.R.** 1987. *Benthic polychaete of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 36: 251-262.
70. **Gaston, G.R., Brown, S.S., Rakocinski, C.F., Heard, R.W. & Summers, J.K.** 1995. *Trophic structure of macrobenthic communities in Northern Gulf of Mexico estuaries*. Gulf Research Reports, 9: 111-116.
71. **Gayanilo, F.C. Jr. & Pauly, P.** 1997. *FAO ICLARM Stock assessment tools. Reference manual*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
72. **Gayanilo, F.C. Jr., Sparre, P. & Pauly, P.** 1995. *The FAO ICLARM Stocks Assessment Tools (FISAT) User`Guide*. FAO Computerized Information Series (Fisheries) No 8, Rome, 186 pp.
73. **Goshima, S., Ide, N., Fujiyoshi, Y., Noda, T. & Nakao, S.** 1996. *Reproduction cycle and shell growth of transplanted Manila clam Ruditapes philippinarum in Saroma lagoon*. Nippon Suisan Gakkaishi, 62: 195-200.

74. **Gosling, E.** 2003. *Bivalve molluscs: biology, ecology and culture*. Fishing News Books, Oxford.
75. **Gouletquer, P.** 1997. *A bibliography of the Manila clam *Tapes philippinarum**. IFREMER, RIDRV-97.02/RA/LA. IFREMER, Tremblade, France. 122 pp.
76. **Gouletquer, P.** 1989. *Mortalité hivernale chez la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* sur le littoral Atlantique: aspects biochimique et écophysiological*. *Haliotis*, 17: 152 – 163.
77. **Grosholz, E.** 2002. *Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions*. *Trends Ecol. Evol.*, 17: 22-27.
78. **Guerreiro, J.** 1998. *Growth and production of the bivalve *Scrobicularia plana* in two southern European estuaries*. *Vie et Milieu*, 48: 121-131.
79. **Gutiérrez, J.L., Jones, C.G. & Strayer, D.L.** 2003. *Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats*. *Oikos*, 101: 79-90.
80. **Harstein, N.D. & Rowden, A.A.** 2004. *Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime*. *Mar. Environ. Res.*, 57: 339-517.
81. **Hastings, A., Byers, J.E. & Crooks, J.A.** 2007. *Ecosystem engineering in space and time*. *Ecol Lett*, 10: 153-164.
82. **Helm, M.M. & Pellizzato, M.** 1990. *Riproduzione ed allevamento in schiuditoio della specie *Tapes philippinarum* in ESAV *Tapes philippinarum* biologia e speimentazione a cura di G. Alessandra*, pp: 115, 140.
83. **Herman, P.M.J. & Heip, C.H.R.** 1999. *Biogeochemistry of the Maximum Turbidity Zone of Estuaries (MATURE)*. *J. Mar. Syst.*, 22: 89-228.
84. **Holland, D.A. & Chew, K.K.** 1974. *Reproductive cycle of the Manila clam (*Venerupis japonica*) from Hood Canal, Washington*. *Proc. Nat. Shell Assoc.*, 64: 53-58.
85. **Holland, A.F., Shaughnessy, A.T. & Hiegel, M.H.** 1987. *Long-term variation in mesohaline Chesapeake Bay macrobenthos: spatial and temporal patterns*. *Estuaries*, 10: 227-245.

86. **Hotelling, H.** 1931. *The generalization of Student's ratio*. Ann. Math Stat., 2(3): 360-378.
87. **Howard, G. & Ziller, S.** 2008. *Alien alert – Plants for biofuel may be invasive*. Bioenergy Business July/August, 14–6.
88. **Humphreys, J., Richard, W., Caldow, G., McGrorty, S., West, A.D. & Jensen, A.C.** 2007. *Population dynamics of naturalized Manila clams Ruditapes philippinarum in British coastal waters*. Mar. Biol., 151: 2255-2270.
89. **Huxley, J.S.** 1932. *Problems of relative growth*. New York, Dial Press.
90. **ICES.** 2011. Report of the working group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO), 16 - 18 March, 2011, Nantes, France. ICES CM 2011/ACOM: 29. 162 pp.
91. **Iglesias, J.I.P. & Navarro, E.** 1990. *Shell growth of the cockle Cerastoderma edule in the Mundaka Estuary (North Spain)*. J. Mollusc Stud., 56: 229-238.
92. **Ikematsu, W.** 1941. *Relationship between the growth of Ruditapes philippinarum and environmental conditions*. Suisan Kenkyushi, 36: 82-89.
93. **Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y. & Jinnani, Y.** 2005. *Vertical distributions of larvae of the clam Ruditapes philippinarum and the striped horse mussel Musculita senhousia in Eastern Ariake Bay, southern Japan*. J. Oceanogr., 61: 973-978.
94. **Ishii, R., Sekiguchi, H., Nakahara, Y. & Jinnani, Y.** 2001. *Larval recruitment of the Manila clam Ruditapes philippinarum in Ariake Sound, southern Japan*. Fish Sci., 67: 579-591.
95. **Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R.W.G., Grisley, C. & Dyrinda, P.E.J.** 2004. *Naturalization of the Manila Clam (Ruditapes philippinarum), an alien species, and establishment of a clam fishery within Pole Harbour, Dorset*. J. Mar. Biol. Assoc. UK. 84: 1069-1073.
96. **Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M.** 1994. *Organisms as ecosystem engineers*. Oikos, 69: 373-386.
97. **Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M.** 1997. *Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers*. Ecology, 78: 1946-1957.

98. **Karatayev, A.Y., Padilla, D.K. & Minchin, D.** 2007. *Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves*. *Biol. Invasions*, 9:161-180.
99. **Keller, N., Del Piero, D. & Longinelli, A.** 2002. *Isotopic composition, growth rates and biological behavior of Chamelea gallina and Callista chione from the Gulf of Trieste (Italy)*. *Mar. Biol.* 140: 9-15.
100. **Kim, W.S., Huh, H.T., Huh, S.H. & Lee, T.W.** 2001. *Effects of salinity on endogenous rhythm of the Manila clam, Ruditapes philippinarum (Bivalvia: Veneridae)*. *Mar. Biol.*, 138: 157-162.
101. **Kruskal, J.B. & Wish, M.** 1978. *Multidimensional Scaling*. Sage University Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences, 07–011, Beverly Hills and London: Sage Publications.
102. **Laurelle, F., Guillou, J. & Paulet, Y.M.** 1994. *Reproductive pattern of the clams, Ruditapes decussatus and Ruditapes philipinarum on intertidal flats in Britany*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 74: 351-366.
103. **Lee, S.Y.** 1996. *Distribution pattern and interaction of two infaunal bivalves, Tapes philippinarum (Adams & Reeve) and Anomalocardia squamosa (Linnaeus) (Bivalvia: Veneridae)*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 201: 253-273.
104. **Libralato, S., Pravoni, F., Torricelli, P., Raicevich, S., Da Ponte, F., Pastres, R. & Mainardi, D.** 2004. *Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data*. *J. Mar. Syst.*, 51: 331-344.
105. **Lillebø, A.I., Pardal, M.A. & Marques, J.C.** 1999. *Population structure, dynamics and production of Hydrobia ulvae (Pennant) (Mollusca: Prosobranchia) along an eutrophication gradient in the Mondego estuary (Portugal)*. *Acta Oecologica*, 20: 289-304.
106. **Lutz, R.A.** 1976. *Annual growth patterns in the inner shell layer of Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 56: 723-731.
107. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1985a. *Influence of temperature and food availability on the ecological energetic of the giant scallop Plactopecten magellanicus, I. Growth rates of shell and somatic tissue*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 25: 279-294.

108. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1985b. *Influence of temperature and food availability on the ecological energetic of the giant scallop *Plactopecten magellanicus*, II. Reproductive output and total production.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 25: 295-303.
109. **MacDonald, B.A. & Thompson, R.J.** 1986. *Production dynamics and energy partitioning in two populations of the giant scallop, *Plactopecten magellanicus* (*Gmelin*).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 101: 285-299.
110. **Mack, R.N., Simberloff, D. & Lonsdale, W.M.** 2000. *Biotic invasions: causes epidemiology, global consequences and control.* Ecol. Appl., 10: 689-710.
111. **Mainka, S.A. & Howard, G.W.** 2010. *Climate change and invasive species: double jeopardy.* Integr. Zool., 5: 102-111.
112. **Mann, R.** 1979. *The effect of temperature on growth, physiology and gametogenesis in the Manila clam *Tapes philippinarum* (*Adams & Reeve, 1850*).* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 38: 121-133.
113. **Marques, J.C., Pardal, M.A. & Maranhão, P.** 2002. *Characterisation of the macroinvertebrate benthic communities in the Mondego estuary.* In: Pardal, M.A., Marques, J.C. & Graça, M.A.S. (eds). *Aquatic Ecology of the Mondego River Estuary Basin: Global Importance of Local Experience.* Imprensa da Universidade de Coimbra, Portugal: 125-134.
114. **Matsumoto, I., Mizuno, T. & Araki, M.** 1988. *Investigation of the clam *Ruditapes philippinarum*.* In: Annual Report of Investigation in Fukushima Prefecture, ed. by Fukushima Prefecture, Fukushima Prefecture: 241-260 (em japonês).
115. **McGrothy, S., Clarke, R.D., Reading, C.J. & Goss-Custard, J.D.** 1999. *Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 67: 157-169.
116. **McLusky, D.S. & Elliot, M.** 2004. *The Estuarine Ecosystem: Ecology, Threats and Management, 3rd ed.* Oxford University Press, Oxford.
117. **Melià, P. & Gatto, M.** 2005. *A stochastic bioeconomic model for the management of clam farming.* Ecol. Model., 184(1): 163-174.

118. **Melià, P., De Leo, G.A. & Gatto, M.** 2004. *Density and temperature dependence of vital rates in the Manila clam *Tapes philippinarum*: a stochastic demographic model.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 272: 153-164.
119. **Miyawaki, D. & Sekiguchi, H.** 1999. *Interannual variation of bivalve populations on temperate flats.* Fish Sci., 65: 817-829.
120. **Mucha, A.P. & Costa, M.H.** 1999. *Macrozoobenthic community structure in two Portuguese estuaries: relationship with organic enrichment and nutrient gradients.* Acta Oecologica, 20: 363-276.
121. **Mucha, A.P, Vasconcelos, M.T.S.D. & Bordalo, A.** 2003. *Macrozoobenthic community in the Douro estuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics.* Environ. Pollut., 121: 169-180.
122. **Muniz, P. & Pires, A.M.S.** 1999. *Trophic structure of polychaetes in the São Sebastião Channel (Southern Brazil).* Mar. Biol., 134: 517-528.
123. **Munro, J.L. & Pauly, D.** (1983) *A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates.* Fishbyte, 1: 5-6.
124. **Nakamura, Y., Hagino, M., Hiwatari, T., Iijima, A., Kohata, K. & Furota, T.** 2002. *Growth of the Manila clam *Ruditapes philippinarum* in Sanbase, the shallow coastal area in Tokyo Bay.* Fish Sci., 68: 1309-1316.
125. **Nie, Z.Q.** 1991. *The culture of marine bivalve mollusks in China.* In: Menzel W (Ed.) *Estuarine and Marine Bivalve Mollusks Culture.* CRC Press, Boston, 261-276 pp.
126. **Ohba, S.** 1959. *Ecological studies in the natural population of a clam, *Tapes japonica*, with special reference to seasonal variations in the size and structure of the population and to individual growth.* Biol. J. Okayama Univ., 5: 13-43.
127. **Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D.** 1998. *Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River.* Freshw. Biol., 39: 103-116.
128. **Pannella, G. & MacClintock, C.** 1968. *Biological and environmental rhythms reflected in molluscan shell growth.* J. Paleontol., 23: 577-594.
129. **Paillard, C.** 1992. *Etiologie et caractérisation de la Maladie de l'Anneau Brun chez la palourde d'élevage, *Ruditapes philippinarum*.* Thèse de Doctorat, vol. 2. Université de Brest 296 pp.

130. **Pearse, A.S. & Gunter, G.** 1957. *Salinity*. Geological society of America Memoirs, 67: 129-157.
131. **Pereira, C.D., Gaudêncio, M.J., Guerra, M.T. & Lopes, M.T.** 1997. Intertidal macrozoobenthos of the Tagus estuary (Portugal): the Expo'98 area. *Publicaciones especiales del Instituto Español de Oceanografía*. 23: 107-120.
132. **Person, T.H.** 1971. *Studies on the ecology of the macrobenthic fauna of Lochs Linnhe and Eil, West Coast of Scotland. II. Analysis of the macrobenthic fauna by comparison of feeding groups*. *Vie et Milieu*, 1: 53-91.
133. **Ponurovskii, S.K.** 2008. *Population structure and growth of the Japanese littleneck clam Ruditapes philippinarum in Amursky Bay, Sea of Japan*. *Russ. J. Mar. Biol.*, 5(34): 329-332.
134. **Pravoni, F., Franceschini, G., Casale, M., Zucchetta, M., Torricelli, P. & Giovanardi, O.** 2006. *An ecological imbalance induced by a non-native species: the Manila clam in the Venice Lagoon*. *Biol. Invasions*, 8: 595-609.
135. **Pravoni, F., Da Fonte, F., Raicevich, S. & Giovanardi, O.** 2004. *A synoptic-multidisciplinary study of the immediate effects of mechanical clam-harvesting in the Venice Lagoon*. *ICES J. Mar. Sci.*, 61: 43-52.
136. **Probert, P.K.** 1984. *Disturbance, sediment stability and trophic structure of soft-bottom communities*. *J. Mar. Res.*, 42: 893-921.
137. **Queiros, A.M., Hiddink, J.G., Johnson, G., Cabral, H.N. & Kaiser, M.J.** 2011. *Context dependence of marine ecosystem engineer invasion impacts on benthic ecosystem functioning*. *Biol. Invasions*, 13: 1059-1075.
138. **Quintino, V. & Rodrigues, A.M.** 1989. *Environmental gradients and distribution of macrozoobenthos in three Portuguese coastal systems: Obidos, Albufeira and Alvor*. In: Ryland, J.S. & Tayler, P.A (eds) *Reproduction, Genetics and Distributions of Marine Organisms*. Olsen and Olsen, Frdensborg, Denmark, pp: 441-450.
139. **Richardson, C.A.** 1989. *An analysis of the microgrowth bands in the shell of the common mussel Mytilus edulis*. *J. Mar. Biol. Assoc. UK*, 69: 477-491.
140. **Richardson, C.A.** 2001. *Molluscs as archives of environmental change*. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 39: 103-164.

- 141. Richardson, C.A., Seed, R. & Naylor, E.** 1990. *Use of internal growth bands for measuring individual and population growth rates in Mytilus edulis from offshore production platforms.* Mar. Ecol. Prog. Ser., 66: 259-265.
- 142. Robert, R., Trut, G. & Laborde, J.L.** 1993). *Growth, reproduction and gross biochemical composition of the Manila clam Ruditapes philippinarum in the Bay of Arcachon, France.* Mar. Biol., 116: 291-299.
- 143. Rodrigues, A.M. & Quintino, V.** 1993 *Horizontal biosedimentary gradients across the Sado estuary, W Portugal.* Neth. J. Aquat. Ecol., 27: 465-482.
- 144. Rodríguez-Moscoso, E., Pazo, J.P., García, A. & Fernández-Cortés, F.** 1992. *Reproductive cycle of Manila clam Ruditapes philippinarum (Adams y Reeve, 1850) in Ria of Vigo (NW Spain).* Scientia Marina, 56(1): 61-67.
- 145. Ruesink, J.L., Lenihan, H.S. & Trimble, A.C.** 2005. *Introduction of non-native oysters: ecosystem effects and restoration implications.* Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst., 31: 481-531.
- 146. Ruesink, J.L.** 2003. *One fish, two fish, old fish, new fish: which invasions matter?* In: Kareiva, P. & Levin, S.A. (eds.) *The importance of species: perspectives on expendability and triage.* Princeton University Press. pp: 161-178.
- 147. Ruiz, G.M., Fofonoff, P.W. & Carlton, J.T.** 2000. *Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases.* Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 31: 481-531.
- 148. Sainte Marie, J.F., Jean, F., Paillard, C., Ford, S., Powell, E., Hofmann, E. & Klinck, J.** 2007. *Ecophysiological dynamic model of individual growth of Ruditapes philippinarum.* Aquaculture, 266: 130-143.
- 149. Sagara, J.** 1981. *Ecology and physiology of Tapes philippinarum and Meretrix lusoria.* Aquabiology, 13: 102-105 (em japonês).
- 150. Scarlato, O.A.** 1981. *Bivalves of temperate waters of the Northwestern part of the Pacific ocean.* Nauka Press, Leningrad, 408 pp.
- 151. Seed, R.** 1976. *Ecology.* In: Bayne, B.L. (ed.) *Marine mussels: their ecology and physiology.* Cambridge University Press, Cambridge, pp: 13-65.

152. **Sgro, L., Mistri, M. & Widdows, J.** 2005. *Impact of the infaunal manila clam, Ruditapes philippinarum, on sediment stability.* Hydrobiologia, 550: 175-182.
153. **Simberloff, D.** 2006. *Invasion meltdown 6 year later: important phenomenon, unfortunate metaphor, or both?* Ecol. Lett., 9: 912-1019.
154. **Sokal, R.R. & Rohlf, F.J.** 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.* 3rd edition. W. H. Freeman and Co.: New York, 887 pp.
155. **Solidoro, C., Melaku Canu, D. & Rossi, R.** 2003. *Ecological and economic considerations on fishing and rearing of Tapes philippinarum in the lagoon of Venice.* Ecol. Model., 170: 303-318.
156. **Sorokin, Y.I. & Giovanardi, O.** 1995. *Trophic characteristics of the Manila clam (Ruditapes philippinarum Adams & Reeve, 1850).* ICES J. Mar. Sci., 52: 835-862.
157. **Soudant, P., Paillard, C., Choquet, G., Lambert, C., Reid, H., Marhic, A., Donaghy, L. & Birkbeck, T.H.** 2004. *Impact of season and rearing site on the physiological and immunological parameters of the Manila clam Venerupis (=Tapes, =Ruditapes) philippinarum.* Aquaculture, 229: 401-418.
158. **Sousa, R., Gutiérrez, J.L. & Aldridge, D.C.** 2009. *Non-indigenous invasive bivalves as ecosystem engineers.* Biol. Invasions, 11: 2367-2385.
159. **Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Atunes, C. & Guilhermino, L.** 2008. *Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of Corbicula fluminea (Müller, 1974) in the River Minho Estuary, Portugal.* Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst., 18: 98-110.
160. **Spencer, B.E.** 1996. *Clam cultivation: localized environmental effects. Results of an experiment in the River Exe, Devon (1991-1995).* MAFF, Directorate of Fisheries Research, Conwy, Gwynedd, 10 pp.
161. **Spencer, B.E., Kaiser, M.J. & Edwards, D.B.** 1996. *The effect of Manila clam cultivation on an intertidal benthic community: the early cultivation phase.* Aquac. Res., 27: 261-276.
162. **Spencer, B.E., Kaiser, M.J. & Edwards, D.B.** 1997. *Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: observations at the end of the cultivation phase.* J. of Applied Ecol., 34: 444-452.

- 163. Stenton-Dozey, J.M.E., Jackson, L.F. & Busby, A.J.** 1999. *Impact of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, South Africa.* Mar. Pollut. Bull., 39: 357 – 366.
- 164. Strayer, D.L., Hattala, K.A. & Kahnle, A.W.** 2004. *Effects of an invasive bivalve (Dreissena polymorpha) on fish in Hudson River estuary.* Can. J. Fish. Aquat. Sci., 61: 924-941.
- 165. Strayer, D.L., Caraco, N.F. & Cole, J.J.** 1999. *Transformation of freshwater ecosystems by bivalves: a case study of zebra mussels in the Hudson River.* Bioscience, 49: 19-27.
- 166. Streftaris, N., Zenetos, A. & Papathanassiou, E.** 2005. *Globalisation in Marine Ecosystems: The story of non-indigenous marine species across European seas.* In: Gibson, R.N., Atkinson, R.J.A. & Gordon, J.D.M. (eds) *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review.* Taylor & Francis, 43: 419-453.
- 167. ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P.** 2002. *CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination. Version 4.5.* Microcomputer Power, Tthaca, New York, USA 500 pp.
- 168. ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M.** 1995. *Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology.* Aquat. Sci., 55 (4): 1-35.
- 169. Teixeira de Sousa, J., Matias, D., Joaquim, S., Ben-Hamadou, R. & Leitão, A.** 2011. *Growth variation in bivalves: New insights into growth, physiology and somatic aneuploidy in the carpet shell Ruditapes decussatus.* J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 406: 46-53.
- 170. Thorp, J.H. & Casper, A.F.** 2002. *Potential effects on zooplankton from species shifts in planktivorous mussels: a field experiment in the St. Lawrence River.* Freshw. Biol., 47: 107-119.
- 171. Toupoint, N., Godet, L., Fournier, J., Retière, C. & Olivier, F.** 2008. *Does Manila clam cultivation affect habitats of the engineer species Lanice conchilega (Pallas, 1766)?* Mar. Pollut. Bull., 56: 1429-1438.

172. **Trigo, R., Pozo-Vazquez, D., Osborn, T., Castro-Diez, Y., Gamiz-Fortis, S. & Esteban-Parra, M.** 2004. *North Atlantic oscillation influence on precipitation, river flow and water resources in the Iberian Peninsula*. *Int. J. Climatol.*, 24: 925-944.
173. **Urrutia, M.B., Ibarrola, I., Iglesias, J.I.P. & Navarro, E.** 1999. *Energetics of growth na reproduction in a high-tidal population of the clam Ruditapes decussatus from Urdaibai Estuary (Basque Country, N. Spain)*. *J. Sea Res.*, 42: 35-48.
174. **Vincent, B., Joly, D. & Harvey, M.** 1994. *Spatial variation of the bivalve Macoma balthica (L.) on a tidal flat: effects on environmental factors and intraspecific competition*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 181: 223-238.
175. **von Bertalanffy, L.** 1938. *A quantitative theory of organic growth*. *Hum. Biol.*, 10: 181-313.
176. **Xie, Q. & Burnell, G.M.** 1994. *A comparative study of the gametogenic cycles of the clams Tapes philippinarum (Adams & Reeve, 1840) and Tapes decussatus (Linnaeus) of the south coast of Ireland*. *J. Shellfish Res.*, 13(2): 467-472.
177. **Yap, W.G.** 1978. *Population biology of the Japanese little-neck clam, Tapes philippinarum, in Kaneohe Bay, Oahu, Hawaiian Islands*. *Pac. Sci.*, 31(3): 223-244.
178. **Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R.** 2003. *Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe*. *Est.Coast. Shelf Sci.*, 57: 335-355.
179. **Walne, P.R. & Mann, R.** 1975. *Growth and biochemical composition in Ostrea edulis and Crassostrea gigas*. In: Barnes, H. Editor, 9th European Marine Biology Symposium, Aberdeen Univ. Press, Scotland, pp: 587-607.
180. **Wasson, K., Zabin, C.J., Bedinger, L., Diaz, M.C. & Pearse, J.S.** 2001. *Biological invasions of estuaries without international shipping: the importance of intraregional transport*. *Biol. Conserv.*, 102: 143-153.
181. **Wolff, W.J.** 1983. *Estuarine benthos*. In: Ketchum, B.H. (ed). *Estuaries and enclosed seas*. Elsevier, Amsterdam: 151-182.

Páginas da Internet

- 182. FAO.** 2011. *Cultured Aquatic Species Information Program*. *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). Fisheries and Aquaculture Department, Food and agriculture Organization of the United Nations. Online, Available HTTP: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Ruditapes_philippinarum/en (consultado a 19 de Outubro de 2011).
- 183. IMO.** 2000-2004. *Global Ballast Water Management Project: The Problem*. Online, Available HTTP: <http://globallast.imo.org/index.asp?page=problem.htm&menu=true> (consultado a 19 de Outubro de 2011).

ANEXOS

ANEXO I – ABUNDÂNCIA E BIOMASSA

Abundância e biomassa (total e média por indivíduo) de *R. philippinarum*, por estação de amostragem, no estuário do rio Tejo.

Estação	Abundância		Biomassa		
	Total (nº ind./100 m ²)	Total (nº ind./min.)	Total (g/100 m ²)	Total (g/min.)	Média (g/ind.)
1	0	0	0,0	0,0	0,0
2	0	0	0,0	0,0	0,0
3	0	0	0,0	0,0	0,0
4	0	0	0,0	0,0	0,0
5	3	24	53,2	372,6	15,5
6	6	44	53,2	417,5	9,6
7	0	0	0,0	0,0	0,0
8	18	83	90,2	406,4	4,9
9	43	213	639,0	3197,4	15,0
10	0	2	2,4	17,6	8,8
11	12	52	135,3	582,1	11,2
12	0	0	0,0	0,0	0,0
13	3	10	2,0	7,8	0,8
14	0	0	0,0	0,0	0,0
15	0	0	0,0	0,0	0,0
16	0	0	0,0	0,0	0,0
17	0	0	0,0	0,0	0,0
18	0	0	0,0	0,0	0,0
19	137	315	2757,1	6341,3	20,1
20	3	8	19,7	47,4	5,9
21	3	7	34,8	76,7	10,6
22	594	1664	4515,5	12653,6	7,6
23	356	890	5277,5	13204,2	14,8
24	0	0	0,0	0,0	0,0
25	0	0	0,0	0,0	0,0
26	15	65	263,4	1133,4	17,4
27	21	46	300,1	660,7	14,4
28	11	28	41,4	99,4	3,6
29	53	159	516,3	1550,1	9,7
30	13	32	13,9	33,5	1,0
31	1	3	20,0	68,0	22,7
32	0	0	0,0	0,0	0,0
33	0	0	0,0	0,0	0,0
34	0	0	0,0	0,0	0,0
35	0	0	0,0	0,0	0,0
36	0	0	0,0	0,0	0,0
37	0	0	0,0	0,0	0,0
Total	1293	3645	14735,0	40869,4	

ANEXO II (continuação)

Espécies	Estações de amostragem																			
	21		22		23		24		25		26		27		28		29		30	
	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio
ORDEM EUHETERODONTA																				
FAMÍLIA SOLENIDAE																				
<i>Solen marginatus</i> (Pulteney, 1799)	0	0	0	0	1	61,3	1	56,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYOIDA																				
FAMÍLIA MYIDAE																				
<i>Mya arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	60,5
FAMÍLIA PHOLADIDAE																				
<i>Barnea candida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYTILOIDA																				
FAMÍLIA MYTILIDAE																				
<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Modiolus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	32,2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	25,5	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM PECTINOIDA																				
FAMÍLIA ANOMIIDAE																				
<i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA PECTINIDAE																				
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	23,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM OSTREOIDA																				
FAMÍLIA OSTRERIDAE																				
<i>Ostrea spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crassostrea spp.</i> (Sacco, 1897)	0	0	8	20,8 ± 1,7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	25,7 ± 3,3	0	0	0	0	0	0
ORDEM VENEROIDA																				
FAMÍLIA CARDIIDAE																				
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Brugière, 1789)	35	21,7 ± 2,3	73	21,8 ± 2,1	0	0	0	0	0	0	1	20,7	0	0	1	21,5	11	19,6 ± 2,6	57	22 ± 1,8
<i>Venerupis senegalensis</i> (Gmelin, 1791)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	22,8	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Venus verrucosa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	20	3	22,6 ± 1,5	0	0
FAMÍLIA MACTRIDAE																				
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	26,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA SCROBICULARIIDAE																				
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	166	30,8 ± 3,6
FAMÍLIA TELLINIDAE																				
<i>Macoma sp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	30,3	3	27,4 ± 2,	0	0	0	0	0	0	1	30,7	0	0	0	0

ANEXO II (continuação)

Espécies	Estações de amostragem													
	31		32		33		34		35		36		37	
	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio	Nº ind.	Comp.médio
ORDEM EUHETERODONTA														
FAMÍLIA SOLENIDAE														
<i>Solen marginatus</i> (Pulteney, 1799)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYOIDA														
FAMÍLIA MYIDAE														
<i>Mya arenaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA PHOLADIDAE														
<i>Barnea candida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM MYTILOIDA														
FAMÍLIA MYTILIDAE														
<i>Modiolus adriaticus</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	26,1 ± 0,5	0	0
<i>Modiolus barbatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	2	37,2 ± 13,4	0	0	356	23,2 ± 9,8	6	12,0 ± 13,6
<i>Modiolus modiolus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	31,9	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	38,9 ± 9,4	0	0
<i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819)	0	0	0	0	0	0	1	32,8	0	0	5	37,4 ± 4,6	0	0
<i>Mytilus spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	35,7 ± 13,5	0	0
ORDEM PECTINOIDA														
FAMÍLIA ANOMIIDAE														
<i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	53,7	0	0	1	36,2	0	0	13	23,8 ± 10,9	0	0
FAMÍLIA PECTINIDAE														
<i>Mimachlamys varia</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	44,6 ± 6,7	0	0	12	40,2 ± 7,3	0	0	16	39,9 ± 7,7	0	0
<i>Pseudamussium peslutrae</i> (Linnaeus, 1771)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	29,6	0	0
ORDEM OSTREOIDA														
FAMÍLIA OSTRERIDAE														
<i>Ostrea spp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crassostrea spp.</i> (Sacco, 1897)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ORDEM VENEROIDA														
FAMÍLIA CARDIIDAE														
<i>Cerastoderma glaucum</i> (Brugière, 1789)	42	20,2 ± 1,3	0	0	1	24,2	0	0	11	22,6 ± 2,4	0	0	0	0
<i>Venerupis senegalensis</i> (Gmelin, 1791)	0	0	0	0	0	0	62	28,9 ± 2,6	0	0	28	29,6 ± 7,2	0	0
<i>Venus verrucosa</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parvicardium pinnulatum</i> (Conrad, 1831)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA MACTRIDAE														
<i>Spisula solida</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA SCROBICULARIIDAE														
<i>Scrobicularia plana</i> (da Costa, 1778)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FAMÍLIA TELLINIDAE														
<i>Macoma sp.</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	24,5 ± 9,4	0	0	0	0

ANEXO III - ABREVIATURAS DAS ESPÉCIES

Correspondência das abreviaturas utilizadas nos gráficos das CCA com os nomes reais das espécies, para os trabalhos realizados no estuário do Tejo e na Baía do Seixal.

Etiqueta	Espécie	Etiqueta	Espécie
Aalb	<i>Abra alba</i>	Lluc	<i>Loripes lucinalis</i>
Anit	<i>Abra nitida</i>	Msp	<i>Macoma sp.</i>
Aseg	<i>Abra segmentum</i>	Mact	Mactridae
Aechi	<i>Acanthocardia echinata</i>	Mlun	<i>Malmgreniella lunulata</i>
Acti	<i>Actinaria</i>	Mcla	<i>Microcosmus claudicans</i>
Asphy	<i>Actinothoe sphyrodeta</i>	Mvar	<i>Mimachlamys varia</i>
Acar	<i>Adamsia carciniopados</i>	Madr	<i>Modiolus adriaticus</i>
Arom	<i>Alkmaria romijni</i>	Mbar	<i>Modiolus barbatus</i>
Aspe	<i>Amphilocheus spencebatei</i>	Mmod	<i>Modiolus modiolus</i>
Asqu	<i>Amphipholis squamata</i>	Mare	<i>Mya arenaria</i>
Avir	<i>Anemonia viridis</i>	Mbid	<i>Mysella bidentata</i>
Aeph	<i>Anomia ephippium</i>	Myt	Mytilidae
Anom	Anomiidae	Medu	<i>Mytilus edulis</i>
Atha	<i>Anthopleura thallia</i>	Mgal	<i>Mytilus galloprovincialis</i>
Asci	Asciidae	Msp	<i>Mytilus spp.</i>
Aver	<i>Aulactinia verrucosa</i>	Nhom	<i>Nephtys hombergii</i>
Bcan	<i>Barnea candida</i>	Nnuc	<i>Nucula nucleus</i>
Biv	Bivalvia	Nuc	<i>Nucula sp.</i>
Card	Cardiidae	Osp	<i>Ostrea sp.</i>
Cbro	<i>Cataphellia brodricii</i>	Ostr	Ostreidae
Cgla	<i>Cerastoderma glaucum</i>	Pexi	<i>Parvicardium exiguum</i>
Cang	<i>Chaetopleura angulata</i>	Pmin	<i>Parvicardium minimum</i>
Cgib	<i>Chaetozone gibber</i>	Ppin	<i>Parvicardium pinnulatum</i>
Cstri	<i>Circulus striatus</i>	Psca	<i>Parvicardium scabrum</i>
Cirra	Cirratulidae	Pato	<i>Pleioplana atomata</i>
Cmol	<i>Cnemidocarpa mollis</i>	Ppom	<i>Polycarpa pomaria</i>
Cgi	<i>Corbula gibba</i>	Poly	<i>Polycirrus sp.</i>
Cspp	<i>Crassostrea spp.</i>	Plam	<i>Pomatoceros lamarcki</i>
Dcon	<i>Dodecaceria concharum</i>	Ppes	<i>Pseudamussium peslutrae</i>
Gmag	<i>Gibbula magus</i>	Ptes	<i>Pyura tessellata</i>
Himb	<i>Harmothoe imbricata</i>	Rdec	<i>Ruditapes decussatus</i>
Hdiv	<i>Hediste diversicolor</i>	Rphi	<i>Ruditapes philippinarum</i>
Harc	<i>Hiatella arctica</i>	Simp	<i>Scoletoma impatiens</i>
Hfau	<i>Hyalinoecia fauveli</i>	Spla	<i>Scrobicularia plana</i>
Hulv	<i>Hydrobia ulvae</i>	Smar	<i>Solen marginatus</i>
Ksub	<i>Kellia suborbicularis</i>	Ssol	<i>Spisula solida</i>
Lsav	<i>Leptochelia savignyi</i>	Spha	<i>Sphaerosyllis sp.</i>
Lpus	<i>Liocarcinus pusillus</i>	Ssub	<i>Spisula subtruncata</i>

ANEXO III (continuação)

Etiqueta	Espécie
Scra	<i>Stenothoe crassicornis</i>
Sboa	<i>Sthenelais boa</i>
Sshr	<i>Streblospio shrubsolii</i>
Tmur	<i>Trophonopsis muricatus</i>
Ueq	<i>Urticina eques</i>
Vver	<i>Venus verrucosa</i>
Vsax	<i>Venerupis saxatilis</i>
Vsen	<i>Venerupis senegalensis</i>

ANEXO IV - RELAÇÕES ALOMÉTRICAS

Relações alométricas utilizadas para converter as alturas medidas nos cortes das conchas de amêijoja-japonesa em comprimentos reais das conchas, por área de amostragem.

$$\text{Área A:} \quad L = 1,803848 Y^{0,9110}$$

$$\text{Área B:} \quad L = 1,663413 Y^{0,9426}$$

$$\text{Área C:} \quad L = 1,629296 Y^{0,9439}$$

ANEXO V - BIBLIOGRAFIA PARA IDENTIFICAÇÃO DOS ORGANISMOS

Guia de informação geral:

Hayward, P.J. & Ryland, J. S. (1996). *Handbook of the marine fauna of North-west Europe*. Oxford University Press, Oxford.

Bibliografia específica para cada grupo:

- GASTROPODA

Mosquera, E.R. (1983). *Moluscos de la ría de Vigo I: Gasterópodos*. Imprensa Universitaria, Santiago de Compostela.

- BIVALVIA

Mosquera, R., Schmitt, J.O. & Alvarez, E. (1989). *Moluscos de la ría de Vigo II: Poliplacóforos, bivalvos, escofópodos y cefalópodos*. Imprensa Universitaria, Santiago de Compostela.

- POLYCHAETA

Chambers, S. (1985). *Polychaetes from Scottish waters. 2. Families Aphroditidae, Sigalionidae and Polyodontidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edinburgh.

Fauchald, K. (1977). *The Polychaete worms: definitions and keys to the Orders, Families and Genera*. Natural History Museum of Los Angeles County, Los Angeles.

Fauvel, P. (1975). *Faune de France 5: Polychetes errantes*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris.

Fauvel, P. (1977). *Faune de France 16: Polychetes sedentaires*. Librairie de la Faculté des Sciences, Paris.

Pleijel, F. & Dales, R.P. (1991). *Polychaetes: British Phyllodoceans, Typhloscolecoideans and Tomopteroideans*. Synopses of the British fauna (New Series), n° 45. Academic Press, London.

Rainer, S.F. (1991). *The genus Nephtys (Polychaeta: Phyllodocida) of northern Europe: a review of species, including description of N. pulchra sp. n. and a key to the Nephtyidae*. *Helg. Meeres.*, 45: 65-96.

ANEXO V (continuação)

Ramberg, J.P. & Schram, T.A. (1982). *A systematic review of the Oslofjord species of Polydora Bosc and Pseudopolydora Czerniavsky, with some new biological and ecological data (Polychaeta: Spionidae)*. Sarsia, 68: 233-247.

Tebble, N. & Chambers, S. (1982). *Polychaetes from Scottish waters, 1. Family Polynoidae*. Royal Scottish Museum Studies, Edinburgh.

Woodham, A. & Chambers, S. (1994). *A new species of Chaetozone (Polychaeta, Cirratulidae) from Europe with a re-description of Caulleriella zetlandica (McIntosh)*. Mém. Mus. Natn. Hist. Nat., 162: 307-316.

- AMPHIPODA

Lincoln RJ (1979) *British marine Amphipoda: Gammaridea*. British Museum (Natural History), London.

Ruffo S (ed.) (1989) *The Amphipoda of the Mediterranean: Gammaridea. Part 1-3*. Mem. Inst. Oceanogr. Monaco, 13: 1-813.

- ISOPODA

Naylor, E. (1972). *British marine isopods*. Academic Press, London.

- CUMACEA

Jones, N.S. (1957). *Cumacea. Fiches d'Identification du Zooplancton, n^{os} 71 a 76*. Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Copenhaga, Dinamarca.

- CRUSTACEA DECAPODA

Falciai, L. & Minervini, R. (1995). *Guia de los crustáceos decápodos de Europa*. Ediciones Omega, Barcelona.

- ECHINODERMATA

Madsen, F.J. (1970). *West Africam Ophiuroids*. Atlantide Report, 11: 151-243.

ANEXO VI – COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS DA BAÍA DO SEIXAL

FILO CNIDARIA

CLASSE HEXACORALLIA

Hexacorallia n.i.

CLASSE HYDROZOA

Hydrozoa n.i.

FILO PLATYHELMINTHES

CLASSE TURBELLARIA

Turbellaria sp.

FILO NEMERTEA

Nemertea n.i.

FILO NEMATODA

Nematoda n.i.

FILO MOLLUSCA

CLASSE POLYPLACOPHORA

ORDEM LEPIDOPLEURIDA

FAMÍLIA LEPTOCHITONIDAE

Leptochiton asellus (Gmelin, 1791)

ORDEM CHITONIDA

FAMÍLIA CHAETOPLEURIDAE

Chaetopleura angulata (Spengler, 1797)

CLASSE GASTROPODA

ORDEM LITTORINIMORPHA

FAMÍLIA HYDROBOIIDAE

Hydrobia ulvae (Pennant, 1777)

ORDEM ANASPIDEA

FAMÍLIA AKERIDAE

Akera sp.

CLASSE BIVALVIA

ORDEM NUCULIDA

FAMÍLIA NUCULIDAE

Nucula sp.

ORDEM VENEROIDA

FAMÍLIA CARDIIDAE

Cerastoderma edule (Linnaeus, 1758)

Cerastoderma glaucum (Poiret, 1789)

Parvicardium minimum (Philippi, 1836)

Parvicardium pinnulatum (Conrad, 1831)

Cardiidae n.i.

FAMÍLIA SOLENIDAE

Solen marginatus Pulteney, 1799

FAMÍLIA SEMELLIDAE

Abra alba (W. Wood, 1802)

Abra nitida (O.F. Müller, 1776)

Abra segmentum (Récluz, 1843)

Scrobicularia plana (da Costa, 1778)

FAMÍLIA VENERIDAE

Ruditapes decussatus (Linnaeus, 1758)

Ruditapes philippinarum (Adams & Reeve, 1850)

Venerupis senegalensis (Gmelin, 1791)

ORDEM MYOIDA

FAMÍLIA CORBULIDAE

Corbula gibba (Olivi, 1792)

Bivalvia n.i.

FILO SIPUNCULA

Sipuncula n.i.

FILO ANNELIDA

CLASSE OLIGOCHAETA

Oligochaeta n.i.

CLASSE POLYCHAETA

ORDEM PHYLLODOCIDA

FAMÍLIA PHYLLODOCIDAE

Phyllodocidae n.i.

FAMÍLIA GLYCERIDAE

Glycera convoluta Keferstein, 1862

FAMÍLIA HESIONIDAE

Gyptis sp.

Microphthalmus sp.

FAMÍLIA NEREIDIDAE

Hediste diversicolor (O.F. Müller, 1776)

Nereididae n.i.

FAMÍLIA SYLLIDAE

Sphaerosyllis taylori Perkins, 1981

Exogone sp.

Parapionosyllis sp.

Syllidae n.i.

FAMÍLIA NEPHTYIDAE

Nephtys cirrosa (Ehlers, 1868)

Nephtys hombergii Savigny in Lamarck, 1818

Nephtys longosetosa Örsted, 1843

FAMÍLIA POLYNOIDAE

Harmothoe spA.

Harmothoe spB.

Harmothoe sp.

FAMÍLIA PHOLOIDAE

Pholoe inornata Johnston, 1839

FAMÍLIA SIGALIONIDAE

Sthenelais boa (Johnston, 1833)

ORDEM EUNICIDA

FAMÍLIA DORVILLEIDAE

Dorvillea sp.

ORDEM SPIONIDA

FAMÍLIA SPIONIDAE

Polydora ligni (Webster, 1879)

Pseudopolydora paucibranchiata (Okuda, 1937)

Streblospio shrubsolii (Buchanan, 1890)

Scolelepis sp.

ORDEM COSSURIDA

FAMÍLIA COSSURIDAE

Cossura coasta Kitamori, 1960

ORDEM CAPITELLIDA

FAMÍLIA CAPITELLIDAE

Capitella capitata (Fabricius, 1780)

Heteromastus filiformis (Claparède, 1864)

Notomastus latericeus Sars, 1851

ORDEM TERESELLIDA

FAMÍLIA AMPHARATIDAE

Alkmaria romijni Horst, 1919

Melinna palmata Grube, 1870

FAMÍLIA TERESELLIDAE

Lanice conchilega Pallas, 1766

Terebellidae n.i.

FAMÍLIA CIRRATULIDAE

Chaetozone sp.

Tharyx sp.

Aphelochaeta n.i.

Cirratulidae n.i.

ORDEM SABELLIDA

FAMÍLIA SERPULIDAE

Mercierella enigmatica (Fauvel, 1923)

Serpulidae n.i.

ORDEM POLYGORDIIDA

FAMÍLIA SACCOCIRRIDAE

Saccocirrus papillocercus Bobretzky, 1872

FILO ARTHROPODA

CLASSE PYCNOGONIDA

ORDEM PANTOPODA

FAMÍLIA PHOXICHILIDIIDAE

Anoplodactylus pygmaeus (Hodge, 1864)

CLASSE MALACOSTRACA

ORDEM MYSIDACEA

Mysidacea n.i.

ORDEM AMPHIPODA

FAMÍLIA AMPHILOCHIDAE

Amphilocheus neapolitanus Della Valle, 1893

FAMÍLIA AORIDAE

Microdeutopus gryllotalpa Costa, 1853

FAMÍLIA COROPHIIDAE

Monocorophium acherusicum (Costa, 1853)

FAMÍLIA MELITIDAE

Melita palmata (Montagu, 1804)

FAMÍLIA OEDICEROTIDAE

Synchelidium maculatum Stebbing, 1906

ORDEM ISOPODA

FAMÍLIA ANTHURIDAE

Cyathura carinata (Krøyer, 1847)

Isopoda n.i.

ORDEM CUMACEA

FAMÍLIA BODOTRIIDAE

Bodotria arenosa Goodsir, 1843

Bodotria scorpioides (Montagu, 1804)

ORDEM TANAIIDACEA

FAMÍLIA LEPTOCHELIIDAE

Heterotanais oerstedii (Krøyer, 1842)

FAMÍLIA NOTOTANAIIDAE

Tanaissus lilljeborgi (Stebbing, 1891)

ORDEM DECAPODA

FAMÍLIA PORTUNIDAE

Carcinus maenas (Linnaeus, 1758)

Liocarcinus navigator (Herbst, 1794)

FAMÍLIA CRANGONIDAE

Crangon crangon (Linnaeus, 1758)

Philocheras trispinosus (Hailstone, 1835)

CLASSE INSECTA

ORDEM DIPTERA

FAMÍLIA CHIRONOMIDAE

Chironomidae n.i.

FAMÍLIA TABANIDAE

Tabanidae n.i.

Diptera n.i.

FILO BRYOZOA

Bryozoa n.i.

FILO ECHINODERMATA

CLASSE STELLEROIDA

ORDEM OPHIURIDA

FAMÍLIA AMPHIURIDAE

Amphipholis squamata (Delle Chiaje, 1828)
