

UNIVERSIDADE DE LISBOA
FACULDADE DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL



**Análise de cenários de governança na gestão da apanha da
amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) em Portugal**

Pedro Miguel Oliveira Coelho

Mestrado em Ecologia Marinha

Dissertação orientada por:
Prof. Doutor José Guerreiro
Doutora Paula Chainho

2020

Agradecimentos

Gostaria de agradecer ao Professor Doutor José Guerreiro e à Doutora Paula Chaínho pela oportunidade de trabalhar com ambos e desenvolver este tema desafiante, assim como pela disponibilidade e cooperação que demonstraram durante todo o processo.

Aos projetos NIPOGES¹ e Cockles² pela oportunidade de fazer parte dos mesmos e pelo acesso a informação indispensável para a realização deste estudo.

Ao MARE por me terem acolhido, e em especial ao Fred, à Sara, à Joana, ao Joshua e ao Pedro por toda a ajuda e pelas experiências de campo.

Ao Filipe, ao Pedro, à Rita, à Sara e à Catarina por termos sido o melhor grupo de trabalho deste Mestrado, por terem estado sempre lá quando precisava e por me terem feito sentir em casa, são a minha família de Lisboa.

Ao gang da fila 4, Bárbara, Eunice, Té, Carlos e Rafa, foi convosco que iniciei esta aventura, obrigado pelos fantásticos anos na FCUP, por todas as aventuras e por continuarmos a ser uma família.

À minha família, em especial aos meus avós, padrinho e madrinha, por serem sempre o meu porto seguro e por estarem sempre quando preciso.

Aos meus pais, por me terem possibilitado passar estes anos em Lisboa, por me terem sempre ajudado e por me darem tudo o que podiam, devo-vos tudo, amo-vos.

À minha irmã, estamos sempre juntos, independentemente da distância que nos separa.

À Bia Paninho, por ser o meu amparo e a minha força, por estar sempre comigo, por me aturar nos momentos difíceis e partilhar os momentos felizes. Fizemos este percurso juntos e não teria conseguido sem ti, obrigado por seres a minha melhor amiga, por acreditares sempre em mim e por todo o amor e carinho, amo-te. *Home is where your heart is.*

¹ 2017 - 2020. NIPOGES – Estado atual das populações de amêijoas-japonesas da Ria de Aveiro, lagoa de Óbidos e estuários do Tejo e Sado – bases científicas para uma gestão sustentável do recurso (MAR-01.03.02-FEAMP-0013). Financiada pelo Programa Mar 2020.

² 2017 - 2020. Cockles – Recuperação das pescarias de berbigão e dos serviços dos ecossistemas associados no Espaço Atlântico (EAPA_458/2016). Financiada pelo Programa INTERREG Espaço Atlântico 2014-2020.

Resumo

A amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*, Adam & Reeve 1850) é uma espécie não-indígena que foi introduzida em Portugal na década de 80 para fins comerciais. Atualmente encontra-se presente em vários sistemas costeiros portugueses como a Ria de Aveiro, a Lagoa de Óbidos, o Estuário do Tejo e o Estuário do Sado. No Tejo observou-se recentemente um crescimento acentuado na distribuição e na abundância desta espécie, que resultou num aumento exponencial no número de apanhadores e no rendimento da atividade de exploração desta espécie. A apanha de amêijoa-japonesa está regulamentada apenas no estuário do Tejo, estando definidas as técnicas de apanha permitidas, o limite diário e o tamanho mínimo de captura. Verifica-se um incumprimento geral da legislação vigente, quer em relação à apanha, quer à comercialização, assim como das condicionantes decorrentes dos instrumentos de gestão territorial com incidência no estuário. O não cumprimento das normas sanitárias para a exploração e comércio de moluscos bivalves representa um risco para a saúde pública decorrente desta atividade. O objetivo deste trabalho é desenvolver um modelo de gestão para a exploração da amêijoa-japonesa que compatibilize o quadro legal e instrumentos de gestão territorial com o estado atual da atividade e que promova a sua prática sustentável. Nesse sentido, é analisado o quadro legal envolvendo a exploração de marisco e bivalves em Portugal, a regulamentação para apanha e comércio desta espécie, os instrumentos de gestão territorial em vigor nas áreas exploradas e estratégias de gestão aplicadas em França (modelo de gestão que visa conservação das espécies), Espanha (modelo de gestão que visa a conservação das espécies e modelo de co-gestão comunitária) e Itália (modelo de co-gestão por concessões), assim como cenários de gestão propostos para o Tejo (regime misto com áreas de concessão e áreas livres; regime livre; regime de zonamento de artes/técnicas de apanha). O modelo proposto neste trabalho para a gestão da apanha de amêijoa-japonesa no estuário do Tejo engloba o modelo de co-gestão por concessões e o regime misto com áreas de concessões e áreas livres, acrescentando medidas complementares de criação de infraestruturas e alterações ao quadro legal. Para os outros sistemas abordados neste trabalho onde a exploração desta espécie é menos intensa do que no Tejo, é proposto: a criação de regulamentação direcionada para a Ria de Aveiro e fiscalização da atividade; a implementação de um modelo de co-gestão com a participação ativa dos apanhadores na Lagoa de Óbidos; e a implementação de medidas de regulamentação de época de defeso e de quantidades máximas diárias para o estuário do Sado. Estes modelos deverão incluir a cooperação das pessoas envolvidas na exploração e comércio de amêijoa-japonesa, a monitorização da evolução da população de bivalves, o envolvimento de “stakeholders” e a compatibilidade com as condicionantes legislativas e dos instrumentos de gestão territorial das áreas exploradas.

Palavras Chave

Exploração de Bivalves – Estuário do Tejo – Quadro Legal – Instrumentos de Gestão Territorial – Modelos de Gestão

Abstract

The Manila clam (*Ruditapes philippinarum*, Adam & Reeve 1850) is a non-indigenous species that was introduced in Portugal in the 1980s for commercial purposes. Currently, it occurs in several Portuguese coastal systems such as Ria de Aveiro, Óbidos coastal lagoon, Tagus estuary and Sado estuary. A strong increase in the distribution and abundance of this species has been registered recently in the Tagus estuary, which resulted in an exponential growth in the number of harvesters and the yield of the exploitation of this species. The Manila clam harvesting is only regulated in the Tagus estuary, namely the harvesting techniques, daily harvesting quantities and minimum catch size. There is a general failure to comply with current legislation, both in relation to harvesting and marketing, as well as constraints arising from spatial planning tools in force on the estuary. The failure to comply with sanitary standards for the exploitation and trade of bivalve molluscs presents a risk to public health resulting from this activity. The aim of this work is to develop a management model for the exploitation of the Manila clam that reconciles the legal framework and spatial management tools with the current state of activity and promotes its sustainable practice. To achieve this goal, the legal framework involving the exploitation of seafood and bivalves in Portugal, the regulation for harvesting and trade of this species, the spatial management tools in force in the exploited areas and management strategies applied in France (management model aimed at species conservation), Spain (management model aimed at species conservation and community co-management model) and Italy (concession co-management model), as well as management scenarios proposed for the Tagus estuary (mixed regime with concession areas and free areas; free regime; zonation by harvesting techniques regime), were analysed. The model proposed in this work for the management of the harvesting of manila clam in the Tagus estuary includes the model of co-management by concessions and the mixed regime with concession areas and free areas, adding complementary measures to create infrastructures and changes to the legal framework. For the other systems addressed in this work, where the exploitation of this species is less intense than in Tagus, it is proposed: the creation of regulations directed to the Ria de Aveiro and surveillance of the activity; the implementation of a co-management model with the active participation of harvesters in Óbidos Lagoon; and the implementation of closed season regulation measures and maximum daily quantities for the Sado estuary. These models should include cooperation of people involved in the exploitation and trade of the Manila clam, a monitoring program of the bivalve population, the involvement of stakeholders and comply with the legislative framework and constrains of the spatial planning tools in force at the areas explored.

Keywords

Bivalve Exploitation – Tagus Estuary – Legal Framework – Spatial Planning Tools – Management Model

Índice

Agradecimentos	II
Resumo	III
Abstract	IV
Lista de Abreviaturas e Siglas	VII
1. Introdução	1
1.1. <i>Ruditapes philippinarum</i>	1
1.2. Distribuição mundial e introdução em Portugal	2
1.3. Impactes nas espécies nativas	2
1.4. Estado das populações de amêijoa-japonesa em Portugal	3
1.5. Modelos de governança de espaços e recursos marinhos	5
1.6. Objetivo do trabalho	6
2. Metodologia	7
3. Evolução da apanha e comercialização da amêijoa-japonesa em Portugal	10
3.1. Gestão da pesca de amêijoa-japonesa em Portugal	13
3.2. Evolução e estado atual da aplicação de medidas de gestão da apanha e comércio	13
3.3. Impactes ecológicos, económicos e sociais da pesca e do comércio da amêijoa-japonesa	14
4. Enquadramento legal da apanha e comércio da amêijoa-japonesa em Portugal	16
4.1. Inconformidades legais praticadas na apanha e comércio	19
5. Enquadramento institucional e de ordenamento de território	21
5.1. Planos de Ordenamento da Orla Costeira	22
5.2. Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas	22
5.2.1. Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Tejo (PORNET)	24
5.2.2. Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Sado (PORNES)	26
5.3. Plano Sectorial da Rede Natura 2000	27
5.4. Condicionantes não respeitadas pela atividade de exploração de <i>R. philippinarum</i>	27
6. Gestão da amêijoa-japonesa na União Europeia – casos de estudo em França, Espanha e Itália	29
7. Análise aos modelos de gestão	36
7.1. Proposta de Modelo de Gestão	38
8. Conclusões e considerações finais	40
Referências Bibliográficas	41

Lista de Figuras e Tabelas

Figura 1.1 – Exemplos de amêijoas-japonesas (*Ruditapes philippinarum*).

Figura 1.2 – Ria de Aveiro (A), Lagoa de Óbidos (B), Estuário do Tejo (C), Estuário do Sado (D) e respetiva localização em Portugal.

Figura 3.1 – Técnicas de apanha de amêijoas-japonesas utilizadas no estuário do Tejo em função da profundidade.

Figura 5.1 – Reserva Natural do Estuário do Tejo.

Figura 5.2 – Reserva Natural do Estuário do Sado.

Figura 5.3 – Zonagem das técnicas de apanha de amêijoas-japonesas utilizadas no estuário do Rio Tejo.

Tabela 2.1 – Documentos analisados em cada secção deste trabalho

Tabela 4.1 – Resumo dos principais diplomas legais que regulamentam a pesca de amêijoas-japonesas em Portugal.

Tabela 4.2 – Limites legais de Biotoxinas Marinhas, Contaminantes Orgânicos e Metais Contaminantes para a captura de moluscos bivalves.

Tabela 4.3 – Sistema de classificação das zonas estuarino-lagunares quanto aos níveis de contaminação microbiológica.

Tabela 4.4 – Classificação das zonas estuarino-lagunares abordadas neste trabalho.

Tabela 6.1 – Resumo das Medidas de Gestão aplicadas em cada Caso de Estudo e Classificação segundo a pertinência e possível eficácia para os sistemas portugueses.

Lista de Abreviaturas e Siglas

GRAL – “Gestione Risorse Alieutiche Lagunari” (Gestão de Recursos Pesqueiros Lagunares)

ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas

IGT – Instrumentos de Gestão Territorial

IPIMAR – Instituto de Investigação das Pescas e do Mar

PEOT – Plano Especial de Ordenamento de Território

POAP – Plano de Ordenamento de Área Protegida

POOC – Plano de Ordenamento da Orla Costeira

PORNET – Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Tejo

PORNES – Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Sado

PSRN2000 – Plano Sectorial da Rede Natura 2000

RNES – Reserva Natural do Estuário do Sado

RNET – Reserva Natural do Estuário do Tejo

SIC – Sítio de Importância Comunitária

ZPE – Zona de Proteção Especial

1. Introdução

A gestão de zonas costeiras e da exploração dos seus recursos renováveis é mundialmente reconhecida como uma questão importante e pertinente, e integra aspetos biológicos, económicos e sociais (Pastres et al., 2001; Bald et al., 2009). Estes sistemas estão sujeitos a vários tipos de pressões antrópicas como indústria, atividades portuárias, pesca e turismo o que dificulta o equilíbrio entre os interesses destas atividades económicas e das populações que estão dependentes das mesmas e a salvaguarda das características ecológicas e comunidades de seres vivos destes ecossistemas (Pastres et al., 2001; Bald et al., 2009). De entre os recursos que têm sido alvo de exploração nos sistemas costeiros estuarinos, destaca-se a amêijoja-japonesa (*Ruditapes philippinarum*, Adam & Reeve 1850). É uma espécie ideal para a captura comercial, devido à grande abundância, facilidade de captura, forte procura de mercado e fácil depuração (Levings et al., 2002). Tornou-se o alvo preferencial da indústria de produção de moluscos, o que impulsionou a sua introdução com sucesso por todo o globo, distribuindo-se atualmente muito além dos limites de seu habitat original (Melia et al., 2004; Melia & Gatto, 2005; Bald et al., 2009).

1.1. Amêijoja-japonesa (*Ruditapes philippinarum*)

A amêijoja-japonesa (Figura 1.1) é uma espécie de molusco bivalve comestível, nativa da região do Indo-Pacífico, da família Veneridae. As suas principais características são: concha sólida, equívale, ovoide e quadrangular, apresentando a margem posterior quase reta (FAO, 2019); cor e padrão extremamente variáveis entre branco, amarelo ou castanho claro, apresentando frequentemente manchas ou bandas concêntricas ou irregulares de tom mais escuro, um pouco polido; interior esbranquiçado, ocasionalmente de cor púrpura na região próxima ao umbo; comprimento até 8 cm (Nerlović et al., 2016).

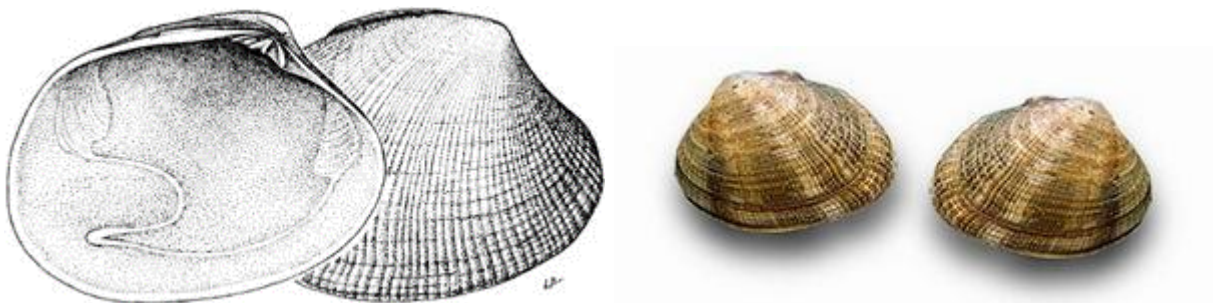


Figura 1.1 – Exemplares de amêijoja-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) (Fonte: FAO, 2019).

Esta espécie vive enterrada a cerca de 4 cm da superfície, em sedimentos arenosos e vasosos das zonas intertidais e subtidais. É um organismo eurialino que ocorre na região inferior dos estuários, suportando um grande espectro de salinidade entre 14 e 42, sendo o seu ótimo halino de 20 a 26 (Nie, 1991; Carvalho, 2017; FAO, 2019).

A amêijoja-japonesa é estritamente gonocórica. O período de reprodução varia de acordo com a área geográfica, mas observa-se normalmente um período de desova longo, iniciando-se no final da Primavera, ou início do Verão, e prolongando-se até ao Outono (Moura et al., 2017). Muitos fatores externos condicionam o sucesso do recrutamento no meio natural, tais como a temperatura, a salinidade e as correntes. A dispersão larvar é influenciada pela velocidade das correntes de maré e pelo vento (Sladonja et al., 2011).

É um molusco bivalve filtrador de alta eficiência, que consome plâncton e microrganismos transportados pela corrente (Nakamura et al., 2002).

1.2. Distribuição mundial e introdução em Portugal

A amêijoia-japonesa é uma espécie nativa do sudeste asiático com ampla distribuição no Oceano Índico e Pacífico, desde o Paquistão até à Federação Russa (FAO, 2019). 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 (Scarlato, 1981).

É uma espécie de molusco de considerável valor comercial e, devido às suas elevadas taxas de crescimento e à sua capacidade de tolerância a diversas condições ambientais, tem conseguido estabelecer-se satisfatoriamente em diversas regiões do Mundo, longe dos limites da sua distribuição geográfica natural (Melià et al., 2004; Melià & Gatto, 2005).

Na Europa, a sobrepesca e os rendimentos irregulares de espécies de amêijoas nativas, resultaram na importação da amêijoia-japonesa, que foi introduzida em França através de produção em aquacultura (Bodoy et al., 1981), distribuindo-se pelo sul da Grã-Bretanha (Inglaterra e Irlanda) e norte do Mediterrâneo (Espanha e Itália) (Garaulet, 2011).

A espécie foi introduzida em Portugal, pela primeira vez, na Ria Formosa há mais de duas décadas, devido à sua elevada produtividade (Ruano & Sobral, 2000). Posteriormente foi introduzida noutros sistemas costeiros portugueses, como a Ria de Aveiro, a Lagoa de Óbidos, os estuários do Tejo e Sado, entre outros (Ruano & Sobral, 2000; Gaspar, 2010; Velez et al., 2015).

Nos sistemas portugueses colonizados ocorre geralmente com baixa abundância, no entanto, as suas populações têm aumentado ao longo dos últimos anos (Carvalho, 2017). No Tejo observou-se, inclusive uma explosão demográfica desta espécie (Gaspar, 2010), o que levou a um aumento acentuado do número de apanhadores e a um elevado esforço de pesca (Ramajal et al., 2016).

1.3. Impactes nas espécies nativas

Alguns estuários e baías europeias, nomeadamente o estuário do Tejo, providenciaram as condições adequadas para que a amêijoia-japonesa apresentasse um comportamento invasivo: grande dispersão, rápido crescimento e competição por recursos com as espécies de bivalves nativas (Chainho, 2014; Chainho et al., 2015; Ramajal et al., 2016).

Um estudo recente sobre os padrões de biodiversidade bentónica no estuário do Tejo confirmou a extrema raridade da espécie nativa *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) (amêijoia-boia) comparativamente a *Ruditapes philippinarum* (Gaspar et al., 2018).

Noutros estuários e lagoas costeiras europeias, esta tendência resultou do facto da amêijoia-japonesa ocupar os mesmos nichos ecológicos da amêijoia-boia e relegar esta para áreas mais restritas (Bidegain & Juanes, 2013). Posteriormente, comprovou-se que esta característica, aliada a um espectro trófico mais alargado (Sorokin & Giovanardi, 1995), a uma taxa de desenvolvimento das gónadas mais elevada, permitindo uma atividade reprodutora mais intensa e um período reprodutivo mais longo (Delgado & Pérez-Camacho, 2007; Moura et al., 2018) e a condições ambientais favoráveis (Moura et al., 2018), conferem-lhe vantagens adaptativas em comparação com a espécie nativa, que resultaram no domínio de *R. philippinarum* no estuário do Tejo, apesar da sua exploração intensiva (Gaspar, 2010; Machado, 2015; Moura et al., 2017). 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 (Garaulet, 2011).

Na Lagoa de Venezia, a amêijoa-japonesa foi introduzida deliberadamente em 1983 (Cessari & Pellizzato, 1985) e graças à sua grande capacidade adaptativa, denotou uma rápida e ampla expansão na lagoa e em outros ambientes costeiros do Adriático (Pranovi et al., 2006). Ao longo dos últimos cinquenta anos, observou-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 (Pranovi et al., 2006). Estas alterações resultaram, não só do forte impacto que *R. philippinarum* exerceu no ecossistema (Libralato et al., 2004), mas também do impacto resultante da pesca com ganchorras hidráulicas na exploração deste recurso pesqueiro (Pranovi et al., 2004).

Também ao longo da costa atlântica francesa, a amêijoa-japonesa colonizou a maioria dos habitats e substituiu a amêijoa nativa europeia (Flye-Sainte-Marie et al., 2007). Na Bretanha (noroeste de França) (Laruelle et al., 1994) e em Cork Harbour (sul da Irlanda) (Xie & Burnell, 1994), estudos comprovaram vantagens adaptativas nos processos de reprodução, desova e maturação de *R. philippinarum* em relação a *R. decussatus*, o que se revelou um indício da futura dominância da espécie invasora em relação à espécie nativa. O recente estabelecimento desta espécie no Mar de Mármara, mais concretamente no Golfo de Bandırma, tem-se revelado uma ameaça séria para a amêijoa-boia, que domina as águas turcas (Tunçer et al., 2004; Genez et al., 2015).

Similarmente, vários outros estudos reportam o potencial da amêijoa-japonesa em se sobrepor competitivamente a espécies autóctones de amêijoa e estabelecer populações em diversas áreas geográficas, com condições ambientais adequadas para esta espécie (Jensen et al., 2004; Pranovi et al., 2006; ICES, 2008; Genez et al., 2015; Moura et al., 2018).

1.4. Estado das populações de amêijoa-japonesa em Portugal

Após a introdução na década de oitenta na Ria Formosa, a amêijoa-japonesa expandiu-se a outros ecossistemas estuarinos e lagunares como a Ria de Aveiro, a Lagoa de Óbidos, o Estuário do Tejo e o Estuário do Sado (Figura 1.2) (Chiesa et al., 2016).

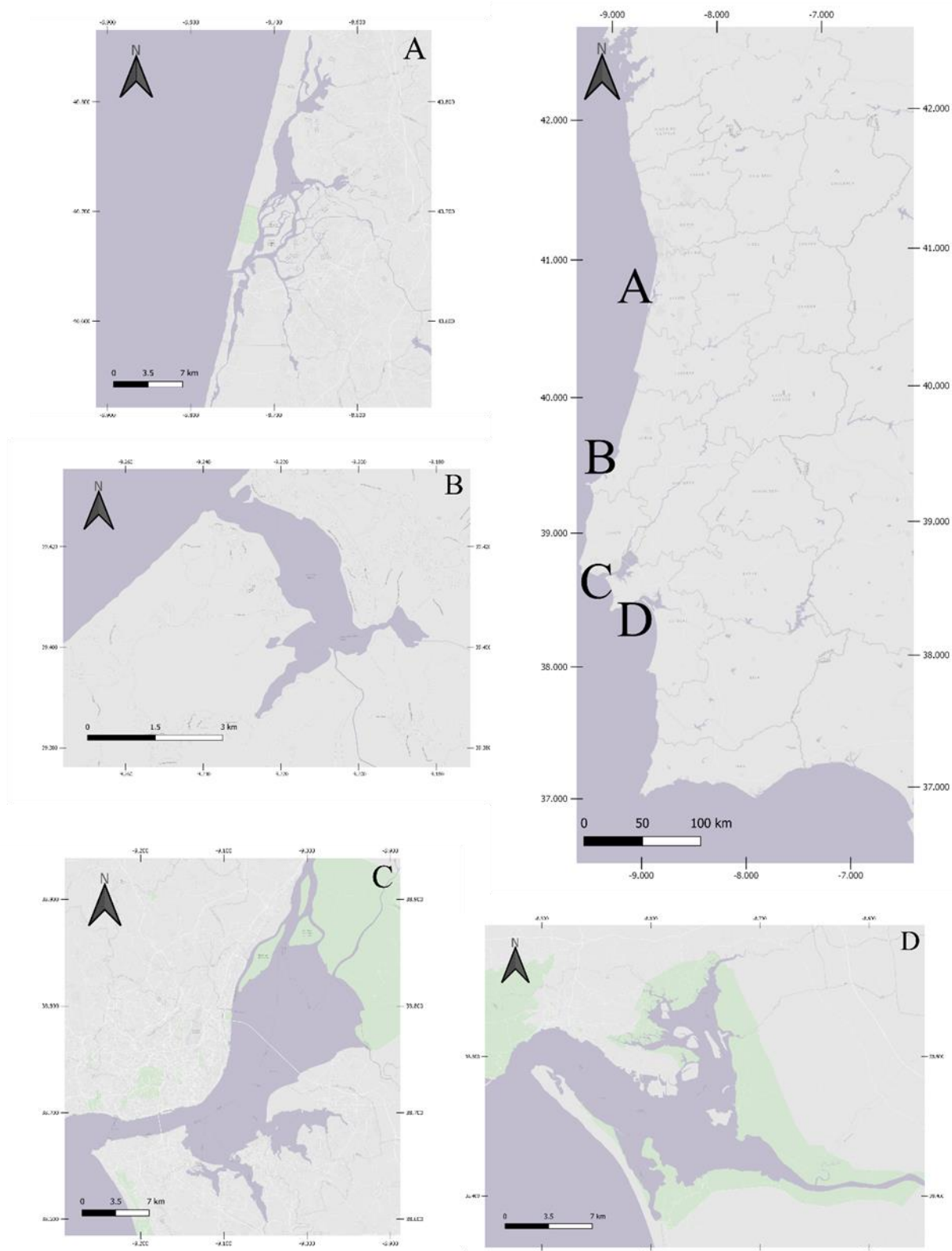


Figura 1.2 – Ria de Aveiro (A), Lagoa de Óbidos (B), Estuário do Tejo (C), Estuário do Sado (D) e respetiva localização em Portugal.

No estuário do Tejo, estudos recentes mostram que se encontra bem distribuída, normalmente em zonas de menor profundidade e baixas concentrações de oxigénio dissolvido (Carvalho, 2017). Comparativamente a outras espécies, verifica-se que é a mais abundante e apresenta uma área de distribuição mais alargada, maioritariamente na zona intermédia do estuário e baías, comparativamente

a outras espécies com interesse comercial (e.g. lambujinha, berbigão, pé-de-burro e amêijoia-boa) (Carvalho, 2017). A dominância de *R. philippinarum* na comunidade macrobentónica, estabelecida ao longo do sistema, é um indicador de que o seu estabelecimento foi bem sucedido, devido ao seu carácter invasivo e tolerância a diversos tipos de habitat, bem como a condições ambientais variáveis, o que faz com que a sua abundância seja elevada em várias áreas do estuário (Carvalho, 2017).

Carvalho (2017) também concluiu que a população de amêijoia-japonesa no estuário do Tejo está bem estruturada, com um recrutamento eficiente e uma boa representação de indivíduos adultos, com a maioria de indivíduos abaixo do tamanho mínimo de captura. No entanto, os dados da monitorização da população realizada em 2018 indicam que, apesar do rendimento de pesca se manter semelhante aos anos anteriores, a estrutura demográfica da população, alterou-se significativamente, com a dominância de indivíduos subdimensionados (Gaspar et. al, 2018).

A espécie também é abundante, mas não dominante, no estuário do Sado e na Ria de Aveiro (Chainho, 2014), onde foi introduzida em 2009 e 2011 (Projeto Gepeto, 2014), respetivamente, com a finalidade de aumentar a produção aquícola. Desde a sua introdução nestes sistemas, tem-se verificado uma rápida dispersão espacial, evidenciando a sua preferência por habitats pouco profundos (até 3 metros de profundidade) (Projeto Gepeto, 2014). Na Ria de Aveiro, a amêijoia-japonesa pode ser encontrada no Canal de Ovar, Canal de Mira, Canal de Ílhavo e Canal Principal, sendo que é no Canal de Ovar que se encontra o maior número de indivíduos (Projeto Gepeto, 2014).

Na Lagoa de Óbidos, um estudo recente revelou que, apesar de já se encontrar bem estabelecida, a espécie ainda não representa uma ameaça para a espécie nativa *R. decussatus*, apresentado um desempenho a nível do ciclo reprodutivo semelhante (Duarte, 2018), existindo, inclusive, a possibilidade de hibridização entre as espécies (Hurtado et al., 2011).

Atualmente existem grandes dificuldades em gerir as atividades da apanha e comercialização desta espécie devido a diversos fatores, tais como a falta de licenciamento e utilização de técnicas ilegais de apanha, ausência de zonas de transposição³ designadas, bem como de regulamentação específica para diversos sistemas aquáticos onde a espécie ocorre e é explorada comercialmente.

A elevada importância socioeconómica direta desta atividade é largamente reconhecida, requerendo a adoção de modelos de governança de gestão de pescas de moluscos bivalves marinhos, assim como regulamentação específica para esta atividade, tendo em conta a dicotomia impacto ambiental/pressão socioeconómica, de uma atividade com uma importância regional e nacional crescente (Ramajal et al., 2016).

1.5. Modelos de governança de espaços e recursos marinhos

A governança de espaços e recursos marinhos consiste na gestão das atividades dos stakeholders nestas zonas, através da adoção de modelos de governança colaborativos, cooperativos e integrativos, baseados numa abordagem científica, permitindo às organizações (públicas, privadas e cívicas) possuir um melhor conhecimento do estado atual, características e tendências futuras dos recursos marinhos (Paquet, 1999).

³ Zona de transposição — qualquer parte do território marinho, lagunar ou de estuário, aprovada pela autoridade administrante da área dominial em causa, mediante proposta do IPIMAR, claramente delimitada e assinalada por balizas, estacas ou qualquer outro material fixo e exclusivamente consagrada à depuração natural de moluscos bivalves vivos (Decreto-Lei nº 293/98, de 18 de setembro).

O termo “Governança” surge no dicionário da Porto Editora⁴ como “forma de governar baseada no equilíbrio entre o Estado, a sociedade civil e o mercado, ao nível local, nacional e internacional”, tratando-se de uma definição simples para um conceito complexo. Este foi promovido pela primeira vez pelo Banco Mundial em 1992 como “a maneira na qual o poder é exercido na gestão da economia e recursos sociais de um país para o seu desenvolvimento (World Bank, 1992). Desde então têm surgido vários estudos sobre este tema que propõem definições mais abrangentes bem como os ideais a seguir para a sua boa prática.

Assim, “Governança” é o exercício da autoridade económica, política e administrativa para gerir os assuntos de um país a todos os níveis e compreende as interações entre estruturas, mecanismos, processos, instituições e tradições que determinam como o poder e as responsabilidades são exercidas, como as decisões são tomadas e como cidadãos ou outras partes interessadas (*stakeholders*) podem participar, articular os seus interesses, exercer os seus direitos legais, cumprir as suas obrigações e mediar as suas diferenças (UNDP, 1997a, b; Graham et al., 2003; Lockwood et al., 2010).

A continuação do estudo do tema levou a análises mais profundas que dividiram o conceito em várias áreas e levaram ao surgimento de novos termos (Grilo, 2011). Um dos quais é “Nova Governança”, que descreve um modo de governar que favorece abordagens colaborativas entre atores governamentais e não governamentais do setor privado e da sociedade civil (Howlett & Rayner, 2006; Lockwood et al., 2010).

1.6. Objetivo do trabalho

O objetivo central deste trabalho é identificar um possível modelo de gestão para a apanha da amêijo-japonesa em Portugal, que tenha em consideração a melhor compatibilidade ou adaptabilidade do quadro legal e instrumentos de gestão territorial, com a situação real no terreno e que resulte na prática sustentável desta atividade, tendo em conta a relevância sócio-económica que a mesma já adquiriu.

⁴ Infopédia – Dicionários Porto Editora <https://www.infopedia.pt/dicionarios/lingua-portuguesa/governan%C3%A7a> (Consultado em Janeiro de 2019).

2. Metodologia

Neste trabalho será analisada o quadro legal envolvendo a apanha de marisco e bivalves em Portugal, nomeadamente na lagoa de Óbidos, na Ria de Aveiro e nos estuários do Tejo e Sado e para a espécie *Ruditapes philippinarum*, bem como a regulamentação da exploração desta espécie desde a apanha até ao comércio. Também serão identificados os instrumentos de gestão territorial em vigor nas áreas mencionadas, bem como estratégias de gestão aplicadas em casos semelhantes noutros países da União Europeia e modelos de gestão propostos anteriormente para Portugal (Tabela 2.1).

Tabela 2.1 – Documentos analisados em cada secção deste trabalho.

	Cenário Atual de Exploração	Quadro Legal	Instrumentos de Gestão Territorial ⁵	Casos de estudo na União Europeia	Modelos de Gestão propostos para Portugal
Bibliografia	Ria de Aveiro: Projeto Gepeto, 2014; Estuários do Tejo e do Sado: Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017; Lagoa de Óbidos: Duarte, 2018.	Portaria nº 1228/2010, de 6 de dezembro – Regulamento da Apanha. Portaria nº 85/2011, de 25 de fevereiro – Regulamento de Pesca nas Águas Interiores Não Marítimas do Rio Tejo. Portaria nº 14/2014, de 23 de janeiro – Regulamento de Pesca Lúdica Portaria nº 1421/2006, de 21 de dezembro – Regulamento de produção e comercialização de moluscos bivalves,	Lei nº48/98, de 11 de agosto – Lei de bases da política de ordenamento de território e de urbanismo. Lei nº31/2014, de 30 de maio – Lei de bases gerais da política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo. Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Tejo: Resolução do Conselho de Ministros nº 177/2008, de 24 de novembro;	França (Baía de Arcachon): Bell et al., 2006; Bald et al., 2009; Espanha (Estuários de Plentzia e de Mundaka, Baía de Santander, Marismas de Santoña, Galiza): Bald & Borja, 2002; Molares & Freire, 2003; Juanes et al., 2012; Bidegain et al., 2013;	Chainho et al., 2016 – Relatório do projeto “Amêijoas-japonesa – Estado atual da população do estuário do Tejo, impactos e gestão da apanha”. Diagnóstico e recomendações.

⁵ Foram também analisados os mapas de condicionantes dos Planos de Ordenamento da Orla Costeira Ovar - Marinha Grande (Ria de Aveiro); Alcobaça - Mafra (Lagoa de Óbidos) e Sintra - Sado (Estuários do Tejo e do Sado), no entanto esta informação não foi considerada relevante para o trabalho (Capítulo 5.1.).

		equinodermes, tunicados e gastrópodes marinhos vivos. Despacho nº 2102/2019, de 1 de março – Classificação das zonas estuarino-lagunares de produção de moluscos bivalves segundo os níveis de contaminação microbiológica nos bivalves.	Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Sado: Resolução do Conselho de Ministros nº 182/2008, de 24 de novembro; Plano Sectorial da Rede Natura 2000: Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008, de 21 de julho.	Itália (Sacca di Goro e Lagoa de Venezia): Pellizzato & Da Ros, 2005; Vincenzi et al., 2006; Vincenzi et al., 2011; Brusà et al., 2013.	
--	--	---	---	---	--

A gestão dos recursos marinhos tem como meta a exploração sustentável dos mesmos, o que só se torna possível se nove princípios de governança forem colocados em prática (UNDP, 1997a, b):

1. Participação de todas as instituições legítimas na representação dos seus interesses;
2. Cumprimento da lei para assegurar o respeito pelos direitos humanos;
3. Transparência dos processos de tomada de decisão;
4. Capacidade de resposta a um ambiente socioeconómico dinâmico;
5. Orientação consensual para uma posição comum que reflète vários interesses;
6. Equidade nas oportunidades para melhorar e manter o bem-estar;
7. Eficácia e eficiência das instituições na produção de resultados que atendam às necessidades da sociedade;
8. Assunção de responsabilidade dos decisores;
9. Visão estratégica para uma boa gestão e para o desenvolvimento humano.

A apanha de amêijoia-japonesa (*R. philippinarum*) no estuário do Tejo tem levantado várias questões relacionadas com os modelos de governança em prática para gerir esta atividade (Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017). Olhando para os princípios anteriormente mencionados e comparando-os com estudos recentes que caracterizam esta atividade (Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017), conclui-se que nenhum está a ser posto em prática, devido à ocorrência de várias situações (entre parênteses os princípios em incumprimento):

- Falta de associativismo entre os vários intervenientes na atividade (1 e 5);
- Prática de várias ilegalidades em todo o processo (apanha, depuração, transporte e comércio) e surgimento de “máfias” ligadas à atividade (1, 2, 3, 6, 7 e 9);
- Modelo de gestão que beneficia a existência de um mercado paralelo ilegal (2, 3, 5, 6, 7 e 9);
- Regulamentação e gestão que não vão ao encontro aos interesses dos intervenientes e não beneficiam a atividade (2, 4, 5, 7 e 9);
- Autoridades incapazes de gerir, regular, monitorizar e fiscalizar a atividade (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 e 9);

Este estudo analisa as problemáticas aqui apresentadas, procurando dar respostas às mesmas através da proposta de um modelo de gestão para a apanha de amêijoia-japonesa em Portugal.

O presente trabalho foi enquadrado no âmbito do projeto “NIPOGES – Estado atual das populações de amêijoia-japonesa da Ria de Aveiro, lagoa de Óbidos e estuários do Tejo e Sado – bases científicas para uma gestão sustentável do recurso⁶”, que procura analisar o estado atual das populações de amêijoia-japonesa da Ria de Aveiro, lagoa de Óbidos e estuários do Tejo e Sado. Este projeto tem como objetivo promover o conhecimento científico para apoiar propostas de regulamentação e gestão de uma pesca sustentável de *R. philippinarum*.

⁶ NIPOGES – <https://ameijoajaponesa.com/projects/nipoges/>

3. Evolução da apanha e comercialização da amêijoia-japonesa em Portugal

A exploração de moluscos bivalves no estuário do Rio Tejo tem sido uma atividade relevante ao longo de toda a história de ocupação humana e constituiu, desde sempre, uma atividade de grande importância socioeconómica (Ramajal et al., 2016). Esta foi dirigida ao longo dos anos a diversas espécies, como a ostra (*Crassostrea* spp.), a lambujinha (*Scrobicularia plana*), o berbigão (*Cerastoderma* spp.) e a amêijoia-boa (*R. decussatus*), nas regiões intermédias e superiores do sistema estuarino, a amêijoia-macha (*Venerupis senegalensis*), junto à embocadura do estuário e, mais recentemente, à amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*), na região intermédia do estuário (Ramajal et al., 2016).

A exploração destas espécies foi particularmente afetada pelos níveis de contaminação microbiológica e por metais verificados neste estuário, que impõem restrições à sua comercialização (Despacho n.º 2102/2019) e pela diminuição das populações de algumas espécies, como a amêijoia-boa e a amêijoia-macha (Ramajal et al., 2016). Esta diminuição levou à interdição da captura de amêijoia-boa (Portaria n.º 85/2011), sendo simultaneamente autorizada a captura de amêijoia-japonesa (Ramajal et al., 2016).

A mesma situação foi descrita para a amêijoia-macha noutros sistemas de águas salobras, como a Ria de Aveiro, onde a diminuição da população, entre 2001 e 2006, evidenciou indícios de exaustão dos bancos da espécie, o que contrastava com o poder de recuperação que tinha permitido a sua exploração ao longo de vários anos (Maia et al., 2006a, b; Ramajal et al., 2016). No entanto, atualmente, a apanha de moluscos bivalves na Ria de Aveiro continua a centrar-se em amêijoia-macha, assim como em amêijoia-boa e berbigão, sendo a exploração de amêijoia-japonesa menos intensa (Projeto Gepeto, 2014).

O aparecimento de uma grande abundância de amêijoia-japonesa e da sua ampla distribuição na zona intermédia do estuário do Rio Tejo e o facto de se ter tornado apelativa em termos económicos (Garulet et al., 2011) alterou a realidade da pesca de bivalves neste sistema estuarino, levando a um aumento exponencial no número de apanhadores dedicados à sua captura e ao uso de novas artes de pesca (Ramajal et al., 2016). A principal atividade de apanha de bivalves exercia-se anteriormente na zona jusante do estuário, sendo a apanha dirigida à amêijoia-macha, maioritariamente capturada com ganchorra com sarilho e mergulho com escafandro autónomo (Ramajal, 2012).

A partir de 2010 verificou-se um decréscimo significativo das populações de amêijoia-macha, o que levou à paragem da quase totalidade das embarcações envolvidas nesta atividade (Ramajal, 2012) e originou mudanças muito significativas no cenário da pesca de bivalves no Tejo (Ramajal et al., 2016). A comunidade piscatória passou a empregar os seus esforços e recursos na apanha de amêijoia-japonesa, tendo aumentado consideravelmente o número de apanhadores, a maioria dos quais não licenciados (Ramajal et al., 2016). Entre 2010 e 2014 a quantidade média anual de amêijoia capturada foi metade da verificada nos anos anteriores e o rendimento médio anual foi um terço (Carvalho et al., 2019). No entanto, a partir de 2015 estes valores subiram exponencialmente devido à elevada densidade populacional de amêijoia-japonesa e ampla distribuição no estuário do Tejo, bem como ao aumento acentuado do número de apanhadores (Carvalho et al., 2019).

Também para estas alterações na apanha de bivalves, contribuíram fenómenos socioeconómicos, como a crise financeira que assolou o país a partir de 2008 e gerou taxas mais elevadas de desemprego, particularmente notórias a partir de 2011 (Carvalho, 2017).

Como já referido anteriormente, ocorreu uma transferência da comunidade piscatória que explorava a amêijoia-macha para a captura da amêijoia-japonesa e o número de apanhadores foi ainda incrementado por novos mariscadores não licenciados, devido ao fácil acesso às áreas de apanha (Ramajal et al., 2016). Apesar da maioria dos apanhadores usar técnicas de apanha apeadas e utensílios simples e rudimentares,

o volume de capturas mais significativo resulta do uso de técnicas ilegais, como a ganchorra e o mergulho com escafandro autónomo (Ramajal et al., 2016) (Figura 3.1).

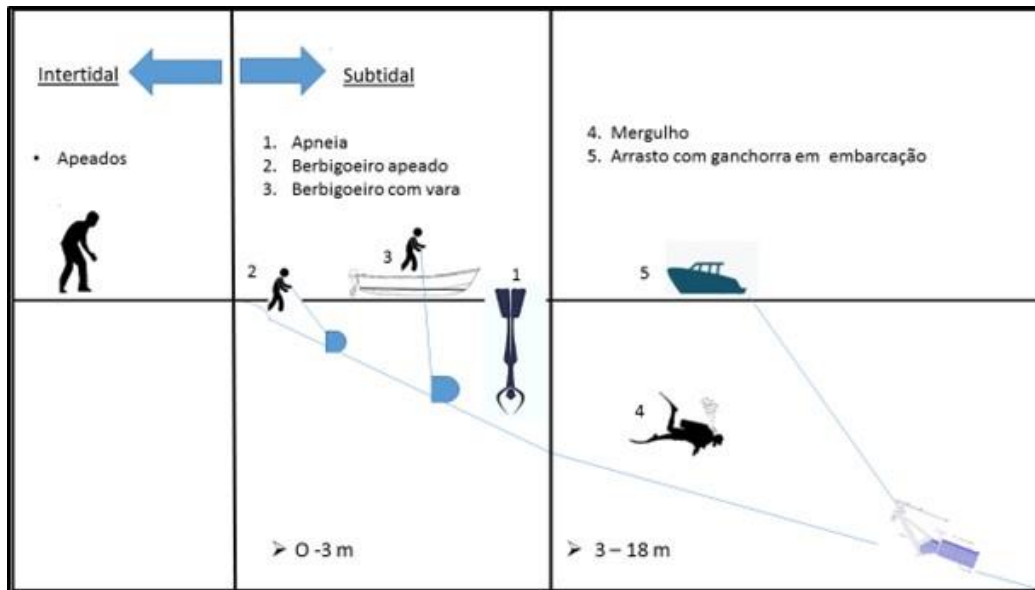


Figura 3.1 – Técnicas de apanha de amêijoja-japonesa utilizadas no estuário do Tejo em função da profundidade (Fonte: Ramajal et al., 2016).

Foram estimados cerca de 1700 apanhadores de amêijoja-japonesa no estuário do Rio Tejo em 2014/2015 (Ramajal et al., 2016). As zonas intertidais, localizadas na proximidade de zonas urbanas, são as mais frequentadas por estes apanhadores, devido ao fácil acesso aos locais de ocorrência da espécie, o que levou ao aparecimento de novos apanhadores, tais como imigrantes, desempregados, pessoas com profissões não ligadas ao marisqueio e apanhadores lúdicos, todos não licenciados, para a apanha desta espécie (Ramajal et al., 2016). Parte destes apanhadores já eram mariscadores, na arte da ganchorra com sarilho, uma comunidade que chegou a ter 300 apanhadores dedicados à captura de amêijoja-macha (Ramajal, 2012). Ao contrário da apanha de amêijoja-macha com sarilho, que exigia um elevado esforço físico e era praticada exclusivamente por homens na faixa etária dos 20 aos 40 anos (Ramajal, 2012), a apanha de amêijoja-japonesa é caracterizada por uma elevada diversidade etária, variável em função do tipo de apanha (Carvalho, 2017).

Nos apanhadores apeados a composição etária é mais abrangente e heterogénea, atravessando todas as classes etárias, desde os mais jovens com idade inferior a 20 anos até os indivíduos com mais de 60 anos, devido ao reduzido esforço físico e facilidade de acesso (Carvalho, 2017). Para as outras técnicas, tanto a apanha com berbigoeiro como com o mergulho com escafandro autónomo, a heterogeneidade é menor (Carvalho, 2017). Para ambas as artes não foram identificados apanhadores com idade inferior a 20 anos e, em ambos os casos, a faixa etária mais predominante é entre os 30 e os 40 anos (Carvalho, 2017). A apanha com berbigoeiro e com utilização de mergulho com escafandro autónomo exigem um maior investimento físico e monetário, sendo necessário uma maior profissionalização e compromisso por parte dos apanhadores (Carvalho, 2017).

A maioria dos apanhadores de amêijoja-japonesa exerce a atividade de uma forma permanente e continuada, cerca de 75% dos apanhadores praticam a apanha de bivalves durante 5 ou mais dias por semana, ao longo de todo o ano (Ramajal et al., 2016). Foi estimado um volume anual de capturas compreendido entre cerca 4.000 e 17.000 t e correspondente a um valor anual na ordem de 10.000.000 a 23.000.000 € de vendas pelos apanhadores (Ramajal et al., 2016).

Para além de grande parte dos apanhadores não estar licenciado para exercer a apanha, a maioria dos que possuem licença, pratica com recurso a arrasto com ganchorra, que é uma atividade não licenciada (Carvalho, 2017). Esta técnica é a que captura maior quantidade de amêijoa, com uma média a rondar os 350 Kg/dia, mas é também técnica com o menor preço por quilograma praticado (Carvalho, 2017). Este menor valor económico deve-se à oferta em maiores quantidades e aos danos causados pela técnica de arrasto nos exemplares capturados, que frequentemente apresentam mortalidade e danos nas conchas (Carvalho, 2017). Esta venda a preços inferiores introduz desequilíbrio no mercado de venda desta espécie, uma vez que desvaloriza o recurso (Carvalho, 2017).

A exploração maioritariamente ilegal deste recurso contribui ainda para o estabelecimento de uma economia paralela e diretamente em conflito com uma atividade sustentável e controlada (Carvalho, 2017) como se pode verificar pelo facto da grande maioria das vendas ser efetuada a intermediários e não em lotas (Ramajal et al., 2016).

Apesar disso, representa um recurso com elevado valor económico para a região, envolvendo um universo alargado de pessoas, incluindo fornecedores de material, apanhadores, intermediários, depuradoras e estabelecimentos de venda ao público (Ramajal et al., 2016). Verifica-se ainda uma venda de proximidade de amêijoa-japonesa que não passa pelos centros de depuração e expedição, constituindo um grave perigo para a saúde pública (Ramajal et al., 2016). As autoridades fiscalizadoras têm sido ineficientes no controlo desta atividade, em parte por não terem meios humanos e logísticos suficientes para cobrir uma área extensa onde ocorre a apanha de bivalves e pelo número e dispersão de pessoas envolvidas (Ramajal et al., 2016).

A amêijoa-japonesa é vendida pelo apanhador entre 0,8 e 4,0 € / kg e chega ao consumidor final a preços que podem variar entre 8,0 e 12,0 €/kg (Ramajal et al., 2016). 90% das capturas de amêijoa-japonesa são expedidas para Espanha, podendo representar 9.000 t/ano, sem controlo por parte das autoridades, estando as mais-valias deste recurso e atividade a ser maioritariamente deslocalizadas para o país vizinho (Ramajal et al., 2016).

Ao contrário do estuário do Tejo, no estuário do Sado (Chainho, P., com. pess.) e na Lagoa de Óbidos (Duarte, 2018) a exploração de amêijoa-japonesa não tem muita expressão e os apanhadores que praticam esta atividade estão licenciados e recorrem a técnicas de apanha permitidas nestes sistemas.

3.1. Gestão da pesca de amêijoja-japonesa em Portugal

A exploração dos recursos marinhos é uma atividade essencial para as comunidades costeiras (Oliveira et al., 2013). A apanha de bivalves representa uma parte significativa dos organismos explorados (Carvalho, 2017). A gestão deste recurso é complexa e compreende vários objetivos como a conservação do meio natural, a preservação das funções e serviços ecológicos e a sustentabilidade ambiental e económica das indústrias com base na recolha comercial de recursos como peixes ou bivalves (Vincenzi et al., 2006).

A gestão das pescas é uma gestão de pessoas, no entanto as comunidades recurso-dependentes permaneceram muitas vezes politicamente, culturalmente e socioeconomicamente marginalizadas (Brook & McLachlan., 2005; Lam & Borch, 2011; Leite & Gasalla, 2013), sendo necessário promover uma gestão integrativa e participada. Para isso é obrigatória uma boa capacidade de diálogo e cooperação porque, de acordo com Arlinghaus & Mehner (2005), os pescadores geralmente concordam com os instrumentos de gestão que tenham uma baixa probabilidade de autorrestrrição e discordam das medidas que tenham uma alta probabilidade de autorrestrrição (Barcellini et al. 2013), isto é, aceitam mais facilmente medidas que não tenham grande impacto na sua atividade mas discordam de medidas que imponham limites à sua atividade

Um modelo de gestão de pescas tradicionais não integrativo nem participativo, ocorre quando são impostos certos objetivos – por exemplo, objetivos puramente biológicos – no sentido “top-down” sem serem considerados os meios de subsistência dos pescadores (Carvalho, 2017). Neste caso, é improvável que a gestão e a execução sejam bem-sucedidas, uma vez que os pescadores, usando uma abordagem não-participativa, não concordam nem cooperam. Em geral, esta forma de conduta leva a mais conflitos entre os pescadores e os decisores (Leite & Gasalla, 2013).

É, por isso, necessária uma gestão ativa e eficaz da apanha de bivalves, de forma a promover uma exploração sustentável destes recursos e combater o recurso à ilegalidade e a existência de mercados paralelos, como é o caso atual no estuário do Tejo (Carvalho, 2017).

3.2. Evolução e estado atual da aplicação de medidas de gestão da apanha e comércio

Em Portugal não há um modelo de gestão claro para a amêijoja-japonesa e a regulamentação tem sido adaptada pontualmente onde há maior pressão de apanha (Carvalho, 2017). Apesar da existência de legislação, todo o circuito comercial, desde a apanha, depuração, transporte e comércio tem sido alvo de uma gestão deficitária, quer pela dimensão da atividade, em expansão, que envolve um número cada vez maior de pessoas, na sua maioria ilegais, quer pelos meios humanos e logísticos limitados das autoridades fiscalizadoras (Ramajal et al., 2016).

A etapa seguinte será decidir um modelo de governança e gestão do recurso mais apropriado à realidade nacional, retirando informação do que tem ocorrido noutros países e noutras espécies. Por exemplo, a apanha de percebe (*Pollicipes pollicipes*) na costa Portuguesa tem sido alvo de trabalho direcionado para pensar em modelos alternativos de gestão, considerando as lacunas do ponto de vista da gestão da apanha de um recurso com elevado valor económico e as questões sociais sensíveis (Ramajal et al., 2016). Uma das soluções propostas foi a co-gestão, ou seja, uma gestão partilhada entre os apanhadores e as autoridades com competência sobre esta atividade (Cruz et al., 2015), tendo em conta que este modelo tem demonstrado resultados positivos em Espanha (Rivera et al., 2014).

O desafio para gestores de recursos e para as entidades decisoras nesta área resulta da escolha de formas de gestão e governança mais apropriadas para a pesca de pequena escala de águas costeiras (Carvalho,

2017). Alguns estudos (Tawakeet al., 2001; Pomeroy & Viswanathan, 2003) demonstraram que uma abordagem de gestão mais participada pelas comunidades piscatórias reduz os conflitos e gera boas perspectivas para uma gestão sustentável dos recursos (Pomeroy et al., 2007). Demonstrem também que o modelo de gestão centralizado, “command-and-control”, não tem conseguido resolver os problemas, nem promover o desenvolvimento da pesca, criando conflitos com as autoridades (Pomeroy et al., 2007). Como o caso do estuário do Tejo, onde é perceptível as dificuldades deste modelo de gestão pelos resultados de estudos recentes (Carvalho, 2017), particularmente pelo fraco o conhecimento da regulamentação, bem como pelos vários pedidos para atribuição de licenças e legalização, a que se aliam as reclamações sobre a intervenção das autoridades (Carvalho, 2017)

No entanto, na perspectiva de se desenvolver um modelo de gestão adequado não se pode apenas considerar a perspectiva socioeconómica, é necessário otimizar o aspeto económico e o mercado, mas também a preservação do ecossistema (Solidoro et al. 2003).

Estudos recentes enumeram várias situações que dificultam a gestão da apanha e do comércio da apanha de *R. philippinarum* no estuário do Tejo (Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017):

- Grande expansão da atividade num curto espaço de tempo;
- Envolvimento de um grande número de pessoas;
- Prática de várias ilegalidades em todo o processo (apanha, depuração, transporte e comércio);
- Existência de um mercado paralelo, inclusive para fora do país;
- Intervenientes possuem pouco conhecimento sobre a biologia da espécie, sobre a legislação em vigor e sobre a classificação da zona de produção de moluscos bivalves e significado desta;
- Ausência de associativismo entre os intervenientes;
- Ausência de legislação mais específica para espécie, bem como para outros sistemas estuarinos;
- Meios humanos e logísticos limitados das autoridades fiscalizadoras.

3.3. Impactes ecológicos, económicos e sociais da pesca e do comércio da amêijoia-japonesa

A amêijoia-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 (Sgro et al., 2005).

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 (Gutiérrez et al., 2003). Criam também uma diversidade de novos micro-habitats em forma de cavidades vazias da concha ou interstícios entre conchas próximas (Gutiérrez et al., 2003), 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, afetando o transporte de partículas e solutos (Gutiérrez et al., 2003). 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 (Caraco et al., 1997; Brastviken et al., 1998; Pace et al., 1998; Strayer et al., 1999; Thorp & Casper, 2002). Estas atividades podem provocar processos de bioturbação no ecossistema (e.g. a modificação física dos ambientes pelos organismos) (Jones et al., 1994; Jones et al., 1997), afetando marcadamente a sua estrutura e funcionamento (Garaulet, 2011). Este tipo de impactes nos sistemas costeiros portugueses resultantes

da introdução de amêijoa-japonesa ainda não são conhecidos e poderão significar alterações significativas nos serviços de regulação, suporte e culturais destes ecossistemas (Carvalho et al., 2019).

Impactes socioeconómicos também se verificaram após a introdução desta espécie no estuário do Tejo, principalmente desde a paralisação de grande parte da frota dedicada à pesca comercial de amêijoa-macha a partir de 2010, devido a uma notória quebra nos rendimentos da atividade resultante do declínio da população (Ramajal et al., 2016). A grande explosão demográfica e a dispersão espacial da amêijoa-japonesa introduziram mudanças muito significativas no cenário da pesca de bivalves e levaram a um aumento exponencial no número de apanhadores dedicados à sua captura e ao uso de novas artes de pesca (Ramajal et al., 2016). Segundo Ramajal et al., 2016 ocorreu uma transferência da comunidade piscatória que explorava a amêijoa-macha para a captura da amêijoa-japonesa. O número de apanhadores foi ainda incrementado por novos mariscadores não licenciados, devido ao fácil acesso às áreas de apanha (Ramajal et al., 2016). Apesar da maioria dos apanhadores usar técnicas de apanha a pé e utensílios simples e rudimentares, o volume de capturas mais significativo resulta do uso de técnicas ilegais, como a ganchorra e o mergulho com escafandro autónomo (Ramajal et al., 2016). Assim, a introdução de amêijoa-japonesa aumentou o valor dos serviços de fornecimento do estuário do Tejo, mas estes são agora assegurados por uma espécie diferente (Carvalho et al., 2019).

Os impactos ambientais são diferenciados entre as diferentes artes de apanha de bivalves e devem-se maioritariamente ao revolvimento e ressuspensão dos sedimentos nas zonas estuarinas (Peterson et al., 1983; Fonseca et al., 1984; Peterson et al., 1987; Everett et al., 1995; Boese, 2002; Neckles et al., 2005). A apanha efetuada pelos mariscadores apeados aparenta ser a menos lesiva para o ecossistema, apesar desta tipologia contar com o maior número de apanhadores, uma vez que a sua intervenção se restringe a áreas intertidais e a duração da apanha é limitada pelo período e pela amplitude das marés (Ramajal et al., 2016). A ganchorra rebocada por embarcação é mais lesiva para o ecossistema, por intervencionar o sedimento em maior profundidade, devido ao maior comprimento dos dentes da ganchorra, à extensão da área da atuação e à maior duração média de operação desta arte no estuário do Rio Tejo (Cunha, 2012). Os impactos desta arte de apanha mecanizada, previamente descritos por Riemann & Hoffmann (1991) e Newell et al. (1998), dependem de fatores como as características do sedimento, tipo de ganchorra, profundidade, marés, correntes e época do ano (De Groot, 1984; Churchill, 1989; Prena et al., 1996), com consequências nefastas ao nível bentónico, seja pela alteração da sua componente biológica (Fanning et al., 1982), seja devido à suspensão de nutrientes e consequentes alterações na composição química e na estabilidade do sedimento (Fanning et al., 1982).

O estuário do Tejo está classificado como zona C (Despacho nº 2102/2019), referente aos níveis de contaminação microbiológica, requerendo por isso a transposição ou processamento industrial dos exemplares amêijoa-japonesa capturados para que os mesmos possam ser comercializados. A atual inexistência de zonas de transposição designadas e a incapacidade de processamento das capturas, significa que o consumo de amêijoa-japonesa capturada no estuário do Tejo incorre em riscos de saúde pública (Carvalho, 2017).

4. Enquadramento legal da apanha e comércio da amêijoja-japonesa em Portugal

Em Portugal não existe um regulamento específico para a apanha de *R. philippinarum*, estando esta atividade apenas regulamentada no estuário do Tejo (Portaria 1228/2010).

A pesca de *R. philippinarum* no estuário do Tejo foi legalmente enquadrada através da designação genérica de *Ruditapes* spp. na lista de “*Espécies animais marinhas que podem ser objecto de apanha*” publicada na Portaria nº 1228/2010. A produção e comercialização de moluscos bivalves, equinodermes, tunicados e gastrópodes marinhos vivos estão regulamentadas pela Portaria nº 1421/2006. Na tabela 4.1 estão resumidos os principais diplomas referentes a esta atividade.

A ausência de regulamentação específica para os restantes sistemas aquáticos onde esta espécie ocorre, faz com que, por exemplo, os espécimes capturados no estuário do Tejo, ao serem declarados na área de jurisdição das capitania adjacentes, como é o caso da Capitania de Setúbal, sejam erroneamente indicados como tendo origem no estuário do Sado, para o qual não está estabelecido limite diário de captura, nem outro tipo de limitações (Ramajal et al., 2016).

Tabela 4.1 – Resumo dos principais diplomas legais que regulamentam a pesca da amêijoja-japonesa em Portugal.

Diploma	Objeto	Condicionantes
Portaria nº 1228/2010 – Regulamento da Apanha.	Estabelece o regime jurídico da apanha de espécies animais marinhas em águas oceânicas e em águas interiores marítimas e não marítimas.	Instrumentos permitidos na prática de pesca apeada: <ul style="list-style-type: none"> • Adriça; • Ancinho; • Faca de destroncar ou mariscar.
Portaria nº 85/2011 – Regulamento de Pesca nas Águas Interiores Não Marítimas do Rio Tejo.	Estabelece normas reguladoras do exercício da pesca nas águas interiores não marítimas do rio Tejo.	Artes de pesca permitidas para esta espécie: <ul style="list-style-type: none"> • Berbigoeiro (Quantidade máxima diária de captura por apanhador: 80 kg); • Mergulho em apneia (não é permitido a jusante da linha imaginária que liga o Olho do Boi na margem sul a Santa Engrácia na margem norte, nem em canais, esteiros, calas ou troços navegáveis). <p>Um plano de exploração da espécie amêijoja-japonesa em áreas com estatuto de proteção pode ser estabelecido por um membro do Governo responsável pelo setor das pescas ou das pescas e do ambiente.</p> <p>Na ausência deste documento, o número de licenças a atribuir não poderá exceder o número de licenças já emitidas para a apanha de bivalves em águas interiores não</p>

		marítimas na Capitania de Lisboa e capitánias adjacentes.
Portaria 14/2014	nº	Define as artes permitidas, condicionamentos, termos do licenciamento e taxas aplicáveis ao exercício da pesca lúdica em águas oceánicas, em águas interiores marítimas ou em águas interiores não marítimas sob jurisdição da autoridade marítima. <ul style="list-style-type: none"> • Podem ser utilizados a faca de mariscar, a pá ou enxada de cabo curto e a arrelhada ou arrilhada; • Quantidade máxima diária de captura por praticante: 5 kg.
Portaria 1421/2006	nº	Estabelece as regras de produção e comercialização de moluscos bivalves, equinodermes, tunicados e gastrópodes marinhos vivos. <ul style="list-style-type: none"> • Classificação das zonas de produção: • Documentação necessária para a comercialização.

A União Europeia desenvolveu regulamentos que definiram os limites legais de biotoxinas marinhas (Regulamento (CE) nº 853/2004, de 29 de abril, e Regulamento (UE) nº 786/2013, de 16 de agosto), contaminantes orgânicos (Regulamento (CE) nº 1881/2006, de 19 de dezembro) e metais contaminantes (Regulamento (CE) nº 1881/2006) para a captura de moluscos bivalves (tabela 4.2). Além disso estabeleceu um sistema de classificação para as zonas estuarino-lagunares de produção de moluscos bivalves segundo os níveis de contaminação microbiológica nos bivalves, através da análise do teor de *Escherichia coli*, apresentado na tabela 4.3 (Regulamento (CE) nº 854/2004, Regulamento (CE) nº 1021/2008, de 17 de outubro, e Regulamento (UE) nº 2015/2285, de 8 de dezembro).

Tabela 4.2 – Limites legais de Biotoxinas Marinhas, Contaminantes Orgânicos e Metais Contaminantes para a captura de moluscos bivalves (Regulamento (CE) nº 853/2004, de 29 de abril, Regulamento (CE) nº 1881/2006, de 19 de dezembro, e Regulamento (UE) nº 786/2013, de 16 de agosto).

		Limite Legal
Biotoxinas Marinhas	Toxinas Amnésicas (ASP)	20 mg de ácido domóico/kg
	Toxinas Lipofílicas (ácido ocadaico, dinofisistoxinas mais pectenotoxinas) (DSP)	160 µg de equivalentes de ácido ocadaico/kg
	Toxinas Lipofílicas (Iessotoxinas) (DSP)	3,75 mg de equivalente de iessotoxinas/kg
	Toxinas Lipofílicas (Azaspirácidos) (DSP)	160 µg de equivalente de azaspirácidos/kg
	Toxinas Paralisantes (PSP)	800 µg/kg

Contaminantes Orgânicos	Benzo(a)pireno	5,0 µg/kg
Metais Contaminantes	Cádmio	1,0 mg/kg
	Chumbo	1,50 mg/kg
	Mercúrio	0,5 mg/kg

Tabela 4.3 – Sistema de classificação das zonas estuarino-lagunares quanto aos níveis de contaminação microbiológica (Regulamento (CE) n° 854/2004, de 29 de abril, Regulamento (CE) n°1021/2008, de 17 de outubro, e Regulamento (UE) n° 2015/2285, de 8 de dezembro).

Classe	Teor de <i>Escherichia coli</i>/100g	Significado	Observações
A	Inferior ou igual a 230	Os bivalves podem ser apanhados e comercializados para consumo humano direto.	Um resultado em cinco pode ser superior a 230, não excedendo os 700.
B	Superior a 230 e inferior ou igual a 4600	Os bivalves podem ser apanhados e destinados a depuração, transposição ou transformação em unidade industrial.	Pelos menos em 90 % das amostras e nenhuma exceder 46000.
C	Superior a 4600 e inferior ou igual a 46000	Os bivalves podem ser apanhados e destinados a transposição prolongada ou transformação em unidade industrial.	–
Proibida	Superior a 46000	Não é autorizada a apanha de moluscos bivalves.	–

A classificação das zonas estuarino-lagunares abordadas neste trabalho quanto aos níveis de contaminação microbiológica está presente na tabela 4.4, segundo o Despacho n° 2102/2019.

Tabela 4.4 – Classificação das zonas estuarino-lagunares abordadas neste trabalho quanto aos níveis de contaminação microbiológica (Despacho n° 2102/2019, de 1 de março).

Zona de produção	Espécies	Classe
Ria de Aveiro		
• Triângulo das Correntes – Moacha	Todas as espécies	B
• Canal de Mira	Todas as espécies	B
• Canal Principal – Espinheiro	Todas as espécies	B

<ul style="list-style-type: none"> Canal de Ílhavo 	Ostras-japonesa/gigante	B	
	Todas as espécies à exceção de Ostra-japonesa/gigante	C	
Lagoa de Óbidos	Amêijoja-japonesa, Amêijoja-boa e Amêijoja-macha	B	
	Todas as espécies à exceção de Amêijoja-japonesa, Amêijoja-boa e Amêijoja-macha	C	
Estuário do Rio Tejo	Todas as espécies à exceção de Lambujinha	C	
	Lambujinha	Proibida devido a elevados teores de chumbo	
Estuário do Sado	<ul style="list-style-type: none"> Esteiro da Marateca 	Lambujinha e Ostra-portuguesa	B
		Ostra-plana	A*
		Todas as espécies à exceção de Ostra-plana, Lambujinha e Ostra-portuguesa	C*
	<ul style="list-style-type: none"> Canal de Alcácer 	Amêijoja-boa e Amêijoja-japonesa	B
		Todas as espécies à exceção de Amêijoja-boa, Amêijoja-japonesa e Ostra-portuguesa	C
		Ostra portuguesa	Proibida devido a elevados teores de cádmio

As classificações indicadas na tabela 4.4 com sinal “*” são designadas como “Classificações provisórias” e correspondem a classificações baseadas num número limitado de amostras.

4.1. Inconformidades legais praticadas na apanha e comércio

Vários estudos recentes (Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017) identificam múltiplas ilegalidades praticadas na apanha e comércio de *R. philippinarum* no Estuário do Tejo:

- A maioria dos apanhadores não possui licença;
- Utilização de técnicas não-permitidas como arrasto com ganchorra e mergulho com escafandro autónomo;
- Captura diária superior ao limite máximo permitido;
- A grande maioria das capturas não são declaradas em lota;
- Venda direta efetuada por apanhadores em mercados, restaurantes e cafés;
- Grande parte dos mariscadores licenciados não passa certificados de venda;
- A grande maioria dos intermediários primários e secundários não estão licenciados para vender moluscos bivalves;
- O transporte de lotes com rótulos falsos é feito sem certificado, não respeitando as regras básicas de higiene alimentar, nem as leis alfandegárias.

Relativamente ao local de origem dos exemplares capturados, os apanhadores indicam o estuário do Sado nos certificados, por ter áreas classificadas como zona B. No entanto, não existe abundância suficiente para os quantitativos indicados como provenientes daquele sistema (Cabral et al., 2019), o que leva a concluir que a verdadeira origem de uma grande parte das capturas é o estuário do Tejo, que não é referenciado dado que está atualmente classificado como zona C.

5. Enquadramento institucional e de ordenamento de território

O ordenamento do território é um instrumento fundamental para a conservação da natureza e da biodiversidade, na medida em que disciplina a ocupação do espaço atendendo à distribuição geográfica dos valores naturais, em particular em áreas ecologicamente sensíveis e/ou integradas no Sistema Nacional de Áreas Classificadas⁷. Os Instrumentos de Gestão Territorial (IGT) efetivam a integração dos princípios de conservação e utilização sustentável da natureza e da biodiversidade nas políticas de ordenamento do território⁸.

Os IGT's com incidência nas áreas abordadas neste trabalho são:

- Planos de Ordenamento da Orla Costeira (POOC):
 - Ovar - Marinha Grande (Ria de Aveiro) (Resolução do Conselho de Ministros nº 142/2000, de 20 de outubro);
 - Alcobaça - Mafra (Lagoa de Óbidos) (Resolução do Conselho de Ministros nº 11/2002, de 17 de janeiro);
 - Sintra - Sado (Estuários do Tejo e do Sado) (Resolução do Conselho de Ministros nº 86/2003, de 25 de junho);
- Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas (POAP):
 - Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Tejo (PORNET) (Resolução do Conselho de Ministros nº 177/2008, de 24 de novembro);
 - Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Sado (PORNES) (Resolução do Conselho de Ministros nº 182/2008, de 24 de novembro);
- Plano Sectorial da Rede Natura 2000 (PSRN2000) (Resolução do Conselho de Ministros nº 115-A/2008, de 21 de julho).

Os POOC e os POAP estão integrados nos Planos Especiais de Ordenamento de Território (PEOT), consignados pela Lei nº48/98, de 11 de agosto, que estabeleceu as “Bases da política de ordenamento de território e de urbanismo”. O PSRN2000 está enquadrado pelo Artigo 8º do Decreto-Lei nº 140/99, de 24 de abril, com a redação dada pelo Decreto-Lei nº 49/2005, de 24 de fevereiro, tendo sido aprovado pela Resolução do Conselho de Ministros nº115-A/2008. O PSRN2000 é um instrumento de gestão e de concretização da política nacional de conservação da diversidade biológica, visando a salvaguarda e valorização dos Sítios de Importância Comunitária (SIC) e das Zonas de Proteção Especial (ZPE) do território continental, bem como a manutenção das espécies e habitats num estado de conservação favorável nestas áreas (Resolução do Conselho de Ministros nº115-A/2008).

A Lei nº31/2014, de 30 de maio, denominada “Lei de bases gerais da política pública de solos, de ordenamento do território e de urbanismo”, prevê que os PEOT e os Planos Sectoriais passem a Programas Especiais e Programas Sectoriais⁹, respetivamente, e que os conteúdos destes sejam integrados nos Planos Diretores Municipais. Esta tarefa ainda não foi concluída pelas autoridades

⁷ O Sistema Nacional de Áreas Classificadas é constituído pela Rede Nacional de Áreas Protegidas, pelas áreas classificadas que integram a Rede Natura 2000 e pelas demais áreas classificadas ao abrigo de compromissos internacionais assumidos pelo Estado Português, assegurando a integração e a regulamentação harmoniosa dessas áreas já sujeitas a estatutos ambientais de proteção (Decreto-Lei nº142/2008, de 24 de julho).

⁸ Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas - <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/gestao/inst-gest-territ> (Consultado em janeiro de 2019a).

⁹ Segundo a Lei nº31/2014:

Programas – estabelecem o quadro estratégico de desenvolvimento territorial e as suas diretrizes programáticas ou definem a incidência espacial de políticas nacionais a considerar em cada nível de planeamento;

Planos – estabelecem opções e ações concretas em matéria de planeamento e organização do território bem como definem o uso do solo.

competentes, pelo que os PEOT estão atualmente em vigor pela Lei nº48/98 e o PSRN2000 pela Resolução do Conselho de Ministros nº115-A/2008.

5.1. Planos de Ordenamento da Orla Costeira

Dos sistemas estuarino-lagunares abordados neste trabalho, apenas uma parte da Lagoa de Óbidos, na qual não se verifica a exploração de amêijoa-japonesa, se encontra referenciada na Planta de Condicionantes do POOC Alcobaça – Mafra (Resolução do Conselho de Ministros nº 11/2002). Tal deve-se ao facto de nos POOC apenas serem consideradas áreas interiores até 500 m da linha da costa, o que leva a que nenhum dos restantes sistemas abordados esteja indicado nestes documentos.

5.2. Planos de Ordenamento de Áreas Protegidas

Os POAP relevantes para este trabalho são o Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Tejo (PORNET) (Resolução do Conselho de Ministros nº 177/2008) e o Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Sado (PORNES) (Resolução do Conselho de Ministros nº182/2008).

Segundo estes documentos, ambas as áreas estuarinas das reservas naturais foram divididas e classificadas de acordo com o regime de proteção seguinte:

- Área de Proteção Total;
- Áreas de Proteção Parcial do Tipo I;
- Áreas de Proteção Parcial Tipo II;
- Áreas de Proteção Complementar.

Estas Áreas correspondem a níveis de proteção progressivamente menos restritivos, sendo o nível mais elevado (Proteção Total) atribuído a áreas com valor e sensibilidade maiores, enquanto o menor nível de proteção (Complementar), é atribuído a áreas com reduzido valor ou sensibilidade. As áreas críticas para as espécies e habitats de importância comunitária foram em grande parte classificadas nos níveis de proteção mais elevados.

As Reservas Naturais do Estuário do Tejo (RNET) (Figura 5.1) e do Estuário do Sado (RNES) (Figura 5.2) incluem as Zonas de Proteção Especial (ZPE) e os Sítios de Importância Comunitária (SIC) previstos no PSRN2000 que se localizam nos respetivos estuários. As condicionantes impostas por estas classificações também estão incorporadas nas condicionantes referidas no PORNET e no PORNES.

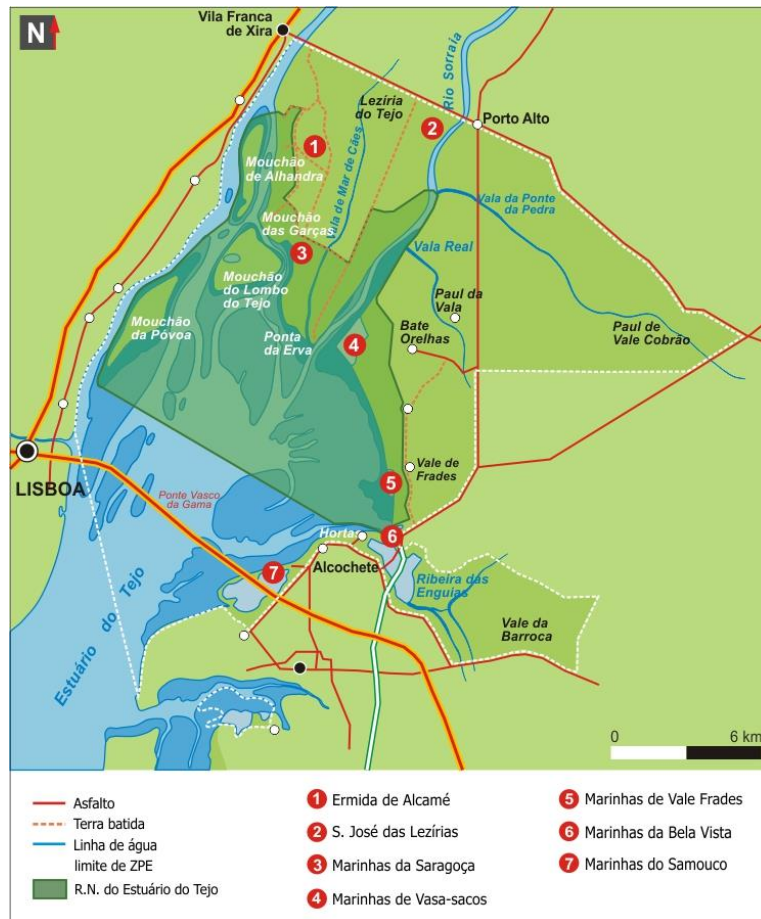


Figura 5.1 – Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNET) (Fonte: ICNF, 2019b)



Figura 5.2 – Reserva Natural do Estuário do Sado (RNES) (Fonte: ICNF, 2019c).

5.2.1. Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Tejo (PORNET)

A Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNET) foi criada pelo Decreto-Lei n° 565/76, de 19 de julho e abrange parte dos concelhos de Alcochete, Benavente e Vila Franca de Xira, situando-se na extremidade norte do estuário. O PORNET foi aprovado na Resolução do Conselho de Ministros n° 177/2008.

As características de cada área sob regime de proteção e as respetivas condicionantes são:

- Áreas de Proteção Total

As áreas de proteção total compreendem o sapal de Pancas e a zona entremarés associada a este sistema ao longo de uma faixa com a largura aproximada de 1.000 metros. Estas áreas caracterizam-se pela elevada sensibilidade ambiental, pelo que se destinam a garantir a manutenção dos processos naturais em estado de perturbação mínima. Não é permitido qualquer interferência humana não autorizada pelo Instituto da Conservação da Natureza das Florestas (ICNF), I. P;

- Áreas de Proteção Parcial Tipo I

As áreas de proteção parcial do tipo I compreendem as restantes áreas de sapal e os caniçais da zona entremarés que se encontram nas margens. Nestas áreas não são permitidas atividades de apanha nem de pesca comercial ou lúdica, atividades de navegação com recurso a embarcação exceto se aceder a um cais ou a outra estrutura de acostagem presente nesta zona ou sejam necessárias às ações de fiscalização e vigilância. Também é interdita a alteração do uso, configuração e tipologia atuais das zonas húmidas pela instalação de estabelecimentos de culturas marinhas;

- Áreas de Proteção Parcial Tipo II

A área de proteção parcial do tipo II engloba as salinas, a lagoa do mouchão do Lombo do Tejo e as restantes zonas entremarés do estuário. Na zona entremarés sem vegetação e na lagoa do mouchão Lombo do Tejo é interdita a instalação de quaisquer estabelecimentos de culturas marinhas, bem como a atividade de pesca comercial;

- Áreas de Proteção Complementar

As áreas de proteção complementar compreendem as zonas permanentemente submersas, como sejam os canais de navegação e restante plano de água.

O PORNET também menciona as seguintes condicionantes para o exercício de Pesca Comercial e Pesca Lúdica:

- Pesca Comercial

Limitada à utilização das seguintes artes:

- Aparelhos de anzol fundeados: espinhel, trole ou palangre;
- Redes de tresmalho fundeadas: branqueira;
- Covos;
- Redes de tresmalho de deriva: sabogal (para a captura de saboga); saval (para a captura de sável);
- Amostra, corrico ou corripo;
- Cana de pesca e linha de mão, toneira e piteira;
- Rede de emalhar de um pano, fundeada ou de deriva.

A pesca comercial através de arrasto de vara foi permitida até ao dia 31 de dezembro de 2015, sendo agora interdita. É ainda interdita a pesca a bordo de embarcações, do pôr ao nascer do Sol, bem como na cala da Saragoça de 1 de junho a 31 de agosto.

- Pesca Lúdica

A pesca lúdica na área estuarina da RNET, sem prejuízo da legislação em vigor, pode exercer-se a partir de embarcações de recreio e na modalidade de pesca de superfície ou a partir de terra firme. São interditos os concursos de pesca desportiva, sendo ainda proibida a pesca a partir de embarcações do pôr ao nascer do Sol, bem como na Cala da Saragoça de 1 de junho a 31 de agosto. São permitidas as atividades, convívios ou competições desportivas de pesca nas valas, lagoas e nas linhas de água, mediante autorização ou parecer vinculativo da RNET/ICNF, exigindo-se o licenciamento, pela entidade competente, de convívios ou competições desportivas de pesca em grupo que ali se realizem, nos termos da legislação específica em vigor. O regulamento do PORNET autoriza o desenvolvimento de atividades de pesca lúdica na lagoa do mouchão do Lombo do Tejo (classificada como zona de proteção parcial tipo II), de acordo com o definido no programa da área de intervenção específica do mesmo.

Estado atual da pesca de amêijoja-japonesa na RNET, segundo Ramajal et al., 2016 (Figura 5.3):

- Área de Proteção Total e de Proteção Parcial Tipo I – Não ocorre nenhuma atividade de apanha nestas áreas;
- Áreas de Proteção Parcial Tipo II e Proteção Complementar – Nas zonas subtidais ocorre apanha com recurso a berbigoeiro, a mergulho com escafandro autónomo e ganchorra rebocada por embarcação; na zona intertidal ocorre pesca apeada.

A apanha com recurso a berbigoeiro com vara e apoio de embarcação e com recurso a mergulho em apneia na área subtidal ocorrem em zonas muito específicas do estuário que não estão incorporadas na RNET (Ramajal et al., 2016).

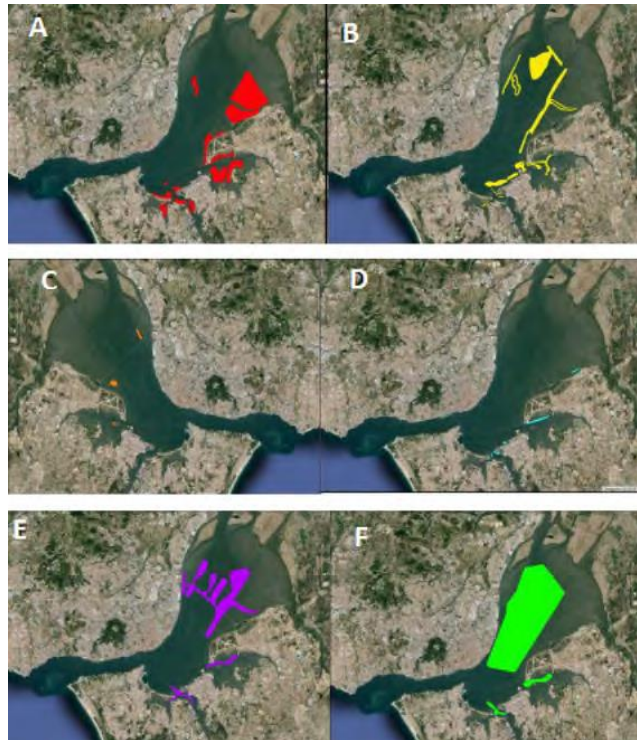


Figura 5.3 – Zonagem das técnicas de apanha de amêijoja - japonesa utilizadas no estuário do Rio Tejo (A – Apeados; B – Berbigoeiro; C – Berbigoeiro com vara; D – Mergulho em apneia; E – Mergulho com escafandro autónomo; F – Arrasto com ganchorra) (Fonte: Ramajal et al., 2016).

5.2.2. Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Estuário do Sado (PORNES)

A Reserva Natural do Estuário do Sado (RNES) foi criada pelo Decreto-Lei nº 430/80, de 1 de outubro e abrange parte dos municípios de Alcácer do Sal, Grândola, Palmela e Setúbal. O PORNES foi aprovado na Resolução do Conselho de Ministros nº 182/2008.

As características de cada área sob regime de proteção e as respetivas condicionantes são:

- Áreas de Proteção Total

A área de proteção total integra exemplos representativos dos principais habitats intertidais e subaquáticos, correspondendo essencialmente a áreas importantes de alimentação e repouso de aves aquáticas e áreas de maternidade e crescimento (nursery) para espécies aquáticas, áreas de sapal e pequenas áreas palustres onde se reproduzem espécies de conservação prioritária (e.g., *Ardea purpúrea*, *Porphyrio porphyrio*, etc.), algumas das quais com elevado valor comercial. Nestas áreas, a presença humana só é permitida para fins de investigação científica, monitorização ambiental, realização de ações de salvaguarda e gestão da área, vigilância e fiscalização pelas entidades competentes, bem como a funcionários ou comissários do ICNF, I. P. ou das entidades públicas com competências legais;

- Áreas de Proteção Parcial Tipo I

As áreas de proteção parcial do tipo I englobam os sapais e as áreas intertidais e subtidais envolventes, não incluídas no nível de proteção anterior. A apanha ou pesca é apenas interdita na zona envolvente da ilha do Cavalo, a norte da ilha do Cavalo e a jusante de Abul;

- Áreas de Proteção Parcial Tipo II

As áreas de proteção parcial do tipo II englobam as áreas intertidais e subtidais não incluídas no regime de proteção anterior. A instalação de estabelecimentos fixos ou flutuantes para produção de bivalves nestas áreas é permitida se autorizada pelo ICNF, I. P;

- Áreas de Proteção Complementar

As áreas de proteção complementar integram as áreas aquáticas não incluídas nos regimes de proteção anteriores. O estabelecimento de culturas marinhas nestas áreas fica sujeito a autorização do ICNF, I. P.

Na RNES a exploração comercial de amêijoia-japonesa é residual, sendo apenas praticada pesca lúdica em zonas específicas de Proteção Parcial Tipo II ou Proteção Complementar e através de técnicas permitidas neste sistema (Chainho, P., com. pess.).

5.3. Plano Sectorial da Rede Natura 2000

O PSRN2000 engloba os Sítios de Importância Comunitária (SIC) e as Zonas de Proteção Especial (ZPE) no território nacional, estabelecendo as orientações para a gestão destas áreas.

Nos sistemas englobados neste trabalho, encontram-se sinalizadas por este documento as seguintes áreas:

- ZPE – Ria de Aveiro:

Engloba toda a área da Ria de Aveiro e condiciona a pesca ou apanha por artes ou métodos que revolvam o fundo;

- SIC – Estuário do Tejo:

Engloba a zona norte do Estuário do Tejo, está inserido na RNET e condiciona a expansão de viveiros de bivalves, a pesca ou apanha por artes ou métodos que revolvam o fundo e o tráfego de embarcações;

- ZPE – Estuário do Tejo:

Engloba a mesma zona do SIC – Estuário do Tejo e está também inserida na RNET;

- SIC – Estuário do Sado:

Engloba toda a área Estuário do Sado, está inserido na RNES e condiciona a expansão de viveiros de bivalves e a pesca ou apanha por artes ou métodos que revolvam o fundo;

- ZPE – Estuário do Sado:

Engloba a zona sudeste do Estuário do Sado e está também inserida na RNES.

5.4. Condicionantes não respeitadas pela atividade de exploração de *R. philippinarum*

A apanha de amêijoia-japonesa colide com as condicionantes impostas pelo PORNET, nomeadamente no que diz respeito às técnicas utilizadas na atividade, bem como na prática de pesca comercial em zonas de Proteção Parcial Tipo II. As técnicas aplicadas também não cumprem as condicionantes

implementadas pelo PSRN2000 para o SIC do Estuário do Tejo, nomeadamente a interdição à apanha com recurso a artes ou métodos que revolvam o fundo.

Nos outros sistemas abordados neste trabalho não se verifica a ocorrência de infrações às condicionantes dos IGT's em vigor nesses sistemas, decorrentes da exploração de amêijoas-japonesas. As condicionantes impostas não são tão restritivas como para o estuário do Tejo, o que contribui para a não prática de infrações.

6. Gestão da amêijoia-japonesa na União Europeia – casos de estudo em França, Espanha e Itália

A amêijoia-japonesa encontra-se distribuída um pouco por toda a Europa e a gestão da apanha desta espécie, bem como de outros moluscos bivalves, tem sido objeto de estudo em vários países como França, Espanha e Itália.

Em França, foi introduzida para fins de aquacultura entre 1972 e 1975 (Flye-Sainte-Marie et al., 2007). Desde 1988, populações desta espécie colonizaram a maior parte das baías ao longo da costa atlântica francesa, substituindo as populações nativas de *R. decussatus* (Bald et al., 2009). É o caso da Baía de Arcachon (Auby, 1993), onde a cultura de amêijoia-japonesa começou entre 1980 e 1986 (Robert & Deltreil, 1990). A elevada competitividade com os mercados espanhol e português de aquacultura de amêijoia, aliada a grandes taxas de mortalidade no Verão e Outono, levou ao abandono da atividade no final da década de 1980 (Caill-Milly et al., 2003) e ao início da pesca de grande parte das populações naturais de amêijoia-japonesa (Caill-Milly et al., 2006).

Um estudo com o objetivo de avaliar quais as medidas de gestão mais apropriadas para a exploração sustentável deste recurso na Baía de Arcachon, concluiu que a medida mais importante é o aumento do tamanho mínimo legal para a captura, pois permite um aumento considerável do *stock* de moluscos e, conseqüentemente, um aumento das capturas anuais e do rendimento dos pescadores. Outras medidas propostas são redução do período de captura e aumento das zonas de não captura (Bald et al., 2009).

Limites legais de tamanho mínimo de captura apropriados protegem parte da capacidade reprodutiva de uma população, garantindo assim a produtividade futura (Gosling, 2004; Hartill et al., 2005). Da mesma forma, estratégias focadas na redução da duração do período de captura e estabelecimento de épocas de não apanha, garantem a manutenção de uma biomassa mínima sustentável (Borja & Bald, 2000).

Os principais desafios na Baía de Arcachon envolvem uma redução do esforço de pesca e o estabelecimento de acordos institucionais, necessários para restaurar a biomassa reprodutora a níveis mais produtivos e assim reverter a degradação dos habitats de suporte (Bell et al., 2006).

Abordagens similares foram adotadas em sistemas estuarinos localizados no norte da Espanha (País Basco e Galiza) na gestão da exploração de amêijoia e de percebes (*Pollicipes pollicipes*).

Nos estuários de Plentzia e de Mundaka (País Basco), a espécie *R. decussatus* tem sido alvo de exploração tanto por pescadores profissionais como ilegais, existindo a possibilidade de sobrepesca do recurso (Bald & Borja, 2002). Diferentes alternativas para a exploração desta espécie nestes locais foram simuladas por Bald & Borja (2002). Através deste trabalho foram propostas três medidas de gestão: diminuir para metade o número atual de pescadores, limitar o período de captura a um mês por ano e estabelecer um limite mínimo sustentável para a biomassa da espécie.

A Baía de Santander e as Marismas de Santoña (País Basco) são estuários consideravelmente produtivos em termos de *stock* permanente de *R. decussatus* e de *R. philippinarum* (Bidegain et al., 2013). A gestão da pesca de amêijoas nestes estuários tem sido baseada no estabelecimento de um tamanho mínimo de captura e de áreas de não apanha através de regulamentos anuais regionais (por exemplo, Orden DES / 25/2011) (Bidegain et al., 2013).

Na Baía de Santander, mais concretamente, as populações estuarinas destas duas espécies têm sido largamente exploradas por profissionais, geralmente mulheres, e apanhadores ilegais nas zonas intertidais, usando técnicas artesanais como a procura visual dos orifícios por onde os bivalves expõem os sifões à superfície do sedimento e extração dos moluscos usando uma faca de mariscar ou um ancinho de mão (Juanes et al., 2012). Juanes et al. (2012) realizaram um estudo sobre a pesca de moluscos

naquele sistema, com base no qual foram propostas as seguintes medidas de gestão focadas na conservação das espécies nativas:

- controlo rigoroso sobre o tamanho mínimo legal de captura;
- estabelecer zonas específicas de não captura em áreas onde as densidades populacionais e o recrutamento de moluscos nativos são altos;
- maior controlo da disseminação e da densidade de bivalves cultivados e/ou da dispersão das zonas de cultivo para reduzir os efeitos potenciais de elevadas densidades em populações circunvizinhas naturais de amêijoas nativas;
- incorporação dos apanhadores num sistema de co-gestão da apanha.

O papel dos pescadores na gestão ainda não é considerado nesta região, contrastando com a política praticada na região vizinha da Galiza, onde as regulamentações governamentais promovem um sistema de gestão cooperativa entre as organizações de pescadores (“cofradías”) e a autoridade de pesca (Molares & Freire, 2003).

Segundo Molares & Freire (2003) desde 1992 que a exploração de percebes na Galiza é gerida por um sistema cooperativo comunitário. O acesso a áreas naturais deste recurso só é concedido a pescadores licenciados pertencentes a “cofradías” que desenvolvem um plano anual de exploração. Existem 63 “cofradías” localizadas nas aldeias costeiras e cidades da Galiza, mas apenas 30 possuem *stocks* de percebes exploráveis no seu território.

O tamanho do território, o nível organizacional e a capacidade de gestão eficaz dos recursos marinhos por estas instituições são muito variáveis. Algumas das “cofradías” têm o seu próprio serviço de vigilância e por isso impõem limites individuais de apanha. Assim, colaboram com o serviço de inspeção de pesca do governo para evitar invasões de pescadores ilegais. Além disso, têm também capacidade de comercializar as capturas, ao gerir os mercados de primeira venda (Molares & Freire, 2003).

Nos últimos anos, algumas das organizações melhoraram a sua capacidade de gestão e por isso obtiveram suporte técnico externo para projetar e implementar os planos de exploração (com recursos financeiros e/ou humanos, fornecidos em parte pelo governo regional, em resposta ao nível de sucesso de gestão demonstrado) (Molares & Freire, 2003).

O plano anual de exploração define os diferentes componentes do sistema de gestão: número de pescadores autorizados, áreas onde a pesca é permitida, objetivos económicos e de produção, avaliação de stocks, número de dias úteis de pesca, quotas individuais por dia, locais designados para controlar as capturas e comercializar a produção e programa financeiro que inclua receitas e despesas anuais totais esperadas (Molares & Freire, 2003). Em 2000, o modelo geral dos planos de exploração foi modificado para adicionar uma lista com os nomes e o número de identificação de todas as pessoas com licença para pescar num terreno específico, um mapa detalhado dos terrenos explorados e informações sobre o esforço de pesca e a produção diários do ano anterior (Molares & Freire, 2003). Os planos são elaborados pelas “cofradías” e avaliados por biólogos, técnicos da administração pública responsável pela gestão das pescas. No início de cada ano, o governo regional publica um Plano Geral de Exploração anual, onde todos os planos apresentados pelas “cofradías” e avaliados positivamente são incluídos (Molares & Freire, 2003).

Atualmente, praticamente todos os terrenos naturais disponíveis estão incluídos nos planos de exploração aceites pelas autoridades de pesca. O desempenho das pescas geridas pela comunidade usando os planos é geralmente positivo, porque a produção (tanto em biomassa quanto em valor económico) mostrou uma tendência crescente a partir de 1995, embora durante esse período tenham ocorrido casos de sobre-exploração de algumas áreas específicas (Molares & Freire, 2003).

A legislação atual da Galiza fornece regras que impedem conflitos e apoiam a cooperação, o que resolve quatro questões específicas que os pescadores não conseguem resolver e que exigem o envolvimento do governo na execução (Scott, 1998):

- associação obrigatória – um novo requisito de pesca que evita o uso livre e ameaças de abandono;
- acesso limitado – um requisito antigo que complementa a associação obrigatória na prevenção do uso livre;
- regras de votação – o governo aplica-as para diferentes instituições, o que complementa a adesão obrigatória e salvaguarda as minorias;
- quotas fixas – o governo fornece-as para alguns recursos e técnicas de pesca, o que contribui para a prática de uma pesca sem riscos.

A legislação galega inclui diretamente os três primeiros princípios (Molares & Freire, 2003). O quarto está incluído nos planos de exploração, porque cada “cofradía” explora um território com uma extensão e abundância de recursos diferentes, mas também com um número de pescadores diferente (Molares & Freire, 2003).

Uma análise comparativa da evolução e desempenho dos sistemas de gestão da apanha de percebes implementados por diferentes organizações de pescadores ao longo da costa da Galiza corroborou a importância destes fatores organizacionais e socioeconômicos (Molares & Freire, 2003):

- as partes têm motivos claros compatíveis com o interesse público e concordam com o problema / situação / contexto que deve ser abordado;
- as respectivas agendas são compatíveis, bem definidas e reconhecidas abertamente;
- os participantes na pesca estão organizados, prontos para colaborar e comunicar a uma só voz;
- as organizações representativas apropriadas e as infraestruturas necessárias estão em vigor;
- a comunidade de usuários elegíveis está claramente definida;
- existem limites geográficos ou outros limites claros para o sistema de recursos sobre os quais os usuários têm controlo e a comunidade de usuários é capaz de excluir pessoas que não estão envolvidas;
- a comunidade envolvida é altamente dependente do recurso e é vulnerável a um uso não sustentável;
- os usuários de recursos são relativamente imóveis: se o recurso for usado em excesso ou o sistema de recursos for danificado, os usuários não poderão mudar-se facilmente para outro local ou outro meio de vida;
- os usuários são capazes de impor regras de gestão entre si e contra pessoas não envolvidas;
- embora os usuários possam não ser homogêneos no sentido cultural, partilham interesses relativamente homogêneos no recurso;
- os usuários investem os seus próprios recursos no aprimoramento e na execução da atividade: os custos de gestão e má gestão são suportados por aqueles que beneficiam diretamente do recurso.

Os principais benefícios organizacionais e sociais da gestão cooperativa com base na comunidade, conforme delineados por Brown (2001), também foram identificados no caso da pesca de percebes na Galiza (Molares & Freire, 2003):

- cooperação entre pescadores individuais e grupos de pescadores locais no planeamento do melhoramento ou da conservação dos stocks locais de pesca;

- compromisso entre os pescadores locais de partilhar os custos e benefícios dos seus esforços em prol do melhoramento e da conservação;
- resolução de conflitos entre pescadores e motivação para negociar a partilha de acesso;
- relação de negociação mais equitativa entre os pescadores locais e outros usuários de recursos marinhos;
- melhor organização e maior compromisso mútuo entre os pescadores, o que contribui para uma posição de negociação mais forte;
- maior confiança entre os pescadores e o governo e maior disposição por parte deste para permitir que um conjunto de responsabilidades de autogestão seja assumido pelos pescadores e para explorar opções de regulamentação que reduzam as dificuldades de gestão dos pescadores.

Um modelo diferente tem sido implementado em Itália, onde a amêijoia-japonesa foi introduzida em 1983 por uma agência do governo regional, com o objetivo de avaliar o seu potencial de crescimento na Lagoa de Venezia, através do cultivo de juvenis originários de um viveiro comercial britânico (Pellizzato, 1990). Consequentemente, esta espécie rapidamente se espalhou por outras lagoas costeiras do norte do Mar Adriático como Sacca di Goro em 1984 (Rossi, 1989).

Neste sistema, a espécie encontrou condições ambientais favoráveis para o crescimento e reprodução, substituindo a espécie nativa *R. decussatus* (Paesanti & Pellizzato, 2000). Atualmente 10 dos 26 km² da lagoa são fortemente explorados para a produção de *R. philippinarum* (Vincenzi et al., 2006).

Um sistema de gestão definido como “pesca baseada na cultura”, tem sido praticado nesta lagoa. Esta estratégia baseia-se na divisão das áreas de produção pela agência reguladora em várias concessões, cada uma gerida por pescadores de amêijoia locais sobe um rigoroso conjunto de regras sobre limitação de acesso e esforço de exploração (Vincenzi et al., 2006). As concessões são divididas em áreas de cultura, onde os moluscos são produzidos, e áreas de pesca, onde os moluscos são explorados (Vincenzi et al., 2011).

Este modelo resultou numa gestão racional da exploração deste recurso neste sistema estuarino (Brusà et al., 2013), existindo ainda espaço para aprimorar o processo de atribuição de concessões, através da avaliação do potencial de produtividade de diferentes locais da lagoa e assim melhorar a transparência da tomada de decisão e a sustentabilidade da atividade de exploração (Vincenzi et al., 2011).

Em sentido contrário, nenhum regulamento foi definido na Lagoa de Venezia, onde a pesca e a criação de amêijoia-japonesa não foram permitidas devido ao receio das autoridades que outras atividades económicas já estabelecidas fossem prejudicadas (Solidoro et al., 2003).

No entanto, apesar da ilegitimidade e da falta de controle, a exploração comercial iniciou-se e desenvolveu-se exponencialmente, o que levou a que no início da década de 1990 a Lagoa de Venezia se tenha tornado no local de maior produção anual – 85 a 100 milhões de euros (GRAL 2009; Melaku Canu et al. 2011), o que corresponde a 60% da produção total do país (Zentilin et al. 2008) – e com mais pessoas (900) envolvidas na atividade em Itália (Solidoro et al., 2003).

Esta política conduziu a situações negativas tanto do ponto de vista ecológico como económico (Pranovi & Giovanardi, 1994; Pellizzato & Da Ros. 2005; Melaku Canu et al. 2011; Brusà et al., 2013), como:

- exploração indiscriminada de leitões naturais;
- uso de técnicas de captura ilegais e/ou de alto impacto com consequentes efeitos prejudiciais sobre sedimentos e água;
- conflitos entre pescadores e outras atividades realizadas na lagoa de Venezia;
- gestão inadequada das áreas de nursery;

- diminuição do preço do recurso e alto custo social, que não pode ser internalizado;
- riscos para a saúde devido à apanha em zonas poluídas por efluentes industriais.

Em 1999, a Província de Veneza iniciou uma mudança gradual para um regime de concessões, sob o controlo da GRAL (Gestione Risorse Alieutiche Lagunari) (Vincenzi et al., 2011) com o objetivo de controlar e restaurar a sustentabilidade social, ambiental e económica desta atividade (Brusà et al., 2013). Um total de 3500 ha foram licenciados, nos quais os moluscos podiam ser objeto de cultura e/ou apanha (Pellizzato & Da Ros, 2005). A exploração em regime de acesso livre continuou a ser permitida em áreas específicas, mas apenas utilizando ancinhos de mão e respeitando uma quota diária por pescador (Pellizzato & Da Ros, 2005).

Algumas propostas mais recentes da entidade governamental foram: reduzir o número de pescadores que operam na lagoa e remodelar e reduzir as áreas concedidas aos pescadores de moluscos (GRAL, 2006; GRAL 2009; Province of Venice, 2009). Estas medidas tiveram o propósito de (Pranovi et al., 2004; Sfriso et al., 2005; Molinaroli et al., 2007):

- reduzir os riscos associados à saúde dos consumidores devido a poluentes industriais ou resíduos urbanos;
- minimizar os impactos ambientais da dragagem de fundo, como a perda de sedimentos, o aumento da turbidez da água e o movimento de nutrientes e poluentes;
- proteger os habitats de interesse de conservação, tais como as pradarias de ervas marinhas;
- maximizar a produção para minimizar o esforço de pesca, tanto no espaço como no tempo.

Neste contexto, Vincenzi et al. (2011) indicam que a identificação de terrenos adequados para a produção e uma estimativa fiável dos potenciais de rendimento comercial específicos do local são necessários para garantir uma pesca sustentável, melhorar a eficiência económica da cultura de amêijoas, garantir uma participação equitativa nas áreas exploráveis de entidades competidoras interessadas na exploração da *R. philippinarum* e promover a transparência no processo de tomada de decisões que visem o planeamento futuro da atividade.

Outra questão relacionada com a cultura de amêijoas-japonesa é a dependência desta atividade da recolha de juvenis naturais (Brusà et al., 2013). Dois mil milhões de indivíduos por ano é a quantidade estimada de juvenis necessários para cultivar as áreas licenciadas da Lagoa de Veneza (Veneto Agricultura & Província di Venezia 2011). A disponibilidade de juvenis é uma das maiores barreiras ao desenvolvimento completo da cultura de molusco (Brusà et al., 2013). Consequentemente, a gestão racional de juvenis selvagens e a conservação de áreas de *nursery* naturais, foram consideradas tarefas prioritárias para alcançar uma maior sustentabilidade da estratégia em vigor (Brusà et al., 2013).

Em Sacca di Goro, as áreas de *nursery* foram identificadas, georreferenciadas e declaradas como áreas de “não captura” (Brusà et al., 2013). A gestão destas áreas foi partilhada entre todas as associações de pescadores sob um comité regional (Servizio Economia Itálica, Regione Emilia Romagna), com o apoio de um instituto científico (Istituto Delta Ecologia Applicata) (Brusà et al., 2013). Os pescadores locais gerem diretamente estas áreas para otimizar a sua capacidade e preservar o recurso de uso comum (remoção de macroalgas e bioclastos, adição de sedimentos, prevenção de extração ilegal) (Brusà et al., 2013). Os estudos realizam-se para estimar os *stocks* disponíveis e assim permitem uma calendarização correta de campanhas de recolha de juvenis, que são reguladas por controlos rígidos de acesso (Brusà et al., 2013). Durante as primeiras sete campanhas, 2,1 mil milhões de juvenis foram recolhidos e depois distribuídos pelas várias associações de pescadores de acordo com a área de superfície disponível por pessoa (Regione Emilia-Romagna, 2010).

Brusà et al. (2013) propõe que na Lagoa de Venezia as áreas *nursery* também sejam classificadas como áreas de “não captura”, com controlos rigorosos de prevenção à captura ilegal e que sejam denominadas “santuários”. Esta medida contribuiria para a restauração e proteção da biomassa de juvenis e favoreceria o desenvolvimento das populações de moluscos nas zonas próximas a estas áreas. Os “santuários” são considerados uma estratégia eficaz quando os *stocks* selvagens sofrem pressão, por pesca excessiva e limitação de recrutamento, bem como destruição de habitat (Caddy et al., 2003).

Pastres et al. (2001) e Solidoro et al., (2003) compararam as estratégias de gestão “pesca regulamentada” e “pesca baseada na cultura” em sistemas estuarinos, através da simulação da evolução da atividade ao longo do tempo, sob orientação de cada um dos modelos, e concluíram que a mudança de “pesca regulamentada” para “pesca baseada na cultura” traduz-se numa redução substancial no impacto ambiental, na manutenção ou até mesmo no aumento do rendimento económico para os pescadores, no controlo sobre a qualidade do produto e na internalização dos custos sociais.

A Tabela 6.1 resume, para os diferentes casos, as estratégias aplicadas e/ou propostas em cada um e atribui uma classificação mediante a pertinência e a possível eficácia, caso fossem aplicadas em sistemas portugueses. Neste sistema de classificação, “0” corresponde a medidas não pertinentes e ineficazes para o caso de estudo deste trabalho, “+” a medidas pertinentes, mas pouco eficazes, “++” a medidas pertinentes e potencialmente eficazes e “+++” a medidas muito pertinentes e potencialmente eficazes.

Tabela 6.1 – Resumo das Medidas de Gestão aplicadas em cada Caso de Estudo e Classificação segundo a pertinência e possível eficácia para os sistemas portugueses.

Caso de Estudo	Medidas de Gestão	Classificação	Referências
Baía de Arcachon (França)	Aumento do tamanho mínimo legal de captura; Redução do período de captura; Aumento das zonas de não captura.	+	Bell et al., 2006 Bald et al., 2009
Estuários de Plentzia e de Mundaka (Espanha)	Diminuição para metade do número atual de pescadores; Limitação do período de captura a um mês por ano; Estabelecimento de um limite mínimo sustentável para a biomassa da espécie.	+	Bald & Borja, 2002
Baía de Santander e as Marismas de Santoña (Espanha)	Estabelecimento de um tamanho mínimo de captura; Estabelecimento de áreas de não apanha;	+	Juanes et al., 2012 Bidegain et al., 2013

	Controlo da disseminação e da densidade de bivalves cultivados e/ou da dispersão das zonas de cultivo; Incorporação dos apanhadores num sistema de co-gestão da apanha.		
Galiza (Espanha)	Estabelecimento de um sistema de gestão cooperativo comunitário (“Cofradías”).	++	Molares & Freire, 2003
Sacca di Goro e Lagoa de Veneza (Itália)	Estabelecimento de um sistema de gestão cooperativo por concessões (“Pesca baseada na cultura”); Estabelecimento de áreas de não apanha (“Santuários”).	+++	Pellizzato & Da Ros, 2005 Vincenzi et al., 2006 Vincenzi et al., 2011 Brusà et al., 2013

7. Análise aos modelos de gestão

No capítulo anterior foram apresentadas várias estratégias de gestão da apanha de moluscos bivalves marinhos em sistemas costeiros que estão a ser aplicadas ou foram propostas em França, Espanha e Itália (Tabela 6.1):

- As medidas propostas para a Baía de Arcachon, em França (Bell et al., 2006; Bald et al., 2009), e para os estuários de Plentzia e de Mundaka, em Espanha (Bald & Borja, 2002), são mais limitadas, uma vez que visam apenas a proteção do recurso e não apresentam soluções concretas para combater as ilegalidades praticadas na atividade. No caso dos sistemas portugueses, este tipo de abordagem seria mais indicado para o estuário do Sado, tendo em conta que a apanha de amêijoa-japonesa é residual (Chainho, P., com. pess.) e para a Ria de Aveiro, onde a apanha deste molusco bivalve é menos intensa do que a exploração de outras espécies (Projeto Gepeto, 2014). A necessidade de regulamentar quantidades máximas de captura diária por apanhador prende-se com o facto de muitos dos apanhadores do estuário do Tejo declararem as suas capturas como provenientes do Sado. Nesse sentido, a definição de quantidades máximas diárias substancialmente inferiores às regulamentadas para o estuário do Tejo poderia ser um fator desmotivador à continuidade destas ilegalidades. Na Ria de Aveiro é pertinente a implementação de regulamentação específica para a apanha de moluscos bivalves com objetivo de conservar as espécies exploradas;
- Na Baía de Santander e nas Marismas de Santoña em Espanha (Juanes et al., 2012; Bidegain et al., 2013), para além de medidas de proteção do recurso, também é proposto a incorporação dos apanhadores num sistema de co-gestão. Esta medida é pertinente para o caso da Lagoa de Óbidos, onde a maioria dos apanhadores estão legalizados e se verifica um nível razoável de associativismo, assim como, alguma estabilidade no número de apanhadores ao longo do tempo. No entanto não é definido nos estudos mencionados o tipo de sistema de co-gestão proposto;
- Na Galiza, no Norte de Espanha (Molares & Freire, 2003), foi implementado o modelo mais eficaz para a gestão de um recurso pesqueiro, pois envolve toda comunidade ao dar autonomia na tomada de decisão a partir de diretrizes governamentais. No entanto, este modelo apenas é aplicável a pequenas comunidades pesqueiras, como o caso da Lagoa de Óbidos, não sendo, muito provavelmente, um modelo eficaz quando aplicado a uma grande comunidade como a do Estuário do Tejo;
- A estratégia “Pesca baseada na Cultura” aplicado pelas autoridades italianas na Sacca di Goro e na Lagoa de Venezia, em Itália (Pellizzato & Da Ros, 2005; Vincenzi et al., 2006; Vincenzi et al., 2011; Brusà et al., 2013), surge, em nossa opinião, como aquela que maior probabilidade de sucesso poderá ter no estuário do Tejo. O caso deste sistema (Ramajal et al., 2016; Carvalho, 2017) apresenta várias semelhanças com o caso da Lagoa de Venezia, relativamente à dimensão e às dificuldades de gestão da atividade, o que indicia que a aplicação deste modelo permitiria um maior controlo e monitorização da atividade e do seu circuito comercial, ao envolver os apanhadores e “stakeholders” num sistema de co-gestão por concessões.

Também em Portugal foram propostos cenários de gestão da apanha de amêijoa-japonesa no âmbito do projeto “Amêijoa-japonesa - Estado atual da população do estuário do Tejo, impactos e gestão da apanha” (Chainho et al., 2016), realizado no período 2014-2015 e financiado pelo programa PROMAR, com o objetivo de providenciar o conhecimento científico essencial para apoiar uma proposta de gestão e regulamentação de pesca sustentável da amêijoa-japonesa no estuário do Tejo.

O resultado foi um conjunto de propostas de gestão da apanha desta espécie neste sistema, com base na distribuição, abundância, crescimento e ciclo reprodutor da espécie, e devidamente enquadradas por um

conhecimento dos impactos gerados pela sua presença e pela ação das artes de pesca dedicadas à sua captura bem como pelo contexto socioeconómico da atividade de apanha.

As propostas de gestão consistiram então em três cenários alternativos e num conjunto de recomendações complementares, que deviam ser implementadas independentemente do cenário de gestão adotado.

Cenário 1 – Regime misto com áreas de concessão e áreas livres:

- Atribuição de áreas concessionadas, com a definição do número de licenças a atribuir em cada, em função da capacidade de carga do ecossistema.
- Zonamento – duas áreas de concessão a definir na área de maior abundância da amêijoa-japonesa, sendo a restante área de produção consignada ao regime livre de apanha, de acordo com a regulamentação em vigor.
- Artes de apanha:
 - Nas áreas de concessão – mergulho em apneia ou com escafandro autónomo caso seja permitido, berbigoeiro e berbigoeiro com vara;
 - Nas áreas livres – manual, ancinho, faca de mariscar e sacho de cabo;
- Os apanhadores licenciados para a área de concessão podem exercer a sua atividade apenas dentro dessa área, exceto os apanhadores em mergulho com escafandro autónomo. Os apanhadores não concessionados podem exercer a sua atividade em toda a área restante, onde a mesma está autorizada.

Cenário 2 – Regime livre:

- Continuação da gestão da apanha de amêijoa-japonesa no estuário do Tejo em regime livre, com implementação das medidas de gestão complementares e recomendações indicadas em baixo.

Cenário 3 – Regime de zonamento de artes/técnicas de apanha:

- Ordenamento das áreas de apanha em função das artes/técnicas utilizadas, atendendo ao cenário de zonamento verificado, com a implementação das medidas de gestão complementares e recomendações indicadas em baixo

As medidas complementares deviam ser implementadas previamente à decisão sobre cenários e independentemente do cenário adotado e eram compostas por:

- Autorização da utilização de berbigoeiro com apoio de embarcação;
- Aumento do número de licenças para a apanha de amêijoa-japonesa no estuário do Tejo;
- Implementação de um período de defeso entre Maio e Agosto;
- Alteração do regulamento da pesca lúdica (portaria nº 14/2014) para reduzir os limites de apanha diária para 2 Kg e interdição da apanha lúdica em zonas de risco de salubridade;
- Regulamentação da apanha de amêijoa-japonesa em todos os sistemas onde a mesma é capturada;
- Autorização, através de regulamentação, da apanha em mergulho com escafandro autónomo;
- Proibição da pesca profissional nas imediações de efluentes de Estações de Tratamento de Águas Residuais.

Outras medidas que foram recomendadas:

- Criação de entrepostos locais para registo das apanhas (lota ambulatória) nos locais de maior afluência, simplificação da documentação a preencher no local e realização de uma campanha de sensibilização sobre novo formato e regulamentação específica;

- Realização de campanhas de monitorização regulares que deverão incluir a medição das condições ambientais;
- Realização de campanhas de sensibilização para os setores de apanha e comercialização de bivalves e para os consumidores, para as questões relacionadas com a salubridade;
- Profissionalização do setor através de incentivos para fomentar o associativismo e o espírito empresarial no setor.

7.1. Proposta de Modelo de Gestão

O cruzamento da informação sobre os modelos de gestão adotados em outros locais onde esta espécie é explorada (Tabela 6.1) com os cenários e medidas propostas por Chainho et al. (2016), permitiram elaborar as seguintes propostas de adaptação para os sistemas em estudo:

- Estuário do Tejo – Um modelo com semelhanças ao Cenário 1 proposto por Chainho et al. (2016) e à estratégia “Pesca baseada na Cultura” em prática em Itália (Pellizzato & Da Ros, 2005; Vincenzi et al., 2006; Vincenzi et al., 2011; Brusà et al., 2013), entende-se como o mais adequado para a gestão da apanha de amêijoia-japonesa neste sistema. Esse modelo dividiria as áreas de exploração em concessões que incluiriam zonas de exploração comercial e zonas de cultura, sendo ainda designadas zonas não concessionadas, onde a apanha seria permitida em regime livre com regulamentação própria. Este modelo seria complementado por medidas adicionais, tais como as propostas no âmbito do projeto desenvolvido no estuário do Tejo (Chainho et al., 2016). É ainda possível identificar medidas necessárias que não foram mencionadas no relatório do programa projeto desenvolvido para o estuário do Tejo (Chainho et al., 2016), tais como:
 - As áreas de exploração, em regime de concessão ou livre, não se devem localizar em zonas da RNET com proteção parcial tipo I, parcial tipo II ou proteção total;
 - Criação de centros de transformação industrial/áreas de transposição para os exemplares capturados em sistemas com classificação C quanto aos níveis de contaminação microbiológica;
 - Criação de zonas de “interdição à apanha”, para o desenvolvimento e recolha de juvenis naturais, necessários para o cultivo da espécie;
 - Criação de lotas ambulatoriais, nas quais o comércio de amêijoia-japonesa seria exclusivo;
- Estuário do Sado – Medidas de regulamentação de época de defeso e de quantidades máximas diárias, como as mencionadas nos casos da Baía de Arcachon, em França (Bell et al., 2006; Bald et al., 2009) e dos estuários de Plentzia e de Mundaka, em Espanha (Bald & Borja, 2002), são suficientes pois não se verifica atualmente uma presença significativa de amêijoia-japonesa neste sistema, o que resulta numa prática residual da exploração desta espécie;
- Lagoa de Óbidos – Neste sistema, a maioria dos apanhadores estão licenciados e praticam artes de apanha de acordo com a legislação em vigor (Duarte, 2018), o que significa que um modelo de co-gestão com a participação ativa dos apanhadores, como o praticado na Galiza, em Espanha (Molares & Freire, 2003), seria o mais vantajoso para a promoção de prática sustentável desta atividade;
- Ria de Aveiro – A apanha de moluscos bivalves é direcionada para espécies diferentes consoante a época do ano, como o berbigão, a amêijoia-boia, amêijoia macha e a amêijoia-japonesa (Projeto Gepeto, 2014). Logo, justifica-se apenas a criação de regulamentação direcionada para este

sistema que tenha em conta as espécies exploradas, bem como a execução de fiscalização das quantidades diárias e artes de pesca utilizadas.

8. Conclusões e considerações finais

A amêijoa-japonesa é uma espécie exótica de elevada produtividade, que foi introduzida em Portugal para fins comerciais. Atualmente está presente em vários sistemas costeiros portugueses, no entanto, só no Tejo a população desta espécie atingiu uma abundância elevada, passando a ser dominante relativamente às espécies autóctones. Esta mudança na comunidade de moluscos bivalves marinhos originou uma mudança na comunidade piscatória que passou a explorar esta espécie.

A exploração de amêijoa-japonesa tornou-se numa atividade bastante relevante no estuário do Tejo, devido ao grande número de pessoas envolvidas e ao aumento do rendimento da apanha. A expansão da atividade conduziu a práticas que não respeitam as normas impostas pelo quadro legal e pelos instrumentos de gestão territorial com incidência neste sistema, o que representa um risco para a saúde pública. Esta situação, aliada à falta de legislação específica para outros sistemas onde esta espécie ocorre e é explorada, como a Ria de Aveiro, a Lagoa de Óbidos e o estuário do Sado, tornou evidente a necessidade de desenvolver um modelo de gestão para a exploração desta espécie.

Nesse sentido, foram analisados o quadro legal e os instrumentos de gestão territorial em vigor na Ria de Aveiro, Lagoa de Óbidos, estuário do Sado e estuário do Tejo e identificadas as principais inconformidades legais praticadas. Também foram alvo de análise as estratégias propostas ou em prática noutros países, assim como modelos propostos pelo projeto “Amêijoa-japonesa – Estado atual da população do estuário do Tejo, impactos e gestão da apanha”.

Esta análise mostrou que a conjugação da estratégia “Pesca baseada na cultura” em prática em Itália com o “Cenário 1 – Regime misto com áreas de concessão e áreas livres”, proposto para o estuário do Tejo, bem como a implementação de várias medidas complementares que visem a criação de infraestruturas e alterações ao quadro legal, poderá ser o melhor modelo a adotar para o estuário do Tejo, onde se verifica a prática intensa desta atividade. A exploração menos intensa de amêijoa-japonesa nos outros sistemas abordados neste trabalho fundamenta as seguintes propostas: a criação de regulamentação direcionada para a Ria de Aveiro e fiscalização da atividade; a implementação de um modelo de co-gestão com a participação ativa dos apanhadores na Lagoa de Óbidos; e a implementação de medidas de regulamentação de época de defeso e de quantidades máximas diárias para o estuário do Sado.

Um futuro modelo de gestão desta atividade deverá incluir monitorização a longo prazo da evolução da população de bivalves, envolvimento de “stakeholders” relevantes desta atividade económica e a integração compatível das condicionantes legislativas e dos instrumentos de gestão territorial das áreas exploradas.

Existem ainda duas questões que deverão ser trabalhadas no futuro: a interdição à apanha com recurso a ganchorra em vigor no estuário do Tejo, que é atualmente o método mais rentável de apanha de amêijoa-japonesa, e a não existência de locais designados para transposição dos moluscos bivalves marinhos capturados em sistemas cuja qualidade da água não permita a sua comercialização imediatamente após a captura, como é o caso do estuário do Tejo.

Referências Bibliográficas

- Arlinghaus, R. & Mehner, T., 2005. Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: habitat management versus fish stocking. *Limnologica*, 35(1-2):2-17.
- Auby, I. 1993. Evolution de la richesse biologique du Bassin d'Arcachon. Rapport Société Scientifique d'Arcachon. Laboratoire d'Océanographie Biologique, Ifremer, Arcachon, France, 222 pp.
- Bald, J. & Borja, A. 2002. Modelling the management of clam (*Ruditapes decussatus*) exploitation in the Plentzia estuary (Basque Country, Northern Spain). In: Conference Proceedings of the XX International Conference of the System Dynamics Society, Palermo, Italy, July 28 - August 1, 26 pp.
- Bald, J., Sinquin, A., Borja, A., Caill-Milly, N., Duclercq, B., Dang, C., & De Montaudouin, X. 2009. A system dynamics model for the management of the Manila clam, *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve, 1850) in the Bay of Arcachon (France). *Ecological Modelling*, 220(21):2828-2837.
- Barcellini, V.C., Motta, F.S., Martins, A.M. & Moro, P.S. 2013. Recreational anglers and fishing guides from an estuarine protected area in southeastern Brazil: Socioeconomic characteristics and views on fisheries management. *Ocean & Coastal Management*, 76:23-29.
- Bell, J.D., Bartley, D.M., Lorenzen, K. & Loneragan, N.R. 2006. Restocking and stock enhancement of coastal fisheries: potential, problems and progress. *Fisheries Research Restocking and Stock Enhancement of Coastal Fisheries—Potential, Problems and Progress, Special Symposium, 7th Asian Fisheries Forum*, 80(1):1-8.
- Bidegain, G., & Juanes, J. A. 2013. Does expansion of the introduced Manila clam *Ruditapes philippinarum* cause competitive displacement of the European native clam *Ruditapes decussatus*?. *Journal of experimental marine biology and ecology*, 445:44-52.
- Bidegain, G., Sestelo, M., Roca-Pardiñas, J., & Juanes, J. A. 2013. Estimating a new suitable catch size for two clam species: Implications for shellfishery management. *Ocean & coastal management*, 71:52-63.
- 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.
- Boese, B.L. 2002. Effects of recreational clam harvesting on eelgrass (*Zostera marina*) and associated infaunal invertebrates: in situ manipulative experiments. *Aquatic Botany*, 73:63-74.
- Borja, A. & Bald, J. 2000. Modelling the management of clam (*Ruditapes decussatus*) exploitation in the Basque Country (N of Spain). *Periodicum Biologorum* 102(1):395-406.
- Brastviken, D.T.E., Caraco, N.F. & Cole, J.J. 1998. Experimental measurements of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) impacts on phytoplankton community composition. *Freshwater Biology*, 39(2):375-386.
- Brook, R.K. & McLachlan, S.M. 2005. On using expert-based science to “test” local ecological knowledge. *Ecology and Society*, 10(2), 3 pp.
- Brown, R.C. 2001. Community-based co-operative management: renewed interest in and old paradigm. In: Pither, T.J., Hart, P.J.B., Pauly, D. (Eds.), *Reinventing Fisheries Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 185-193.

- Brusà, R. B., Cacciatore, F., Ponis, E., Molin, E., & Delaney, E. 2013. Clam culture in the Venice lagoon: stock assessment of Manila clam (*Venerupis philippinarum*) populations at a nursery site and management proposals to increase clam farming sustainability. *Aquatic living resources*, 26(1):1-10.
- Cabral, S., Carvalho, F., Gaspar, M., Ramajal, J., Sá, E., Santos, C., Silva, G., Sousa, A., Costa, J.L. & Chainho, P. 2020. Non-indigenous species in soft-sediments: Are some estuaries more invaded than others?. *Ecological Indicators*, 110:105640.
- Caddy J.F., Defeo, D., & Defeo, O. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. Vol. 448. Food & Agriculture Organization.
- Caill-Milly, N., Casamajor, M.N., Lissardy, M., Sanchez, F. & Morandeau, G. 2003. Évaluation du stock de palourdes du bassin d’Arcachon - Campagne 2003. Ifremer. Direction de Ressources Vivantes. Département REssources Halieutiques, 43 pp.
- Caill-Milly, N., Duclercq, B. & Morandeau, G. 2006. Campagne d’évaluation du stock de palourdes du bassin d’Arcachon - année 2006. Ifremer. Direction de Ressources Vivantes. Département Ressources Halieutiques, 34 pp.
- Caraco, N.F., Cole, J.J., Raymond, P.A., Strayer, D.L., Pace, M.L., Findlay, S.E., & Fischer, D.T. 1997. Zebra mussel invasion in a large, turbid river: phytoplankton response to increased grazing. *Ecology*, 78(2):588-602.
- Carvalho, F. B., 2017. Estado atual da população de amêijoa-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) do estuário do Tejo e impactes da sua introdução. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal. 71 pp.
- Carvalho, F., Costa, J.L., Ramajal, J., Gaspar, M.B. & Chainho, P. 2019 Changes in provisioning ecosystem services caused by the introduction of the Manila clam. Poster presentation in the 42nd CIESM Congress. CIESM – The Mediterranean Science Commission.
- Cessari, P. & Pellizzato, M. 1985. Molluschi pervenuti in Laguna di Venezia per apporti volontari o casuali Acclimatazione di *Saccostrea commercialis* (Iredale & Roughely, 1933) e di *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850). *Bollettino Malacologico.*, 21:237-274.
- Chainho, P. 2011. Portuguese update on alien marine species. In Report of the Working Group on Introduction and Transfers of Marine Organisms (WGITMO) ICES CM 2011/ACOM:29, 162pp.
- Chainho, P. 2014. Report of the working group on introduction and transfers of marine organisms (WGITMO). ICES CM 2014/ACOM: 32, 259pp.
- Chainho, P., Adão, H., Carvalho, F., Castro, A.T., Costa, J.L., Machado, M., Marques, J.M., Moura, P., Picard, D., Ramajal, J., Gaspar, M.B. 2016. Relatório do projeto “Amêijoa-japonesa – Estado atual da população do estuário do Tejo, impactos e gestão da apanha”. Diagnóstico e recomendações. MARE-ULisboa, DGRM, IPMA, CRIA, Universidade de Évora, 13p.
- Chainho, P., Fernandes, A., Amorim, A., Avila, S., Canning-Clode, J., Castro, J.J., Costa, A.C., Costa, J.L., Cruz, T., Gollasch, S., Grazziotin-Soares, C., Melo, R., Micael, J., Parente, M.I., Semedo, J., Silva, T., Sobral, D., Sousa, M., Torres, P., Veloso, V. & Costa, M.J. 2015. Non-indigenous species in Portuguese coastal areas, coastal lagoons, estuaries and islands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 167:199-211.

- Chiesa, S., Chainho, P. & Ruano, F. 2016. Country report from Portugal. Relatório de Pesquisa da Organização de Pesquisa e Educação da Pesca. Bulletin of Japan Fisheries Research and Education Agency, 42:121-123.
- Churchill, J.H. 1989. The effect of commercial trawling on sediment re-suspension and transport over the Middle Atlantic bight continental shelf. *Continental Shelf Research*, 9:864-1989.
- Cruz, T., Jacinto, D., Sousa, A., Penteado, N., Pereira, D., Fernandes, J.N., Silva, T. & Castro, J.J. 2015. The state of the fishery, conservation and management of the stalked barnacle *Pollicipes pollicipes* in Portugal. *Marine Environmental Research*, 112:73-80.
- Cunha, V.D.A.C. 2012. Redução do teor de contaminantes químicos provenientes do Estuário do Tejo. Dissertação de Mestrado. Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa, Portugal. 97 pp.
- De Groot, S.J. 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management*, 9:177-190.
- Decreto-Lei nº 140/99, Ministério do Ambiente, Diário da República, I série-A – nº 96 – 24 de abril de 1999.
- Decreto-Lei nº 293/98, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Diário da República, I série-A – nº 216 – 18 de setembro de 1998.
- Delgado, M. & Pérez-Camacho, A. 2007. Comparative study of gonadal development of *Ruditapes philippinarum* (Adams and Reeve) and *Ruditapes decussatus* (L.) (Mollusca: Bivalvia): influence of temperature. *Scientia Marina* 71:471-484.
- Despacho nº 2102/2019, Ciência, Tecnologia e Ensino Superior, Ambiente e Transição Energética e Mar, Instituto Português do Mar e da Atmosfera, I. P., Diário da República, 2ª série – nº 43 – 1 de março de 2019.
- Duarte, I.M.P. 2018. Comparação da biologia reprodutiva da amêijoia-boia, *Ruditapes decussatus*, e da amêijoia japónica, *Ruditapes philippinarum*, da Lagoa de Óbidos, Leiria, Portugal. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar, Instituto Politécnico de Leiria, Portugal. 72 pp.
- Everett, R.A., Ruiz, G.M. & Carlton, J.T. 1995. Effect of oyster mariculture on submerged aquatic vegetation: na experimental test in a Pacific Northwest estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 125: 205-217.
- Fanning, K.A., Carter, K.L. & Betzer, P.R. 1982. Sediment re-suspension by coastal waters: a potential mechanism for nutrient recycling on the ocean's margins. *Deep-Sea Research*, 8A:953-965.
- FAO. 2019. 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 em Janeiro 2019.
- 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* 266:130-143.

- Fonseca, M.S., Thayer, G.W. & Chester, A.J. 1984. Impact of scallop harvesting on eelgrass (*Zostera marina*) meadows: implications for management. *North American Journal of Fisheries Management*, 4:286-293.
- Garaulet, L.L., 2011. 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. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Portugal. 100 pp.
- Gaspar, M.B. 2010. Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório técnico do IPIMAR, 6 pp.
- Gaspar, M.B., Chainho, P., & Costa, J.L. 2018. Distribuição, abundância e estrutura demográfica da amêijoia-japonesa (*Ruditapes philippinarum*) no Rio Tejo. Relatório da campanha de monitorização do estuário do Tejo, 18pp.
- Genez, P., Önal, U. & Gezen, M.R., 2015. Comparison of gametogenic cycles of the endemic European carpet shell clam (*Ruditapes decussatus*) and the introduced Manila clam (*Ruditapes philippinarum*) from a temperate coastal Mediterranean lagoon in the Dardanelles, Turkey. *Journal of Shellfish Research* 34:337-345.
- Gosling, E. 2004. *Bivalve Molluscs: Biology, Ecology and Culture*. FishingNewsBooks, Blackwell Science, UK, 43 pp.
- Graham, J., Amos, B., & Plumptre, T.W. 2003. *Governance principles for protected areas in the 21st century*. Ottawa: Institute on Governance, Governance Principles for Protected Areas. 2pp.
- GRAL. 2006. Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per veneri coltura. Venice (In Italian).
- GRAL. 2009. Adeguamento al Piano d'uso sostenibile delle aree in concessione per venericoltura. Gestione Risorse Alieutiche Lagunari.
- Grilo, C.B.S. 2011. *Governance frameworks for marine protected areas: proposals for Mozambique, Tanzania and South Africa*. Tese de Doutoramento. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa. Portugal. 441 pp.
- 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.
- Hartill, B.W., Cryer, M. & Morrison, M.A. 2005. Estimates of biomass, sustainable yield, and harvest: neither necessary nor sufficient for the management of non-commercial urban intertidal shellfish fisheries. *Fisheries Research* 71(2):209-222.
- Howlett, M., & Rayner, J. 2006. Convergence and divergence in 'new governance' arrangements: Evidence from European integrated natural resource strategies. *J. Public Policy* 26:167-189.
- Hurtado, N.S., García, C.P., Morán, P. & Pasantes, J.J. 2011. Genetic and cytological evidence of hybridization between native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* (Mollusca, Bivalvia, Veneridae) in NW Spain. *Aquaculture* 311:123-128.
- ICES. 2008. Report of the working group on introductions and transfers of marine organisms (WGITMO). ICES CM 2008/ACOM 52, 130pp.
- Infopédia – Dicionários Porto Editora <https://www.infopedia.pt/dicionarios/lingua-portuguesa/governan%C3%A7a> (Consultado em janeiro de 2019).

Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas – <http://www2.icnf.pt/portal/pn/biodiversidade/rn2000/gestao/inst-gest-territ> (Consultado em janeiro de 2019a).

Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas – <http://www2.icnf.pt/portal/ap/r-nat/rnet/class-carac> (Consultado em dezembro de 2019b).

Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas – <http://www2.icnf.pt/portal/ap/r-nat/rnes/class-carac> (Consultado em dezembro de 2019c).

Jensen, A.C., Humphreys, J., Caldow, R.W.G., Grisley, C. & Dyrinda, P.E.J. 2004. Naturalization of the Manila clam (*Tapes philippinarum*), an alien species, and establishment of a clam fishery within Poole Harbour, Dorset. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84:1069-1073.

Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69:373-386.

Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, 78:1946-1957.

Juanes, J.A., Bidegain, G., Echavarri-Erasun, B., Puente, A., García, A., García, A., Bárcena, J., Álvarez, C. & García-Castillo, G. 2012. Differential distribution pattern of native *Ruditapes decussatus* and introduced *Ruditapes philippinarum* clam populations in the Bay of Santander (Gulf of Biscay): Considerations for fisheries management. *Ocean & coastal management*, 69:316-326.

Lam, M.E. & Borch, T. 2011. Cultural valuing of fishery resources by the Norwegian Saami. *Globalisation and ecological integrity in science and international law*, 361(376):361-376. Cambridge Scholars Publishing in association with GSE Research.

Laruelle, F., Guillou, J. & Paulet, Y.M. 1994. Reproductive pattern of the clams, *Ruditapes decussatus* and *R. philippinarum* on intertidal flats in Brittany. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 74:351-366.

Lei nº 31/2014, Assembleia da República, Diário da República, 1ª série – nº 104 – 30 de maio de 2014.

Lei nº 48/98, Assembleia da República, Diário da República, I série-A – nº 184 – 11 de agosto de 1998.

Leite, M.C.F. & Gasalla, M.A. 2013. A method for assessing fishers' ecological knowledge as a practical tool for ecosystem-based fisheries management: Seeking consensus in Southeastern Brazil. *Fisheries Research*, 145:43–53.

Levings, C.D., Kieser, D., Jamieson, G.S. & Dudas, S.E. 2002. Marine and estuarine alien species in the Strait of Georgia, British Columbia. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada.

Libralato, S., Pranovi, 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.

Lockwood, M., Davidson, J., Curtis, A., Stratford, E., & Griffith, R. 2010. Governance principles for natural resource management. *Society and natural resources*, 23(10):986-1001.

Machado, M. 2015. Effects of the non-indigenous bivalve *Ruditapes philippinarum* on meiofaunal communities of the Tagus estuary. Dissertação de Mestrado. Departamento de Biologia, Universidade de Évora, Portugal. 77 pp.

- Maia, F., Sobral, M.P. & Gaspar, M.B. 2006a. Ciclo reprodutivo e primeira maturação de *Solen marginatus* e *Venerupis pullastra* na Ria de Aveiro. Bases científicas para a gestão destes recursos. Relatório Científico Técnico do IPIMAR, 30 pp.
- Maia, F., Sobral, M.P. & Gaspar, M.B. 2006b. Estudo do crescimento de *Solen marginatus* e de *Venerupis pullastra* na Ria de Aveiro. Bases científicas para a gestão destes recursos. Relatório Científico Técnico do IPIMAR, 34 pp.
- Melaku Canu, D., Campostrini, P., Riva, S. D., Pastres, R., Pizzo, L., Rossetto, L., & Solidoro, C. 2011. Addressing sustainability of clam farming in the Venice Lagoon. *Ecology and Society*, 16(3), 29 pp.
- 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. *Marine Ecology Progress Series* 272, 153-164.
- Melia, P. & Gatto, M., 2005. A stochastic bioeconomic model for the management of clam farming. *Ecological Modelling* 184 (1):163-174.
- Molares, J. & Freire, J. 2003. Development and perspectives for community-based management of the goose barnacle (*Pollicipes pollicipes*) fisheries of Galicia (NW Spain). *Fisheries Research* 65:485-492.
- Molinarioli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Cucco, A. & Umgiesser, G. 2007. Links between hydrology and sedimentology in the Lagoon of Venice, Italy. *J. Mar. Syst.* 68:303-317.
- Moura, P., Garaulet, L. L., Vasconcelos, P., Chainho, P., Costa, J. L., & Gaspar, M. 2017. Age and growth of a highly successful invasive species: the Manila clam *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) in the Tagus Estuary (Portugal). *Aquatic Invasions*, 12(2):133-146.
- Moura, P., Vasconcelos, P., Pereira, F., Chainho, P., Costa, J. L., & Gaspar, M. B. 2018. Reproductive cycle of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum*): an intensively harvested invasive species in the Tagus Estuary (Portugal). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 98(7):1645-1657.
- 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.
- Neckles, H.A., Short, F.T., Barker, S. & Kopp, B.S. 2005. Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impacts and habitat recovery. *Marine Ecology Progress Series*, 285:57-73.
- Nerlović, V., Korlević, M. & Mravinac, B., 2016. Morphological and Molecular Differences Between the Invasive Bivalve *Ruditapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1850) and the Native Species *Ruditapes decussatus* (Linnaeus, 1758) from the Northeastern Adriatic Sea. *Journal of Shellfish Research*, 35(1), 31-39.
- Newell, R.C., Seiderer, L.J. & Hitchcock, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: a review*, 36:127-177
- 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.

- Oliveira, J., Castilho, F., Cunha, A. & Pereira, M.J. 2013. Bivalve Harvesting and Production in Portugal: an Overview. *Journal of Shellfish Research*, 32(3), 911-924.
- Pace, M.L., Findlay, S.E.G. & Fischer, D. 1998. Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. *Freshwater Biology*, 39:103-116.
- Paesanti, F. & Pellizzato, M. 2000. *Tapes Philippinarum*. Veneto Agricoltura, 73pp.
- Paquet, G. 1999. Governance through social learning. University of Ottawa Press. 273 pp.
- Pastres, R., Solidoro, C., Cossarini, G., Canu, D.M. & Dejak, C. 2001. Managing the rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice: a decision support system. *Ecological Modelling*, 138(1-3):231-245.
- Pellizzato, M. 1990. Acclimatisation of the *Tapes philippinarum* species and the first experimental rearing basins in Italy. In: E.S.A.V. (ed.), *Tapes philippinarum - Biologia e Sperimentazione*, Venezia, Italy, 157-170.
- Pellizzato, M., & Da Ros, L. 2005. Clam farming quality as a management tool: a proposal based on recent studies in Northern Adriatic lagoons. *Aquaculture International*, 13(1-2):57-66.
- Peterson, C.H., Summerson, H.C. & Fegley, S.R. 1983. Relative efficiency of two rakes and their contrasting impacts on seagrass biomass. *Fishery Bulletin*, 81: 429-434.
- Peterson, C.H., Summerson, H.C. & Fegley, S.R. 1987. Ecological consequences of mechanical harvesting of clam. *Fishery Bulletin*, 85:281-298.
- Pomeroy, R., Parks, J., Pollnac, R., Campson, T., Genio, E., Marlessy, C., Holle, E., Pido, M., Nissapa, A., Boromthananat, S. & Hue, N.T. 2007. Fish wars: Conflict and collaboration in fisheries management in Southeast Asia. *Marine Policy*, 31(6):645-656.
- Pomeroy, R.S. & Viswanathan, K. 2003. Fisheries comanagement developments in South-east Asia and Bangladesh. *The Fisheries Co-management Experience: Accomplishments, Challenges and Prospects* (eds DG Wilson, J. Raakjaer-Nielsen & P. Degnbol), 99-118.
- Portaria nº 14/2014, Presidência do Conselho de Ministros e Ministérios das Finanças, da Defesa Nacional, da Economia, do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia e da Agricultura e do Mar, Diário da República, 1ª série – nº 16 – 23 de janeiro de 2014.
- Portaria nº 85/2011, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Diário da República, 1ª série – nº 40 – 25 de fevereiro de 2011.
- Portaria nº 1228/2010, Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Diário da República, 1ª série – nº 235 – 6 de dezembro de 2010.
- Portaria nº 1421/2006, Ministérios da Economia e da Inovação e da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, Diário da República, 1ª série – nº 244 – 21 de dezembro de 2006.
- Pranovi, 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 Journal of Marine Science*, 61(1):43-52.
- Pranovi, 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. *Biological Invasions*, 8(4):595-609.

- Pranovi F. & Giovanardi O., 1994, The impact of hydraulic dredging for short-necked clams, *Tapes* spp., on an infaunal community in the lagoon of Venice. *Scient. Mar.* 58, 345–353.
- Prena, J., Rowell, T.W., Schwinghamer P., Gilkinson, K. & Gordon, D.C. 1996. Grand Banks otter trawling impact experiment: I. Site selection process, with a description of macro-faunal communities. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, 38 pp.
- Projeto Gepeto, 2014. Caso de Estudo - Apanha de bivalves na Ria de Aveiro. Distribuição e abundância dos moluscos bivalves com maior interesse comercial na Ria de Aveiro. IPMA (Instituto Português do Mar e da Atmosfera).
- Province of Venice. 2009. Piano per la gestione delle risorse alieutiche delle lagune di Venezia e Caorle. Dosson di Casier, Treviso (In Italian).
- Ramajal, J. 2012. Área de distribuição actual, análise da estrutura populacional e exploração comercial do bivalve *Venerupis senegalensis* (Gmelin, 1791) no estuário do rio Tejo. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. 91 pp.
- Ramajal, J., Picard, D., Costa, J. L., Carvalho, F. B., Gaspar, M. B. & Chainho, P. 2016. Amêijoja-japonesa, uma nova realidade no estuário do rio tejo: pesca e pressão social e impacto socio-económico. BRASPOR. 19 pp.
- Regione Emilia-Romagna. 2010, Aree marine di tutela istituite dalla Regione Emilia-Romagna. Primi interventi nella Sacca di Goro e nel mare. La Mandragora, Imola (Bo).
- Regulamento (CE) nº 853/2004 do Parlamento Europeu e do Conselho de 29 de abril de 2004, Jornal Oficial da União Europeia, L 139/55, 30 de abril de 2004.
- Regulamento (CE) nº1021/2008 da Comissão de 17 de outubro de 2008, Jornal Oficial da União Europeia, L 277/15, 18 de outubro de 2008.
- Regulamento (CE) nº 1881/2006 da Comissão de 19 de dezembro de 2006, Jornal Oficial da União Europeia, L 364/5, 20 de dezembro de 2006.
- Regulamento (UE) nº 786/2013 da Comissão de 16 de agosto de 2013, Jornal Oficial da União Europeia, L 220/14, 17 de agosto de 2013.
- Regulamento (UE) nº 2015/2285 da Comissão de 8 de dezembro de 2015, Jornal Oficial da União Europeia, L 323/2, 9 de dezembro de 2015.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 11/2002, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, I série-B – nº 14 – 17 de janeiro de 2002.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 86/2003, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, I série-B – nº 144 – 25 de junho de 2003.
- Resolução do Conselho de Ministros nº115-A/2008, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, 1ª série – nº 139 – 21 de julho de 2008.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 142/2000, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, I série-B – nº 243 – 20 de outubro de 2000.
- Resolução do Conselho de Ministros nº 177/2008, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, 1ª série – nº 228 – 24 de novembro de 2008.

- Resolução do Conselho de Ministros nº 182/2008, Presidência do Conselho de Ministros, Diário da República, 1ª série – nº 228 – 24 de novembro de 2008.
- Riomann, B. & Hoffmann, E. 1991. Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Marine Ecology Progress Series*, 69:171-178.
- Rivera, A., Gelcich, S., García-Florez, L., Alcázar, J.L. & Acuña, J.L. 2014. Co-management in Europe: insights from the gooseneck barnacle fishery in Asturias, Spain. *Marine Policy*, 50:300-308.
- Robert, R. & Deltreil, J.P., 1990. Élevage de la Palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans le Bassin d’Arcachon bilan des dix dernières années et perspectives de développement. Rapport interne IFREMER, RIDRV-90.40-RA/Arcachon, 21 pp.
- Rossi, R., 1989. Pesca e allevamento di vongola verace nella Sacca di Goro. *Mare Nostrum* 3:16-18.
- Ruano, F., & Sobral, D. V. 2000. Marine non-indigenous species—current situation in Portugal. In *Proceedings of the 1st Symposium on Nonindigenous Species: Introduction, Causes and Consequences*. Lisboa: Liga para a Protecção da Natureza, 58-63.
- Scarlato, O.A. 1981. Bivalves of temperate waters of the Northwestern part of the Pacific Ocean. Nauka Press, Leningrad, 408 pp.
- Scott, A. 1998. Cooperation and quotas. In: Pither, T.J., Hart, P.J.B. & Pauly, D. (Eds.), *Reinventing Fisheries Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 201-213.
- Sfriso, A., Facca, C. & Marcomini, A. 2005. Sedimentation rates and erosion processes in the lagoon of Venice. *Environment International*, 31:983-992.
- Sgro, L., Mistri, M. & Widdows, J. 2005. Impact of the infaunal manila clam, *Ruditapes philippinarum*, on sediment stability. *Hydrobiologia*, 550:175-182.
- Sladonja, B., Bettoso, N., Zentilin, A., Tamberlich, F., & Acquavita, A. 2011. Manila Clam (*Tapes philippinarum* Adams & Reeve, 1852) in the Lagoon of Marano and Grado (northern Adriatic Sea, Italy): socio economic and environmental pathway of a shell farm. *Aquaculture and the environment—A shared destiny*, InTech Publisher, 51-78.
- Solidoro, C., Canu, D.M. & Rossi, R. 2003. Ecological and economic considerations on fishing and rearing of *Tapes philippinarum* in the lagoon of Venice. *Ecological Modelling*, 170(2-3):303-318.
- Sorokin, Y.I. & Giovanardi, O. 1995. Trophic characteristics of the Manila clam (*Ruditapes philippinarum* Adams & Reeve, 1850). *ICES Journal of Marine Science*, 52:835-862.
- 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.
- Tawake, A., Parks, J., Radikedike, P., Aalbersberg, W.G., Vuki, V. & Salafsky, N. 2001. Harvesting clams and data: involving local communities in implementing and monitoring a marine protected area. *Conservation Biology in Practice*, 32-35.
- 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. *Freshwater Biology*, 47:107-119.
- Tunçer, S., İşmen, P. & Önal, U. 2004. A new record of Manila clam in the sea of Marmara (*Ruditapes philippinarum*, Adams & Reeve). In: Öztürk B, Salman A (eds), *Proceedings of the 1st National Malacology Congress*, 1–3 September 2004, Izmir, Turkey, 211-215.

- UNDP. 1997a. Governance for sustainable human development - A UNDP policy document. United Nations Development Programme, New York.
- UNDP. 1997b. Reconceptualising Governance in M. D. a. G. Division, editor. United Nations Development Programme, New York.
- Velez, C., Galvão, P., Longo, R., Malm, O., Soares, A. M., Figueira, E., & Freitas, R. 2015. *Ruditapes philippinarum* and *Ruditapes decussatus* under Hg environmental contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(15):11890-11904.
- Veneto Agricoltura and Provincia di Venezia. 2011. Piano per la gestione della venericoltura in laguna di Venezia.
- Vincenzi, S., Caramori, G., Rossi, R., & De Leo, G.A. 2006. A GIS-based habitat suitability model for commercial yield estimation of *Tapes philippinarum* in a Mediterranean coastal lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Ecological Modelling*, 193(1-2):90-104.
- Vincenzi, S., Zucchetta, M., Franzoi, P., Pellizzato, M., Pranovi, F., De Leo, G. A., & Torricelli, P. 2011. Application of a Random Forest algorithm to predict spatial distribution of the potential yield of *Ruditapes philippinarum* in the Venice lagoon, Italy. *Ecological Modelling*, 222(8):1471-1478.
- World Bank 1992. Governance and Development. World Bank, Washington, D.C.
- Xie, Q. & Burnell, G.M. 1994. A comparative study of the gametogenic cycles of the clams *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve 1850) & *Tapes decussatus* (Linnaeus) on the south coast of Ireland. *Journal of Shellfish Research*, 13:467-472.
- Zentilin A., Orel G. & Zamboni R. 2007. L'introduzione in Europa di *Tapes philippinarum* (Adams & Reeve, 1852), la vongola verace filippina. In *Annales: Series Historia Naturalis*, 17(2):227. Scientific and Research Center of the Republic of Slovenia.