

Carbono Azul



FUNDAÇÃO
CALOUSTE GULBENKIAN

RELATÓRIO CIENTÍFICO II

Os 10 principais ecossistemas
de carbono azul
em Portugal continental

RELATÓRIO CIENTÍFICO II

Os 10 principais ecossistemas de carbono azul em Portugal continental

Rui Santos

Paula Ito

Carmen B. de los Santos

Índice

I.	Nota Introdutória	06
II.	Espécies de sapal e ervas marinhas dos sistemas de estudo	07
III.	Os 10 ecossistemas de carbono azul em Portugal continental	19
	01. Ria de Aveiro	10
	02. Estuário do Mondego	23
	03. Lagoa de Óbidos	35
	04. Estuário do Tejo	46
	05. Estuário do Sado	62
	06. Estuário do Mira	74
	07. Ria de Alvor	86
	08. Estuário do Arade	98
	09. Ria Formosa	110
	10. Estuário do Guadiana	128



I. Nota Introdutória

O segundo volume do relatório científico do projeto Gulbenkian Carbono Azul – *Relatório Científico II: Os 10 principais ecossistemas de carbono azul em Portugal continental* – complementa e dá suporte ao primeiro volume, *Relatório Científico I: Avaliação dos ecossistemas de carbono azul em Portugal continental*, ao apresentar informação detalhada, sob a forma de fichas técnicas, para cada um dos ecossistemas de carbono azul estudados.

As fichas técnicas incluem a localização geográfica, os tipos de habitats e a área que ocupam, os estatutos de proteção em que estão incluídos, as estimativas de stocks e de taxas de sequestro de carbono, a qualidade ambiental, as ameaças a que estão expostos e as intervenções de conservação implementadas no passado, em curso ou outras aqui propostas para o futuro. Cada ficha culmina com o levantamento das partes interessadas locais para que sejam desencadeados processos de conservação e restauro dos sistemas em análise.

II. Espécies de sapal e ervas marinhas dos sistemas de estudo

Lista de espécies de sapal e ervas marinhas descritas nos sistemas de estudo. Apresentam-se os nomes atualizados segundo a base de dados *Plants of the World Online* (POWO) do Jardim Botânico Real de Kew (<https://powo.science.kew.org>) e os nomes científicos usados na bibliografia consultada para a compilação dos dados de interesse para este trabalho.

Ervas marinhas

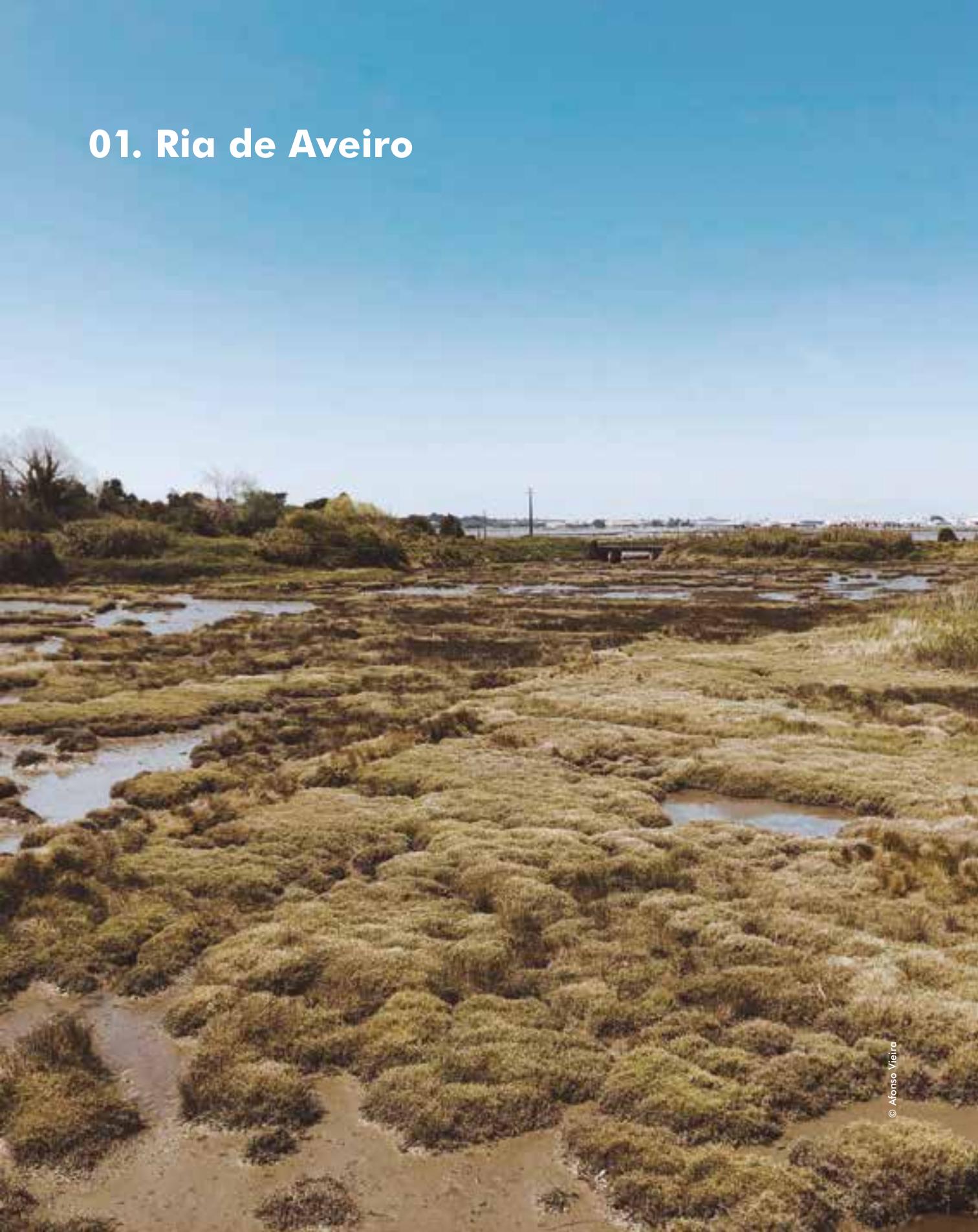
Nome atual	Nomes antigos
<i>Cymodocea nodosa</i> (Ucria) Asch.	-
<i>Zostera marina</i> L.	-
<i>Zostera noltei</i> Hornem.	<i>Zostera noltii</i> Hornem.

Plantas de sapal

Nome atual	Nomes antigos
<i>Arthrocaulon macrostachyum</i> (Moric.) Piirainen & G.Kadereit	<i>Arthrocnemum macrostachyum</i> (Moric.) K.Koch <i>Arthrocnemum glaucum</i> (Moq.) Ung.-Sternb.
<i>Atriplex glauca</i> L.	-
<i>Atriplex portulacoides</i> L.	<i>Halimione portulacoides</i> (L.) Aellen
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	<i>Scirpus maritimus</i> L.
<i>Caroxylon vermiculatum</i> (L.) Akhani & Roalson	<i>Salsola vermiculata</i> L.
<i>Cistanche phelypaea</i> (L.) Cout.	-
<i>Juncus maritimus</i> Lam.	-
<i>Limbarda crithmoides</i> (L.) Dumort.	<i>Inula crithmoides</i> L.
<i>Limoniastrum monopetalum</i> (L.) Boiss.	-
<i>Limonium algarvense</i> Erben	-
<i>Limonium ferulaceum</i> (L.) Chaz.	-
<i>Limonium lanceolatum</i> (Hoffmanns. & Link) Franco	-
<i>Limonium vulgare</i> Mill.	-
<i>Myriolimon diffusum</i> (Pourr.) Lledó, Erben & M.B.Crespo	<i>Limonium diffusum</i> (Pourr.) Kuntze
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	-
<i>Puccinellia foucaudii</i> (Hack.) Holmb.	-
<i>Puccinellia maritima</i> (Huds.) Parl.	-
<i>Salicornia europaea</i> L.	<i>Salicornia ramosissima</i> (Hook.f.) J.Woods ex W.A.Clarke & E.S.Marshall
<i>Salicornia fruticosa</i> (L.) L.	<i>Sarcocornia fruticosa</i> (L.) A.J.Scott <i>Arthrocnemum fruticosum</i> (L.) Moq.
<i>Salicornia nitens</i> P.W.Ball & Tutin	-
<i>Salicornia perennans</i> subsp. <i>perennans</i>	<i>Salicornia patula</i> Duval-Jouve
<i>Salicornia perennis</i> Mill.	<i>Sarcocornia perennis</i> (Mill.) A.J.Scott <i>Arthrocnemum perenne</i> (Mill.) Fourc.
<i>Salicornia pruinosa</i> (Fuente, Rufo & Sánchez Mata)	<i>Sarcocornia pruinosa</i> Fuente, Rufo & Sánchez Mata
<i>Sporobolus maritimus</i> (Curtis) P.M.Peterson & Saarela	<i>Spartina maritima</i> (Curtis) Fernald
<i>Sporobolus montevidensis</i> (Arechav.) P.M.Peterson & Saarela	<i>Spartina densiflora</i> Brongn.
<i>Sporobolus pumilus</i> (Roth) P.M.Peterson & Saarela	<i>Spartina patens</i> (Aiton) Muhl.
<i>Sporobolus versicolor</i> (E.Fabre) P.M.Peterson & Saarela	<i>Spartina versicolor</i> E.Fabre
<i>Suaeda maritima</i> (L.) Dumort.	-
<i>Suaeda vera</i> Forssk. ex J.F.Gmel.	-
<i>Triglochin maritima</i> L.	-
<i>Tripolium pannonicum</i> (Jacq.) Dobrocz.	<i>Aster tripolium</i> L.

III. Os 10 ecossistemas de carbono azul em Portugal continental

01. Ria de Aveiro



1.1 Localização geográfica

A Ria de Aveiro é uma lagoa localizada na costa oeste do norte de Portugal, nos distritos de Aveiro e de Coimbra, integrada nos concelhos de Aveiro, Estarreja, Ílhavo, Mira, Murtosa, Ovar e Vagos. Está separada do mar por uma barreira de areia e ligada ao oceano Atlântico por uma entrada artificial (**Figura 1.1**). A profundidade média é de 10 m. É um sistema complexo que inclui diversos braços, bacias internas, planícies de marés e ilhas, formando quatro canais principais: Mira, Ílhavo, Espinheiro e São Jacinto-Ovar. A hidrodinâmica da lagoa é dominada pelas marés, sendo o rio Vouga, que desagua pelo canal do Espinheiro, a entrada de água doce mais importante.

Figura 1.1 Localização da Ria de Aveiro nos distritos de Aveiro e de Coimbra e a área abrangida pelas figuras de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000) e Reserva Natural na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP). Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.



1.2. Tipos de habitats

A Ria de Aveiro apresenta pradarias de ervas marinhas de *Zostera noltei* (Cunha et al., 2013), maioritariamente intertidais, e algumas manchas da espécie *Z. marina* (Guerrero-Meseguer et al., 2021). As ervas marinhas encontram-se principalmente no canal de Mira, que tem cerca de 25 km de extensão e uma profundidade média de 1 m.

As principais áreas de sapal na Ria de Aveiro encontram-se nas partes norte e central do estuário. Na zona de Laranjo, as espécies dominantes são *Bolboschoenus maritimus* e *Juncus maritimus* (Cleary et al., 2012; Válega et al., 2008). O sapal de Verdemilho está dominado pelas espécies *Atriplex portulacoides*, *Salicornia perennis* e *Puccinellia maritima*, enquanto o sapal da Barra está colonizado principalmente pelas espécies *A. portulacoides*, *S. perennis*, *J. maritimus* e *Sporobolus maritimus* (Duarte et al., 2018). Outras espécies que se podem encontrar são *Salicornia europaea*, *Phragmites australis* e *Limonium vulgare* (Silva et al., 2004; Sousa et al., 2017). Em geral, o sapal baixo está dominado pelas espécies *S. maritimus* e *S. europaea*, enquanto o sapal médio e alto está dominado pelas espécies *A. portulacoides*, *S. perennis*, *J. maritimus* e *Phragmites australis* (Silva et al., 2004; Sousa et al., 2017).

1.3 Estatutos de proteção

A Ria de Aveiro está incluída dentro dos limites das áreas designadas como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo das Diretivas Habitats e Aves, respetivamente (**Figura 1.1, Tabela 1.1**). Uma pequena parte do sistema, as Dunas de São Jacinto, está incluída na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) na categoria *Reserva Natural* (Decreto-Lei n.º 41/79, de 6 de março). Esta zona protegida não inclui as zonas húmidas adjacentes da ria (**Figura 1.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06). Na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto et al., 2020), a espécie *Zostera marina* encontra-se classificada na categoria *Vulnerável* (VU).

Tabela 1.1 Sumário dos estatutos de proteção da Ria de Aveiro. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano de designação	Área (ha)
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)	PTCON0061	2014	33 127
Zona de Proteção Especial (rede Natura 2000)	PTZPE0004	1988	51 446
Reserva Natural das Dunas de São Jacinto (RNAP)	Decreto-Lei n.º 41/79	1979	996

1.4 Área total de cada habitat

1.4.1 Ervas marinhas

Em geral, as pradarias de ervas marinhas da Ria de Aveiro sofreram uma regressão durante o século XX (Azevedo et al., 2013; Cunha et al., 2013; Silva e Duck, 2001; Silva et al., 2004). No entanto, a análise temporal das áreas intertidais ocupadas pela espécie *Zostera noltei* mostrou uma recuperação entre 2005 e 2014, tendo a área aumentado de 106 ha para 226 ha devido à redução de impactes antropogénicos (Sousa et al., 2019; **Tabela 1.2, Figura 1.2**). Neto et al., (2018) estimaram que, em 2010, a área ocupada por ervas marinhas intertidais era de 33 ha. Num estudo publicado em 2019, é apresentado um mapa no qual as ervas marinhas ocupam cerca de 188 ha (Lopes et al., 2019), sendo, no entanto, desconhecida a fonte destes dados e em que data foram obtidos (**Tabela 1.2, Figura 1.2**).

A espécie *Zostera marina* já foi muito abundante na Ria de Aveiro, mas está em declínio desde a década de 1930 (Cunha et al., 2013). Em 2009, apenas foi observada uma mancha desta espécie no canal de Ovar e dez manchas pequenas no canal de Mira. Contudo, estas manchas desapareceram em 2010 por causa de fortes tempestades (Cunha et al., 2013). Uma década depois, em 2019, Guerrero-Meseguer et al. (2021) reportaram a presença de nove manchas de *Z. marina* no canal de Mira, com uma área total estimada de 0,027 ha, o que indica uma ligeira recuperação da espécie neste sistema.

Desde o último levantamento de Sousa et al. (2019), que não há dados disponíveis sobre a área coberta pela erva marinha intertidal *Zostera noltei*. Para as estimativas de carbono azul desta espécie, considerou-se a área de 226 ha reportada para 2014 (Sousa et al., 2019). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados por não serem atuais. Embora os dados de *Z. marina* sejam atuais, estes não foram considerados nas estimativas de carbono azul por serem uma fração muito pequena do total.

Tabela 1.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas na Ria de Aveiro ao longo do tempo. Dados apenas de estudos com o levantamento de ervas marinhas no estuário completo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	2005	106	Sousa et al. (2019)
Ervas marinhas intertidais	2010	32,70	Neto et al. (2018)
Ervas marinhas intertidais	2014	26	Sousa et al. (2019)
Ervas marinhas (total)	2019*	188	Lopes et al. (2019)
Ervas marinhas subtidais**	2019	0,027	Guerrero-Meseguer et al. (2021)

* Ano da publicação, não foi reportado o ano da observação.

** *Zostera marina*.

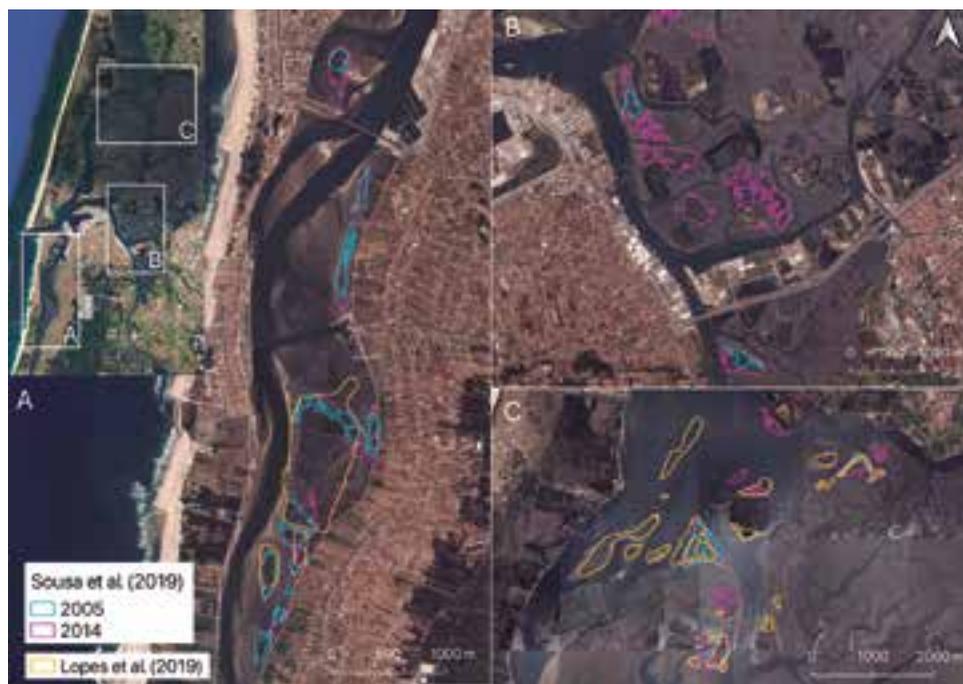


Figura 1.2 Localização das áreas de pradarias de ervas marinhas, reportadas por Sousa et al. (2019) em 2005 e 2014 e por Lopes et al. (2019) em 2019. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

1.4.2 Sapal

A única informação disponível sobre a área de sapal na Ria de Aveiro encontra-se na base de dados de distribuição global de sapais (Mcowen et al., 2017; **Tabela 1.3, Figura 1.3**), que indica que a área ocupada era de 6 343 ha em 2006 e de 3 455 ha em 2010. No entanto, verifica-se que os dados de 2006 incluem áreas ocupadas por ervas marinhas, o que indica que esta área de sapal está sobrestimada. A perda de sapal na Ria de Aveiro neste período terá sido de cerca de 50%.

Desde 2010 que não há dados disponíveis sobre a área de sapal neste sistema. Para as estimativas de carbono azul, considerou-se a área de 3 455 ha estimada por Mcowen et al. (2017) em 2010. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* por estes dados não serem atuais.

Tabela 1.3 Estimativas de áreas de sapal na Ria de Aveiro ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)	2006	6 343,47	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	3 454,67	Mcowen et al. (2017)

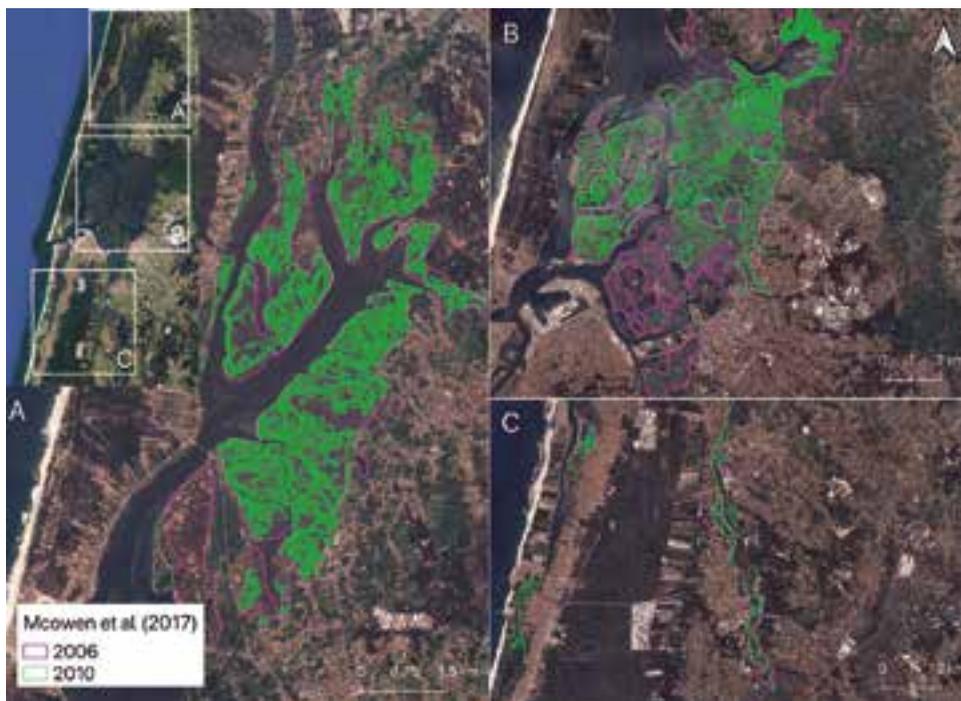


Figura 1.3 Localização das áreas de sapal na Ria de Aveiro em 2006 e 2010. Adaptado de Mcowen et al. (2017). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

1.5 Estimativas de stocks e de taxas de sequestro

1.5.1 Compilação de dados

Estão disponíveis dados de biomassa de *Zostera noltei* na Ria de Aveiro, medidos no período 2003-2021 (Costa et al., 2021, 2022; Silva et al., 2004, 2009; Sousa et al., 2019; **Tabela 1.4**), mas não de conteúdo em carbono. O stock de carbono na biomassa de *Z. noltei*, foi estimado em $0,64 \pm 0,10$ Mg C ha⁻¹ (Sousa et al., 2019). Igualmente, existem dados de biomassa para as principais espécies de sapal na Ria de Aveiro (Cleary et al., 2012; Duarte et al., 2014, 2018; Figueira et al., 2012; Santos et al., 2007; Sousa et al., 2017; **Tabela 1.4**). Sousa et al. (2017) reportam o stock de carbono existente na biomassa de sapal de toda a Ria de Aveiro (**Tabela 1.4**).

Relativamente ao stock de carbono nos sedimentos, existem dados para as ervas marinhas (Sousa et al., 2019) e para o sapal (Sousa et al., 2017), mas apenas para a camada mais superficial do sedimento (10 cm para ervas e 25 cm para o sapal; **Tabela 1.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 3* aos dados de vegetação de ervas marinhas e de sapal e uma *Cat 2* aos dados de sedimento dos dois tipos de habitats, por estarem incompletos, representando apenas a camada superficial (**Tabela 1.5**).

Tabela 1.4 Compilação dos valores usados para os cálculos dos stocks de carbono na Ria de Aveiro, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados. Não existem dados para o cálculo das taxas de sequestro de carbono.

Variável	Ervas marinhas (ZN)	Sapal (AP)	Sapal (BM)	Sapal (JM)	Sapal (SP)	Sapal (SM)
Área (ha)	226	3 454,67				
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	87,1 ± 25,8	596 ± 678	421 ± 417	1 088 ± 541	107 ± 21	370 ± 96
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	68,3 ± 14,3	2 994 ± 2 540	245 ± 34	1 642 ± 956	13 ± 3	1 963 ± 2 439
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-	-	-	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-	-	-	-	-
Stock de carbono na biomassa total (Mg C ha ⁻¹)	0,64 ± 0,10	-	-	-	-	-
Stock de carbono na biomassa total no sistema (Mg C)		13 118 [§]	948 [§]	17 368 [§]	1 946 [§]	2 326 [§]
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	35,9 ± 1,7	-	43,3 ± 0,4	36,6 ± 1,3	40,9 ± 3,3
Conteúdo em carbono (biomassa hipógea) (% PS)	-	43,4 ± 1,0	-	-	43,5 ± 1,1	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	-	-	-	-	-	-
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	-	-	-	-	-
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	1,63 ± 0,11*	-	-	-	-	-
Stock de carbono no sedimento no sistema (Mg OC)	-	104 102**§	6 461**§	69 017**§	16 524**§	22 188**§
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	-	-	-	-	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-	-	-	-	-

PS: peso seco. OM: matéria orgânica. Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; AP, *Atriplex portulacoides*; BM, *Bolboschoenus maritimus*; JM, *Juncus maritimus*; SP, *Salicornia perennis*, SM, *Sporobolus maritimus*. * Para a camada superior de sedimento de 10 cm (Sousa et al., 2019). ** Para a camada superior de sedimento de 25 cm (Sousa et al., 2017). § Para uma área total de sapal de 4 400 ha (Sousa et al., 2017).

Tabela 1.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks de carbono da Ria de Aveiro. Não existem dados para o cálculo das taxas de sequestro de carbono.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 3	Cat 3
Nível 3: Sedimento	Cat 1	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: *Cat 0* (não existem dados), *Cat 1* (dados incompletos), *Cat 2* (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e. < 2018), *Cat 3* (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

1.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul na Ria de Aveiro apresentem um stock total (sedimento e biomassa) de 252 558 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 1 136 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas um contributo de 0,2% e de 11%, respetivamente (**Tabela 1.6**). Estas estimativas de stock total foram obtidas com os dados publicados nos estudos de Sousa et al. (2017) e Sousa et al. (2019) para a camada superficial do sedimento (10 cm para as ervas e 25 cm para o sapal). As deficiências dos dados disponíveis para as taxas de sequestro foram colmatadas usando os valores disponíveis para a Ria Formosa. Portanto, estas estimativas consideram-se subestimadas em comparação com as estimativas obtidas para os outros sistemas.

Tabela 1.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul na Ria de Aveiro.

Variável	Ervas marinhas (ZN)	Sapal (AP)	Sapal (BM)	Sapal (JM)	Sapal (SP)	Sapal (SM)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	145	13 118	948	17 368	1 946	2 326	35 851
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	362	104 102	6 461	69 017	14 578	22 188	216 708
Stock total (Mg OC)	506	117 220	7 409	86 385	16 524	24 514	252 558
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	127	202	202	202	202	202	1 136

OC: carbono orgânico. Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; AP, *Atriplex portulacoides*; BM, *Bolboschoenus maritimus*; JM, *Juncus maritimus*; SP, *Salicornia perennis*; SM, *Sporobolus maritimus*.

1.6 Qualidade ambiental e ameaças

A Ria de Aveiro encontra-se numa região densamente urbanizada e industrializada onde está localizado o Porto de Aveiro. A pressão urbanística e industrial, bem como a histórica reclamação de áreas de sapal para a agricultura, são responsáveis pela elevada artificialização e alteração da morfologia das margens. O aprofundamento e a alteração do leito devido às dragagens realizadas para a manutenção dos canais de navegação, o acesso ao Porto de Aveiro e a outras infraestruturas, as barragens e os molhes alteraram o regime hidrológico, o transporte de sólidos e o regime de marés (APA, 2022). É de destacar que uma fábrica de produtos alcalino-clorados situada no complexo industrial nas proximidades da ria descarregou, ao longo de muitos anos, um efluente rico em mercúrio num canal que termina na baía do Laranjo. A partir de 1994, a descarga de mercúrio diminuiu consideravelmente, mas a concentração deste metal nos sedimentos superficiais desta baía é ainda muito mais elevada do que em níveis pré-industriais (Figueira et al., 2012).

Segundo a última caracterização e diagnóstico do Vouga, Mondego e Lis (RH4A), realizada em 2019, as massas de água de transição da Ria de Aveiro (PTo4VOU0552, PTo4VOU0547, PTo4VOU0550, PTo4VOU0536, PTo4VOU0514) apresentaram um estado ecológico *Bom*, *Razoável* ou *Medíocre* (APA, 2022). As classificações inferiores a *Bom* devem-se à má

condição dos elementos biológicos, nomeadamente dos sapais, dos macroinvertebrados bentónicos e da fauna piscícola (APA, 2022).

Entre as ameaças mais importantes para os habitats de carbono azul, encontram-se o desenvolvimento costeiro e turístico, as atividades portuárias, o impacto físico causado pela pesca destrutiva, a aquacultura (produção de bivalves) e o marisqueio (APA, 2022). A presença de duas espécies invasoras de poliquetas (*Arenicola defodiens* e *A. marina*) e as atividades de dragagem dos canais podem causar problemas na recuperação das pradarias de *Zostera noltei* (Costa et al., 2022; Sousa et al., 2019).

1.7 Intervenções de conservação

1.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Em 2021, foi apresentada na Comissão Parlamentar de Ambiente, Energia e Ordenamento do Território da Assembleia da República, uma proposta de criação do Parque Natural da Região de Aveiro, que integre a Rede Nacional de Áreas Protegidas e que abranja os territórios terrestre, fluvial, lagunar e marinho (Projeto de Resolução n.º 1372/XIV/2ª, 2021). A proposta foi aprovada em outubro do mesmo ano (Resolução n.º 266/2021, de 21 de outubro de 2021). A criação deste parque teria como objetivo permitir “a gestão comum, coerente e integrada de sete áreas classificadas e protegidas, de elevado valor ecológico, estético e paisagístico, e de grande interesse para a conservação da biodiversidade, bem como para a mitigação e adaptação aos efeitos da crise climática”. Entre as áreas incluídas, encontram-se a SIC e a ZPE da Ria de Aveiro. A Resolução da Assembleia da República apenas constitui uma recomendação ao Governo, não se conhecendo quaisquer intenções da parte deste de a implementar.

No relatório do 3º Ciclo do Plano de Gestão de Região Hidrográfica, a APA apresenta a medida de eliminar ou reduzir as águas residuais não ligadas à rede de drenagem, com o objetivo de melhorar a qualidade da água na ria (APA, 2022). Esta medida, a ser implementada, poderá resultar na melhoria da qualidade ambiental dos ecossistemas de carbono azul.

O projeto “BioPradaRia – Restauro, gestão e conservação de pradarias marinhas da Ria de Aveiro” (<https://biopradaria.weebly.com/>), que foi desenvolvido entre 2018 e 2022, visou promover e contribuir a conservação e o restauro dos ecossistemas de ervas marinhas e da biodiversidade aquática no âmbito de atividades pesqueiras sustentáveis, particularmente para uma melhor gestão e conservação dos recursos biológicos marinhos. Este projeto foi coordenado por investigadores do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro e financiado pelo Programa Operacional Mar2020. Num estudo recentemente publicado no âmbito deste projeto, os investigadores apresentaram uma abordagem de três passos para melhorar a resiliência de *Zostera noltei*, com a finalidade de facilitar o sucesso de planos de restauro desta espécie

(Costa et al., 2022), nomeadamente 1) a caracterização da população doadora, 2) a identificação dos constrangimentos e a implementação de medidas para os evitar, e 3) a ampliação do plano de restauração. O projeto “Remidigrass – Ervas marinhas como ferramentas na reabilitação de ecossistemas degradados” (<https://remidigrass.web.ua.pt/>) é outro projeto a ser desenvolvido na Ria de Aveiro (2018-2022) com o objetivo de desenvolver uma *caixa de ferramentas* metodológicas (avaliação do local, metodologias, planos de contingência, relação custo-benefício) para reabilitar ecossistemas estuarinos degradados. O projeto inclui as seguintes tarefas: 1) determinar as condições mais favoráveis para a sobrevivência dos transplantes de *Zostera noltei* através de experiências de crescimento em laboratório; 2) realizar uma experiência piloto de transplante de *Zostera noltei* no Largo do Laranjo da Ria de Aveiro; 3) avaliar o efeito da cobertura de ervas marinhas sobre a geoquímica de contaminantes; e 4) avaliar o efeito do transplante na biodiversidade e produção anual das comunidades macrobentónicas. Este projeto é coordenado por investigadores do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM) da Universidade de Aveiro e é financiado pela Fundação para a Ciência e Tecnologia e pelo Programa Operacional COMPETE2020.

1.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento do sapal na Ria de Aveiro, bem como a avaliação dos stocks sedimentares em ervas marinhas e no sapal até 1 m de profundidade e das taxas de sequestro de carbono azul.

b) Proteção

Recomenda-se o apoio à proposta de criação do Parque Natural da Região de Aveiro (Projeto de Resolução n.º 1372/XIV/2ª, 2021), que inclua medidas específicas de avaliação e proteção dos ecossistemas de sapal e de ervas marinhas (**Figura 1.4**).

c) Restauro

Os ecossistemas de carbono azul da Ria de Aveiro têm sido historicamente sujeitos a grandes pressões antropogénicas que resultaram na reclamação de grandes áreas naturais para uma série de outras utilizações como, por exemplo, a agricultura, o desenvolvimento urbanístico e portuário, a aquacultura, a produção de sal, etc. A extensa drenagem de sapais e a abertura de esteiros por dragagem de canais de reduzidas dimensões alteraram significativamente a distribuição e a morfologia dos sapais da Ria de Aveiro. Atualmente não há um mapeamento das áreas artificializadas inativas da Ria de Aveiro que poderiam ser utilizadas para o restauro dos habitats originais de sapal e de ervas marinhas. Será necessário efetuar este levantamento para ser possível posteriormente avaliar quais as melhores áreas para o restauro em larga escala dos ecossistemas de carbono azul deste sistema.

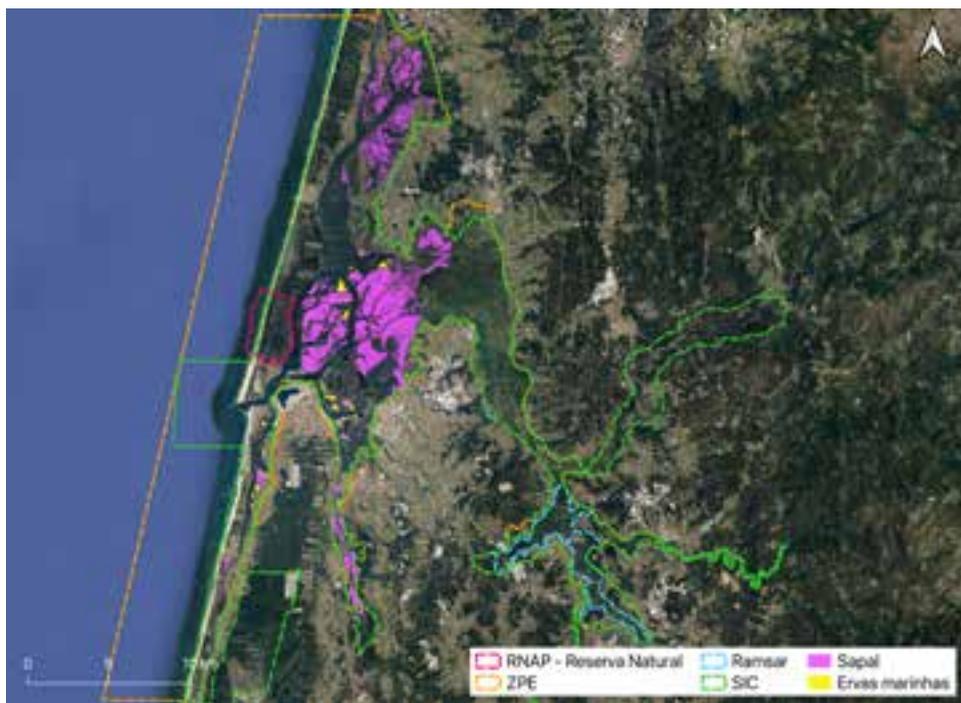


Figura 1.4 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas na Ria de Aveiro e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

1.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Aveiro
Câmara Municipal de Estarreja
Câmara Municipal de Ílhavo
Câmara Municipal de Mira
Câmara Municipal de Murtosa
Câmara Municipal de Ovar
Câmara Municipal de Vagos
Centro de Estudos do Ambiente e do Mar – Universidade de Aveiro (CESAM – UA)
Associação de Pesca Artesanal da Região de Aveiro
Associação dos Amigos da Ria e do Barco Moliceiro
Associação Comercial e Empresarial do Distrito de Aveiro
Associação de Empresas para uma Rede de Inovação em Aveiro (Inova-Ria)
Porto de Aveiro
Centro de Ciência Viva de Aveiro

1.9 Bibliografia

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo 2022 – 2027. Vouga, Mondego e Lis (RH4A). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Assembleia da República (2021). Resolução da Assembleia da República n.º 266/2021, de 27 de outubro de 2021. Diário da República, 1.ª série, n.º 209, 4.
- Azevedo, A., Sousa, A., Silva, J., Dias, J., & Lillebø, A. (2013). Application of the generic DPSIR framework to seagrass communities of Ria de Aveiro: A better understanding of this coastal lagoon. *Journal of Coastal Research*, 19–24. <https://doi.org/10.2112/SI65-004.1>
- Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (eds.) (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Botânica e Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.) Coleção “Botânica em Português”, Volume 7. Lisboa. Imprensa Nacional, 374 pp. <https://listavermelha-flora.pt/>
- Cleary, D., Oliveira, V., Gomes, N., Pereira, A., Henriques, I., Marques, B., Almeida, A., Cunha, A., Correia, A., & Lillebø, A. (2012). Impact of sampling depth and plant species on local environmental conditions, microbiological parameters and bacterial composition in a mercury contaminated salt marsh. *Marine Pollution Bulletin*, 64(2), 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.020>
- Costa, V., Flindt, M., Lopes, M., Coelho, J., Costa, A., Lillebø, A., & Sousa, A. (2022). Enhancing the resilience of *Zostera noltei* seagrass meadows against *Arenicola* spp. bio-invasion: A decision-making approach. *Journal of Environmental Management*, 302. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113969>
- Costa, V., Serodio, J., Lillebø, A., & Sousa, A. (2021). Use of hyperspectral reflectance to non-destructively estimate seagrass *Zostera noltei* biomass. *Ecological Indicators*, 121. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107018>
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Duarte, B., Silva, H., Dias, J., Sleimi, N., Marques, J., & Cacador, I. (2018). Functional and ecophysiological traits of *Halimione portulacoides* and *Sarcocornia perennis* ecotypes in Mediterranean salt marshes under different tidal exposures. *Ecological Research*, 33(6), 1145–1156. <https://doi.org/10.1007/s11284-018-1632-y>
- Duarte, B., Valentim, J. M., Dias, J. M., Silva, H., Marques, J. C., & Caçador, I. (2014). Modelling sea level rise (SLR) impacts on salt marsh detrital outwelling C and N exports from an estuarine coastal lagoon to the ocean (Ria de Aveiro, Portugal). *Ecological Modelling*, 289, 36–44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.06.020>
- Figueira, E., Freitas, R., Pereira, E., & Duarte, A. (2012). Mercury uptake and allocation in *Juncus maritimus*: Implications for phytoremediation and restoration of a mercury contaminated salt marsh. *Journal of Environmental Monitoring*, 14(8), 2181–2188. <https://doi.org/10.1039/c2em30076a>

- Guerrero-Meseguer, L., Veiga, P., Sampaio, L., & Rubal, M. (2021). Resurgence of *Zostera marina* in the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Aquatic Botany*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2020.103338>
- Lopes, C., Mendes, R., Caçador, I., & Dias, J. (2019). Evaluation of long-term estuarine vegetation changes through Landsat imagery. *Science of the Total Environment*, 653, 512–522. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.381>
- Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Neto, J., Salas Herrero, Best, M., Buchet, R., Heiber, W., Juanes, J., Kolbe, K., Recio, M., Ruiter, H., Scanlan, C., & Wilkes, R. (2018). *Coastal and transitional waters Northeast Atlantic geographic intercalibration group: Seagrasses ecological assessment methods*. (Publications Office of the European Union, p. 50). European Commission. Joint Research Centre. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/86847>
- Projeto de resolução N.º 1372/XIV/2ª pela criação do Parque Natural da Região de Aveiro. Apresentado na Assembleia da República no 29 de junho de 2021.
- Santos, L., Cunha, A., Silva, H., Caçador, I., Dias, J., & Almeida, A. (2007). Influence of salt marsh on bacterial activity in two estuaries with different hydrodynamic characteristics (Ria de Aveiro and Tagus Estuary). *FEMS Microbiology Ecology*, 60(3), 429–441. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2007.00304>
- Silva, J., & Duck, R. (2001). Historical changes of bottom topography and tidal amplitude in the Ria de Aveiro, Portugal—Trends for future evolution. *Climate Research*, 18(1–2), 17–24. <https://doi.org/10.3354/cro18017>
- Silva, J., Duck, R., & Catarino, J. (2004). Seagrasses and sediment response to changing physical forcing in a coastal lagoon. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8(2), 151–159. <https://doi.org/10.5194/hess-8-151-2004>
- Silva, J., Duck, R., & Catarino, J. (2009). Nutrient retention in the sediments and the submerged aquatic vegetation of the coastal lagoon of the Ria de Aveiro, Portugal. *Journal of Sea Research*, 62(4), 276–285. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2009.06.007>
- Sousa, A., da Silva, J., Azevedo, A., & Lillebø, A. (2019). Blue Carbon stock in *Zostera noltei* meadows at Ria de Aveiro coastal lagoon (Portugal) over a decade. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50425-4>
- Sousa, A., Santos, D., da Silva, E., Sousa, L., Cleary, D., Soares, A., & Lillebø, A. (2017). Blue Carbon and nutrient stocks of salt marshes at a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Scientific Reports*, 7. <https://doi.org/10.1038/srep41225>
- Valega, M., Lillebø, A., Pereira, M., Duarte, A., & Pardal, M. (2008). Long-term effects of mercury in a salt marsh: Hysteresis in the distribution of vegetation following recovery from contamination. *Chemosphere*, 71(4), 765–772. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.013>

02. Estuário do Mondego



2.1 Localização geográfica

O Estuário do Mondego localiza-se no concelho da Figueira da Foz (distrito de Coimbra), no centro de Portugal (**Figura 2.1**). É um sistema com 7 km de comprimento e 2 a 3 km de largura na sua parte mais larga. É constituído de dois braços (norte e sul) com características distintas, separados pela Ilha da Morraceira. O braço norte é mais profundo (4 a 8 m na preia-mar), mais hidrodinâmico e é o principal canal de navegação. O braço sul é mais raso (2 a 4 m durante a preia-mar) e caracteriza-se por um baixo hidrodinamismo e por grandes áreas intertidais expostas durante a baixa-mar.



Figura 2.1 Localização do Estuário do Mondego no concelho da Figueira da Foz e a área abrangida pelas figuras de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000) e Convenção Ramsar. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

2.2 Tipos de habitats

O Estuário do Mondego apresenta pradarias de ervas marinhas intertidais e áreas de sapal. As pradarias de ervas marinhas intertidais são constituídas de *Zostera noltei* e concentram-se no braço sul do estuário (Cardoso et al., 2004; Cunha et al., 2013; Lillebø et al., 2004; Marques et al., 2013). As áreas de sapal encontram-se mais distribuídas ao longo do braço sul, onde existem duas áreas principais, uma na parte exterior do estuário (Gala) e outra na parte interior (Justante ou Esteiro dos Armazéns) (Lillebø et al., 2004; Mcowen et al., 2017; Sousa et al., 2008, 2010a, 2010b). O sapal está composto principalmente pelas espécies *Bolboschoenus maritimus* e *Sporobolus maritimus* (Couto et al., 2013; Lillebø et al. 2003, 2004; Sousa et al., 2008).

2.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Mondego é um habitat com reconhecimento internacional como habitat Ramsar pela Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas desde 2005 (**Figura 2.1, Tabela 2.1**). No entanto, o estuário não está incluído dentro dos limites das áreas designadas como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo das Diretivas Habitats e Aves, respetivamente (**Figura 2.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06).

Tabela 2.1 Sumário dos estatutos de proteção do Estuário do Mondego.

Estatuto	Referência	Ano da designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 1617	2005	1 518

2.4 Área total de cada habitat

2.4.1 Ervas marinhas

Na década de 1980, as pradarias de *Zostera noltei* ocupavam cerca de 15 ha do braço sul do estuário (Cardoso et al., 2004; **Tabela 2.2, Figura 2.2**). Entretanto, logo no início da década de 1990, atividades antropogénicas (e.g. o alinhamento das margens com pedras e o aprofundamento do braço-norte) interromperam a comunicação entre os braços norte e sul. Essa interrupção causou impactos no regime hidrodinâmico do sistema: a circulação de água no braço sul passou a estar dependente das marés e do pequeno escoamento de água doce do Rio Pranto, que constitui uma forte fonte de nutrientes provenientes de áreas agrícolas (Cardoso et al., 2004; Marques et al., 2013; Neto et al., 2013). Estas alterações resultaram numa elevada eutrofização do braço sul, induzindo à proliferação de algas verdes oportunistas e à diminuição de ervas marinhas, que passaram a ocupar cerca de 0,02 ha em 1996, uma redução de área de 99% aproximadamente (Cardoso et al., 2004; **Tabela 2.2, Figura 2.2**). Em 1998, foram implementadas medidas de mitigação tendo a ligação entre os dois braços sido restabelecida. Lillebø et al. (2004) estimaram que a área ocupada pelas pradarias aumentou para 1,76 ha (**Tabela 2.2, Figura 2.2**). A ligação entre os braços do estuário foi ainda mais alargada em 2006 pelo Instituto da Água (INAG), para que a água pudesse fluir facilmente entre os dois braços durante o ciclo completo de maré (Neto et al., 2013). Em 2009, as pradarias de ervas marinhas ocupavam 4,4 ha (Cunha et al., 2013) e, em 2010, passaram a ocupar 15,14 ha (Neto et al., 2018; **Tabela 2.2**).

Desde o último levantamento de 2010 realizado por Neto et al. (2018), não há dados disponíveis sobre as áreas de pradarias marinhas nesse sistema. Para as estimativas de carbono azul nas pradarias de ervas marinhas, considerou-se a área mais recente

(2010) de 15 ha (Neto et al., 2018). Foi atribuída a categoria *Cat 2* a estes dados de área por não serem dados atuais.

Tabela 2.2 mativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Mondego ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	1986	15,00	Cardoso et al. (2004)
Ervas marinhas intertidais	1996	0,02	Cardoso et al. (2004)
Ervas marinhas intertidais	2004*	1,76	Lillebø et al. (2004)
Ervas marinhas intertidais	2009	4,4	Cunha et al. (2013)
Ervas marinhas intertidais	2010	15,14	Neto et al. (2018)

* Ano da publicação, não da observação.



Figura 2.2 Localização das áreas de pradarias marinhas no Estuário do Mondego em 1986, 1996 numa pesquisa publicada em 2004. Adaptado de Cardoso et al. (2004) e de Lillebø et al. (2004). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

2.4.2 Sapal

Lillebø et al., (2004) estimam que a área de sapal ocupava 66 ha (**Tabela 2.3, Figura 2.3**), sendo as espécies *Sporobolus maritimus* e *Bolboschoenus maritimus* as mais abundantes (19,35 ha e 46,88 ha, respetivamente). A informação disponível na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017) mostra uma área de 89 ha em 2006 e de 54 ha em 2010 (**Tabela 2.3, Figura 2.3**).

Desde o último levantamento realizado em 2010 por Mcowen et al. (2017) que não há dados disponíveis sobre a área de sapal neste sistema. Para as estimativas de carbono azul nas áreas de sapal do Estuário do Mondego, foi considerada a área mais recente (2010) de 53,7 ha. Foi atribuída a categoria *Cat 2* a estes dados de área por não serem dados atuais.

Tabela 2.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Mondego ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)	2004*	66,23	Lillebø et al. (2004)
Sapal (total)	2006	89,19	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	53,70	Mcowen et al. (2017)

* Ano da publicação, não da observação.



Figura 2.3 Localização das áreas de sapal no Estuário de Mondego em 2006, 2010 e numa pesquisa publicada em 2004. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Lillebø et al. (2004). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

2.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

2.5.1 Compilação de dados

Compilaram-se dados de biomassa e de conteúdo em carbono para a espécie *Zostera noltei* (Baeta et al., 2011; Bordalo et al., 2011; Couto et al., 2013; Pardal et al., 2000) e para as duas principais espécies de sapal (Couto et al., 2013; Lillebø et al., 2003; Sousa et al., 2008) (**Tabela 2.4**). Relativamente ao sedimento, encontraram-se dados sobre matéria orgânica para as ervas marinhas (profundidade até 3 ou 25 cm; Cardoso et al., 2007; Lillebø et al., 2004; Marques et al., 2013) e para cada uma das espécies de sapal (Lillebø et al., 2004; Sousa et al., 2008). Embora estejam disponíveis alguns dados de conteúdo em carbono total no sedimento (Duarte et al., 2013) e a taxa de deposição de carbono total (Couto et al., 2013; Sousa et al., 2010), estes dados não foram considerados por não haver estimativas da fração orgânica do carbono (**Tabela 2.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de vegetação de ervas marinhas e de sapal por não estarem atualizados e uma *Cat 1* aos dados de sedimento dos dois tipos de habitats (**Tabela 2.5**).

Tabela 2.4. Valores compilados para os cálculos de stocks e taxas de sequestro de carbono no Estuário do Mondego, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas intertidais (ZN)	Sapal (BM)	Sapal (SM)
Área (ha)	15,14	53,7	
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	203 ± 117	280 ± 268	1 474 ± 1 349
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	152 ± 65	887 ± 283	1 675 ± 1 103
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	36,7 ± 2,1	32,8 ± 3,4	37,5 ± 1,1
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	31,3 ± 0,3	37,8 ± 2,3	32 ± 4,3
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	2,79*	2,33*	3,04*
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	5,1 ± 1,7	7,3 ± 1,7	10,7 ± 3,8
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	7	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	353*	45*	196*

* Valor de carbono total (não usados nas estimativas).

PS: peso seco. OM: matéria orgânica.

Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; BM, *Bolboschoenus maritimus*; SM, *Sporobolus maritimus*.

Tabela 2.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono no Estuário do Mondego.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 2	Cat 2
Nível 3: Sedimento	Cat 1	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: Cat 0 (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), Cat 2 (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

2.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Mondego contenham um stock total (sedimento e biomassa) de 3 348 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 24,2 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas intertidais um contributo de 35% e de 41% para estes valores (**Tabela 2.6**). As deficiências dos dados disponíveis para estes cálculos foram colmatadas usando os valores disponíveis para a Ria Formosa. Consideram-se muito pouco precisas as estimativas dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul no Estuário do Mondego.

Tabela 2.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul no Estuário do Mondego.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Sapal (BM)	Sapal (SM)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	18	162	171	352
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	1 363	711	923	2 996
Stock total (Mg OC)	1 381	873	1 093	3 348
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	8,5	11,1	4,6	24,2

OC: carbono orgânico.

Código das espécies: BM, *Bolboschoenus maritimus*; SM, *Sporobolus maritimus*.

2.6 Qualidade ambiental e ameaças

O Rio Mondego é um sistema artificializado com grandes alterações geomorfológicas e hidrológicas para aproveitamento hidroelétrico, para abastecimento público, industrial, agrícola (rega) e para proteção contra cheias. As margens do estuário encontram-se fortemente urbanizadas e dotadas de infraestruturas portuárias (porto de pesca e comercial). O caudal do rio é controlado a montante pelas barragens e são feitas dragagens para manutenção dos canais (APA, 2022). A parte jusante do rio tem sido historicamente muito poluída (Ferreira et al., 2004). Segundo a última caracterização e diagnóstico

da região hidrográfica do Vouga, Mondego e Lis (RH4A), realizada em 2019 (APA, 2022), as massas de água do Mondego apresentam um estado ecológico *Medíocre* (PT04MON0685) ou *Razoável* (PT04MON0681, PT04MON0688), baseado em vários indicadores biológicos. Entre as maiores pressões para os sapais e as ervas marinhas do Estuário do Mondego, encontram-se o desenvolvimento turístico, urbanístico e industrial, a engenharia costeira, as dragagens dos canais de navegação e a apanha de macroinvertebrados (APA, 2022; Cunha et al., 2013).

2.7 Intervenções de conservação

2.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Em 1998, foi implementado um projeto a fim de restaurar o habitat natural de ervas marinhas, que tinha sofrido um declínio dramático devido à eutrofização (Cardoso et al., 2004, 2005; Martins et al., 2015; Pardal et al., 2000). O projeto incluiu várias medidas de restauro e de gestão ambiental, nomeadamente a proteção das manchas de ervas marinhas existentes e a melhoria das condições hidrodinâmicas através da modificação dos regimes de abertura das comportas, reduzindo desta forma a carga de nutrientes no braço sul do estuário. Realizou-se também um projeto de restauro de *Zostera noltei* mediante transplantes (Martins et al., 2005) e trabalhos de educação ambiental para sensibilizar as partes interessadas sobre a importância ecológica do estuário. O projeto foi realizado pelo IMAR (Instituto do Mar) em conjunto com o Ministério do Ambiente e em colaboração com outras partes interessadas (agricultores, pescadores, etc.). O projeto resultou numa melhoria da qualidade da água do estuário e na recuperação das pradarias de ervas marinhas cuja área passou de 0,02 ha a 15 ha entre 1996 e 2010 (Cardoso et al., 2007, 2010; Lillebø et al., 2005; Neto et al., 2018; Verdelhos et al., 2005).

Atualmente, existe o projeto “ReSEt – Restauro de Sapais Estuarinos com vista à Sustentabilidade” (resetproject.pt), iniciado em 2019, que pretende potenciar a proteção e o restauro dos sapais do Estuário do Mondego e a sua biodiversidade, numa perspetiva de preservação e utilização sustentável de recursos e da valorização dos serviços fornecidos por estes ecossistemas. Este projeto reúne quinze investigadores do Centro de Ciências do Mar e do Ambiente das Universidades de Coimbra (MARE-UC) e de Lisboa (MARE-UL), do Instituto para a Sustentabilidade e Inovação em Engenharia Estrutural (ISISE) e do Departamento de Ciências da Terra da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. Estão a ser testadas diferentes técnicas de eco-engenharia para evitar o risco de desaparecimento dos sapais face às alterações climáticas.

A APA apresenta uma série de medidas para a região hidrográfica do Mondego no Plano de Gestão de Região Hidrográfica – 3º Ciclo (RH4A – Vouga, Mondego e Lis, APA, 2022) que poderão melhorar a conservação dos habitats de carbono azul do estuário:

- Construção e reabilitação dos sistemas de saneamento (transporte e tratamento) de Torres do Mondego e das Carvalhosas, no concelho de Coimbra (PTE1Po1Mo5_SUP_RH4).
- Elaboração do Programa Especial de Ordenamento do estuário do Rio Mondego (PTE9Po7Mo2_SUP_RH4_3Ciclo).
- Requalificação do Rio Mondego entre a Ponte de Portela e o Açude de Palheiros, no concelho de Coimbra (PTE3Po2Mo2_SUP_RH4_3Ciclo).

2.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento das pradarias de ervas marinhas e de sapal do Estuário do Mondego, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul.

b) Proteção

As áreas de sapal e de ervas marinhas do Estuário do Mondego estão reconhecidas pela Convenção de Ramsar, mas não estão protegidas por figuras de proteção ao nível nacional ou europeu (**Figura 2.4**).

c) Restauro

Com os dados espaciais disponíveis não é possível recomendar áreas específicas de restauro passivo ou ativo. Será necessário identificar as áreas artificializadas inativas do Estuário do Mondego, que poderiam ser utilizadas para o restauro dos habitats originais de sapal e de ervas marinhas. Será necessário efetuar este levantamento para ser possível posteriormente avaliar quais as melhores áreas para o restauro em larga escala dos ecossistemas de carbono azul do Estuário do Mondego.



Figura 2.4 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Mondego e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

2.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal da Figueira da Foz

Câmara Municipal de Coimbra

Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC)

Centro de Ciências do Mar e do Ambiente – Universidade de Coimbra (MARE-UC)

Instituto para a Sustentabilidade e Inovação em Engenharia Estrutural (ISISE)

– Universidade de Coimbra e Universidade do Minho

Pescadores profissionais (não foi encontrada nenhuma associação)

Águas do Centro Litoral

Porto da Figueira da Foz

2.9 Bibliografia

- APA - Agência Portuguesa do Ambiente (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo 2022 – 2027. Vouga, Mondego e Lis (RH4A). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Baeta, A., Niquil, N., Marques, J., & Patricio, J. (2011). Modelling the effects of eutrophication, mitigation measures and an extreme flood event on estuarine benthic food webs. *Ecological Modelling*, 222(6), 1209–1221. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.12.010>
- Bordalo, M., Ferreira, S., Cardoso, P., Leston, S., & Pardal, M. (2011). Resilience of an isopod population (*Cyathura carinata*) to multiple stress factors in a temperate estuarine system. *Hydrobiologia*, 671(1), 13–25. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0700-x>
- Cardoso, P., Leston, S., Grilo, T., Bordalo, M., Crespo, D., Raffaelli, D., & Pardal, M. (2010). Implications of nutrient decline in the seagrass ecosystem success. *Marine Pollution Bulletin*, 60(4), 601–608. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.11.004>
- Cardoso, P., Pardal, M., Lillebø, A., Ferreira, S., Raffaelli, D., & Marques, J. (2004). Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 302(2), 233–248. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2003.10.014>
- Cardoso, P., Raffaelli, D., & Pardal, M. (2007). Seagrass beds and intertidal invertebrates: an experimental test of the role of habitat structure. *Hydrobiologia*, 575, 221–230. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0375-x>
- Couto, T., Duarte, B., Cacador, I., Baeta, A., & Marques, J. (2013). Salt marsh plants carbon storage in a temperate Atlantic estuary illustrated by a stable isotopic analysis based approach. *Ecological Indicators*, 32, 305–311. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.004>
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Duarte, B., Freitas, J., Couto, T., Valentim, J., Dias, J., Silva, H., Marques, J., & Caçador, I. (2013). New multi-metric Salt Marsh Sediment Microbial Index (SSMI) application to salt marsh sediments ecological status assessment. *Ecological Indicators*, 29, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.008>
- Ferreira, V., Graça, M., Feio, M., & Mieiuro, C. (2004). Water quality in the Mondego river basin: Pollution and habitat heterogeneity. *Limnetica*, 23(3–4), 295–306.
- Lillebø, A., Neto, J., Flindt, M., Marques, J., & Pardal, M. (2004). Phosphorous dynamics in a temperate intertidal estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 61(1), 101–109. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.04.007>
- Lillebø, A., Neto, J., Martins, I., Verdelhos, T., Leston, S., Cardoso, P., Ferreira, S., Marques, J., & Pardal, M. (2005). Management of a shallow temperate estuary to control eutrophication: The effect of hydrodynamics on the system's nutrient loading. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65(4), 697–707. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.07.009>

Lillebø, A., Pardal, M., Neto, J., & Marques, J. (2003). Salinity as the major factor affecting *Scirpus maritimus* annual dynamics - Evidence from field data and greenhouse experiment. *Aquatic Botany*, 77(2), 111–120.

[https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00088-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00088-3)

Marques, L., Carrico, A., Bessa, F., Gaspar, R., Neto, J., & Patricio, J. (2013). Response of intertidal macrobenthic communities and primary producers to mitigation measures in a temperate estuary. *Ecological Indicators*, 25, 10–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.022>

Martins, I., Neto, J. M., Fontes, M. G., Marques, J. C., & Pardal, M. A. (2005). Seasonal variation in short-term survival of *Zostera noltii* transplants in a declining meadow in Portugal. *Aquatic Botany*, 82(2), 132–142.

<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.03.006>

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764.

<https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Neto, J., Barroso, D., & Barria, P. (2013). Seagrass Quality Index (SQI), a Water Framework Directive compliant tool for the assessment of transitional and coastal intertidal areas. *Ecological Indicators*, 30, 130–137.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.015>

Neto, J., Salas Herrero, Best, M., Buchet, R., Heiber, W., Juanes, J., Kolbe, K., Recio, M., Ruitter, H., Scanlan, C., & Wilkes, R. (2018). Coastal and transitional waters North East Atlantic geographic intercalibration group: seagrasses ecological assessment methods. (Publications Office of the European Union, p. 50). European Commission. Joint Research Centre. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/86847>

Pardal, M., Marques, J., Metelo, I., Lillebø, A., & Flindt, M. (2000). Impact of eutrophication on the life cycle, population dynamics and production of *Ampithoe valida* (Amphipoda) along an estuarine spatial gradient (Mondego estuary, Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 196, 207–219. <https://doi.org/10.3354/meps196207>

Sousa, A., Lillebø, A., Caçador, I., & Pardal, M. (2008). Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems. *Environmental Pollution*, 156(3), 628–635.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.022>

Sousa, A., Lillebø, A., Pardal, M., & Caçador, I. (2010a). The influence of *Spartina maritima* on carbon retention capacity in salt marshes from warm-temperate estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 61(4–6), 215–223.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.018>

Sousa, A., Lillebø, A., Pardal, M., & Caçador, I. (2010b). Productivity and nutrient cycling in salt marshes: Contribution to ecosystem health. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 87(4), 640–646.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.03.007>

Verdelhos, T., Neto, J., Marques, J., & Pardal, M. (2005). The effect of eutrophication abatement on the bivalve *Serobicularia plana*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 63(1–2), 261–268.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.11.019>

03. Lagoa de Óbidos



3.1 Localização geográfica

A Lagoa de Óbidos localiza-se nos concelhos de Caldas da Rainha e Óbidos (distrito de Leiria), no centro de Portugal (**Figura 3.1**). É uma lagoa costeira mesotidal pouco profunda (profundidade média de 2 m) que cobre uma área de 7 km² (Carvalho et al., 2006). Está separada do mar por um cordão de dunas litorais, mas existe uma ligação através de uma pequena barra (chamada *aberta* na toponímia local). Na zona de montante, divide-se em dois braços interiores, o Braço da Barrosa na margem direita (onde conflui o Rio da Cal) e o Braço do Bom Sucesso na margem esquerda, onde desagua a Vala de Ameal. Na zona central desagua o Rio Arnóia.



Figura 3.1 Localização da Lagoa de Óbidos nos concelhos de Óbidos e Caldas da Rainha. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

3.2 Tipos de habitats

A Lagoa de Óbidos apresenta pradarias de ervas marinhas e áreas de sapal. As pradarias de ervas marinhas são constituídas da espécie *Zostera marina*, *Ruppia cirrhosa*, e *Ruppia maritima* (Cunha et al., 2013). A população de *R. cirrhosa* neste sistema tem uma diversidade genotípica reduzida resultante das baixas taxas de reprodução sexual (Martínez-Garrido et al., 2017). O sapal está dominado pelas espécies *Atriplex portulacoides* e *Salicornia perennis* (Negrin et al., 2017).

3.3 Estatutos de proteção

A Lagoa de Óbidos não possui qualquer estatuto de proteção. No entanto, está destacada como Área Nuclear na Rede Secundária integrada na ERPVA (Estrutura Regional de Proteção e Valorização Ambiental: Câmara Municipal de Óbidos, 2010). Também foi classificada, em 1985 de Biótopo Corine (C21100067), com uma área de 2 600 ha.

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06). Na Lista Vermelha da Flora Vasculares de Portugal Continental (Carapeto et al., 2020), a espécie *Zostera marina*, presente neste sistema, encontra-se classificada na categoria *Vulnerável* (VU).

3.4 Área total de cada habitat

3.4.1 Ervas marinhas

As pradarias de ervas marinhas estão presentes na Lagoa de Óbidos pelo menos desde o século XIX, tendo diminuído drasticamente por causa da colheita de bivalves com dragas manuais (Cunha et al., 2013). Os pescadores locais referem a presença de *Zostera marina* nos anos 60, cobrindo uma área de cerca de 150 ha. Em 2010, existiam duas zonas da Lagoa de Óbidos com presença de *Zostera marina*; uma zona pouco profunda perto da Ponta do Arinho, com 36 manchas de 1-2 m de diâmetro; e uma zona no centro da lagoa com uma mancha maior, a uma profundidade de 4-6 m. Cunha et al. (2013) estimaram que a área total coberta por *Z. marina* na lagoa de Óbidos era cerca de 1,05 ha (**Tabela 3.1**). Nesta última monitorização, a *Z. marina* encontrava-se misturada com *Ruppia sp.* Desde este levantamento, realizado em 2010, não há dados disponíveis sobre a área de ervas marinhas neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de ervas marinhas da Lagoa de Óbidos, considerou-se a área de 1,05 ha. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* a estes dados por não serem atuais.

Tabela 3.1 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas na Lagoa de Óbidos ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas subtidais	c. 1960	150	Pescadores (em Cunha et al., 2013)
Ervas marinhas subtidais	2010	1,05	Cunha et al. (2013)

3.4.2 Sapal

Em 1917, existia uma mancha extensa de sapal na planície aluvial sul, que foi fortemente destruída pela instalação de salinas em 1947 e até 1963 (Martins-Loução, 2008).

A extensão do sapal recuperou nesta zona depois de 1989, após a renaturalização parcial dos depósitos de dragados. No resto da lagoa, os sapais encontram-se como faixas estreitas na parte alta das margens lodosas, que não têm sofrido grandes modificações ao longo do tempo, à exceção da mancha da Buinheira, onde a área foi reduzida em um terço devido à deposição de dragados (Martins-Loução, 2008). Dados mais recentes, do ano 2000, revelam zonas de sapal na Foz do Arelho, no Braço do Barrosa e no Braço do Bom Sucesso (Gonçalves, 2016; Martins-Loução, 2008), cobrindo uma área de 63,26 ha. A informação disponível na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017) mostra que a área de 157,5 ha de 2006 declinou para 15,46 ha em 2010 (**Figura 3.2, Tabela 3.2**). Desde este último levantamento, não se encontraram mais dados disponíveis.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de sapal da Lagoa de Óbidos, considerou-se a área mais recente (2010) de 15,46 ha (**Tabela 3.2**). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* a estes dados por não serem atuais.

Tabela 3.2 Estimativas da evolução ao longo do tempo das áreas de sapal na Lagoa de Óbidos.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)	1917	75,23	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	1947	57,47	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	1963	65,87	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	1982	36,15	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	1989	39,28	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	2000	63,26	Martins-Loução (2008)
Sapal (total)	2006	157,5	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	15,46	Mcowen et al. (2017)

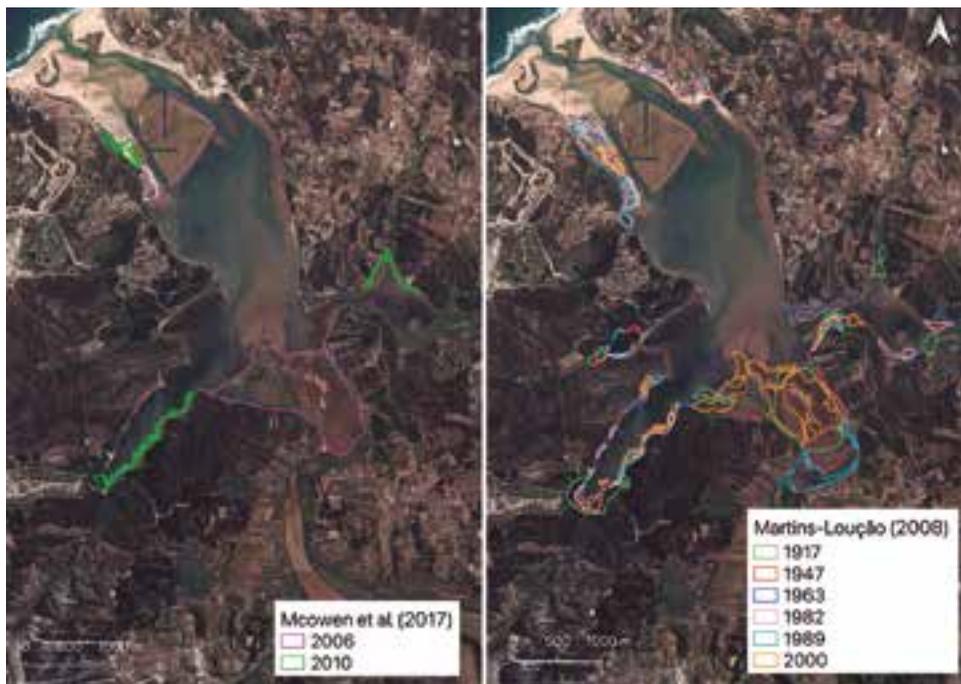


Figura 3.2 Localização das áreas de sapal na Lagoa de Óbidos entre 1917 e 2010. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Martins-Loução (2008). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

3.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

3.5.1 Compilação de dados

Não se encontraram dados de vegetação ou de sedimento para a Lagoa de Óbidos, pelo que foi atribuída uma categoria de qualidade de dados *Cat 0* aos dois tipos de habitats (**Tabela 3.3**).

Tabela 3.3 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e sequestro de carbono na Lagoa de Óbidos.

Nível de estudo	Ervas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 0	Cat 0
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 0

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: *Cat 0* (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), *Cat 2* (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

3.5.2 Estimativas

Como não existem dados disponíveis para estimar os stocks e as taxas de sequestro de carbono azul na Lagoa de Óbidos, foram usados valores disponíveis para os sistemas mais próximos, o Estuário do Tejo e a Ria Formosa. Por isso, estas estimativas são muito pouco precisas. Estima-se que a Lagoa de Óbidos apresente um stock total (sedimento e biomassa) de 910 Mg OC nos habitats de carbono azul e que sequestre anualmente um total de 4,6 Mg OC ano⁻¹. O contributo das ervas marinhas é muito reduzido (< 5%) devido à pequena área que ocupam atualmente na lagoa (**Tabela 3.4**).

Tabela 3.4 Estimativas dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul na Lagoa de Óbidos.

Variável	Ervas marinhas (subfidal)	Sapal (total)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	1,9	137	139
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	29,2	742	771
Stock total (Mg OC)	31,2	879	910
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	0,1	4,5	4,6

OC: carbono orgânico.

3.6 Qualidade ambiental e ameaças

A Lagoa de Óbidos encontra-se perto de uma pequena cidade (Caldas da Rainha) e relativamente perto de indústrias que produzem um impacto moderado por metais pesados (Pereira et al., 2009). As atividades económicas principais neste sistema são a pesca, incluindo a produção de bivalves, o turismo (banhar e de lazer) e a agricultura nas zonas adjacentes.

Segundo a última caracterização e diagnóstico realizados pela APA (APA, 2022a), as massas de água da Lagoa de Óbidos (códigos PTO5RDW1165A e PTO5RDW1166A) apresentam um estado ecológico *Razoável*, baseado em parâmetros das populações de sapal e de macroinvertebrados bentónicos, e um estado químico *Bom*.

A Lagoa de Óbidos é um sistema muito dinâmico, com uma tendência de decréscimo da área submersa por causa do processo natural de assoreamento do seu leito e o fecho da ligação com o mar (Oliveira et al., 2006). Para mitigar estes processos naturais, a lagoa é frequentemente sujeita a dragagens e à abertura da barra, sendo que a última dragagem foi realizada em 2021-2022 (APA, 2022b). Se bem que as dragagens possam ser uma ameaça para os habitats de carbono azul pelos impactos físicos diretos ou pelo aumento da turbidez da água durante a execução das mesmas, elas são necessárias e fundamentais para reabilitar a qualidade da água do sistema (APA, 2022b). A partir da década de 1980, uma parte dos materiais arenosos resultantes do desassoreamento da lagoa foram colocados sobre sapal, levando ao seu declínio, por exemplo, na zona

da Buinheira (Martins-Loução, 2008). Estas zonas de depósitos de materiais das dragagens podem, no entanto, ser renaturalizadas, recuperando-se os habitats de sapal e os serviços ecossistémicos que eles fornecem (Martins-Loução, 2008).

Considera-se que o processo de eutrofização é uma ameaça potencial aos habitats naturais da Lagoa de Óbidos (APA, 2022a) não só devido aos elevados tempos de residência da água no sistema, mas também às altas concentrações de nutrientes e de matéria orgânica presentes nos seus efluentes (Santos et al., 2008). Esta situação causa o desenvolvimento de florescência de dinoflagelados, provocando as chamadas *marés vermelhas* (Santos et al., 2005) ou de macroalgas verdes dos géneros *Ulva* e *Enteromorpha* (Santos et al., 2006).

Segundo a última caracterização e diagnóstico das Ribeiras do Oeste (APA, 2022a), as massas de água da Lagoa de Óbidos (PT05RDW1165A e PT05RDW1166A) apresentam alterações dos seus habitats naturais devido a modificações morfológicas, a poluição por nutrientes, a poluição orgânica e a outro tipo de impactos. As pressões identificadas neste estudo foram: a alteração física do canal e do leito de navegação; a introdução de espécies e de doenças; pontualmente, a aquicultura e a drenagem urbana difusa.

3.7 Intervenções de conservação

3.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Na década de 1990, a Lagoa de Óbidos constava na proposta preliminar da Lista Nacional de Sítios ao abrigo da Diretiva Habitats. No entanto, não foi englobada nas listas definitivas publicadas pelas Resoluções de Conselhos de Ministros n.º 142/97, de 28 de Agosto, e n.º 76/2000, de 5 de Junho.

Em junho de 2004, iniciou-se um processo para propor a classificação da Lagoa de Óbidos em Área de Paisagem Protegida de âmbito regional, a integrar na Rede Nacional de Áreas Protegidas (Santos et al., 2005). A proposta foi apresentada pelo ICN (agora ICNF), pelas Câmaras Municipais de Caldas da Rainha e de Óbidos e pela Associação de Defesa do Paul de Tornada (PATO), mas não foi favoravelmente acolhida.

O Município de Óbidos e o de Caldas da Rainha estão atualmente a colaborar no sentido de apresentar uma candidatura conjunta para declarar a Lagoa de Óbidos como Zona Húmida de Interesse Internacional no âmbito da Convenção Ramsar. Esta candidatura foi anunciada no dia 2 de fevereiro de 2022 durante a apresentação do projeto “BioLagoa de Óbidos – Aves aquáticas da Lagoa de Óbidos” (<https://www.biolagoadeobidos.com>), que está a ser desenvolvido pela Associação PATO em parceria com a Água do Tejo Atlântico, entidade responsável pela despoluição da bacia hidrográfica da lagoa.

A APA desenvolveu recentemente uma ação de reabilitação e melhoria da qualidade dos ecossistemas através do projeto “Dragagens da zona superior da Lagoa de Óbidos”

(APA, 2022b). O projeto consistiu em trabalhos de aprofundamento e estabilização de um conjunto de canais e na deposição dos sedimentos dragados no mar para reforço do trânsito sedimentar. O projeto inclui também a requalificação ambiental e paisagística de uma área atualmente ocupada por depósitos de antigas dragagens, na zona montante da foz do Rio Real.

A APA propõe também diversas medidas corretivas e preventivas a adotar para a melhoria da qualidade das massas de água da Lagoa de Óbidos durante o 3º ciclo (2022-2027) do Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5) (APA, 2022a). Estas medidas incluem, entre outras, a requalificação das linhas e de água, a implementação de melhorias em empresas de aquicultura, a identificação de situações recorrentes de descarga direta de águas residuais e a implementação da Estratégia Nacional de Reabilitação de Rios e Ribeiras.

Não foram encontradas intervenções de conservação focando particularmente as ervas marinhas ou os sapais da Lagoa de Óbidos.

3.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento das pradarias de ervas marinhas e de sapal, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul na Lagoa de Óbidos. Será também importante implementar um programa de monitorização dos dois habitats, para detetar potenciais aumentos de cobertura ou, pelo contrário, o declínio dos sapais ou das ervas marinhas. As razões para potenciais declínios devem ser investigadas de modo a serem mitigadas.

b) Proteção

Não existem figuras de proteção para os habitats de sapal e de ervas marinhas na Lagoa de Óbidos. Sugere-se a criação de áreas protegidas onde ainda existam ou onde existiram pradarias de *Zostera marina* e de sapal (**Figura 3.3**).

c) Restauro

Projetos de restauro ativo de pradarias marinhas poderão ser realizados nas áreas de pouca profundidade onde estas se desenvolveram no passado, em particular, nas zonas central e jusante do sistema, e onde não haja forte transporte sedimentar que possa soterrar as manchas restauradas. Será necessário assegurar que os fatores que levaram ao seu declínio no passado não estejam presentes.

Recomenda-se o levantamento detalhado das áreas de sapal que foram destruídas no passado e que estejam presentemente abandonadas. Estas áreas poderão ser usadas para projetos de restauro passivo e ativo. A área do banco de areia a jusante da lagoa, que foi reportada em 2006 como área de sapal por Mcowen et al. (2017) (**Figura 3.2**), parece ser uma área com grande potencial para restauro de sapal e de ervas marinhas.



Figura 3.3 Localização das áreas de sapal na Lagoa de Óbidos. Não existem dados espaciais da presença de ervas marinhas. Não existem figuras de proteção para os habitats de sapal e de ervas marinhas neste sistema. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

3.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Óbidos
Câmara Municipal de Caldas da Rainha
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Centro (CCDRC)
CETEMARES MARE Politécnico de Leiria
Associação de Defesa do Paul de Tornada (PATO)
Associação de Mariscadores e Pescadores Amigos da Lagoa de Óbidos
Águas do Tejo Atlântico
Nemus – Gestão e Requalificação Ambiental, Lda.

3.9 Bibliografia

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2022a). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2022b). Dragagens da zona superior da Lagoa de Óbidos. <https://apambiente.pt/agua/dragagens-da-zona-superior-da-lagoa-de-obidos> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (eds.) (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Botânica e Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.) Coleção “Botânica em Português”, Volume 7. Lisboa. Imprensa Nacional, 374 pp. <https://listavermelha-flora.pt/>
- Carvalho, S., Gaspar, M.B., Moura, A., Vale, C., Antunes, P., Gil, O., Fonseca, L.C., Falcão, M., 2006. The use of marine biotic index AMBI in the assessment of the ecological status of the Óbidos Lagoon. *Marine Pollution Bulletin*, 52, 1414–1424.
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Gonçalves, P. R. dos S. (2016). *Os sapais em Portugal Continental—Levantamento e evolução das suas envolventes desde 1990 a 2012* [Tese de mestrado]. Universidade de Lisboa.
- Martínez-Garrido, J., Bermejo, R., Serrão, E., Sánchez-Lizaso, J., & González-Wanguemert, M. (2017). Regional genetic structure in the aquatic macrophyte *Ruppia cirrhosa* suggests dispersal by waterbirds. *Estuaries and Coasts*, 40(6), 1705–1716. <https://doi.org/10.1007/s12237-017-0247-9>
- Martins-Loução, M. A. (2008). *Estudo do Património Biológico e Análise Geológica e Geomorfológica da Região de Óbidos* (Óbidos: Rede de Investigação, Inovação e Conhecimento, p. 54).
- Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Negrin, V., Teixeira, B., Godinho, R., Mendes, R., & Vale, C. (2017). Phytochelatins and monothiols in salt marsh plants and their relation with metal tolerance. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1–2), 78–84. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.045>
- Oliveira, A., Fortunato, A. B., & Rego, J. R. L. (2006). Effect of morphological changes on the hydrodynamics and flushing properties of the Óbidos lagoon (Portugal). *Continental Shelf Research*, 26(8), 917–942. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2006.02.011>

Pereira, P., de Pablo, H., Vale, C., Franco, V., & Nogueira, M. (2009). Spatial and seasonal variation of water quality in an impacted coastal lagoon (Óbidos Lagoon, Portugal). *Environmental Monitoring and Assessment*, 153(1–4), 281–292. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0355-x>

Santos, C., Baptista, C., Alves, C., Cardoso, H., Fernandes, M., Dias, M., Ribeiro, R., & Duarte, S. (2005). Área de Paisagem Protegida de Âmbito Regional da Lagoa de Óbidos. Dossier de candidatura à classificação. (p. 150). Instituto de Conservação da Natureza, Câmara Municipal de Caldas da Rainha, Câmara Municipal de Óbidos, Associação de Defesa do Paul de Tornada.

Santos, M., Neves, R., Leitão, P., Pereira, P., Pablo, H., Fernandes, L., Carvalho, S., & Alves, C. (2006). Qualidade da água da Lagoa de Óbidos: Que futuro? *Proceedings 12º Encontro Nacional de Saneamento Básico*. 12º Encontro nacional de Saneamento Básico, Cascais.

04. Estuário do Tejo



4.1 Localização geográfica

O Estuário do Tejo é o maior estuário de Portugal, cobrindo uma área de 300 km² na baixa-mar e 340 km² na preia-mar. Está localizado no distrito da Área Metropolitana de Lisboa, no centro de Portugal (**Figura 4.1**). O estuário tem uma profundidade média de 10,6 m e possui uma topografia complexa com canais, ilhas e planícies de marés.

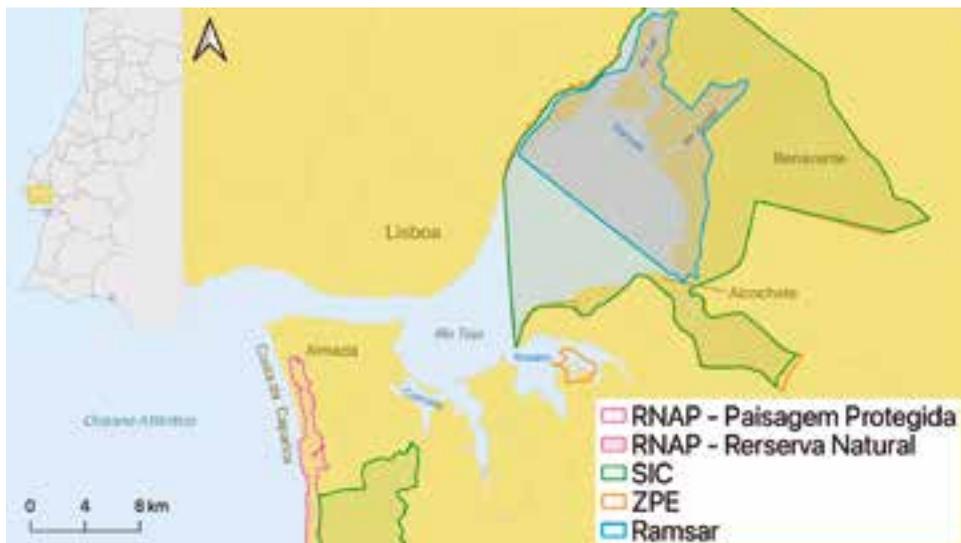


Figura 4.1 Localização do Estuário do Tejo na região de Lisboa e a área abrangida pelas figuras de proteção Reserva Natural e Paisagem Protegida (RNAP), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000), SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000) e Convenção Ramsar. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

4.2 Tipos de habitats

O Estuário do Tejo apresenta pradarias de ervas marinhas e áreas de sapal. As pradarias de ervas marinhas são exclusivamente da espécie *Zostera noltei* e encontram-se na zona intertidal do Samouco (Cunha et al. 2013; Mendes e Melo, não publicado; Mendes et al., 2012). Existem também pequenas manchas em Alcochete, na parte oeste do pontão (R. Melo, observação feita em 2016 em www.seagrassspotter.org). Em 1989, existia uma pradaria intertidal de *Z. noltei* na Ponta dos Corvos (Alfeite, sapal de Corroios, Cunha et al., 2013), mas desconhece-se a situação atual desta pradaria.

Há três áreas de sapal principais no estuário: Pancas, Corroios e Rosário. Pancas é uma área de sapal mais novo localizado na parte este do estuário, próximo do rio Sorraia. Aqui se encontram as áreas de sapal de Alcochete, de Vale Frades, e de Vasa-Sacos, protegidas pela Reserva Natural do Estuário do Tejo (**Figura 4.1**). As áreas de Corroios e de Rosário são sapais mais antigos que se localizam a jusante, no Mar da Palha, longe do canal principal do rio e próximo de zonas urbanizadas e industriais (Caçador et al., 2004, 2007; Lopes et al., 2020; Tanacković et al., 2008; **Figura 4.1**). Corroios apresenta uma área de sapal alto e médio dominado pelas espécies *Atriplex portulacoides*, *Salicornia fruticosa* e *S. perennis*, enquanto Pancas inclui uma área de sapal alto-médio semelhante ao de Corroios e também um sapal baixo colonizado maioritariamente pela espécie *Sporobolus maritimus* (Caçador et al., 2004; Lopes et al., 2020). Outras espécies que se encontram no sapal do Estuário do Tejo são *Juncus maritimus*, *Puccinellia maritima*, *Tripolium pannonicum*, *Limbarda crithmoides* e a espécie invasora *Sporobolus pumilus* (Caçador et al., 2007; Carvalho et al., 2001; Human et al., 2020). A composição do sapal na área de Corroios, ou seja, a cobertura por espécie, mudou entre 1951 e 2003, com uma diminuição de *S. fruticosa* e um aumento de *S. maritimus* (Caçador et al., 2007).

4.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Tejo é um habitat com reconhecimento internacional, como habitat Ramsar pela Convenção Internacional das Zonas Húmidas desde 1980 (**Figura 4.1, Tabela 4.1**). Uma parte do estuário está incluída dentro dos limites das áreas designadas como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo das Diretivas Habitats e Aves, respetivamente (**Figura 4.1**). Ao nível nacional, a parte norte do estuário foi incluída na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) em 1976, na categoria *Reserva Natural* (Decreto-Lei n.º 565/76, de 19 de julho; **Figura 4.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06).

Tabela 4.1 Sumário dos estatutos de proteção do Estuário do Tejo. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano da designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 211	1980	14 563
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)	PTCON0009	2008	44 011,28
Zona de Proteção Especial (rede Natura 2000)	PTZPE0010	1988	44 772,46
Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNAP)	Decreto-Lei n.º 565/76	1976	14 416

4.4 Área total de cada habitat

4.4.1 Ervas marinhas

As pradarias de ervas marinhas intertidais de *Zostera noltei* na zona de Samouco aumentaram 65 ha em 24 anos, de 2 ha em 1995 para 67 ha em 2019 (Mendes e Melo, não publicado; **Tabela 4.2, Figura 4.2**). Este aumento associa-se à construção da Ponte Vasco de Gama, que terá alterado as condições hidrodinâmicas locais (Cunha et al., 2013). No entanto, antes da construção da ponte, já existia uma área importante de ervas marinhas semelhante à que existe hoje, que terá declinado devido à construção da ponte (visível na imagem do GoogleEarth de 1985). O valor de 67 ha foi usado para as estimativas de carbono azul nas áreas de ervas marinhas, valor a que foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 3* por serem dados completos, representativos e atuais.

Tabela 4.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Tejo ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	1995	1,97	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2002	16,21	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2007	12,29	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2008	21	Cunha et al. (2013)
Ervas marinhas intertidais	2009	26,08	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2011	35,21	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2015	50,66	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais	2019	67,45	Mendes e Melo (não publicado)



Figura 4.2 Localização das áreas de pradarias marinhas no Estuário do Tejo. Adaptado de Mendes e Melo (não publicado) e da plataforma de ciência cidadã SeagrassSpotter. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

4.4.2 Sapal

Existem vários levantamentos das áreas de sapal no Estuário do Tejo (Cartaxana e Catarino, 1997; Freitas et al., 1999; Lopes et al., 2020; Mcowen et al., 2017; Mendes et al., 2012), mas apenas três destes estudos realizaram o levantamento no estuário completo (**Tabela 4.3, Figura 4.3**). Cartaxana e Catarino (1997) estimaram uma área de sapal de 2 695 ha em todo o estuário. Segundo a base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017), o sapal do Estuário do Tejo cobria uma área de 2 092 ha em 2006 e de 1 763 ha em 2010 (**Tabela 4.3, Figura 4.3**). Mendes et al. (2012) realizaram outro levantamento em 2007, reportando uma área de 1 880 ha. É preciso salientar que a metodologia usada nestes trabalhos não foi semelhante, pelo que as comparações entre anos devem ser feitas com precaução.

Desde o último levantamento realizado em 2010 (Mcowen et al., 2017) que não há dados disponíveis sobre a área de sapal neste sistema. Para as estimativas de carbono azul, considerou-se a área mais recente (2010) de 1 763 ha. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* pelo facto de os dados não estarem atualizados.

Tabela 4.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Tejo ao longo do tempo. Apresentam-se apenas os dados dos estudos que efetuaram o levantamento do sapal em todo o estuário.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal	1997*	2 695	Cartaxana e Catarino (1997)
Sapal	2006	2 092	Mcowen et al. (2017)
Sapal	2007	1 880	Mendes et al. (2012)
Sapal	2010	1 763	Mcowen et al. (2017)

* Ano da publicação, não da observação.

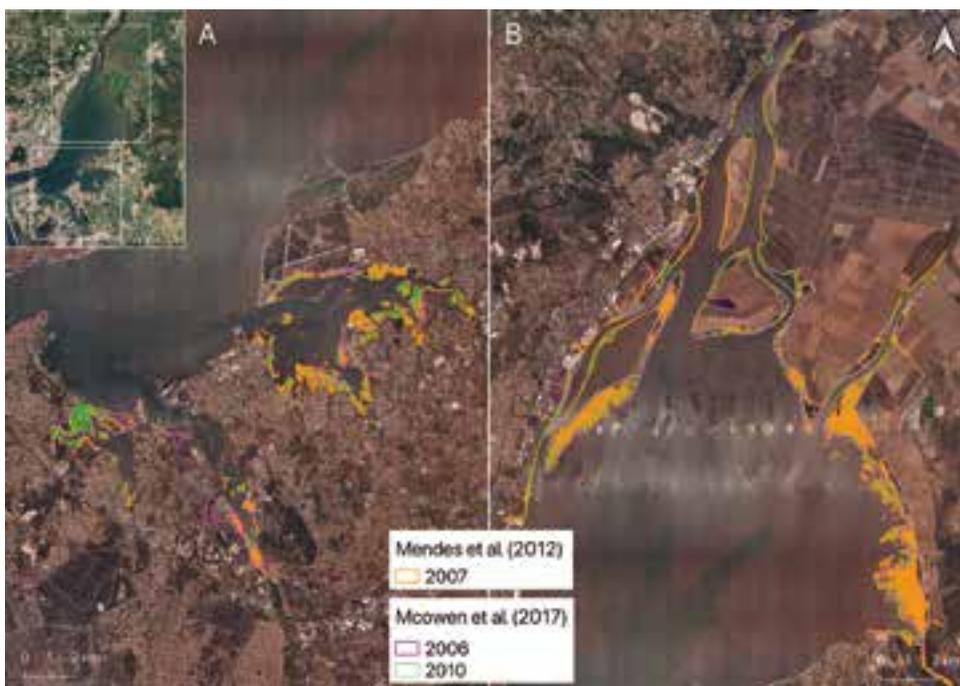


Figura 4.3 Localização das áreas de sapal reportadas em todo o Estuário do Tejo. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Mendes et al. (2012). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

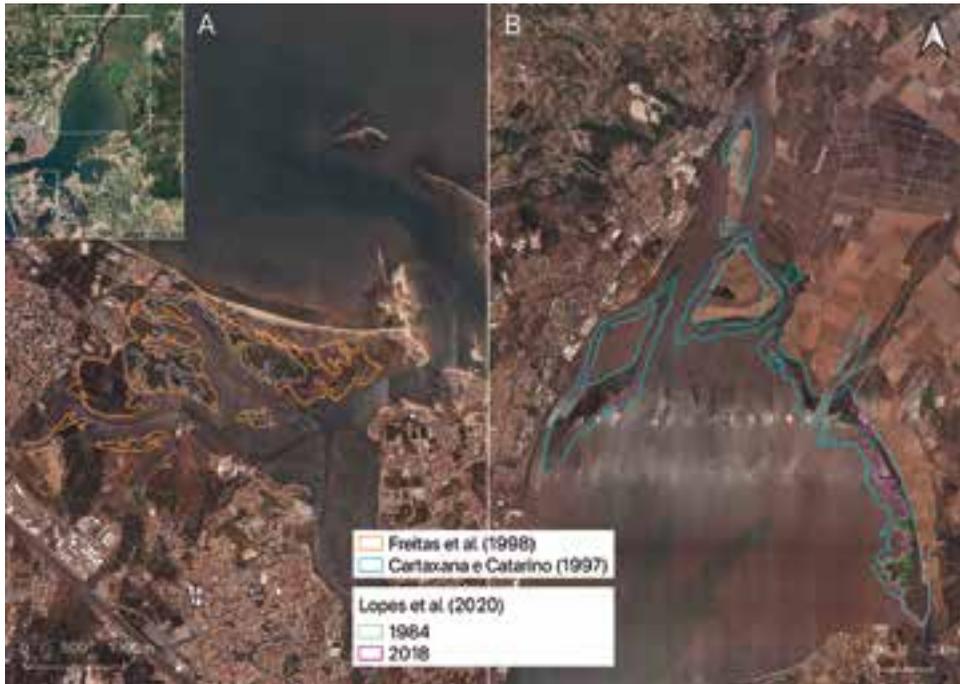


Figura 4.4 Localização das áreas de sapal em sectores específicos do Estuário do Tejo. Adaptado de Cartaxana e Catarino (1997), de Freitas et al. (1998) e de Lopes et al. (2020). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

4.5 Estimativas de stocks e de taxas de sequestro

4.5.1 Compilação de dados

Não se encontraram dados de biomassa ou de conteúdo em carbono para a espécie *Z. noltei* no Estuário do Tejo, mas encontraram-se vários estudos que apresentam dados para as quatro espécies mais abundantes de sapal, nomeadamente *Atriplex portulacoides*, *Salicornia fruticosa*, *S. perennis* e *Sporobolus maritimus* (Caçador et al., 2004, 2007, 2009; Caetano et al., 2007, 2008, 2012; Canário et al., 2010; Cartaxana e Catarino, 1997, 2002; Catarino e Caçador, 1981; Reboreda e Caçador, 2007a,b, 2008; Santos et al., 2007; Santos-Echeandía et al., 2010; Sousa et al., 2008, 2012; Tanacković et al., 2008) (**Tabela 4.4**). Para os cálculos dos stocks de carbono na biomassa de sapal, considerou-se a área coberta por cada uma dessas espécies reportada para 2010 e as percentagens de cobertura de cada uma delas na zona de Corroios (Caçador et al., 2007): 49% para *S. maritimus*, 41% para *S. fruticosa*, 9% para *S. perennis* e 1% para *A. portulacoides*.

Relativamente ao sedimento, não se encontraram dados para ervas marinhas, mas sim para as principais espécies de sapal (Almecija et al., 2016; Brito et al., 2018, 2020, 2021; Caçador et al., 2004, 2009; Canário et al., 2017; Cartaxana e Catarino, 1997; Duarte et al., 2013a,b; Human et al., 2020; Pedro et al., 2015; Reboreda et al., 2007, 2008a,b; Salgueiro e Caçador, 2007; Sousa et al., 2010, 2012) (**Tabela 4.4**). Embora alguns dados de conteúdo em carbono total no sedimento tenham sido compilados (Caçador et al., 2004; Cartaxana e Catarino, 1997; Duarte et al., 2013b), bem como os da taxa de soterramento de carbono total (Caçador et al., 2007; Sousa et al., 2010), estes dados não foram considerados para as estimativas por não corresponderem à fração orgânica do carbono (**Tabela 4.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 0* aos dados da biomassa de ervas marinhas (não existem), uma *Cat 1* aos do sapal (por estarem incompletos) e uma *Cat 1* aos dados de sedimento dos dois tipos de habitats (por estarem incompletos) (**Tabela 4.5**).

Tabela 4.4 Valores compilados para os cálculos de stocks e de taxas de sequestro de carbono no Estuário do Tejo, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas (ZN)	Sapal (SM)	Sapal (AP)	Sapal (SF)	Sapal (SP)
Área (ha)	67,45	1 763			
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	-	529 ± 418	967 ± 687	1 483 ± 2 262	239 ± 186
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	-	3 416 ± 2 586	3 766 ± 3 708	4 528 ± 1 147	4 055 ± 724
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-	-	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-	-	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	40,6*	35,3*	-	34,7*
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	17,9	15,0	-	17,7
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	-	2,6 ± 1,7**	2,7 ± 1,6**	3,1 ± 1,2**	1,7 ± 0,9**
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	12,9 ± 9,8	10,5 ± 5,2	9,3 ± 5,0	10,2 ± 4,0
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-	-	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	10	-	-	9,3
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	540**	-	-	-

PS: peso seco. OM: matéria orgânica. Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; SM, *Sporobolus maritimus*; AP, *Atriplex portulacoides*; SF, *Salicornia fruticosa*; SP, *Salicornia perennis*.

* Valor médio para folhas e ramos. ** Valores para carbono total (não usados nas estimativas).

Tabela 4.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono no Estuário do Tejo.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 3	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 0	Cat 1
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: **Cat 0** (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), **Cat 2** (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

4.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Tejo apresentem um stock total (sedimento e biomassa) de 173 627 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 552 Mg OC ano⁻¹, contribuindo as ervas marinhas com 3,5% e 6,9% para estes valores (**Tabela 4.6**). Por não haver dados disponíveis do Estuário do Tejo para fazer estes cálculos, foram usados valores de stocks e de taxas de sequestro de carbono da Ria Formosa. Por esse facto, consideram-se muito pouco precisas as estimativas apresentadas.

Tabela 4.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul no Estuário do Tejo.

Variável	Ervas marinhas (ZN)	Sapal (SM)	Sapal (AP)	Sapal (SF)	Sapal (SP)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	83	14 567	160	9 513	1270	25 593
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	6 071	103 663	751	30 791	6 759	148 035
Stock total (Mg OC)	6 154	118 229	911	40 304	8 029	173 627
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	38	252	5	211	46	552

OC: carbono orgânico.

Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; SM, *Sporobolus maritimus*; AP, *Atriplex portulacoides*;

SF, *Salicornia fruticosa*; SP, *Salicornia perennis*.

4.6 Qualidade ambiental e ameaças

O Estuário do Tejo encontra-se numa área altamente urbanizada e industrializada, rodeada de cidades com densidades populacionais elevadas. Estima-se que apenas 1% das margens estejam em estado natural (Batista et al., 2022). O sapal apresenta valores altos de contaminação nos sedimentos, sobre tudo por causa da área industrial no Montijo e no Barreiro (Caçador et al., 2012; Cruz de Carvalho et al., 2020; Duarte et al., 2010). Dentro do estuário, o sapal da área de Alcochete encontra-se menos contaminado do que o sapal da área do Rosário e do Seixal (Cruz de Carvalho et al., 2020).

Segundo a última caracterização e diagnóstico da região hidrográfica do Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5), realizada pela APA em 2019, três das quatro massas de água de transição do estuário (PT05TEJ1075A1, PT05TEJ1100A, PT05TEJ1116A, PT05TEJ1139A) apresentam um estado ecológico inferior a *Bom* (APA, 2022). Entre as maiores pressões a que estas massas de água estão sujeitas e, conseqüentemente, os seus sapais e ervas marinhas, encontram-se as alterações devido a modificações morfológicas como, por exemplo, as alterações físicas das margens, a poluição por nutrientes (águas residuais urbanas), a poluição química e a introdução de espécies alienígenas. Os setores que originam mais pressões significativas são, em igual proporção, a navegação, o setor urbano (águas residuais urbanas), o setor industrial e a introdução de espécies e doenças. Estes sectores originam 86% das pressões que afetam as três massas de água de transição do Estuário do Tejo com um estado inferior a *Bom*.

4.7 Intervenções de conservação

4.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Atualmente, existe o projeto “RESTAURA 2020 – Avaliação e restauro das comunidades de sapal afetadas por espécies invasoras: ações de gestão e conservação para revitalização dos serviços dos ecossistema e melhoria da sua função de viveiro para peixes” (operação 16-01-04-FMP-0014), financiado pelo Programa Mar2020 (<https://restaura2020.wixsite.com>). Este projeto inclui alguns objetivos que poderão gerar intervenções de conservação nos habitats de carbono azul no estuário:

Objetivo 1: Identificar e mapear a presença da espécie invasora *S. patens* na Reserva Natural do Estuário do Tejo.

Objetivo 3: Recuperar as capacidades do ecossistema para a reprodução de espécies e proteção de juvenis, bem como proteger e melhorar o ambiente no âmbito da rede Natura 2000, quer do ponto de vista da proteção da biodiversidade endémica, quer em prol da gestão sustentável dos recursos e das atividades da pesca.

Objetivo 5: Desenvolver metodologias de restauro e proteção da vegetação endémica adequadas para aplicação em áreas de sapal igualmente afetadas pela presença de espécies invasoras.

O Plano e Ação Local para a Biodiversidade em Lisboa 2020, da Câmara Municipal de Lisboa (https://www.lisboa.pt/fileadmin/cidade_temas/ambiente/biodiversidade/documentos/Plano_Acao_Biodiversidade_Lisboa_2020.pdf), inclui a ação C1.3. “Definição e restauração de ecossistemas naturais”, que fará a “demarcação de áreas resultantes de ecossistemas ou de catalisação do seu processo sucessional natural para serem incluídas nos Instrumentos de Gestão Territorial em vigor no Município”, “a renaturalização da zona ribeirinha do Estuário do Tejo” e a “fixação do sapal do Estuário

do Tejo”. Existe também uma monitorização ambiental da frente ribeirinha de Lisboa por parte da Câmara Municipal, que inclui diferentes componentes biológicas, entre as quais estão as espécies de sapal *Salicornia fruticosa*, *S. perennis*, *Atriplex portulacoides*, e *Tripolium pannonicum* (<https://www.lisboa.pt/cidade/ambiente/estuario-do-tejo>).

A APA apresenta como medida a “Elaboração do Programa Especial de Ordenamento do Estuário do rio Tejo” (medida PTE9PO7MO3_SUP_RH5) para a região hidrográfica do Tejo no Plano de Gestão de Região Hidrográfica – 3º Ciclo (RH5 – Tejo e ribeiras do Oeste, APA, 2022), que poderá reverter na conservação dos habitats de carbono azul no estuário.

4.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento das pradarias de ervas marinhas e de sapal do Estuário do Tejo, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul.

b) Proteção

Existem áreas de sapal e de ervas marinhas do Estuário do Tejo que não estão protegidas por figuras de proteção ao nível nacional ou europeu (**Figura 4.5**).

c) Restauro

Na zona do Samouco, existem áreas relevantes de salinas inativas com potencial para projetos de restauro de ecossistemas de carbono azul, nomeadamente as que foram expropriadas na sequência da construção da Ponte Vasco da Gama e que estão a ser geridas pela “Fundação para a Proteção de Gestão Ambiental das Salinas do Samouco”. Além disso, é necessário proceder ao levantamento de antigas áreas de sapal que foram reclamadas para outros usos e que estão agora inativas. Estas áreas podem ser objeto de restauro passivo ou ativo dos ecossistemas de sapal originais.

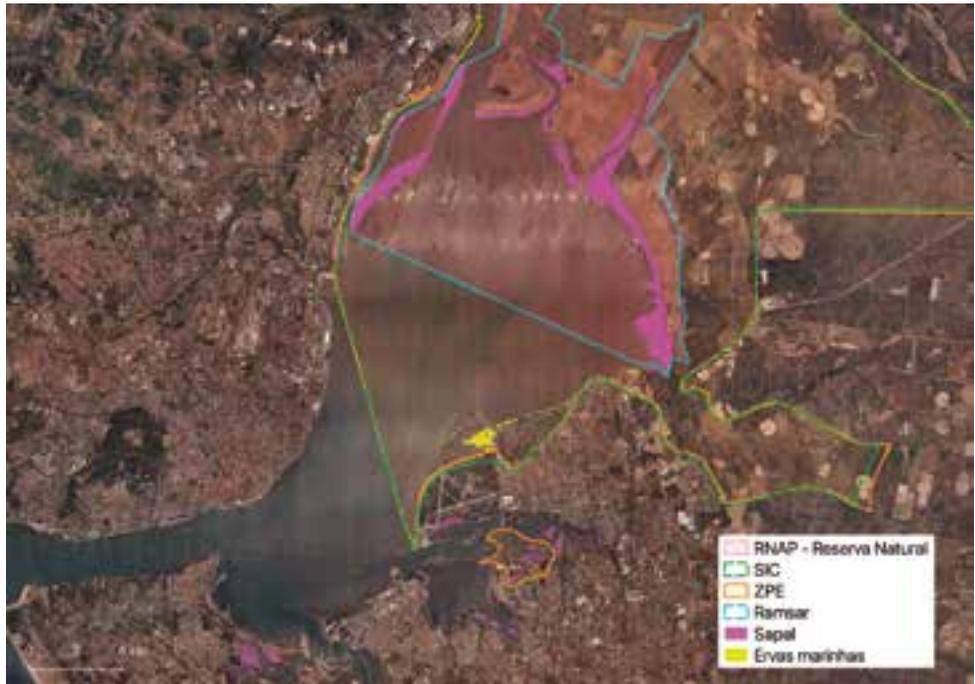


Figura 4.5 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Tejo e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

4.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Lisboa
 Câmara Municipal do Montijo
 Câmara Municipal da Moita
 Câmara Municipal do Seixal
 Câmara Municipal de Alcochete
 Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT)
 Universidade de Lisboa
 NOVA School of Science and Technology – Universidade Nova de Lisboa
 Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
 Centro de Ciências do Mar e do Ambiente – Universidade de Lisboa (MARE-UL)
 Instituto de Biosistemas e Ciências Integrativas (BioISI) – Universidade de Lisboa
 Fundação para a Proteção de Gestão Ambiental das Salinas do Samouco

4.9 Bibliografia

- Almecija, C., Cobelo-García, A., Santos-Echeandía, J., & Caetano, M. (2016). Platinum in salt marsh sediments: Behavior and plant uptake. *Marine Chemistry*, 185, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2016.05.009>
- APA - Agência Portuguesa do Ambiente (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. Tejo e Ribeiras do Oeste (RH5). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Batista, M., França, S., Luís, A.R., Henriques, A., Sá, R. & Grilo, C. (2022). Golfinhos no Tejo: Por um estuário saudável. ANP|WWF.
- Brito, P., Caetano, M., Martins, M., & Caçador, I. (2021). Effects of salt marsh plants on mobility and bioavailability of REE in estuarine sediments. *Science of the Total Environment*, 759. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144314>
- Brito, P., Malvar, M., Galinha, C., Caçador, I., Canário, J., Araújo, M., & Raimundo, J. (2018). Yttrium and rare earth elements fractionation in salt marsh halophyte plants. *Science of the Total Environment*, 643, 1117–1126. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.291>
- Brito, P., Mil-Homens, M., Caçador, I., & Caetano, M. (2020). Changes in REE fractionation induced by the halophyte plant *Halimione portulacoides*, from SW European salt marshes. *Marine Chemistry*, 223. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103805>
- Caçador, I., Caetano, M., Duarte, B., & Vale, C. (2009). Stock and losses of trace metals from salt marsh plants. *Marine Environmental Research*, 67(2), 75–82. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.11.004>
- Caçador, I., Costa, A. L., & Vale, C. (2004). Carbon storage in Tagus salt marsh sediments. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus*, 4, 701–714. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000028388.84544.ce>
- Caçador, I., Tiberio, S., & Cabral, H. (2007). Species zonation in Corroios salt marsh in the Tagus estuary (Portugal) and its dynamics in the past fifty years. *Hydrobiologia*, 587, 205–211. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0681-y>
- Caetano, M., Bernardez, P., Santos-Echeandía, J., Prego, R., & Vale, C. (2012). Tidally driven N, P, Fe and Mn exchanges in salt marsh sediments of Tagus estuary (SW Europe). *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(11), 6541–6552. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2439-2>
- Caetano, M., Fonseca, N., & Carlos Vale, R. (2007). Mobility of Pb in salt marshes recorded by total content and stable isotopic signature. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.026>
- Caetano, M., Vale, C., Cesário, R., & Fonseca, N. (2008). Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390(2–3), 466–474. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.015>

- Canário, J., Poissant, L., Pilote, M., Caetano, M., Hintelmann, H., & O'Driscoll, N. (2017). Salt-marsh plants as potential sources of Hg-0 into the atmosphere. *Atmospheric Environment*, *152*, 458–464. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.011>
- Canário, J., Vale, C., Poissant, L., Nogueira, M., Pilote, M., & Branco, V. (2010). Mercury in sediments and vegetation in a moderately contaminated salt marsh (Tagus Estuary, Portugal). *Journal of Environmental Sciences*, *22*(8), 1151–1157. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60231-X](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60231-X)
- Cartaxana, P., & Catarino, F. (1997). Allocation of nitrogen and carbon in an estuarine salt marsh in Portugal. *Journal of Coastal Conservation*, *3*(1), 27–34. <https://doi.org/10.1007/BF02908176>
- Cartaxana, P., & Catarino, F. (2002). Nitrogen resorption from senescing leaves of three salt marsh plant species. *Plant Ecology*, *159*(1), 95–101. <https://doi.org/10.1023/A:1015595430010>
- Carvalho, L., Caçador, I., & Martins-Loução, M. (2001). Temporal and spatial variation of arbuscular mycorrhizas in salt marsh plants of the Tagus estuary (Portugal). *Mycorrhiza*, *11*(6), 303–309. <https://doi.org/10.1007/s00572-001-0137-6>
- Catarino, F. M., & Caçador, I. (1981). Produção de biomassa e estratégia do desenvolvimento em *Spartina maritima* e outros elementos da vegetação dos sapais do estuário do Tejo. *Boletim da Sociedade Broteriana*, *54*, 387–403.
- Cruz de Carvalho, R., Feijao, E., Kletschkus, E., Marques, J., Reis-Santos, P., Fonseca, V., Papenbrock, J., Caçador, I., & Duarte, B. (2020). Halophyte bio-optical phenotyping: A multivariate photochemical pressure index (Multi-PPI) to classify salt marsh anthropogenic pressures levels. *Ecological Indicators*, *119*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106816>
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, *104*, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Duarte, B., Caçador, I., Marques, J., & Croudace, I. (2013a). Tagus estuary salt marshes feedback to sea level rise over a 40-year period: Insights from the application of geochemical indices. *Ecological Indicators*, *34*, 268–276. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.05.015>
- Duarte, B., Caetano, M., Almeida, P., Vale, C., & Caçador, I. (2010). Accumulation and biological cycling of heavy metal in four salt marsh species, from Tagus estuary (Portugal). *Environmental Pollution*, *158*(5), 1661–1668. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.004>
- Duarte, B., Freitas, J., Couto, T., Valentim, J., Dias, J., Silva, H., Marques, J., & Caçador, I. (2013b). New multi-metric Salt Marsh Sediment Microbial Index (SSMI) application to salt marsh sediments ecological status assessment. *Ecological Indicators*, *29*, 390–397. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.008>
- Freitas, M., Andrade, C., Moreno, J., Munha, J., & Cachao, M. (1999). The sedimentary record of recent (last 500 years) environmental changes in the Seixal Bay marsh, Tagus estuary, Portugal. *Geologie en Mijnbouw-Netherlands Journal of Geosciences*, *77*(3–4), 283–293.

Human, L., Feijao, E., de Carvalho, R., Caçador, I., Reis-Santos, P., Fonseca, V., & Duarte, B. (2020). Mediterranean salt marsh sediment metal speciation and bioavailability changes induced by the spreading of non-indigenous *Spartina patens*. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 243. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106921>

Lopes, C., Mendes, R., Caçador, I., & Dias, J. (2020). Assessing salt marsh extent and condition changes with 35 years of Landsat imagery: Tagus Estuary case study. *Remote Sensing of Environment*, 247. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111939>

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Mendes, R. N., & Melo, R. A. (não publicado). Monitorização das ervas marinhas do estuário do Tejo no âmbito da aplicação da Diretiva Quadro da Água, projetos MORFEED e MESCLA, Agência Portuguesa do Ambiente.

Mendes, R. N., Ceia, R., Silva, T., Rilo, A., Guerreiro, M., Catalão, J., Freitas, M. C., Andrade, C., Melo, R., & Fortunato, A. (2012). Detecção remota e cartografia do intertidal. O contributo do Projeto MorFeed. 4. *Actas das 2.ªs Jornadas de Engenharia Hidrográfica*, 4. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2685.9124>

Pedro, S., Duarte, B., de Almeida, P., & Caçador, I. (2015). Metal speciation in salt marsh sediments: Influence of halophyte vegetation in salt marshes with different morphology. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 167, 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.05.034>

Reboreda, R., & Caçador, I. (2007a). Halophyte vegetation influences in salt marsh retention capacity for heavy metals. *Environmental Pollution*, 146(1), 147–154. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.035>

Reboreda, R., & Caçador, I. (2007b). Copper, zinc and lead speciation in salt marsh sediments colonised by *Halimione portulacoides* and *Spartina maritima*. *Chemosphere*, 69(10), 1655–1661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.05.034>

Reboreda, R., & Caçador, I. (2008). Enzymatic activity in the rhizosphere of *Spartina maritima*: Potential contribution for phytoremediation of metals. *Marine Environmental Research*, 65(1), 77–84. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2007.09.001>

Salgueiro, N., & Caçador, I. (2007). Short-term sedimentation in Tagus estuary, Portugal: the influence of salt marsh plants. *Hydrobiologia*, 587, 185–193. <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0678-6>

Santos-Echeandía, J., Vale, C., Caetano, M., Pereira, P., & Prego, R. (2010). Effect of tidal flooding on metal distribution in pore waters of marsh sediments and its transport to water column (Tagus estuary, Portugal). *Marine Environmental Research*, 70(5), 358–367. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.07.003>

Santos, L., Cunha, A., Silva, H., Caçador, I., Dias, J., & Almeida, A. (2007). Influence of salt marsh on bacterial activity in two estuaries with different hydrodynamic characteristics (Ria de Aveiro and Tagus Estuary). *FEMS Microbiology Ecology*, 60(3), 429–441. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2007.00304.x>

Sousa, A., Lillebø, A., Caçador, I., & Pardal, M. (2008). Contribution of *Spartina maritima* to the reduction of eutrophication in estuarine systems. *Environmental Pollution*, 156(3), 628–635.

<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.022>

Sousa, A., Lillebø, A., Pardal, M., & Caçador, I. (2010). The influence of *Spartina maritima* on carbon retention capacity in salt marshes from warm-temperate estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 61(4–6), 215–223.

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.02.018>

Sousa, A., Lillebø, A., Risgaard-Petersen, N., Pardal, M., & Caçador, I. (2012). Denitrification: an ecosystem service provided by salt marshes. *Marine Ecology Progress Series*, 448, 79–92. <https://doi.org/10.3354/meps09526>

Tanacković, S., Caetano, M., & Vale, C. (2008). Effect of salt-marsh plants on the mobility of Cr in sediments.

Ciencias Marinas, 34(3), 363–372. <https://doi.org/10.7773/cm.v34i3.1404>

05. Estuário do Sado



5.1 Localização geográfica

O Estuário do Sado localiza-se no centro da costa oeste de Portugal, nos concelhos de Setúbal, Alcácer do Sal, Grândola e Palmela (distrito de Setúbal) (**Figura 5.1**). É o segundo maior estuário de Portugal, com 180 km² de área. O estuário alto apresenta dois canais, que resultam da confluência do Rio Sado com a Ribeira da Marateca. O Canal de Alcácer, no lado sul, tem 35 km de comprimento e 700 m de largura e é onde desagua o Rio Sado, que fornece 80% da água doce para o estuário. O Canal de Águas de Moura, no lado norte, onde desagua a ribeira da Marateca, contribui com 10% da água doce para o estuário. O estuário médio é uma larga bacia de 5 km de largura, 20 km de comprimento e uma profundidade de *ca.* 10 m. A ligação com o oceano é feita por um canal estreito e profundo.



Figura 5.1 Localização do Estuário do Sado nos concelhos de Setúbal, Alcácer do Sal, Grândola e Palmela, e área abrangida pelas figuras de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000), Convenção Ramsar, ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000), Parque Natural e Reserva Natural da Rede Nacional de Área Protegidas (RNAP). Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

5.2 Tipos de habitats

O Estuário do Sado apresenta pradarias de ervas marinhas intertidais e subtidais (Andrade e Ferreira, 2011; Cunha et al., 2009, 2013) e áreas de sapal (Freitas et al., 2008; Moreira, 1987; Sousa, 2006).

As três espécies de ervas marinhas presentes em Portugal encontram-se no Estuário do Sado: *Zostera marina*, *Z. noltei* e *Cymodocea nodosa* (Cunha et al. 2009, 2013). As principais áreas de pradarias marinhas são as áreas da Ponta de Adoche na península de Tróia (com as três espécies presentes), e nas áreas de Cabeços do Rio, Comporta e Pé de Cavalo (Cunha et al., 2009).

As zonas principais de sapal concentram-se nas áreas de Lisnave, Comporta, Carrasqueira, Malha da Costa, Faralhão, Monte Novo de Palma e Herdade do Pinheiro. As espécies dominantes no sapal do Estuário do Sado são *Sporobolus maritimus*, *Salicornia perennis*, *Puccinellia maritima*, *Salicornia nitens*, *Atriplex portulacoides*, *Arthrocaulon macrostachyum*, *Salicornia europaea*, *Salicornia fruticosa*, *Limonium vulgare*, *Suaeda maritima*, *Suaeda vera*, *Juncus maritimus* e *Limbarda crithmoides* entre outras (Freitas et al., 2008; Moreira, 1987; Sousa, 2006).

5.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Sado é um habitat com reconhecimento internacional como habitat Ramsar pela Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas desde 1996 (**Figura 5.1, Tabela 5.1**). Uma parte do estuário está incluída dentro dos limites das áreas designadas como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo das Diretivas Aves e Habitats, respetivamente (**Figura 5.1**). Ao nível nacional, grande parte do estuário foi incluído na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) em 1980, na categoria *Reserva Natural* (Decreto-Lei n.º 430/80, de 1 de outubro; **Figura 5.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06). Na Lista Vermelha da Flora Vasculare de Portugal Continental (Carapeto et al., 2020), as espécies *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina*, encontram-se classificadas na categoria *Vulnerável* (VU).

Tabela 5.1 Sumário dos estatutos de proteção do Estuário do Sado. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano de designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 826	1996	25 588
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)	PTCON0011	2008	31 074,07
Zona de Proteção Especial (rede Natura 2000)	PTZPE0011	1988	24 632,85
Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNAP)	Decreto-Lei n.º 430/80	1980	23 971,30

5.4 Área total de cada habitat

5.4.1 Ervas marinhas

Em 2007, as pradarias ocupavam um total de 33 ha, que 87% eram pradarias intertidais da espécie *Zostera noltei* (203 manchas, 28 ha) e o restante eram pradarias subtidais de *Cymodocea nodosa* e de *Z. marina*, com áreas de 3,14 ha (46 manchas) e de 1,16 ha (93 manchas), respetivamente (Cunha et al., 2009, 2013; **Tabela 5.2**). Foram feitas duas estimativas da área total de ervas marinhas. Uma com o valor de 241 ha, baseada nos levantamentos de 2019/2020 realizados pelo projeto de ciência cidadã “Guardiãs das Pradarias Marinhas” (<https://www.ocean-alive.org/guardias-das-pradarias-marinhas>) desenvolvido pela cooperativa Ocean Alive. A outra estimativa, de 221 ha, foi baseada nos levantamentos realizados por Mendes e Melo (não publicado) em 2021 por análise de imagens aéreas e validação no terreno (**Tabela 5.2, Figura 5.2**).

Na zona da Ponta do Adoche, no extremo da península de Tróia, existe uma pradaria de *Zostera noltei* e de *Z. marina* que tem sido monitorizada ao longo do tempo. Entre 2002 e 2009, a pradaria aumentou 46% em área, de 0,49 ha para 0,71 ha (Andrade e Ferreira, 2011), tendo desaparecido completamente no inverno de 2009/2010 devido a grandes tempestades. A pradaria recuperou para 1,2 ha em setembro de 2010 (Cunha et al., 2013).

Para as estimativas de carbono azul das pradarias de ervas marinhas no Estuário do Sado, considerou-se a área total mais recente de 221 ha em 2021 (Mendes e Melo, não publicado). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 3* a estes dados por serem dados completos, atuais e representativos.

Tabela 5.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Sado ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais (<i>Zostera noltei</i>)	2007	28,38	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas subtidais (<i>Cymodocea nodosa</i>)	2007	3,14	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas subtidais (<i>Zostera marina</i>)	2007	1,16	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas (total)	2007	32,68	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas (total)	2019/2020	240,87	https://www.ocean-alive.org/guardias-das-pradarias-marinhas
Ervas marinhas intertidais	2021	176,9	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas subtidais	2021	15,9	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas intertidais / subtidais	2021	28,0	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas (total)	2021	220,8	Mendes e Melo (não publicado)



Figura 5.2 Localização das áreas de pradarias marinhas no Estuário do Sado. Imagem de base: Google Satellite.

5.4.2 Sapal

A única informação disponível sobre a área de sapal para a totalidade do Estuário do Sado encontra-se na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017), com uma área de 1448 ha em 2006 e de 839 ha em 2010 (Mcowen et al., 2017; **Tabela 5.3, Figura 5.3**). Gutierrez et al. (2013) avaliaram a evolução do sapal em três sectores do estuário (Comporta, Carrasqueira e Ilha do Cavalo), mostrando que, entre 1958 e 2007, dominou a dinâmica de recuo tanto do sapal alto como do sapal baixo, com a diminuição da área total de ocupação. Os autores sugerem que este recuo pode estar relacionado com o aumento do nível médio da água do mar, conjugado com toda a ocupação antrópica das margens do estuário que limita o fornecimento de sedimentos e a consequente expansão dos sapais para o interior do continente. Moreira (1992) refere também que, no fim do século XX, o recuo médio de sapal no Estuário do Sado foi cerca de 17 cm por ano, principalmente devido ao aumento da atividade humana e também ao aumento do nível médio da água do mar.

Desde 2010 que não há dados sobre a área de sapal neste sistema, pelo que para as estimativas de carbono azul do sapal do Estuário do Sado, considerou-se a área mais recente (2010) de 839 ha reportada por Mcowen et al. (2017). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* a estes dados por não serem dados atuais.

Tabela 5.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Sado ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal	2006	1 448,35	Mcowen et al. (2017)
Sapal	2010	838,75	Mcowen et al. (2017)



Figura 5.3 Localização das áreas de sapal no Estuário do Sado em 2006 e 2010.

Adaptado de Mcowen et al. (2017). Imagem de base: Google Satellite.

5.5 Estimativas de stocks e de taxas de sequestro

5.5.1 Compilação de dados

Não se encontraram dados de biomassa ou de conteúdo em carbono para ervas marinhas no Estuário do Sado e apenas se encontrou um estudo com dados de biomassa hipógea para a planta de sapal *Salicornia fruticosa* em 2004-2005 (Martins et al., 2008) (Tabela 5.4).

Relativamente ao sedimento, não se encontraram dados para ervas marinhas, mas há dados disponíveis de conteúdo em matéria orgânica e carbono orgânico para o sedimento de algumas espécies de sapal, entre 1988 e 2006 (Almeida et al., 2008; Freitas et al., 2008; Machado et al., 2012; Martins et al., 2008; Moreira, 1992; Moreno et al., 2017; Reboredo,

1992; Sousa, 2006) (**Tabela 5.4**). Foram também compilados alguns dados de taxa de sedimentação (Freitas et al., 2008; Moreira, 1992) (**Tabela 5.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 0* aos dados de vegetação de ervas marinhas (não existem) e uma categoria *Cat 1* aos dados de vegetação de sapal e de sedimento de ervas marinhas e de sapal, por estarem incompletos (**Tabela 5.5**).

Tabela 5.4. Valores compilados para os cálculos de stocks e de taxas de sequestro de carbono no Estuário do Sado, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas (total)	Sapal (total)
Área (ha)	220,8	838,75
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	-	-
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	-	1 920 ± 283*
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-
Conteúdo em carbono orgânica (sedimento) (% PS)	-	2,76 ± 1,25**
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	4,4 ± 3,8 ***
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	2,43 ± 1,21
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-

PS: peso seco. OM: matéria orgânica.

* Apenas para a espécie *Salicornia fruticosa*.

** Para a espécie *Salicornia fruticosa* e até os 10 cm de profundidade.

*** Para sapal médio e alto.

Tabela 5.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono no Estuário do Sado.

Nível de estudo	Ervas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 3	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 0	Cat 1
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: *Cat 0* (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), *Cat 2* (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

5.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Sado contenham um stock total (sedimento e biomassa) de 66 661 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 355 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas um contributo de 28% e 31% para estes valores, respetivamente (**Tabela 5.6**). Por não haver todos os dados necessários do Estuário do Sado para estes cálculos, foram usados os valores disponíveis de stocks e de taxas de sequestro da Ria Formosa e/ou do Estuário do Tejo. Consideram-se muito pouco precisas as estimativas apresentadas.

Tabela 5.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul no Estuário do Sado.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Ervas marinhas (subtidais)	Sapal (total)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	235	55	8 096	8 386
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	17 183	832	40 260	58 276
Stock total (Mg OC)	17 418	888	48 356	66 661
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	108	2,4	245	355

OC: carbono orgânico

5.6 Qualidade ambiental e ameaças

O Estuário do Sado encontra-se numa área intensamente ocupada. A margem norte do estuário baixo encontra-se muito artificializada devido à cidade de Setúbal, onde se encontra um dos maiores portos comerciais e pesqueiros do país. Esta é também uma área altamente industrializada, principalmente na península de Mitrena, com a presença de indústria petroquímica e de produção termoelétrica, indústrias do papel, pesticidas, herbicidas, fungicidas, fertilizantes, processamento de metais, componentes plásticos e estaleiros navais de e reparação de veículos (Caeiro et al., 2005; Freitas et al., 2008). No resto do estuário, existem grandes áreas de atividades agrícolas (com grande relevância para o cultivo de arroz; Vale et al., 1993) e de aquacultura e salinas, todas elas atividades que levaram à destruição de áreas de sapal (Gutierrez et al., 2013). Algumas áreas de sapal apresentam, ou apresentaram no passado, um alto grau de poluição (Caeiro et al., 2005).

Segundo a última caracterização e diagnóstico e Região Hidrográfica das Ribeiras do Sado e Mira (RH6), realizada em 2019 (APA, 2022), as massas de água de transição do estuário apresentam um estado ecológico *Bom* ou *Razoável* (PT06SAD1207, PT06SAD1210, PT06SAD1211, PT06SAD1217, PT06SAD1219, PT06SAD1222), baseado em vários indicadores biológicos.

Para além das ameaças já referidas para os ecossistemas de carbono azul, encontram-se também o desenvolvimento costeiro e turístico e o impacto físico causado pela pesca

de arrasto e pelas âncoras das embarcações. Cunha et al., (2013) referem que estas foram as principais causas do desaparecimento das pradarias da erva marinha *Zostera marina* da costa da Arrábida, no exterior do estuário, que ocupavam áreas extensas no Portinho da Arrábida (10 ha) e que desapareceram por completo a partir do inverno de 2006/2007.

5.7 Intervenções de conservação

5.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Recentemente, em 2022, foi realizada uma intervenção de restauro ativo de ervas marinhas na zona da península de Tróia após a retirada de um cabo de amarração que estava a danificar as plantas. O projeto de restauro foi coordenado pela cooperativa Ocean Alive e financiado pela associação Viridia – Conservation in Action (<https://viridia.pt/why-we-exist/our-projects/reforesting-the-sea/>). A intervenção consistiu na estabilização do sedimento e em transplantes de plantas da mesma pradaria. Não estão disponíveis dados sobre o restauro e a recuperação da pradaria marinha. A cooperativa Ocean Alive realiza também atividades de sensibilização e educação ambiental sobre as pradarias de ervas marinhas do Estuário do Sado. Entre elas, encontra-se o programa “Guardiãs do Mar”, no qual as mulheres da comunidade piscatória e do marisqueio trabalham para salvaguardar e mapear as pradarias marinhas do estuário (<https://www.ocean-alive.org/guardias-do-mar>).

O projeto “VALPRAD: Importância ecológica, Valoração económica e conservação das pradarias marinhas do Estuário do Sado” foi realizado entre 2018 e 2021 por investigadores da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e teve como objetivo principal contribuir para a proteção, o restauro e a utilização sustentável das pradarias de ervas marinhas do Estuário do Sado através do aumento de conhecimento relativo à sua importância ecológica, bem como da sua valoração económica. Este projeto foi financiado pelo Programa Operacional Mar2020 (MAR-01.04.02-FEAMP-0007). Não se encontraram relatórios ou contribuições científicas deste projeto sobre a proteção e o restauro de ervas marinhas no Estuário do Sado.

5.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento do sapal do Estuário do Sado, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul nas pradarias de ervas marinhas e no sapal.

b) Proteção

As pradarias de ervas marinhas da Ponta de Adoche na península de Troia não se encontram dentro dos limites das figuras de proteção (**Figura 5.4**). Tratando-se de uma pradaria de alto valor ecológico por albergar a máxima biodiversidade em espécies de ervas marinhas de Portugal (*Cymodocea nodosa*, *Zostera marina* e *Z. noltei*), recomenda-se a sua proteção dentro da Rede Nacional de Áreas Protegidas.

c) Restauro

Tal como em outros sistemas costeiros da costa portuguesa, os ecossistemas de carbono azul do Estuário do Sado têm sido sujeitos a grandes pressões antropogénicas que resultaram na reclamação de grandes áreas naturais para uma série de outras utilizações. Em particular, grandes áreas de sapal têm sido destruídas, pelo que é necessário fazer o levantamento das áreas artificializadas inativas que poderiam ser utilizadas para o restauro deste ecossistema. Além disso, a área ocupada por ervas marinhas no Estuário do Sado pode ser aumentada não só removendo os fatores de distúrbio que provocam o seu declínio, mas também promovendo ações de restauro ativo. Para isso, será necessário fazer uma avaliação *in situ* das melhores zonas para o fazer, aproveitando o elevado conhecimento local que existe sobre as pradarias de ervas marinhas.



Figura 5.4 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Sado e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Google Satélite.

5.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Grândola
Câmara Municipal de Setúbal
Câmara Municipal de Alcácer do Sal
Câmara Municipal de Palmela
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional de Lisboa e Vale do Tejo (CCDR-LVT)
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo (CCDRA)
Associação Ocean Alive
Clube Naval Setubalense
Administração dos Portos de Setúbal e Sesimbra

5.9 Bibliografia

- Almeida, C., Mucha, A., Bordalo, A., & Vasconcelos, M. (2008). Influence of a salt marsh plant (*Halimione portulacoides*) on the concentrations and potential mobility of metals in sediments. *Science of the Total Environment*, 403(1–3), 188–195. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.044>
- Andrade, F., & Ferreira, M. (2011). A method for monitoring shallow seagrass meadows (*Zostera* spp.) using terrestrial oblique large-scale photography. *Aquatic Botany*, 95(2), 103–109. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.04.002>
- APA - Agência Portuguesa do Ambiente (2022a). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. *Sado e Mira (RH6)*. <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Cairo, S., Costa, M. H., Ramos, T. B., Fernandes, F., Silveira, N., Coimbra, A., Medeiros, G., & Painho, M. (2005). Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: An index analysis approach. *Ecological Indicators*, 5(2), 151–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.02.001>
- Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (eds.) (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Botânica e Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.) Coleção “Botânica em Português”, Volume 7. Lisboa. Imprensa Nacional, 374 pp. <https://listavermelha-flora.pt/>
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2009). Estimation of available seagrass meadow area in Portugal for transplanting purposes. *Journal of Coastal Research, Special Issue 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium)*, 1100–1104. <http://hdl.handle.net/10400.1/4142>
- Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Freitas, M., Andrade, C., Cruces, A., Munha, J., Sousa, M., Moreira, S., Jouanneau, J., & Martins, L. (2008). Anthropogenic influence in the Sado estuary (Portugal): A geochemical approach. *Journal of Iberian Geology*, 34(2), 271–286.

Gutierrez, F., Neto, C., Reis, E., Almeida, D., Costa, J., & Godinho-Ferreira, P. (2013). *Spatial and temporal analysis of salt marsh ecosystems*. 4º Seminário Internacional 'Os Recursos Hídricos, o Mar e o Litoral'.

Machado, A., Magalhaes, C., Mucha, A., Almeida, C., & Bordalo, A. (2012). Microbial communities within saltmarsh sediments: Composition, abundance and pollution constraints. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 99, 145–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.12.028>

Martins, M., Ferreira, A., & Vale, C. (2008). The influence of *Sarcocornia fruticosa* on retention of PAHs in salt marsh sediments (Sado estuary, Portugal). *Chemosphere*, 71(8), 1599–1606. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.054>

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Mendes, R. N., & Melo, R. A. (não publicado). Monitorização das ervas marinhas do estuário do Sado no âmbito da aplicação da Diretiva Quadro da Água, projetos MORFEED e MESCLA, Agência Portuguesa do Ambiente.

Moreira, M.E. (1987). Estudo fitogeográfico do ecossistema de sapal do estuário do Sado. *Finisterra*, 22, 247–296. <https://doi.org/10.18055/Finis2000>

Moreira, M.E. (1992). Recent salt-marsh changes and sedimentation-rates in the Sado estuary, Portugal. *Journal of Coastal Research*, 8(3), 631–640. <https://www.jstor.org/stable/4298012>

Moreno, J., Fatela, F., Leorri, E., Moreno, F., Freitas, M., Valente, T., Araujo, M., Gomez-Navarro, J., Guise, L., & Blake, W. (2017). Bromine soil/sediment enrichment in tidal salt marshes as a potential indicator of climate changes driven by solar activity: New insights from W coast Portuguese estuaries. *Science of the Total Environment*, 580, 324–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.130>

Reboredo, F. (1992). Cadmium accumulation by *Halimione portulacoides* (L) Aellen – A seasonal study. *Marine Environmental Research*, 33(1), 17–29. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(92\)90003-5](https://doi.org/10.1016/0141-1136(92)90003-5)

Sousa, M. (2006). *Contribuição para a caracterização geoambiental de sapais do estuário do Sado – aplicação experimental no ensino da Geologia* [Tese de Mestrado]. Universidade Nova de Lisboa

Vale, C., Cortesão, C., Castro, O., & Ferreira, A. M. (1993). Suspended-sediment response to pulses in river flow and semidiurnal and fortnightly tidal variations in a mesotidal estuary. *Marine Chemistry*, 43(1–4), 21–31. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(93\)90213-8](https://doi.org/10.1016/0304-4203(93)90213-8)

06. Estuário do Mira



6.1 Localização geográfica

O Estuário do Mira localiza-se na costa sudoeste de Portugal, no concelho de Odemira, entre as freguesias de Vila Nova de Milfontes (margem norte) e Nascedios (margem sul; **Figura 6.1**). O estuário é relativamente pequeno, com um único canal, o Rio Mira, de 40 km de extensão e 400 m de largura na sua parte mais larga. A profundidade média do estuário é de 6 m, com a profundidade máxima entre 8 e 10 m, próximo à Ponte de Vila Nova de Milfontes.



Figura 6.1 Localização do Estuário do Mira no concelho de Odemira e a área abrangida pelas figuras de proteção de Parque Natural (RNAP, Rede Nacional de Áreas Protegidas), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000) e SIC (Sítio de Importância Comunitária, Rede Natura 2000). Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

6.2 Tipos de habitats

No estuário, existem pradarias de ervas marinhas de *Zostera noltei* na zona intertidal (Almeida, 1988, 1994; Amaral et al., 2008; Cunha et al., 2013; Materatski et al., 2016) e, na zona subtidal adjacente, pradarias de ervas marinhas da espécie *Z. marina* (Almeida, 1988; Andrade, 1986; Cunha et al., 2013). Os sapais localizam-se nas margens do rio até 20 km a montante (Amaral e Paula, 2007), sendo as espécies dominantes *Sporobolus maritimus* e *Salicornia perennis* (Costa et al., 2001).

6.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Mira é considerado uma área de alta importância ecológica e tem estatutos de proteção ao nível europeu e nacional (**Figura 6.1**). Faz parte da rede Natura 2000, sendo que foi designado como Zona de Proteção Especial (ZPE) em 2015 e como Sítio de Importância Comunitária (SIC) em 2008 ao abrigo das Diretivas Aves e Habitats, respetivamente. O estuário está incluído no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina da Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP), criado em 1988 (Decreto-Lei n.º 241/88, de 7 de julho; **Tabela 6.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06). Na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto et al., 2020), a espécie *Zostera marina*, presente neste sistema, encontra-se classificada na categoria *Vulnerável* (VU).

Tabela 6.1 Sumário do estatuto de proteção do Estuário do Mira. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano da designação	Área (ha)
Sítio de Importância Comunitária (SIC, rede Natura 2000)	PTCON0012	2008	2 623
Zona de Proteção Especial (ZPE, rede Natura 2000)	PTZPE0015	2015	1 007
Reserva Natural Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (RNAP)	Decreto-Lei n.º 241/88	1988	896

6.4 Área total de cada habitat

6.4.1 Ervas marinhas

As pradarias de ervas marinhas intertidais de *Zostera noltei* ocupavam uma grande extensão até 2007, quando quase desapareceram completamente após uma grande cheia, passando a ocupar uma área de apenas 0,006 ha com apenas uma mancha (Cunha et al., 2009, 2013). Num estudo publicado em 2008, a área de pradarias intertidais foi estimada em 11,84 ha (Amaral et al., 2008; **Tabela 6.2, Figura 6.2**). Em 2010, houve uma recuperação das pradarias, que atingiram uma área de 7,5 ha (Cunha et al., 2013; **Tabela 6.2**), e, em 2015, a área ocupada pelas mesmas era consideravelmente grande, embora não se saiba a extensão (Branco et al., 2018). O último levantamento foi feito em 2019, com uma área estimada de 14,8 ha (Mendes e Melo, não publicado).

As pradarias de ervas marinhas subtidais de *Zostera marina* ocupavam uma área de 0,4 ha em 1985 (Andrade, 1986). Em 2009, a espécie ocupava 400 m² e, em 2010, era bastante rara e ocupava uma área de 40 x 40 cm (Cunha et al., 2013; **Tabela 6.2**). Desconhece-se se a espécie ainda ocorre neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de ervas marinhas do Estuário do Mira, considerou-se a área mais recente de 14,8ha de ervas marinhas intertidais e de 0,000016ha de ervas marinhas subtidais (**Tabela 6.2**). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de áreas de ervas marinhas por não estarem completos e atualizados para as ervas subtidais, embora os dados das intertidais sejam dados atualizados, completos e representativos.

Tabela 6.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Mira ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	2007	0,006	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas intertidais	na.	11,84	Amaral et al. (2008)
Ervas marinhas intertidais	2010	7,5	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas intertidais	2019	14,8	Mendes e Melo (não publicado)
Ervas marinhas subtidais	1985	0,4	Andrade (1986)
Ervas marinhas subtidais	2007	0	Cunha et al. (2013)
Ervas marinhas subtidais	2009	0,04	Cunha et al. (2013)



Figura 6.2 Localização das áreas de pradarias marinhas no Estuário do Mira com base num estudo publicado em 2008 (Amaral et al., 2008) e um levantamento feito em 2019 (Mendes e Melo, não publicado). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

6.4.2 Sapal

A informação disponível na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017) indica uma área ocupada de 109,21 ha em 2006 e de 166,8 ha em 2010 (**Tabela 6.3, Figura 6.3**). Um estudo publicado em 2008 indica uma área de sapal de 130,62 ha (Amaral et al., 2008) e o último levantamento, feito em 2019, estimou uma área de 124,6 ha (**Tabela 6.3, Figura 6.3**). O levantamento de 2019 não abrange a totalidade do estuário, mas apenas a maior parte dele (**Figura 6.3**).

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de sapal do Estuário do Mira, considerou-se a área mais recente (2019) de 124,6 ha (**Tabela 6.3**). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de área de sapal por não serem dados completos (não existem categorias por tipo de sapal – baixo, médio e alto – ou por espécies) embora sejam atuais.

Tabela 6.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Mira ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)	2007	109,21	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	na.	130,62	Amaral et al. (2008)
Sapal (total)	2010	166,8	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2019	124,6	Mendes e Melo (não publicado)

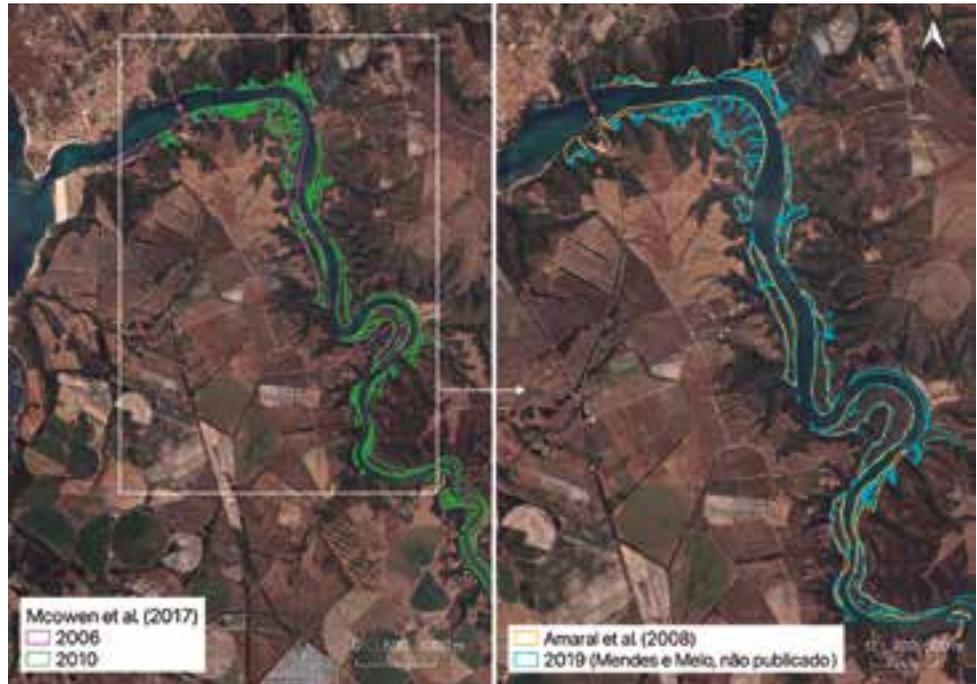


Figura 6.3 Localização das áreas de sapal no Estuário do Mira em 2006, 2010, 2019 e num estudo publicado em 2008. Adaptado de Mcowen et al. (2017), de Amaral et al. (2008) e de Mendes e Melo (não publicado). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

6.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

6.5.1 Compilação de dados

Compilaram-se dados de biomassa de *Zostera noltei* amostradas em 2010-2011, com valores médios de biomassa epígea de $2,1 \pm 1,8$ g PS m⁻² e biomassa hipógea de $8,3 \pm 5,3$ g PS m⁻² (Materatski et al., 2016; **Tabela 6.4**). Não se encontraram dados de biomassa para *Z. marina*. Para o sapal, existe uma série temporal de dados de biomassa epígea para as espécies *Sporobolus maritimus* e *Salicornia perennis* entre 1990 e 1991, com valores médios de 460 ± 115 g PS m⁻² e $1\ 264 \pm 1\ 127$ g PS m⁻², respetivamente (Costa et al., 2001). A biomassa epígea média tendo em conta as duas espécies foi de 782 ± 813 g PS m⁻² (**Tabela 6.4**). Não se encontraram dados de conteúdo em carbono nos tecidos de nenhuma das espécies vegetais.

Relativamente ao sedimento, existem dados de conteúdo em carbono total até 59 cm de profundidade, com uma média de $3,71 \pm 0,72\%$ PS, e uma taxa de acumulação de sedimento de $6,8 \text{ mm ano}^{-1}$ em pradarias de *Zostera noltei* (Castro et al., 2007). Para o sapal, existem dados de conteúdo de matéria orgânica num carote de sedimento de ca. 1 m, com uma concentração média de $8,0 \pm 3,5\%$ PS (Moreno et al., 2017).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 1* aos dados de vegetação e de sedimento nas ervas marinhas e no sapal por não estarem completos (**Tabela 6.5**).

Tabela 6.4. Valores compilados para os cálculos de stocks e taxas de sequestro de carbono no Estuário do Mira, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas intertidais (ZN)	Ervas marinhas subtidais (ZM)	Sapal (total)
Área (ha)	14,8	0,00002	124,6
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	2,1 ± 1,8	-	782 ± 813
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	8,3 ± 5,3	-	-
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	3,71 ± 0,72*	-	-
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	-	8,0 ± 3,5
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	6,8	-	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-	-

PS: peso seco. OC: carbono orgânico. Código das espécies: ZN, *Zostera noltei*; ZM, *Zostera marina*.

* Valor para o carbono total (não usados nas estimativas).

Tabela 6.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono no Estuário do Mira.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 1	Cat 1
Nível 3: Sedimento	Cat 1	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: Cat 0 (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), Cat 2 (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

6.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Mira contenham um stock total (sedimento e biomassa) de 7 735 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 45 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas intertidais um contributo de 17% e de 19% para estes valores, respetivamente (**Tabela 6.6**). Para calcular estes valores, foram usados os valores disponíveis de stocks e de taxas do sistema mais próximo (Ria Formosa) tendo em conta a falta de dados locais para estes cálculos. Consequentemente, considera-se que estas estimativas são muito pouco precisas.

Tabela 6.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul no Estuário do Mira.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Ervas marinhas (subtidais)	Sapal (total)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	0,54	< 0,1	421	422
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	1 332	< 0,1	5 981	7 313
Stock total (Mg OC)	1 333	< 0,1	6 402	7 735
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	8,3	< 0,1	36,3	45

OC: carbono orgânico

6.6 Qualidade ambiental e ameaças

Existe uma área urbana na foz do Rio Mira, Vila Nova de Mil Fontes, com turismo sazonal, e duas áreas aquícolas, uma na primeira curva do rio, e a outra a montante, mais próxima da cidade de Odemira (Castro et al., 2007). A descarga de água doce é controlada pelo reservatório de Santa Clara, que está localizado a montante da cidade de Odemira (a cerca de 20 km). O Rio Mira recebe nutrientes da agricultura, das atividades pecuárias e das águas residuais das áreas urbanas (Castro et al., 2007).

Segundo a monitorização da APA para o Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Sado e do Mira (RH6), a massa de água do Rio Mira (PTO6MIR1375) piorou o seu estado do 2º ciclo para o 3º ciclo (APA, 2022). Esta massa de água foi classificada num estado inferior a *Bom* (APA, 2022), sendo que as pressões significativas identificadas foram a poluição pontual por águas residuais, a poluição difusa por agricultura e a alteração hidrológica para a agricultura. Não se encontraram outros estudos, diretos ou indiretos, relativos à condição de conservação dos ecossistemas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Mira.

6.7 Intervenções de conservação

6.7.1 Intervenções no passado ou em curso

O projeto “ProMira – Desenvolvimento de metodologias com aplicação na recuperação, proteção e gestão das pradarias marinhas e dos sapais do Estuário do Mira como suporte vital às atividades de pesca, aquicultura e como viveiro de espécies” (<https://www.uevora.pt/investigar/projetos?id=2865>) pretendeu atingir um conjunto de objetivos para obter condições de estabelecer medidas fundamentadas e bem sustentadas para a recuperação e proteção da flora e fauna dos ecossistemas com vegetação das zonas costeiras. O projeto foi liderado por investigadores da Universidade de Évora entre 2013 e 2015, e foi financiado pela QREN/Promar – Programa Operacional de Pescas 2007-2013. Os objetivos específicos relacionados com os habitats de carbono azul foram:

1. Conhecer o ambiente físico-químico e perceber quais os fatores de risco para as espécies associadas.
2. Investigar e monitorizar sazonalmente a evolução da qualidade fisiológica dos sedimentos e da água do estuário durante o processo de recuperação natural da pradaria marinha de *Zostera noltei*.
3. Monitorizar o estado ecofisiológico das plantas de *Zostera* durante a recuperação.
4. Investigar as alterações e o padrão de evolução de biodiversidade das comunidades biológicas estruturantes do funcionamento destes ecossistemas que são responsáveis pelo equilíbrio entre os sedimentos, a flora e a fauna: as comunidades microbianas do sedimento, as plantas macrófitas, as comunidades bentónicas (meiofauna e macrofauna) e a ictiofauna.
5. Avaliar o impacto da pesca e do marisqueiro (predação humana) na recuperação natural do habitat.
6. Integrar os dados obtidos da recuperação dos sedimentos, da flora, da fauna e dos impactos da pesca para compreender as bases ecológicas da recuperação de habitats.

7. Elaboração de propostas de metodologias para aplicar na recuperação, proteção e gestão de pradarias marinhas e sapais.
8. Sensibilização dos agentes interessados.

Adicionalmente, estão propostas medidas de gestão da massa de água do Rio Mira no 3º Ciclo do Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Sado e do Mira (RH6) (APA, 2022).

6.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a atualização do mapeamento das pradarias de ervas marinhas e de sapal do Estuário do Mira, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono azul. Os dados de distribuição poderiam ser integrados no “LTSER Mira Estuary” do DEIMS-SDR (*Dynamic Ecological Information Management System – Site and dataset registry*).

b) Proteção

As áreas de sapal e de ervas marinhas do Estuário do Mira estão protegidas pelas figuras de proteção RNAP e SIC (**Figura 6.4**).

c) Restauro

Existem áreas artificializadas inativas de sapal ao longo do Rio Mira que foram separadas do rio por taludes. Estes poderão ser retirados para a renaturalização passiva ou ativa do sapal. Além disso, poderão ser realizadas intervenções de restauro ativo de pradarias da erva marinha *Zostera marina* nos locais onde historicamente se encontravam e já não se encontram.

6.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Vila Nova de Milfontes
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Alentejo (CCDRA)
Universidade de Évora
Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina, PNSACV



Figura 6.4 Localização das áreas de sapal e ervas marinhas no Estuário do Mira e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

6.9 Bibliografia

Almeida, A. (1988). *Estrutura, dinâmica e produção da macrofauna acompanhante dos povoamentos de Zostera noltii e Zostera marina no estuário do Rio Mira* [Tese de doutoramento]. Universidade de Lisboa.

Almeida, A. (1994). *Macrofauna acompanhante de zosteráceas. Importância na conservação do meio marinho*. Museu Bocage.

Amaral, V., & Paula, J. (2007). *Carcinus maenas* (Crustacea: Brachyura): Influence of artificial substrate type and patchiness on estimation of megalopae settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 346(1–2), 21–27. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.01.012>

Amaral, V., Cabral, H., & Paula, J. (2008). Implications of habitat-specific growth and physiological condition on juvenile crab population structure. *Marine and Freshwater Research*, 59 (8), 726–734. <https://doi.org/10.1071/MF08006>

Andrade, F. (1986). *O estuário do Mira: Caracterização geral e análise quantitativa da estrutura dos macro-povoamentos bentónicos* [Tese de doutoramento]. Universidade de Lisboa.

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2022a). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. Sado e Mira (RH6). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].

Branco, J., Pedro, S., Alves, A., Ribeiro, C., Materatski, P., Pires, R., Cacador, I., & Adao, H. (2018). Natural recovery of *Zostera noltii* seagrass beds and benthic nematode assemblage responses to physical disturbance caused by traditional updates harvesting activities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 502, 191–202. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.03.003>

Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (eds.) (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Botânica e Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.) Coleção “Botânica em Português”, Volume 7. Lisboa. Imprensa Nacional, 374 pp. <https://listavermelha-flora.pt/>

Castro, P., Valiela, I., & Freitas, H. (2007). The use of sedimentary %C, %N, delta N-15, and Pb concentrations to assess historical changes in anthropogenic influence on Portuguese estuaries. *Environmental Pollution*, 147 (3), 706–712. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.09.011>

Costa, M. J., Catarino, F., & Bettencourt, A. (2001). The role of salt marshes in the Mira estuary (Portugal). *Wetlands Ecology and Management*, 9, 121–134. <https://doi.org/10.1023/A:1011193421035>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2009). Estimation of available seagrass meadow area in Portugal for transplanting purposes. *Journal of Coastal Research*, 1100–1104. <http://hdl.handle.net/10400.1/4142>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>

Materatski, P., Vafeiadou, A., Moens, T., & Adão, H. (2016). Structural and functional composition of benthic nematode assemblages during a natural recovery process of *Zostera noltii* seagrass beds. *Estuaries and Coasts*, 39(5), 1478–1490. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0086>

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Mendes, R. N., & Melo, R. A. (não publicado). Monitorização das ervas marinhas do estuário do Mira no âmbito da aplicação da Diretiva Quadro da Água, projetos MORFEED e MESCLA, Agência Portuguesa do Ambiente.

Moreno, J., Fatela, F., Leorri, E., Moreno, F., Freitas, M., Valente, T., Araujo, M., Gomez-Navarro, J., Guise, L., & Blake, W. (2017). Bromine soil/sediment enrichment in tidal salt marshes as a potential indicator of climate changes driven by solar activity: new insights from W coast Portuguese estuaries. *Science of the Total Environment*, 580, 324–338. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.130>

07. Ria de Alvor



7.1 Localização geográfica

A Ria de Alvor é um pequeno estuário que se encontra nos concelhos de Portimão e Lagos (distrito de Faro), na costa sul de Portugal (**Figura 7.1**), com uma área de 14,5 km². O estuário é formado por quatro cursos de água, a Ribeira do Farelo e a Ribeira da Torre (a nascente) e a Ribeira de Odiáxere e a Ribeira do Arão (a poente). Está delimitado por duas penínsulas de barreira e ligado ao mar por uma única barra.



Figura 7.1 Localização da Ria de Alvor nos concelhos de Lagos e Portimão e a área abrangida pelas figuras de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000) e Convenção Ramsar. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

7.2 Tipos de habitats

A Ria de Alvor apresenta pradarias de ervas marinhas intertidais constituídas exclusivamente pela espécie *Zostera noltei* (Cunha, 1991; Martins, 2014; Salgado e Santos, 1988) e áreas de sapal (baixo, médio e alto) com diferentes graus de modificação (Almeida et al., 2014). Nas áreas de sapais naturais, o sapal baixo está dominado pelas espécies *Sporobolus maritimus*, *Salicornia perennis* e *Atriplex portulacoides*; o sapal médio está dominado por *Atriplex portulacoides* e *Salicornia fruticosa*; e o sapal alto por *Suaeda vera*, *Limoniastrum monopetalum* e *Cistanche phelypaea* (Almeida et al., 2014).

7.3 Estatutos de proteção

A Ria de Alvor é um habitat com reconhecimento internacional como habitat Ramsar pela Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas desde 1996 (**Figura 7.1, Tabela 7.1**). Ao abrigo da Diretiva Habitats, foi designada como um Sítio de Importância Comunitária (SIC) em 2008.

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06).

Tabela 7.1 Sumário dos estatutos de proteção da Ria de Alvor.

Estatuto	Referência	Ano de designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 827	1996	14,54
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)	PTCON0058	2008	14,619

7.4 Área total de cada habitat

7.4.1 Ervas marinhas

A análise da evolução temporal da área de pradarias intertidais de *Zostera noltei* na Ria de Alvor entre os anos de 1986 e 2009 demonstrou um declínio de 92%, passando de 2,1 ha, com uma configuração bastante fragmentada de 32 manchas, a 7 manchas que ocupavam uma área total de 0,16 ha, recuperando depois para 2,5 ha em 2012 (Martins, 2014; **Figura 7.2, Tabela 7.2**).

Para estimar o stock de carbono nas pradarias de ervas marinhas da Ria de Alvor, considerou-se a área mais recente (2012) de 2,5 ha (Martins, 2014). Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados da área ocupada por ervas marinhas, porque os dados não são atuais.



Figura 7.2 Localização das pradarias de ervas marinhas na Ria de Alvor em 1986, 2009 e 2012. Adaptado de Martins (2014). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

Tabela 7.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas na Ria de Alvor ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	1986	2,0599	Martins (2014), Salgado & Santos (1986)
Ervas marinhas intertidais	2009	0,1647	Martins (2014), Cunha (1991)
Ervas marinhas intertidais	2012	2,5532	Martins (2014)

7.4.2 Sapal

A ocupação do terreno e as alterações do seu uso na Ria de Alvor resultaram na perda de áreas de sapal através da construção de diques para a sua reclusão para a agricultura. O posterior abandono desta atividade originou áreas que foram aproveitadas para a aquacultura ou simplesmente abandonadas (Almeida et al., 2014). Pullan (1988) estimou uma perda de aproximadamente 90% da área original de sapal na Ria de Alvor.

Entre 1958 e 2010, o sector sudeste do sistema perdeu 110 ha de uma área inicial de sapal natural de 182 ha (Almeida et al., 2014; **Tabela 7.3, Figura 7.3**). A informação disponível na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017) mostra uma perda de 234 ha em 2006 para 49 ha em 2010 (**Figura 7.3**). Desde o último levantamento

realizado em 2010 por Almeida et al. (2014) e de acordo com os dados de 2010 da base de dados global (Mcowen et al., 2017), não há mais dados disponíveis sobre a área de sapal neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de sapal da Ria de Alvor, considerou-se a área mais recente (2010) de 72 ha de Almeida et al. (2014) relativa ao subtipo de sapal natural. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de áreas de sapal por não serem dados atuais.



Figura 7.3 Localização das áreas de sapal na Ria de Alvor em 1958, 1972, 1995, 2006 e 2010. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Almeida et al. (2014). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

Tabela 7.3 Estimativas de áreas de sapal na Ria de Alvor ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)*	1958	182	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1972	73	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1987	69	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1995	55	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	2005	65	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	2010	72	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	2006	234	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)*	2010	49	Mcowen et al. (2017)

* Fração de sapal natural como indicado na fonte.

7.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

7.5.1 Compilação de dados

Compilaram-se dados de biomassa total de ervas marinhas para 1986 (27,2 Mg PF em 2 0599 ha; Salgado e Santos, 1988) e 1991 (14,6 Mg PF em 0,1647 ha; Cunha, 1991), mas não se encontraram nem dados de biomassa de sapal, nem dados de conteúdo em carbono para nenhum dos tipos de vegetação (**Tabela 7.4**). Os dados de biomassa foram convertidos a PS e expressos por unidade de área. Relativamente ao sedimento, não se encontrou nenhum tipo de dados para as pradarias de ervas marinhas, mas encontraram-se dados de conteúdo em matéria orgânica até 20 cm de profundidade (Almeida, 2016) e taxas de acumulação de sedimento a curto prazo (< 1 ano) para diferentes subtipos de sapal: sapal natural, sapal restaurado e sapal misto fechado (Almeida, 2016) (**Tabela 7.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 1* aos dados de ervas marinhas por não estarem completos, e uma *Cat 0* ao sapal por não existirem dados. Relativamente ao sedimento, foi atribuída a *Cat 0* às ervas marinhas (dados inexistentes) e a *Cat 1* ao sapal (dados incompletos) (**Tabela 7.5**).

Tabela 7.4 Valores compilados para os cálculos de stocks e de taxas de sequestro de carbono na Ria de Alvor depois de realizadas as conversões necessárias para a estandardização dos dados.

Variável	Ervas marinhas intertidais (ZN)	Sapal (total)*
Área (ha)	2,55	72
Biomassa epígea (g PS m ²)	-	-
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	1,9	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	3,99	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	-	-
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	2,78 - 3,01
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	5,19
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-

OC: carbono orgânico.

PS: peso seco. Código das espécies: ZN: *Zostera noltei*.

* Valores apenas para sapal natural.

Tabela 7.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono na Ria de Alvor.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 1	Cat 0
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: **Cat 0** (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), **Cat 2** (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

7.5.2 Estimativas

Estima-se que a Ria de Alvor apresente um stock total (sedimento e biomassa) de 4 475 Mg OC nos habitats de carbono azul, sendo o sapal o habitat com uma maior contribuição (95%, **Tabela 7.6**). Estes habitats sequestram anualmente um total de 22 Mg OC ano⁻¹, dando o sapal a maior contribuição (94%).

Para os cálculos de carbono azul na Ria de Alvor foram usados valores de stocks e taxas de sequestro do sistema mais próximo, a Ria Formosa. Consideram-se, portanto, pouco precisas as estimativas apresentadas.

Tabela 7.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul na Ria de Alvor.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Sapal (total)*	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	3,1	787	790
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	230	3 456	3 686
Stock total (Mg OC)	233	4 243	4 475
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	1,4	21	22

OC: carbono orgânico.

* Valores apenas para sapal natural

7.6 Qualidade ambiental e ameaças

Os sapais e as ervas marinhas da Ria de Alvor encontram-se num contexto urbanístico-turístico e perto de áreas residenciais bem consolidadas dos municípios de Lagos e Portimão que foram e continuam a ser uma ameaça para o sistema. A ocupação humana da Ria de Alvor desde há séculos motivou a reclamação de grandes áreas de sapal para a agricultura (Almeida et al., 2013, 2014). Atualmente, as maiores pressões para o sapal e para as ervas marinhas da Ria de Alvor são o desenvolvimento turístico, urbanístico e industrial, a reclamação do terreno e a engenharia costeira, a aquacultura e a apanha de bivalves (Mateus et al., 2016).

Segundo a última caracterização e diagnóstico das Ribeiras do Algarve (APA, 2022), a Ria de Alvor está sujeita a impactos por poluição por nutrientes e outros impactos relacionados com a aquacultura e a introdução de espécies e doenças. Outras ameaças identificadas para o sapal da Ria de Alvor são o pisoteio pelos residentes (pescadores e mariscadores) e por turistas em áreas muito localizadas, o estacionamento de barcos e o depósito de barcos abandonados (Rolo, 2007). Relativamente às ervas marinhas, na década passada, a perda de habitat por causa das dragagens da aquacultura, da eutrofização (nutrientes provenientes dos campos de cultivo e campos de golf) e da intensa apanha de bivalves e isco para a pesca, foram identificadas como as maiores ameaças (Cunha et al., 2013; Mateus et al., 2016).

A última caracterização e diagnóstico das Ribeiras do Algarve (APA, 2022) classifica o estado ecológico da massa de água da Ria de Alvor (código PTO8RDA1700) de *Razoável* com base no estado das ervas marinhas e com um estado químico *Bom*.

7.7 Intervenções de conservação

7.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Não foram encontradas intervenções de restauro de ervas marinhas na Ria de Alvor. Relativamente ao sapal, no ano 2000, implementou-se um projeto de carácter experimental para recuperar uma área de sapal contíguo à Vila de Alvor que foi afetada por um aterro e escavações durante umas obras em 1999 (Nemus, 1999; Rolo, 2007). A intervenção consistiu em recuperar uma área de 2,1 ha através da reposição da topografia original, a reposição das camadas de lodos e a replantação de vegetação (*Salicornia* sp., *Arthrocaulon* sp. e *Atriplex portulacoides*) com exemplares retirados da área de sapal adjacente, com uma densidade de 4 plantas m⁻² (Nemus, 1999, 2000). Adicionalmente, a área foi vedada e implementou-se um sistema de informação ambiental. Sete anos após a intervenção, foi realizada uma avaliação da recuperação do sapal e verificou-se que a zona intervencionada estava a recuperar, mas que ainda era um sapal imaturo com grandes clareiras sem vegetação (Rolo, 2007).

7.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a monitorização do sapal e das ervas marinhas para atualização das áreas de ocupação por estes ecossistemas, bem como a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono, que não existem para a Ria de Alvor.

b) Proteção

A totalidade das áreas de sapal e de ervas marinhas estão atualmente abrangidas pelas figuras de proteção SIC e estão reconhecidas como sítio Ramsar (**Figura 7.4**).

c) Restauro

Em 2010, cerca de 59% das salinas na Ria de Alvor foram abandonadas (Almeida et al., 2014), constituindo áreas potenciais para o restauro passivo de sapal através da remoção de muros e da reconstituição da hidrodinâmica natural. Num recente relatório da APA (Furtado et al., 2021), foram identificados 352 ha de áreas artificializadas inativas (três do tipo salinas e quatro de áreas confinadas, **Figura 7.5**) que poderão ser alvo de recuperação ou renaturalização espontânea de sapal depois de serem removidos os diques que as separaram do meio natural e de serem repostos os níveis topográficos do sapal. Tendo em conta a lenta recuperação do sapal observada na única experiência de restauro efetuada na Ria de Alvor (Nemus, 1999; Rolo, 2007), será de equacionar o restauro ativo, auxiliando a renaturalização espontânea das áreas artificializadas.

Além disso, as áreas ocupadas por ervas marinhas (*Zostera noltei*) que foram identificadas na parte norte da Ria de Alvor em 1986 e que nunca mais foram detetadas (pelo menos até ao mapeamento mais recente de 2012) constituem áreas potenciais para o restauro ativo de ervas marinhas através de transplantes ou sementes colhidas em outro local. Será preciso acautelar que os distúrbios que levaram ao desaparecimento das ervas marinhas já tenham sido mitigados.

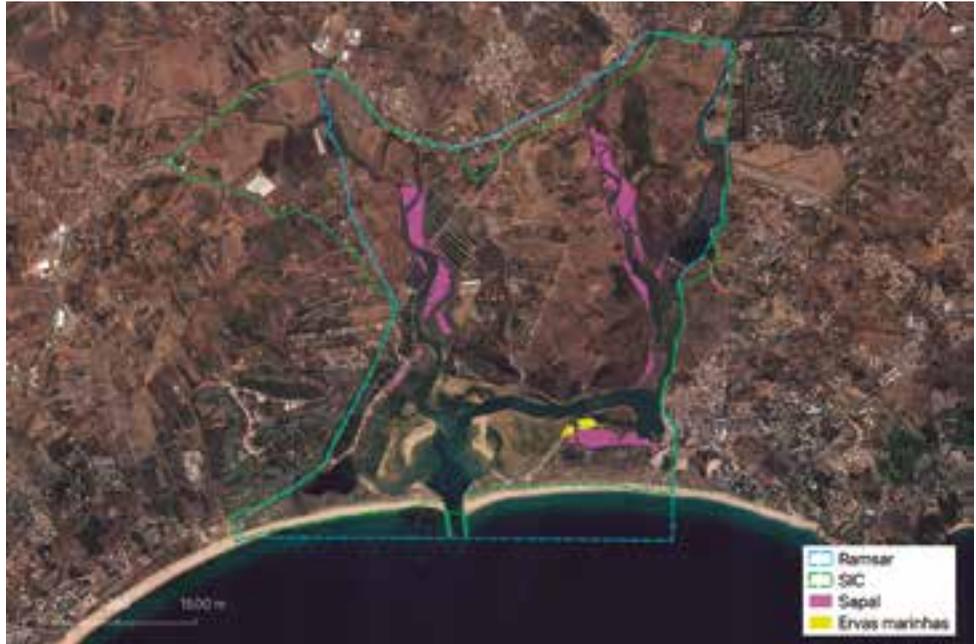


Figura 7.4 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas na Ria de Alvor, estimadas em 2012 e 2010, respetivamente, e os limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 7.5 Mapeamento das áreas artificializadas inativas (a vermelho) na Ria de Alvor que poderão ser usadas para o restauro de ecossistemas de carbono azul. Fonte: Furtado et al. (2021).

7.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Lagos
Câmara Municipal de Portimão
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDRAlg)
Centro de Ciências do Mar (CCMAR) – Universidade do Algarve
Associação dos Pescadores Amadores de Alvor
Associação de Pescadores Profissionais de Alvor
Associação A Rocha
Associação de Defesa do Património Cultural e Ambiental do Algarve (Almargem)
Nemus – Gestão e Requalificação Ambiental, Lda
Centro de Ciência Viva de Lagos

7.9 Bibliografia

- Almeida, D. (2016). *Ecology and dynamics of Mediterranean saltmarshes in a perspective of habitat management and restoration policies: The cases of Alvor and Arade in Portugal*. [Tese de doutoramento]. Universidade de Lisboa.
- Almeida, D., Neto, C., Costa, J. C., & Gutierrez, F. (2013). História da ocupação humana em torno dos sapais de Portimão e Alvor: Contributo para o estudo da evolução deste ecossistema no sul de Portugal. *Revista Da Faculdade de Letras - Geografia - Universidade de Porto*, 2(III), 33–50.
- Almeida, D., Neto, C., Esteves, L., & Costa, J. (2014). The impacts of land-use changes on the recovery of saltmarshes in Portugal. *Ocean & Coastal Management*, 92, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.02.008>
- APA - Agência Portuguesa do Ambiente (2022a). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. Ribeiros do Algarve (RH8). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].
- Cunha, A. H. (1991). Monitorização dos bancos de *Zostera noltei* da Ria de Alvor. Relatório de projeto. Portisub, Clube Subaquático de Portimão. Relatório técnico. 15 pp.
- Cunha, A. H., Assis, J. F., & Serrão, E. A. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>
- Furtado, A., Gaspar, P., & Correia, S. (2021). Áreas artificializadas nas zonas estuarinas e lagunares, região hidrográfica RH8. Levantamento cartográfico e sugestões para a recuperação/reconversão de áreas artificializadas degradadas. Relatório técnico. 19 pp. APA / ARH do Algarve.
- Martins, R. (2014). Caracterização temporal e espacial da pradaria marinha na Ria de Alvor (Portugal) aplicando Sistemas de Informação Geográfica. [Tese de mestrado]. Universidade do Algarve.

Mateus, M., Almeida, D., Simonson, W., Felgueiras, M., Banza, P., & Batty, L. (2016). Conflictive uses of coastal areas: A case study in a southern European coastal lagoon (Ria de Alvor, Portugal). *Ocean & Coastal Management*, 132, 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.08.016>

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Nemus (1999). Plano da Zona Marginal do Alvor; Recuperação Ambiental dos Sapais e Rasos de Maré – Estudo Prévio (Relatório não publicado). Relatório técnico. Lisboa. 26 pp.

Nemus (2000). Plano da Zona Marginal do Alvor; Recuperação Ambiental dos Sapais e Rasos de Maré – Projecto de Execução (Relatório não publicado). Relatório técnico. Lisboa. 25 pp.

Pullan, R. A. (1988). *A Survey of the Past and Present Wetlands of the Western Algarve, Portugal*. Liverpool Papers in Geography. Relatório técnico. University of Liverpool. Liverpool. 100 pp.

Rolo, V. L. M. da S. (2007). *Intervenção no sapal oeste da vila de Alvor: Um exemplo de recuperação?* [Tese de mestrado]. Universidade do Algarve.

Salgado, P., & Santos, R. (1986). Cartografia e abundância dos macrófitos aquáticos da Ria de Alvor. Relatório técnico. Laboratório Nacional de Engenharia e Tecnologia Industrial.

08. Estuário do Arade



8.1 Localização geográfica

O Estuário do Arade é um estuário de pequenas dimensões que recebe água do Rio Arade e das Ribeiras de Odelouca e de Boina, sendo o segundo maior estuário do Algarve. A bacia do estuário tem uma área de 966 km² e encontra-se nos concelhos de Portimão, Lagoa e Silves (distrito de Faro), na costa sul de Portugal (**Figura 8.1**).



Figura 8.1 Localização do Estuário do Arade nos concelhos de Portimão, Silves e Lagoa, e área abrangida pela figura de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000). Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

8.2 Tipos de habitat

O Estuário do Arade apresenta pradarias de ervas marinhas intertidais constituídas exclusivamente pela espécie *Zostera noltei* (Cabaço et al., 2007; Cunha et al., 2013; Gonçalves et al., 2013; Santos et al., 2004), com uma população que constitui um grande indivíduo ou clone (Dickmann et al., 2005). O estuário apresenta uma vasta área de zonas de sapal atravessadas por esteiros, existindo diferentes subtipos de sapal: sapal natural, sapal recuperado, sapal fechado por diques, e sapal erodido (Almeida et al., 2014).

8.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Arade é um habitat com estatuto de proteção ao nível da União Europeia pelo seu valor natural (**Tabela 8.1**). Ao abrigo da Diretiva Habitats, foi designado como um Sítio de Importância Comunitária (SIC) em 2008, protegendo 10 espécies listadas nas Diretivas Aves e Habitats. No entanto, este SIC não inclui habitats com vegetação de sapal ou de ervas marinhas, embora estes ecossistemas estejam abrangidos pelos limites de proteção.

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06).

Tabela 8.1 Sumário dos estatutos de proteção do Estuário do Arade.

Estatuto	Referência	Ano designação	Área (ha)
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)	PTCON0052	2008	2 106,80

8.4 Área total de cada habitat

8.4.1 Ervas marinhas

As pradarias de ervas marinhas de *Zostera noltei* no Estuário do Arade foram estudadas em 2004, ocupando uma área de 1,8 ha com a espécie *Ruppia maritima* e da alga *Fucus vesiculosus* (Santos et al., 2004). Em 2009, encontraram-se três manchas, que cobriam uma área total de 0,4 ha, 78% menos do que em 2004 (Cunha et al., 2013) (**Tabela 8.2**). Em 2010, no âmbito das amostragens para a classificação do estado ecológico das águas de transição do país, foi estimada uma área de ervas marinhas de 0,24 ha (Neto et al., 2008). Desde este último levantamento, apenas existe informação sobre a presença de pradarias de ervas marinhas numa publicação de 2013, que reporta a sua presença nas margens da zona adjacente à ETAR de Portimão (Gonçalves et al., 2013). Este documento refere-se às pradarias de ervas marinhas no Estuário do Arade como um habitat em declínio acentuado devido à ação humana. Encontra-se informação mais recente encontra-se num parecer da APA, no qual não só se reporta “a praticamente ausência de ervas marinhas na margem esquerda do Arade” mas também que “esta espécie ocupa áreas restritas [...]” e que se verifica “a presença pontual a jusante da EN125 (margem direita)” (APA, 2022a).

Para as estimativas de carbono azul das pradarias de ervas marinhas do Estuário do Arade, considerou-se a área mais recente (2010) de 0,24 ha. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de áreas de ervas marinhas por não serem dados atuais.

Tabela 8.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Arade.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	2004	1,8*	Santos et al. (2004)
Ervas marinhas intertidais	2005	na.	Cabaço et al. (2007)
Ervas marinhas intertidais	2009	0,4	Cunha et al. (2013)
Ervas marinhas intertidais	2010	0,24	Neto et al. (2018)
Ervas marinhas intertidais	2013**	na.	Gonçalves et al. (2013)
Ervas marinhas intertidais	2020**	na.	APA (2022a)

* Área coberta por ervas marinhas e algas.

** Ano da publicação, não da observação.

8.4.2 Sapal

A análise da evolução histórica das áreas de sapal numa secção do Estuário do Arade (**Figura 8.2**) mostrou que 51% do sapal se perdeu entre 1800 (242 ha) e 2010 (118 ha) (Almeida et al., 2014; **Tabela 8.3**). Entre 1958 e 2010, houve uma diminuição líquida de 78 ha de sapal natural, ou seja, uma perda do 40% do sapal. Contudo, também houve um incremento de 33 ha entre 2005 e 2010 (Almeida et al., 2014; **Tabela 8.3, Figura 8.2**). A informação disponível na base de dados de distribuição global sobre o sapal do Estuário do Arade (Mcowen et al., 2017) mostra uma redução de área de 547 ha em 2006 para 87 ha em 2010 (**Tabela 8.3, Figura 8.2**). A área maior reportada por Mcowen et al., (2017) em relação à área reportada por Almeida et al. (2014) pode ser devido à inclusão de subtipos de sapal artificializado, para além do sapal natural. Desde o último levantamento realizado em 2010 por Almeida et al. (2014) e dos dados de 2010 incluídos na base de dados global (Mcowen et al., 2017), não há mais dados sobre a área de sapal neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul das áreas de sapal do Estuário do Arade, considerou-se a área mais recente (2010) de 118 ha, reportada por Almeida et al. (2014), relativa ao subtipo de sapal natural. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de áreas de sapal por não serem dados atuais.

Tabela 8.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Arade ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)*	c. 1800	242	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1958	196	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1972	129	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1987	111	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	1995	109	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	2005	85	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)*	2010	118	Almeida et al. (2014)
Sapal (total)	2006	547	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	87	Mcowen et al. (2017)

* Fração de sapal natural como indicado na fonte.



Figura 8.2 Localização das áreas de sapal no Estuário do Arade em 1958, 1972, 1995, 2006 e 2010. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Almeida et al. (2014). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

8.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

8.5.1 Compilação de dados

Compilaram-se dados de biomassa total da erva marinha *Zostera noltei* em quatro estações de amostragem na margem adjacente à ETAR de Portimão, entre abril e novembro de 2005, com valores que variaram entre $6,9 \pm 1,3$ g PS m⁻² a $10,4 \pm 1,3$ g PS m⁻², sendo a biomassa total média de $8,9 \pm 1,8$ g PS m⁻² (n = 47) para todas as estações (Cabaço et al., 2007; **Tabela 8.4**). Não se encontraram nem dados de conteúdo em carbono nos tecidos de ervas marinhas, nem qualquer tipo de dados sobre a biomassa ou o conteúdo em carbono das plantas de sapal do Estuário do Arade (**Tabela 8.4**). Relativamente ao sedimento, também não se encontrou nenhum tipo de dados para as pradarias de ervas marinhas e para o sapal.

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 1* aos dados de vegetação de ervas por não estarem completos, e uma *Cat 0* ao sapal por não existirem dados de vegetação (**Tabela 8.5**). Relativamente ao sedimento, foi atribuída a *Cat 0* aos dois tipos de habitats (dados inexistentes) (**Tabela 8.5**).

Tabela 8.4 Valores compilados para os cálculos de stocks e de taxas de sequestro de carbono no Estuário do Arade, depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas intertidais (ZN)	Sapal (total)
Área (ha)	0,04	118
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	-	-
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	-	-
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	8,9	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa hipógea) (% PS)	-	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	-	-
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	-
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-

OC: carbono orgânico.

PS: peso seco. Código das espécies: ZN: *Zostera noltei*.

Tabela 8.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono no Estuário do Arade.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 1	Cat 0
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 0

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: **Cat 0** (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), **Cat 2** (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

8.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Arade apresentem um stock total (sedimento mais biomassa) de 6 954 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 34 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas um contributo insignificante para estes valores (< 1%) devido à área tão pequena que ocupam (**Tabela 8.6**). Devido à deficiência absoluta de dados disponíveis para estes cálculos, foram usados os valores disponíveis de stocks e de taxas do sistema mais próximo (Ria Formosa). Portanto, consideram-se muito pouco precisas estas estimativas.

Tabela 8.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul na Ria de Alvor.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Sapal (total)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	< 0,1	1 289	1 289
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	0,36	5 664	5 664
Stock total (Mg OC)	0,36	6 953	6 954
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	< 0,1	34,4	34

OC: carbono orgânico.

8.6 Qualidade ambiental e ameaças

O Estuário do Arade encontra-se numa área urbanística bem consolidada dos municípios de Portimão e Lagoa. Está fortemente impactado pelo desenvolvimento urbanístico, pela construção de uma barragem na década de 60, pelas instalações de aquacultura e por um porto de pesca e um porto comercial.

A sub-bacia do Arade encontra-se pressionada pelas águas residuais com elevadas concentrações de nutrientes segundo o último relatório da APA (APA, 2022b).

Esta sub-bacia está também sujeita a poluição difusa de fósforo e azoto proveniente da agricultura, das atividades pecuárias, das explorações aquícolas e dos campos de golf (APA, 2022b). Existem também emissões de diversas substâncias poluentes como, por exemplo, o cádmio e o mercúrio, sendo o zinco e seus compostos os mais emitidos.

O estado ecológico da massa de água de transição WB-1 do Arade (Arade-WB1, PTO8RDA1701) foi classificada recentemente no estado *Razoável* em face dos parâmetros de sapal e de nutrientes (NO_3 , NH_4) e a massa WB-2 (Arade-WB2, PTO8RDA1686) foi classificada em *Medíocre* com base nos parâmetros de macroinvertebrados bentónicos e de nutrientes, refletindo a grande pressão antrópica neste sistema (APA, 2022b). Não se encontraram outros estudos, diretos ou indiretos, relativos à condição de conservação dos ecossistemas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Arade.

A construção do porto de pesca e do porto comercial destruíram grandes áreas de ervas marinhas e de sapal (Almeida et al., 2014; Cunha et al., 2013). No passado, a atividade de apanha de marisco e isco nas margens do rio podem ter sido também uma causa da degradação das pradarias marinhas (Cunha et al., 2013). As ervas marinhas foram também impactadas por atividades de pesca com ganchorra, pela poluição da água e pelas dragagens do rio (Cunha et al., 2013; Gonçalves et al., 2013). De facto, o estudo realizado na população de *Zostera noltei* perto da ETAR de Portimão, mostrou uma situação de stress severo nas plantas, causado por poluição por nutrientes (Cabaço et al., 2007).

O projeto de aprofundamento e alargamento do canal de navegação do Porto de Portimão, na zona terminal do estuário foi recentemente aprovado pela APA após uma declaração de impacto ambiental favorável condicionada. Esta intervenção irá permitir receber navios de cruzeiro de maior dimensão na embocadura do Rio Arade. O projeto requer a dragagem desta zona e o posterior depósito dos sedimentos dragados em praias, interferindo, portanto, com a componente hidromorfológica do estuário (APA, 2022a). A execução deste projeto, embora esteja localizado numa zona que se encontra já bastante intervencionada, poderá ter efeitos negativos nas áreas de sapal e de ervas marinhas. De facto, no parecer da comissão de avaliação do procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental n.º 3316 (APA, 2022a), é referido que os habitats associados a *Zostera noltei* são de “preservação imprescindível” e também que “a proximidade de pradarias desta espécie perto da área de intervenção do projeto tornam imperativa a sua monitorização, em particular durante a fase de construção, e a adoção de medidas de minimização que acautelem possíveis impactes”.

8.7 Intervenções de conservação

8.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Não foram identificadas intervenções de conservação de ervas marinhas ou de sapal no Estuário do Arade.

8.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a monitorização do sapal e das ervas marinhas para atualização das áreas de ocupação por estes ecossistemas, em particular face às ameaças identificadas nesta área estuarina, nomeadamente os poluentes e as dragagens.

b) Proteção

Existem áreas de sapal (e possivelmente também de ervas marinhas) que se encontram fora dos limites da figura de proteção SIC (**Figura 8.3**). É de considerar o alargamento do atual SIC para abranger também estas áreas.

c) Restauro

Em 1958, 48 ha de sapal já tinham sido perdidos por separação do sistema com diques e reclamação dos terrenos para a agricultura. Entre 1958 e 2010, mais 47% do sapal natural (86 ha) foi destruído do mesmo modo (Almeida et al., 2014).

Estas áreas devem ser consideradas para restauração passiva através da remoção de muros e da reconstituição da hidrodinâmica. Num relatório recente (Furtado et al., 2021), a APA identificou 429 ha de áreas artificializadas inativas que poderiam ser alvo de recuperação ou renaturalização espontânea (**Figura 8.4**). O restauro ativo de sapal poderá ser usado complementarmente ao restauro passivo através da destruição dos diques e da reposição do regime hidrológico das marés, de modo a aumentar a taxa de recuperação do sapal.

Em 2009, foram mapeadas pela última vez as pradarias de *Zostera noltei* no Estuário do Arade, que estavam em declínio acentuado. Propõe-se o restauro ativo destas pradarias como uma das intervenções a levar a cabo neste sistema.



Figura 8.3 Localização das áreas de sapal no Estuário do Arade e os limites do regime de proteção SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

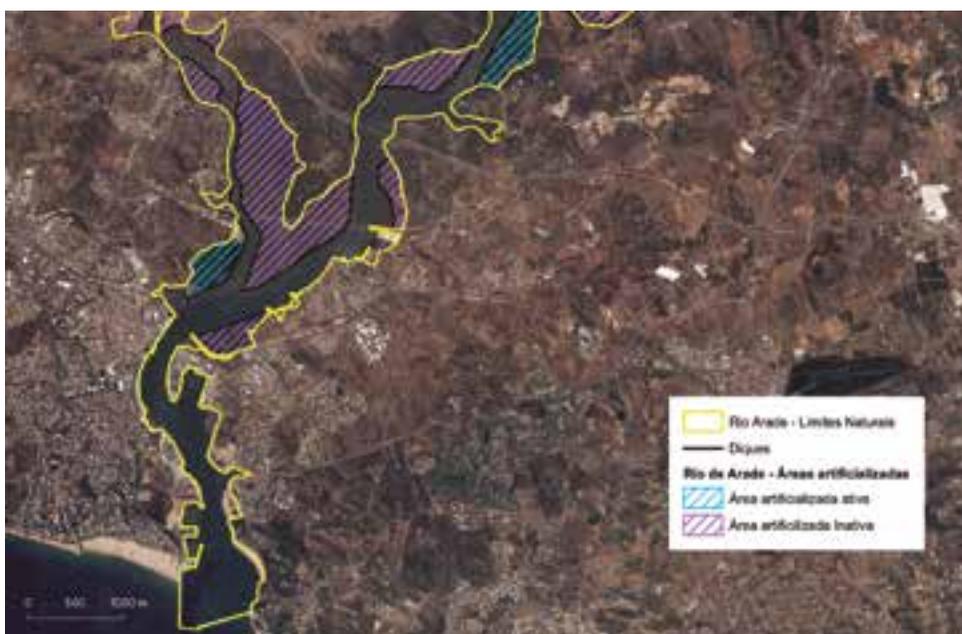


Figura 8.4 Localização das áreas artificializadas inativas no Estuário do Arade que poderão ser recuperadas para restauro de sapal. Fonte: Furtado et al. (2021).

8.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Lagoa
 Câmara Municipal de Portimão
 Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDRAlg)
 Centro de Ciências do Mar do Algarve (CCMAR) – Universidade do Algarve
 Associação de Armadores da Pesca Artesanal do Barlavento Algarvio
 Associação de Defesa do Património Cultural e Ambiental do Algarve (Almargem)
 Administração dos Portos de Sines e do Algarve S.A.

8.9 Bibliografia

Almeida, D., Neto, C., Esteves, L., & Costa, J. (2014). The impacts of land-use changes on the recovery of saltmarshes in Portugal. *Ocean & Coastal Management*, 92, 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.02.008>

APA – Agência Portuguesa do Ambiente. (2022a). Processo AIA n.º 3316. <https://siaia.apambiente.pt/AIA1.aspx?ID=3316>

APA - Agência Portuguesa do Ambiente. (2022b). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo 2022 – 2027. Ribeiras do Algarve (RH8). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].

Cabaço, S., Machas, R., & Santos, R. (2007). Biomass-density relationships of the seagrass *Zostera noltii*: A tool for monitoring anthropogenic nutrient disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 74(3), 557–564. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.029>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>

Diekmann, O., Coyer, J., Ferreira, J., Olsen, J., Stam, W., Pearson, G., & Serrão, E. (2005). Population genetics of *Zostera noltii* along the west Iberian coast: Consequences of small population size, habitat discontinuity and near-shore currents. *Marine Ecology Progress Series*, 290, 89–96. <https://doi.org/10.3354/meps290089>

Furtado, A., Gaspar, P., & Correia, S. (2021). Áreas artificializadas nas zonas estuarinas e lagunares, região hidrográfica RH8. Levantamento cartográfico e sugestões para a recuperação/reconversão de áreas artificializadas degradadas. Relatório técnico. 19 pp. APA / ARH do Algarve.

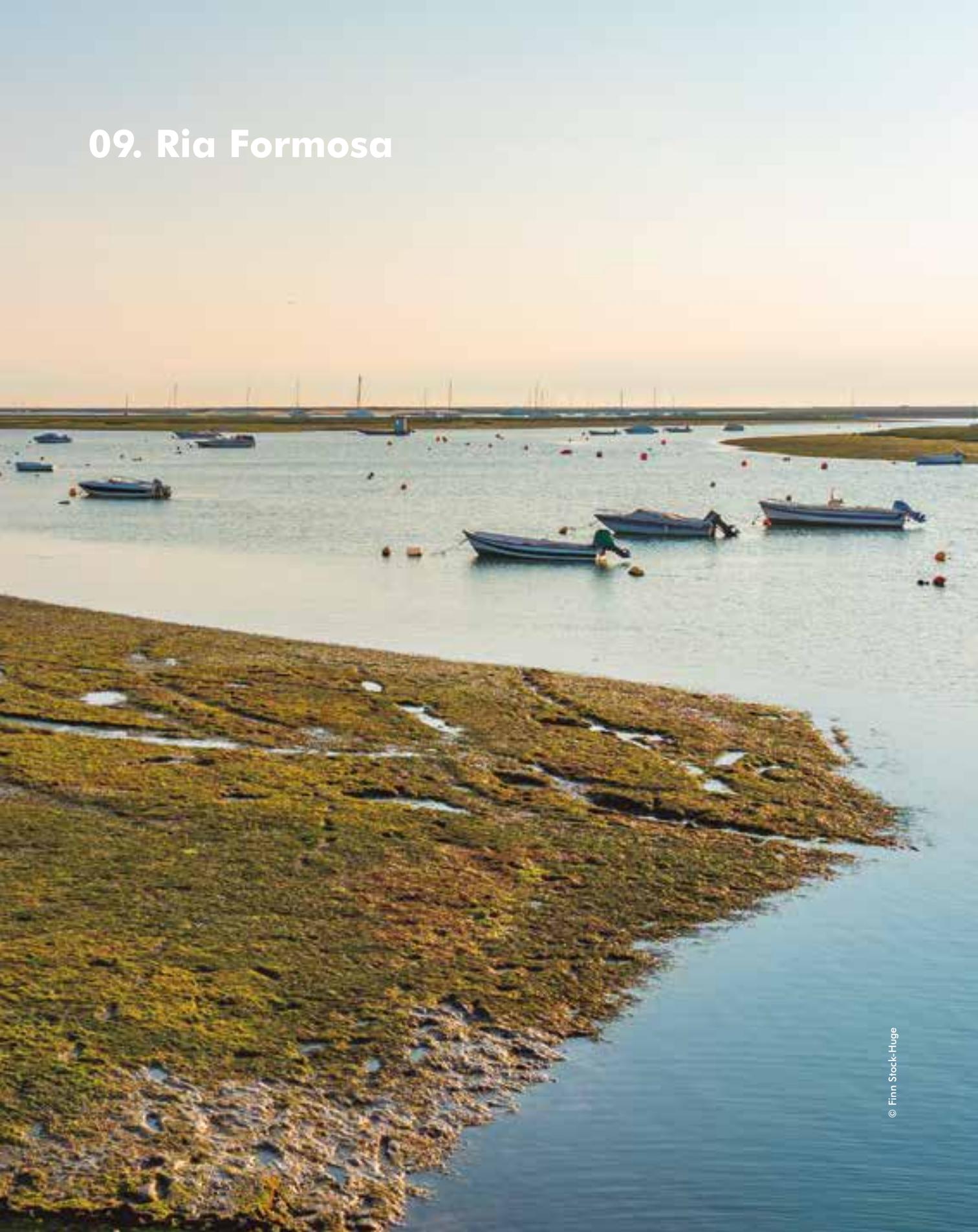
Gonçalves, J., Veiga, P., Machado, D., Bentes, L., Monteiro, P., Afonso, C., Almeida, C., Oliveira, F., & Erzini, K. (2013). *Biodiversidade do estuário do Arade – Peixes e Invertebrados*. Centro de Ciências do Mar. Faro, Portugal.

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Neto, J., Salas Herrero, Best, M., Buchet, R., Heiber, W., Juanes, J., Kolbe, K., Recio, M., Ruitter, H., Scanlan, C., & Wilkes, R. (2018). *Coastal and transitional waters North East Atlantic geographic intercalibration group: Seagrasses ecological assessment methods*. (Publications Office of the European Union, p. 50). European Commission. Joint Research Centre. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/86847>

Santos, R., Silva, J., & Cunha, A. (2004). *Relatório final do estudo de caracterização dos bancos de fanerogâmicas e macroalgas no estuário do Rio Arade*. (p. 15). Centro de Ciências do Mar. Faro, Portugal.

09. Ria Formosa



9.1 Localização geográfica

A Ria Formosa é um sistema lagunar de forma triangular que se encontra nos concelhos de Loulé, Faro, Olhão, Tavira e Vila Real de Santo António (distrito de Faro), na costa sul de Portugal (**Figura 9.1**). Tem um comprimento de este a oeste de cerca de 60 km e uma área aproximada de 180 km². Consiste num sistema cinco ilhas barreiras – a Ilha da Barreta ou Deserta, a Ilha da Culatra, a Ilha da Armona, a Ilha de Tavira e a Ilha de Cabanas – e duas penínsulas, Ancão e Cacela, com ligação ao oceano através de seis barras. Algumas pequenas linhas de água desaguam na ria, sendo as mais importantes o Rio Gilão, a Ribeira do Almargem e a Ribeira de Cacela.

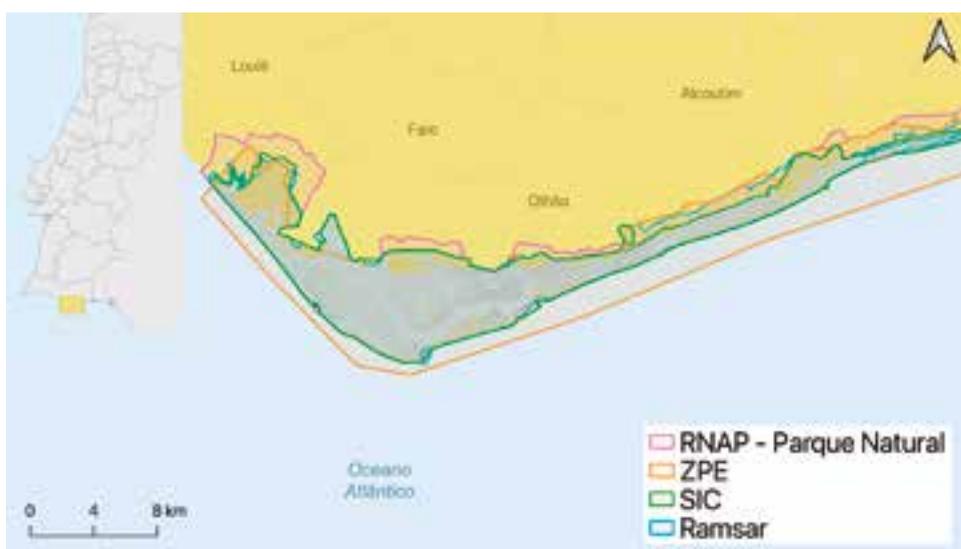


Figura 9.1 Localização da Ria Formosa nos concelhos de Loulé, Faro, Olhão, Tavira e Vila Real de Santo António, e a área abrangida pelas figuras de proteção Parque Natural (Rede Nacional de Áreas Protegidas), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000), SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000) e Convenção de Ramsar. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

9.2 Tipos de habitats

A Ria Formosa apresenta pradarias de ervas marinhas e áreas de sapal. As pradarias de ervas marinhas são intertidais, formadas pela espécie *Zostera noltei*, e subtidais, formadas pelas espécies *Cymodocea nodosa*, *Z. marina* e *Z. noltei*. (Cunha et al., 2009, 2013; Guimarães et al., 2012).

O sapal da Ria Formosa apresenta a típica zanação das vegetações costeiras, com sapal baixo, médio e alto. A comunidade de sapal alto é dominada por arbustos lenhosos que crescem em áreas arenosas, sendo as principais espécies *Arthrocaulon macrostachyum*, *Suaeda vera*, *Limoniastrum monopetalum*, *Myriolimon diffusum* e *Limonium algarvense* (Costa et al., 1996). O sapal médio é composto principalmente das espécies *Salicornia fruticosa*, *Salicornia perennis*, e *Atriplex portulacoides* (Costa et al., 1996), enquanto o sapal baixo se encontra no intertidal superior e é maioritariamente colonizado pela espécie *Sporobolus maritimus*, com a presença também de *Salicornia perennis* e de *Salicornia fruticosa* (Costa et al., 1996).

É importante sublinhar que as áreas subtidais da lagoa foram recentemente colonizadas pela alga verde rizófila *Caulerpa prolifera*, que está a assumir um carácter invasor formando extensos prados (Parreira et al., 2021) e competindo com as espécies subtidais de ervas marinhas (Alexandre et al., 2020a, b).

9.3 Estatutos de proteção

A Ria Formosa tem reconhecimento internacional como sítio Ramsar pela Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas desde 1980 (**Figura 9.1, Tabela 9.1**). O sistema está incluído dentro dos limites das áreas designadas como Sítio de Importância Comunitária (SIC) e Zona de Proteção Especial (ZPE) ao abrigo das Diretivas Habitats e Aves, respetivamente, formando parte da rede Natura 2000 (**Figura 9.1, Tabela 9.1**). Ao nível nacional, a Ria Formosa foi incluída na Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) em 1987 (Decreto-Lei n.º 373/87, de 9 de dezembro; **Figura 9.1, Tabela 9.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06). Na Lista Vermelha da Flora Vascular de Portugal Continental (Carapeto et al., 2020), as espécies *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina* encontram-se classificadas na categoria *Vulnerável* (VU).

Tabela 9.1 Sumário do estatuto de proteção da Ria Formosa. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano de designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 212	1980	16 000
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)*	PTCON0013	2008	17 021,89
Zona de Proteção Especial (ZPE, rede Natura 2000)	PTZPE0017	1988	23 269,21
Parque Natural da Ria Formosa (RNAP)	Decreto-lei n.º 373/87	1987	17 900,90

* Inclui o sistema do Estuário do Guadiana.

9.4 Área total de cada habitat

9.4.1 Ervas marinhas

A distribuição das pradarias de ervas marinhas intertidais na Ria Formosa foi avaliada em 2002 por Guimarães et al. (2012), que estimaram uma cobertura de 1 304 ha, em que 45% da área intertidal é composta de *Zostera noltei* (Tabela 9.2, Figura 9.2). No mesmo período, em 2001-2002, o ICNF fez também um levantamento da distribuição das pradarias de ervas marinhas na Ria Formosa, estimando uma área de 2 872 ha para as ervas intertidais (ICNF, 2003; Tabela 9.2, Figura 9.3). A área coberta por ervas marinhas subtidais foi estimada em 2007, com 5 ha para *Z. marina*, 91 ha para *Cymodocea nodosa* e 145 ha para *Z. noltei* (Cunha et al., 2009; Tabela 9.2). Em 2018-2019, foi feito um levantamento das pradarias intertidais e subtidais, com estimativas de 825 e de 305 ha, respetivamente (de los Santos et al., em preparação a) (Tabela 9.2, Figura 9.4).

É preciso salientar que as metodologias usadas em todos estes trabalhos não foram semelhantes e que, por isso, as comparações entre anos devem ser feitas com precaução. Além disso, o valor estimado pelo ICNF em 2001-2002 parece demasiado elevado em relação aos outros valores e provavelmente indica a área potencial para o estabelecimento de ervas marinhas intertidais.

Tabela 9.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas na Ria Formosa ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	2002	1 304	Guimarães et al. (2012)
Ervas marinhas intertidais	2001-2002	2 872	ICNF (2003)
Ervas marinhas intertidais	2018-2019	825,3	de los Santos et al. (em preparação a)
Ervas marinhas subtidais	2007	238	Cunha et al. (2009)
Ervas marinhas subtidais	2018-2019	305,5	de los Santos et al. (em preparação a)



Figura 9.2 Localização das áreas de pradarias marinhas na Ria Formosa em 2002. Adaptado de Guimarães et al. (2012). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 9.3 Localização das áreas de pradarias marinhas na Ria Formosa em 2001-2002. Adaptado de ICNF (2003). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 9.4 Localização das áreas de pradarias marinhas na Ria Formosa em 2018-2019. Adaptado de de los Santos et al. (em preparação *a*). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

9.4.2 Sapal

O sapal da Ria Formosa foi mapeado em 2001-2002 pelo Instituto Português para a Conservação da Natureza e Florestas (ICNF), resultando numa estimativa de 3 565 ha no total, com 7% categorizado como sapal alto, 28% como sapal baixo e 65% como sapal médio/baixo (ICNF, 2003; **Tabela 9.3, Figura 9.5**). Na base de dados global de áreas de sapal, a área total para a Ria Formosa é de 5 852 ha em 2006 e de 2 975 ha em 2010 (Mcowen et al., 2017; **Figura 9.6**). Em 2018-2019, foi feito outro levantamento do sapal, que resultou numa estimativa de 3 472 ha, com um 1% categorizado como sapal alto, 45% como sapal médio e 53% como sapal baixo (de los Santos et al., em preparação *a*) (**Tabela 9.3, Figura 9.7**). É preciso salientar que as metodologias usadas em todos estes trabalhos não foram semelhantes e que, por isso, as comparações entre anos devem ser feitas com precaução.

Tabela 9.3 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas na Ria Formosa ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal alto	2001-2002	257,55	ICNF (2003)
Sapal médio/baixo	2001-2002	2 322,60	ICNF (2003)
Sapal baixo	2001-2002	985,43	ICNF (2003)
Sapal baixo	2018-2019	1 850	de los Santos et al. (em preparação a)
Sapal médio	2018-2019	1 573	de los Santos et al. (em preparação a)
Sapal alto	2018-2019	50	de los Santos et al. (em preparação a)
Sapal (total)	2006	5 852	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	2 975	Mcowen et al. (2017)



Figura 9.5 Localização das áreas de sapal na Ria Formosa em 2003. Adaptado de: ICNF (2003).

Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 9.6 Localização das áreas de sapal na Ria Formosa em 2006 e 2010. Adaptado de Mcowen et al. (2017).
Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 9.7 Localização das áreas de sapal na Ria Formosa em 2018-2019. Fonte: de los Santos et al. (em preparação a). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

9.5 Estimativas de stocks e de taxas de sequestro

9.5.1 Compilação de dados

Existe uma vasta coleção de dados de biomassa e de conteúdo em carbono para as três espécies de ervas marinhas presentes na Ria Formosa, nomeadamente *Zostera noltei*, *Z. marina* e *Cymodocea nodosa* (**Tabela 9.4**).

Relativamente ao sedimento, existem diversos trabalhos científicos (Arnaud-Fassetta et al., 2016; de los Santos et al., 2022; de los Santos et al., em preparação b; Herrero-Fernández, 2021; Martins et al., 2022; Santos et al., 2019; Sousa et al., 2019) dos quais resultou uma avaliação exaustiva da taxa de sedimentação e dos stocks e taxas de sequestro de carbono orgânico nos diferentes tipos de habitats de ervas marinhas e de sapal, incluindo estudos recentes no período entre 2017 e 2021 (**Tabela 9.4**).

Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 3* aos dados de vegetação e de sedimento de ervas, uma *Cat 2* aos dados de vegetação e de sedimento do sapal (por estarem incompletos) (**Tabela 9.5**).

Tabela 9.4 Valores compilados para os cálculos de stocks e taxas de sequestro de carbono na Ria Formosa depois de realizadas as conversões necessárias para a standardização dos dados e as análises estatísticas necessárias.

Variável	Ervas marinhas (subtidais)	Ervas marinhas (intertidais)	Sapal (baixo)	Sapal (médio)	Sapal (alto)
Área (ha)	305	825	1 850	1 573	50
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	195 ± 156	161 ± 194	279 ± 185	715 ± 257	4 267 ± 2 823
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	323 ± 313	173 ± 95	1 190 ± 690	806 ± 473	794 ± 528
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	36,8 ± 2,2	40,3 ± 3,9	43,0 ± 1,4	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa hipógea) (% PS)	39,2 ± 2,4	33,1 ± 33,1	36,4 ± 4,3	-	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	0,48 ± 0,52	1,27 ± 0,74	1,48 ± 1,12	-	-
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	1,77 ± 2,33	4,07 ± 2,92	3,51 ± 3,16	6,55 ± 5,57	1,16 ± 1,45
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	27,8 ± 21,9	90,0 ± 55,5	58,8 ± 30,7	66,5 ± 13,3	18,7 ± 4,2
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	1,34	6,1 ± 5,6	3,3 ± 2,4	-	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	8,1 ± 1,7*	56,4 ± 43,0	29,9 ± 9,1	-	-

PS: peso seco OC: carbono orgânico.

* Valor preliminar que tem de ser revisto.

Tabela 9.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e de sequestro de carbono na Ria Formosa.

Nível de estudo	Ervas marinhas subtidais	Ervas marinhas intertidais	Sapal baixo	Sapal médio	Sapal alto
Nível 1: Área	Cat 3	Cat 3	Cat 3	Cat 3	Cat 3
Nível 2: Vegetação	Cat 3	Cat 3	Cat 3	Cat 2	Cat 2
Nível 3: Sedimento	Cat 2	Cat 3	Cat 3	Cat 2	Cat 2

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: Cat 0 (não existem dados),
Cat 1 (dados incompletos), Cat 2 (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),
Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

9.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul na Ria Formosa contenham um stock total (sedimento e biomassa) de 319 469 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 1 503 Mg OC ano⁻¹, dando as ervas marinhas um contributo de 26% e de 33% para estes valores (**Tabela 9.6**). Pelo facto de haver grande disponibilidade de dados para estes cálculos, consideram-se muito precisas estas estimativas sobretudo para as ervas marinhas e o sapal baixo. Faltam dados de taxas de sequestro para as ervas subtidais e para o sapal médio e alto.

Tabela 9.6. Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul na Ria Formosa.

Variável	Ervas marinhas subtidais	Ervas marinhas intertidais	Sapal baixo	Sapal médio	Sapal alto	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	606	1 008	10 233	9 451	1 062	22 360
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	8 505	74 287	108 778	104 605	935	297 109
Stock total (Mg OC)	9 111	75 295	119 011	114 056	1 997	319 469
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	25	466	540	459	15	1 503

OC: carbono orgânico

9.6 Qualidade ambiental e ameaças

A Ria Formosa encontra-se numa área urbana bem consolidada de cinco concelhos (Loulé, Faro, Olhão, Tavira e Vila Real de Santo António). Este sistema está fortemente impactado por uma série de atividades humanas: a reclamação de terrenos para desenvolvimento urbanístico; a aquacultura, as salinas e outras infraestruturas (aeroporto e portos de pesca, comerciais e de recreio) (Sousa et al., 2020); a atividade de marisqueio (Román et al., 2022) e de cultivo de bivalves (Duarte et al., 2004); as atividades marítimo-turísticas; as atividades de dragagem dos canais de navegação (Ferreira et al., 2016); e a realocação de barras (Kombiadou et al., 2019; Cabaço et al., 2010). A bacia onde se encontra a Ria Formosa está também sujeita a poluição por nutrientes proveniente sobretudo das ETAR e da agricultura (Malta et al., 2017).

As massas de água costeiras da Ria Formosa (PTRF1, PTRF2, PTRF3, PTRF4 e PTRF5) foram classificadas recentemente no estado ecológico *Bom* ou *Razoável* e no estado químico *Bom* de acordo com os resultados dos programas de monitorização implementados para o efeito pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2022).

Uma das maiores ameaças para os habitats de carbono azul da Ria Formosa, particularmente para as pradarias de ervas marinhas, é a expansão massiva da alga verde *Caulerpa prolifera* nos últimos anos (Parreira et al., 2021). Esta alga poderá estar a competir pelo espaço com as ervas marinhas subtidais, causando o seu declínio (Alexandre et al., 2020a, b).

O desenvolvimento costeiro, o sector marítimo-turístico (fundeadouros não regulados, erosão do sapal por causa das ondas geradas pelas embarcações), a atividade de marisqueio (Román et al., 2022), a aquacultura e a pesca são outras pressões e ameaças ambientais atuais na Ria Formosa. Em particular, existem vários projetos de construção de infraestruturas costeiras (uma nova ponte, acessos à praia de Faro e um parque de estacionamento exterior, a ampliação complementar do porto de recreio de Olhão, extensão da marina de Faro) que poderão ter um impacto negativo nas áreas de ervas marinhas e de sapal quer pela destruição direta dos habitats quer pela alteração do regime hidrodinâmico, como observado em outras áreas da ria (Casal-Porras et al., 2022). Finalmente, a subida do nível do mar, em conjunto com as intervenções humanas poderão causar efeitos negativos na resiliência do sapal (Carrasco et al., 2021).

9.7 Intervenções de conservação

9.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Existem e têm existido, vários projetos, programas e intervenções na Ria Formosa para a conservação dos habitats de carbono azul. Incluem-se aqui os mais relevantes.

O programa “Adote uma pradaria marinha” foi uma iniciativa do Centro de Ciências do Mar em 2010 e patrocinado pelo Oceanário de Lisboa que criou oportunidades de envolvimento dos cidadãos na monitorização e na proteção das pradarias marinhas. Como resultado deste projeto, uma pradaria na Ilha de Culatra foi protegida pela comunidade local, libertando-a do impacto do fundeadouro de barcos. Foram também criados também materiais informativos para as instituições responsáveis pela gestão costeira e atividades didáticas para o público em geral e para as crianças, para sensibilizar sobre a importância das pradarias marinhas.

Em 2017 um grupo de investigadores do Centro de Ciências criou a Rede de Educação Ambiental para os Serviços dos Ecossistemas do Mar em parceria com diferentes agrupamentos de escolas do Algarve. Esta rede tem feito numerosas intervenções educativas para sensibilizar os mais jovens e para capacitar os professores dos ensinos primário e secundário sobre a importância das ervas marinhas e dos sapais no fornecimento de serviços ecossistémicos. É de salientar o projeto “REASE Carbono Azul”, que tem como objetivo recolher informação acerca das quantidades de carbono armazenadas nos sapais e nas ervas marinhas do Algarve, envolvendo professores e alunos das escolas da região na recolha de amostras no campo e no seu processamento. Estes dados são armazenados nesta plataforma informática, ficando disponíveis para consulta pelo público em geral. A rede e o projeto REASE Carbono Azul foram expandidos à região do Sado em parceria com a associação Ocean Alive e, neste momento, estão a ser reforçados e expandidos de forma internacional através do projeto “BlueForest – Boosting Blue Forests Education and Capacity Building” (2021-2023, <https://www.ccmr.ualg.pt/en/project/boosting-blue-forests-education-and-capacity-building>), liderado pelo Centro de Ciências do Mar e financiado pela EEA Grants 2014-2021 – Programa de Crescimento Azul.

Atualmente, o projeto SEAGHORSE (2021-2023, <https://www.seaghorse.pt/>) tem como objetivo a reabilitação e sustentabilidade dos habitats de ervas marinhas e das populações de cavalos-marinhos da Ria Formosa. Está a ocorrer a reconstrução de uma pradaria de ervas marinhas no santuário de cavalos-marinhos que foi recentemente criado (Edital 15/2020, Capitania do Porto de Faro), por meio de transplantes de duas espécies, *Cymodocea nodosa* e *Zostera marina*, que são recolhidas num sítio doador seminatural localizado na Estação Piloto de Piscicultura de Olhão do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (EPPO / IPMA). As plantas recolhidas são transferidas para o santuário seguindo metodologias específicas e adaptadas à morfologia particular de cada espécie.

O Centro de Ciências do Mar colabora atualmente com a Universidade de Ghent e as empresas Jan De Nul e DEME no projeto de investigação “PLANT ME”, para o desenvolvimento de novas técnicas sustentáveis para a restauração de ervas marinhas em grande escala.

O projeto “BlueForests: seaforests for blue carbon – natural capital from nature-based solutions” (2021-2024, <https://www.blueforests.pt/>) coordenado também pelo Centro de Ciências do Mar e financiado pela EEA Grants 2014-2021 – Programa de Crescimento Azul, inclui uma componente experimental para investigar métodos de transplantes de ervas marinhas.

9.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a monitorização do sapal e das ervas marinhas nos próximos anos, especialmente em face das ameaças identificadas neste sistema. Em particular, é necessário monitorizar o impacto da invasão da Ria Formosa pela alga verde *Caulerpa prolifera*, não só no potencial declínio das ervas marinhas, mas também na teia trófica do sistema.

b) Proteção

Não existem áreas de sapal ou de ervas marinhas da Ria Formosa que não estejam protegidas por figuras de proteção ao nível nacional ou internacional (**Figura 9.8**).

c) Restauro

Num recente relatório (Furtado et al., 2021), a APA identificou 645 ha de áreas artificializadas inativas na Ria Formosa que podem ser alvo de projetos de restauro ativo ou espontâneo de sapais e de ervas marinhas (**Figura 9.9**). O restauro ativo de sapal poderá ser usado complementarmente ao restauro passivo através da destruição dos diques e reposição do regime hidrológico das marés, de modo a aumentar a taxa de recuperação do sapal. Para o restauro das populações naturais de ervas marinhas é essencial proceder-se ao seu cultivo, por exemplo, em áreas seminaturais como as que foram identificadas no relatório da APA, para que o material biológico para os transplantes não proceda de populações naturais frágeis e que devem ser protegidas. Estas áreas de cultivo fornecem por si só serviços ecossistémicos, nomeadamente o sequestro de carbono, que poderá ser até mais elevado que o das populações naturais. O caso do tanque de receção da Estação Piloto Piscicultura de Olhão do Instituto Português do Mar e da Atmosfera (EPPO / IPMA) demonstra que as áreas seminaturais desse tipo podem albergar pradarias densas de ervas marinhas (de los Santos et al., 2020). O sequestro de carbono por este sistema está a ser investigado pelo CCMAR.

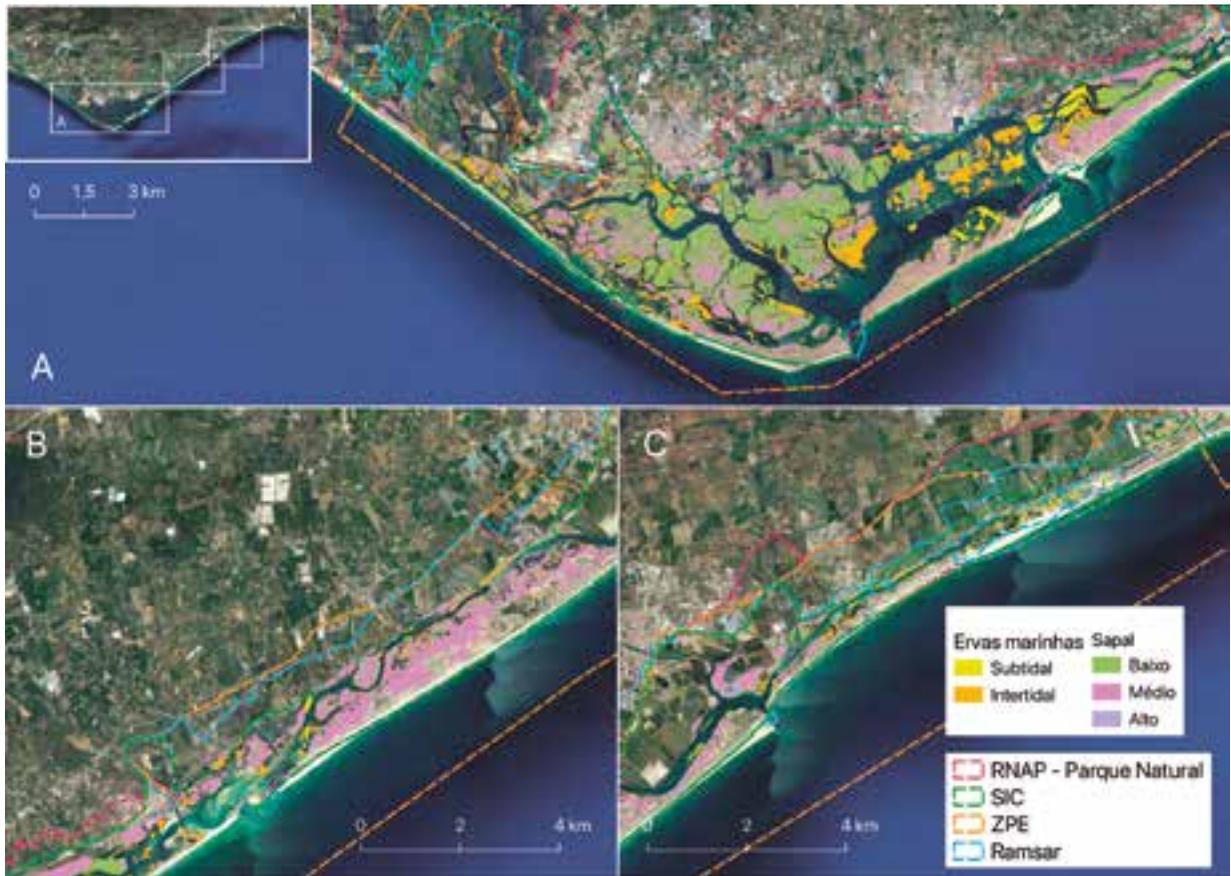


Figura 9.8 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas na Ria Formosa e os limites das figuras de proteção Parque Natural (Rede Nacional de Áreas Protegidas), ZPE (Zona de Proteção Especial, rede Natura 2000), SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000) e Convenção Ramsar. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).



Figura 9.9 Localização das áreas artificializadas inativas da Ria Formosa que poderão ser recuperadas para o restauro de sapal e de ervas marinhas. Fonte: Furtado et al. (2021).

9.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Loulé
Câmara Municipal de Faro
Câmara Municipal de Olhão
Câmara Municipal de Tavira
Câmara Municipal de Vila Real de Santo António
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDRAlg)
Centro de Ciências do Mar (CCMAR) – Universidade do Algarve
Estação Piloto de Piscicultura de Olhão – Instituto Português do Mar e Atmosfera (EPPO – IPMA)
Sciaena
Associação para o movimento de defesa da Ria Formosa (SOS Ria Formosa)
Associação de Viveiristas e Mariscadores da Ria Formosa (VIVMAR)
Associação de Moradores da Ilha da Culatra
Rede de Educação Ambiental para os Serviços dos Ecossistemas (REASE)
Associação de Defesa do Património Cultural e Ambiental do Algarve (Almargem)
Administração dos Portos de Sines e do Algarve S.A.
Sociedade Polis Litoral Ria Formosa S.A. – Sociedade para a requalificação e valorização da Ria Formosa
Verbos Cais, S.A.
Centro Ciência Viva do Algarve
Centro de Ciência Viva de Tavira

9.9 Bibliografia

Alexandre, A. & Santos, R. (2020a). Competition for nitrogen between the seaweed *Caulerpa prolifera* and the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Marine Ecology Progress Series*, 648:125-134. <https://doi.org/10.3354/meps13429>

Alexandre, A. & Santos, R. (2020b). High nitrogen and phosphorous acquisition by belowground parts of *Caulerpa prolifera* (Chlorophyta) contribute to explain the species rapid spread in Ria Formosa lagoon, southern Portugal. *Journal of Phycology*, doi:10.1111/JPY.12988-19-199.

APA - Agência Portuguesa do Ambiente. (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo 2022 – 2027. Ribeiras do Algarve (RH8). <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].

Arnaud-Fassetta, G., Bertrand, F., Costa, S., & Davidson, R. (2006). The western lagoon marshes of the Ria Formosa (Southern Portugal): Sediment-vegetation dynamics, long-term to short-term changes and perspective. *Continental Shelf Research*, 26(3), 363–384. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.12.008>

Cabaço, S., Ferreira, O., & Santos, R. (2010). Population dynamics of the seagrass *Cymodocea nodosa* in Ria Formosa lagoon following inlet artificial relocation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87(4), 510–516. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.02.002>

Carapeto, A., Francisco, A., Pereira, P., & Porto, M. (eds.) (2020). Lista vermelha da flora vascular de Portugal continental. Sociedade Portuguesa de Botânica e Associação Portuguesa de Ciência da Vegetação – PHYTOS e Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (coord.) Coleção “Botânica em Português”, Volume 7. Lisboa. Imprensa Nacional, 374 pp. <https://listavermelha-flora.pt/>

Carrasco, A., Kombiadou, K., Amado, M., & Matias, A. (2021). Past and future marsh adaptation: Lessons learned from the Ria Formosa lagoon. *Science of the Total Environment*, 790. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148082>

Casal-Porras, I., de los Santos, C. B., Martins, M., Santos, R., Pérez-Lloréns, J. L., & Brun, F. G. (2022). Sedimentary organic carbon and nitrogen stocks of intertidal seagrass meadows in a dynamic and impacted wetland: Effects of coastal infrastructure constructions and meadow establishment time. *Journal of Environmental Management*, 322, 115841. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115841>

Costa, J. C., Lousã, M., & Espírito-Santo, M. D. (1996). The vegetation of “Parque Natural da Ria Formosa” (Algarve, Portugal). *Studia Botanica.*, 15, 69–157. <https://core.ac.uk/download/pdf/9500684.pdf>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2009). Estimation of available seagrass meadow area in Portugal for transplanting purposes. *Journal of Coastal Research, Special Issue 56 (Proceedings of the 10th International Coastal Symposium)*, 1100–1104. <http://hdl.handle.net/10400.1/4142>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>

de los Santos, C. B., Lahuna, F., Silva, A., Freitas, C., Martins, M., Carrasco, A. R., & Santos, R. (2022). Vertical intertidal variation of organic matter stocks and patterns of sediment deposition in a mesotidal coastal wetland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 272, 107896. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107896>

de los Santos, C. B., Mace, M., Martins, M., Parreira, F., Silva, J., Santos, R. (em preparação a). A multi-method approach to map seagrasses and salt marshes in the Ria Formosa lagoon, a protected coastal wetland in southern Portugal.

de los Santos, C. B., Martins, M., Carrasco, A.R., Ricart, A., Masqué, P., Santos, R. (em preparação b). Blue carbon stocks in seagrass and saltmarsh habitats of the Ria Formosa lagoon (South Portugal) accounting with spatial variability.

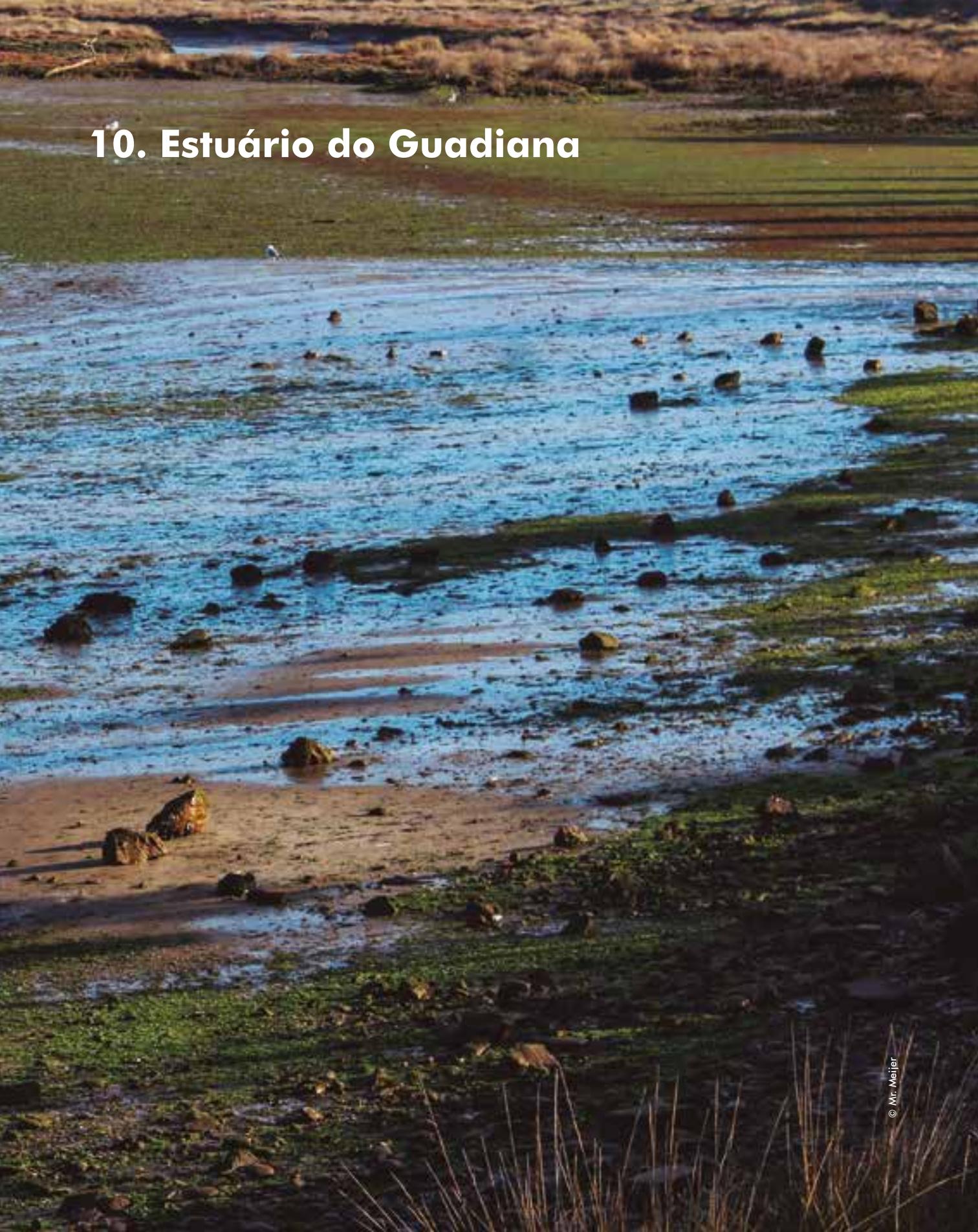
de los Santos, C., Olive, I., Moreira, M., Silva, A., Freitas, C., Luna, R., Quental-Ferreira, H., Martins, M., Costa, M., Silva, J., Cunha, M., Soares, F., Pousao-Ferreira, P., & Santos, R. (2020). Seagrass meadows improve inflowing water quality in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 528. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2020.735502>

Duarte, C. M., Marbà, N. & Santos, R. (2004). What may cause loss of seagrasses? In European seagrasses: an introduction to monitoring and management, (eds) J. Borum, C. M. Duarte, D. Krause-Jensen and T. M. Greve. EU project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS), EVK3-CT-2000-00044, <http://www.seagrasses.org>: 24-32.

Ferreira, Ó., Matias, A., & Pacheco, A. (2016). The east coast of Algarve: a barrier island dominated coast. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*, 32(2), 75–85. <https://doi.org/10.1007/s41208-016-0010-1>

- Furtado, A., Gaspar, P., & Correia, S. (2021). Áreas artificializadas nas zonas estuarinas e lagunares, região hidrográfica RH8. Levantamento cartográfico e sugestões para a recuperação/reconversão de áreas artificializadas degradadas (p. 19) Relatório técnico. Agência Portuguesa do Ambiente, Administração da Região Hidrográfica do Algarve.
- Guimarães, M., Cunha, A., Nzanga, R., & Marques, J. (2012). The distribution of seagrass (*Zostera noltii*) in the Ria Formosa lagoon system and the implications of clam farming on its conservation. *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.07.005>
- Herrero-Fernández, Á. (2021). Blue Carbon and Nitrogen sequestration capacity of restored *Zostera marina* meadows in the Arrábida Natural Park [Tese de mestrado]. Universidade do Algarve.
- ICNF, Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (2003). Mapeamento das comunidades da Ria Formosa.
- Kombiadou, K., Matias, A., Ferreira, Ó., Carrasco, A. R., Costas, S., & Plomaritis, T. (2019). Impacts of human interventions on the evolution of the Ria Formosa barrier island system (S. Portugal). *Geomorphology*, 343, 129–144. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.07.006>
- Malta, E., Stigter, T., Pacheco, A., Dill, A., Tavares, D., & Santos, R. (2017). Effects of external nutrient sources and extreme weather events on the nutrient budget of a southern European coastal lagoon. *Estuaries and Coasts*, 40(2), 419–436. <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0150-9>
- Martins, M., de los Santos, C., Masqué, P., Carrasco, A., Veiga-Pires, C., & Santos, R. (2022). Carbon and nitrogen stocks and burial rates in intertidal vegetated habitats of a mesotidal coastal lagoon. *Ecosystems*, 25(2), 372–386. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00660-6>
- Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Parreira, F., Martínez-Crego, B., Afonso, C., Machado, M., Oliveira, F., Gonçalves, J., & Santos, R. (2021). Biodiversity consequences of *Caulerpa prolifera* takeover of a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 255. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107344>
- Román, M., de los Santos, C. B., Román, S., Santos, R., Troncoso, J. S., Vázquez, E., & Olabarria, C. (2022). Loss of surficial sedimentary carbon stocks in seagrass meadows subjected to intensive clam harvesting. *Marine Environmental Research*, 175, 105570. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105570>
- Santos, R., Duque-Nuñez, N., de los Santos, C., Martins, M., Carrasco, A., & Veiga-Pires, C. (2019). Superficial sedimentary stocks and sources of carbon and nitrogen in coastal vegetated assemblages along a flow gradient. *Scientific Reports*, 9. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37031-6>
- Sousa, C. A. M., Cunha, M. E., & Ribeiro, L. (2020). Tracking 130 years of coastal wetland reclamation in Ria Formosa, Portugal: Opportunities for conservation and aquaculture. *Land Use Policy*, 94, 104544. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104544>

10. Estuário do Guadiana



10.1 Localização geográfica

O estuário baixo do Rio Guadiana localiza-se na fronteira sudeste entre Portugal e Espanha, nos concelhos portugueses de Castro Marim e de Vila Real de Santo António (distrito de Faro, **Figura 10.1**). O estuário ocupa uma área de cerca de 22 km² e tem uma profundidade média de cerca de 6,5 m.



Figura 10.1 Localização do Estuário do Guadiana na fronteira sudeste entre Portugal e Espanha, uma área abrangida pelas figuras de proteção Reserva Natural (RNAP, rede Nacional de Áreas Protegidas), ZPE (Zona de Proteção Especial, Rede Natura 2000), SIC (Sítio de Importância Comunitária, rede Natura 2000) e da Convenção Ramsar. Elementos do mapa-base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território.

10.2 Tipos de habitats

O Estuário do Guadiana possui uma área extensa de sapal caracterizada por uma zonação típica em que as espécies dominantes do sapal inferior são *Sporobolus maritimus* e *Sporobolus montevidensis*, as do sapal médio são *Salicornia fruticosa*, *Salicornia perennis*, *Atriplex portulacoides*, *Sporobolus versicolor*, e *Arthrocaulon macrostachyum* e as do sapal alto são *Limoniastrum monopetalum* e *Suaeda vera* (ICNF, 2022; Neves et al., 2007, 2010). Estão também presentes pradarias de ervas marinhas intertidais da espécie *Zostera noltei* (Cunha et al., 2013; Lousã, 1986; Neto et al., 2018), particularmente no esteiro da Carrasqueira (ICNF, 2022).

10.3 Estatutos de proteção

O Estuário do Guadiana é considerado uma área de alta importância ecológica e tem estatutos de proteção a nível internacional, europeu e nacional (**Figura 10.1**). Faz parte da rede europeia Natura 2000, tendo sido designado como Zona de Proteção Especial (ZPE) em 2015 e como Sítio de Importância Comunitária (SIC) em 2008, ao abrigo das Diretivas Aves e Habitats, respetivamente. Tem reconhecimento internacional como habitat Ramsar pela Convenção Internacional sobre Zonas Húmidas desde 1996. Os extensos sapais foram declarados como Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António da Rede Nacional de Áreas Protegidas (RNAP) em 1975 devido ao seu grande valor biológico e ecológico (**Tabela 10.1**).

Os habitats de ervas marinhas em Portugal estão incluídos na Lista OSPAR das espécies e habitats ameaçados e/ou em declínio (Acordo OSPAR 2008-06).

Tabela 10.1 Estatutos de proteção em vigor no Estuário do Guadiana. RNAP: Rede Nacional de Áreas Protegidas.

Estatuto	Referência	Ano de designação	Área (ha)
Sítio Ramsar	n.º 829	1996	2 235
Sítio de Importância Comunitária (rede Natura 2000)*	PTCON0013	2008	17 021,89
Zona de Proteção Especial (ZPE, rede Natura 2000)	PTZPE0018	2015	2 146,43
Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (RNAP)	Decreto n.º 162/75 de 27 de Março	1975	2 307,99

* Inclui o sistema da Ria Formosa.

10.4 Área total de cada habitat

10.4.1 Ervas marinhas

A informação sobre as ervas marinhas no Estuário do Guadiana é limitada (**Tabela 10.2**). Em 2009, as pradarias intertidais de *Zostera noltei* formavam uma banda de 2-3 m de largura ao longo de 2 km do estuário (Cunha et al., 2013). Esta área de 5,4 ha é referida também para 2010 no relatório técnico de Neto et al. (2018). Desde este levantamento que não há dados disponíveis sobre a área de ervas marinhas neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de ervas marinhas do Estuário do Guadiana, considerou-se o único dado existente (2010), isto é 5,4 ha de ervas marinhas. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de área de ervas marinhas por não serem dados atuais.

Tabela 10.2 Estimativas de áreas de pradarias de ervas marinhas no Estuário do Guadiana ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Ervas marinhas intertidais	2009	5,4	Cunha et al. (2013)
Ervas marinhas intertidais	2010	5,4	Neto et al. (2018)

10.4.2 Sapal

A informação disponível na base de dados de distribuição global de sapal (Mcowen et al., 2017) mostra uma área de 940,93 ha em 2006 e de 126,51 ha em 2010 (**Tabela 10.3**, **Figura 10.2**). Num estudo feito em 2015, a área estimada de sapal foi de 997,28 ha (Camacho et al., 2015; **Tabela 10.3**, **Figura 10.2**). Desde então, não há dados disponíveis sobre a área de sapal neste sistema.

Para as estimativas de carbono azul nas áreas de sapal do estuário do Guadiana, considerou-se a área mais recente de 126,51 ha, estimada em 2010. Foi atribuída uma categoria de qualidade *Cat 2* aos dados de áreas de ervas marinhas por não serem dados atuais.

Tabela 10.3 Estimativas de áreas de sapal no Estuário do Guadiana ao longo do tempo.

Habitat	Ano	Área (ha)	Fonte
Sapal (total)	2006	940,93	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	2010	126,51	Mcowen et al. (2017)
Sapal (total)	na.	997,28	Camacho et al. (2015)

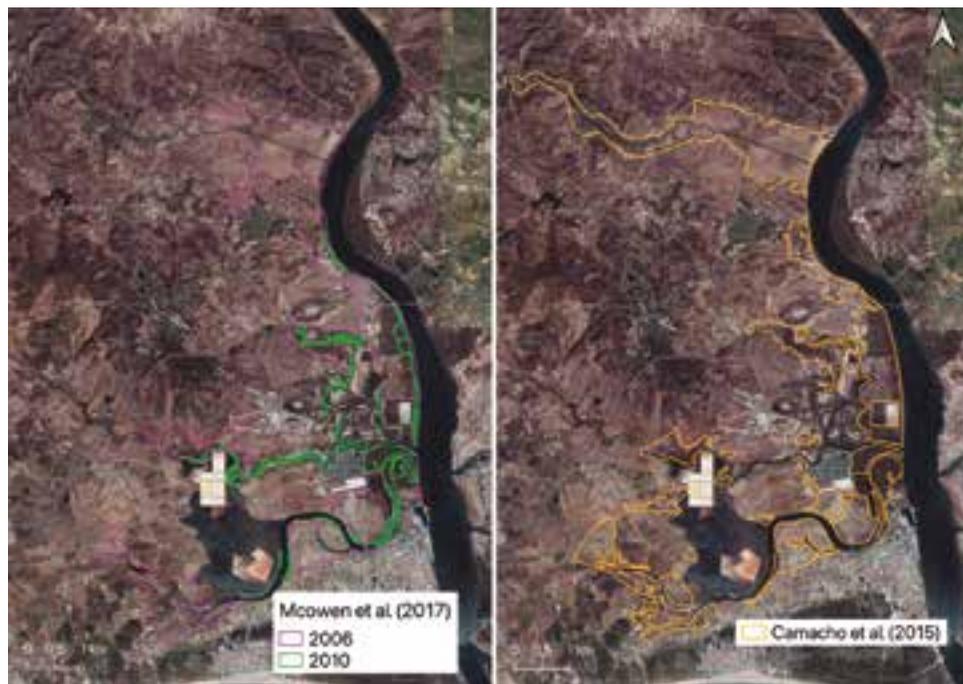


Figura 10.2 Localização das áreas de sapal no Estuário do Guadiana em 2006, 2010 e num estudo publicado em 2015. Adaptado de Mcowen et al. (2017) e de Camacho et al. (2015). Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

10.5 Estimativas de stock e de taxas de sequestro de carbono

10.5.1 Compilação de dados

Compilaram-se dados disponíveis de biomassa (Caetano et al., 2007, 2008; Neves et al., 2007, 2010) e de conteúdo em carbono (Simões et al., 2011) do sapal do Estuário do Guadiana (**Tabela 10.4**). Não foram encontrados dados para as ervas marinhas. O conteúdo em carbono do sedimento até uma profundidade de 1 m de sapal médio (Kumar et al., 2020) tem uma média de 1,5% PS e, no sedimento superficial, os valores encontrados foram de 2,1% PS no sapal baixo e médio e de 3,6% PS no sapal alto (Camacho et al., 2014) (**Tabela 10.4**). O conteúdo em matéria orgânica no sedimento superficial (5 cm) de três espécies de sapal (*Sporobolus maritimus*, *S. montevidensis* e *Salicornia perennis*) foi medido no âmbito da rede de educação ambiental REASE, dando valores de entre 3,7 e 5,8% PS (REASE, não publicado). No entanto, não é possível calcular os stocks de carbono com estes dados (**Tabela 10.5**).

Tabela 10.4 Valores compilados para os cálculos de stocks e de taxas de sequestro de carbono no Estuário do Guadiana.

Variável	Ervas marinhas intertidais	Sapal baixo	Sapal médio	Sapal alto
Área (ha)	5,4	126,51*		
Biomassa epígea (g PS m ⁻²)	-	3 747,4	992,8	3 618,2
Biomassa hipógea (g PS m ⁻²)	-	4 532,4	1 234,8	2 767,8
Stock de biomassa por área (Mg PS ha ⁻¹)	-	-	-	-
Stock de biomassa total (Mg PS)	-	-	-	-
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	50,4	49,9	50,4
Conteúdo em carbono (biomassa epígea) (% PS)	-	-	-	-
Conteúdo em carbono orgânico (sedimento) (% PS)	-	2,1	1,5-2,1	3,6
Conteúdo em matéria orgânica (sedimento) (% PS)	-	-	-	-
Stock de carbono no sedimento (Mg OC ha ⁻¹)	-	-	-	-
Taxa de acumulação do sedimento (mm ano ⁻¹)	-	-	-	-
Taxa de sequestro de carbono no sedimento (g OC m ⁻² ano ⁻¹)	-	-	-	-

* Área total para os três tipos de sapal.

OC: Carbono orgânico.

Tabela 10.5 Qualidade dos dados para os cálculos de stocks e sequestro de carbono no Estuário do Guadiana.

Nível de estudo	Ervas marinhas	Sapal
Nível 1: Área	Cat 2	Cat 2
Nível 2: Vegetação	Cat 0	Cat 1
Nível 3: Sedimento	Cat 0	Cat 1

Categorias de qualidade para cada um dos níveis de estudo: Cat 0 (não existem dados),

Cat 1 (dados incompletos), Cat 2 (dados completos, mas pouco representativos ou antigos, i.e., < 2018),

Cat 3 (dados completos, representativos e atuais, i.e., ≥ 2018).

10.5.2 Estimativas

Estima-se que os habitats de carbono azul no Estuário do Guadiana contenham um stock total (sedimento e biomassa) de 9 649 Mg OC e que sequestram anualmente um total de 40 Mg OC ano⁻¹, contribuindo as ervas marinhas com 5% para o stock e com 8% para a taxa de sequestro de carbono (**Tabela 10.6**). Tendo em conta que os dados disponíveis para o Estuário do Guadiana são muito deficientes, foram usados valores de stocks e de taxas do sistema mais próximo, a Ria Formosa. Consideram-se muito pouco precisas as estimativas. Além disso, desconhece-se a área ocupada por cada tipo de sapal (baixo, médio e alto), o que contribui para um maior erro das estimativas.

Tabela 10.6 Estimativas de armazenamento e sequestro de carbono azul no Estuário do Guadiana.

Variável	Ervas marinhas (intertidais)	Sapal (total)	TOTAL
Stock total OC na biomassa (Mg OC)	6,6	3 084	3 091
Stock total OC no sedimento (Mg OC)	486	6 072	6 559
Stock total (Mg OC)	493	9 156	9 649
Taxa de sequestro anual (Mg C ano ⁻¹)	3,0	36,9	40

OC: carbono orgânico

10.6 Qualidade ambiental e ameaças

Os sapais e as ervas marinhas do Estuário do Guadiana encontram-se num contexto urbano dos municípios de Vila Real de Santo António e de Castro Marim. A área de sapal foi altamente alterada devido à construção de muros e aterros para separar as áreas de salinas (Lavinas, 2004). Durante as últimas décadas, a hidrodinâmica do estuário tem sido modificada por impactos antropogénicos e as fontes de poluição na bacia hidrográfica devem-se ao desenvolvimento urbanístico (esgotos), à agricultura (fertilizantes, pesticidas, herbicidas), ao gado, e às indústrias (Camacho et al., 2014). Além disso, a atividade mineira do passado, associada à existência de depósitos de pirite, contribuiu para a contaminação do Rio Guadiana por metais pesados (Bettencourt et al., 2003). Em termos do longo prazo (2050-2100), as áreas intertidais do sapal estão ameaçadas pela subida do nível médio da água do mar (Sampath e Boski, 2016), o que poderá ser mitigado se as zonas contíguas mais elevadas forem disponibilizadas para a migração do habitat para essas zonas.

Tendo em conta a monitorização da APA baseada nos elementos biológicos macroinvertebrados bentónicos, na fauna piscícola e nos sapais, o estado ecológico da massa de água de transição WB-1 do Guadiana (PT07GUA1412) foi classificada no estado *Razoável*, a massa WB-2 (PT07GUA1410) foi classificada no estado *Medíocre* e a massa WB3F (PT07GUA1408) no estado *Mau*, refletindo a grande pressão antrópica deste sistema (APA, 2022).

10.7 Intervenções de conservação

10.7.1 Intervenções no passado ou em curso

Não se encontrou informação sobre intervenções de conservação ou de restauro no passado ou em curso focadas em sapais e pradarias de ervas marinhas no Estuário do Guadiana. No entanto, o Plano de Ordenamento da Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António (Resolução do Conselho de Ministros n.º 181/2008, de 24 de novembro) inclui o objetivo “Promover a conservação e a recuperação dos habitats naturais

terrestres e aquáticos e das espécies da flora e da fauna indígenas, em particular os valores naturais de interesse comunitário nos termos do Decreto-Lei n.º 140/99, de 24 de abril, com a redação que lhe foi dada pelo Decreto-Lei no 49/2005, de 24 de fevereiro”. O Plano de Gestão de Região Hidrográfica do Guadiana (RH7) também inclui uma série de medidas para a monitorização do estuário, a valorização ambiental e a gestão integrada da água e dos habitats no baixo Guadiana transfronteiriço (APA, 2022).

10.7.2 Intervenções propostas

a) Monitorização

Recomenda-se a monitorização do sapal e das ervas marinhas para atualização das áreas de ocupação por estes ecossistemas. Recomenda-se também a avaliação dos stocks e das taxas de sequestro de carbono nos dois tipos de habitats.

b) Proteção

Segundo os dados disponíveis para o Estuário do Guadiana, não existem áreas de sapal ou de ervas marinhas fora dos limites da figura de proteção SIC (**Figura 10.3**).

c) Restauro

Num relatório recente (Furtado et al., 2021), a APA identificou 192 ha de áreas artificializadas inativas e 578 ha de áreas artificializadas ativas no Estuário do Guadiana que poderiam ser alvo de projetos de restauro ou de renaturalização espontânea (**Figura 10.4**). Para tal, será necessário retirar as barreiras artificiais que levaram à degradação do sapal e restabelecer o fluxo hidrodinâmico natural e os níveis topográficos adequados para o desenvolvimento das várias zonas de sapal (baixo, médio e alto). A reabilitação de algumas áreas pode ser gerida para o cultivo de plantas halófitas para alimentação humana, como, por exemplo, *Salicornia* sp. Esta atividade pode contribuir para a melhoria ambiental e económica das populações locais através da estimulação dos processos biogeoquímicos e da comercialização da biomassa, respetivamente. Existem estudos experimentais que demonstraram sucesso no cultivo destas espécies para repovoamento de salinas abandonadas (e.g. Santos et al., 2017). Além disso, os canais que alimentam as áreas artificializadas ou mesmo os canais que alimentam as salinas ativas têm um grande potencial para o restauro de pradarias de ervas marinhas.

A grande dimensão das áreas de sapal degradadas existentes no Estuário do Guadiana, confere a este sistema um grande potencial para o restauro de ecossistemas de carbono azul em Portugal, não só do ponto de vista do sequestro de carbono mas também no que respeita aos cobenefícios relativos aos outros serviços ecossistémicos, nomeadamente a purificação da água e o suporte à biodiversidade. Esta degradação levou a que o estado ecológico das massas de água do Estuário do Guadiana tenha sido classificado *Mau* (WB3F), *Medíocre* (WB-2) e *Razoável* (WB-1).



Figura 10.3 Localização das áreas de sapal e de ervas marinhas no Estuário do Guadiana e limites das figuras de proteção atuais. Imagem de base: Informação geográfica cedida pela Direção-Geral do Território (data da imagem: 22-05-2018).

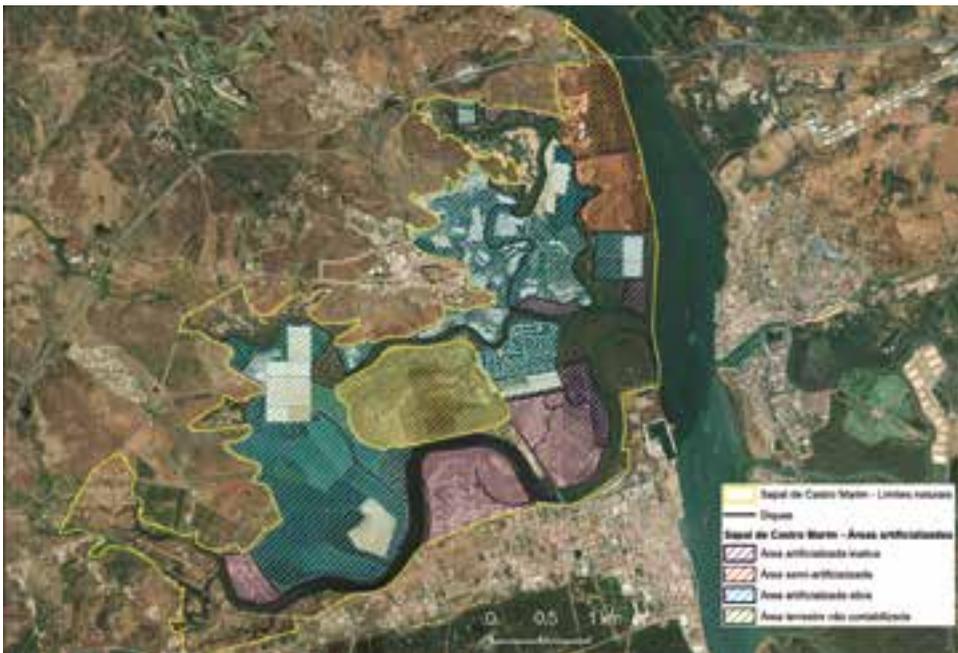


Figura 10.4 Localização das áreas artificializadas inativas e ativas do Estuário do Guadiana que poderiam ser recuperadas para restauro de sapal. Fonte: Furtado et al. (2021).

10.8 Partes interessadas locais

Câmara Municipal de Castro Marim
Câmara Municipal de Vila Real de Santo António
Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Algarve (CCDRAlg)
Centro de Ciências do Mar do Algarve (CCMAR) – Universidade do Algarve
Odiana – Associação para o Desenvolvimento do Baixo Guadiana
Terras de Sal CRL – Comércio e Transformação de Sal Marinho Tradicional
Associação Naval do Guadiana
Associação de Pesca Artesanal

10.9 Bibliografia

APA – Agência Portuguesa do Ambiente (2022). Plano de Gestão de Região Hidrográfica, 3º Ciclo, 2022-2027. *Guadiana (RH7)*. <https://www.apambiente.pt/node/1598> [Acedido a 2 de setembro de 2022].

Bettencourt, A., Gomes, V., Dias, A., Ferreira, G., & Silva, M. (2003). *Estuários portugueses*. Instituto da água – Ministério das cidades, ordenamento do território e ambiente.

Caetano, M., Fonseca, N., & Carlos Vale, R. (2007). Mobility of Pb in salt marshes recorded by total content and stable isotopic signature. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.026>

Caetano, M., Vale, C., Cesário, R., & Fonseca, N. (2008). Evidence for preferential depths of metal retention in roots of salt marsh plants. *Science of the Total Environment*, 390(2–3), 466–474. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.015>

Camacho, S., Moura, D., Connor, S., Boski, T., & Gomes, A. (2014). Geochemical characteristics of sediments along the margins of an atlantic-mediterranean estuary (the Guadiana, Southeast Portugal): Spatial and seasonal variations. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(1), 129–148. <https://doi.org/10.5894/rgci452>

Camacho, S., Moura, D., Connor, S., Scott, D., & Boski, T. (2015, January). Ecological zonation of benthic foraminifera in the lower Guadiana Estuary (southeastern Portugal). *Marine Micropaleontology*, 114, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2014.10.004>

Cunha, A., Assis, J., & Serrão, E. (2013). Seagrasses in Portugal: A most endangered marine habitat. *Aquatic Botany*, 104, 193–203. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.08.007>

Furtado, A., Gaspar, P., & Correia, S. (2021). Áreas artificializadas nas zonas estuarinas e lagunares, região hidrográfica RH8. Levantamento cartográfico e sugestões para a recuperação/reconversão de áreas artificializadas degradadas. Relatório técnico. 3 pp. APA / ARH do Algarve.

ICNF (2002). www.icnf.pt [Acesso em outubro de 2022].

Kumar, M., Boski, T., Gonzalez-Vila, F., Jimenez-Morillo, N., & Gonzalez-Perez, J. (2020). Characteristics of organic matter sources from Guadiana Estuary salt marsh sediments (SW Iberian Peninsula). *Continental Shelf Research*, 197. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104076>

Lavinhas, C. (2004). *Reserva Natural do Sapal de Castro Marim e Vila Real de Santo António, uma contribuição para a sua gestão*. Instituto da Conservação da Natureza/Centro de Zonas Húmidas.

Lousã, M. F. (1986). *Comunidades Halofílicas da Reserva Natural de Castro Marim e Vila Real de Santo António*. Universidade Técnica de Lisboa-Instituto Superior de Agronomia.

Mcowen, C., Weatherdon, L., Bochove, J.-W., Sullivan, E., Blyth, S., Zockler, C., Stanwell-Smith, D., Kingston, N., Martin, C., Spalding, M., & Fletcher, S. (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, 5, e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>

Neto, J., Salas Herrero, Best, M., Buchet, R., Heiber, W., Juanes, J., Kolbe, K., Recio, M., Ruiter, H., Scanlan, C., & Wilkes, R. (2018). Coastal and transitional waters North East Atlantic geographic intercalibration group: Seagrasses ecological assessment methods. (Publications Office of the European Union, p. 50). European Commission. Joint Research Centre. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/86847>

Neves, J., Ferreira, L., Simoes, M., & Gazarini, L. (2007). Primary production and nutrient content in two salt marsh species, *Atriplex portulacoides* L. and *Limoniastrum monopetalum* L., in Southern Portugal. *Estuaries and Coasts*, 30(3), 459–468. <https://doi.org/10.1007/BF02819392>

Neves, J., Simões, M., Ferreira, L., Madeira, M., & Gazarini, L. (2010). Comparison of biomass and nutrient dynamics between an invasive and a native species in a Mediterranean saltmarsh. *Wetlands*, 30(4), 817–826. <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0080-4>

REASE. (não publicado). Dados de matéria orgânica no sedimento de habitats de carbono azul no Algarve.

Sampath, D., & Boski, T. (2016). Morphological response of the saltmarsh habitats of the Guadiana estuary due to flow regulation and sea-level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 183, 314–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.07.009>

Santos, E., Salazar, M., Mendes, S., Lopes, M., Pacheco, J., & Marques, D. (2017). Rehabilitation of abandoned areas from a Mediterranean nature reserve by *Salicornia* crop: Influence of the salinity and shading. *Arid Land Research and Management*, 31(1), 29–45. <https://doi.org/10.1080/15324982.2016.1230796>

Simões, M., Calado, M., Madeira, M., & Gazarini, L. (2011). Decomposition and nutrient release in halophytes of a Mediterranean salt marsh. *Aquatic Botany*, 94(3), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.01.001>

Ficha Técnica

FUNDAÇÃO CALOUSTE GULBENKIAN

Relatório científico II

Os 10 principais ecossistemas de carbono azul em Portugal continental

Relatório produzido no âmbito do projeto Gulbenkian Carbono Azul

AUTORES

Rui Santos

Paula Ito

Carmen B. de los Santos

COORDENAÇÃO EDITORIAL

Sofia Barbeiro (coordenadora)

Clara Vilar

Patrícia Fernandes

AGRADECIMENTOS

Ricardo Melo

Ricardo Mendes

Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

Raquel Gaspar

Ocean Alive

CAPA

Ria Formosa © Carmen B. de los Santos – CCMAR

DESIGN GRÁFICO

Andreia Constantino

Catarina Castro

Inês Bento

ISBN

978-989-8380-46-3

DEPÓSITO LEGAL

521328/23

SETEMBRO 2023

—

CITAÇÃO

Santos, R., Ito, P., de los Santos, C.B. (2023). *Relatório Científico II: Os 10 principais ecossistemas de carbono azul em Portugal continental*. Projeto Gulbenkian Carbono Azul.

Relatório científico. Centro de Ciências do Mar. Faro, setembro 2023. 140 pp.

