

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Morfodinâmica Recente das Áreas Intertidais do Estuário do Tejo e
Impactes na Mobilização do Mercúrio**

João Manuel Lopes Duarte

Mestrado em Geografia Física e Ordenamento do Território

Dissertação orientada pelo Doutor Gonçalo Brito Guapo Teles Vieira e pelo Doutor
João Alfredo Vieira Canário

2024

Universidade de Lisboa
Instituto de Geografia e Ordenamento do Território



**Morfodinâmica Recente das Áreas Intertidais do Estuário do Tejo e Impactes
na Mobilização do Mercúrio**

João Manuel Lopes Duarte

Mestrado em Geografia Física e Ordenamento do Território

Dissertação orientada pelo Doutor Gonçalo Brito Guapo Teles Vieira e pelo Doutor João Alfredo
Vieira Canário

Júri:

Presidente: Doutor Ricardo Alexandre Cardoso Garcia, Professor Auxiliar do Instituto de
Geografia e Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa

Vogais:

- Doutora Maria da Conceição Pombo de Freitas, Professora Catedrática da Faculdade de
Ciências da Universidade de Lisboa
- Doutor Pedro Manuel Pinto dos Santos, Professor Auxiliar do Instituto de Geografia e
Ordenamento do Território da Universidade de Lisboa

Declaração de Autoria

Eu João Manuel Lopes Duarte, declaro que a presente dissertação de mestrado intitulada Morfodinâmica Recente das Áreas Intertidais do Estuário do Tejo e Impactes na Mobilização do Mercúrio, é o resultado da minha investigação pessoal e independente. O conteúdo é original e todas as fontes consultadas estão devidamente mencionadas na bibliografia ou outras listagens de fontes documentais, tal como todas as citações diretas ou indiretas têm devida indicação ao longo do trabalho segundo as normas académicas.

Este trabalho foi financiado através de uma bolsa de investigação pelo Orçamento Programático do Centro de Estudos Geográficos (UIDP/00295/2020), e contribuiu para o projeto PLANTA II – The role of salt-marsh plants in the mercury cycle under climate change scenarios: tracking the fate in light of toxicokinetic-toxicodynamic data (PTDC/CTA-GQU/31208/2017), financiado pela Fundação para a Ciência e a Tecnologia.

“Na natureza, antes do domínio do Homem,
existia um equilíbrio verdadeiramente notável.
A vida e a morte, quer no reino animal, quer no reino vegetal,
sucediavam-se, completavam-se num ciclo permanente e inesgotável.
E embora o homem desde sempre tenha atentado contra esse equilíbrio,
a situação só começou a tornar-se perigosa, para a própria sobrevivência do Homem,
quando os sistemas económicos e a tecnologia convenceram o Homem
de que podia gananciosamente explorar o mundo à sua volta.”

Luís Filipe Costa, in Há Só Uma Terra
1973

Resumo

O Estuário do Tejo (332 km²) alberga extensas áreas intertidais, com elevado valor ecológico e para os humanos, sendo que 32 % é ocupado por raso de maré e 7 % por sapal. No passado, ocorreu contaminação por mercúrio (metal traço tóxico e persistente no ambiente) por efluentes industriais, que ficou retido nos sedimentos intertidais, ficando propenso a ser remobilizado. O objetivo principal deste estudo foi a identificação da mobilização do mercúrio por consequência da dinâmica das áreas intertidais. Foi executada a análise da dinâmica das margens do raso de maré e sapal, de 1928 até 2018, pela quantificação das suas taxas de mudança. Foi também realizada amostragem de sedimentos até 60 cm de profundidade em ambos os ambientes, e analisadas as concentrações de mercúrio total respetivas. Observou-se a predominância do processo de contração das margens do raso de maré, desde 1995 (média = -0,19 m/ano), e do sapal, desde 1979 (média entre -0,14 m/ano e -0,39 m/ano). Foram analisadas as diferenças entre áreas distintas e períodos analisados. As concentrações de mercúrio total nos sedimentos foram superiores em sapal (média = 0,88 mg/kg), face ao raso de maré (média = 0,34 mg/kg). As concentrações superficiais e máximas em profundidade foram superiores na baía da Moita-Montijo (até 3,83 mg/kg). Face à contração das margens nessa baía, considera-se que aí ocorreu a maior mobilização do mercúrio.

Palavras-chave : Contaminação; Evolução Temporal; Mercúrio Total; Raso de Maré; Sapal.

Abstract

The Tagus Estuary (332 km²) contains extensive intertidal areas of high ecological and human value, with 32% occupied by tidal flats and 7% by saltmarshes. In the past, there was contamination from mercury (a toxic and persistent trace metal) due to industrial effluents, which became trapped in the intertidal sediments and is prone to remobilization. The main objective of this study was to identify the mobilization of mercury as a result of the dynamics of the intertidal areas. The dynamics of the tidal flat and saltmarsh margins were analysed from 1928 to 2018, through the quantification their rates of change. Sediment sampling was also carried out down to a depth of 60 cm in both environments, and the respective total mercury concentrations were analysed. The process of contraction was predominant in the tidal flat margins since 1995 (average = -0.19 m/year), and in the saltmarsh since 1979 (with an average ranging from -0.14 m/year to -0.39 m/year). Differences between distinct areas and analysed periods were examined. Total mercury concentrations in the sediments were higher in the saltmarshes (average = 0.88 mg/kg) compared to the tidal flats (average = 0.34 mg/kg). Surface and maximum depth concentrations were higher in the Moita-Montijo Bay (up to 3.83 mg/kg). Considering the contraction of the margins in this bay, it is assumed that the greatest mobilization of mercury occurred there.

Keywords: Contamination; Saltmarsh; Tidal Flat; Temporal Evolution; Total Mercury.

Agradecimentos

Um enorme bem-haja:

À minha família, em especial aos meus pais, por sempre me apoiarem e serem os garantes da minha oportunidade de estudar, permitindo-me tecer o meu percurso académico sem preocupações. Infelizmente ainda há quem seja impossibilitado de estudar por falta deste apoio, graças a um sistema de acesso ao ensino superior ainda desigual.

Ao Prof. Doutor Gonçalo Vieira, que desde logo foi meu professor no primeiro ano de licenciatura, tendo despertado ainda mais o meu gosto pela Geografia. Por ter sido um alicerce importante para a execução deste trabalho, e por me ter apoiado, não são academicamente, mas também ao me ter motivado a chegar até aqui.

Ao Prof. Doutor João Canário, pelo apoio e orientação neste trabalho. Foi sempre muito prestável e orientou-me no mundo do mercúrio.

 Prof.^a Doutora Rute Cesário, pela sua atenção, orientação e apoio que dedicou a este trabalho e às minhas sessões no laboratório. O seu apoio foi importante na execução desta dissertação.

Aos meus colegas e amigos/as que me apoiaram no trabalho de campo no estuário:  Andreia Alves da Silva, ao Carlos Diogo Gomes,  Diana Martins, ao Pedro Pinheiro, e ao Tomás Pedro. Graças ao seu apoio foi possível ter feito vários dias de trabalho de campo, com o bônus de tornarem o trabalho ainda mais cativante e leve (literalmente). Bem-haja pela amizade, e pelo apoio neste trabalho.

Ao Comandante Paulo Vieira e ao Bombeiro de 3.^a Ricardo Rita (Bombeiros Voluntários de Alcochete), pelo apoio no transporte por barco no estuário.

 Doutora Ana Rilo e restante equipa do Projeto MORFEED, pela disponibilização da LMPMAVE do Estuário do Tejo por eles produzida.

Ao Instituto Hidrográfico, pela disponibilização de cartas hidrográficas históricas, importantes para este trabalho.

Ao Centro de Estudos Geográficos, pela disponibilização de fotografias áreas do arquivo da Fototeca, e pelo financiamento, através da Fundação para a Ciência e Tecnologia, da bolsa de investigação que me permitiu executar este trabalho.

Ao Centro de Química Estrutural do Instituto Superior Técnico, por deixarem mais um geógrafo realizar trabalho no seu laboratório.

À Associação de Estudantes do Instituto de Geografia e Ordenamento do Território, pelo trabalho que faz em prol dos estudantes.

Aos colegas da sala de projetos, por toda a amizade e bons momentos, tanto de estudo como de pouco estudo.

À Joana Ferreira, pelo seu apoio e motivação para a concretização desta dissertação.

A todos(as) aqueles(as) que não mencionei os nomes, mas que de alguma forma contribuíram para a melhoria desta dissertação, ou que me acompanharam neste processo.

Índice

Resumo	i
Abstract	ii
Índice de Figuras	vii
Índice de Tabelas	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. OS ESTUÁRIOS E AS ÁREAS INTERTIDAIAS	3
2.1. Os Estuários	3
2.2. As Áreas Intertidais	4
2.2.1. Os Rasos de Maré	6
2.2.2. Os Sapais	8
2.2.3. Fatores na Dinâmica das Áreas Intertidais	12
2.3. O Mercúrio e a sua Mobilização nas Áreas Intertidais	17
3. O ESTUÁRIO DO TEJO	21
3.1. Enquadramento Geográfico e Biofísico	21
3.1.1. Geomorfologia	22
3.1.2. Hidrodinâmica	27
3.1.3. Clima	29
3.1.4. Biodiversidade nos Rasos de Maré e Sapais	31
3.2. Impactes das Atividades Humanas	33
3.2.1. Fontes de Emissão Industrial de Mercúrio e Concentrações nos Sedimentos do Estuário	37
4. MÉTODOS E TÉCNICAS	39
4.1. Análise da Dinâmica das Margens de Raso de Maré e Sapal	41
4.1.1. Delineação das Margens Frontais dos Rasos de Maré e dos Sapais	41
4.1.2. Quantificação das Taxas de Mudança das Margens do Sapal e do Raso de Maré	49
4.2. Amostragem de Sedimentos	51
4.3. Análise do Mercúrio Total nos Sedimentos	53
4.3.1. Tratamento e Preparação das Amostras	53
4.3.2. Medição da Concentração de THg	53
4.3.3. Controlo de Qualidade Analítico	53
5. DINÂMICA RECENTE DAS ÁREAS INTERTIDAIAS	55
5.1. Dinâmica das Margens dos Rasos de Maré e Sapais	55
5.1.1. Taxas de Mudança das Margens dos Rasos de Maré	55

5.1.2.	Taxas de Mudança das Margens dos Sapais	66
6.	O MERCÚRIO NAS ÁREAS INTERTIDAIS	84
6.1.	Amostras de Sedimentos e Concentrações de Mercúrio Total (THg) na Margem Esquerda do Estuário do Tejo	84
6.1.1.	Amostras de Sedimento e Concentrações de THg em Raso de Maré	84
6.1.2.	Amostras de Sedimento e Concentrações de THg em Sapal	89
6.1.3.	Notas Gerais Acerca das Concentrações de THg	95
6.2.	Mobilização e Retenção do Mercúrio Face à Dinâmica Observada	98
7.	CONCLUSÕES	103
	Referências Bibliográficas	107
	Anexos	114

Índice de Figuras

Figura 1 / Modelo conceptual da dinâmica de um estuário: (A) Representação esquemática dos processos marinhos, de maré, e fluviais, e das dinâmicas de transporte sedimentar num estuário. (B) Distribuição esquemática dos três setores do estuário em relação aos regimes energéticos e fácies. Retirado de Dalrymple et al. (1992).	4
Figura 2 / Raso de maré e sapal na baía de Suncheon (Coreia do Sul). Foto de Youngra Kim, National Geographic Society.	5
Figura 3 / Vista sobre o raso de maré na baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo.	6
Figura 4 / Sapal no setor Nordeste da baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo. Vista desde o seu interior.	9
Figura 5 / Representação esquemática dos andares do sapal sobre o transecto fitogeográfico do sapal de Mitrena (Estuário do Sado) de Moreira (1987), e respetivo índice de cobertura das espécies do sapal, ordenadas por andar (espécies que não se encontram no Estuário do Tejo não estão representadas). Retirado e adaptado de Moreira (1987). NMPM – nível médio da preia-mar morta; NMPV – nível médio da preia-mar viva; NMxPV – nível máximo da preia-mar viva; SB – sapal baixo; SM – sapal médio; SA – sapal alto; ST – sapal de transição.	11
Figura 6 / Representação (de modo grosseiro) dos andares do sapal numa área com sapal em expansão na baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo.	11
Figura 7 / Modelo conceptual esquemático proposto por Yang et al. (2003) para a dinâmica das áreas intertidais no Estuário do rio Yangtze, China, face a períodos de tempestade e períodos calmos (Friedrichs, 2012).	14
Figura 8 / Representação esquemática das estimativas da quantidade de mercúrio emitido e no ambiente, e impacto das atividades humanas no ciclo do mercúrio e consequente aumento do mercúrio acumulado nos solos e nos oceanos. Retirado de UNEP (2018).	18
Figura 9 / Enquadramento geográfico do Estuário do Tejo e principais elementos, obtidos por classificação com base em imagens Sentinel-2. RNET – Reserva Natural do Estuário do Tejo; ZPE – Zona de Proteção Especial.	21
Figura 10 / Representação esquemática da evolução geomorfológica do setor Norte do Estuário desde o Plistocénico Superior, segundo Vis & Kasse (2009). Retirado de Vis & Kasse (2009).	23
Figura 11 / (A) Caracterização esquemática simplificada dos sedimentos superficiais e do setor da turbidez máxima no Estuário, e (B) representação esquemática de 4 setores (o setor fluvio-marítimo não está representado) e do regime energético no Estuário do Tejo. Retirado de Vis & Kasse (2009).	26
Figura 12 / Mapa de litologias (à esquerda) e mapa geológico (à direita) na Área Metropolitana de Lisboa. Retirado de Leal & Ramos-Pereira (2022).	27
Figura 13 / Bacia Hidrográfica do Rio Tejo em Portugal, planície aluvial, e área atual fornecedora de sedimentos. A – Almourol, bA – Barragem de Alcântara, S – Santarém, V.V.R. – Vila Velha de Ródão. Retirado de Ramos & Reis (2001).	28
Figura 14 / Caudal (m^3/s) do Rio Tejo em Almourol, retirado de Neves (2010). (a) Média diária para o período de outubro de 1973 a julho de 2008, e (b) médias mensais pelo número de meses com observações.	28

Figura 15 / Frequência e velocidade dos ventos na região do Estuário do Tejo. Regime de ventos médio anual. Retirado de Freire et al. (2013), com base em Oliveira & Vargas (2009).	30
Figura 16 / Precipitação na região do baixo vale do Tejo. À esquerda, precipitação média anual (mm), no período de 1931/1960. À direita, número de dias de precipitação, média anual, no período de 1931/1960. Retirado de Ramos-Pereira (2003), com base em Daveau (1977).	31
Figura 17 / Exemplos de biodiversidade no estuário do Tejo. (A) Flamingos a alimentarem-se no raso de maré, (B) conchas de pequenos moluscos gastrópodes, (C) Sapal, (D) caranguejo no raso de maré.	32
Figura 18 / Os mouchões e a Lezíria do Tejo são exemplo da extensa conversão de áreas intertidais para agricultura. Fotografia da Câmara Municipal de Vila Franca de Xira (www.cm-vfxira.pt).	34
Figura 19 / Representação esquemática dos impactos da circulação de catamarãs após 1995 no raso de maré e no sapal na baía da Moita-Montijo (Martins et al., 2023).	35
Figura 20 / Nível médio do mar mensal observado no marégrafo de Cascais, de 1882 a 2017. Retirado de Antunes (2019).	36
Figura 21 / Distribuição das concentrações de mercúrio total nos sedimentos superficiais de fundo no Estuário do Tejo (Canário et al., 2005).	37
Figura 22 / Esquema metodológico.	40
Figura 23 / Cronologia das imagens utilizadas e da delinação das margens frontais de raso de maré e de sapal.	45
Figura 24 / Exemplos das linhas das margens delineadas sobre bases cartográficas de diferentes anos. Linhas das margens de raso de maré marcadas de A a C, e linhas das margens de sapal marcadas de D a F. Bases cartográficas e dados de deteção remota: A – Carta hidrográfica de 1933, B – Ortofotomosaico de 1995 (Filme IV), C – Imagem Sentinel-2 de 2018 (Compósito IV), D – Fotografia aérea de 1958 (PB), E – Ortofotomosaico de 2007 (IV), F – Ortofotomosaico de 2018 (IV).	45
Figura 25 / Exemplo da aplicação de transectos para cálculo das taxas de mudança das margens.	50
Figura 26 / Manuseamento da draga do tipo Van-Veen (à esquerda), e do corer (à direita).	52
Figura 27 / Localização e tipo de amostras de sedimentos obtidas.	52
Figura 28 / Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré, em todo o Estuário do Tejo. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).	56
Figura 29 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do raso de maré, no período de 1928/33 a 1995	57
Figura 30 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do raso de maré, no período de 1995 a 2018.	58
Figura 31 / Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré, nas áreas de pormenor. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).	60

Figura 32 / Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré nas áreas de pormenor A e B, divididas pelos locais sem circulação de catamarãs e paralelamente aos seus trajetos. *X* indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$). _____ 61

Figura 33 / Taxas de mudança das margens dos rasos de maré nas áreas de pormenor A (baías do Seixal e de Coina) e B (Baía da Moita-Montijo), no período de 1995 a 2018, e relação com a circulação de catamarãs (trajetos representados com setas). A extensão dos elementos representados, nomeadamente o sapal e raso de maré, é relativa a 2023. CS – Cais do Sodré; TP – Terreiro do Paço. _____ 62

Figura 34 / Taxas de mudança das margens dos rasos de maré nas áreas de pormenor C (Canal de Alcochete) e setor Norte da área D (Margem esquerda da bacia interior), no período de 1995 a 2018, e relação com a circulação de embarcações de pesca (trajetos representados com setas). A extensão dos elementos representados, nomeadamente o sapal e raso de maré, é relativa a 2023. _____ 63

Figura 35 / Vista desde o setor interno (a sotamar) de um depósito de conchas sobre o raso de maré a Norte da ponte Vasco da Gama. São visíveis apanhadores de bivalves apeados e embarcações sobre o raso de maré. ____ 64

Figura 36 / Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de sapal, em todo o Estuário do Tejo. *X* indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$). 66

Figura 37 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1955/58 a 1979. _ 68

Figura 38 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1979 a 1995. ____ 69

Figura 39 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1995 a 2007. ____ 70

Figura 40 / Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 2007 a 2018. ____ 71

Figura 41 / Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de sapal, nas áreas de pormenor. *X* indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$). _____ 73

Figura 42 / Posição das margens do sapal em 1955 e 2018 no setor Nordeste da baía do Seixal, sobre fotografia aérea de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita). _____ 74

Figura 43 / Posição das margens do sapal em 1955 e 2018 no setor central da baía de Coina, sobre fotografia aérea de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita). _____ 75

Figura 44 / Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Nordeste da baía da Moita-Montijo, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita). 77

Figura 45 / Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor central do sapal de Pancas, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE. _ 78

Figura 46 / Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor fluvio-marítimo do rio Sorraia, sobre fotografias aéreas de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita). 79

Figura 47 / Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Sudeste do mouchão da Póvoa, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). 81

Figura 48 / Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Norte da Cala do Norte, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita). 82

Figura 49 / Posição das margens do sapal de 1955 e 2018 a Sudeste do mouchão de Alhandra, sobre fotografias aéreas de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita). 83

Figura 50 / Logs sedimentares dos cores recolhidos em raso de maré, e respetivas concentrações de THg. 85

Figura 51 / Logs sedimentares dos cores recolhidos em sapal, e respetivas concentrações de THg. 90

Figura 52 / Distribuição por quartis das concentrações de THg obtidas nos sedimentos em raso de maré e sapal. Valores extremos representados. 96

Figura 53 / Distribuição espacial das concentrações de mercúrio total máximo (THg máximo) (mg/kg) nas amostras de sedimento de raso de maré e sapal. 97

Figura 54 / Distribuição espacial das concentrações de THg e taxas de mudança das margens de raso de maré e sapal (1995 a 2018 em raso de maré e 2007 a 2018 em sapal). THg máximo (em cima) e THg superficial (em baixo) Sa – Sedimento arenoso; Pi – Proximidade a indústria. 102

Índice de Tabelas

Tabela 1 / Fatores que promovem a formação de praias (ou erosão de sapal/raso de maré) e de expansão da vegetação nas margens do estuário (efeitos dos fatores dentro de parêntesis). Adaptado de Freire et al. (2013).	16
Tabela 2 / Alterações na carga sólida devido ao impacto das barragens (Quintela et al., 1982, in Ramos & Reis, 2001).	36
Tabela 3 / Características das bases cartográficas utilizadas na delimitação das margens. *Levantamentos efetuados entre 1926 e 1928. ** Levantamentos efetuados entre 1930 e 1932. A resolução no caso das cartas hidrográficas é referente à grossura da linha de raso de maré marcada nas mesmas. R - Raso de maré; S - Sapal.	42
Tabela 4 / Características das fotografias aéreas utilizadas.	43
Tabela 5 / Incertezas da posição de cada margem delineada (em metros).	49
Tabela 6 / Diluição da Precisão (DP) das taxas de cada período analisado.	51
Tabela 7 / Limite de deteção (LD) e limite de quantificação (LQ).	54
Tabela 8 / THg (mg/kg) na referência certificada e concentração média obtida.	54
Tabela 9 / Valores das taxas de mudança das margens de raso de maré, para cada período analisado, nas áreas de pormenor e em todo o estuário (valores em m/ano). Os valores de média ($\bar{X}$) e mediana (Med) são realçados com cor verde se positivos, e com cor vermelha se negativos. Valores > 0,50 m/ano, bem como < -0,50 m/ano, são realçados com cor mais escura. *Elevada incerteza neste período.	59
Tabela 10 / Valores das taxas de mudança das margens do sapal, para cada período analisado, nas áreas de pormenor e em todo o estuário (valores em m/ano). Os valores de média ($\bar{X}$) e mediana (Med) são realçados com cor verde se positivos, e com cor vermelha se negativos. Valores > 0,50 m/ano, bem como < -0,50 m/ano, são realçados com cor mais escura.	72
Tabela 11 / Concentrações de THg superficiais (até -10 cm) nos sedimentos de rasos de maré e de diferentes andares de sapal (em mg/kg), em cada área analisada. *Excluindo C16, devido à proximidade a efluente industrial. **Excluindo C5, devido a sedimento grosseiro. ***Excluindo C11, devido a sedimento arenoso.	99
Tabela 12 / Concentrações de THg máximas obtidas nos cores, nos rasos de maré e nos diferentes andares de sapal (em mg/kg), em cada área analisada. *Excluindo C16, devido à proximidade a efluente industrial.	100

1. INTRODUÇÃO

Apesar do seu significativo contributo para a humanidade desde há milénios, os estuários e as áreas intertidais só ganharam reconhecimento mais recentemente, nomeadamente através da Convenção RAMSAR sobre as áreas húmidas na década de 1970. Sem a influência humana, as áreas intertidais de raso de maré e sapal são naturalmente dinâmicas, e a sua extensão é variável consoante o balanço dos diversos forçadores naturais que atuam sobre elas. Contudo, a influência humana nestas áreas foi intensiva, e grande parte das áreas intertidais foram já eliminadas ou convertidas noutros usos e ocupações. Esta tendência seguiu um padrão ambivalente. Se, por um lado, estas áreas tinham um elevado valor pelas suas propriedades naturais (proporcionando alimento, solo fértil, matéria-prima, proteção costeira), por outro, o seu estado natural (que proporcionava tais qualidades) era desfeito ou perturbado, como se o seu valor fosse nulo. Este processo continua atualmente, mantendo-se uma tendência de diminuição e negligência das áreas de raso de maré e de sapal, sendo ainda patente um desconhecimento ao nível social e político acerca do seu elevado valor ecológico e para a humanidade.

As áreas de raso de maré e de sapal do Estuário do Tejo são também áreas dinâmicas, e a sua extensão tem mudado consideravelmente ao longo dos séculos, tendo sido também afetadas por diversos impactes humanos. O estudo, monitorização e conservação destas áreas é importante, para que o conhecimento baseado em evidência acerca das propriedades e do estado de conservação destas áreas evolua, e para que se apliquem as atitudes mais adequadas, face ao seu estado atual e evolutivo.

O mercúrio é um elemento tóxico, que circula entre a atmosfera, o solo e os meios aquáticos, sendo muito persistente no ambiente. O elemento pode ser emitido naturalmente, mas as emissões humanas superam as naturais. O mercúrio, sob a forma de mercúrio metil, foi responsável pelas doenças severas e fatalidades ocorridas na região da Baía de Minamata no Japão desde a década de 1950, devido ao consumo de peixes e bivalves contaminados, com origem na poluição indiscriminada da água e dos sedimentos da baía pelos efluentes da indústria química Chisso. Após desastres como este, e por evidência científica dos efeitos nefastos do mercúrio nos seres vivos, gerou-se um esforço global para a redução da utilização deste elemento, que foi eficaz na Europa e em Portugal. Apesar disso, diversas indústrias ainda chegaram a emitir quantidades consideráveis e perigosas de mercúrio no ambiente, e o Estuário do Tejo não escapou, devido às suas margens bastante industrializadas no século passado. Os compostos de mercúrio circularam pelo estuário e quantidades significativas ficaram retidas nos sedimentos das áreas intertidais, principalmente nos sapais. Apesar de atualmente já não se emitir mercúrio diretamente no estuário através de efluentes industriais, o elemento continua a circular em

quantidades que superam limites de referência. Dinâmicas sedimentares e morfológicas nos rasos de maré e sapais contaminados poderão estar a contribuir para a remobilização do mercúrio no estuário.

Com uma motivação alicerçada na ótica da sustentabilidade ambiental e dos recursos naturais, que gera benefícios para a humanidade, esta dissertação surge com o intuito de contribuir para o conhecimento científico e geográfico acerca da dinâmica morfológica e acerca da mobilização e retenção do mercúrio nas áreas intertidais de raso de maré e de sapal do Estuário do Tejo. O estuário já foi alvo de bastantes e diversificados estudos, ao nível da dinâmica das áreas intertidais, e relativamente ao grau de contaminação e processos biogeoquímicos que ocorrem nestas áreas. No entanto, no melhor do nosso conhecimento, ainda não tinha sido quantificada a dinâmica recente das margens dos rasos de maré e sapais na totalidade do estuário, e persistem lacunas no conhecimento acerca do mercúrio acumulado e a sua mobilização nas áreas intertidais.

O principal objetivo desta dissertação foi identificar onde ocorreu mobilização ou retenção de mercúrio total nas áreas intertidais do Estuário do Tejo, por consequência da dinâmica recente das margens dos rasos de maré e sapais. Para atingir o objetivo principal foram executadas duas tarefas específicas: (1) a quantificação e análise da dinâmica recente das margens dos rasos de maré e dos sapais; e (2) a análise das concentrações de mercúrio total nos sedimentos de raso de maré e sapal.

Esta dissertação segue a estrutura clássica, sendo dividida em 3 partes principais: na primeira é apresentada uma revisão bibliográfica, numa tentativa de sintetizar a informação disponível acerca dos principais temas e conceitos relacionados com este trabalho, e acerca do conhecimento relativo ao Estuário do Tejo; na segunda, são apresentados os métodos e técnicas aplicados na análise da dinâmica recente e na análise das concentrações de mercúrio total; na terceira, são apresentados e discutidos os resultados obtidos, divididos em duas partes principais, nomeadamente a dinâmica recente das áreas intertidais, e as concentrações e mobilização do mercúrio total nas mesmas. Por último, são apresentadas as conclusões.

2. OS ESTUÁRIOS E AS ÁREAS INTERTIDAIS

2.1. Os Estuários

Para entender melhor o que são as áreas intertidais no contexto estuarino, devemos começar primeiro por detalhar o que são os estuários e os processos que neles se sucedem. Os estuários podem ser definidos, de forma simples, como “um corpo de água que é permanentemente, ou periodicamente, aberto ao mar, e que recebe descargas de água de um ou mais cursos de água, pelo menos periodicamente” (Potter *et al.*, 2010, citado por Masselink *et al.*, 2014, p. 178). De entre as várias definições existentes, podemos caracterizar os estuários de forma mais completa, e mais aplicável ao território nacional, como reentrâncias costeiras com uma comunicação restrita ao mar, permanente ou intermitente, estendendo-se até ao limite da subida da maré nos setores fluviais de um ou mais rios que desagüam a montante permanentemente ou periodicamente (Day *et al.*, 2012; Masselink *et al.*, 2014; Neto *et al.*, 2019). Um estuário é tipicamente divisível em 3 setores: (1) setor marinho, em conexão com o mar aberto, onde a salinidade é superior; (2) setor de mistura, sujeito à mistura mais significativa das águas marinhas com as fluviais, situado entre a embocadura do estuário e o setor de maré fluvial; (3) setor de maré fluvial, caracterizado pela ausência ou reduzido teor de salinidade, mas onde a ação diária da maré se faz sentir (Day *et al.*, 2012; Neto *et al.*, 2019). Os limites nestes setores são variáveis e sujeitos a alterações nas descargas fluviais (Day *et al.*, 2012) ou variações do nível do mar. Dalrymple *et al.* (1992) argumentam que um estuário apenas se pode classificar como tal se o transporte líquido de sedimentos provindos do mar ocorrer para montante, diferenciando-se dos deltas, onde esse transporte é maioritário para jusante.

Os estuários atuais são geologicamente muito recentes, tendo sido formados quando os vales fluviais costeiros foram submersos no final da última transgressão marinha pós-glaciária. Os níveis do mar estabilizaram há cerca de 6000 anos, permitindo a sedimentação e enchimento dos vales. Estuários que tiveram um aporte de sedimentos mais significativo ficaram colmatados e progradaram, enquanto os que tiveram um aporte de sedimentos menor podem continuar a sofrer enchimento (Masselink *et al.*, 2014), como é o caso do Estuário do Tejo.

Segundo o modelo conceptual proposto por Dalrymple *et al.* (1992), os estuários podem ser divididos em três setores com distintos regimes de energia, tipos de sedimentos e morfologias: o setor interior, o setor central, e o setor exterior. O regime energético é dominado por processos fluviais no setor interior, e por processos marinhos no setor exterior, enquanto no central o regime é misto, havendo influência de ambos os processos, onde a corrente marinha é balanceada a longo prazo pelas correntes

fluviais (**Figura 1**). Os setores interior e exterior são os mais energéticos e são onde se dá predominantemente a transferência de sedimentos. Aí encontram-se sedimentos mais grosseiros, como areias. No setor central a energia é relativamente diminuta, sendo, por isso, o setor onde ocorre mais sedimentação, e que tipicamente contém a maior fração de sedimentos finos, como siltes e argilas. É no setor central que se encontram a maior parte das áreas intertidais de um estuário.

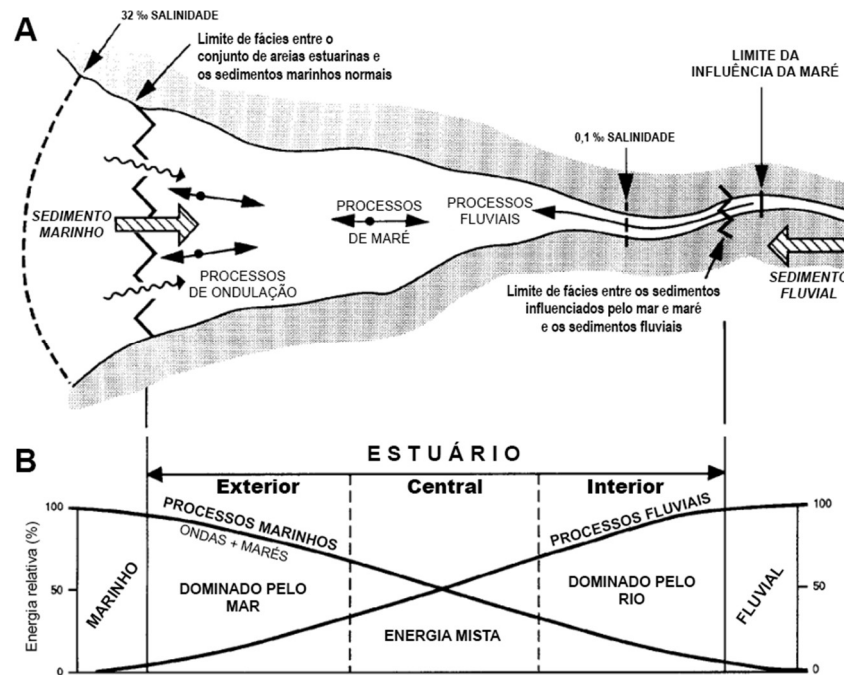


Figura 1 | Modelo conceitual da dinâmica de um estuário: (A) Representação esquemática dos processos marinhos, de maré, e fluviais, e das dinâmicas de transporte sedimentar num estuário. (B) Distribuição esquemática dos três setores do estuário em relação aos regimes energéticos e fácies. Retirado de Dalrymple *et al.* (1992).

2.2. As Áreas Intertidais

As áreas intertidais (ou intermareais, ou entremarés) formam-se através da deposição de sedimentos lodosos e lodo-arenosos, que se elevam até atingir cotas entre as marés vazias e cheias de maior amplitude, nomeadamente as marés de águas-vivas equinociais máximas, tendendo para um equilíbrio morfodinâmico (Friedrichs, 2012). As áreas intertidais compostas por sapal (e/ou mangal) e raso de maré ocorrem em formações costeiras transgressivas, nomeadamente estuários e rias, bem como em formações progradantes, como deltas e formações costeiras expostas (Amos, 1995; Gao, 2019). A presença de salinidade e da ação da maré são características destas áreas, sendo principalmente formadas onde as amplitudes de maré são superiores (amplitudes mesotidais e macrotidais), onde as correntes de maré superam as outras forças hidrodinâmicas, e nos setores menos energéticos e abrigados da ondulação marinha direta com aporte de sedimentos finos significativo (Amos, 1995; Boorman, 2003; Gao, 2019).

Nos climas temperados, as áreas intertidais são constituídas, na sua maioria, por rasos de maré e sapais (Figura 2). Onde o macroclima é tropical e as correntes marítimas são mais quentes, nas latitudes inferiores, os mangais predominam em vez do sapal (Costa *et al.*, 2021).



Figura 2 | Raso de maré e sapal na baía de Suncheon (Coreia do Sul). Foto de Youngra Kim, National Geographic Society.

Apesar da sua relativa diminuta expressão globalmente (as áreas atuais de raso de maré e sapal são estimadas em 128 000 km² - Murray *et al.*, 2019 - e 53 000 km² - Worthington *et al.*, 2023 -, respetivamente), as áreas intertidais acomodam ecossistemas únicos muito produtivos, em termos de biomassa e produtividade biológica. Suportam uma elevada biodiversidade, que inclui espécies exclusivas a estes ambientes, e providenciam importantes locais para habitat, nidificação, desova, e alimentação de várias espécies. Estas áreas são também, desde há milénios, muito atraentes para os humanos, devido ao alimento, às matérias-primas, à mobilidade fluvio-marítima, e à viabilidade para a agricultura. Atualmente são áreas muito prezadas também pela sua capacidade de sequestro de carbono, fitorremediação e proteção costeira (Barbier *et al.*, 2024; Boorman, 2003; Válega *et al.*, 2008).

2.2.1. Os Rasos de Maré

Os rasos de maré (também denominados como espriados de maré, lodaçais, bancos de vasa, ou vasa) são plataformas de sedimentos predominantemente finos não consolidados, de declives muito reduzidos (geralmente entre 0,01 e 0,30 %), formadas em áreas intertidais de baixa energia (Freire, 1999; Perillo *et al.*, 2024) (**Figura 3**). São, na maior parte da sua extensão, desprovidos de vegetação, caracterizando-se pela ausência, na maioria dos casos, de plantas vasculares (Perillo *et al.*, 2024), o que os distingue dos sapais. No entanto, em alguns locais são ocupados por ervas marinhas, e são também tipicamente ocupados por algas macrófitas. Além disso, os rasos de maré são extensivamente cobertos por microfitobentos, nomeadamente por diatomáceas (Costa, 2021). Conceptualmente o raso de maré estende-se entre as máximas preia-mar e baixa-mar, sendo periodicamente exposto ao ar pelo ciclo da maré (Amos, 1995). O seu limite físico, no entanto, pode estender-se para o ambiente subtidal, podendo existir uma transição gradual das características morfológicas, sedimentológicas e biológicas para lá do limite máximo da baixa-mar (Friedrichs, 2012; Mehta, 2002). Os locais mais elevados do raso são tipicamente ocupados por sapal ou podem não estar presentes em determinados locais. Neste trabalho a área subtidal não foi considerada.



Figura 3 | Vista sobre o raso de maré na baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo.

A morfologia dos rasos de maré, nomeadamente a forma do perfil longitudinal, o declive, e a granulometria do sedimento, variam em função do aporte de sedimentos e do forçamento pelas ondas e correntes de maré, enquanto as próprias características destas sobre o raso variam em função da morfologia (Amos, 1995; Friedrichs, 2012). Os sedimentos são principalmente compostos por argilas e

siltos não consolidados, podendo ocorrer um gradiente granulométrico de engrossamento em direção às áreas mais baixas do raso, onde as correntes são mais duradouras e mais intensas. Os sedimentos lodosos acumulam-se principalmente nas áreas mais elevadas do raso, e os sedimentos arenosos nas áreas mais baixas, podendo verificar-se nesses setores rasos de maré lodo-arenosos ou areno-lodosos (Gao, 2019). O atrito gerado na superfície do raso pela força da água provoca turbulência significativa e ressuspensão do sedimento, reduzindo ao mesmo tempo a força das correntes e ondas (Freire, 1999). Durante o estófo da maré cheia, quando a intensidade das correntes é diminuta, grande parte dos sedimentos são depositados na parte superior dos rasos, enquanto durante a maré vazia são depositados já nos setores subtidais (Freire, 1999).

Para além dos declives muito reduzidos, a superfície dos rasos de maré é caracterizada por depressões e canais de maré (Perillo *et al.*, 2024). As depressões são incisões no raso de maré onde a água fica retida durante a maré baixa, sem possibilidade de ser drenada, podendo, no entanto, vir a ser conectadas e a constituir um canal. Os canais criam um sistema circulatório de drenagem, com complexos cursos meandrizados, sinuosos, ou lineares, por onde água, sedimento, nutrientes, matéria orgânica e poluentes são transportados para o raso, e para fora dele, durante os ciclos da maré. Canais semelhantes também se formam no sapal. A circulação nos canais de maré distingue-se dos canais fluviais por ser bidirecional e pelo transbordo durante a subida da maré. Em alguns casos, devido à modificação natural da posição dos canais, pode ocorrer a formação de escarpas nas margens dos canais e erosão das mesmas (Perillo *et al.*, 2024).

O substrato mole e pouco consolidado promove a penetração e aproveitamento pela endofauna, servindo como habitat para macroinvertebrados, nomeadamente anelídeos, moluscos bivalves e gastrópodes, e crustáceos (Costa, 2021). Animais característicos incluem poliquetas, ostras, búzios da vasa, e caranguejos. Os animais que habitam os sedimentos dos rasos de maré perturbam e modificam o raso. Por outro lado, podem também aumentar a estabilidade do sedimento através das suas excreções mucosas e *pellets* fecais (Friedrichs, 2012; Perillo *et al.*, 2024). Os microfitobentos promovem um efeito semelhante, ao segregarem mucilagens que aglutinam as partículas do sedimento e ao formarem biofilmes contínuos sobre o raso de maré, originando uma superfície suave e incrementando a estabilidade do sedimento (Costa, 2021; Perillo *et al.*, 2024). Porém, os prados de ervas marinhas e os mantos de algas são os que mais promovem a capacidade de resistência à erosão dos rasos de maré (Friedrichs, 2012). Os sedimentos podem ser constituídos por uma fração de carbonato de cálcio significativa, devido à componente biogénica (conchas) (Freire, 1999).

Os rasos de maré são também locais muito importantes para alimento, desova, e acasalamento de peixes, e para alimento de aves limícolas e migratórias. Espécies de saltadores-do-lodo (*mudskippers*

em inglês) são exemplos de peixes anfíbios, comuns em África e na Ásia, bem adaptados às condições do raso de maré, passando grande parte do tempo fora de água, onde se alimentam, interagem, e se protegem (Baeck *et al.*, 2008). Aves características incluem a seixoeira-grande (*Calidris tenuirostris*), uma espécie migratória (Ásia oriental) em vias de extinção que se alimenta de moluscos bivalves e de anelídeos, e o flamingo-comum (*Phoenicopterus roseus*), que se alimenta de pequenos invertebrados e crustáceos (Costa, 2021).

Para além da produtividade e diversidade biológica, os rasos de maré providenciam outros serviços de elevada importância, como a proteção costeira, o sequestro de carbono, o fornecimento de matéria-prima e alimento.

2.2.2. Os Sapais

Os sapais são ecossistemas predominantemente anfíbios, constituídos por plantas halófitas arbustivas e herbáceas, que se desenvolvem em ambientes de baixa energia de interface marinha e fluvial (Adam, 1990; Costa *et al.*, 2021; Neto *et al.*, 2019) (**Figura 4**). A formação dos sapais ocorre essencialmente após a sedimentação e elevação dos rasos de maré e a sua colonização por propágulos (Adam, 1990). O sapal pode também formar-se sobre substratos terrestres quando a sua expansão para o interior é proporcionada, por exemplo, pela subida relativa do nível da água (Perillo *et al.*, 2024). As marés são essenciais ao desenvolvimento e mantimento do sapal, ao trazerem água, salinidade, nutrientes minerais, matéria orgânica e sedimento (Boorman, 2003). Os sapais necessitam de períodos de submersão relativamente curtos, localizando-se em áreas submersas apenas em fases de maré alta, sendo conceptualmente delimitados pelos limites das marés altas vivas e mortas (Costa *et al.*, 2021). Devido à ação de subida e descida da maré, as plantas geralmente desenvolvem sistemas radiculares com maior biomassa do que a parte aérea, de forma a resistir à força das correntes (Caçador & Duarte, 2012; Costa *et al.*, 2021), permitindo também a estabilização do sedimento e a maior resistência face a uma menor disponibilidade de nutrientes (Deegan *et al.*, 2012).



Figura 4 | Sapal no setor Nordeste da baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo. Vista desde o seu interior.

Os solos dos sapais são semelhantes aos solos dos rasos de maré, constituindo um meio anaeróbico saturado com água (Adam, 1990). Apesar da natureza anóxica dos sedimentos de raso de maré e sapal, as raízes da vegetação do sapal transportam oxigénio para o sedimento em profundidade, influenciando os processos geoquímicos, como a formação e precipitação de óxido de ferro nos sedimentos (Canário *et al.*, 2010). Devido aos efeitos de agregação proporcionados pelas raízes da vegetação, e a maiores períodos de emersão, os sedimentos são mais consolidados (Freire, 1999), e detêm um conteúdo de matéria orgânica e carbono, por norma, superior, face aos sedimentos de raso de maré (Caçador *et al.*, 2016; Oliveira *et al.*, 2018). São constituídos essencialmente por sedimentos finos silto-argilosos, mas podem também ocorrer sobre substratos com significativa fração grosseira. Tal pode verificar-se a montante do sapal, podendo ocorrer ecótonos de sapal-duna (Moreira, 1987), ou em locais onde a energia das ondas é mais forte, verificando-se sedimentos mais grosseiros ou uma camada superficial de areia.

O tipo fisionómico das plantas é geralmente caracterizado por hemicriptófitos (plantas bienais ou vivazes, com as gemas de renovo situadas na superfície do solo), caméfitos (pequenos arbustos perenes), nanofanerófitos (arbustos de médio a elevado porte), e terófitos (plantas anuais) (Costa *et al.*, 2021; Jardim Botânico UTAD, 2024). As de maior porte encontram-se tipicamente nos andares mais elevados, e as de menor nos menos elevados.

As espécies de sapal estão adaptadas para resistir a elevadas concentrações de salinidade. Dependendo da sua adaptação podem ser classificadas como halófitos obrigatórios (necessitam de sais), halófitos preferenciais (preferem sais) e halófitos de subsistência (toleram sais) (Costa *et al.*, 2021). Um

estuário bem misturado, ou parcialmente misturado, com afluxo frequente e significativo de água doce, terá uma menor concentração de sal a montante e superior a jusante. Em regiões áridas, onde o afluxo de água doce é inexistente por longos períodos, e onde a evapotranspiração é elevada, o estuário pode caracterizar-se como inverso, tendo teores de salinidade superiores a montante (Masselink *et al.*, 2014). As diferenças climáticas, hidrodinâmicas, e de salinidade condicionam a distribuição das espécies. Os padrões de salinidade locais podem variar, dependendo das condições climáticas, e do escoamento superficial e subterrâneo (Adam, 1990; Costa *et al.*, 2021). A salinidade do solo no sapal mais baixo é relativamente constante ao longo do ano, devido à submersão frequente, enquanto no sapal mais alto, menos frequentemente inundado, as condições climáticas influenciam significativamente a variação de salinidade. Entre os períodos de submersão pela maré, a chuva reduz a salinidade do solo, enquanto durante períodos secos a evapotranspiração aumenta a salinidade (Adam, 1990).

O sapal é tipicamente classificado em andares, divididos essencialmente pelas diferenças da elevação topográfica do solo e do hidroperíodo (frequência e duração do período de submersão), dado serem os fatores principais no controlo da distribuição das espécies no sapal. Os andares são tipicamente divididos em quatro principais: pioneiro, baixo, médio e alto, e um de transição (Boorman, 2003). Num determinado local, as condições morfológicas (como declives acentuados, ou barreiras a montante) podem ser fatores que limitam as comunidades e a sucessão ecológica, podendo não estar representados todos os andares (Boorman, 2003). A diferenciação entre andares pode também não ser clara, dada a variável expressão geográfica e adaptabilidade das espécies a diferentes condições (Adam, 1990). Diferentes interpretações entre autores também levam à adição ou subtração de andares, e a conceitos diferentes para a mesma nomenclatura (Moreira, 1987). Neste trabalho são considerados quatro andares de sapal: baixo, médio, alto, e de transição (**Figura 5** e **Figura 6**), definidos pela distribuição das espécies, pelo teor de salinidade e hidroperíodo.

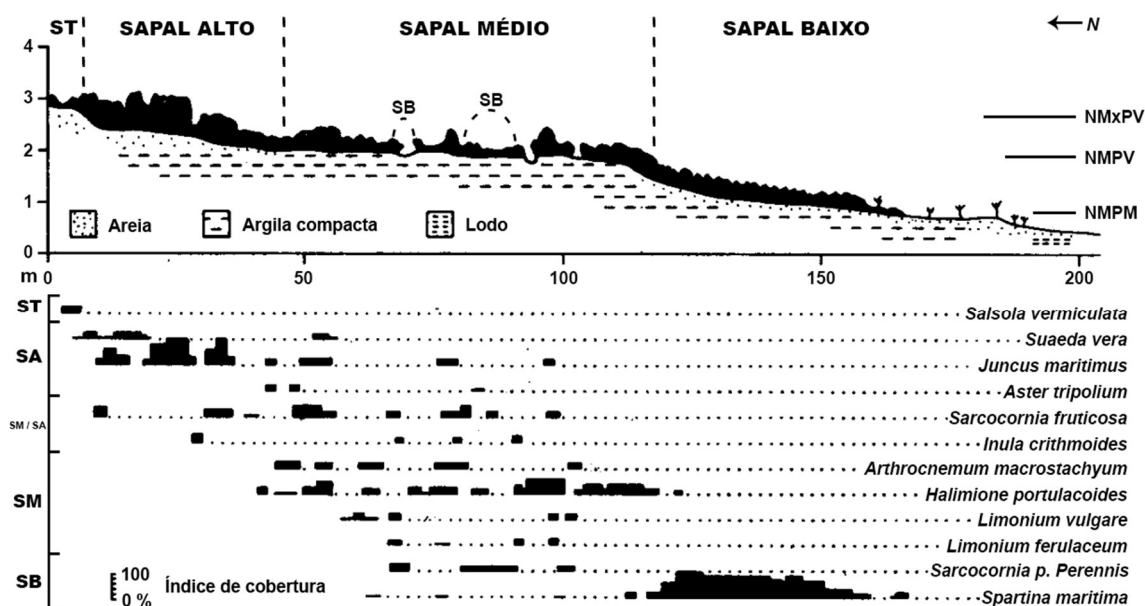


Figura 5 | Representação esquemática dos andares do sapal sobre o transecto fitogeográfico do sapal de Mitrena (Estuário do Sado) de Moreira (1987), e respetivo índice de cobertura das espécies do sapal, ordenadas por andar (espécies que não se encontram no Estuário do Tejo não estão representadas). Retirado e adaptado de Moreira (1987). NMMP – nível médio da preia-mar morta; NMPV – nível médio da preia-mar viva; NMxPV – nível máximo da preia-mar viva; SB – sapal baixo; SM – sapal médio; SA – sapal alto; ST – sapal de transição.

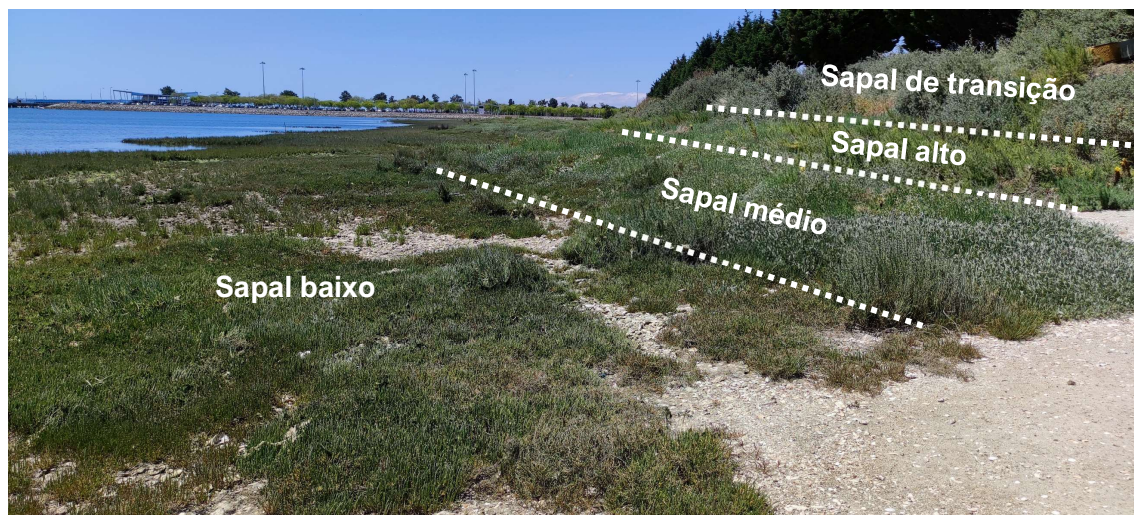


Figura 6 | Representação (de modo grosseiro) dos andares do sapal numa área com sapal em expansão na baía da Moita-Montijo, no Estuário do Tejo.

O **sapal baixo** inclui as áreas e espécies do denominado sapal pioneiro, que é o primeiro a colonizar o raso de maré (por ex.: *Spartina maritima*), bem como as espécies que tipicamente toleram os maiores períodos de inundação e salinidade. Por norma, encontram-se no setor mais baixo do sapal, regularmente submerso (**Figura 5** e **Figura 6**), incluindo nas marés altas mortas. Inclui também áreas mais elevadas onde se formam “salinas” naturais interiores que não são drenadas por largos períodos, com elevadas concentrações de sal devido à evapotranspiração, e que são colonizadas por espécies de baixo

sapal, mais tolerantes a essas condições (por ex.: *Sarcocornia perennis subsp. perennis*). Tal dá origem, por exemplo, à formação de núcleos de sapal baixo no seio de sapal médio (**Figura 5**). A diversidade neste andar é reduzida (Adam, 1990).

O **sapal médio** é composto pelas espécies adaptadas a períodos de inundação intermédios, não suportando períodos muito elevados nem muito reduzidos. A diversidade é superior (Adam, 1990; Costa *et al.*, 2021), e existe uma maior competição entre espécies. Espécies características em Portugal incluem a *Halimione portulacoides*.

O **sapal alto** inclui as áreas apenas submersas nas marés vivas, e é limitado pela máxima preia-mar viva. É caracterizado por espécies que toleram maiores variações de salinidade e água no solo, e a diversidade é elevada (Adam, 1990). Espécies características em Portugal incluem a *Juncus maritimus*.

O **sapal de transição** encontra-se nas áreas que nunca são inundadas pela maré, mas cujas plantas aí existentes são halófitas, tipicamente halófitas preferenciais ou de subsistência, e que se situam na orla do sapal (Costa *et al.*, 2021), tipicamente o alto (**Figura 6**). Estas plantas formam ecótonos com espécies que não são de sapal, como árvores ou herbáceas que não são tipicamente tolerantes ao sal (por ex.: *Avena barbata*). Espécies características em Portugal incluem a *Atriplex halimus*.

As taxas de sedimentação no sapal são tendencialmente superiores em sapal baixo e menores em sapal alto, devido ao menor hidropérido e à retenção de grande parte do sedimento no restante sapal (Adam, 1990). A sedimentação é também superior nas orlas de canais de maré em raso de maré mais elevado e de sapal, devido ao decréscimo da velocidade da água quando esta transborda, resultando em menor concentração de sedimento suspenso, menor taxa de deposição e menor granulometria quanto maior for a distância aos canais (Masselink *et al.*, 2014; Townend *et al.*, 2011). A deposição de sedimentos nas orlas dos canais atua também como facilitadora da colonização pelo sapal baixo. A colonização da vegetação pioneira gera uma retroação positiva, captando mais sedimento e permitindo o desenvolvimento e a expansão horizontal e vertical do sapal (Adam, 1990; Neto *et al.*, 2019).

2.2.3. Fatores na Dinâmica das Áreas Intertidais

A dinâmica dos sapais, e também dos rasos de maré, pode ser medida através da acreção vertical e do movimento lateral (expansão ou contração das margens) (Adam, 1990). Vários fatores podem contribuir para a dinâmica morfológica e evolução das áreas intertidais, e contribuem mais significativamente para modificar os sistemas quando atuam em simultâneo (Day *et al.*, 2008). As áreas intertidais são caracterizadas por episódios de acreção e expansão que podem ser contrastados com

episódios de erosão e contração, existindo um delicado balanço que pode ser perturbado caso ocorra o acentuar de determinados fatores (por ex.: subida do nível do mar).

A quantidade e granulometria da carga sólida transportada pelos cursos de água tributários aos estuários afeta a dinâmica sedimentar das áreas intertidais. A carga sólida transportada é condicionada pelos eventos climáticos, mudanças no uso e ocupação do solo, e alterações humanas nos rios na bacia hidrográfica. A sedimentação nas áreas intertidais está dependente da carga sólida disponível, sendo, por norma, superior na época chuvosa e após a ocorrência dos eventos mais chuvosos, e inferior na época de estiagem, devido à sazonalidade dos eventos de precipitação na bacia (Friedrichs, 2012).

As mudanças climáticas poderão caracterizar-se pelo aumento da temperatura do ar e dos oceanos (bem como do número de dias mais quentes), pela modificação dos padrões de precipitação, e pela intensificação dos eventos extremos (como ondas de calor e tempestades) (IPCC, 2023). Apesar da capacidade de ajuste natural das áreas intertidais a mudanças ambientais, a mudança climática pode perturbar os sistemas ecológicos se ocorrer a escalas temporais inferiores ao tempo de resposta requerido pelos ecossistemas, causando alterações estruturais e funcionais nos mesmos (Day *et al.*, 2008). A distribuição regional das espécies poderá ser alterada, e mudanças na frequência, intensidade e distribuição de eventos extremos poderão afetar o balanço morfo-sedimentar e a composição e diversidade biológica (Day *et al.*, 2008; Gedan *et al.*, 2009).

A subida relativa do nível do mar pode afetar o sapal ao submergi-lo nas elevações menores e no seu interior (Gedan *et al.*, 2009). O efeito das tempestades também pode ser exacerbado, sendo afetada e erodida uma maior área de sapal frontal devido à elevação da água (Fagherazzi *et al.*, 2020). Devido à extensiva artificialização das margens terrestres em muitos sapais atuais, a submersão do sapal é agravada devido ao efeito de aperto costeiro (*coastal squeeze*), em que a migração natural do sapal para montante é restringida por diques, paredões e outras barreiras (Giuliani & Bellucci, 2018). Para que o sapal consiga resistir, é necessário que a taxa de acreção vertical por sedimentação e acumulação de matéria orgânica iguale ou supere a taxa de subida do nível do mar (Masselink *et al.*, 2014; Reed, 1995). Esta última também pode afetar os rasos de maré, sendo necessária uma maior quantidade de sedimento para que os rasos de maré atinjam novo equilíbrio morfológico (Huisman *et al.*, 2022).

Episódios de energia elevada, como tempestades, têm a capacidade de modificar os perfis dos rasos de maré e dos sapais (Freire, 1999; Friedrichs, 2012; Yang *et al.*, 2003). Durante esses períodos a energia das ondas supera a energia das correntes de maré, dando origem a erosão no setor mais elevado dos rasos de maré, enquanto no setor inferior a energia é relativamente menor, propiciando a deposição do sedimento transportado. Durante períodos calmos, a energia é praticamente exclusiva às correntes de

maré, sendo superior nos canais e diminuindo com a elevação, devido ao atrito sobre o raso de maré, sendo propiciada a erosão a jusante e deposição nos rasos de maré e sapais (**Figura 7**) (Friedrichs, 2012; Yang *et al.*, 2003).

Devido à maior taxa de sedimentação do sapal e sua mais rápida elevação face ao raso de maré, forma-se um contraste de declive e elevação na interface entre o raso de maré e o sapal. Durante episódios de tempestade, a energia das ondas é concentrada nessa interface, e ondas que anteriormente não rebentariam nesse local passam a fazê-lo, proporcionando a formação de escarpas (por norma < 1 m) na margem do sapal (**Figura 7**), mesmo em locais com um varrido limitado (Gao, 2019; Yang *et al.*, 2003). Importa notar que, apesar de ocorrer erosão da margem frontal do sapal durante eventos de maior energia, a vegetação do sapal tem a capacidade de dissipar a energia das ondas, podendo ocorrer sedimentação no restante sapal inundado durante esses períodos (Friedrichs, 2012; Yang *et al.*, 2003) (**Figura 7**). Estes eventos são também capazes de transportar significativas quantidades de sedimentos, que poderão ser depositados noutros locais. Por estes fatores, são importantes na dinâmica intertidal, ao propiciarem a tanto a contração como a expansão de sapal e de raso de maré (Day *et al.*, 2008; Gedan *et al.*, 2009).

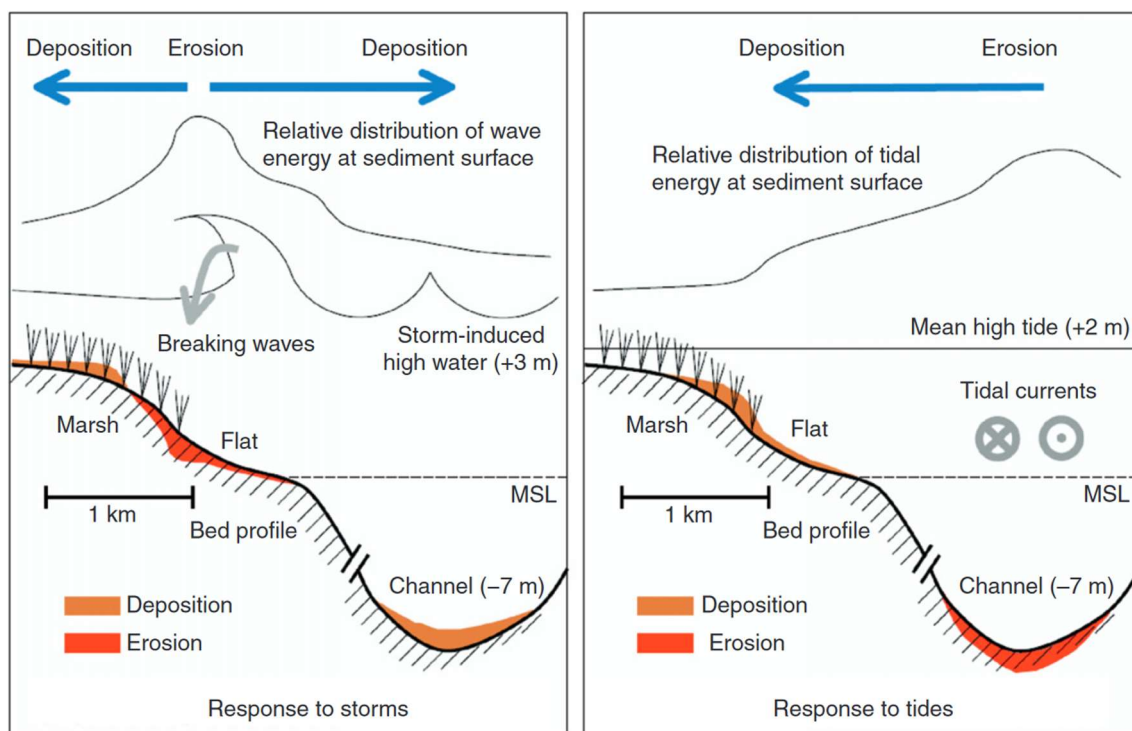


Figura 7 | Modelo conceptual esquemático proposto por Yang *et al.* (2003) para a dinâmica das áreas intertidais no Estuário do rio Yangtze, China, face a períodos de tempestade e períodos calmos (Friedrichs, 2012).

Interações entre a fauna e a flora, e o ambiente, poderão também gerar modificações significativas na extensão destas áreas. A existência de populações de predadores saudáveis é essencial

para que ocorra a regulação das populações de consumidores primários, uma vez que estes podem devastar extensas áreas de sapal devido ao aumento das suas populações na ausência de predação (Silliman & Bertness, 2002). Interações diretas de animais com os sedimentos podem levar a focos de erosão em alguns locais, como é o caso dos caranguejos, cujas escavações podem alterar a coesão do sedimento e os padrões de circulação da água subterrânea (Perillo *et al.*, 2024).

Devido à elevada ocupação humana das áreas costeiras, e aos recursos que se podem obter nas áreas intertidais, os impactes humanos diretos em áreas de raso de maré e sapal são significativos (Murray *et al.*, 2019, 2022). Os impactes de origem humana são o fator dominante a curto prazo na alteração direta das áreas intertidais (Murray *et al.*, 2019), e contribuem significativamente para o acentuar de outros forçadores (Day *et al.*, 2008). A maioria dos impactes são destrutivos e estão associados à expansão urbana ou de atividades económicas, e vários exacerbam o efeito de aperto costeiro. Fatores que impactam diretamente as áreas intertidais incluem: a reclamação de terras, a construção de estruturas pesadas, a extração de recursos, a navegação, a poluição, e projetos de recuperação de áreas intertidais. Fatores indiretos incluem: alterações nos regimes hidrológicos e sedimentares, mudanças climáticas e subida do nível do mar (Day *et al.*, 2008; Gedan *et al.*, 2009; Giuliani & Bellucci, 2018; Li *et al.*, 2018; Martins *et al.*, 2023; Murray *et al.*, 2019, 2022).

Freire *et al.* (2013) analisaram as dinâmicas das praias no Estuário do Tejo e identificaram os fatores naturais e humanos que promovem a formação de praias estuarinas nas margens, em contraste com os fatores que promovem a expansão da vegetação (**Tabela 1**). Apesar de os fatores identificados estarem ligados à formação de praias, são também fatores de erosão do sapal ou de raso de maré, traduzindo-se num incremento da energia no sistema e consequentemente na força erosiva.

Tabela 1 | Fatores que promovem a formação de praias (ou erosão de sapal/ raso de maré) e de expansão da vegetação nas margens do estuário (efeitos dos fatores dentro de parêntesis). Adaptado de Freire *et al.* (2013).

Promove a formação de praias (ou erosão de sapal/ raso de maré)	Fatores naturais	Varrido (<i>fêch</i>) largo (facilita a criação de ondas)
		Bacia funda (facilita a criação de ondas)
		Terraço frontal fundo (limita a dissipação das ondas)
		Subida do nível do mar (aumenta a erosão a montante, adicionando sedimento)
		Areia não consolidada nas formações costeiras (sedimento facilmente remexido)
	Fatores humanos	Ondas geradas por embarcações (adicionam ondas, ultrapassam as limitações do varrido)
		Varrimento do sedimento, lançamento dos barcos (degrada a vegetação estabilizante)
		Alimentações artificiais/ descarte de entulhos (adiciona sedimento, enterra vegetação)
		Estruturas na praia (prendem areia à deriva)
Promove a expansão da vegetação	Fatores naturais	Varrido estreito (limita a criação de ondas)
		Bacia pouco funda (limita a criação de ondas)
		Terraço frontal pouco fundo (aumenta a dissipação das ondas)
		Taxa de sedimentação > taxa de subida do nível do mar (reduz a erosão a montante, favorece o enchimento da bacia)
		Limitação de areia nas formações costeiras (reduz o incremento de sedimento móvel)
	Fatores humanos	Plantação de vegetação (limita a mobilidade do sedimento)
		Projetos de controlo de erosão (estabilizam a costa, favorecem o crescimento das plantas)

Apesar da sua importância ecológica e para os humanos, as áreas intertidais foram muito alteradas no passado, estimando-se que as áreas húmidas costeiras (onde se inserem as áreas intertidais) tenham reduzido até cerca de 50 % no século passado (Barbier *et al.*, 2024; Li *et al.*, 2018). Só a partir da década de 1970 é que a importância das áreas intertidais, principalmente das áreas de sapal, ganhou maior reconhecimento (Neto *et al.*, 2019), com destaque para a entrada em vigor da Convenção Ramsar sobre as Zonas Húmidas em 1975 (Simões & Cabrita, 2021), que foi ratificada por Portugal em 1980. No século XXI, a tendência de decréscimo das áreas de sapal e de raso de maré mantém-se, ainda que se verifiquem compensações significativas por expansão em vários locais (Murray *et al.*, 2019, 2022).

2.3. O Mercúrio e a sua Mobilização nas Áreas Intertidais

O mercúrio (Hg) é um metal traço que ocorre naturalmente, é tóxico e muito móvel e persistente no ambiente. O elemento tem vários e significativos usos (por ex.: na extração de ouro, em processos químicos e industriais, e como componente em diversos produtos e equipamentos), apesar de atualmente haver um esforço global para a redução do seu uso em conformidade com a Convenção de Minamata (Fitzgerald & Lamborg, 2014; UNEP, 2018). Na Europa e América do Norte, a sua utilização a nível industrial é mesmo proibida. O mercúrio encontra-se no planeta em três estados de oxidação, com diferentes propriedades, toxicidades e usos: mercúrio elementar (Hg^0); compostos inorgânicos, na maior parte das vezes complexado com a matéria orgânica (catiões Hg_2^{2+} e Hg^{2+}); e compostos orgânicos (com pelo menos um átomo de carbono ligado a um átomo de Hg e neste caso igualmente na forma de Hg^{2+}) (Science for Environment Policy, 2017).

O Hg^0 é a forma metálica do elemento, líquido à temperatura e pressão ambiente. É a principal forma encontrada na atmosfera, devido à sua volatilidade. Na atmosfera dispersa-se e atinge locais muito distantes da sua origem, contaminando também a água e os solos, após a sua deposição seca ou húmida (Fitzgerald & Lamborg, 2014; Gworek *et al.*, 2020). O Hg^{2+} é a forma oxidada do mercúrio e é bastante reativo, facilmente formando compostos com outros elementos. Os compostos inorgânicos de Hg^{2+} são os dominantes, sendo os que mais se encontram nos corpos de água e nos solos (Cesário *et al.*, 2017a; Gworek *et al.*, 2020). Os compostos orgânicos são formados a partir de processos bióticos ou abióticos dos compostos inorgânicos, dos quais se destaca o metilmercúrio (MeHg). Este composto, é caracterizado por um grupo metílico de átomos de hidrogénio e carbono mais um ião de mercúrio. O MeHg é tipicamente formado naturalmente em ambientes aquáticos (ambientes marinhos profundos, sedimentos marinhos e estuarinos, lagos de água doce) pela ação de micro-organismos anaeróbicos, sendo também produzido, em menor escala, por processos abióticos (Cesário *et al.*, 2017a; Fitzgerald & Lamborg, 2014; Science for Environment Policy, 2017).

Os compostos orgânicos de Hg, em especial MeHg, são extremamente tóxicos. Elevadas concentrações podem ser fatais para os humanos e para diversos seres vivos, e mesmo doses relativamente baixas podem afetar severamente o sistema nervoso (Gworek *et al.*, 2020). O MeHg tem a particularidade de ser muito biodisponível, sendo facilmente bioacumulado e biomagnificado nas cadeias tróficas (Fitzgerald & Lamborg, 2014; Fonseca *et al.*, 2019). Para os seres vivos, e seus descendentes, o MeHg é perigoso devido à capacidade de atravessar a placenta e a barreira hematoencefálica, gerando efeitos nefastos nos sistemas nervoso, cardiovascular, imunitário, e reprodutivo (Gworek *et al.*, 2020). Apesar de as formas orgânicas, como o MeHg, serem consideradas as

mais tóxicas, Hg^0 e Hg^{2+} revelam-se muito persistentes nos tecidos cerebrais e ósseos dos animais e das pessoas, não sendo facilmente excretados pelo organismo. Estes também se encontram relacionados com doenças neurológicas, como a doença de Alzheimer, constituindo igualmente um risco para a saúde ambiental e humana (Cardoso *et al.*, 2017; Mutter *et al.*, 2007).

O Hg é emitido para o ambiente por fontes naturais, por fontes humanas, e por reemissões de depósitos históricos, de origem natural ou humana, circulando entre o ar, os solos e os corpos de água (Figura 8). As principais emissões naturais ocorrem essencialmente através de erupções vulcânicas, atividade geotérmica, meteorização de rochas, e fogos (Gworek *et al.*, 2020; UNEP, 2018). As principais emissões de origem humana (que superam as naturais) ocorrem na extração de ouro (artesanalmente, em pequena e em grande escala), pela produção mineira, pela combustão estacionária de combustíveis fósseis (principalmente carvão), pela produção industrial (principalmente de metais não ferrosos), e ainda pelo tratamento de resíduos (UNEP, 2018).

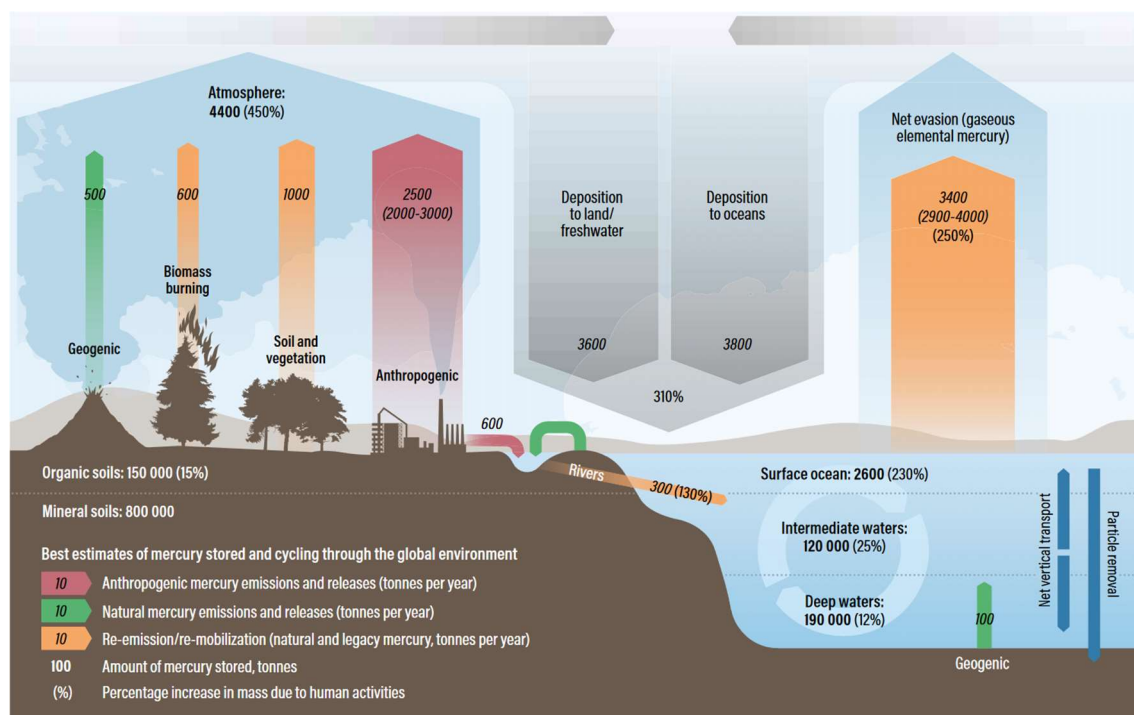


Figura 8 | Representação esquemática das estimativas da quantidade de mercúrio emitido e no ambiente, e impacto das atividades humanas no ciclo do mercúrio e consequente aumento do mercúrio acumulado nos solos e nos oceanos. Retirado de UNEP (2018).

Os esforços para a redução de extração e uso de Hg tiveram algum sucesso na Europa e na América do Norte, enquanto em África, Ásia e outras regiões em industrialização ocorreu aumento do das emissões de Hg (Streets *et al.*, 2019). Globalmente, estima-se que as emissões para a atmosfera aumentaram cerca de 21,7 %/ano de 2000 a 2015, e 1,8 %/ano de 2010 a 2015 (Gworek *et al.*, 2020;

Streets *et al.*, 2019). Apesar de, atualmente, a região do Sudeste e Oriente Asiático liderar na quantidade de Hg emitido, vários animais, principalmente predadores de topo, aparecem por todo o globo, nos continentes e nos oceanos, com concentrações elevadas de Hg, mesmo em locais distantes das fontes emissoras (UNEP, 2018), realçando-se a globalidade e persistência do ciclo do mercúrio.

A acumulação de Hg nos solos tipicamente está dependente das propriedades físicas e químicas do solo. Devido à propensão dos metais de se adsorverem a partículas mais finas, as concentrações de Hg geralmente são mais elevadas quanto mais fino for o sedimento (Boszke *et al.*, 2004; Gworek *et al.*, 2020). A proximidade à fonte emissora revela-se também um fator importante nas concentrações observadas em solos e em vegetação (Coelho *et al.*, 2005; Gworek *et al.*, 2020).

O Hg retido em solos e sedimentos pode ser remobilizado, o que acontece em eventos de degradação dos solos (por ex.: eventos de desertificação levam a redução do coberto vegetal, aumentando a temperatura e mobilidade das partículas) e de perturbação de sedimentos (por ex.: dragagens ou eventos erosivos) (Gworek *et al.*, 2020; Petranich *et al.*, 2020).

A acumulação de Hg em sedimentos de raso de maré e sapal é tipicamente superior nos segundos, devido à maior abundância de biomassa (raízes) e matéria orgânica (Caçador & Duarte, 2012; Canário *et al.*, 2010; Oliveira *et al.*, 2018). A maioria do Hg em sapal é retido nos sedimentos e, principalmente, nas raízes da vegetação, sendo a retenção de Hg nas partes aéreas das plantas relativamente reduzida (Canário *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2011; Válega *et al.*, 2008). São verificadas variações nas concentrações de Hg, e outros metais traço, entre os sedimentos e plantas de sapal de diferentes espécies (Canário *et al.*, 2010; Marques *et al.*, 2011; Pedro *et al.*, 2015; Reboreda & Caçador, 2007). Tal é relacionado com as características da vegetação, as propriedades físicas e químicas do sedimento, a atividade microbiana, e ainda o hidroperíodo. No solo, em geral, a concentração de fundo varia entre 0,03 e 0,10 mg/kg, com um valor médio de 0,06 mg/kg, enquanto locais contaminados podem ter concentrações de 2 a 4 ordens de grandeza superiores (Gworek *et al.*, 2020).

As concentrações de Hg por contaminação histórica nos sedimentos de raso de maré e de sapal tendem a decrescer com o tempo, mas de maneira distinta. Segundo os dados de Oliveira *et al.* (2018) na Baía do Laranjo, na Ria de Aveiro, o gradiente das concentrações de Hg no raso de maré variou em profundidade, e os valores reduziram-se significativamente em 21 anos. O gradiente de contaminação, que se estendia até pelo menos 60 cm, passou a apenas 20 – 25 cm, e, num dos locais, o pico máximo alterou-se de 40 mg/kg, aos 40 cm, para 8 mg/kg, aos 10 cm. No sapal o processo foi mais lento e, apesar de as concentrações terem sofrido redução, o gradiente em profundidade manteve-se idêntico. Num dos locais, observou-se uma redução do pico máximo de 67 mg/kg para 44 mg/kg em 9 anos, mantendo-se a

20 cm. Tal poderá estar relacionado com os processos físicos e hidrológicos que atuam de forma diferenciada sobre sedimentos vegetados e não vegetados, sendo que no raso de maré é favorecida a remobilização de Hg pela ação das marés, através da ressuspensão de sedimento, e de fluxos difusivos e advectivos (Cesário *et al.*, 2017b). No sapal, os sedimentos são pouco perturbados, devido à atenuação da energia hidrodinâmica pela vegetação, não ocorrendo remobilização significativa de Hg (Oliveira *et al.*, 2018).

Desta forma, nas áreas intertidais, os sedimentos de raso de maré constituem um foco de reemissão relativamente rápida de mercúrio após a contaminação, decrescendo igualmente a sua contribuição para o sistema. Já os sedimentos de sapal atuam como sequestradores de Hg mais eficazes e de longo termo, devido à biomassa e à retenção e estabilização do sedimento. No entanto, o sapal está suscetível a eventos erosivos, podendo constituir um foco de remobilização de mercúrio significativo, mesmo após vários anos desde o auge da contaminação.

3.1.1. Geomorfologia

Poder-se-á considerar o início da formação do atual Estuário aquando do entalhe do Rio Tejo no atual canal de embocadura, que se iniciou no Quaternário, após a fase de compressão e levantamento tectónico (fase Manchega II) que deu origem aos relevos das penínsulas de Lisboa e de Setúbal (Ramos-Pereira & Senna-Martinez, 2018). O sucessivo entalhe do rio durante o Quaternário, devido a variações no nível do mar por consequência de mudanças climáticas, e da tectónica, ocorreu também no Baixo Vale do Tejo, onde se formou uma série de terraços fluviais (Ramos-Pereira & Senna-Martinez, 2018). Durante o Plistocénico Superior, o nível do mar desceu progressivamente, atingindo o valor mais baixo, de cerca de -120 m, há cerca de 20 000 cal BP (Waelbroeck *et al.*, 2002), o que causou a incisão profunda do Tejo nos depósitos cenozoicos do Baixo Vale do Tejo (**Figura 10 A**), e erosão regressiva do canal de embocadura até aos -80 m (Ramos-Pereira & Senna-Martinez, 2018; Vis & Kasse, 2009). A partir de 18 000 cal BP, até cerca de 7000 cal BP, o nível do mar subiu, a diferentes ritmos, inundando o Baixo Vale do Tejo, onde se formou um estuário fundo, largo e extenso. No fim da máxima subida do nível do mar, o estuário e as áreas intertidais estendiam-se até cerca de 100 km da costa, além da Golegã (Vis & Kasse, 2009) (**Figura 10 B**).

A partir de 7000 cal BP, a dinâmica transgressiva altera para regressiva, motivada pela estabilização do nível do mar e por um aporte de sedimentos significativo. Dá-se início ao enchimento da larga bacia existente, expandindo-se os sapais e rasos de maré, e formando-se um delta interior que progradiu sucessivamente até à Póvoa de Santa Iria. A regressão promoveu elevada sedimentação e elevação das áreas intertidais, diminuindo a influência da maré a montante e facilitando a pedogénese (Vis & Kasse, 2009) (**Figura 10 C**).

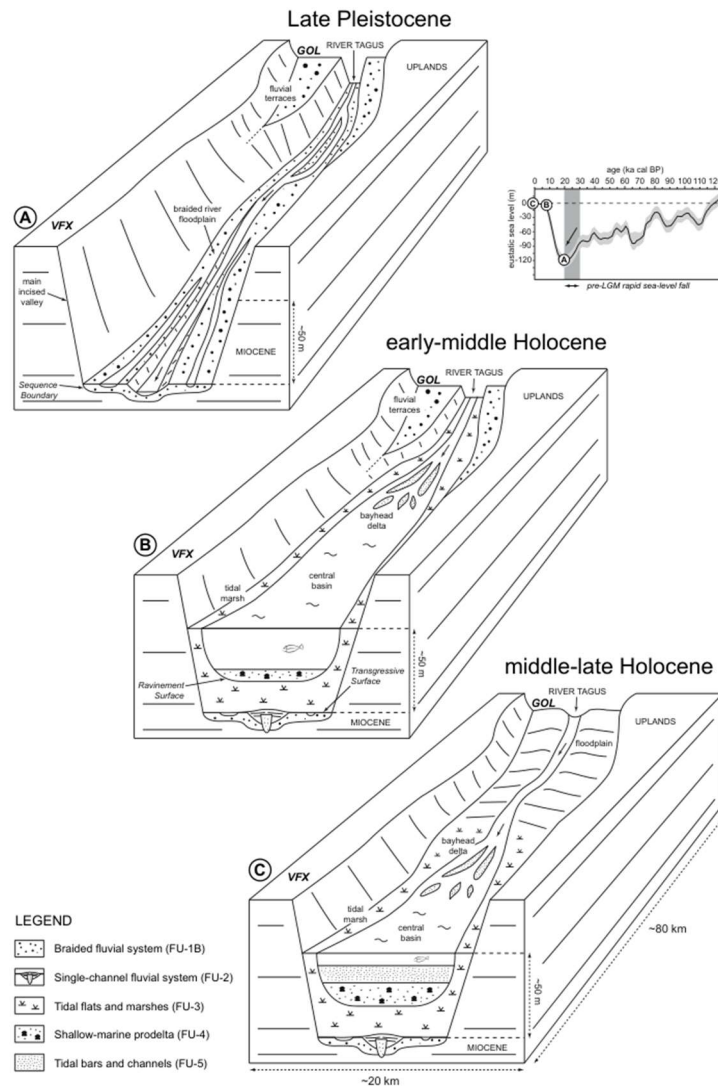


Figura 10 | Representação esquemática da evolução geomorfológica do setor Norte do Estuário desde o Plistocénico Superior, segundo Vis & Kasse (2009). Retirado de Vis & Kasse (2009).

A morfologia atual do Estuário do Tejo é geralmente classificada em quatro setores, diferindo na sua extensão entre autores. Acomodando as diferentes interpretações, podemos dividir o estuário em cinco setores, de montante para jusante: (a) o setor fluvio-marítimo; (b) o delta interior; (c) a bacia interior (Freire, (1999), define o setor interior até ao limite da intrusão salina em Vila Franca de Xira, incluindo o delta interior); (d) o canal de embocadura; e (e) a embocadura (**Figura 11**) (Freire, 1999; Vis & Kasse, 2009).

(a) O setor fluvio-marítimo corresponde ao setor fluvial terminal do rio Tejo, desde o limite da maré dinâmica até ao limite da intrusão salina, estendendo-se por 30 km pela planície aluvial. A água é doce, mas faz-se sentir o efeito da maré (Freire, 1999). A energia no setor fluvial é essencialmente proporcionada pelo caudal do rio, e no setor terminal, ainda a montante dos mouchões, acresce também a influência significativa da energia da maré (Vis & Kasse, 2009). Por isso, a energia é elevada, não sendo

proporcionada a sedimentação significativa nem a deposição de sedimentos finos, sendo apenas formadas barras arenosas. As margens estão fortemente regularizadas artificialmente por diques (Freire, 1999), impedindo a migração lateral natural do curso do rio.

(b) A formação do delta interior é proporcionada pelo alargamento do canal em Alverca ao encontrar a bacia interior, diminuindo a energia do caudal do rio e das marés, sendo promovida elevada sedimentação, inicialmente de sedimentos mais grosseiros, e posteriormente de sedimentos mais finos. O aumento da salinidade para jusante afeta as condições de densidade, viscosidade e de força iónica da água (Freire, 1999), alterando o comportamento das partículas em suspensão e promovendo o processo de floculação, incrementando a sedimentação. Por esses fatores, propicia-se a formação dos mouchões, e de um gradiente sedimentológico, caracterizado por areias a montante, transitando para lodo arenoso na área dos mouchões, e terminando em lodo, já na bacia interior (Vis & Kasse, 2009) (**Figura 11 A**).

(c) Na bacia interior (também denominada como Mar da Palha), onde se incluem as bacias da margem esquerda, é onde o regime energético é menor, devido ao cessar da energia fluvial e à redução da energia das marés. A bacia tem uma extensão de 25 km na direção NNE-SSO e uma separação das margens máxima de 15 km (Taborda *et al.*, 2009). É aqui que predomina a deposição elevada de sedimentos lodosos (Freire, 1999), e onde se encontra a quase totalidade da área intertidal do estuário, destacando-se os extensos rasos de maré e sapais a Sul dos Mouchões e Pancas, e a constituição quase total das baías a Sul (Seixal, Barreiro, Moita-Montijo) por rasos de maré, excetuando-se apenas os recortes desenhados pelos canais de maré, visíveis na baixa-mar. A batimetria torna-se mais profunda em direção à embocadura. Nesta área várias intervenções humanas de dragagens alteraram e continuam a alterar o formato e profundidade dos canais de maré e dos fundos. As margens são mais elevadas, irregulares, e totalmente artificializadas na margem direita, e aplanadas e muito artificializadas na margem esquerda. Nesta última, porém, persistem ainda várias margens naturais, compostas por sapais e praias estuarinas.

(d) No setor terminal da bacia interior, o estuário estreita-se significativamente no canal de embocadura (também denominado como Gargalo do Tejo) que se estende na direção ENE-OSO por cerca de 11 km e com uma largura, na sua maioria, inferior a 2 km e máxima de 4 km, atingindo-se aí a profundidade máxima de 46 m (Costa, 2021; Freire, 1999). As margens elevam-se significativamente, em especial na margem esquerda, sendo também muito artificializadas, e a salinidade é mais elevada. Aqui já não se encontram áreas de raso de maré lodosos nem de sapal. Os sedimentos superficiais caracterizam-se por ser areno-lodosos e arenosos (Vis & Kasse, 2009) (**Figura 11 A**).

(e) A embocadura estende-se desde Paço de Arcos/Cova do Vapor até ao limite da pluma turbida, na proximidade da batimétrica dos 200 m. A embocadura desenvolve-se sobre a plataforma continental numa morfologia semelhante a um delta de vazante, formado por sedimentos da pluma fluvial, por sedimentos marinhos e pela sua interação com as ondas marinhas e as correntes de maré. É caracterizado por um canal principal (Barra Grande ou Canal do Sul), ladeado por barras lineares e de rebentação (Freire, 1999).

Os sedimentos no estuário são na sua maioria de proveniência fluvial, resultantes da erosão das rochas detríticas da Orla Mesocenozóica Ocidental e das formações xisto-grauváquicas e graníticas do Maciço Hespérico, enquanto os sedimentos de proveniência marítima são restritos ao canal de embocadura e embocadura (Freire, 1999). Nas áreas intertidais de raso de maré e sapal predominam os sedimentos superficiais lodosos silto-argilosos, e lodo-arenosos na área do delta interior (**Figura 11 A**). Na bacia interior, as areias predominam nos canais mais profundos e nas praias estuarinas (Freire *et al.*, 2013).

A concentração de material sólido em suspensão varia significativamente, dependendo das marés, da dinâmica das correntes e do caudal e aporte de sedimentos pelos rios, podendo variar entre 4 mg/l, em caudal reduzido, e 300 mg/l, em caudal de cheia (Vale, 1990, in Freire, 1999). A área de turbidez máxima é predominante no setor montante do estuário e ao longo da bacia central entre Vila Franca de Xira e Lisboa (**Figura 11 A**), mas pode estar ausente nas marés mortas ou ocupar todo o estuário nas marés vivas (Vale, 1990, in Freire, 1999).

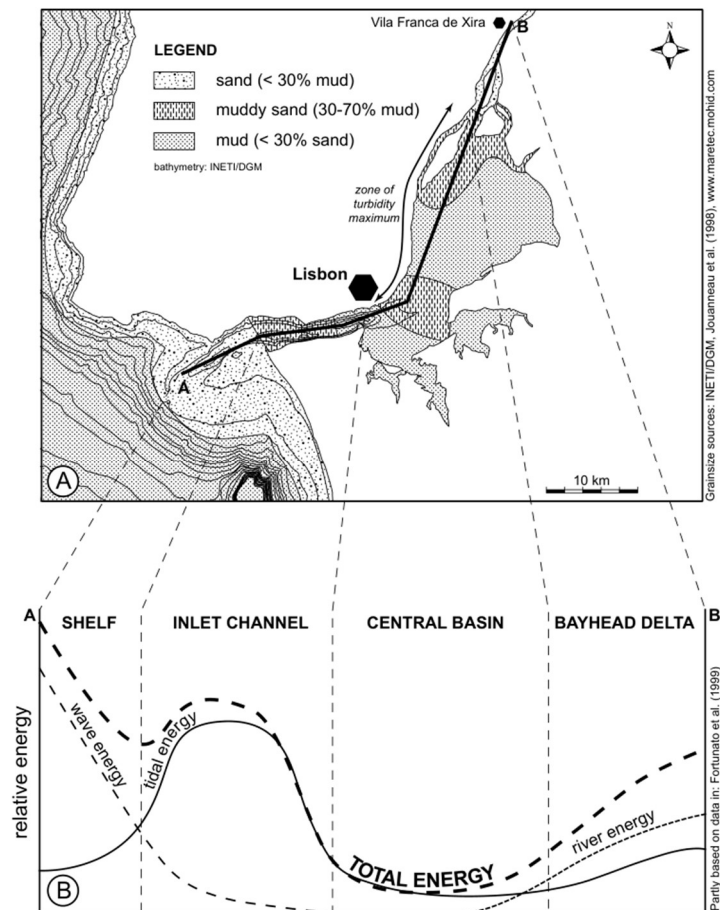


Figura 11 | (A) Caracterização esquemática simplificada dos sedimentos superficiais e do setor da turbidez máxima no Estuário, e (B) representação esquemática de 4 setores (o setor fluvio-marítimo não está representado) e do regime energético no Estuário do Tejo. Retirado de Vis & Kasse (2009).

O Estuário enquadra-se morfologicamente na Bacia do Tejo e do Sado, entre os relevos do sistema montanhoso Candeeiros-Montejunto-Aire e a Serra de Sintra a Norte, a Serra da Arrábida a Sul e as planícies do Ribatejo a Este e Sudeste. A litologia ao redor do estuário é composta por rochas mais consolidadas e formações mais antigas, do Jurássico ao Miocénico, na margem direita, e por formações menos consolidadas e mais recentes, pliocénicas, plistocénicas e holocénicas, na margem esquerda (Freire, 1999; Leal & Ramos-Pereira, 2022) (**Figura 12**). A margem direita, e a margem esquerda do canal de embocadura, são caracterizadas essencialmente por rochas sedimentares margosas e argilosas. Na margem direita do canal de embocadura, afloram também rochas vulcânicas, predominantemente basálticas. Na margem esquerda, predominam arenitos nas formações pliocénicas, e os terraços fluviais, constituídos por areias, calhaus rolados e formações mais finas, caracterizam as formações plistocénicas. Os depósitos holocénicos são compostos por aluviões, que formam a extensa planície aluvial do Rio Tejo, e por areias superficiais, em plataformas mais elevadas. As aluviões são compostas, essencialmente, por intercalações de lodos e areias, de origem fluvial e marinha, com uma espessura máxima próxima dos 50 m (Vis & Kasse, 2009).

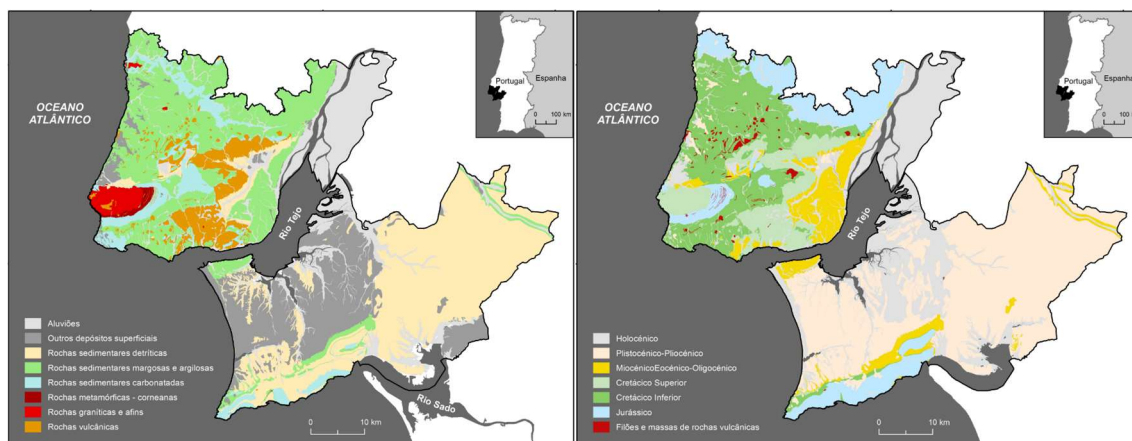


Figura 12 | Mapa de litologias (à esquerda) e mapa geológico (à direita) na Área Metropolitana de Lisboa. Retirado de Leal & Ramos-Pereira (2022).

3.1.2. Hidrodinâmica

A principal fonte de água doce do Estuário do Tejo é o rio Tejo, com um comprimento de cerca de 1100 km, prolongando-se para Este para o interior da Península Ibérica (Ramos & Reis, 2001). O estuário é também abastecido por outros tributários (sendo, no entanto, pouco significativos, quando comparados com o Tejo), como o Sorraia, Trancão, Enguias, Moita, e Coina, sendo o mais importante o Rio Sorraia (Freire, 1999). A bacia hidrográfica tem uma área de 80 100 km², da qual cerca de 1/3 localiza-se em Portugal (Ramos & Reis, 2001). No território nacional, o Tejo escoar no Maciço Antigo num troço bastante encaixado até Almourol. A jusante de Almourol o rio passa a escoar pela Bacia Sedimentar Cenozóica (correspondendo este setor ao baixo vale do Rio Tejo) num vale bastante alargado e aplanado, no qual se configura a planície aluvial (Ramos & Reis, 2001) (**Figura 13**). O Tejo tem um caudal médio de 368 m³/s, podendo chegar a ser de 30 m³/s em estio (Costa, 2021), enquanto os caudais extremos podem ultrapassar os 13 000 m³/s em episódios de cheias excecionais (Freire, 1999; Ramos & Reis, 2001). O caudal é mais elevado de dezembro a fevereiro, e mais reduzido nos meses de agosto e setembro (Costa, 2021; Neves, 2010) (**Figura 14**).

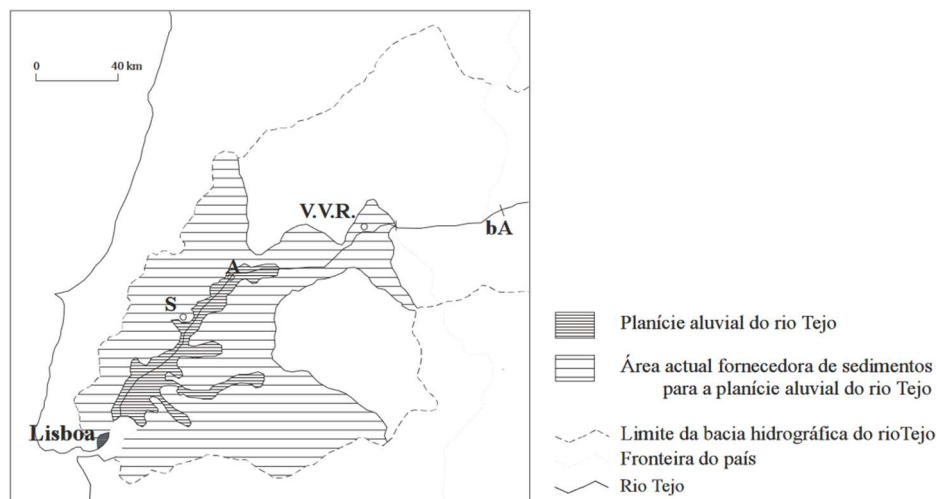


Figura 13 | Bacia Hidrográfica do Rio Tejo em Portugal, planície aluvial, e área atual fornecedora de sedimentos. A – Almourol, bA – Barragem de Alcântara, S – Santarém, V.V.R. – Vila Velha de Ródão. Retirado de Ramos & Reis (2001).

Episódios de cheia e consequente inundação da planície aluvial, são comuns no Rio Tejo. As principais são cheias progressivas, causadas por longos períodos de chuva abundante devido à passagem sucessiva de depressões sub-polares e sistemas frontais associados, resultantes da permanência da circulação zonal de oeste (Ramos & Reis, 2001). A área inundável na planície aluvial é superior a 800 km², permanecendo completamente submersa durante as grandes cheias (Ramos & Reis, 2001), mas em Lisboa, a água não sobe mais que 0,5 m nesses eventos (Daveau, 1987, in Ramos & Reis, 2001). Apesar das barragens no curso do rio, os episódios de cheia continuaram a acontecer, tendo as barragens até contribuído em alguns casos para picos de escoamento (Ramos & Reis, 2001). A cheia mais significativa desde o último século foi a de fevereiro de 1979, na qual se atingiu um caudal máximo superior a 13 000 m³/s (Freire, 1999; Ramos & Reis, 2001) (**Figura 14**).

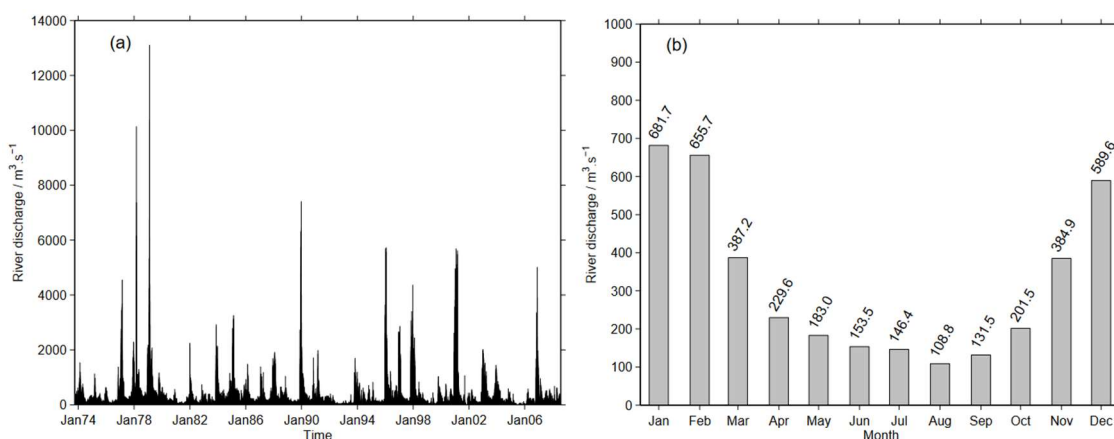


Figura 14 | Caudal (m³/s) do Rio Tejo em Almourol, retirado de Neves (2010). (a) Média diária para o período de outubro de 1973 a julho de 2008, e (b) médias mensais pelo número de meses com observações.

O regime de marés no Estuário do Tejo é mesotidal, com amplitude das marés vivas próximas de 4m, segundo a classificação de Davies (1964). Apresenta marés semidiurnas dominadas pela vazante (fase de transição da maré cheia para maré vazia), sendo a duração das vazantes mais curta do que a das enchentes, o que gera correntes mais velozes durante as mesmas (Freire, 1999). A velocidade geral da corrente de maré é de cerca de 1 m/s, ocorrendo os valores máximos de cerca de 2,5 m/s no canal de embocadura (Taborda *et al.*, 2009). O limite da maré dinâmica situa-se perto de Muge, fazendo com que este seja considerando o limite extremo do Estuário a montante, a 80 km da foz, onde não se verifica a presença de salinidade (Freire, 1999). A amplitude média da maré varia entre 3,2 m (maré viva) e 1,5 m (maré morta) no Terreiro do Paço em Lisboa, e 3,6 m (maré viva) e 1,6 m (maré morta) em Alcochete (Costa, 2021). A amplitude máxima da maré é verificada em Alverca, chegando aos 4,8 m em marés vivas (Lemos, 1972, in Freire, 1999). O aumento da amplitude da maré para montante é derivado do fenómeno de ressonância, e da morfologia e batimetria do fundo, devido à relação entre o estreitamento dos canais e o atrito do fundo, gerando-se um efeito de convergência (Freire, 1999).

O estuário é parcialmente estratificado em relação à salinidade, e em eventos de maré morta, conjugados com elevadas descargas fluviais, pode ser classificado como estratificado (Neves, 2010). Em condições médias a salinidade no estuário varia entre 5 ‰ e 25 ‰ (Freire, 1999). No setor de Alcochete/Poço-do-Bispo a salinidade pode variar entre 10 ‰ em regime de cheia, e 25 ‰ em regime de estiagem (ICNF, sem data). A intrusão salina estende-se até Vila Franca de Xira.

Devido ao estreitamento e comprimento do canal de embocadura, as ondas marinhas não penetram na bacia interior. Já as ondas de geração local são frequentes, proporcionadas devido à forma alongada e larga do estuário na direção dos ventos predominantes (de Norte), sendo o varrido máximo de 25 km. No Alfeite, foi observada uma altura máxima das ondas geradas naturalmente de 0,84 m, enquanto a altura média foi de 0,11 m (Freire *et al.*, 2009). O regime de ondas é alterado pelo trânsito de embarcações (ver subcapítulo 3.2.) e o nível do mar está a subir na região do estuário (ver subcapítulo 3.2.).

3.1.3. Clima

O clima na região pode ser classificado, segundo o sistema de Köppen-Geiger (Köppen, 1936), como um clima temperado com inverno chuvoso e verão seco e quente (Csa). No entanto, situa-se num limite climático entre áreas com características atlânticas e pré-atlânticas a norte (Csb – verão pouco quente), e a sul e sudeste com características mediterrâneas (Csa). Verificam-se, por isso, amplitudes

térmicas mais moderadas, quando comparadas com outras regiões com a mesma classificação climática, como o Alentejo interior.

Os ventos na região são predominantes do quadrante Norte (Oliveira & Vargas, 2009) (**Figura 15**), principalmente no verão, seguindo-se ventos de Sudoeste, principalmente no inverno (Lemos, 1965, in Neves, 2010). Os ventos de Norte são os mais responsáveis pelas ondas geradas localmente na bacia interior do estuário, sendo um fator principal na ressuspensão, mobilização e acumulação de areias nas margens esquerdas da bacia interior (Neves, 2010). As direções predominantes dos ventos têm sido relativamente constantes ao longo dos anos.

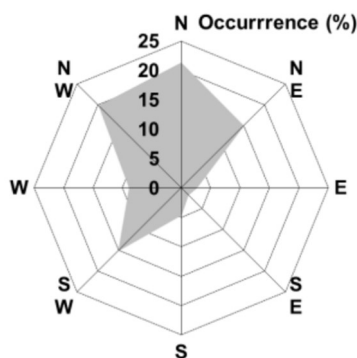


Figura 15 | Frequência e velocidade dos ventos na região do Estuário do Tejo. Regime de ventos médio anual. Retirado de Freire *et al.* (2013), com base em Oliveira & Vargas (2009).

Devido à baixa altitude na área do estuário e do relevo envolvente (não promovendo a precipitação), e devido ao abrigo dos fluxos atlânticos mais frescos e húmidos pelas serras a Norte e Sul do estuário (relevos da Extremadura, serras de Sintra e da Arrábida), a precipitação no estuário é relativamente reduzida (dada a sua localização numa fachada atlântica litoral), sendo inferior a 800 mm, repartidos por menos de 90 dias durante o ano (Ramos-Pereira, 2003) (**Figura 16**). Também por isso, os contrastes térmicos são mais acentuados. Os verões são mais quentes, podendo-se registar temperaturas superiores a 35 °C e mais de 120 dias de temperaturas superiores a 25 °C, e os invernos mais frios, podendo-se registar alguns dias de temperaturas negativas, principalmente a Norte do estuário (Ramos-Pereira, 2003). Devido à mudança climática, a temperatura está a aumentar (ver subcapítulo 3.2.).

O nevoeiro no estuário ocorre principalmente no outono, inverno e primavera, à noite e de manhã cedo, caracterizando-se por ser um nevoeiro pouco espesso (Ramos-Pereira, 2003). A insolação média anual situa-se entre as 2 900 e as 3 000 h (ICNF, sem data).

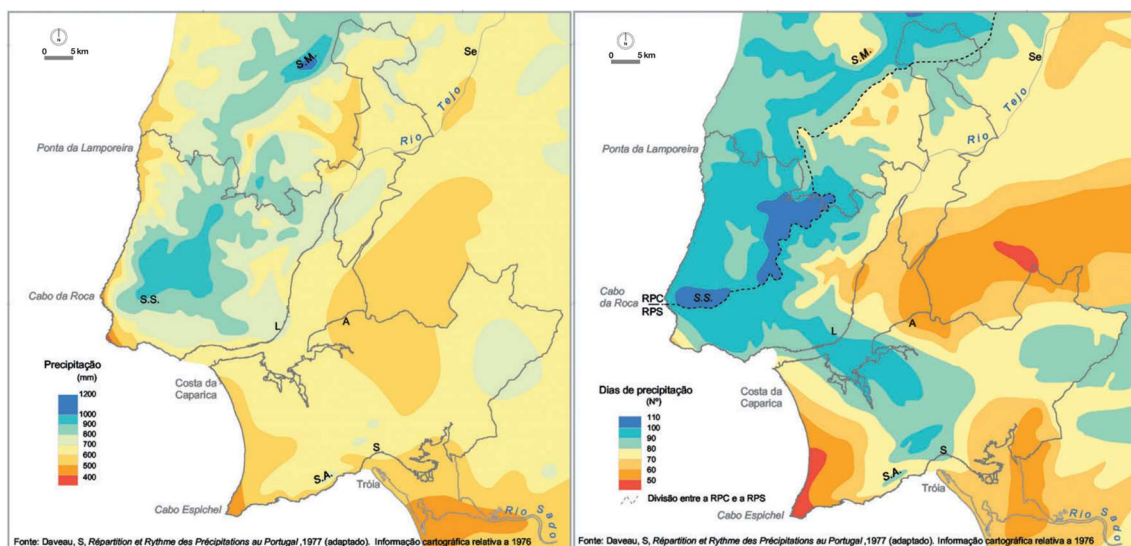


Figura 16 | Precipitação na região do baixo vale do Tejo. À esquerda, precipitação média anual (mm), no período de 1931/1960. À direita, número de dias de precipitação, média anual, no período de 1931/1960. Retirado de Ramos-Pereira (2003), com base em Daveau (1977).

3.1.4. Biodiversidade nos Rasos de Maré e Sapais

As maiores extensões de sapal, bem como de raso de maré, encontram-se a Norte da bacia interior, entre o Mouchão da Póvoa e Samouco. Foi também neste setor onde se delimitaram a Reserva Natural do Estuário do Tejo (RNET) e a Zona de Proteção Especial (ZPE) no final do século XX (**Figura 9**), com o objeto de preservar as áreas intertidais e os habitats de aves limícolas e migratórias.

Nos rasos de maré encontram-se diferentes tipos de macroalgas, ocorrendo algas verdes castanhas, e vermelhas (Costa, 2021). Ocorre apenas um prado de ervas marinhas (de *Zostera noltii*), situado em frente à praia do Samouco, que tem vindo a expandir-se (Nogueira Mendes *et al.*, 2012). Sobre o sedimento encontram-se microfítobentos, compostos por diatomáceas, bem como euglenófitas e cianofíceas, e fitoplâncton, composto principalmente por diatomáceas e criptófitas. Estes são mais preponderantes durante o verão, e formam biofilmes sobre os rasos de maré (Costa, 2021).

Na superfície do sedimento de raso de maré habitam crustáceos decápodes, nomeadamente camarões e caranguejos (**Figura 17**). Destaca-se o caranguejo-verde (*Carcinus maenas*), que também pode ser comum em áreas de sapal. No substrato habitam vários macroinvertebrados bentónicos, que incluem diversas espécies de poliquetas (por ex.: minhoca-da-pesca *Hediste diversicolor*), moluscos bivalves (por ex.: lambujinha *Scrobicularia plana*), moluscos gastrópodes (por ex.: búzio-da-vasa *Peringia ulvae*) (**Figura 17**) e isópodes (por ex.: *Cyathura carinata*). Os bivalves apoiam a fixação e habitat de outras espécies, como as algas, ao formarem um substrato sólido, e são importantes consumidores

primários (Costa, 2021; ICNF, sem data). Devido ao seu valor alimentar e comercial, sofrem intensa captura, e os métodos usados impactam também os rasos de maré.



Figura 17 | Exemplos de biodiversidade no Estuário do Tejo. (A) Flamingos a alimentarem-se no raso de maré, (B) conchas de pequenos moluscos gastrópodes, (C) Sapal, (D) caranguejo no raso de maré.

As ostreiras (*Crassostrea angulata*) ocuparam grandes extensões no estuário, tendo sido exploradas economicamente. No entanto, a quase totalidade sucumbiu na década de 1970 (Costa, 2021), devido a contaminação ou a doenças. No sedimento permaneceu uma grande quantidade de cascas de ostra, na sua maioria vazias, que, na baía da Moita-Montijo, e também no Barreiro, formam depósitos de conchas sobre os rasos de maré devido à erosão provocada pelas ondas dos catamarãs (Martins *et al.*, 2023).

No Estuário do Tejo encontram-se mais de 20 espécies florísticas de sapal (**Figura 17**). As espécies mais comuns na bacia interior incluem a morraça (*Spartina maritima*, sapal baixo), a gramata-branca (*Halimione portulacoides*, sapal médio), a sarcocórnia-arbustiva (*Sarcocornia fruticosa*, sapal médio), e a sarcocórnia-perene (*Sarcocornia perennis*, sapal baixo e médio) (Caçador & Duarte, 2012). No setor do delta interior, onde a influência da água doce é superior, incluem o caniço (*Phragmites australis*, sapal alto/transição) e a triângola (*Bolboschoenus maritimus*, sapal alto/transição) (Freire, 1999).

Os sapais em diferentes locais apresentam características distintas. O sapal de Pancas, localizado a Nordeste da bacia interior, é composto essencialmente pelas mesmas espécies que o sapal de Corroios, localizado a Sudeste (Caçador & Duarte, 2012). Porém, o primeiro é menos impactado, apresenta taxas de sedimentação vertical e expansão horizontal elevadas, e tem conteúdo em matéria orgânica inferior nos sedimentos, face ao de Corroios, mais impactado, com taxas de sedimentação vertical muito inferiores e sem expansão, e com maior conteúdo em matéria orgânica (Caçador & Duarte, 2012; Lopes *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2013). Em geral, as mais tolerantes à salinidade são tipicamente, mas não exclusivamente, encontradas nos andares mais baixos do sapal e nos setores mais próximos ao mar ou de maior concentração de sal (como em salinas), enquanto as menos tolerantes encontram-se nos andares mais elevados e nos setores mais montantes do estuário, na proximidade ou nas margens do troço final dos afluentes.

Tanto as áreas de raso de maré, como de sapal, são importantes para peixes e aves. A fauna bentónica serve de base alimentar para peixes durante a maré cheia, e para aves durante a maré vazia (ICNF, sem data). Peixes característicos incluem o robalo (*Dicentrarchus labrax*), que utiliza estas áreas como viveiro (Costa, 2021). As aves alimentam-se em ambas e nidificam nos sapais. O estuário é importante internacionalmente para a preservação de aves migratórias, ocorrendo em números consideráveis em épocas de invernada e de reprodução. Espécies importantes incluem o Alfiate (*Recurvirostra avosetta*) e o Flamingo-comum (*Phoenicopterus roseus*) (**Figura 17**) (Costa, 2021; ICNF, sem data).

3.2. Impactes das Atividades Humanas

As atividades humanas tiveram, e continuam a ter, um profundo impacto nas áreas intertidais do Estuário do Tejo, tanto de forma direta na sua modificação no estuário, como de forma indireta. A área envolvente e as margens do estuário são historicamente atrativas ao estabelecimento de povoações, verificando-se através dos achados arqueológicos que a os povoamentos se adensaram a partir do final do Neolítico e no Calcolítico (Cardoso, 2005; Ramos-Pereira & Senna-Martinez, 2018). As sucessivas ocupações humanas até aos dias de hoje, que acompanharam o desenvolvimento geomorfológico recente do estuário, usaram, transformaram e beneficiaram dele, impactando as áreas intertidais, principalmente nos últimos séculos.

Os **impactes diretos** incluem: a conversão de áreas intertidais em terrenos para agricultura, para salinicultura e aquacultura; a expansão urbana e industrial e poluição; e o aumento da energia na água.

Na extensa Lezíria do Tejo, várias intervenções humanas, mais acentuadas a partir do início da formação de Portugal, foram efetuadas com o objetivo de domar os canais fluvio-marítimos, proteger os terrenos das cheias e torná-los adequados à prática agrícola (Ramos-Pereira & Senna-Martinez, 2018). Hoje, o sapal da Lezíria, e de outros locais, restringe-se a relativos pequenos setores a jusante (**Figura 18**). A conversão para salinicultura e aquacultura procedeu-se pela destruição de áreas de sapal e conversão em tanques dedicados. Apesar de a atividade ter praticamente cessado em meados do século passado, extensos complexos de salinas permaneceram abandonados ou semi-ativos em Alcochete, Samouco, Pancas e na Baía da Moita-Montijo. As salinas e tanques abandonados atuam atualmente como promotores muito eficazes da expansão do sapal no seu interior, enquanto as estruturas de diques não permitem a migração natural do sapal exterior (Martins *et al.*, 2023).



Figura 18 | Os mouchões e a Lezíria do Tejo são exemplo da extensa conversão de áreas intertidais para agricultura. Fotografia da Câmara Municipal de Vila Franca de Xira (www.cm-vfxira.pt).

Para além do desenvolvimento acentuado da cidade de Lisboa há vários séculos, a expansão de atividades económicas e industriais iniciada no final do século XIX, que se acentuou durante o Estado Novo, bem como a elevada expansão urbana desde meados do século XX, contribuíram significativamente para a reclamação de áreas intertidais. Em 1960 a Área Metropolitana de Lisboa tinha uma população de cerca de 1,5 milhões de habitantes, passando a 2,5 milhões em 1981 (Rosa, 2000), e tem perto de 3 milhões atualmente, segundo os Censos de 2021. Esta expansão acompanhou-se pelo

aumento da poluição no estuário até ao final da década de 1980, quer por efluentes urbanos, quer por descargas industriais de contaminantes tóxicos, como metais traço.

O regime de ondas no interior do estuário é alterado pela ação humana através da navegação de embarcações (Freire *et al.*, 2013; Martins *et al.*, 2023). A frequência e a intensidade das ondas são incrementadas, desregulando o regime natural. Os impactos das ondas por ação humana são mais acentuados no interior das baías na margem esquerda, tendo-se já verificado em Martins *et al.* (2023) elevada contração de rasos de maré (superando os 10 m/ano em alguns locais) e agravamento da contração dos sapais na Baía da Moita Montijo, devido à circulação dos catamarãs desde 1995 (**Figura 19**).

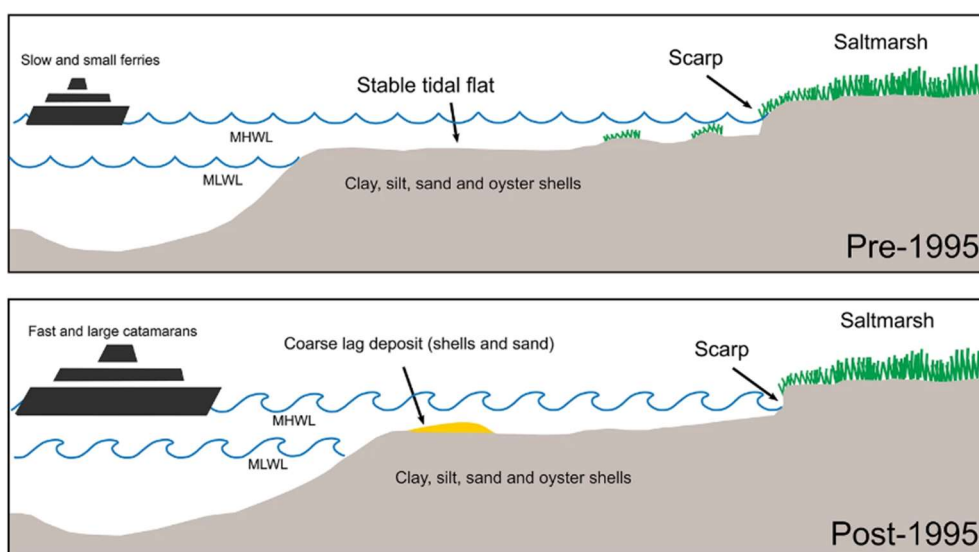


Figura 19 | Representação esquemática dos impactos da circulação de catamarãs após 1995 no raso de maré e no sapal na baía da Moita-Montijo (Martins *et al.*, 2023).

Os **impactes indiretos** incluem: a alteração do regime hidrológico e sedimentar natural dos cursos de água; e a mudança climática e subida do nível do mar.

A instalação de barragens (mais de 140 em Espanha e Portugal) nos cursos de água na bacia hidrográfica do rio Tejo, desde a década de 1950, geraram impactes no regime dos caudais e no transporte de sedimentos para jusante, podendo ter impactado a dinâmica sedimentar e morfológica das áreas intertidais. As barragens no Tejo tiveram um efeito regulador dos caudais, causando, em geral, uma redução dos caudais mais elevados e diminuição da frequência das cheias, e uma redução da duração e severidade das estiagens, verificando-se caudais superiores na época de estiagem face ao regime natural (Ramos & Reis, 2001). Devido à redução da quantidade de cheias e à retenção de sedimentos nas albufeiras, encurtando significativamente a área da bacia hidrográfica cujos sedimentos chegam ao estuário (**Figura 13**), a carga sólida transportada pelo rio foi reduzida em cerca de 71 % face ao regime

natural antes de 1950 (**Tabela 2**). Os impactos iniciaram-se a partir da década de 1950, devido a um surto de construção de barragens, e intensificaram-se após 1970, devido à dependência do regime do Tejo português da barragem de Alcântara, em Espanha (Ramos & Reis, 2001).

Tabela 2 | Alterações na carga sólida devido ao impacto das barragens (Quintela *et al.*, 1982, in Ramos & Reis, 2001).

Antes de 1950	1950 - 1970	Após 1970
1 200 000 m ³ /ano	530 000 m ³ /ano	350 000 m ³ /ano

Desde o final do século XIX revela-se uma tendência de aumento da temperatura em Portugal Continental e também em Lisboa, em linha com a tendência global de aquecimento da atmosfera e dos oceanos. Em Portugal Continental observa-se um aumento dos eventos de calor extremos, em todas as estações, particularmente na primavera e verão, com ondas de calor mais longas e intensas, e um aumento acentuado da frequência de dias quentes e noites tropicais (Espírito Santo *et al.*, 2014).

Segundo os dados observacionais do marégrafo de Cascais, o nível do mar neste setor da costa portuguesa tem apresentado uma tendência de subida desde há 100 anos (**Figura 20**). Foi observada uma taxa média de 1,94 mm/ano de 1920 a 2000, correspondendo a uma subida de 155 mm em 80 anos, e uma taxa de 3,1 mm/ano de 1992 a 2016, corroborando o início de um processo de aceleração da taxa de subida, que irá continuar durante este século (Antunes, 2019). O impacto da subida do nível da água nas áreas intertidais pode ser agravado devido efeito de aperto costeiro, uma vez que a migração para montante é impossibilitada por estruturas artificiais ou usos do território nocivos ao estabelecimento de sapal (por ex.: agricultura) em quase toda a extensão das margens do estuário. Apesar disso, as taxas de sedimentação nos sapais de Pancas, do Mouchão da Póvoa e do Trancão superam a taxa de subida do nível do mar, o que poderá permitir a sua resiliência face a este forçador (Silva *et al.*, 2013).

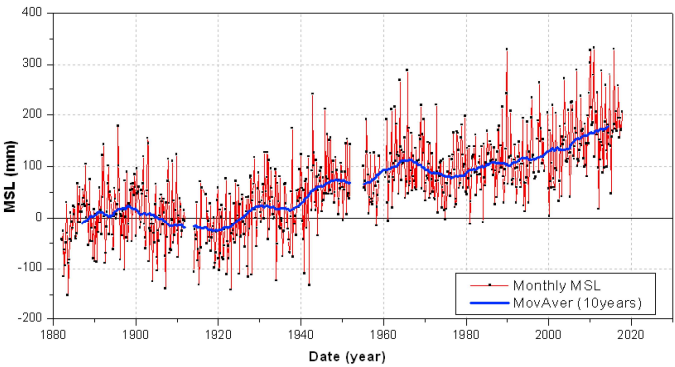


Figura 20 | Nível médio do mar mensal observado no marégrafo de Cascais, de 1882 a 2017. Retirado de Antunes (2019).

3.2.1. Fontes de Emissão Industrial de Mercúrio e Concentrações nos Sedimentos do Estuário

O mercúrio foi emitido diretamente no estuário no século passado, principalmente por efluentes de quatro complexos industriais: a Quimigal (antiga CUF Barreiro), a Soda Póvoa, a Fábrica de Gás da Matinha, e a Siderurgia Nacional (Figueres *et al.*, 1985) (**Figura 9**). Atualmente, já não são mais utilizados compostos de mercúrio nos processos industriais no estuário, e as fábricas mencionadas ou já encerraram, ou reduziram a sua atividade. Apesar disso, o metal permanece nos sedimentos do estuário, sendo as concentrações superiores na proximidade à Quimigal e à Soda Póvoa (Canário *et al.*, 2005; Cesário *et al.*, 2017a; Monteiro *et al.*, 2016) (**Figura 21**).

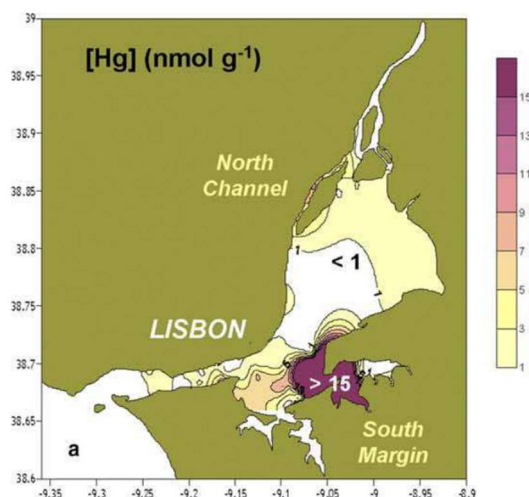


Figura 21 | Distribuição das concentrações de mercúrio total nos sedimentos superficiais de fundo no Estuário do Tejo (Canário *et al.*, 2005).

Vários estudos já analisaram as concentrações de mercúrio total nos sedimentos do Estuário do Tejo. Alguns foram focados apenas em sedimentos superficiais de fundo (Canário *et al.*, 2005; Figueres *et al.*, 1985), que permitiram obter maior cobertura do estuário e identificar as fontes de mercúrio no estuário, enquanto outros se focaram em raso de maré e sapal (Canário *et al.*, 2010; Cesário *et al.*, 2017a; Figueiredo *et al.*, 2014; Monteiro *et al.*, 2016). Nestes últimos, no entanto, foi coberta uma menor área do estuário, ao serem mais focados nos locais em análise, mas, por outro lado, permitiram obter uma maior quantidade de informação biogeoquímica e medir as concentrações em profundidade no sedimento.

Segundo os dados de Monteiro *et al.* (2016) as concentrações mais elevadas nas áreas intertidais do Estuário do Tejo ocorrem na proximidade ao complexo industrial da Quimigal, onde foram medidas concentrações de mercúrio total (THg) até 126 mg/kg, seguindo-se locais na proximidade à Soda Póvoa,

onde foram medidas concentrações de THg até 29 mg/kg, enquanto em Alcochete são inferiores a 1 mg/kg. Nas áreas intertidais das baías da margem esquerda do estuário, no entanto, persistem ainda lacunas acerca das concentrações de THg. Na baía de Coina, Figueres *et al.* (1985) identificaram concentrações superficiais nos sedimentos de até 6,66 mg/kg, mas faltam dados mais atuais e focados em raso de maré e sapal. Na baía da Moita-Montijo, já foram analisadas concentrações em sapal, tendo sido observada uma concentração máxima de 3,24 mg/kg no sapal por Figueiredo *et al.* (2014). Na baía do Seixal parece não ter sido ainda analisado o teor de THg nos sedimentos.

4. MÉTODOS E TÉCNICAS

A metodologia aplicada divide-se em duas partes: (1) Análise da dinâmica recente das margens dos rasos de maré e sapais, e (2) Amostragem e análise do mercúrio total (THg) nos sedimentos. A **Figura 22** sintetiza esquematicamente a metodologia aplicada.

Foi efetuado trabalho de campo na margem esquerda do Estuário do Tejo em diferentes locais de interesse, de forma a: fazer o reconhecimento das áreas em estudo e identificar os elementos geomorfológicos e bióticos; recolher amostras de sedimento em raso de maré e em sapal (*cores* até 60 cm de profundidade e amostras superficiais com draga); e a obter pontos de referência GPS e fotografias.

Para analisar a dinâmica recente, foram delineadas manualmente as margens de raso de maré e de sapal sobre mapas, fotografias aéreas, ortofotomosaicos e imagens de satélite de vários anos, desde 1928 até 2018. Através destas, foram calculadas as taxas de alteração das mesmas (expansão e contração) entre cada intervalo consecutivo. A análise da concentração de mercúrio total (THg) nos sedimentos passou pelo tratamento das amostras, e posterior determinação dos teores do THg por espectroscopia de absorção atómica. Identificaram-se os locais onde as concentrações são superiores em raso de maré e sapal, em profundidade e nas amostras superficiais, e as concentrações foram comparadas com a dinâmica das margens. Locais com maior concentração de THg onde tenha ocorrido contração mais significativa das margens foram identificados como os que mais contribuíram para a reemissão de THg, e locais com concentrações superficiais mais elevadas foram identificados como locais onde ocorreu maior mobilização de THg recentemente.

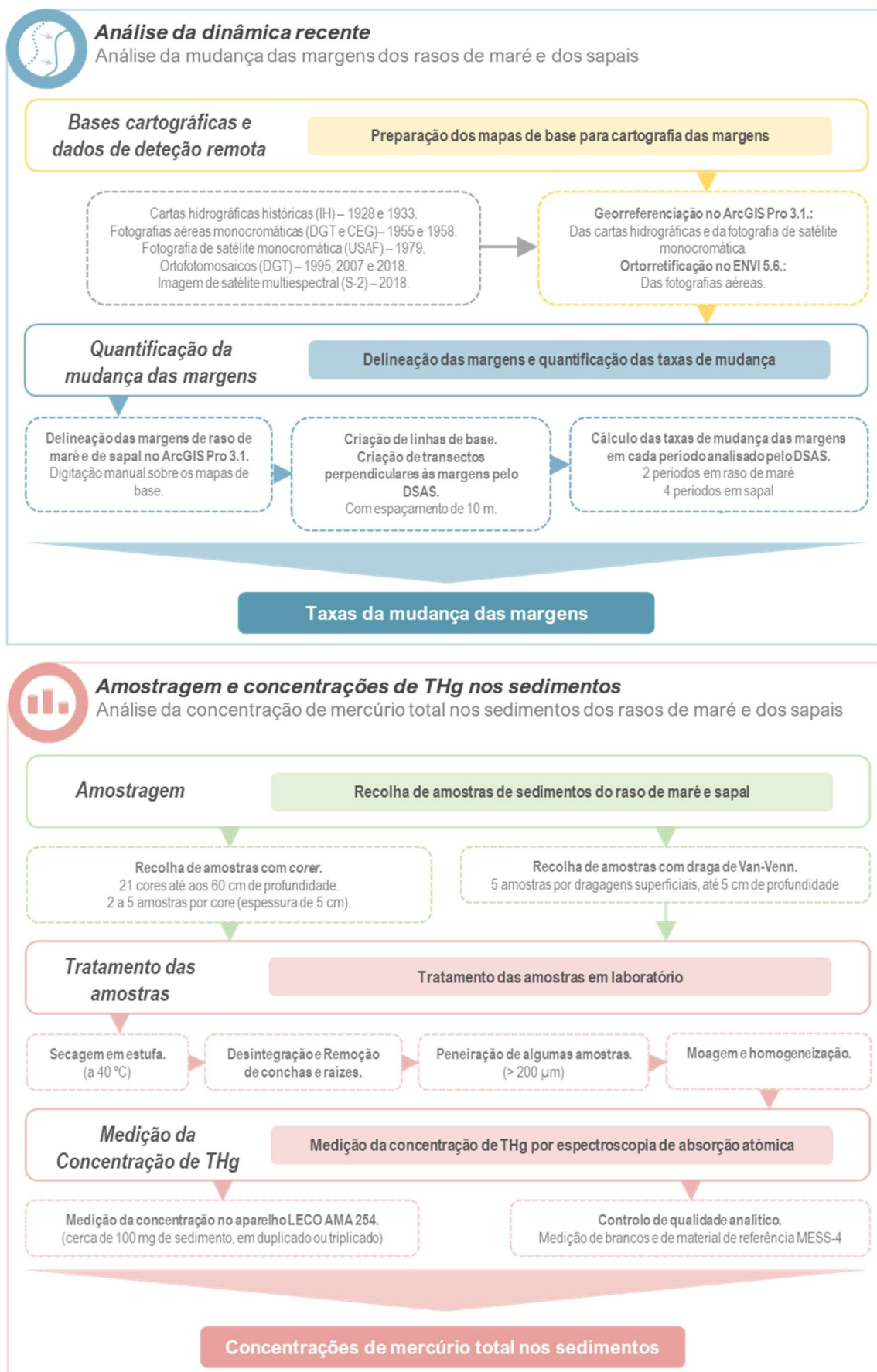


Figura 22 | Esquema metodológico.

4.1. Análise da Dinâmica das Margens de Raso de Maré e Sapal

Foi analisada a dinâmica recente das margens dos rasos de maré e dos sapais através da quantificação das suas taxas de expansão ou contração em diferentes períodos.

4.1.1. Delineação das Margens Frontais dos Rasos de Maré e dos Sapais

4.1.1.1. Bases cartográficas e dados de deteção remota

A delimitação das margens dos rasos de maré e dos sapais foi efetuada para vários anos num período de 90 anos (1928 a 2018) usando diferentes tipos de bases cartográficas. Foram utilizadas: 2 cartas hidrográficas históricas (de 1928 e 1933), 37 fotografias aéreas monocromáticas (1955 e 1958), 1 fotografia de satélite monocromática (1979), 3 ortofotomosaicos, em cor verdadeira e em falsa cor (1995, 2007, e 2018), e 1 imagem de satélite multiespectral (2018). Em alguns casos, as bases cartográficas disponíveis não cobrem a totalidade do estuário, sendo necessário a utilização de cartografia complementar referente a um ano diferente. É o caso das cartas hidrográficas (diferença de 5 anos) e das fotografias aéreas (diferença de 3 anos). As características das bases cartográficas utilizadas estão sumarizadas na **Tabela 3**.

Tabela 3 | Características das bases cartográficas utilizadas na delimitação das margens. *Levantamentos efetuados entre 1926 e 1928. ** Levantamentos efetuados entre 1930 e 1932. A resolução no caso das cartas hidrográficas é referente à grossura da linha de raso de maré marcada nas mesmas. R - Raso de maré; S - Sapal.

Ano	Área Intertidal	Tipo	Resolução (m)	Incerteza horizontal (m)	Nível da maré	Fonte
1928*	R	Carta Hidrográfica	13	29,60	Baixa	IH
1933**	R	Carta Hidrográfica	14	46,80	Baixa	IH
1955	S	Fotografias aéreas monocromáticas	0,40	1	Alta	DGT
1958	S	Fotografias aéreas monocromáticas	1,10	2,90	Alta	USAF / CEG
1979	S	Fotografia de satélite HEXAGON (KH-9) monocromática	4	2	Alta	USAF / NRO
1995	R e S	Ortofotomosaico falsa cor	1	2,5	Baixa	DGT
2007	S	Ortofotomosaico cor verdadeira e falsa cor	0,50	2,5	Alta	DGT
2018	R e S	Ortofotomosaico cor verdadeira e falsa cor	0,25	1,5	Baixa e Alta	DGT
2018	R	Sentinel-2 multiespectral	10	<7,22	Baixa	ESA

As cartas hidrográficas são planos hidrográficos de parte do Estuário do Tejo, e foram obtidas no Instituto Hidrográfico (IH). A carta “Plano Hidrográfico do Poço do Bispo a Vila Franca de Xira”, à escala 1:25 000, foi produzida em 1928 através de um levantamento feito pela Brigada Hidrográfica do Tejo do Ministério da Marinha, entre setembro de 1926 e junho de 1928. Cobre a parte Norte do estuário, de Poço do Bispo até Vila Franca de Xira. A carta “Plano Hidrográfico do Porto de Lisboa”, à escala 1:25 250, foi produzida em 1933 através de um levantamento feito pelos oficiais em serviço na Missão hidrográfica da Costa de Portugal entre 1930 e 1932 (com pequenas correções em 1933). Cobre toda a parte Sul do Estuário, desde a Costa da Caparica até Alcochete. As cartas utilizadas estão digitalizadas com 96 dpi (pontos por polegada), e foram georreferenciadas no software ArcGIS Pro 3.1. com um total de 100 pontos de controlo, sendo aplicada a transformação *spline*. As cartas, produzidas há cerca de 90 anos, apesar da sua qualidade, têm distorções e os elementos estão representados de uma forma mais ilustrativa, apesar da sua proximidade à realidade, levando à necessidade de correção das várias distorções. A georreferenciação com transformação *spline* foi aplicada, uma vez que cada ponto de controlo usado move uma parte da imagem exatamente para a posição definida. Este processo, no entanto, distorce significativamente a imagem original noutros locais mais afastados do ponto, sendo,

por isso, necessário usar muitos pontos de controlo. É importante notar que, longe das margens, nas áreas interiores do estuário e nas áreas intertidais, a presença de pontos de referência comuns é limitada. Por isso, é expectável que se tenham mantido distorções significativas, o que aumenta a incerteza. Nestas cartas, os rasos de maré estão claramente definidos e delimitados com linha preta bem visível.

A coleção de fotografias aéreas utilizada é constituída por 20 fotografias de 1955, adquiridas através da Direção Geral do Território (DGT), e 17 de junho de 1958, cedidas pelo Centro de Estudos Geográficos (CEG). As fotografias de 1955 estão digitalizadas com 800 dpi, e as de 1958 com 600, e foram ortorretificadas no módulo de ortorretificação do software ENVI 5.6 através da ferramenta de construção de coeficientes polinomiais racionais (CPR). A ortorretificação foi executada em 2 passos principais. No primeiro, foram executadas duas etapas de pré-processamento para determinar a geometria do sensor, sendo definidos os parâmetros de orientação interna e externa das fotografias. A orientação interna estabelece a relação entre o modelo da câmara e a fotografia aérea, transformando o sistema de coordenadas do pixel para o sistema de coordenadas da câmara. São utilizados pontos de conexão entre a fotografia e as marcas fiduciais (4 em todas as imagens), e a distância focal da câmara. A orientação externa determina os parâmetros de posição e orientação angular relativos à imagem. Foram utilizados mais de 5 pontos de controlo do terreno entre a fotografia aérea e uma base cartográfica (neste caso, o ortofotomosaico da DGT de 2018), sendo definidas a localização dos pontos na fotografia e as suas coordenadas e elevação. No segundo e último passo, foi executada a ortorretificação da imagem através dos parâmetros de orientação interna e externa e de um modelo digital de terreno, tendo sido usado o EU-DEM v1.1 (ESA Copernicus), com uma resolução do pixel de 25m.

Tabela 4 | Características das fotografias aéreas utilizadas.

Ano de aquisição	Número de fotos	Escala	Altura de voo (m)	Distância focal		Entidade que efetuou o voo
				calibrada (mm)	Dimensões (mm)	
1955	20	~1:12 000	?	204.44	230 x 230	?
1958	17	1:26 000	3810	152.04	230 x 230	USAF

A fotografia de satélite monocromática foi obtida em 1979 pelo programa militar da Força Aérea dos E.U.A. (USAF) “Hexagon (KH-9) Mapping Camera Program”, tornada pública pelo National Reconnaissance Office (NRO). Por falta de dados suficientes sobre os parâmetros da imagem (pontos fiduciais, distância focal, etc.), a imagem não foi ortorretificada, sendo apenas georreferenciada. Tal foi suficiente, uma vez que sendo uma imagem de satélite tirada a uma distância muito superior,

relativamente às fotografias aéreas, os efeitos de distorção são menores, e a área do estuário em si não tem relevo significativo. Por isso, a georreferenciação (sem ortorretificação) mostrou-se suficiente.

Os ortofotomosaicos utilizados são disponibilizados pela DGT, em serviço de visualização WMS. Foram utilizados os de 1995, 2007 e 2018, que cobrem a totalidade do território nacional continental. Têm uma resolução do pixel de 1 m, 0,5 m e 0,25 m, respetivamente, e são disponibilizados em cor verdadeira e falsa cor (com infravermelho próximo), exceto o de 1995, que apenas é disponibilizado em falsa cor. As imagens foram obtidas através de voos aéreos com câmaras fotogramétricas digitais, e, no caso do de 1995, foram captadas em filme infravermelho falsa cor. É de notar que as imagens de 1995 revelam qualidade radiométrica (cor, iluminação, contraste) mais pobre, o que dificultou a delinação dos elementos de interesse.

A imagem de satélite multiespectral é uma imagem Sentinel-2 de 2018, com resolução de 10 m, captada num momento próximo ao da maré baixa, durante uma maré de sizígia no dia 02/02/2018. Esta serviu apenas para complementar o ortofotomosaico de 2018, de forma a melhor delinear as margens dos rastos de maré nos locais onde o mesmo não tem imagens em baixa-mar, nomeadamente a Norte de Samouco. A maré baixa nesse dia, segundo a Tabela de Marés do IH, foi às 10:23 h, com uma altura da maré de 0,3 m acima do Zero Hidrográfico (ZH). Segundo a curva de previsão do IH, entre a hora da baixa-mar e o momento em que a imagem foi captada, às 11:21 h, a maré terá subido cerca de 0,3 m.

4.1.1.2. Delineação das margens

As margens dos rastos de maré e dos sapais foram digitadas manualmente por interpretação visual no software ArcGIS Pro. No caso dos rastos de maré, as margens consideradas foram os limites em baixa-mar, na interface rasto de maré – água, não tendo sido consideradas áreas subtidais além destes limites. No caso dos sapais, apenas foram delineadas margens de sapal exposto (não sendo consideradas áreas de sapal abrigado, como sapal no interior de salinas), e foram considerados os limites da vegetação de sapal, na interface sapal - rasto de maré, ou sapal - água. As margens foram marcadas a escalas variáveis entre 1:500 e 1:2500, à exceção das cartas hidrográficas, utilizando-se escalas >1:2000. A marcação das margens sobre as imagens baseou-se na forma, textura, refletância/cor, e no contraste entre as formações de sapal e os elementos envolventes. A comparação entre imagens mais recentes e antigas também serviu como ajuda à identificação das formações de sapal entre imagens, sendo importante na identificação em imagens com uma resolução maior e características de refletância/cor e contraste mais pobres, como é o caso da fotografia de satélite HEXAGON (KH-9).

A identificação das margens nas cartas hidrográficas foi executada pela linha da margem do rasto de maré marcada nas mesmas. Nas imagens monocromáticas, a delinação baseou-se não só na diferença

de forma e de cor, mas principalmente no contraste. Diferentes áreas de sapal e locais nas imagens demonstraram distintos tons de cinza, portanto, não foi possível definir uma única cor identificativa, sendo utilizado o contraste entre formações de sapal e os elementos envolventes, representados de uma cor diferente.

As margens dos rasos de maré apenas foram delineadas sobre mapas de base em baixa-mar, sendo, por isso, apenas marcados sobre as cartas hidrográficas de 1928 e 1933, os ortofotomosaicos de 1995 e 2018, e a imagem Sentinel-2 de 2018. As margens do sapal foram marcadas em todas as bases cartográficas a partir de 1955, excetuando a imagem Sentinel-2 (**Figura 23** e **Figura 24**).



Figura 23 | Cronologia das imagens utilizadas e da delimitação das margens frontais de raso de maré e de sapal.

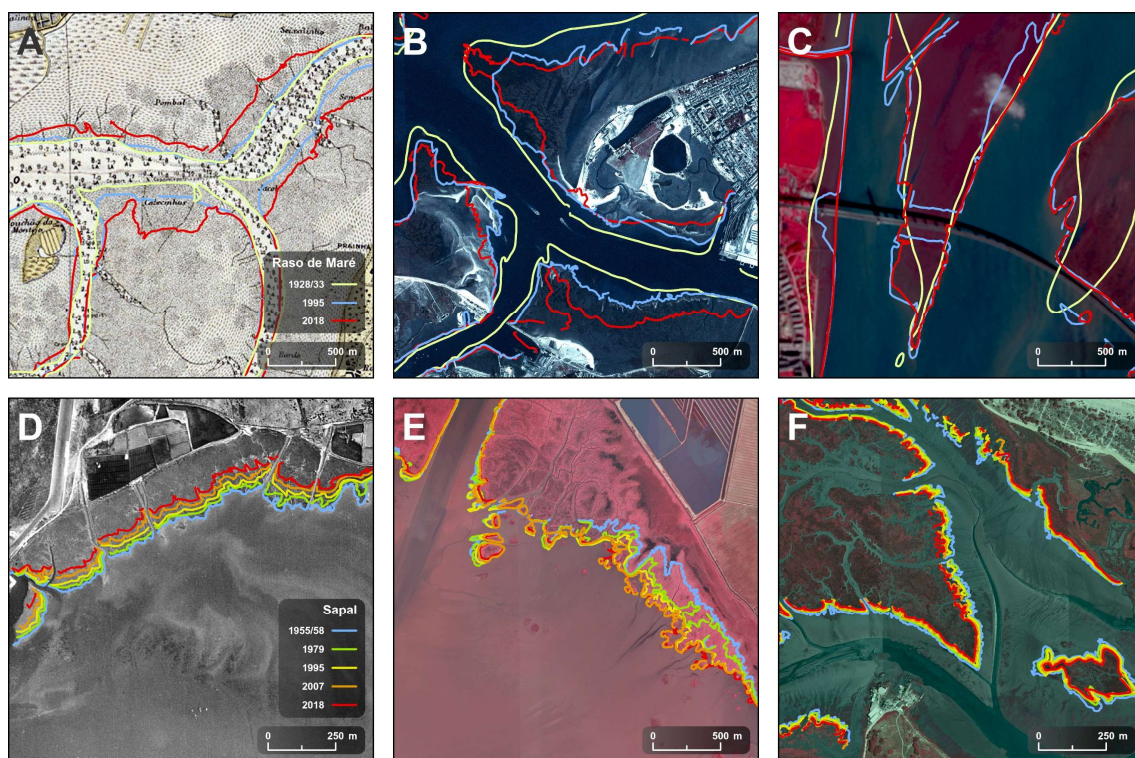


Figura 24 | Exemplos das linhas das margens delineadas sobre bases cartográficas de diferentes anos. Linhas das margens de raso de maré marcadas de A a C, e linhas das margens de sapal marcadas de D a F. Bases cartográficas e dados de detecção remota: A – Carta hidrográfica de 1933, B – Ortofotomosaico de 1995 (Filme IV), C – Imagem Sentinel-2 de 2018 (Compósito IV), D – Fotografia aérea de 1958 (PB), E – Ortofotomosaico de 2007 (IV), F – Ortofotomosaico de 2018 (IV).

4.1.1.3. Incerteza na posição das margens

As posições das margens marcadas são afetadas por fatores de incerteza, que advêm das características e qualidade das bases cartográficas utilizadas e da precisão do utilizador que delineou as margens. Na marcação dos rasos de maré, é necessário ponderar o nível da maré. A incerteza total da posição de cada margem (I_p) foi definida pela REMQ (raiz do erro médio quadrático) de várias incertezas consideradas.

A incerteza total da posição de cada margem (I_p), excetuando-se as margens delineadas sobre as cartas hidrográficas históricas, foi obtida por (adaptado de Manno *et al.* (2017) e Irrgang *et al.* (2018)):

$$I_p = \sqrt{I_r^2 + I_h^2 + I_d^2}$$

Em que:

I_p é a incerteza total da posição da margem;

I_r é a incerteza da resolução do pixel das bases cartográficas e dados de deteção remota;

I_h é a incerteza horizontal das bases cartográficas e dados de deteção remota;

I_d é a incerteza da digitação manual das margens pelo utilizador;

No caso das margens de raso de maré delineadas sobre as cartas hidrográficas históricas dos anos de 1928 e 1933, foi necessário considerar um parâmetro extra de incerteza, a I_s , que é a incerteza das sondas hidrográficas. I_r também foi alterada para I_l , que corresponde à incerteza gerada pela grossura da linha que delimita os rasos de maré nas cartas, substituindo a resolução do pixel, que não é relevante nestes casos. Desta forma, a incerteza total da posição de cada margem delineada sobre as cartas hidrográficas (I_{pch}) foi obtida por:

$$I_{pch} = \sqrt{I_l^2 + I_h^2 + I_d^2 + I_s^2}$$

I_h indica os erros de ortorretificação e georreferenciação das imagens. O valor da incerteza horizontal foi calculado no caso das imagens que necessitaram de ser ortorretificadas ou georreferenciadas. Nas restantes (ortofotomosaicos e imagens de satélite multiespectrais), o valor é disponibilizado pela entidade que produziu os produtos. A incerteza horizontal foi calculada por:

$$I_h = \sqrt{REMQ_x^2 + REMQ_y^2}$$

Onde:

$$REM_{Q_x} = \sqrt{\frac{\sum (Erro\ x)^2}{Qtd.\ de\ pontos\ de\ controle}}$$

$$REM_{Q_y} = \sqrt{\frac{\sum (Erro\ y)^2}{Qtd.\ de\ pontos\ de\ controle}}$$

Em que:

Erro x é o erro de longitude (em metros) entre o ponto de controle e a localização da imagem;

Erro y é o erro de latitude (em metros) entre o ponto de controle e a localização da imagem.

No caso das cartas hidrográficas, a georreferenciação *spline* não indica erros entre os pontos de controle e os preditos na imagem, uma vez que são os mesmos. Por isso, de modo a definir o valor de incerteza horizontal, foi usado o valor obtido por transformação polinomial de 3ª ordem.

I_d é definida pela distância média entre a posição da margem delineada e uma réplica da mesma sobre determinada base cartográfica. Cada réplica apenas foi delineada numa extensão < 10 % da extensão da original.

I_s é a incerteza associada à resolução espacial das sondas hidrográficas utilizadas nos levantamentos batimétricos para a produção das cartas hidrográficas históricas. A resolução espacial das sondas varia muito em diferentes áreas do Estuário, e varia também entre as duas cartas utilizadas, sendo mais fina ao longo dos canais onde a navegação era mais essencial, nomeadamente a Sul no Canal do Barreiro, no Canal da Companhia União Fabril (Quimigal), e no Canal do Montijo, e a Norte na Cala do Norte, na Cala das Barcas, e ao longo do Rio Tejo.

Na Carta hidrográfica de 1928, as sondas têm espaçamentos muito distintos de local para local, sendo progressivamente mais espaçadas quanto mais distantes dos canais de navegação principais, de Oeste para Este. Não há uma grelha equidistante ao longo da área de cobertura. Nos canais principais de navegação, as sondas têm um espaçamento que ronda entre os 100 m e os 200 m, enquanto o espaçamento aumenta quanto mais distante dos canais, chegando a 500 m. As margens dos rasos de maré nesta carta estão marcadas com menos detalhe e mais imprecisões. Sendo que esta carta cobre a parte Norte do Estuário, a Norte de Alcochete, as margens dos rasos de maré delineadas neste setor, e consequentemente as taxas obtidas de 1928 a 1995, apresentam uma imprecisão significativa. Nos canais ela é menor, mas ainda significativa.

No caso da Carta hidrográfica de 1933, que cobre a parte Sul do Estuário, a Sul de Alcochete, a resolução das sondas é mais igualmente espaçada, seguindo uma grelha relativamente equidistante, e com resolução mais fina. Nesta carta, ao longo dos canais, as sondas têm um espaçamento a rondar entre os

40 m e os 130 m, enquanto no resto do estuário rondam entre os 160 m e os 210 m. Os rasos de maré são representados com maior precisão, tendo as margens delineadas ao longo dos canais navegáveis, na sua maioria, uma precisão mais aceitável. Nas restantes margens fora dos canais, no entanto, as imprecisões são significativas.

As áreas de maior imprecisão coincidem também, em grande parte, com as áreas com declives inferiores a 1°. Dada a finalidade das cartas para apoio à navegação de embarcações, há a possibilidade de o limite do raso de maré estar marcado a um nível abaixo do de máxima baixa-mar, tal como acontece nas cartas hidrográficas mais recentes, dado que essa informação é útil às embarcações para que possam evitar embater no fundo.

Devido a estes fatores, a melhor precisão das margens marcadas sobre as cartas, e consequentemente das taxas no período de 1928/33 a 1995, foi obtida onde as sondas foram utilizadas em maior densidade, e onde os declives são superiores nas margens do raso de maré dos canais das baías na margem esquerda, no setor Sul do Estuário, seguindo-se as margens na Cala do Norte e restantes margens que rodeiam o Mouchão da Póvoa. A I_s varia entre 100 m e 500 m nas margens do raso de maré de 1928, e entre 40 m e 210 m nas margens de 1933.

As incertezas geradas devido a diferenças na altura da maré não foram calculadas. A ação da maré afeta a posição da linha de água em baixa-mar, e consequentemente os limites do raso de maré delineados. Diferentes imagens terão captado os limites do raso de maré em momentos da maré ligeiramente desfasados, mas devido à inexistência da informação temporal precisa em quase todas as imagens, desconhecendo-se a data e hora do seu momento de captura, não foi possível saber a altura da maré, não sendo, por isso, calculada esta incerteza. Os declives do raso de maré afetam particularmente a incerteza da maré, uma vez que, para uma determinada subida na altura da maré, a água cobre uma maior extensão horizontal onde os declives são mais reduzidos, e uma menor extensão onde são mais acentuados.

As incertezas da posição de cada margem delineada variam entre 2,93 m e 501,14 m em raso de maré, e 2,27 m e 6,71 m, em sapal (**Tabela 5**).

Tabela 5 | Incertezas da posição de cada margem delineada (I_p) (em metros).

Ambiente intertidal	Ano	I_r / I_l	I_h	I_d	I_s	I_p
Raso de maré	1928	13	29,60	10	100 a 500	Entre 105,57 e 501,14
	1933	14	46,80	9	40 a 210	Entre 63,78 e 215,79
	1995	1	2,50	6	n/a	6,58
	2018	0,25	1,50	2,50	n/a	2,93
	2018 (S-2)	10	7,22	7	n/a	14,18
Sapal	1955	0,40	1	2	n/a	2,27
	1958	1,10	2,90	3	n/a	4,32
	1979	4	2	5	n/a	6,71
	1995	1	2,50	4	n/a	4,82
	2007	0,50	2,50	2,50	n/a	3,57
	2018	0,25	1,50	2	n/a	2,51

4.1.2. Quantificação das Taxas de Mudança das Margens do Sapal e do Raso de Maré

4.1.2.1. Aplicação do DSAS

A partir das margens delineadas, obtiveram-se as taxas de mudança das margens (taxas de expansão e de contração) dos rasos de maré e dos sapais, quantificadas através do *Digital Shoreline Analysis System* (DSAS) (Himmelstoss *et al.*, 2021). O processo baseia-se na criação de transectos perpendiculares às margens que permitem o cálculo da distância entre as mesmas, bem como das taxas em função da amplitude temporal entre cada linha e a respetiva distância (**Figura 25**). Os transectos foram gerados a partir de linhas de base manuais acompanhando, o mais paralelamente possível, as margens. Os transectos foram criados automaticamente com um espaçamento de 10 m, tendo sido calculadas as taxas entre as margens em períodos consecutivos (por exemplo, de 1979 a 1995 e de 1995 a 2007).

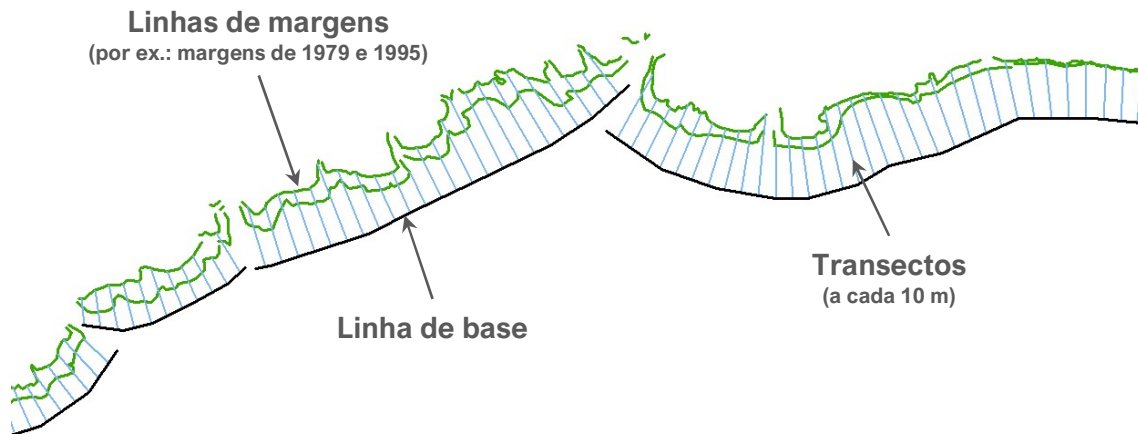


Figura 25 | Exemplo da aplicação de transectos para cálculo das taxas de mudança das margens.

4.1.2.2. Incerteza das taxas de mudança

Para cada taxa, relativa a cada período analisado, foi calculada a Diluição da Precisão (DP), que indica a incerteza das taxas observadas, em m/ano. Para além da incerteza das margens delineadas, quanto menor for o período analisado, maior será a incerteza. DP , para um determinado período, é definida por (adaptado de Irrgang *et al.* (2018)):

$$DP = \frac{\sqrt{I_{Pb}^2 + I_{Pa}^2}}{T_b - T_a}$$

Em que:

I_{Pb} é a incerteza da posição da margem mais recente;

I_{Pa} é a incerteza da posição da margem mais antiga;

T_b é o ano da margem mais recente;

T_a é o ano da margem mais antiga.

A DP de cada período analisado é indicada na **Tabela 6**.

Tabela 6 | Diluição da Precisão (DP) das taxas de cada período analisado.

Ambiente intertidal	Período	DP (m/ano)
Raso de maré	1928 / 1933 a 1995	Entre 1,03 e 7,48
	1995 a 2018	0,31 / 0,68
Sapal	1955 / 1958 a 1979	0,30 / 0,38
	1979 a 1995	0,52
	1995 a 2007	0,50
	2007 a 2018	0,40

4.2. Amostragem de Sedimentos

A amostragem de sedimentos foi efetuada em raso de maré e em sapal na margem esquerda do estuário. De modo a obter dados em raso de maré em áreas de acesso mais difícil, foi efetuado um percurso em embarcação, tendo sido recolhidos *cores* e amostras por dragagem superficial. As amostras com draga foram apenas recolhidas em raso de maré, onde este se encontrava submerso devido à altura da maré, não sendo possível recolher *cores*.

As amostras nos setores submersos do raso de maré foram recolhidas com recurso a uma draga do tipo Van-Veen (**Figura 26**) até uma profundidade de 5 cm. Os *cores* foram recolhidos com recurso a um *corer* metálico (**Figura 26**) até à profundidade de 60 cm. No total foram recolhidas 5 amostras com draga e 21 *cores* (**Figura 27**). O local de recolha de cada *core* e draga foi identificado com recurso a um GPS Garmin GPSMAP 64st. Foram retiradas 2 a 5 amostras de 5 cm de espessura de cada *core*, dependendo da profundidade e das características do mesmo, totalizando 75 amostras. A profundidade a que cada amostra foi selecionada teve em conta as características dos sedimentos, nomeadamente a sua estratigrafia por análise macroscópica no campo (estruturas sedimentares, granulometria e cor). As amostras foram colocadas em sacos de plástico no campo, e posteriormente congeladas para se manterem conservadas até serem tratadas. No total, foram recolhidas e analisadas 80 amostras.

No caso das amostras de sapal, a maioria foi recolhida em sapal médio, devido não só à preponderância deste andar, mas por razões de segurança, uma vez que as áreas de sapal baixo são de difícil acesso, exceto no interior de salinas abandonadas.



Figura 26 | Manuseamento da draga do tipo Van-Veen (à esquerda), e do *corer* (à direita).

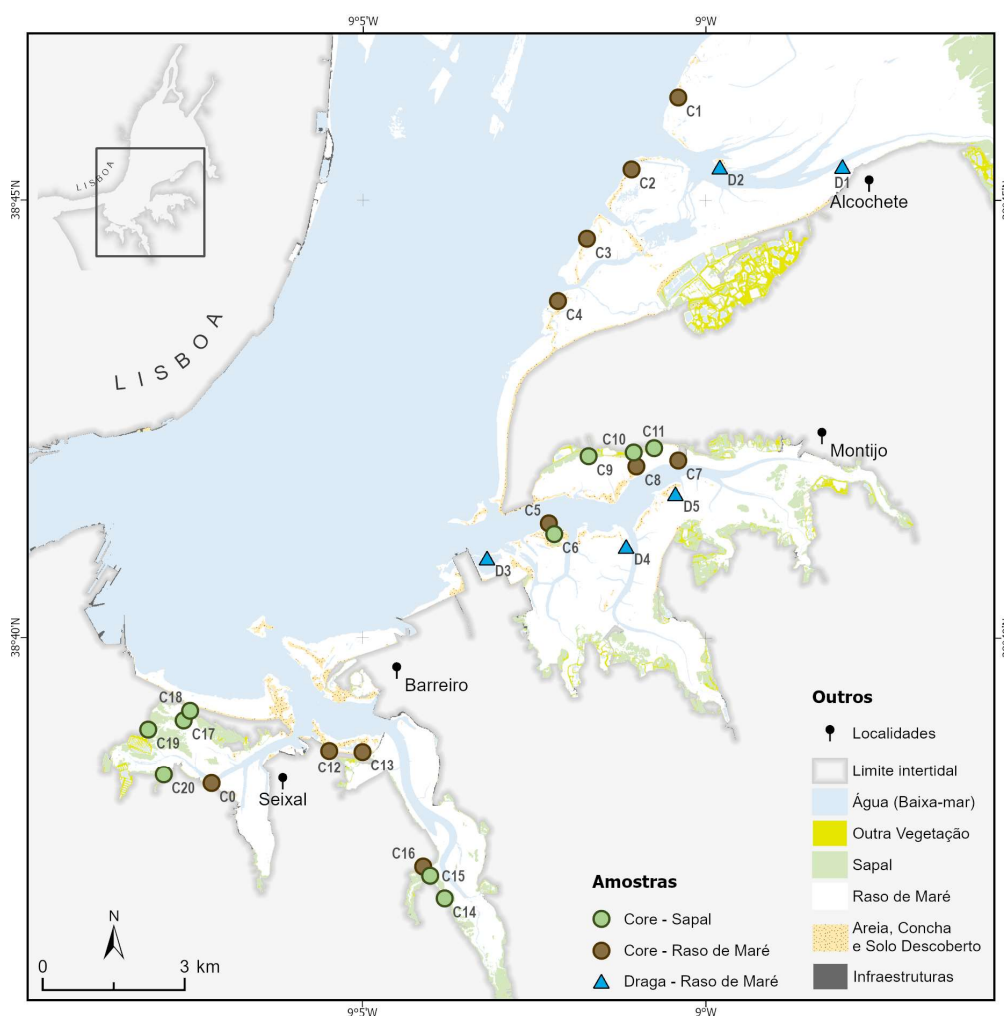


Figura 27 | Localização e tipo de amostras de sedimentos obtidas.

No trabalho de campo foram ainda identificadas espécies no sapal e elementos geomorfológicos de sapal e de raso de maré, nomeadamente os diferentes tipos de formações de sapal e diferentes andares, e as acumulações de conchas sobre os rastos de maré, tendo sido recolhidos pontos coordenados com recurso a um GPS Garmin GPSMAP 64st, e várias fotografias.

4.3. Análise do Mercúrio Total nos Sedimentos

4.3.1. Tratamento e Preparação das Amostras

As amostras de sedimento foram secas em estufa elétrica a 40 °C durante o período necessário a estarem completamente secas (cerca de 1 semana). Escolheu-se uma temperatura baixa para evitar a evaporação do mercúrio. Posteriormente, foram desintegradas, moídas e homogeneizadas num almofariz manual. Foi tida atenção a raízes e conchas, sendo as mesmas retiradas. Algumas amostras foram ainda peneiradas de forma a excluir fragmentos de conchas e de raízes >200 µm. No entanto, não foram removidos os pedaços de raízes <200 µm. As amostras moídas foram distribuídas em recipientes de níquel, com um peso próximo de 100 mg. Cada amostra foi replicada 1 ou 2 vezes, sendo utilizadas mais em caso de necessidade.

4.3.2. Medição da Concentração de THg

As barquinhas foram introduzidas no analisador de mercúrio automático LECO® AMA 254, que determinou os teores de THg. O THg neste equipamento é detetado por espectroscopia de absorção atómica após a pirólise de cada amostra num tubo de combustão/catalítico a 750 °C numa atmosfera de oxigénio, e coleta do Hg num amalgamador de ouro (Canário *et al.*, 2007; Costley *et al.*, 2000). As amostras foram medidas em duplicado ou triplicado, tendo sido refeitas medições em casos onde foram obtidos valores de amplitude de THg entre duas réplicas >0,05 mg/kg. Por fim, foi definida a concentração em cada amostra pela média das várias medições.

4.3.3. Controlo de Qualidade Analítico

Para a validação dos resultados, foram utilizados brancos (barquinhas vazias sem sedimento) e materiais de referência certificados nas medições. Os brancos foram lidos no início de cada série de medições das amostras. Através dos brancos obtidos foram calculados o limite de deteção (LD) e o limite

de quantificação (LQ). O LD é o valor mínimo medido a partir do qual se assume que é possível determinar que existe Hg na amostra, não sendo possível, no entanto, quantificar com exatidão por não existir certeza estatística. É calculado por $LD = M + 3\sigma$, em que M é a média dos brancos, e σ é o desvio-padrão. O LQ é a menor concentração de Hg que pode ser quantificada na amostra com exatidão e precisão aceitáveis. É calculado por $LQ = M + 10\sigma$. O LD obtido foi 0,039 ng/g e LQ 0,058 ng/g (Tabela 7).

Tabela 7 | Limite de detecção (LD) e limite de quantificação (LQ).

	M	σ	LD	LQ
THg (ng/g)	0,031	0,003	0,039	0,058

O material de referência certificado utilizado foi o MESS-4 (sedimento marinho, do *National Research Council Canada*) (Willie *et al.*, 2014), e foi medido em duplicado entre cada lote de 10 medições, de forma a garantir que o valor obtido se encontrava dentro do limite de referência, o que sempre se verificou (Tabela 8).

Tabela 8 | THg (mg/kg) na referência certificada e concentração média obtida.

	Referência (MESS-4)	Obtido
THg (mg/kg)	0,09 $\pm$ 0,04	0,07 $\pm$ 0,01

5. DINÂMICA RECENTE DAS ÁREAS INTERTIDAIS

5.1. Dinâmica das Margens dos Rasos de Maré e Sapais

As mudanças das margens indicam apenas uma mudança de posição, que se expressa em expansão ou contração das margens. Apesar de poder ser sinónimo de acreção ou erosão horizontal em vários casos, em muitos outros pode não o ser. Por exemplo, uma subida relativa do nível do mar teria a capacidade de inundar áreas de raso de maré, gerando uma aparente contração das margens sem ocorrer erosão. Dado serem apenas analisadas as margens, não são contemplados todos os aspetos das alterações que ocorrem nas áreas intertidais, nem são quantificados todos os ganhos ou perdas de sedimento num determinado local. Por exemplo, a nossa análise não contempla casos onde ocorreu reclamação de terras, ou eventos degradação ou expansão dos ambientes no seu interior (como dinâmicas dos canais de maré no interior do sapal, ou acreção vertical), nem mudanças em áreas abrigadas, como o interior de salinas desativadas.

5.1.1. Taxas de Mudança das Margens dos Rasos de Maré

Devido à incerteza muito significativa das taxas no primeiro período em análise (1928/33 a 1995), por consequência da utilização de cartas hidrográficas históricas, as taxas são apresentadas, mas não são discutidas, nem são comparadas com as taxas do período de 1995 a 2018. Excetuam-se apenas as áreas de pormenor A, B e G, devido à sua menor incerteza.

As taxas de mudança das margens dos rasos de maré, no geral, revelam a predominância do processo de contração nos dois períodos analisados. A mediana (Med) foi de -0,16 m/ano de 1928/33 a 1995, e de -0,01 de 1995 a 2018, e a média ($\bar{X}$) foi de -0,25 m/ano no primeiro período, e -0,19 m/ano no segundo (**Figura 28** e **Tabela 9**). No período de 1995 a 2018, a quantidade de locais com taxas positivas praticamente igualou os locais com taxas negativas, dado que a Med foi próxima de 0, enquanto as taxas de contração foram mais intensas, sendo a média inferior à mediana.

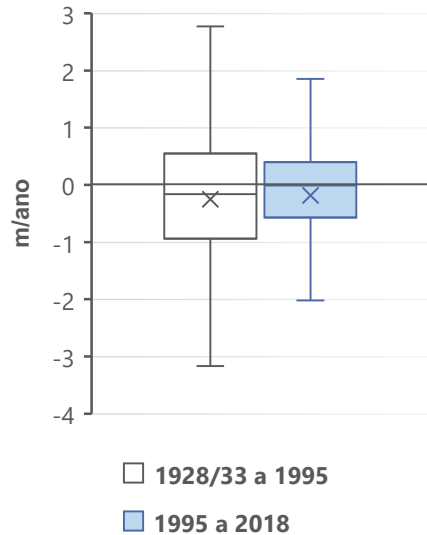


Figura 28 | Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré, em todo o Estuário do Tejo. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde Q3 é o 3º quartil, Q1 é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).

Para analisar as diferenças locais dos rasos de maré no estuário, foram definidas 7 áreas de pormenor: A – Baías do Seixal e de Coina, B – Baía da Moita-Montijo, C – Canal de Alcochete, D – Margem esquerda da bacia interior, E – Mouchão do Lombo do Tejo ao rio Sorraia, F – Mouchões de maré interiores, G – Cala do Norte e Mouchão da Póvoa. As áreas de pormenor e as taxas de mudança das margens de raso de maré são representadas nas **Figura 29** e **Figura 30**.

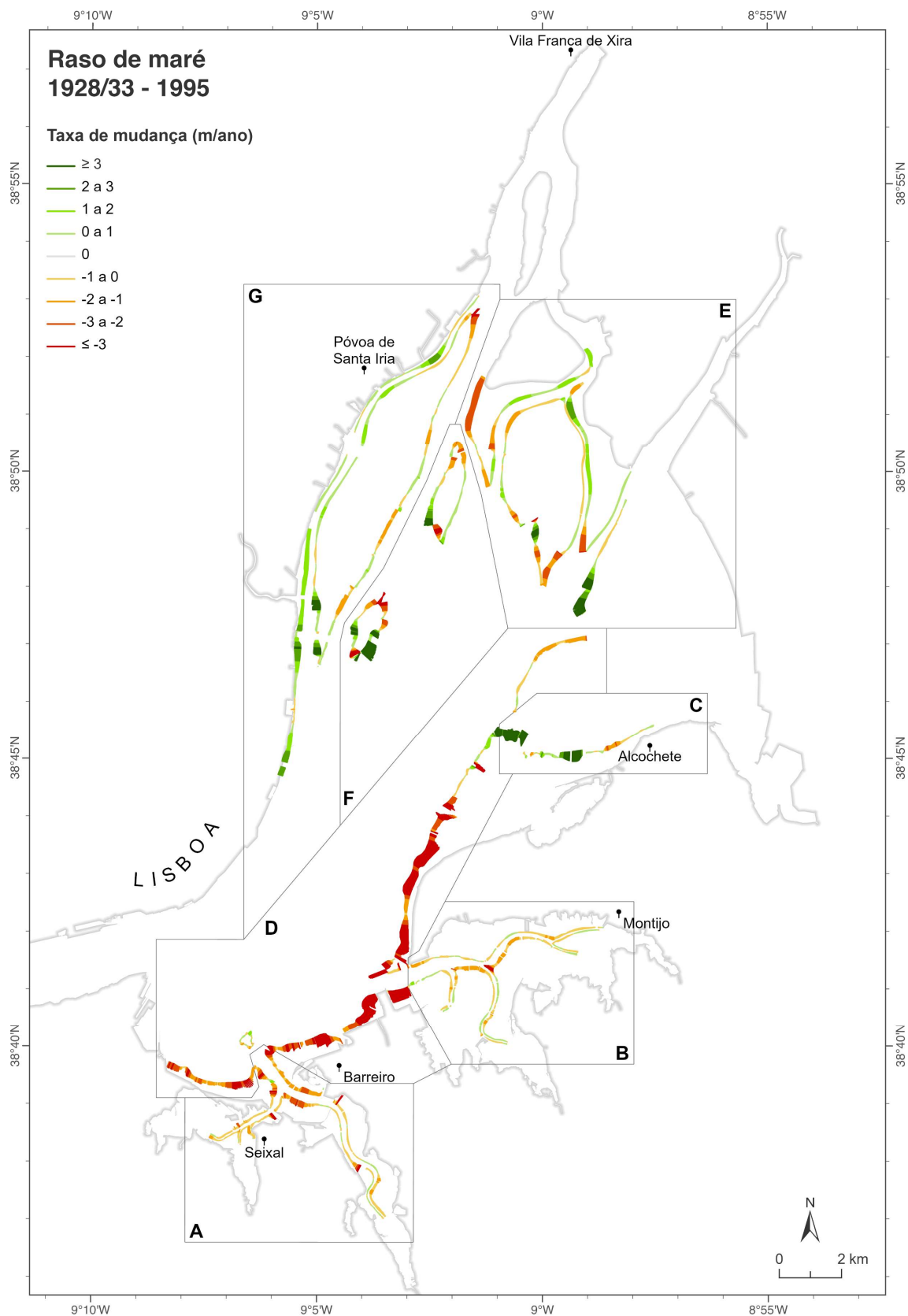


Figura 29 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do raso de maré, no período de 1928/33 a 1995.

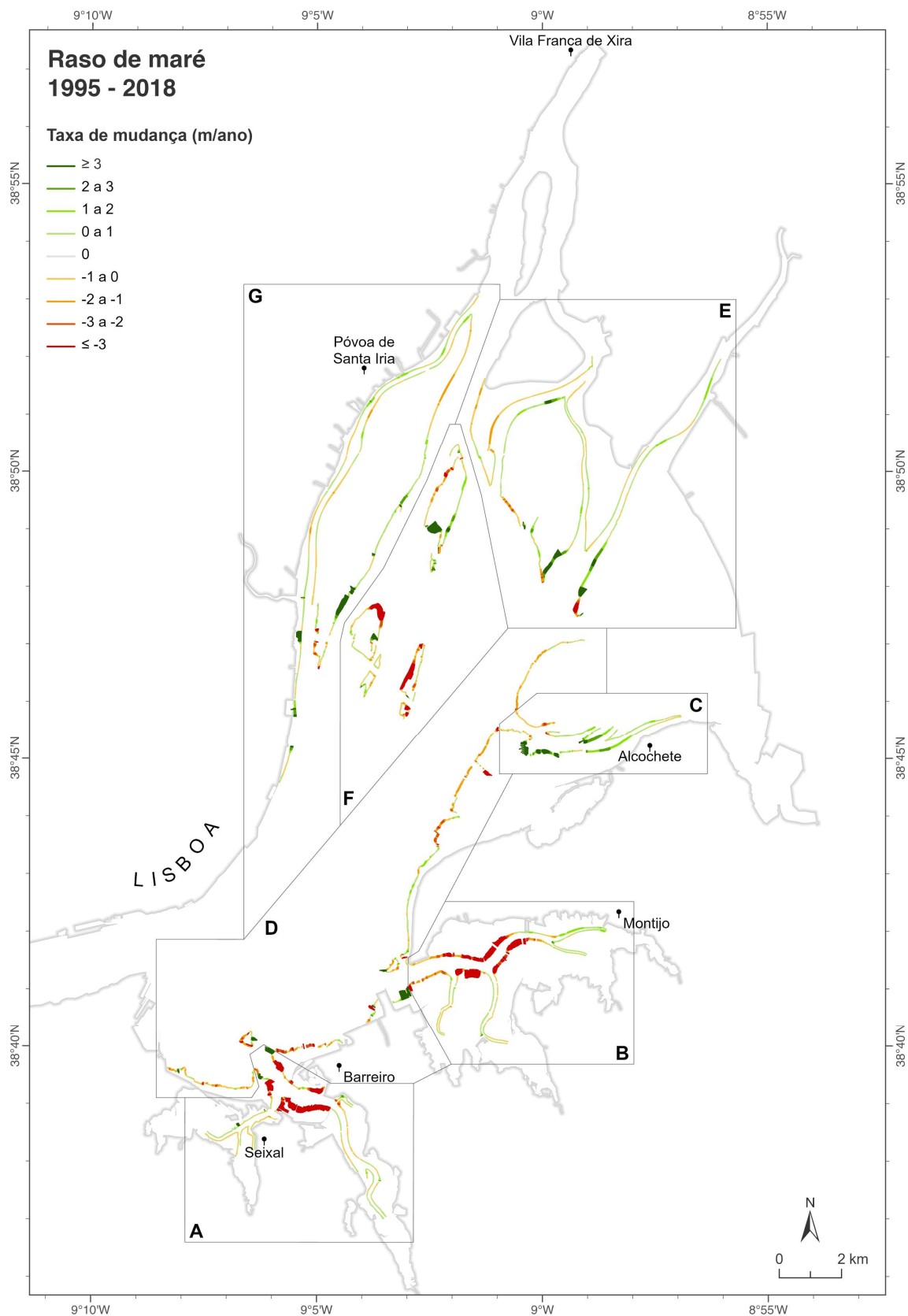


Figura 30 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do raso de maré, no período de 1995 a 2018.

No período de 1995 a 2018, o valor médio das taxas foi mais elevado na área de pormenor C (0,73 m/ano), e mais reduzido na área B (-1,08 m/ano) (**Tabela 9** e **Figura 31**). A taxa positiva mais elevada ocorreu nos mouchões de maré interiores (F) (15,90 m/ano), seguindo-se nas baías do Seixal e de Coina (A) (14,22 m/ano). A taxa negativa mais considerável ocorreu nas baías do Seixal e de Coina (A) (-14,96 m/ano), seguindo-se na margem esquerda da bacia interior (D) (-11,64 m/ano) (**Tabela 9**). A Norte predominou a expansão, enquanto a Sul predominou a contração.

Tabela 9 | Valores das taxas de mudança das margens de raso de maré, para cada período analisado, nas áreas de pormenor e em todo o estuário (valores em m/ano). Os valores de média ($\bar{X}$) e mediana (Med) são realçados com cor verde se positivos, e com cor vermelha se negativos. Valores > 0,50 m/ano, bem como < -0,50 m/ano, são realçados com cor mais escura. *Elevada incerteza neste período.

		A	B	C	D	E	F	G	Tudo
1928/33 a 1995*	$\bar{X}$	-0,70	-0,34	1,49	-2,10	0,01	0,07	0,45	-0,25
	Med	-0,45	-0,28	0,33	-1,73	-0,05	0,26	0,44	-0,16
	σ	0,88	0,63	2,47	2,14	1,46	2,21	1,07	1,69
	Máx.	1,18	1,63	7,35	5,16	5,47	6,52	4,02	7,35
	Min.	-5,84	-5,33	-2,13	-10,16	-3,29	-6,39	-5,50	-10,16
1995 a 2018	$\bar{X}$	-0,86	-1,08	0,73	-0,47	0,23	-0,41	0,23	-0,19
	Med	-0,08	-0,09	0,35	-0,64	0,08	-0,16	0,06	-0,01
	σ	2,53	2,41	1,62	2,04	1,31	2,90	1,19	2,05
	Máx.	14,22	3,03	11,48	13,34	9,79	15,90	7,61	15,90
	Min.	-14,96	-11,31	-3,69	-11,64	-6,27	-9,94	-4,64	-14,96

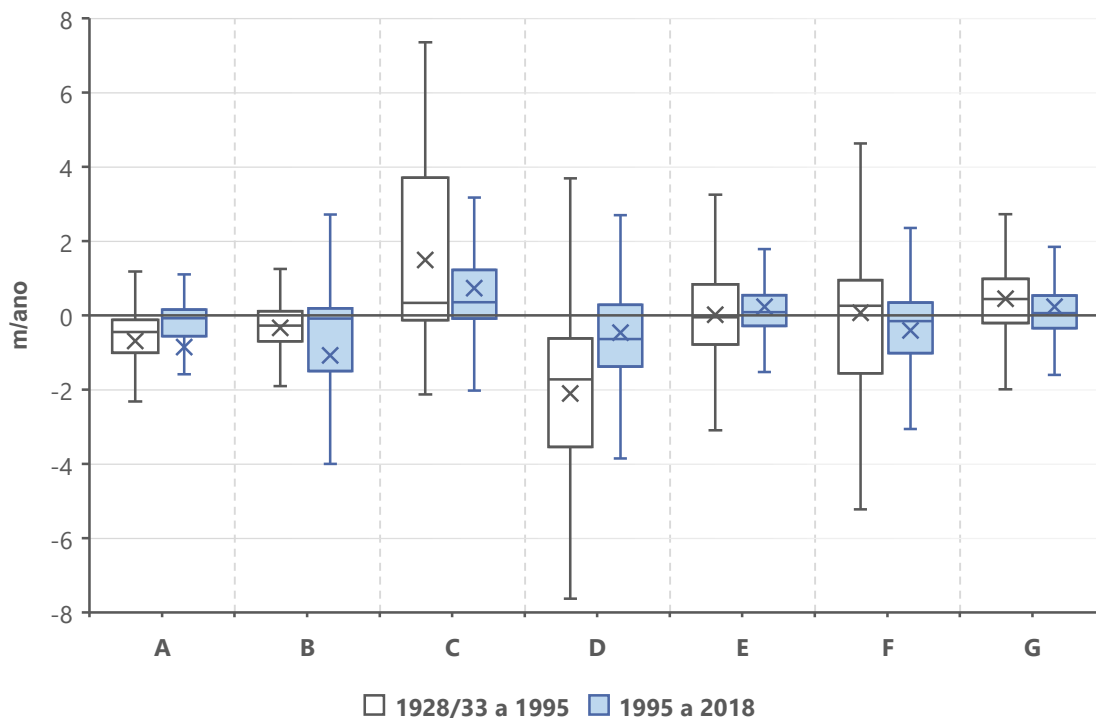


Figura 31 | Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré, nas áreas de pormenor. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).

A – Baías do Seixal e de Coina, e B – Baía da Moita Montijo

Nas áreas de pormenor A e B, no período de 1928/33 a 1995, ocorreram algumas alterações nas margens dos rasos de maré. Apesar da elevada incerteza, é possível identificar contração das margens, principalmente no setor próximo ao Barreiro, e reduções de área de raso de maré por dragagens. No entanto, é generalizada a contração das margens em praticamente todos os locais, o que deverá ser devido à representação dos limites dos rasos de maré patente nas próprias cartas hidrográficas históricas numa cota mais baixa que o da máxima baixa-mar, devido à finalidade de navegação destas cartas. A quantificação das taxas com base nesta linha gerou uma aparente contração generalizada que não corresponde à realidade. Apesar disso, a contração é mais intensa ao longo do Canal do Barreiro desde o setor mais jusante até ao cais fluvial do Barreiro.

No período de 1995 a 2018, as taxas apresentaram uma dicotomia, sendo observado um setor de elevada contração (onde circulam catamarãs), e um setor de alterações diminutas ou com alguma expansão (onde não circulam catamarãs) (**Figura 32** e **Figura 33**). Nas margens do canal do Barreiro,

desde o Cais do Barreiro para jusante, e nas do canal do Montijo, desde o Cais do Seixalinho para jusante, ocorreu acentuada contração. No canal do Barreiro foi atingido o valor negativo mais baixo de -14,96 m/ano, e $\bar{X}$ de -3,09 m/ano, e no canal do Montijo foi atingido o valor mais baixo de -11,31 m/ano, e $\bar{X}$ de -3,45 m/ano. No entanto, nas margens restantes $\bar{X}$ e Med aproximaram-se de 0, sendo a $\bar{X}$ = -0,01 m/ano em A e 0,13 m/ano em B.

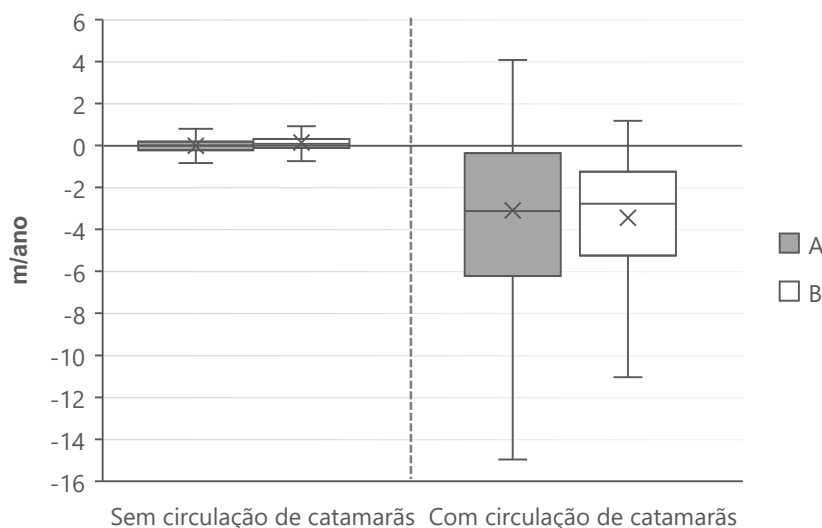


Figura 32 | Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de raso de maré nas áreas de pormenor A e B, divididas pelos locais sem circulação de catamarãs e paralelamente aos seus trajetos. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).

As diferenças observadas nos diferentes setores, a jusante e a montante dos cais fluviais, são explicadas pela circulação de catamarãs nestas baías, algo já previamente identificado por nós na Baía da Moita-Montijo (Martins *et al.*, 2023), mas que agora verificamos que ocorre também no Barreiro. A circulação destes barcos gera ondas de altura e energia significativa, que causam a severa contração das margens dos rasos de maré, bem como a ressuspensão do sedimento fino e transporte das conchas para o topo dos rasos de maré, originando depósitos de conchas com morfologia de dunas hidráulicas sobre os rasos de maré, paralelamente ao trajeto de circulação dos barcos (**Figura 33**). São também observados alguns locais com expansão significativa do raso de maré, que são devidos à remobilização dos sedimentos e das conchas, face à direção das ondas, formando depósitos de conchas alongados, sendo consequência da erosão dos rasos de maré. Os catamarãs foram introduzidos em 1995, o Cais do Seixal foi inaugurado em 1997, e o Cais do Seixalinho (Montijo) foi inaugurado em 2002. Por isso, estas alterações apenas ocorrem após a entrada em circulação destes barcos e paralelamente ao seu trajeto de circulação, não sendo observadas alterações significativas das margens a montante dos cais fluviais (**Figura 32**). Apesar

disso, o Cais do Barreiro já estava ativo anteriormente a 1995, sendo que a contração mais acentuada de 1928/33 a 1995 a jusante do cais poderá estar relacionada com a circulação de embarcações nesse setor. Importa notar que a contração do raso de maré passa a ser restrita quando a extensão do raso se torna reduzida e quando é limitado na margem terrestre por estruturas fixas, gerando elevada acumulação do material mobilizado até que não seja mais possível a contração do raso de maré, ainda que continue a ocorrer mobilização de sedimento. Tal é observado a Oeste do Barreiro, junto às estruturas dos moinhos de maré, e na margem do raso na Ilha do Rato na Baía da Moita-Montijo.

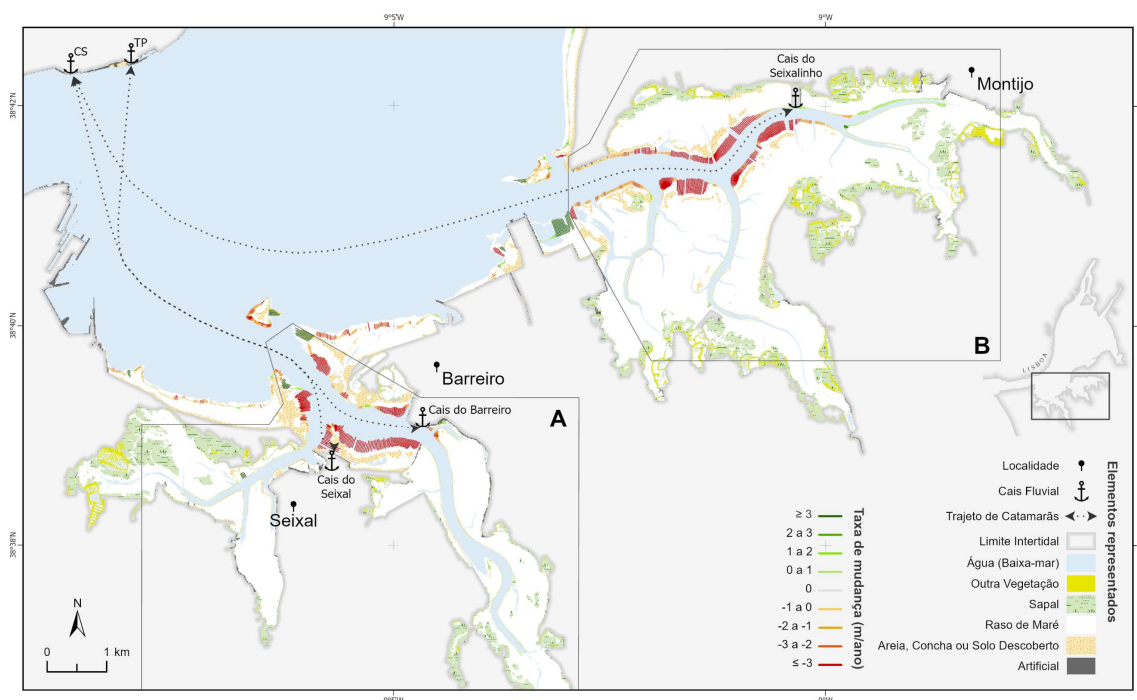


Figura 33 | Taxas de mudança das margens dos rastos de maré nas áreas de pormenor A (baías do Seixal e de Coina) e B (Baía da Moita-Montijo), no período de 1995 a 2018, e relação com a circulação de catamarãs (trajetos representados com setas). A extensão dos elementos representados, nomeadamente o sapal e raso de maré, é relativa a 2023. CS – Cais do Sodré; TP – Terreiro do Paço.

C – Canal de Alcochete, e D – Margem esquerda da bacia interior

No canal de Alcochete (C) é verificado um predomínio da expansão das margens em ambos os períodos analisados (Tabela 9 e Figura 29 e Figura 30). No período de 1995 a 2018 também se verifica expansão, a uma taxa média de 0,73 m/ano, e máxima de 11,48 m/ano. As margens do canal de Alcochete são muito recortadas, devido aos canais de maré afluentes de Norte, e alarga em direção a jusante, até voltar novamente a estreitar. A expansão ocorre desde montante até ao local em que o canal se estreita, passando aí a ocorrer contração das margens, com taxas na sua generalidade maiores que -1 m/ano. A

expansão poderá estar relacionada com o menor declive das margens e com uma superior taxa de sedimentação neste setor do estuário.

Na área de pormenor D, ao longo da margem esquerda da bacia interior, excluindo as bacias, canais e o setor Norte (E), no período de 1995 a 2018 as taxas revelam a predominância da contração das margens, sendo este o setor do estuário com mais locais a apresentar taxas negativas (Med = -0,64 m/ano) (**Tabela 9**). $\bar{X}$ foi de -0,47 m/ano, sendo mais acentuada a Sul e a Norte, enquanto na área central, a Oeste da Base Aérea do Montijo, se verificou expansão. Também nesta área se verificam depósitos de conchas, a Sul e a Norte, relacionadas com a ondulação gerada pela circulação de catamarãs a Sul (**Figura 33**), e de pequenas embarcações de pesca velozes a Norte (**Figura 34** e **Figura 35**). A contração das margens observada a Norte, em geral, não é tão intensa.

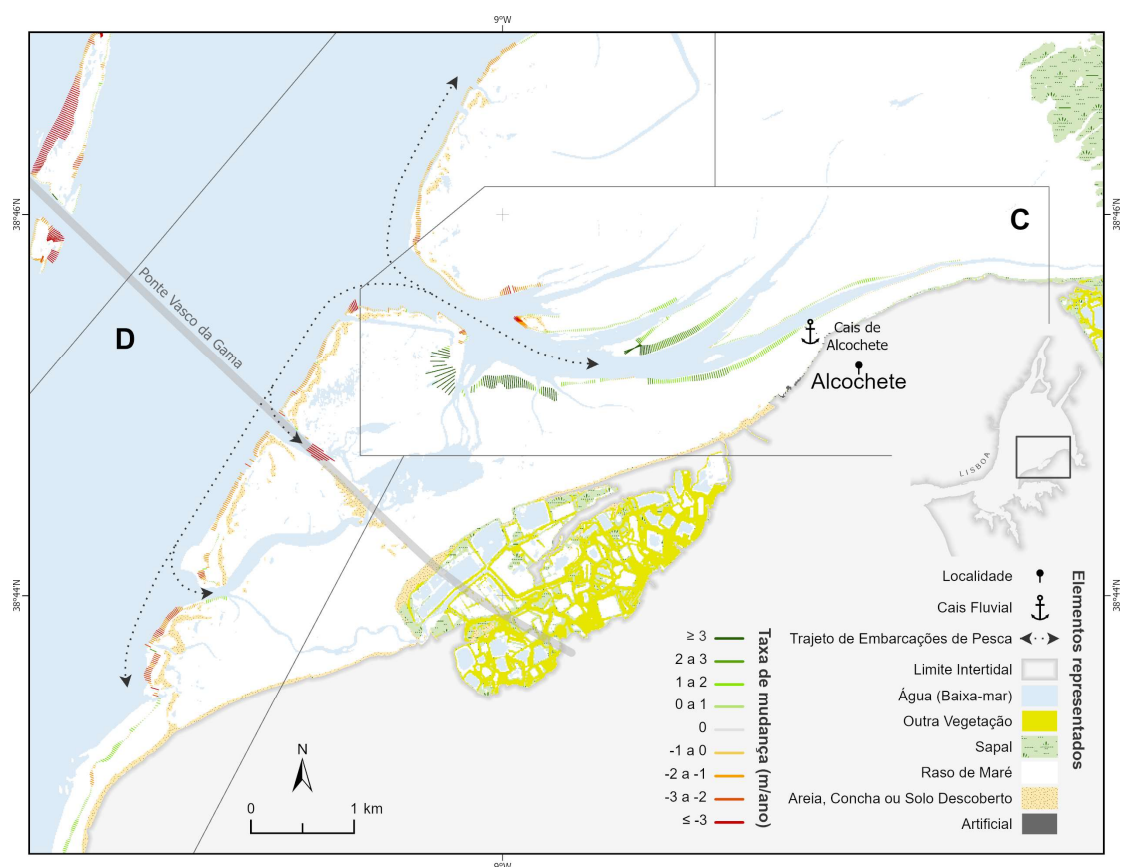


Figura 34 | Taxas de mudança das margens dos rasos de maré nas áreas de pormenor C (Canal de Alcochete) e setor Norte da área D (Margem esquerda da bacia interior), no período de 1995 a 2018, e relação com a circulação de embarcações de pesca (trajetos representados com setas). A extensão dos elementos representados, nomeadamente o sapal e raso de maré, é relativa a 2023.

A pesca de bivalves é efetuada sobre os rasos de maré na região de Samouco-Alcochete, bem como em áreas subtidais. Dada a grande extensão dos rasos de maré neste local, os apanhadores deslocam-se através de embarcações de pequena dimensão, mas velozes, e apanham amêijoja-japonesa de forma

apeada e com berbigoeiro sobre o raso, bem como através de mergulho na área subtidal, junto às margens do raso (Ramajal *et al.*, 2016). Dado não serem visíveis nos ortofotomosaicos de 1995, a formação dos depósitos de conchas neste local será posterior a esse ano, parecendo coincidir com o aumento da apanha que se intensificou, principalmente, a partir de 2010 (Ramajal *et al.*, 2016).



Figura 35 | Vista desde o setor interno (a sotamar) de um depósito de conchas sobre o raso de maré a Norte da ponte Vasco da Gama. São visíveis apanhadores de bivalves apeados e embarcações sobre o raso de maré.

E – Mouchão do Lombo do Tejo ao rio Sorraia

Na área de pormenor F, nas margens dos rasos de maré no setor Norte do Estuário, desde o mouchão do Lombo do Tejo até ao rio Sorraia, no período de 1995 a 2018, as taxas foram predominantemente expansivas, tendo $\bar{X}$ sido de 0,23 m/ano, e Med 0,08 m/ano. A expansão foi mais acentuada no setor terminal do rio Sorraia, atingindo o valor máximo de 9,79 m/ano. No entanto, também aí, mais a jusante num pequeno setor, foi atingido o valor de contração mais acentuado, de -6,27 m/ano.

Nas margens mais próximas ao Tejo, nomeadamente no mouchão do Lombo do Tejo, o raso de maré demonstrou contração predominante, com taxas maiores que -2 m/ano, enquanto no setor central desta área de pormenor a expansão predominou. Em geral, nas margens canalizadas, com um desenho sinuoso, verifica-se contração nas margens convexas, e expansão nas margens côncavas, o que parece corresponder a um regime típico de rio meandrizado nos canais de maré.

F – Mouchões de maré interiores

No setor F, no período de 1995 a 2018, as taxas revelaram uma predominância da contração, com $\bar{X} = -0,41$ m/ano, e $Med = -0,16$ m/ano. Apresentaram-se, no entanto, dinâmicas opostas, tendo ocorrido expansão significativa no setor jusante do mouchão situado a Norte, ocorrendo aí a taxa mais elevada observada em todas as margens do estuário (15,90 m/ano). Nos mouchões a sul, junto à ponte Vasco da Gama, ocorreu contração, principalmente a Norte e a Este dos mesmos, atingindo-se a taxa mínima de -9,94 m/ano. Desta forma, há uma movimentação dos limites do raso para Sul, que ocorre onde o sedimento é mais móvel. No entanto, onde o substrato é mais grosseiro (possivelmente devido à presença de concheiros), ocorreram mudanças menos significativas, ainda que em alguns locais tenham superado os 3 m/ano ou -3 m/ano.

O movimento poderá ser explicado por o estuário ser dominado pela vazante, tornando as correntes de maré mais fortes durante a vazante, e, por isso, as correntes de maior energia deslocam-se na direção Sul. Sobre o raso de maré também se verificam dunas hidráulicas, que apontam para a sua deslocação para Sul. No entanto, dado que as áreas onde ocorreram alterações são mais deprimidas e com um declive muito reduzido, as mudanças observadas poderão também ser devidas a diferenças na altura da água.

Importa também notar que as dragagens efetuadas aquando do início da construção da ponte Vasco da Gama em 1995 eliminaram setores de raso de maré nesta área, bem como nas áreas de pormenor D e G. Estas alterações não são contabilizadas nesta análise, uma vez que foram eliminados troços das linhas das margens (não sendo mais possíveis de delinear) e porque seria erróneo quantificar taxas relativas a um processo brusco como as dragagens.

G – Cala do Norte e Mouchão da Póvoa

Na Cala do Norte e Mouchão da Póvoa, no período de 1928/33 a 1995, é aparente a expansão do raso de maré, principalmente a Sul de São João da Talha, enquanto no extremo Norte do raso de maré no mouchão da Póvoa ocorreu contração.

Entre 1995 e 2018, também predominou a expansão, tendo $\bar{X}$ sido de 0,23 m/ano, e a Med de 0,06 m/ano. A expansão mais significativa (taxa máxima de 7,61 m/ano) ocorreu a sul do mouchão, e num local na margem direita da Cala do Norte que tinha sido dragado aquando da construção da ponte Vasco da Gama, tendo o raso de maré recuperado. As taxas mais significativas de contração (taxa mínima

de -4,64 m/ano) também ocorreram no setor Sul do mouchão. No entanto, a maioria das taxas situou-se entre 1 e -1 m/ano.

5.1.2. Taxas de Mudança das Margens dos Sapais

As taxas de mudança das margens dos sapais, no geral, revelam a predominância do processo de contração, e uma tendência para o seu agravamento (**Figura 36**). De 1955/58 a 1979 ocorreu um período de expansão ($\bar{X} = 0,35$ m/ano e Med = 0,12 m/ano), enquanto a partir de 1979 foi predominante a contração, mais acentuada de 1979 a 1995 ($\bar{X} = -0,39$ m/ano e Med = -0,28 m/ano) (**Figura 36 e Tabela 10**). Desde 1955/58 até 2018, verifica-se o acentuar da contração na generalidade dos locais, sendo que no primeiro período analisado (1955/58 a 1979) a expansão predominou, principalmente a Norte, enquanto no período mais recente (2007 a 2018) a contração é a norma em praticamente todas as áreas de pormenor analisadas. O desvio padrão foi mais elevado de 1995 a 2007 (3,14 m/ano), e menor de 2007 a 2018 (1,05 m/ano), sendo que neste último as taxas não foram tão acentuadas como nos períodos anteriores (quer de expansão ou de contração), mas a contração foi generalizada, ainda que com taxas, em geral, menos gravosas.

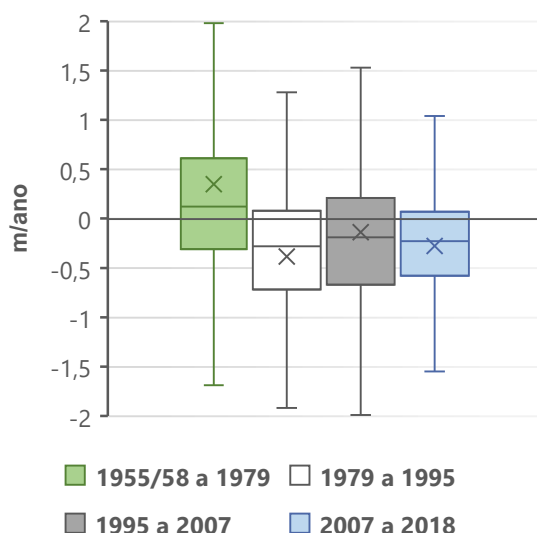


Figura 36 | Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de sapal, em todo o Estuário do Tejo. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).

Para analisar as diferenças locais entre os sapais, foram definidas 8 áreas de pormenor: A – Baía do Seixal, B – Baía de Coina, C – Baía da Moita-Montijo, D – Sapal de Pancas e das Hortas, E – Rio

Sorraia, F – Mouchão da Póvoa à Ponta da Erva, G – Cala do Norte, e H – Setor Norte do Estuário (Rio Tejo) (**Figura 37** a **Figura 40**).

Encontraram-se diferenças entre os sapais nos diversos setores do Estuário, ocorrendo a expansão predominante em Pancas, no rio Sorraia e na Cala Norte, e a contração nos restantes setores (**Figura 37** a **Figura 40**). As taxas médias e medianas mais significativas de expansão de sapal foram observadas na área F, de 1955/58 a 1979 ($\bar{X} = 1,65$ m/ano, e Med = 0,75 m/ano), e na área D, de 1979 a 1995 ($\bar{X} = 1,02$ m/ano, e Med = 0,49 m/ano), e de 1995 a 2007 ($\bar{X} = 2,03$ m/ano, e Med = 0,30 m/ano). Por outro lado, as mais significativas taxas de contração foram observadas também na área F, nos três períodos após 1979 ($\bar{X}$ entre -0,76 e -2,34 m/ano, e Med entre -0,80 e -1,87 m/ano), seguindo-se a Baía de Coina de 1955/58 a 1995 ($\bar{X}$ entre -0,80 e -0,90 m/ano, e Med entre -0,59 e -0,63 m/ano) (**Tabela 10**).

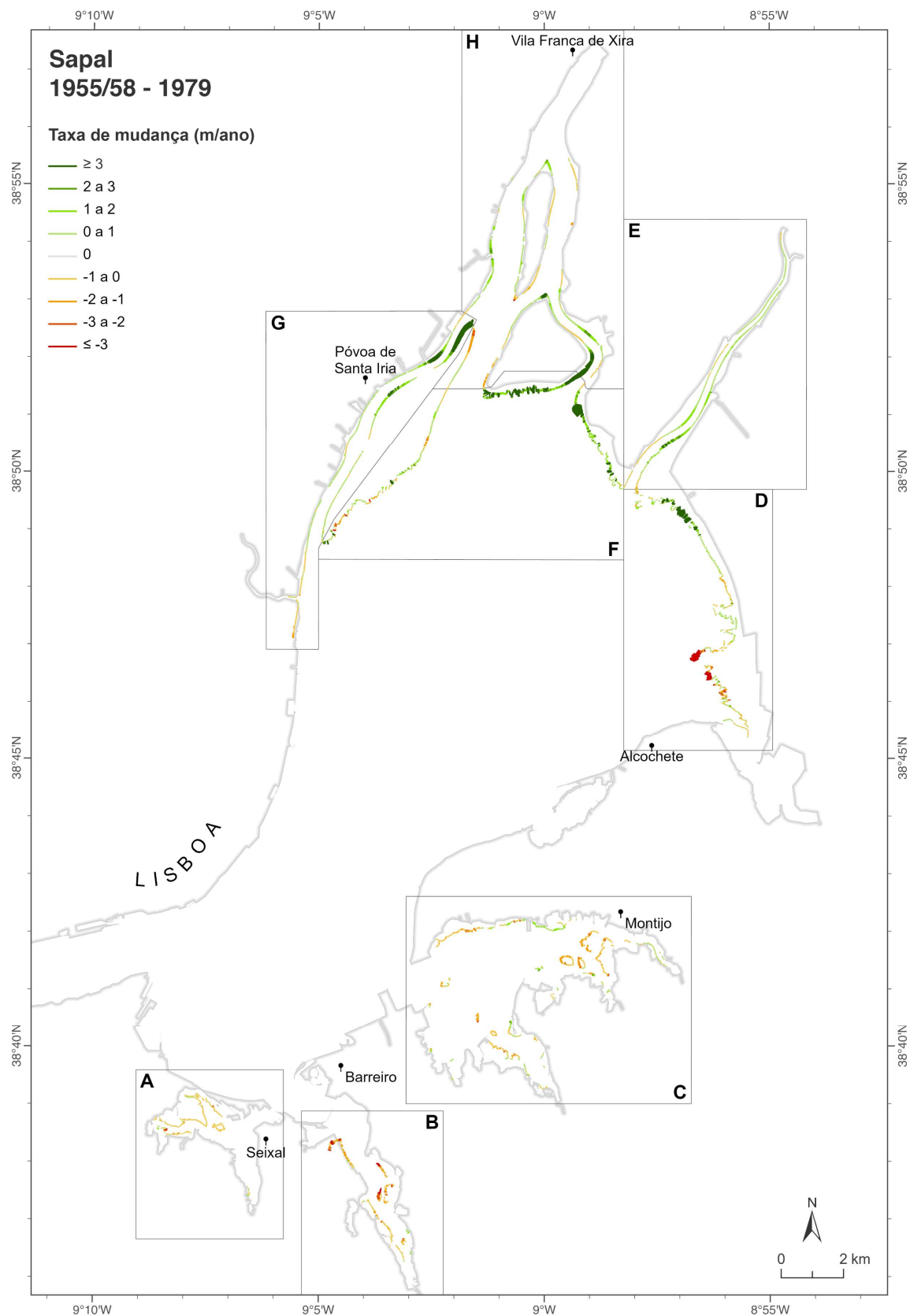


Figura 37 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1955/58 a 1979.

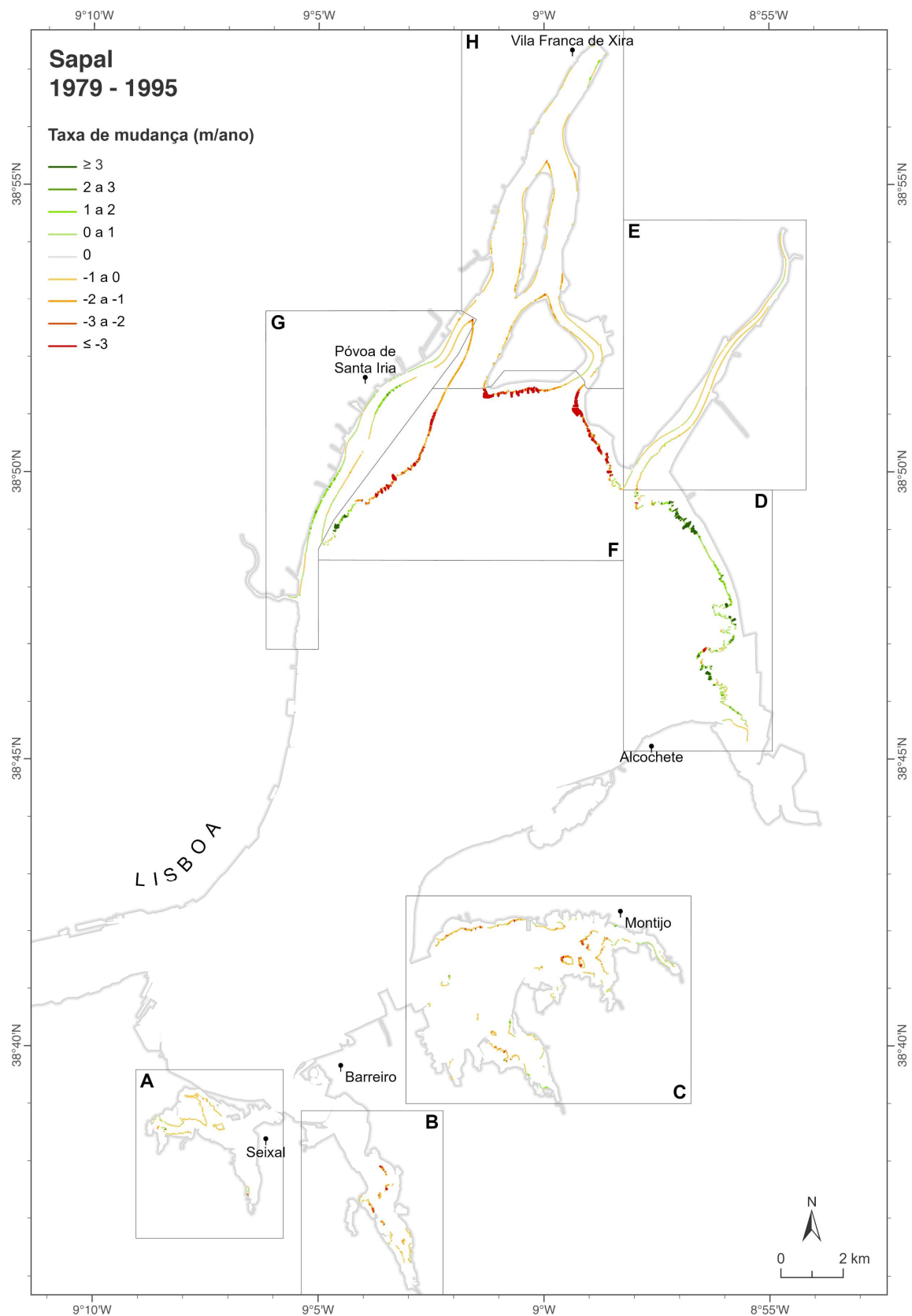


Figura 38 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1979 a 1995.

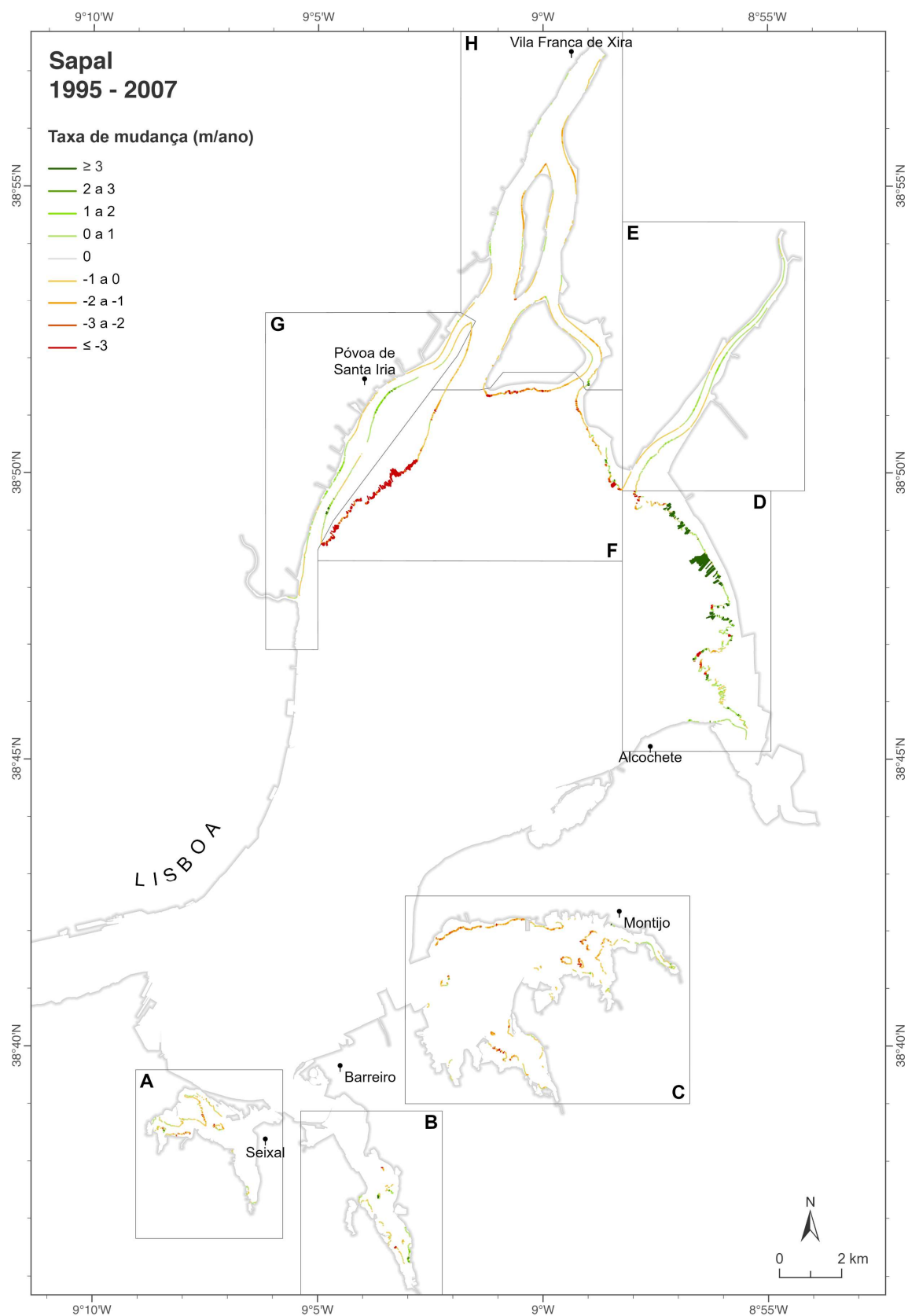


Figura 39 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 1995 a 2007.

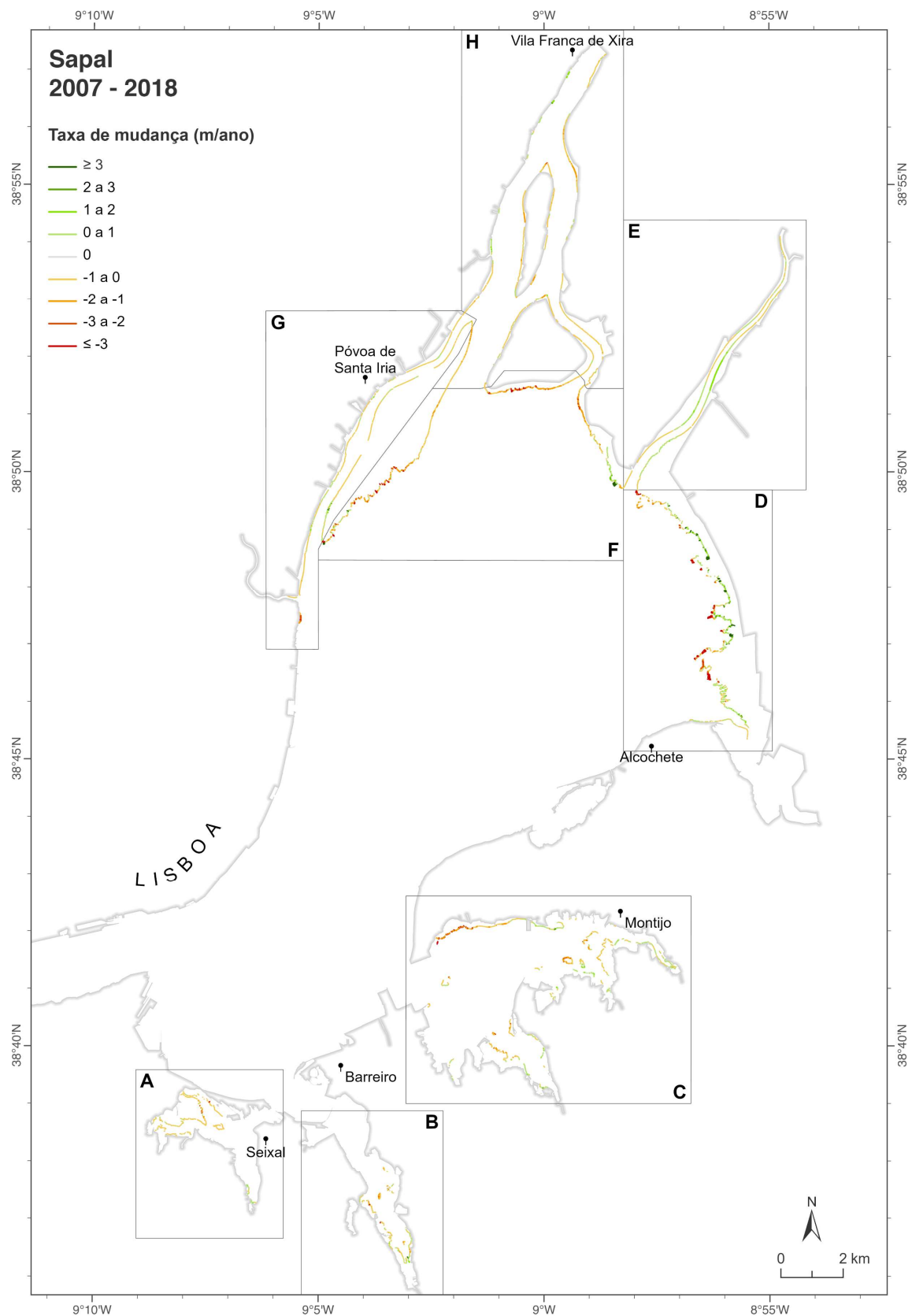


Figura 40 | Distribuição espacial das taxas de mudança das margens do sapal, no período de 2007 a 2018.

A tendência de agravamento da contração ou diminuição da expansão foi predominante nas áreas E, F, G e H. A tendência de diminuição da contração apenas se verificou na área B, enquanto nas áreas A, C, e D não houve uma tendência clara, verificando-se oscilações ou mantendo-se constante (Tabela 10 e Figura 41).

Tabela 10 | Valores das taxas de mudança das margens do sapal, para cada período analisado, nas áreas de pormenor e em todo o estuário (valores em m/ano). Os valores de média ($\bar{X}$) e mediana (Med) são realçados com cor verde se positivos, e com cor vermelha se negativos. Valores > 0,50 m/ano, bem como < -0,50 m/ano, são realçados com cor mais escura.

		A	B	C	D	E	F	G	H	Tudo
1955/58 a 1979	$\bar{X}$	-0,30	-0,90	-0,32	-0,02	0,47	1,65	0,84	0,39	0,35
	Med	-0,25	-0,63	-0,31	0,09	0,33	0,75	0,29	0,22	0,12
	σ	0,46	1,12	0,78	2,62	0,67	2,83	1,62	1,23	1,80
	Máx.	2,00	1,86	2,69	12,29	4,64	14,19	11,05	6,19	14,19
	Min.	-3,45	-7,42	-2,80	-11,45	-1,79	-4,26	-1,61	-3,12	-11,45
1979 a 1995	$\bar{X}$	-0,23	-0,80	-0,48	1,02	-0,22	-2,34	0,15	-0,57	-0,39
	Med	-0,23	-0,59	-0,38	0,49	-0,17	-1,87	0,07	-0,56	-0,28
	σ	0,41	0,91	0,80	2,26	0,29	3,00	0,81	0,50	1,67
	Máx.	2,24	0,51	2,84	18,48	1,14	8,82	2,76	1,57	18,48
	Min.	-2,25	-5,45	-4,65	-5,40	-2,74	-12,84	-6,60	-3,66	-12,84
1995 a 2007	$\bar{X}$	-0,33	0,12	-0,70	2,03	0,23	-2,31	0,17	-0,42	-0,14
	Med	-0,25	-0,03	-0,57	0,30	0,16	-1,37	-0,02	-0,42	-0,19
	σ	0,69	1,07	0,90	7,01	0,45	3,32	0,66	0,59	3,14
	Máx.	4,01	3,28	3,63	48,72	1,99	4,42	4,29	3,51	48,72
	Min.	-4,19	-4,89	-5,98	-5,91	-1,00	-26,01	-1,63	-5,10	-26,01
2007 a 2018	$\bar{X}$	-0,28	-0,29	-0,33	-0,11	0,12	-0,76	-0,16	-0,44	-0,27
	Med	-0,25	-0,27	-0,21	0,04	-0,06	-0,80	-0,16	-0,47	-0,23
	σ	0,42	0,78	0,83	1,89	0,51	1,55	0,44	0,50	1,05
	Máx.	1,17	4,61	2,34	9,81	1,92	12,11	3,32	2,45	12,11
	Min.	-3,23	-3,84	-5,20	-14,27	-0,78	-9,88	-3,41	-3,11	-14,27

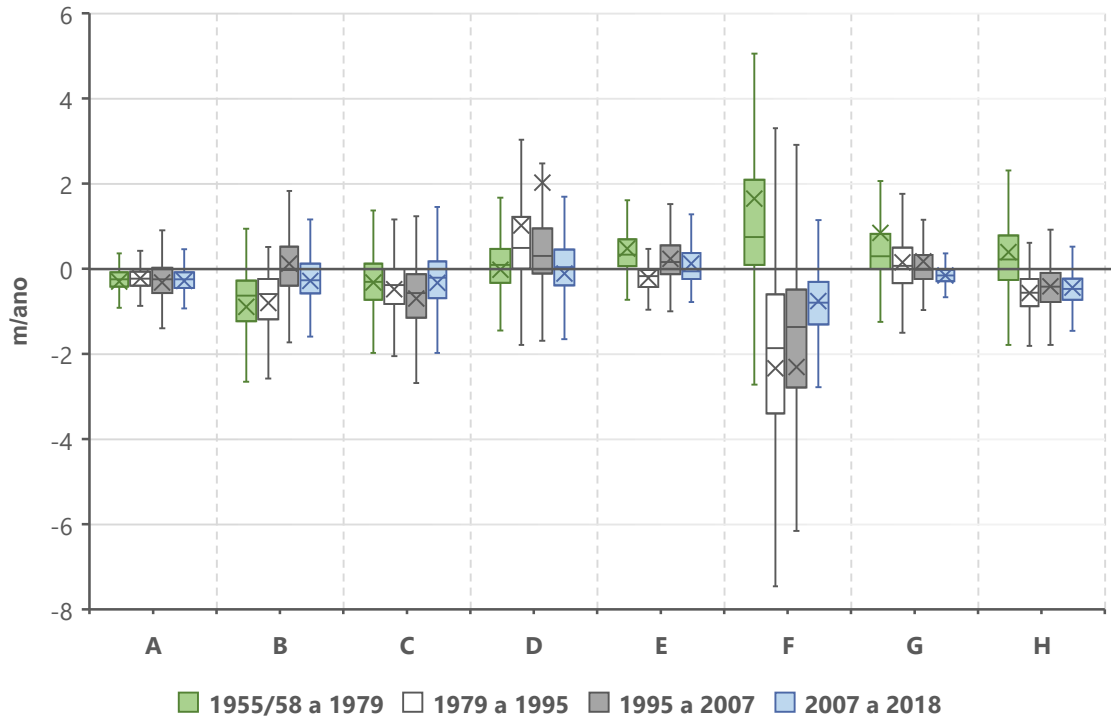


Figura 41 | Distribuição por quartis das taxas de mudança das margens de sapal, nas áreas de pormenor. X indica a média. Os valores extremos não estão representados, sendo o limite superior definido pelo valor máximo abaixo ou igual a $Q3 + 1,5(IQR)$, e o limite inferior definido pelo valor mínimo superior ou igual a $Q1 - 1,5(IQR)$, onde $Q3$ é o 3º quartil, $Q1$ é o 1º quartil, e IQR é o intervalo interquartil ($IQR = Q3 - Q1$).

A - Baía do Seixal

Na Baía do Seixal verificou-se a predominância da contração em todos os períodos, com taxas relativamente constantes ($\bar{X}$ entre -0,33 e -0,23 m/ano, e Med entre -0,25 e -0,23 m/ano) (**Tabela 10** e **Figura 41**). Em todos os períodos, mais de, ou perto de 75 % dos locais exibiram contração. A amplitude das taxas é relativamente reduzida em todo o sapal, revelando homogeneidade da dinâmica. O período de 1995 a 2007 destaca-se por terem ocorrido variações em diferentes locais, havendo uns em que ocorreu contração mais acentuada, e outros o inverso, expansão mais acentuada, evidenciando algumas perturbações diferenciadas neste período (**Figura 39** e **Tabela 10**). Devido a essa dicotomia, $\bar{X}$ e Med não variaram muito. A amplitude das taxas voltou a ser relativamente reduzida de 2007 a 2018.

O sapal na baía do seixal é um sapal maduro, maioritariamente estável (Lopes *et al.*, 2020), e com uma taxa de acreção vertical das mais diminutas do estuário, de cerca de 0,5 cm/ano. Dado que esta taxa excede a taxa de subida do nível relativo do mar ($< 0,4$ cm/ano), Silva *et al.* (2013) indicam que este sapal terá a possibilidade de sobreviver à subida do nível do mar. No entanto, Silva (2013) esclarece, segundo

o modelo aplicado na sua dissertação de mestrado, que por volta de 2040 o sapal não terá capacidade de acompanhar as taxas de subida do nível do mar (mais elevadas no futuro), e que após 2100 poderá converter-se em raso de maré, se as condições se mantiverem.

Segundo as taxas de mudança das margens de sapal analisadas, estas estão em contração, pelo menos, desde 1955, bem como o interior do sapal, tendo já sido convertida em raso de maré uma significativa porção deste, principalmente a Nordeste da baía do Seixal (**Figura 42**). Desta forma, a taxa de acreção vertical não está a ser suficiente para permitir a sobrevivência do sapal face a fatores como a subida do nível do mar, ou outros não analisados, que estarão a contribuir para a contração do sapal nesta baía desde a década de 1950.

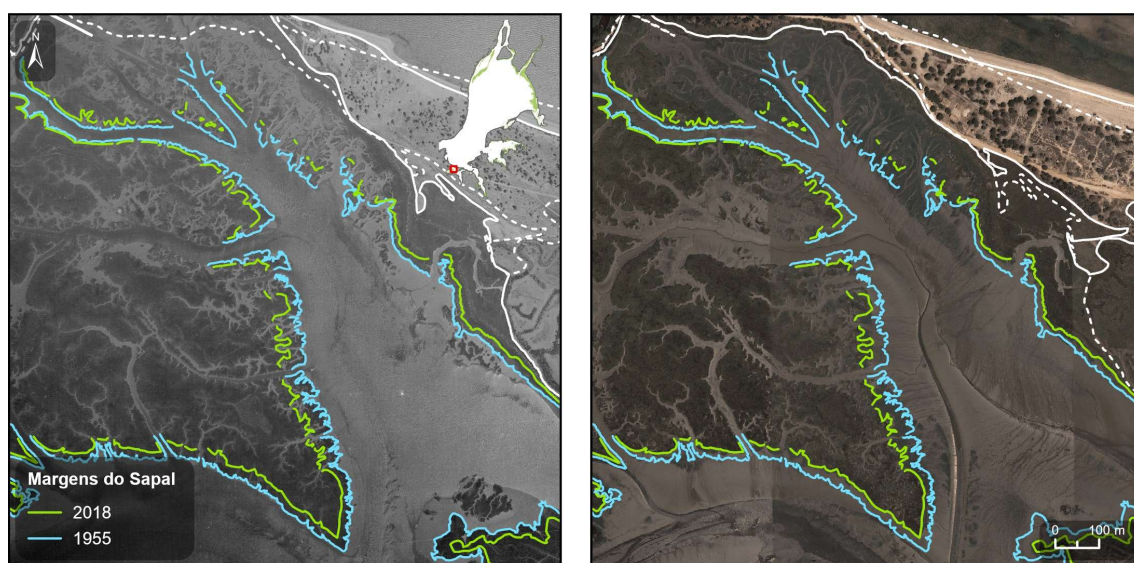


Figura 42 | Posição das margens do sapal em 1955 e 2018 no setor Nordeste da baía do Seixal, sobre fotografia aérea de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LPMMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LPMMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita).

B - Baía de Coina

Na Baía de Coina o sapal experienciou contração mais significativa de 1955 a 1979 ($\bar{X} = -0,90$ m/ano e Med = $-0,63$ m/ano), seguindo-se o período de 1979 a 1995 ($\bar{X} = -0,80$ m/ano e Med = $-0,59$ m/ano). No período seguinte as taxas de expansão foram mais acentuadas, face à contração ($\bar{X} = 0,12$ m/ano), e os locais em contração tornaram-se apenas ligeiramente predominantes (Med = $-0,03$ m/ano). No entanto, após 2007 a contração voltou a sobrepor-se ($\bar{X} = -0,29$ m/ano e Med = $-0,27$ m/ano), porém de forma menos acentuada que anteriormente (**Tabela 10**). No geral, a Baía de Coina revela uma tendência de abrandamento da contração, que pode ser explicada, em parte, pelo completo desaparecimento de áreas de sapal em que a contração era mais elevada.

Nos dois primeiros períodos em análise este local sofreu intervenções antrópicas importantes que reduziram uma porção significativa de sapal maturo no setor Nordeste. Estas áreas sofreram reclamação de terras para aí se poderem instalar as infraestruturas da Siderurgia Nacional (**Figura 43**). O canal fluvial e parte das suas margens também sofreram dragagens para acomodar a circulação naval de e para as instalações. Nos mesmos períodos, o sapal na proximidade, que não foi reclamado, sofreu contração mais significativa das suas margens (**Figura 43**). Existe, por isso, a possibilidade de as atividades humanas terem sido impulsionadoras da contração mais acelerada.

Apesar da redução do sapal maturo, ocorreu a formação e contínua expansão de sapal numa pequena área no setor mais a montante da Baía de Coina, sendo esse o setor mais abrigado e próximo à foz do rio Coina na baía. Este foi o único setor que permaneceu, essencialmente, sempre em expansão, excetuando-se apenas a expansão mais generalizada em toda a Baía no período de 1995 a 2007.

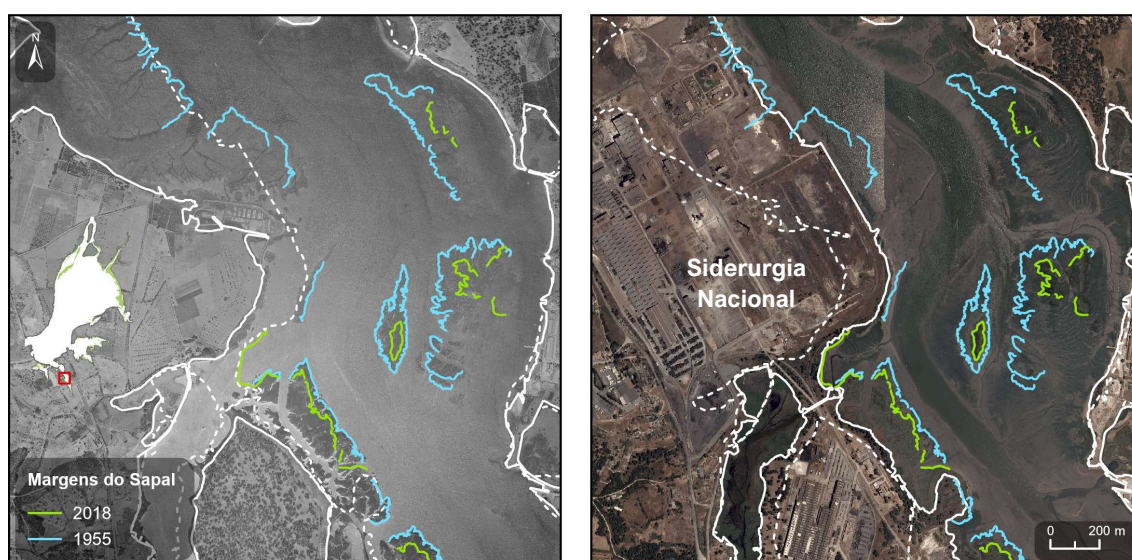


Figura 43 | Posição das margens do sapal em 1955 e 2018 no setor central da baía de Coina, sobre fotografia aérea de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LPMMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LPMMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita).

C - Baía da Moita-Montijo

O sapal na Baía da Moita Montijo revela a predominância da contração em todos os períodos ($\bar{X}$ entre -0,70 e -0,32 m/ano, e Med entre -0,57 e -0,21 m/ano). Este processo foi mais acentuado no período de 1995 a 2007 ($\bar{X}$ = -0,70 m/ano e Med = -0,57 m/ano) (**Tabela 10**).

De 1958 a 1979 a contração foi mais acentuada nas margens do sapal mais exposto. A expansão foi predominante nas margens do sapal mais abrigado, nos locais mais a montante dos canais. No entanto, alguns locais expostos também expandiram, nomeadamente no setor central Norte da Baía.

De 1979 a 1995 a contração acentuou-se em geral, em especial devido ao seu agravamento no sapal exposto no setor Este, e à mudança para contração da quase totalidade dos locais de sapal exposto que anteriormente estavam em expansão. Nas áreas mais abrigadas o sapal permaneceu em expansão (**Figura 38**).

Foi de 1995 a 2007 que o processo de contração atingiu o seu máximo na Baía de Moita-Montijo. Grande parte deveu-se ao acréscimo da contração em sapal exposto no setor Norte e Noroeste, bem como no setor Sul, e pelo mantimento de contração elevada no sapal exposto no setor Este. Para além disso, o sapal mais abrigado, na sua maioria, apenas se manteve em expansão no setor Este.

A partir de 2007 e até 2018, a contração abrandou para valores idênticos ao primeiro período em análise ($\bar{X} = -0,33$ m/ano e $Med = -0,21$ m/ano). A contração permaneceu mais significativa no setor Nordeste, enquanto nos restantes locais abrandou. Vários locais transitaram para taxas positivas, nos locais abrigados, a Este do Cais do Seixalinho e no setor Este.

Os resultados aqui obtidos expandem a análise já efetuada em Martins *et al.* (2023), onde já se tinha verificado a preponderância da contração desde 1958 e o seu agravamento a partir de 1995, sendo mais acentuada no setor Nordeste devido à ondulação gerada pela circulação de catamarãs (**Figura 44**). Agora foi possível verificar que as taxas negativas abrandaram a partir de 2007. Tal poderá significar um abrandar geral das forças erosivas na baía, ou que as áreas mais sensíveis teriam sido já degradadas, permanecendo apenas as áreas de sapal mais consolidadas e resistentes (sapal mais maturo e mais alto). No entanto, paralelamente à rota de circulação dos catamarãs, a contração significativa permaneceu.

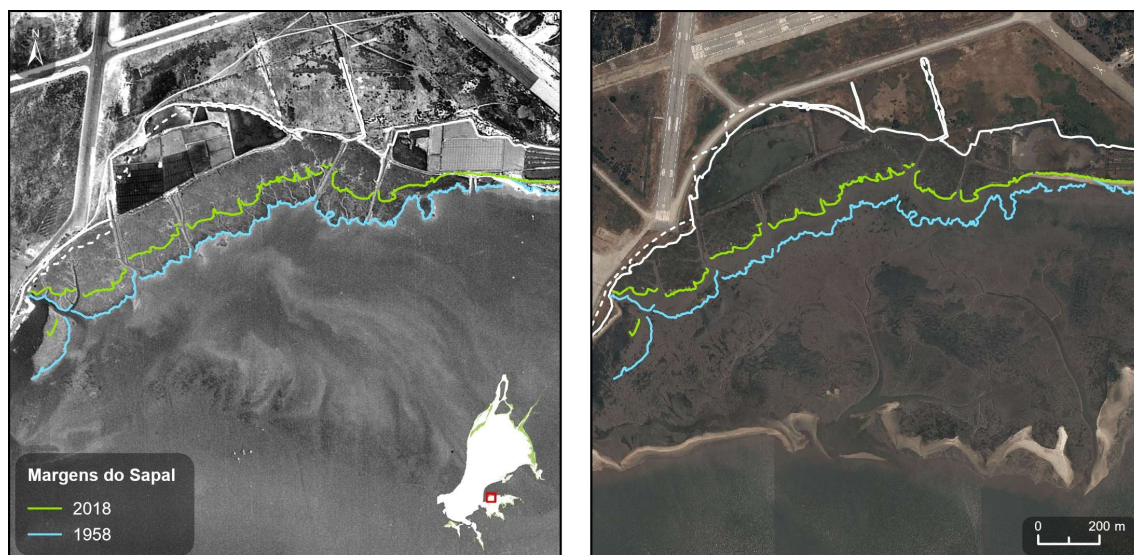


Figura 44 | Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Nordeste da baía da Moita-Montijo, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita).

D – Sapal de Pancas e das Hortas

De 1958 a 1979 o sapal de Pancas, na sua maioria, não experienciou taxas de mudança significativas, excetuando-se dois locais nos quais ocorreram mudanças distintas: num setor a Norte ocorreu expansão significativa, com uma taxa máxima de 12,29 m/ano, enquanto num setor a Sul ocorreu contração significativa essencialmente em duas frentes de sapal, com uma taxa de contração mínima de -11,45 m/ano (**Figura 37**). O balanço neste período é próximo de zero ($\bar{X} = -0,02$ m/ano).

Nos seguintes períodos foi quando o sapal de Pancas mais expandiu, atingindo o pico de expansão de 1995 a 2007. De 1979 a 1995 a expansão ocorreu em praticamente todo o sapal. O local que mais expandiu permaneceu o mesmo que já tinha expandido anteriormente, a taxas semelhantes, num máximo de 18,48 m/ano. O local previamente em contração inverteu a sua dinâmica. De 1995 a 2007 notaram-se mudanças importantes, observando-se um foco de expansão relevante no setor central do sapal de Pancas, com uma taxa máxima de 48,72 m/ano (**Figura 45**). Apesar disso, apareceram pequenos focos de contração, e o setor expansivo a Norte viu as suas taxas abrandarem, observando-se um ligeiro decréscimo da Med, de 0,49 m/ano para 0,30 m/ano.

O sapal de Pancas é, de facto, reconhecido como um sapal com importante expansão, tendo sido verificada significativa expansão desde 1984 até 2020 (média estimada em 3 ha/ano), através da análise de imagens Landsat (resolução espacial de 30 m) (Lopes *et al.*, 2020) e com taxas de sedimentação vertical

das mais elevadas no estuário, de 2,2 cm/ano (Silva *et al.*, 2013). No entanto, a análise pormenorizada das mudanças nas margens indica que, de 2007 a 2018, a média e mediana das taxas atingiram o valor mais baixo (-0,11 m/ano e 0,04 m/ano, respetivamente), apontando para uma transição para contração. Os focos de contração multiplicaram-se e ocorreram nos locais mais frontais do sapal, ou seja, nos locais mais expostos, atingindo a taxa mínima de -14,27 m/ano, enquanto as margens do sapal mais atrás permaneceram com taxas positivas, tendo a mediana de todo o conjunto doeste sapal sido próxima de 0. Dada a tendência de aumento da contração, revela-se a possibilidade de ocorrer uma dinâmica maioritariamente transgressiva no futuro.

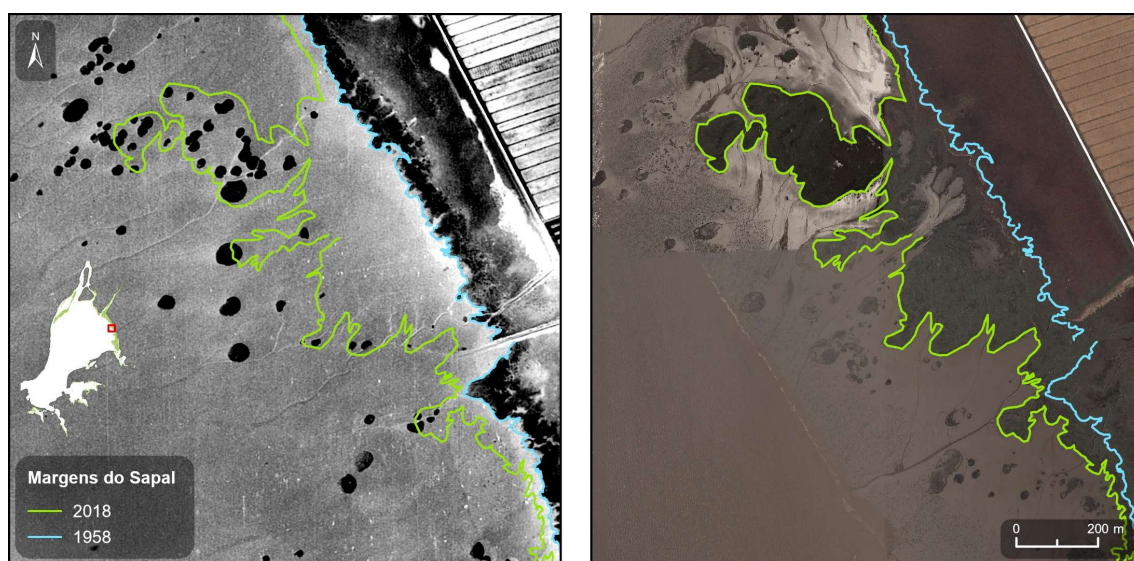


Figura 45 | Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor central do sapal de Pancas, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE.

E - Rio Sorraia

As taxas observadas ao longo das margens do sapal no setor terminal do Rio Sorraia revelam uma amplitude reduzida, traduzindo-se numa dinâmica menos expressiva do que noutros setores do estuário. Tal é de esperar, dado ser um setor estreito com pouca propensão para mudanças do sapal rápidas, devido a este se encontrar bem estabelecido e maturo nas margens, e por ser abrigado de ondas ou efeitos da maré mais severos. O sapal neste setor ladeia o canal fluvial sinuoso do rio Sorraia, sofrendo, em geral, de processos erosivos nos setores convexos, e processos de deposição e expansão nos setores côncavos (**Figura 46**). Este efeito é mais notório nos períodos mais recentes, desde 1995.

Quanto aos dois primeiros períodos, observam-se dinâmicas opostas entre o primeiro e o segundo. De 1955/58 a 1979 a dinâmica foi predominantemente expansiva, com mais de 75 % dos locais

a apresentarem taxas positivas, e atingindo o valor máximo mais expressivo observado no Rio Sorraia, de 4,64 m/ano. Setores convexos também apresentaram taxas positivas, embora menores do que nos setores côncavos. De 1979 a 1995 a dinâmica inverteu-se e tornou-se contrativa, com cerca de 75 % dos locais a apresentar taxas negativas. $\bar{X}$ foi de -0,22 m/ano e a maioria das taxas foram $> -0,50$ m/ano, não existindo discrepâncias de intensidade assinaláveis ao longo da área. No período seguinte, de 1995 a 2007, a expansão voltou a ser predominante, sendo $\bar{X} = 0,23$ m/ano. A amplitude dos valores continuou a não ser elevada, mas verificaram-se focos de contração relativamente ligeira nos setores convexos, com uma taxa mínima de -1 m/ano. De 2007 a 2018 as taxas de contração não se agravaram, mas a maioria dos locais passou a apresentar taxas negativas (Med = -0,06 m/ano). Tal foi devido aos locais de contração nos mesmos setores se terem estendido.

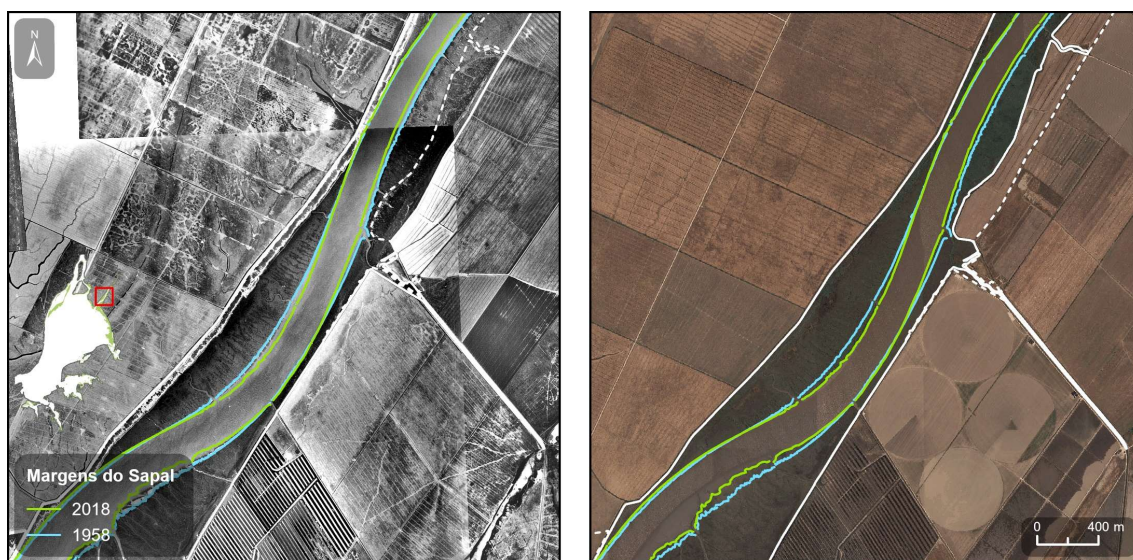


Figura 46 | Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor fluvio-marítimo do rio Sorraia, sobre fotografias aéreas de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LMPMAVE no respetivo ano, e a linha tracejada a LMPMAVE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita).

F - Mouchão da Póvoa à Ponta da Erva

A área desde o mouchão da Póvoa à Ponta da Erva revela-se muito dinâmica, tendo ocorrido mudanças importantes com significativa expansão até 1979 e significativa contração a partir desse ano, com extensas áreas a apresentar taxas de vários metros por ano. De 1955/58 a 1979, mais de 75% das margens expandiram, observando-se a taxa máxima de 14,19 m/ano. A expansão foi mais marcada no Mouchão do Lombo do Tejo até à Ponta da Erva. Na margem do sapal do Mouchão da Póvoa a amplitude das taxas, em geral, foi menor e alguns locais apresentaram contração (**Figura 37**).

Nos períodos seguintes, mais de 75% do sapal sofreu contração. De 1979 a 1995, a dinâmica deu uma reviravolta, passando a ocorrer significativa contração em quase toda a extensão do sapal neste local ($\bar{X} = -2,34$ m/ano e $Med = -1,87$ m/ano). Os locais onde anteriormente se formou sapal novo foram, na maioria dos casos, locais que contraíram neste período, juntando-se ainda as margens do sapal no Mouchão da Póvoa (**Figura 47**).

De 1995 a 2007, a contração continuou predominante e acentuada ($\bar{X} = -2,31$ m/ano e $Med = -1,37$ m/ano), mas ocorreu a taxas mais significativas no sapal a Sul do mouchão da Póvoa, observando-se aí a taxa mais baixa de todo o sapal e de todos os períodos analisados, de $-26,01$ m/ano (**Figura 47**). Nos locais no setor Norte desta área, onde previamente ocorreu a maior contração, as taxas permaneceram negativas, mas abrandaram significativamente.

A partir de 2007, a contração continuou a ser a norma, e generalizada em toda a área, mas a taxas mais brandas ($\bar{X} = -0,76$ m/ano e $Med = -0,80$ m/ano), sendo a taxa mínima observada de $-9,88$ m/ano. Na Ponta da Erva verificou-se um pequeno setor em expansão, atingindo-se aí a taxa máxima do sapal no estuário neste período, de $12,11$ m/ano. Apesar da expansão no primeiro período, e do abrandar da contração nos últimos períodos, este último processo prevalece como predominante nesta área.

A mudança apressada da dinâmica testemunha que o sapal pode ser consideravelmente dinâmico, e molda-se dependendo das alterações ambientais. A intensa dinâmica neste local poderá estar relacionada com o varrido comprido (até 25 km) e com as características dos rastos de maré a jusante do sapal, tendo-se verificado contração mais significativa, em geral, onde a extensão ou elevação do rasto é menor. Outros fatores, como a composição dos sedimentos e alterações nos caudais e aporte de sedimentos do rio Tejo, também poderão ter contribuído para a dinâmica registada.

A intensa contração entre 1979 e 1995 revela que o sapal pioneiro e baixo formado anteriormente não teve capacidade de maturar, permanecendo a uma cota baixa em sedimentos menos consolidados e facilmente mobilizáveis. Apesar da maior resistência do sapal maturo, face ao sapal baixo, o primeiro continuou a sofrer contração, o que se verificou principalmente no sapal no mouchão da Póvoa (**Figura 47**).

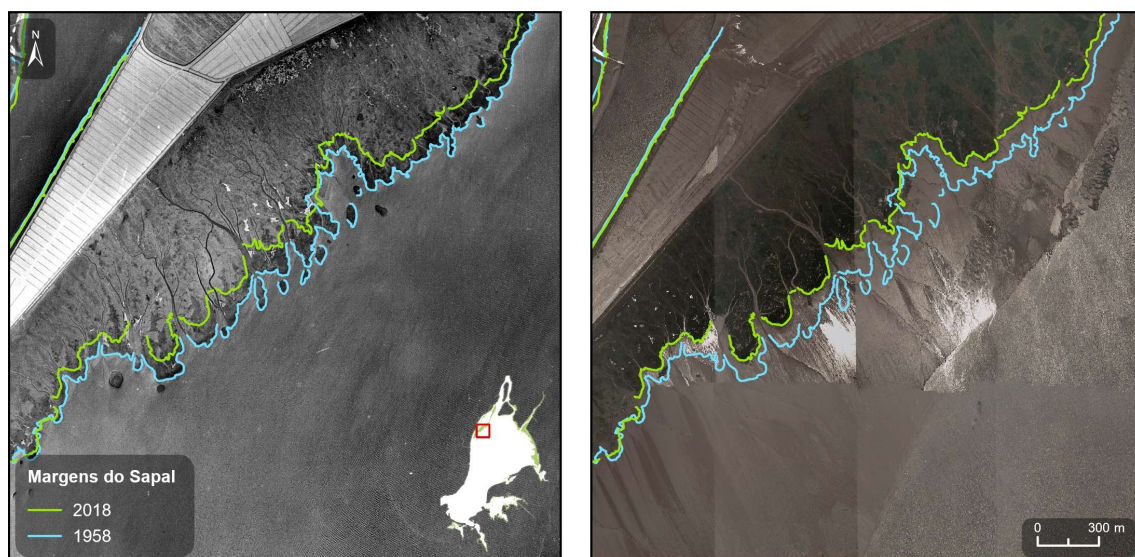


Figura 47 | Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Sudeste do mouchão da Póvoa, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita).

G - Cala do Norte

As margens do sapal ao longo da Cala do Norte comportam-se de forma semelhante ao sapal no Rio Sorraia devido à sua morfologia em canal. No entanto, as amplitudes das taxas são superiores. Esta área revelou a predominância da expansão, mas uma tendência de decréscimo das taxas e aumento da contração.

De 1955/58 a 1979, ocorreu um reajuste aparente da ponta Norte do sapal do Mouchão da Póvoa para Oeste, tendo ocorrido contração no lado Este, e expansão do lado Oeste, sendo a taxa máxima de 11,05 m/ano. Os restantes locais de expansão mais significativa ocorreram nos setores côncavos do canal (**Figura 48**), mais a Norte desta área, sendo as taxas menores a Sul. Neste período, $\bar{X}$ foi de 0,84 m/ano e Med de 0,29 m/ano. A dinâmica a Norte poderá estar relacionada com a dinâmica do caudal e transporte de sedimentos do Rio Tejo.

De 1979 a 1995 não se verificaram taxas tão significativas, e a maioria dos locais a Norte, onde ocorreu expansão, passaram a contrair. Contrariamente, as taxas de expansão na margem direita, a Sul, aumentaram ligeiramente. $\bar{X}$ diminuiu para 0,15 m/ano, e Med para 0,07 m/ano.

De 1995 a 2007 não se verificaram alterações muito assinaláveis. A dinâmica manteve-se semelhante, havendo alguns troços que transitaram de expansão para contração, e vice-versa, mas com taxas relativamente reduzidas. A margem direita passou a demonstrar mais contração e taxas de expansão

mais reduzidas, enquanto a margem esquerda demonstrou o inverso, principalmente a Sul. $\bar{X}$ e Med não se alteraram muito, passando para 0,17 m/ano e -0,02 m/ano, respetivamente.

No último período, de 2007 a 2018, mais de 75 % da área passou a demonstrar contração pouco acentuada, com a maioria dos locais a apresentar taxas entre 0 e -0,30 m/ano (**Figura 41**) e valores de $\bar{X}$ e Med de -0,16 m/ano. O maior foco de expansão ocorreu na margem esquerda, no setor Sul do Mouchão da Póvoa (taxa máxima de 3,32 m/ano), e as taxas negativas mais significativas ocorreram a Sul da foz do Rio Trancão (taxa mínima de -3,41 m/ano).

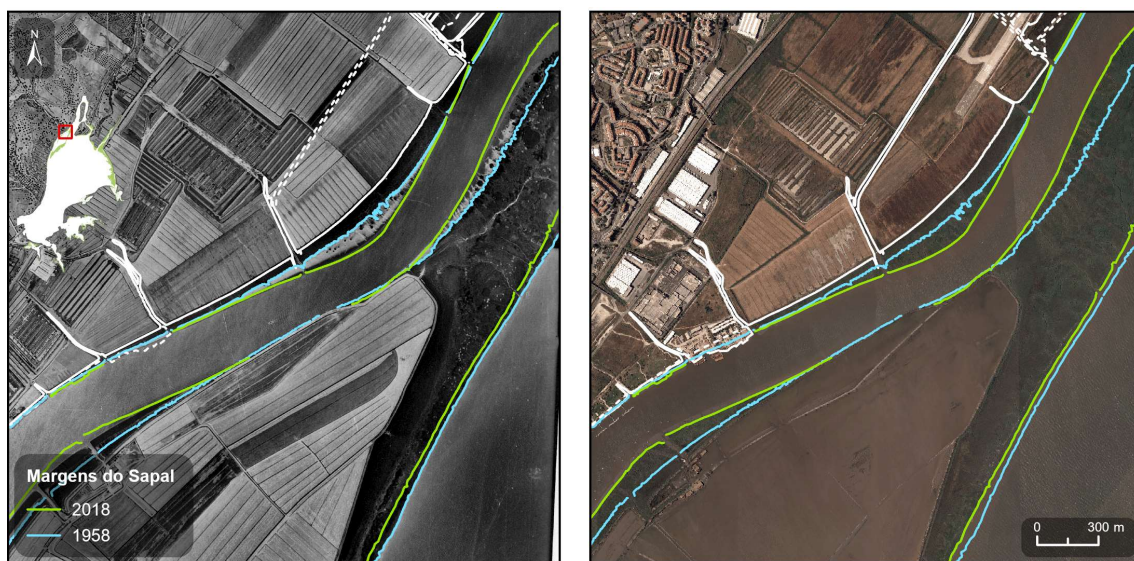


Figura 48 | Posição das margens do sapal de 1958 e 2018 no setor Norte da Cala do Norte, sobre fotografia aérea de 1958 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LPMVAE no respetivo ano, e a linha tracejada a LPMVAE em 2018 (à esquerda) ou em 1958 (à direita).

H - Setor Norte do Estuário (Rio Tejo)

No setor Norte do Estuário, que corresponde ao setor terminal do Rio Tejo até ao Mouchão do Lombo do Tejo, ocorreu a predominância da expansão do sapal de 1955 a 1979, enquanto nos seguintes períodos a contração foi sempre predominante. Comparando com o rio Sorraia (E), no Tejo a contração foi mais predominante e mais acentuada.

De 1955 a 1979 a mediana foi de 0,22 m/ano e a média de 0,39 m/ano. A expansão foi mais acentuada nos setores Norte e Este do Mouchão do Lombo do Tejo (**Figura 49**). Em alguns setores ocorreu também contração, mais acentuada a Sul do Mouchão de Alhandra (**Figura 49**) e no setor Este da ponta do sapal no Mouchão da Póvoa, devido à dinâmica nesse local já referida anteriormente relativamente à área G.

Nos períodos seguintes a contração predominou, sendo mais acentuada de 1979 a 1995, tendo a Med sido de $-0,56$ m/ano e a $\bar{X}$ de $-0,57$ m/ano. A partir de 1995 as taxas abrandaram ligeiramente, mas a contração manteve-se. Os dois últimos períodos foram semelhantes, excetuando que no primeiro houve mais heterogeneidade, observando-se ligeiramente mais locais de expansão, enquanto no último as taxas foram mais homogêneas ao longo da área. Med manteve-se entre $-0,42$ m/ano e $-0,47$ m/ano, e $\bar{X}$ entre $-0,42$ m/ano e $-0,44$ m/ano.



Figura 49 | Posição das margens do sapal de 1955 e 2018 a Sudeste do mouchão de Alhandra, sobre fotografias aéreas de 1955 (à esquerda) e sobre ortofotomosaico de 2018 (à direita). A linha branca indica a LPMVAE no respetivo ano, e a linha tracejada a LPMVAE em 2018 (à esquerda) ou em 1955 (à direita).

6. O MERCÚRIO NAS ÁREAS INTERTIDAIS

6.1. Amostras de Sedimentos e Concentrações de Mercúrio Total (THg) na Margem Esquerda do Estuário do Tejo

Os sedimentos das amostras recolhidas na margem esquerda do Estuário do Tejo são essencialmente compostos por siltes e argilas, sendo os sedimentos de raso de maré constituídos por frações mais grosseiras, nomeadamente com areias, conchas, bioclastos e cascalho fino, na maioria dos locais. Nos sedimentos de sapal, tipicamente silto-argilosos, as raízes são uma componente muito significativa. Diferentes colorações dos sedimentos e das raízes, de mais acastanhados a pretos, são dependentes do ambiente e hidroperíodo, das espécies presentes, da densidade de raízes, da presença de óxidos de ferro ou poluição, da granulometria, e do estado de oxigenação.

6.1.1. Amostras de Sedimento e Concentrações de THg em Raso de Maré

Em raso de maré fizeram-se 5 dragagens superficiais (**Anexo 1**) e 11 carotagens (**Figura 50 e Anexo 2**), totalizando 41 amostras de sedimento.

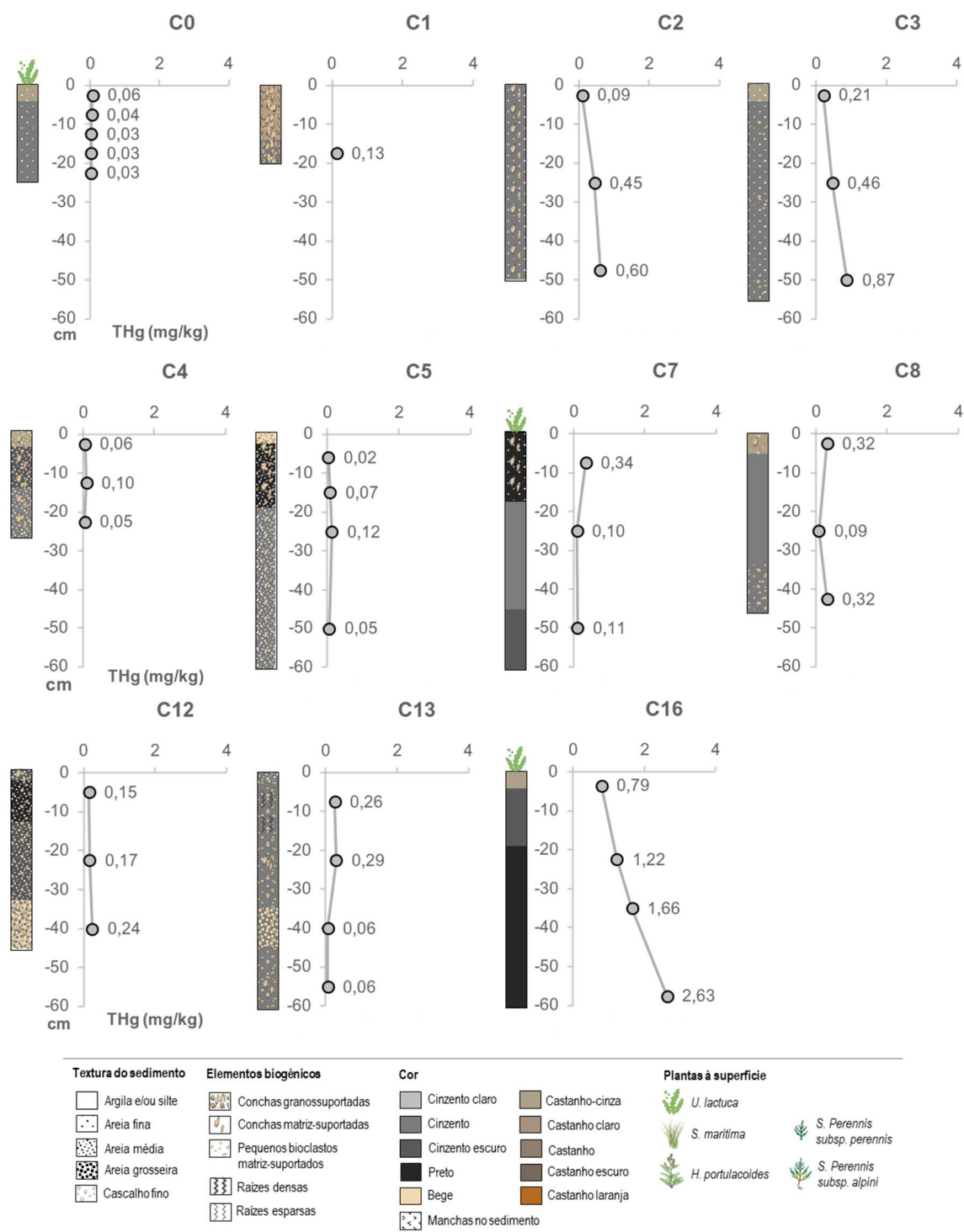


Figura 50 | Logs sedimentares dos *cores* recolhidos em raso de maré, e respetivas concentrações de THg.

a) Baía do Seixal

Na baía do Seixal apenas se realizou uma carotagem em raso de maré (C0). O sedimento neste local é silto-argiloso e maciço, com grãos de areia fina a média. Apresentava a cor castanho-cinza até aos 5 cm de profundidade, e cinzento até aos 25 cm. O raso encontrava-se coberto por algas verdes de *Ulva*

lactuca e não se encontraram elementos biogénicos nas amostras. Não foram obtidas concentrações elevadas de THg, sendo o THg obtido até aos 25 cm de profundidade entre 0,03 e 0,06 mg/kg. As concentrações mais elevadas observaram-se no topo, com um gradiente decrescente em profundidade (**Figura 50**). Uma vez que apenas se realizou uma amostragem no raso de maré, não se poderão inferir relações espaciais em relação às restantes áreas de raso de maré na baía.

b) Entre Samouco e Alcochete

No setor entre Samouco e Alcochete fizeram-se 2 dragagens superficiais e 4 carotagens em raso de maré (C1 a C4) (**Figura 50**). As dragagens foram feitas nas margens do canal de Alcochete: a D1 na proximidade ao cais fluvial de Alcochete, e a D2 no setor terminal do canal. Em ambas, o sedimento obtido era silto-argiloso, maciço e de cor castanho-cinza, sendo que D2 também continha grãos de areia fina dispersos e pequenos bioclastos de conchas matriz-suportados. Os *cores* foram obtidos nos setores mais frontais dos rasos de maré. Neste local a superfície do raso tem a presença significativa de ostras e de bioclastos de conchas diversas. Sobre os rasos configuram-se extensos depósitos de conchas, principalmente a Norte da ponte Vasco da Gama (C1 e C2), e de areias principalmente a Sul da ponte (C4).

O C1 foi obtido até aos 20 cm de profundidade, não tendo sido possível obter um *core* mais profundo devido ao depósito ser muito grosseiro, impedindo a progressão do *corer*. O horizonte entre os 0 cm e os 14 cm correspondeu a um depósito de conchas granossuportadas e bioclastos de conchas, não se tendo analisado o THg devido ao seu carácter grosseiro. Entre os 14 cm e os 20 cm o sedimento era caracterizado por conchas granossuportadas e bioclastos de conchas numa matriz silto-argilosa maciça de cor cinzenta.

No C2 atingiu-se a profundidade de 50 cm e retiraram-se 3 amostras, aos 2,5 cm, 25 cm e 47,5 cm. O sedimento era silto-argiloso maciço de cor cinzenta, com grãos de areia fina a média e bastantes conchas matriz-suportadas em todo o *core*.

No C3 atingiu-se a profundidade de 55 cm e retiraram-se 3 amostras, aos 2,5 cm, 25 cm e 50 cm. O sedimento era silto-argiloso com grãos de areia fina e pequenos bioclastos de conchas esparsos em todo o *core*. Dos 0 aos 5 cm a cor do sedimento era castanho-cinza, e dos 5 aos 55 era cinzento.

O C4 foi obtido até aos 27 cm de profundidade. Não se obteve uma profundidade maior por o sedimento ser muito pouco consolidado, devido à elevada quantidade de areia na sua constituição, fragmentando-se. Foram retiradas 3 amostras, aos 2,5 cm, 12,5 cm e 22,5 cm. Até aos 5 cm o sedimento

era areno-argiloso de cor castanho cinza, com areia média a grosseira, e argilo-arenoso no restante sedimento, variando apenas a cor aos 15 cm, sendo cinzento escuro dos 5 cm aos 15 cm, e cinzento a partir dos 15 cm. O core tinha uma fina camada de areia no topo e continha várias conchas pequenas e pequenos bioclastos matriz-suportados em todo o *core*.

Nas duas dragagens superficiais obtidas nas margens do canal de Alcochete obtiveram-se concentrações de THg de 0,32 mg/kg em D1 e 0,16 mg/kg em D2 (**Anexo 1**). Em geral, as concentrações superficiais de THg situaram-se entre 0,06 mg/kg e 0,32 mg/kg, sendo o valor mais reduzido obtido em C4 e o mais elevado em D1. As concentrações mais elevadas foram obtidas nas amostras mais profundas (próximas dos -50 cm) dos *cores* mais próximos à ponte Vasco da Gama, sendo 0,60 mg/kg em C2 e 0,87 mg/kg em C3 (**Figura 53**). Nesses locais, as concentrações apresentam um gradiente crescente de THg em profundidade. Em C4 a concentração máxima foi de 0,10 mg/kg a 12,5 cm (**Figura 50**).

c) Baía da Moita-Montijo

Nos rasos de maré da baía da Moita-Montijo foram realizadas 3 dragagens (D3, D4 e D5) e também 3 carotagens (C5, C7 e C8). Os sedimentos das dragagens são silto-argilosos maciços com cor castanho-cinza, sendo que o D3 também continha alguns grãos de areia grosseiros. Os sedimentos nos *cores* eram na sua maioria silto-argilosos, com estrutura maciça e com setores de cor cinzenta predominantes.

O C5 foi obtido na Ilha do Rato até aos 60 cm de profundidade, e retiraram-se 4 amostras, aos 6 cm, 15 cm, 25 cm e 50 cm. Nos primeiros 2 cm era constituído por areia com pequenos bioclastos de conchas, e os restantes sedimentos eram mal calibrados. O horizonte dos 2 cm aos 20 cm era areno-argiloso de cor preta, com areia média a grosseira e com conchas e bioclastos de conchas matriz-suportados. A partir dos 20 cm era areno-argiloso de cor cinzenta, com areia média a grosseira, com grãos de cascalho fino e bioclastos de conchas matriz-suportadas.

O C7 foi obtido na proximidade ao cais fluvial do Seixalinho, até aos 60 cm de profundidade, e retiraram-se 3 amostras, aos 7,5 cm, 25 cm e 50 cm. O *core* era constituído por três horizontes maciços distintos. O primeiro, dos 0 cm aos 18 cm, era silto-argiloso, com grãos de areia fina e conchas matriz-suportadas variadas. Dos 18 cm aos 60 cm era silto-argiloso, sem frações grosseiras, com cor cinzenta até aos 45 cm, e cinzento escuro a partir dos 45 cm.

O C8 foi obtido até aos 47 cm, num local mais afastado da margem terrestre. Retiraram-se 3 amostras, aos 2,5 cm, 25 cm e 42,5 cm. O sedimento era silto-argiloso e maciço, sendo que dos 0 cm aos

5 cm era de cor castanho-cinza, e continha conchas matriz-suportadas e pequenos bioclastos de conchas, dos 5 cm aos 35 cm era cinzento e não continha elementos biogénicos, e dos 35 cm aos 47 cm continha grãos de areia fina e pequenas conchas e bioclastos de conchas matriz-suportados.

A cor preta nos primeiros 15 - 20 cm de ambos os *cores* C5 e C7, e com sedimentos menos bem calibrados face ao restante sedimento, no caso do C7, indica uma dinâmica semelhante, sendo possivelmente locais onde o sedimento mobilizado num ambiente de energia elevada (devido à circulação dos catamarãs nestes locais) se deposita de forma mal calibrada, devido ao abrigo proporcionado pelas barreiras artificiais (diques em C5 e o cais fluvial em C7). Um horizonte mais escuro também aparece acima dos 15 cm no C12, na baía de Coína, num local com características semelhantes, nomeadamente haver circulação de catamarãs e ser abrigado pelas estruturas do cais fluvial do Seixal. A cor mais escurecida poderá ser devida à presença de minerais de sulfureto, como a pirite, com cor preta, devido à degradação da matéria orgânica por bactérias redutoras de sulfato num ambiente com reduzida difusão de oxigénio (Oliveira *et al.*, 2012).

As concentrações de THg superficiais foram mais elevadas nas dragas do que nos *cores*, tendo sido nas dragas de 0,54 mg/kg em D3, 0,60 mg/kg em D4 e 0,46 mg/kg em D5, enquanto nos *cores* foram de 0,02 mg/kg em C5, 0,34 mg/kg em C7 e 0,32 mg/kg em C8. As concentrações de THg nos *cores* situaram-se entre 0,02 mg/kg e 0,34 mg/kg. No C5 as concentrações são mais reduzidas, não passando as 0,12 mg/kg. Tal poderá ser devido ao sedimento mais grosseiro, com elevada quantidade de areias, conchas e até cascalho fino, que não adsorvem Hg. Em C7 as concentrações diminuem em profundidade para valores próximos de 0,10 mg/kg. Em C8 o mesmo acontece aos 25 cm, mas a concentração da amostra mais profunda apresentou um valor igual ao da amostra superficial (0,32 mg/kg) (**Figura 50**).

d) Baía de Coína

Na baía de Coína foram feitas 3 carotagens em raso de maré, duas perto do cais fluvial do Seixal (C12 e C13), e uma próxima a um efluente da Siderurgia Nacional (C16) (**Figura 50**).

No C12, localizado mais próximo ao cais fluvial, foi atingida a profundidade de 46 cm, e obtidas 3 amostras, aos 5 cm, 22,5 cm e 40 cm. A textura do sedimento era argilo-arenosa, com areia média a grosseira, até aos 32 cm, e arenoso a partir daí, com areia grosseira, e presença de argilas, siltes e cascalho fino. O sedimento era cinzento nos primeiros 4 cm, cinzento escuro dos 4 cm aos 13 cm, cinzento dos 13 cm aos 32 cm, e castanho-cinza a partir dos 32 cm. A totalidade do core continha pequenos bioclastos

de conchas bastante fragmentados, principalmente no horizonte mais profundo. Continha também algumas conchas de pequena dimensão inteiras matriz-suportadas no horizonte mais superficial e no mais profundo.

No C13, numa localização mais afastada do cais fluvial, foi atingida a profundidade de 60 cm, e obtidas 4 amostras, aos 7,5 cm, 22,5 cm, 40 cm e 55 cm. Os sedimentos foram mais finos, face ao C12, tendo a textura silto-argilosa, com grãos de areia fina a média, dos 0 cm aos 35 cm, e a partir dos 45 cm. Entre os 35 cm e os 45 cm era areno-argiloso, com areia grosseira. Continha bioclastos de conchas em todo o *core* e algumas pequenas conchas matriz-suportadas nas amostras aos 22,5 cm e aos 55 cm. Continha também algumas raízes esparsas, de cor preta, entre os 5 cm e os 15 cm.

O C16 foi amostrado na proximidade a um efluente industrial da Siderurgia Nacional, e apresentou características distintas face aos restantes locais amostrados. Atingiu-se a profundidade de 60 cm e a textura dos sedimentos era silto-argilosa, com cor castanho-cinza nos primeiros 5 cm, cinzento escuro dos 5 cm aos 19 cm, e preta no restante. Os sedimentos formavam agregados devido a um elemento oleoso, e assemelhavam-se a crude nas partes pretas. Os sedimentos já secos, principalmente nas amostras intermédias, também revelaram a presença elevada de óxido de ferro, pela sua cor alaranjada. A amostra mais profunda continuou preta e bastante oleosa após a secagem. Também havia a presença de poliquetas na unidade superficial, e algas verdes (*U. lactuca*) à superfície.

As concentrações de THg em C12 e C13 foram todas inferiores a 0,30 mg/kg, com um gradiente crescente em profundidade no C12 e decrescente no C13. A concentração máxima foi mais elevada no C13, de 0,29 mg/kg, aos 22,5 cm, enquanto no C12 a concentração máxima foi de 0,24 mg/kg aos 40 cm, no setor mais grosseiro. As concentrações de THg observadas no C16 destacam-se por serem das mais elevadas em raso de maré, com um gradiente crescente em profundidade que se inicia em 0,79 mg/kg na amostra superficial e atinge 2,63 mg/kg perto dos 60 cm (**Figura 50** e **Figura 53**). As concentrações mais elevadas neste local deverão ser consequência da contaminação pela Siderurgia Nacional, que emitiu algum mercúrio no passado, e que ainda se mantém ativa, mas com atividade mais reduzida atualmente.

6.1.2. Amostras de Sedimento e Concentrações de THg em Sapal

Nos sedimentos de sapal foram realizadas 10 carotagens, obtendo-se um total de 39 amostras (**Figura 51** e **Anexo 3**).

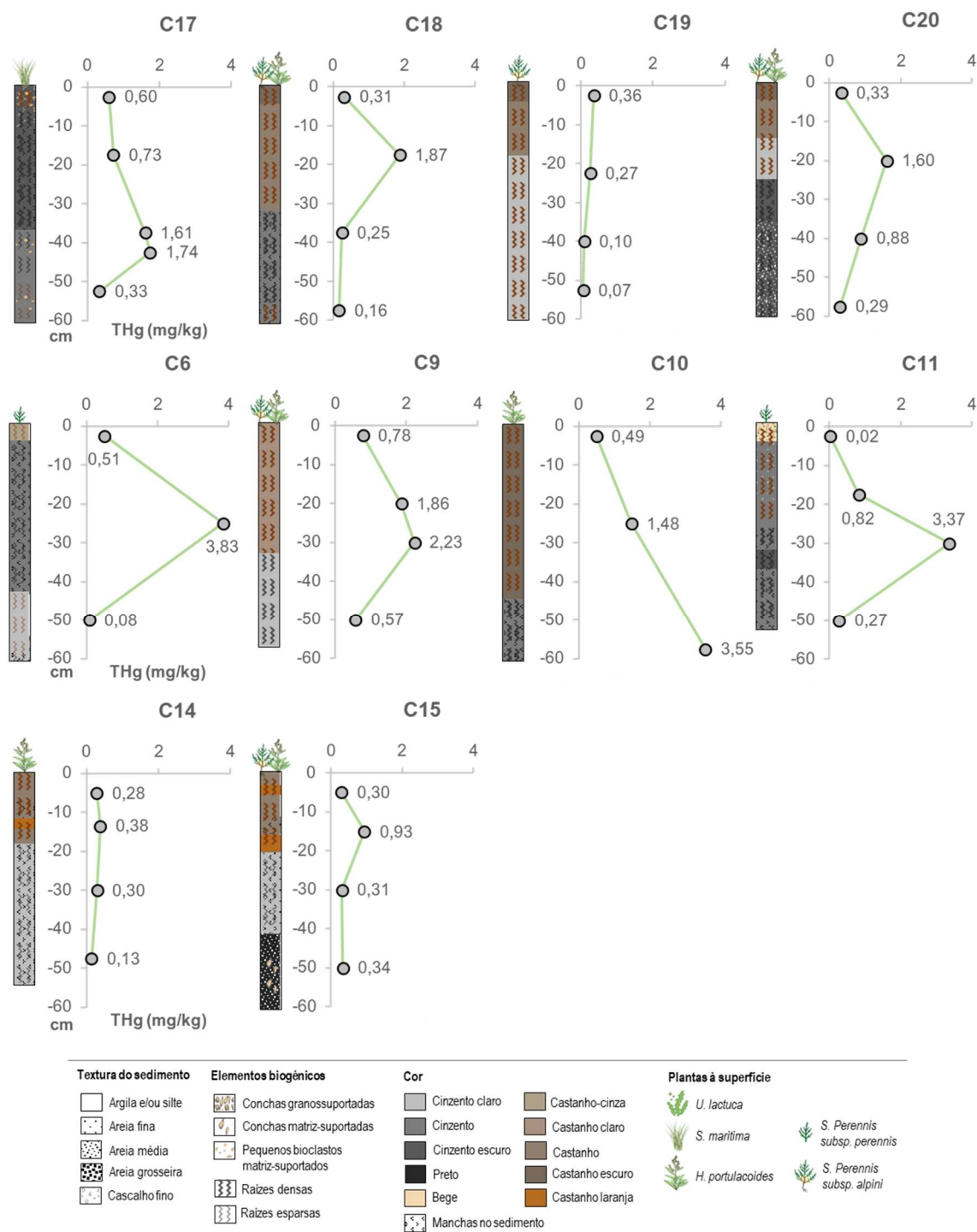


Figura 51 | Logs sedimentares dos *cores* recolhidos em sapal, e respetivas concentrações de THg.

a) Baía do Seixal

Na baía do Seixal foram realizadas quatro carotagens (C17 a C20) (**Figura 51**). Os *cores* C17 e C18 foram obtidos em locais muito próximos, sendo que o C17 foi obtido junto à margem frontal de sapal baixo ocupado por *S. maritima*, enquanto o C18 foi obtido mais no interior, mais próximo à

margem terrestre, em sapal médio ocupado por *S. perennis subsp. alpini* e *H. portulacoides*. O C19 foi obtido em sapal médio/alto, correspondendo ao *core* obtido a maior elevação, em termos de andares do sapal. Este local corresponde também a uma área de sapal maturo interior, não muito longe da margem terrestre, ocupado maioritariamente por *S. perennis subsp. alpini*. C20 foi obtido no setor sul da baía em sapal médio coberto por *S. perennis subsp. alpini* e *H. portulacoides*, próximo à margem terrestre. Em todos se atingiu os 60 cm de profundidade e em todos a estrutura era maciça.

No C17 retiraram-se 5 amostras, aos 2,5 cm, 17,5 cm, 37,5 cm, 42,5 cm e 52,5 cm. A textura dos sedimentos era silto-argilosa e distinguem-se 2 unidades principais, separadas aos 37 cm. A primeira é caracterizada por ser cinzento escuro com manchas (castanhas até aos 10 cm, e pretas a partir dos 10 cm). Continha raízes esparsas (castanhas no topo, e pretas no restante sedimento) e alguns bioclastos pequenos de conchas nos 5 cm superficiais. A segunda unidade é caracterizada por ter uma cor mais clara face à unidade superior, sendo cinzenta. Continha raízes esparsas (pretas entre os 37 cm e os 50 cm, e castanhas após os 50 cm) e alguns bioclastos de conchas esporádicos.

No C18 retiraram-se 4 amostras, aos 2,5 cm, 17,5 cm, 37,5 cm e 57,5 cm. O sedimento era silto-argiloso e continha elevada densidade de raízes em todo o *core*. Dos 0 aos 5 cm o sedimento era castanho escuro, dos 5 cm aos 32 cm era castanho, e a partir dos 32 cm era cinzento com manchas pretas. Nesta última unidade as raízes presentes também eram pretas, exceto na última amostra, voltando a ter raízes castanhas a partir dos 55 cm.

No C19 retiraram-se 4 amostras, aos 2,5 cm, 22,5 cm, 40 cm e 52,5 cm. Em todo o *core* o sedimento era silto-argiloso e continha elevada densidade de raízes castanhas. O sedimento era castanho escuro nos 5 cm superficiais, castanho entre os 5 cm e os 18 cm, e cinzento claro dos 18 cm aos 60 cm.

No C20, retiraram-se 4 amostras, aos 2,5 cm, 20 cm, 40 cm e 57,5 cm. Dos 0 aos 25 cm as unidades sedimentares são semelhantes em relação ao C19, com sedimento silto-argiloso castanho escuro nos 5 cm superficiais, castanho entre os 5 cm e os 14 cm, e cinzento claro abaixo dos 14 cm. No entanto, entre os 25 cm e os 60 cm, o sedimento (também silto-argiloso) era cinzento escuro, com manchas pretas. Dos 35 cm aos 60 cm tinha a presença de grãos de areia média a grosseira e algum cascalho fino esporádico. Em todas as unidades as raízes eram densas, e eram castanhas dos 0 aos 25 cm, e pretas a partir dos 25 cm. A proximidade à margem terrestre talvez possa explicar a fração mais grosseira abaixo dos 35 cm neste local. Apenas este *core* apresenta uma fração mais grosseira, sendo os restantes totalmente compostos por silte e argila.

Não é conhecida uma fonte de emissão de Hg na baía do Seixal, pelo que o Hg que ficou retido nos sedimentos foi transportado pela água desde fontes noutros locais. O gradiente de THg em

profundidade é semelhante em C18 e C20, com a concentração máxima (1,87 mg/kg no C18, e 1,60 mg/kg no C20) a ocorrer a cerca de -20 cm, e com as restantes concentrações mais reduzidas em ordem decrescente. A concentração de THg nas amostras superficiais é semelhante em quase todos os *cores*, tendo sido entre 0,31 mg/kg e 0,36 mg/kg. C17 destacou-se por apresentar a amostra superficial com THg mais elevado (0,60 mg/kg), e um gradiente em profundidade distinto, com a máxima concentração a ocorrer aos -42,5 cm. No entanto, o THg máximo (1,74 mg/kg) foi próximo dos máximos de C18 e de C20. C19 destacou-se por apresentar todas as amostras com concentrações < 0,40 mg/kg, e revelou um gradiente em profundidade distinto, com a máxima concentração (0,36 mg/kg) a ocorrer na amostra superficial, e com as restantes amostras a apresentar valores menores por ordem decrescente em profundidade (**Figura 51**).

Concentrações superficiais > 0,30 mg/kg indicam que o mercúrio continua a circular na baía, ainda que numa quantidade muito inferior face ao auge da contaminação. A mais elevada densidade de raízes no topo também pode contribuir para a maior retenção de Hg. A concentração mais elevada na amostra superficial do C17 deverá estar relacionada com o maior hidroperíodo do sapal mais baixo, estando mais tempo exposto a água contaminada. A maior profundidade do pico de concentração poderá estar relacionada com uma taxa de sedimentação superior. *S. maritima* é notória por incrementar a taxa de sedimentação, e, ao localizar-se na margem frontal, fará a retenção de maior quantidade de sedimento. Neste local em específico, é possível verificar que desde 1955 o sapal sempre foi próximo espacialmente ao raso de maré, o que explica os pequenos fragmentos de conchas presentes. O gradiente da concentração de THg em profundidade do C19 poderá ser explicado por ser um sapal mais alto e mais interior, com menor hidroperíodo e menor aporte de sedimentos. O sedimento neste *core* também se encontrava visivelmente mais seco.

b) Baía da Moita-Montijo

Na baía da Moita-Montijo foram efetuadas quatro carotagens (C6, C9, C10 e C11). Duas foram no interior de diques (salinas ou aquacultura abandonados), nomeadamente o C6 e o C10 (**Figura 51**). O C9 foi obtido no interior de sapal maturo exposto, e o C11 numa “salina” natural. C6 e C11 foram obtidos em sapal baixo, cobertos por *S. perennis subsp. perennis*, sendo que o segundo corresponde a sapal baixo mais elevado, com drenagem deficitária. Os C9 e C10 foram obtidos em sapal médio, o primeiro coberto por *S. perennis subsp. Alpini* e por *H. portulacoides*, e o segundo apenas por *H. portulacoides*. As características em profundidade refletem o andar e o ambiente em que se encontram. O local do C11 assemelha-se a uma salina como as restantes, pois a ondulação formou um

dique natural de areia, semelhante a uma duna, à frente, que dificultou a drenagem da água neste local, sendo o sapal abrigado. Assim, o C9 é o único obtido em sapal exposto.

No C6, obtido no sapal da Ilha do Rato, foi atingida a profundidade de 60 cm, e foram retiradas 3 amostras, aos 2,5 cm, 25 cm e 50 cm. A textura dos sedimentos era silto-argilosa e distinguem-se 3 unidades principais: dos 0 aos 5 cm, com a cor castanho-cinza; dos 5 cm aos 42 cm, com a cor cinzenta e com manchas pretas; e dos 42 cm aos 60 cm, com sedimento cinzento claro. As raízes eram pouco densas neste local, e apresentavam cores castanhas à superfície e abaixo dos 42 cm, e pretas entre os 5 cm e os 42 cm.

No C9 foi atingida a profundidade de 57 cm, e foram retiradas 4 amostras, aos 2,5 cm, 20 cm, 30 cm e 50 cm. A textura dos sedimentos era silto-argilosa e distinguem-se 2 unidades: dos 0 aos 32 cm o sedimento era castanho claro, com elevada densidade de raízes castanhas; e dos 32 cm aos 57 cm era cinzento claro, com elevada densidade de raízes pretas. O C9 apresentou os sedimentos mais claros, possivelmente devido a menor hidroperíodo e melhor oxigenação dos sedimentos.

No C10 foi atingida a profundidade de 60 cm, e foram retiradas 3 amostras, aos 2,5 cm, 25 cm e 57,5 cm. A textura dos sedimentos era silto-argilosa e distinguem-se 2 unidades: dos 0 aos 44 cm o sedimento era castanho escuro, com elevada densidade de raízes castanhas; e dos 44 cm aos 60 cm era cinzento com manchas pretas, e com elevada densidade de raízes pretas.

No C11 foi atingida a profundidade de 53 cm, e foram retiradas 4 amostras, aos 2,5 cm, 17,5 cm, 30 cm e 50 cm. Distinguem-se 3 unidades principais: dos 0 aos 5 cm o sedimento era arenoso e continha pequenos bioclastos e densas raízes castanhas; dos 5 cm aos 26 cm era silto-argiloso e cinzento, com densas raízes castanhas, e continha grãos de areia fina entre os 5 cm e os 20 cm; e dos 26 cm aos 53 cm era silto-argiloso e cinzento com manchas pretas, com densas raízes pretas. A última unidade continha um setor mais escurecido entre os 30 cm e os 35 cm. A densidade de raízes neste local era menor, face ao C9 e ao C10, mas superior ao C6. A presença de areia no C11 é associada à alimentação e galgamento da pequena duna que se encontra entre o sapal e o raso de maré.

As concentrações de THg máximas são superiores nos três locais em sapal abrigado (C6, C10 e C11), com valores próximos (entre 3,37 mg/kg e 3,83 mg/kg) e com um gradiente decrescente quanto mais distante do complexo industrial da Quimigal, verificando-se o valor mais alto na Ilha do Rato (C6) (**Figura 53**). Isto mostra que o sapal desta baía, o mais próximo do estuário a esse complexo industrial, foi significativamente contaminado. Os valores de THg máximos são comparáveis a valores obtidos no sapal do Rosário, na mesma baía, por Figueiredo *et al.* (2014) (THg máximo de 3,24 mg/kg). Se excluirmos o C9 e o C19, pelas suas características distintas, verificamos que as concentrações de THg

máximas observadas são cerca do dobro das observadas na baía do Seixal ($\bar{X} = 3,58$ mg/kg na baía da Moita-Montijo, excluindo C9, e $\bar{X} = 1,74$ mg/kg na baía do Seixal, excluindo C19).

O gradiente de concentração de THg em profundidade é semelhante em quase todos os *cores*, verificando-se concentrações < 1 mg/kg nas amostras mais superficiais e nas mais profundas (abaixo dos 45 cm), e a máxima concentração perto dos 30 cm. Excetua-se o C10, com a máxima concentração próxima dos 60 cm (**Figura 51**). Esta diferença poderá ser devida a uma elevada taxa de sedimentação neste local, sendo cerca de duas vezes superior aos restantes. Efetivamente, na salina abandonada onde este *core* foi retirado, o sapal desenvolveu-se muito rapidamente, sendo já praticamente toda coberta por sapal médio dominado por *H. portulacoides*. A reduzida concentração na amostra superficial do C11 deverá estar associada ao sedimento arenoso não ser eficaz na adsorção do Hg.

A concentração máxima no sapal exposto em C9 foi mais diminuta (2,23 mg/kg), mas, apesar disso, a concentração na amostra superficial foi superior face aos restantes locais (0,78 mg/kg). Uma concentração máxima mais diminuta poderá estar relacionada com o facto de ser uma área de sapal maturo mais elevado e mais interior. O sapal alto apresenta hidroperíodos mais curtos e menos frequentes, e taxas de sedimentação, tipicamente, inferiores às do sapal baixo. Estas também tendem a decrescer com a distância aos canais, sendo a sedimentação menor nos locais mais interiores do sapal.

c) Baía de Coia

Na baía de Coia foram realizadas duas carotagens em sapal médio cobertos por *H. portulacoides* no caso do C14, e por *S. perennis subsp. alpini* e *H. portulacoides* no C15 (**Figura 51**). Ambos os locais não são muito distantes, e o C15 foi recolhido na proximidade de um efluente da Siderurgia Nacional, próximo ao C16 no raso de maré.

No C14 foi atingida a profundidade de 54 cm, e retiraram-se 4 amostras, aos 5 cm, 13,5 cm, 30 cm e 47,5 cm. Os sedimentos neste *core* tinham a textura silto-argilosa em toda a sua extensão. No entanto, podem ser divididos duas unidades principais: a primeira dos 0 aos 18 cm, caracterizada por sedimentos de cor castanha e elevada densidade de raízes acastanhadas; e a segunda dos 18 cm aos 54 cm, caracterizada por sedimentos com cor cinzento claro, com manchas pretas e menor densidade de raízes, de cor preta. Na primeira unidade também havia um pequeno horizonte com manchas pretas, entre os 8 cm e os 12 cm, e outro castanho laranja, entre os 12 cm e os 15 cm.

No C15 foi atingida a profundidade de 60 cm, e retiraram-se 4 amostras, aos 5 cm, 15 cm, 30 cm e 50 cm. Os sedimentos neste local foram semelhantes aos do C14, excetuando-se uma unidade

distinta abaixo dos 41 cm de profundidade, mais grosseira e com cores mais escurecidas. Podem ser distinguidas três unidades principais: a primeira, entre os 0 e os 20 cm, e a segunda, entre os 20 cm e os 41 cm, que foram semelhantes às descritas no C14; e a terceira, a partir dos 41 cm, com textura silto-argilosa, com grãos de areia média a grosseira, e cor preta. A densidade de raízes foi elevada nos sedimentos menos profundos, e decresceu em profundidade, não havendo raízes na amostra mais profunda. A terceira unidade continha pequenas conchas de gastrópodes matriz-suportadas. Na primeira unidade, ocorreram 2 horizontes com cor castanho laranja (entre os 4 cm e os 6 cm, e entre os 16 cm e os 20 cm) e um horizonte com manchas pretas entre os 12 cm e os 16 cm.

O C15 foi recolhido próximo da margem terrestre criada artificialmente aquando da edificação da Siderurgia, podendo os sedimentos mais grosseiros ser consequência desse facto. As cores alaranjadas nos sedimentos e nas raízes poderão ser consequência da maior presença de ferro oxidado, devido à libertação de oxigénio pelas raízes em profundidade, que reage com o ferro presente nos sedimentos (Weiss *et al.*, 2003). A presença de óxido de ferro neste local é importante, sendo visível a sua cor alaranjada nos sedimentos em imagens aéreas ou de satélite.

As concentrações de THg nos sedimentos são mais elevadas no C15. No entanto, à exceção das concentrações máximas em cada *core*, os valores são próximos. Em ambos os locais, a concentração máxima de THg ocorre a cerca de 15 cm de profundidade, sendo 0,38 mg/kg no C14 e 0,93 mg/kg no C15. A concentração máxima mais elevada no C15 demonstra a contaminação exercida pela fábrica. Se fosse sapal baixo, o valor poderia ser superior, dado que a amostra em raso de maré revelou valores superiores. As concentrações nas restantes amostras, apesar de mais reduzidas, são, na sua maioria, próximas de 0,30 mg/kg (**Figura 51**).

6.1.3. Notas Gerais Acerca das Concentrações de THg

As concentrações de THg nos sedimentos até 60 cm foram superiores em sapal e menores em raso de maré ($\bar{X}$ = 0,34 mg/kg e Med = 0,12 mg/kg em raso de maré, e $\bar{X}$ = 0,88 mg/kg e Med = 0,38 mg/kg em sapal) (**Figura 52**).

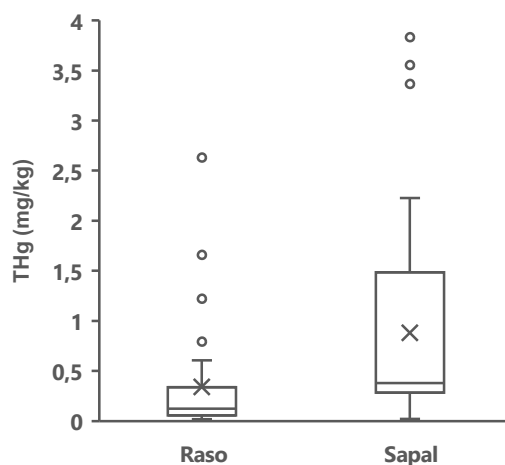


Figura 52 | Distribuição por quartis das concentrações de THg obtidas nos sedimentos em raso de maré e sapal. Valores extremos representados.

As concentrações de THg máximas mais elevadas em raso de maré foram observadas entre Samouco e Alcochete nos *cores* próximos à ponte Vasco da Gama (máximo de 0,87 mg/kg), excetuando na proximidade a um efluente da Siderurgia Nacional, onde a concentração em raso de maré foi significativamente superior (máximo de 2,63 mg/kg) (**Figura 53**). Na baía da Moita-Montijo, os valores máximos em *cores* e dragagens também foram significativos (máximo de 0,60 mg/kg). Em sapal, as concentrações de THg máximas foram mais elevadas na baía da Moita-Montijo, com a maioria a ser superior a 3 mg/kg (máximo de 3,83 mg/kg), seguindo-se a baía do Seixal, com valores de THg máximos a serem cerca de metade em relação aos registados na baía da Moita-Montijo (máximo de 1,87 mg/kg) (**Figura 53**).

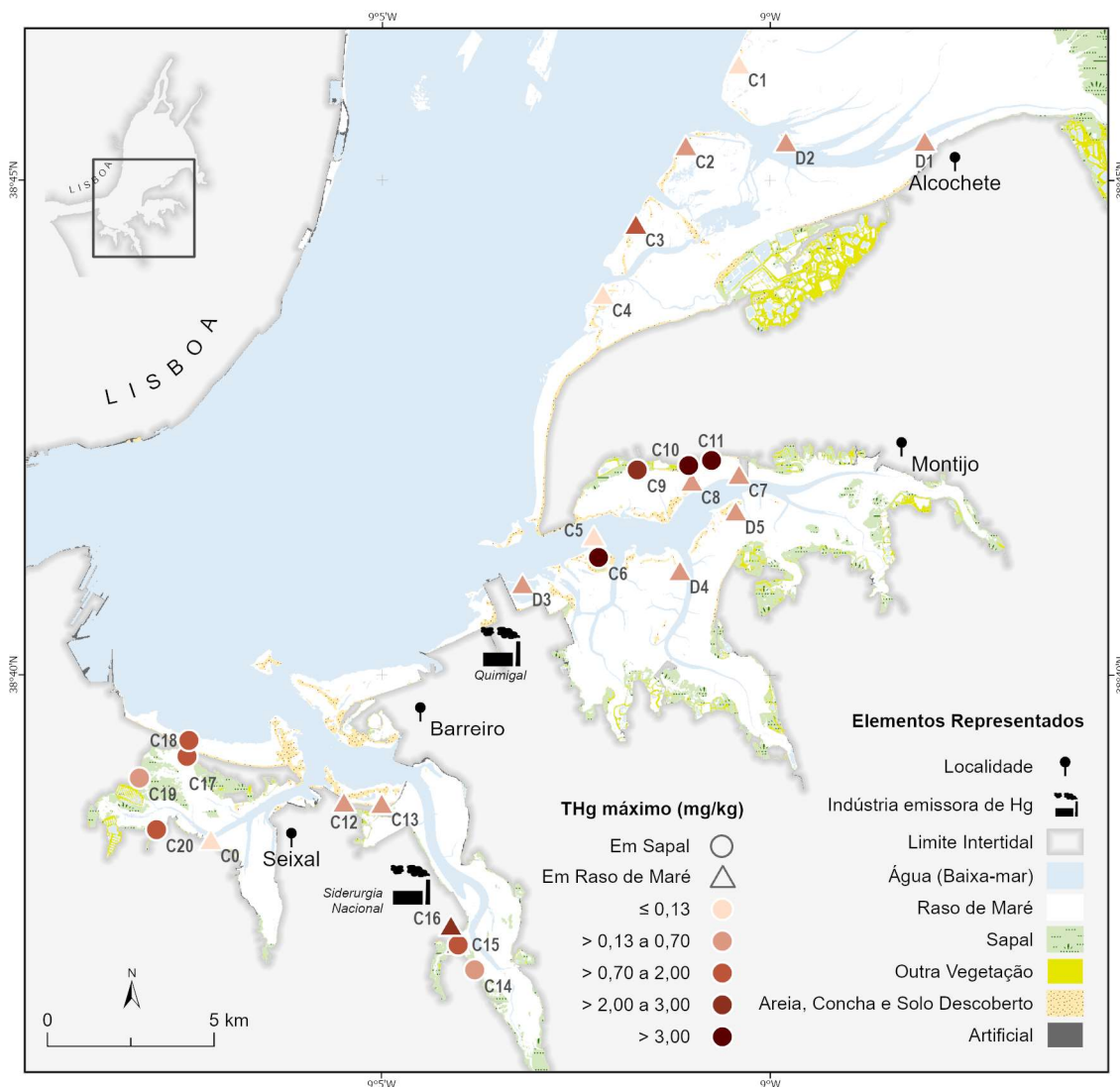


Figura 53 | Distribuição espacial das concentrações de mercúrio total máximo (THg máximo) (mg/kg) nas amostras de sedimento de raso de maré e sapal.

Em sapal, revela-se uma tendência de diminuição da concentração de THg com a distância às fontes, como se verifica na baía da Moita-Montijo e na baía de Coina. O THg máximo foi superior em sapal baixo, e em sapal médio próximo a raso de maré. Na baía do Seixal, as amostras em sapal médio/alto interior (mais afastados da margem frontal do sapal ou de canais), em geral, revelaram THg máximo inferior face às restantes amostras em sapal médio e baixo (THg máximo de 0,36 mg/kg em C19, face a THg máximo superior a 1,60 mg/kg nos restantes).

Através das amostras em sapal é possível verificar as tendências de contaminação ao longo do tempo, ainda que de uma forma muito grosseira, dada a reduzida densidade de amostras por *core*. Os picos de contaminação nos sedimentos verificam-se, na maioria dos casos, a cerca de 15 cm de profundidade na baía de Coina, a cerca de 20 cm na baía do Seixal, e a cerca de 30 cm na baía da Moita-Montijo. Com base na taxa de sedimentação vertical obtida por Silva *et al.* (2013) para o sapal médio na

baía do Seixal, de 0,5 cm/ano, e no pico de concentração máxima aos 20 cm de profundidade nos *cores* C18 e C20 dessa baía, estima-se que o pico da contaminação por Hg no estuário (ou pelo menos na baía do Seixal) tenha ocorrido há cerca de 40 anos, na década de 1980. As concentrações em profundidade deverão estar a diminuir com o tempo, como foi verificado por Oliveira *et al.* (2018) em sedimentos de sapal na Ria de Aveiro. No entanto, esse processo não foi analisado.

No Canadá, estão em vigor Diretrizes de Qualidade dos Sedimentos (DQS) desde a década de 1990, que são ainda hoje utilizadas na avaliação do grau de contaminação. Estas indicam valores específicos para sedimentos marinhos/estuarinos, e são constituídas por dois valores de referência: a DQS, de 0,13 mg/kg, e o Nível de Efeito Provável (NEP), de 0,70 mg/kg. Estes valores são referentes a três níveis diferentes a partir dos quais é provável ocorrer efeitos biológicos adversos na biota aquática pela exposição a Hg proveniente de sedimentos contaminados, sendo que: abaixo da DQS a contaminação raramente é associada a efeitos; entre a DQS e o NEP ocasionalmente é associada; e acima do NEP é frequentemente associada (CCME, 1999). Ao nível nacional, a Portaria n.º 1450/2007, de 12 de novembro, estabelece limites da concentração de mercúrio em material dragado no Anexo III. Dada as características semelhantes dos sedimentos de raso de maré, estes valores podem ser usados para aferir o grau de contaminação de THg em raso de maré.

Com base nas DQS, verifica-se que, no total, 46 % das amostras excedem o DQS, e 25 % o NEP. Em raso de maré, 41 % das amostras excedem o DQS, e 12 % o NEP, e em sapal, 51 % excedem o DQS, e 38 % o NEP. Segundo os limites no Anexo III da Portaria n.º 1450/2007, 80 % das amostras em raso de maré são consideradas material limpo (até 0,50 mg/kg), 15 % são consideradas material com contaminação vestigiária (entre 0,50 mg/kg e 1,50 mg/kg), e 5 % são consideradas material ligeiramente contaminado (entre 1,50 mg/kg e 3 mg/kg).

6.2. Mobilização e Retenção do Mercúrio Face à Dinâmica Observada

As concentrações nos sedimentos superficiais dão uma indicação da circulação de mercúrio no estuário atualmente ou recentemente. Face à contaminação hoje ainda presente nos sedimentos das áreas intertidais do estuário, observa-se que o mercúrio continua a circular nestes ambientes, mesmo após reduções importantes na sua utilização pelas indústrias. Parte do mercúrio encontra-se retido nas áreas intertidais, tendo o sapal acumulado mais THg nos sedimentos superficiais do que o raso de maré. As concentrações superficiais em sapal médio a alto apresentaram valores entre 0,28 mg/kg e 0,36 mg/kg na baía do Seixal e na baía de Coia, enquanto na baía da Moita-Montijo apresentaram valores superiores,

entre 0,49 mg/kg e 0,78 mg/kg (**Tabela 11**), sendo o valor mais elevado observado em sapal mais exposto. Em sapal baixo, excluindo uma amostra de sedimento arenoso, as concentrações superficiais não foram muito distintas entre a baía da Moita-Montijo (0,51 mg/kg) e a baía do Seixal (0,60 mg/kg), tendo sido superior na última. Nos rasos de maré, excluindo uma amostra com sedimento grosseiro, e uma amostra próxima ao efluente da Siderurgia Nacional, as concentrações superficiais foram também superiores na baía da Moita-Montijo, entre 0,32 mg/kg e 0,60 mg/kg, sendo $\leq 0,32$ mg/kg nos restantes locais (**Tabela 11**). Do total de amostras superficiais, em raso de maré e sapal, 69 % excedem o DQS e 8 % o NEP, o que indica que a larga maioria dos sedimentos superficiais continuam a ter concentrações acima de limites recomendados.

Tabela 11 | Concentrações de THg superficiais (até -10 cm) nos sedimentos de rasos de maré e de diferentes andares de sapal (em mg/kg), em cada área analisada. *Excluindo C16, devido à proximidade a efluente industrial. **Excluindo C5, devido a sedimento grosseiro. ***Excluindo C11, devido a sedimento arenoso.

	Raso de maré	Sapal baixo	Sapal médio	Sapal Alto
Samouco – Alcochete	0,06 – 0,32	-	-	-
Baía do Seixal	0,06	0,60	0,31 – 0,33	0,36
Baía de Coina	0,15 – 0,26*	-	0,28 – 0,30	-
Baía da Moita-Montijo	0,32** – 0,60	0,51***	0,49 – 0,78	-
Todas	0,06 – 0,60	0,51 – 0,60	0,28 – 0,78	0,36

As concentrações máximas em *cores* foram também mais elevadas no sapal na baía da Moita-Montijo (até 3,83 mg/kg), seguindo-se na baía do Seixal (até 1,87 mg/kg) e na baía de Coina (até 0,93 mg/kg) (**Tabela 12**). Concentrações mais elevadas na baía da Moita-Montijo serão o resultado da intensa contaminação gerada no passado pelo Complexo Quimigal, situado na entrada da baía (**Figura 54**), e cujos efluentes afluem para o canal do Montijo. Das áreas analisadas, esta foi a mais afetada, devido à proximidade ao foco de contaminação e à dinâmica das marés, que transportaram o mercúrio para a baía. Apesar disso, a contaminação foi muito dispersa pelo estuário, tendo sido atingidas áreas intertidais mais distantes, apesar de em concentrações inferiores, como foi o caso do sapal na baía do Seixal. A contaminação gerada pela Siderurgia Nacional parece não ter afetado tanto os sapais, sendo as concentrações máximas em sapal na sua proximidade mais reduzidas, em comparação com os restantes locais. Tal coaduna-se com as menores quantidades de Hg emitidas por esta indústria, face ao que foi emitido pelo Complexo Quimigal. Segundo a amostragem efetuada por Figueres *et al.* (1985), a concentração de THg em sedimento superficial de fundo era de 6,66 mg/kg próximo à Siderurgia, e 42,5 mg/kg próximo à Quimigal.

Tabela 12 | Concentrações de THg máximas obtidas nos *cores*, nos rasos de maré e nos diferentes andares de sapal (em mg/kg), em cada área analisada. *Excluindo C16, devido à proximidade a efluente industrial.

	Raso de maré	Sapal baixo	Sapal médio	Sapal Alto
Samouco – Alcochete	0,10 – 0,87	-	-	-
Baía do Seixal	0,06	1,74	1,60 – 1,87	0,36
Baía de Coia	0,24 – 0,29*	-	0,38 – 0,93	-
Baía da Moita-Montijo	0,12 – 0,34	3,37 – 3,83	2,23 – 3,55	-
Todas	0,06 – 0,87	1,74 – 3,83	0,38 – 3,55	0,36

Devido ao facto de as concentrações de THg máximas em sapal, bem como as concentrações superficiais em sapal e em raso de maré, serem mais elevadas na baía da Moita-Montijo, e de aí ter ocorrido significativa contração das áreas intertidais (**Figura 54**), a baía da Moita-Montijo é apontada como a área analisada onde ocorreu maior mobilização de THg previamente retido nos sedimentos. Apesar disso, os restantes locais em contração, como o sapal na baía do Seixal e os rasos de maré que marginam o canal do Barreiro (**Figura 54**), estarão também a contribuir para a reemissão do THg retido, apesar de em menores concentrações. Importa notar que a concentração mais elevada de THg no estuário atualmente se situa nos sedimentos de raso de maré em frente ao Complexo Quimigal, onde, apesar de não terem sido recolhidas amostras neste trabalho, outros investigadores detetaram concentrações de até 126 mg/kg (Monteiro *et al.*, 2016). Aí também circulam catamarãs, podendo estar a causar alguma ressuspensão de sedimento e, muito provavelmente, a remobilização de mercúrio nesse local, que também poderá estar a ser transportado para a baía da Moita-Montijo e outros locais.

Não é possível definir se a maior quantidade de THg remobilizado é proveniente dos rasos de maré ou dos sapais. O sapal tem concentrações mais elevadas, e, por isso, para o mesmo volume erodido a mobilização de THg é superior, face ao raso de maré. No entanto, o raso de maré tem experienciado taxas de contração mais acentuadas, podendo estar a ser erodido um maior volume de sedimento face ao sapal, traduzindo-se numa mobilização de THg que, no total, poderá ser muito significativa. Seria necessário calcular os *stocks* de THg em cada ambiente e o volume de sedimento mobilizado, o que não foi o âmbito deste trabalho.

Aquando da construção da ponte Vasco da Gama, foram dragados sedimentos de raso de maré e subtidais, sendo que uma parte destes continha poluentes. Dado que as concentrações mais elevadas no setor entre Samouco e Alcochete foram obtidas nas amostras mais profundas dos *cores* mais próximos à ponte (C2 e C3), existe a hipótese de as dragagens terem ressuspensionado sedimento contaminado. No entanto, seria necessário outros dados e *cores* mais profundos nos outros locais para se poder analisar esta

relação. Neste local poderá estar a ocorrer alguma remobilização de mercúrio, dado que ocorre contração onde se verificam as concentrações mais elevadas (**Figura 54**). Parte do THg remobilizado (que pode ser originário desta área ou de outros locais) estará a ser depositado nas margens do canal de Alcochete, onde se verifica expansão, sendo atingida a concentração em sedimentos superficiais mais elevada nesta área, de 0,32 mg/kg, na proximidade ao cais de Alcochete (**Figura 54**).

Para além da contração das margens, a ressuspensão de sedimento no topo dos rasos de maré ou em áreas subtidais (um processo que não foi analisado neste trabalho) poderá também estar a contribuir para a circulação do mercúrio no estuário.

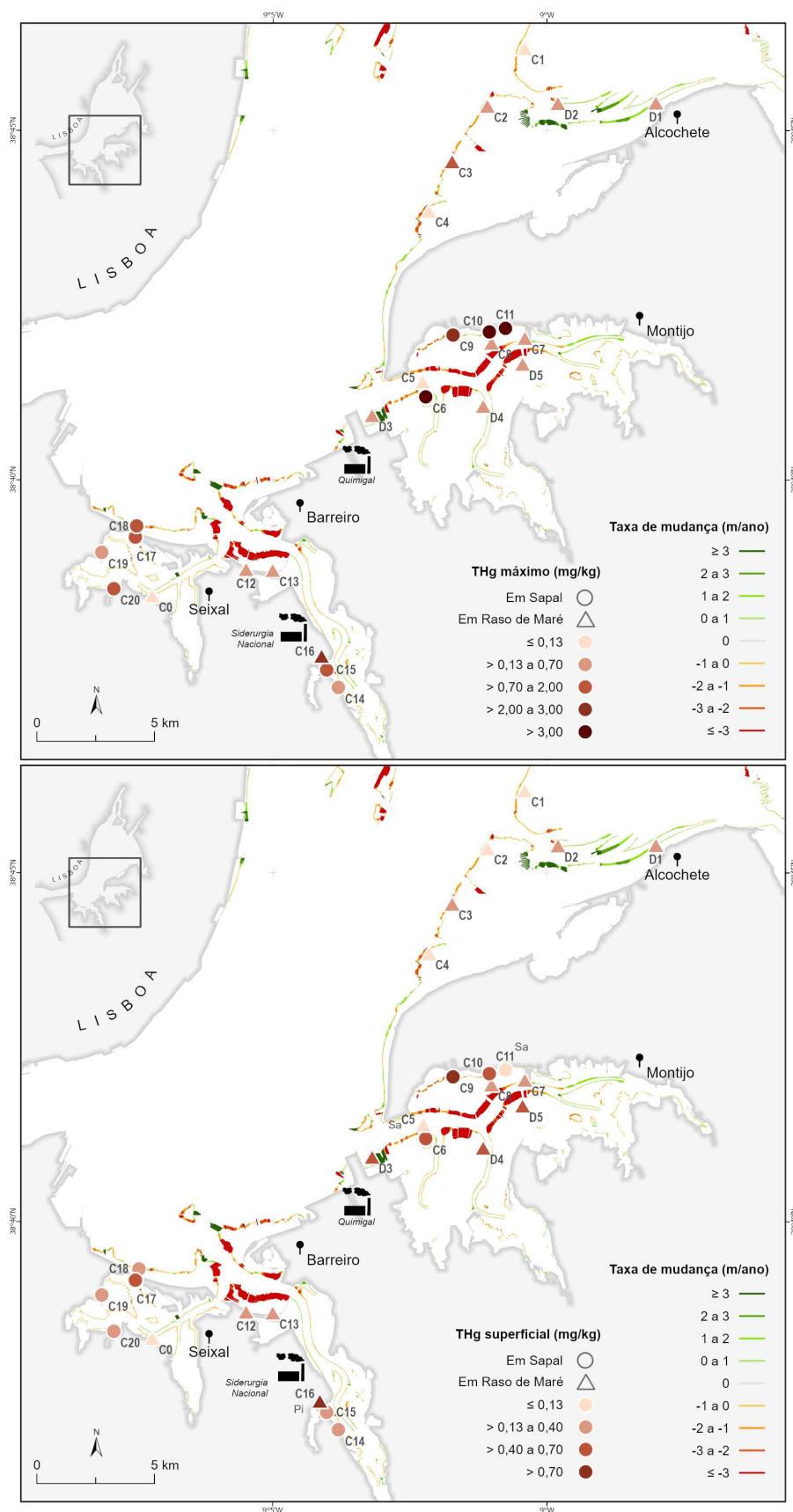


Figura 54 | Distribuição espacial das concentrações de THg e taxas de mudança das margens de raso de maré e sapal (1995 a 2018 em raso de maré e 2007 a 2018 em sapal). THg máximo (em cima) e THg superficial (em baixo) Sa – Sedimento arenoso; Pi – Proximidade a indústria.

7. CONCLUSÕES

Cerca de 39 % do Estuário do Tejo é atualmente constituído por áreas intertidais de raso de maré (32 %) e sapal (7 %), que albergam ecossistemas muito sensíveis. Estas áreas são importantes para várias espécies florísticas, das quais se destacam as espécies de sapal, e faunísticas, servindo como habitat para várias espécies bentónicas, macroinvertebrados, peixes e aves. São também importantes áreas para os humanos, providenciando diversos serviços, entre os quais a produção de alimento, a fitorremediação, a proteção costeira, o sequestro de carbono, e muitos outros. Devido às suas características, e ao seu valor ecológico, as áreas de raso de maré e sapal são hoje reconhecidas como importantes áreas húmidas que devem ser salvaguardadas. Por isso, é necessário identificar as mudanças que ocorrem nestes ambientes e as pressões humanas sobre os mesmos, entre as quais as mudanças na área intertidal e a contaminação por metais traço, como o mercúrio, que é muito persistente no ambiente e altamente tóxico.

Este trabalho permitiu estudar a dinâmica recente das margens dos rasos de maré e dos sapais na totalidade do Estuário do Tejo, e analisar concentrações de mercúrio total (THg) nos sedimentos de raso de maré e sapal na margem esquerda do estuário. Estas informações permitiram perceber onde ocorreu a maior mobilização do mercúrio previamente retido nos sedimentos.

Foram identificados os locais onde ocorreu expansão ou contração das margens dos rasos de maré e dos sapais, e quantificadas as respetivas taxas de mudança desde 1928/1933 até 2018 no caso dos rasos de maré (em 2 períodos de análise), e desde 1955/1958 até 2018 no caso dos sapais (em 4 períodos de análise). Foram utilizadas diferentes bases cartográficas e dados de deteção remota para delinear as margens destes ambientes. Apenas se obteve uma incerteza elevada nas margens delineadas sobre as cartas hidrográficas históricas utilizadas, o que afetou a qualidade das taxas de mudança das margens do raso de maré obtidas para 1928/33 a 1995. As taxas de mudança obtidas em raso de maré e sapal foram analisadas em pormenor em distintos setores no estuário.

No raso de maré, de 1995 a 2018, a contração foi predominante, com $\bar{X} = -0,19$ m/ano e Med = -0,01 m/ano. A contração foi predominante na margem esquerda do estuário, nomeadamente nas margens que ladeiam o canal do Barreiro nas baías do Seixal e de Coina ($\bar{X} = -0,86$ m/ano e taxa mínima = -14,96 m/ano) e o canal do Montijo na baía da Moita-Montijo ($\bar{X} = -1,08$ m/ano e taxa mínima de -11,31 m/ano), e na margem esquerda da bacia interior ($\bar{X} = -0,47$ m/ano). A expansão foi predominante no setor Norte do Estuário, nomeadamente nas margens de raso de maré do canal de Alcochete (taxa média de 0,73 m/ano), nas margens dos rasos de maré do mouchão do Lombo do Tejo ao rio Sorraia ($\bar{X} = 0,23$ m/ano), e nas margens na Cala do Norte e no mouchão da Póvoa ($\bar{X} = 0,23$ m/ano). A contração

das margens do raso de maré na margem esquerda ocorreu nos setores onde circulam embarcações paralelamente e na proximidade às margens (catamarãs e barcos de pesca), sendo que onde estes não circulam ocorreu expansão das margens. Este efeito é mais notório no canal do Barreiro e no canal do Montijo, onde se verificou um contraste acentuado entre as margens afetadas pela ondulação gerada pelas embarcações, e as não afetadas, sendo que nas primeiras se observaram taxas de contração até -14,96 m/ano, e nas segundas ocorreram mudanças pouco significativas ou expansão ligeira (maioria das taxas inferiores a 1 m/ano).

No sapal, a expansão foi predominante no período de 1955/58 a 1979 (taxa média de 0,35 m/ano e mediana de 0,12 m/ano), enquanto a contração predominou nos períodos seguintes, tendo sido mais acentuada no período de 1979 a 1995 ($\bar{X} = -0,39$ m/ano e mediana de -0,28 m/ano). Na análise das taxas por áreas de pormenor, revelou-se que na maioria do estuário ocorreu uma tendência de redução da expansão e aumento da contração, excetuando-se alguns locais, como a Baía de Coina, onde a contração se tornou menos acentuada. No último período analisado, de 2007 a 2018, as taxas de contração tornaram-se, no geral, menos acentuadas, mas a área que sofreu contração foi mais extensa em todo o estuário. O sapal de Pancas foi o que apresentou as taxas mais elevadas de expansão no período de 1995 a 2007 ($\bar{X} = 2,03$ m/ano e taxa máxima = 48,72 m/ano), seguindo-se o setor do estuário a Sul dos mouchões, nomeadamente entre o mouchão da Póvoa e a Ponta da Erva, com taxas mais significativas de expansão do sapal no período de 1955/58 a 1979 ($\bar{X} = 1,65$ m/ano). Este último setor foi o que apresentou a maior variação das taxas, tendo invertido de uma dinâmica significativamente expansiva até 1979 para uma dinâmica significativamente contrativa nos períodos seguintes, tendo apresentado as taxas mais acentuadas de contração em cada período analisado após 1979 ($\bar{X}$ entre -2,34 m/ano e -0,76 m/ano e taxa mínima de -26,01 m/ano).

Através da amostragem de sedimentos realizada foram obtidas um total de 80 amostras (41 em raso de maré e 39 em sapal), repartidas por 21 *cores* (11 em raso de maré, e 10 em sapal) e 5 amostras por dragagem superficial em raso de maré. A maioria dos sedimentos em profundidade era silto-argiloso e maciço, sendo as frações grosseiras mais significativas (compostas por areias, cascalho fino, conchas e bioclastos) encontradas nos rasos de maré, enquanto nos sapais os sedimentos eram compostos por uma componente biogénica de raízes importante. Os sedimentos são, em geral, mais escuros em raso de maré.

Os sedimentos de sapal apresentaram concentrações de mercúrio total superiores, face aos sedimentos de raso de maré. As concentrações foram mais elevadas em sapal baixo e médio, e mais diminutas em sapal alto. Foram observados picos de concentração, na maioria dos casos, a cerca de 20 cm de profundidade na baía do Seixal, a cerca de 15 cm na baía de Coina, e a cerca de 30 cm na baía da

Moita-Montijo. Verificou-se também uma relação entre a concentração de THg e proximidade às fontes industriais na baía da Moita-Montijo e na baía de Coina. As concentrações de THg máximas em sapal, bem como as concentrações superficiais em sapal e em raso de maré, foram mais elevadas na baía da Moita-Montijo (THg máximo em sapal até 3,83 mg/kg, e THg superficial até 0,78 mg/kg).

Devido às concentrações elevadas e à dinâmica de contração acentuada nessa baía, a mesma foi identificada como o local na margem esquerda do estuário onde ocorreu a mobilização de THg, previamente retido nos sedimentos, mais significativa. Apesar disso, também se verificou mobilização de THg noutros locais, como na baía do Seixal, onde ocorreu contração das margens do sapal, que tem concentrações de THg máximas nos sedimentos cerca de duas vezes inferiores às presentes nos sedimentos do sapal na baía da Moita-Montijo. A mobilização de THg poderá também ocorrer pela ressuspensão de sedimento de raso de maré na proximidade ao complexo industrial da Quimigal (onde outros autores identificaram as concentrações de THg mais elevadas do estuário), que é transportado para a baía da Moita-Montijo, e outros locais.

Com base nos valores das Diretrizes de Qualidade dos Sedimentos (CCME, 1999) verificou-se que, no total, 46 % das amostras excedem o DQS (0,13 mg/kg), e 25 % o NEP (0,70 mg/kg). Nos sedimentos superficiais (até 10 cm), 69 % excedem o DQS e 8 % o NEP, o que indica que o mercúrio continua a circular no estuário e nos ambientes intertidais, e que a larga maioria dos sedimentos superficiais continuam a ter concentrações acima de limites recomendados. A erosão de áreas de sapal e de raso de maré, juntamente com a ressuspensão de sedimento na superfície dos rastos de maré, poderão estar a contribuir para a remobilização e circulação de mercúrio no estuário atualmente.

Este trabalho contribuiu para a expansão do conhecimento acerca das áreas de raso de maré e sapal do Estuário do Tejo, tendo sido analisada a dinâmica da totalidade das margens das áreas intertidais desde 1928, no caso do raso de maré, e desde 1955 no caso do sapal, e analisadas as concentrações de mercúrio total, bem como a mobilização do elemento, em diferentes locais na margem esquerda do estuário.

Trabalhos futuros poderiam incidir na expansão destes dados através da análise de alterações de área de raso de maré e sapal, o que complementaria a informação acerca das mudanças verificadas nas margens, dado que a análise das margens não permite quantificar alterações no interior destes ambientes. A recolha de mais amostras de sedimento, e com melhor resolução, tanto espacialmente, como em profundidade, e tendo mais atenção aos andares do sapal e onde as amostras são recolhidas, permitiriam expandir os dados acerca da distribuição espacial e em profundidade das concentrações nas áreas intertidais no estuário. Para além disso, uma análise granulométrica de maior pormenor, bem como uma

análise do teor de matéria orgânica, permitiriam caracterizar melhor os sedimentos e a sua relação com as concentrações de mercúrio total observadas. O cálculo dos *stocks* de mercúrio também possibilitaria compreender melhor quanto mercúrio está a ser mobilizado e retido nas áreas intertidais.

Referências Bibliográficas

- Adam, P. (1990). Saltmarsh Ecology. Em *Saltmarsh Ecology*. Cambridge University Press.
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511565328.001>
- Amos, C. (1995). Siliciclastic Tidal Flats. Em G. Perillo (Ed.), *Developments in Sedimentology* (Vol. 53, Número C, pp. 273–306). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0070-4571\(05\)80030-5](https://doi.org/10.1016/S0070-4571(05)80030-5)
- Antunes, C. (2019). Assessment of sea level rise at West Coast of Portugal Mainland and its projection for the 21st century. *Journal of Marine Science and Engineering*, 7(3).
<https://doi.org/10.3390/jmse7030061>
- Baeck, G. W., Takita, T., & Yoon, Y. H. (2008). Lifestyle of Korean mudskipper *Periophthalmus magnuspinnatus* with reference to a congeneric species *Periophthalmus modestus*. *Ichthyological Research*, 55(1), 43–52. <https://doi.org/10.1007/s10228-007-0009-y>
- Barbier, E. B., Hacker, S. D., Koch, E. W., Stier, A. C., & Silliman, B. R. (2024). Estuarine and Coastal Ecosystems and Their Services. Em D. Baird & M. Elliott (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science (Second Edition)* (pp. 14–34). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00104-9>
- Boorman, L. (2003). *Saltmarsh Review: An overview of coastal saltmarshes, their dynamic and sensitivity characteristics for conservation and management (JNCC Report No. 334)*.
- Boszke, L., Kowalski, A., & Siepak, J. (2004). Grain Size Partitioning of Mercury in Sediments of the Middle Odra River (Germany/Poland). *Water, Air, and Soil Pollution*, 159(1), 125–138.
<https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000049171.22781.bd>
- Caçador, I., & Duarte, B. (2012). Tagus Estuary Salt Marsh Structure and Dynamics: A Historical Perspective. Em *Estuaries: Classification, Ecology and Human Impacts*.
- Caçador, I., Duarte, B., Marques, J. C., & Sleimi, N. (2016). Carbon Mitigation: A Salt Marsh Ecosystem Service in Times of Change. Em *Halophytes for Food Security in Dry Lands* (pp. 83–110). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801854-5.00006-6>
- Canário, J., Caetano, M., Vale, C., & Cesário, R. (2007). Evidence for elevated production of methylmercury in salt marshes. *Environmental Science and Technology*, 41(21), 7376–7382.
<https://doi.org/10.1021/es071078j>
- Canário, J., Vale, C., & Caetano, M. (2005). Distribution of monomethylmercury and mercury in surface sediments of the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 50, 1121–1145.
- 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)

- Cardoso, J. L. (2005). A Pré-história de Entre Tejo e Sado. Em L. Marques (Ed.), *Paleontologia e Arqueologia do Estuário do Tejo. Actas do I Seminário* (pp. 11–41). Edições Colibri / Câmara Municipal do Montijo.
- Cardoso, O., Puga, S., Brandão, F., Canário, J., O'Driscoll, N. J., Santos, M. A., Pacheco, M., & Pereira, P. (2017). Oxidative stress profiles in brain point out a higher susceptibility of fish to waterborne divalent mercury compared to dietary organic mercury. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.029>
- CCME. (1999). *Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life: Mercury*.
- Cesário, R., Hintelmann, H., O'Driscoll, N. J., Monteiro, C. E., Caetano, M., Nogueira, M., Mota, A. M., & Canário, J. (2017). Biogeochemical Cycle of Mercury and Methylmercury in Two Highly Contaminated Areas of Tagus Estuary (Portugal). *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3442-1>
- Cesário, R., Poissant, L., Pilote, M., O'Driscoll, N. J., Mota, A. M., & Canário, J. (2017). Dissolved gaseous mercury formation and mercury volatilization in intertidal sediments. *Science of The Total Environment*, 603–604, 279–289. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.06.093>
- Coelho, J. P., Pereira, M. E., Duarte, A., & Pardal, M. A. (2005). Macroalgae response to a mercury contamination gradient in a temperate coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 65(3), 492–500. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2005.06.020>
- Costa, J. C., Pina, A. R., & Neto, C. (2021). Sapais e salgados de Portugal continental. Em J. Capelo & C. Aguiar (Eds.), *A Vegetação de Portugal* (1.ª ed., pp. 295–306). Imprensa Nacional - Casa da Moeda, S. A.
- Costa, M. J. (2021). *Estuário do Tejo: onde o rio encontra o mar* (2.ª ed.). Edições Afrontamento, Lda.
- Costley, C. T., Mossop, K. F., Dean, J. R., Garden, L. M., Marshall, J., & Carroll, J. (2000). Determination of mercury in environmental and biological samples using pyrolysis atomic absorption spectrometry with gold amalgamation. Em *Analytica Chimica Acta* (Vol. 405).
- Dalrymple, R. W., Zaitlin, B. A., & Boyd, R. (1992). Estuarine facies models; conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentary Research*, 62(6), 1130–1146. <https://doi.org/10.1306/D4267A69-2B26-11D7-8648000102C1865D>
- Davies, J. (1964). A morphogenic approach to world shorelines. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 8(5), 127–142. <https://doi.org/10.1127/zfg/mortensen/8/1964/127>
- Day, J. W., Christian, R. R., Boesch, D. M., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Twilley, R. R., Naylor, L., Schaffner, L., Stevenson, C., Day, J. W., Twilley, R. R., Christian, R. R., Boesch, D. M., Stevenson, C., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Naylor, L., & Schaffner, L. (2008). Consequences of Climate Change on the Ecogeomorphology of Coastal Wetlands. *Estuaries and Coasts*, 31, 477–491. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9047-6>
- Day, J. W., Crump, B. C., Kemp, W. M., & Yáñez-Arancibia, A. (2012). Introduction to Estuarine Ecology. Em *Estuarine Ecology* (2.ª ed., pp. 1–18). John Wiley and Sons. <https://doi.org/10.1002/9781118412787.ch1>

- Deegan, L. A., Johnson, D. S., Warren, R. S., Peterson, B. J., Fleeger, J. W., Fagherazzi, S., & Wollheim, W. M. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, 490(7420), 388–392. <https://doi.org/10.1038/nature11533>
- Espírito Santo, F., De Lima, M. I. P., Ramos, A. M., & Trigo, R. M. (2014). Trends in seasonal surface air temperature in mainland Portugal, since 1941. *International Journal of Climatology*, 34(6), 1814–1837. <https://doi.org/10.1002/JOC.3803>
- Fagherazzi, S., Mariotti, G., Leonardi, N., Canestrelli, A., Nardin, W., & Kearney, W. S. (2020). Salt Marsh Dynamics in a Period of Accelerated Sea Level Rise. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 125(8). <https://doi.org/10.1029/2019JF005200>
- Figueiredo, N. L. L., Areias, A., Mendes, R., Canário, J., Duarte, A., & Carvalho, C. (2014). Mercury-resistant bacteria from salt marsh of tagus estuary: The influence of plants presence and mercury contamination levels. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A: Current Issues*, 77(14–16), 959–971. <https://doi.org/10.1080/15287394.2014.911136>
- Figueres, G., Martin, J. M., Meybeck, M., & Seyler, I. (1985). A Comparative Study of Mercury Contamination in the Tagus Estuary (Portugal) and Major French Estuaries (Gironde, Loire, Rhône). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 20, 183–203.
- Fitzgerald, W. F., & Lamborg, C. H. (2014). Geochemistry of Mercury in the Environment. Em *Treatise on Geochemistry* (2.^a ed., Vol. 11, pp. 91–129). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00904-9>
- Fonseca, V. F., França, S., Duarte, B., Caçador, I., Cabral, H. N., Mieiro, C. L., Coelho, J. P., Pereira, E., & Reis-Santos, P. (2019). Spatial variation in mercury bioaccumulation and magnification in a temperate estuarine food web. *Frontiers in Marine Science*, 6(117). <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00117>
- Freire, P. (1999). *Evolução Morfo-Sedimentar de Margens Estuarinas (Estuário do Tejo, Portugal)* [Tese de Doutoramento]. Universidade de Lisboa.
- Freire, P., Ferreira, Ó., Taborda, R., Oliveira, F. S. B. F., Carrasco, A. R., Silva, A., Vargas, C., Capitão, R., Fortes, C. J., Coli, A. B., & Santos, J. A. (2009). Morphodynamics of Fetch-Limited Beaches in Contrasting Environments. *Journal of Coastal Research*, 183–187. <http://www.jstor.org/stable/25737562>
- Freire, P., Jackson, N. L., & Nordstrom, K. F. (2013). Defining beaches and their evolutionary states in estuaries. *Journal of Coastal Research*, 65, 482–487. <https://doi.org/10.2112/si65-082.1>
- Friedrichs, C. T. (2012). Tidal Flat Morphodynamics: A Synthesis. Em *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (Vol. 3, pp. 137–170). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00307-7>
- Gao, S. (2019). Geomorphology and Sedimentology of Tidal Flats. Em G. Perillo, E. Wolanski, D. Cahoon, & C. Hopkinson (Eds.), *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach* (2.^a ed., pp. 359–381). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63893-9.00010-1>
- Gedan, K. B., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. Em *Annual Review of Marine Science* (Vol. 1, pp. 117–141). <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163930>

- Giuliani, S., & Bellucci, L. G. (2018). Salt marshes: Their role in our society and threats posed to their existence. Em *World Seas: An Environmental Evaluation Volume III: Ecological Issues and Environmental Impacts* (pp. 79–101). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805052-1.00004-8>
- Gworek, B., Dmuchowski, W., & Baczevska-Dąbrowska, A. H. (2020). Mercury in the terrestrial environment: a review. Em *Environmental Sciences Europe* (Vol. 32, Número 1). Springer. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00401-x>
- Himmelstoss, E. A., Henderson, R. E., Kratzmann, M. G., & Farris, A. S. (2021). *Digital Shoreline Analysis System (DSAS) Version 5.1 User Guide*. <https://doi.org/10.3133/ofr20211091>
- Huismans, Y., van der Spek, A., Lodder, Q., Zijlstra, R., Elias, E., & Wang, Z. B. (2022). Development of intertidal flats in the Dutch Wadden Sea in response to a rising sea level: Spatial differentiation and sensitivity to the rate of sea level rise. *Ocean & Coastal Management*, 216, 105969. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2021.105969>
- ICNF. (sem data). *Reserva Natural do Estuário do Tejo*. <https://www.icnf.pt/conservacao/rnapareasprotegidas/reservasnaturais/rnestuariodotejo>
- IPCC. (2023). Synthesis Report of the Sixth Assessment Report (AR6).
- Irrgang, A. M., Lantuit, H., Manson, G. K., Günther, F., Grosse, G., & Overduin, P. P. (2018). Variability in Rates of Coastal Change Along the Yukon Coast, 1951 to 2015. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 123(4), 779–800. <https://doi.org/10.1002/2017JF004326>
- Jardim Botânico UTAD. (2024). *Flora Digital de Portugal*. <https://jb.utad.pt/flora>
- Köppen, W. (1936). Das geographische System der Klimate. Em W. Köppen & R. Geiger (Eds.), *Handbuch der Klimatologie* (Vol. 1, Número C, pp. 1–44).
- Leal, M., & Ramos-Pereira, A. (2022). Geodinâmica e variações do nível do mar no Meso-Cenozóico: da evolução global à Área Metropolitana de Lisboa. *Finisterra*, 57(119), 7–37. <https://doi.org/10.18055/Finis19932>
- Li, X., Bellerby, R., Craft, C., & Widney, S. E. (2018). Coastal wetland loss, consequences, and challenges for restoration. *Anthropocene Coasts*, 1(1), 1–15. <https://doi.org/10.1139/anc-2017-0001>
- Lopes, C. L., Mendes, R., Caçador, I., & Dias, J. M. (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>
- Manno, G., Lo Re, C., & Ciraolo, G. (2017). Uncertainties in shoreline position analysis: The role of run-up and tide in a gentle slope beach. *Ocean Science*, 13(5), 661–671. <https://doi.org/10.5194/os-13-661-2017>
- Marques, B., Lillebø, A. I., Pereira, E., & Duarte, A. C. (2011). Mercury cycling and sequestration in salt marshes sediments: An ecosystem service provided by *Juncus maritimus* and *Scirpus maritimus*. *Environmental Pollution*, 159(7), 1869–1876. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2011.03.036>

- Martins, D., Alves da Silva, A., Duarte, J., Canário, J., & Vieira, G. (2023). Changes in Vessel Traffic Disrupt Tidal Flats and Saltmarshes in the Tagus Estuary, Portugal. *Estuaries and Coasts*, 46, 1141–1156. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01198-7>
- Masselink, G., Hughes, M., & Knight, J. (2014). *Coastal Processes & Geomorphology* (2.^a ed.). Routledge.
- Mehta, A. (2002). Mudshore dynamics and controls. Em T. Healy, Y. Wang, & J.-A. Healy (Eds.), *Muddy Coasts of the World: Processes, Deposits and Function* (1.^a ed., pp. 19–60). Elsevier.
- Monteiro, C. E., Cesário, R., O'Driscoll, N. J., Nogueira, M., Válega, M., Caetano, M., & Canário, J. (2016). Seasonal variation of methylmercury in sediment cores from the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 104(1–2), 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.042>
- Moreira, M. E. (1987). Estudo fitogeográfico do ecossistema de sapal do estuário do Sado. *Finisterra*, 22(44), 247–296. <https://doi.org/doi.org/10.18055/Finis2000>
- Murray, N. J., Phinn, S. R., DeWitt, M., Ferrari, R., Johnston, R., Lyons, M. B., Clinton, N., Thau, D., & Fuller, R. A. (2019). The global distribution and trajectory of tidal flats. *Nature*, 565(7738), 222–225. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0805-8>
- Murray, N. J., Worthington, T. A., Bunting, P., Duce, S., Hagger, V., Lovelock, C. E., Lucas, R., Saunders, M. I., Sheaves, M., Spalding, M., Waltham, N. J., & Lyons, M. B. (2022). High-resolution mapping of losses and gains of Earth's tidal wetlands. *Science*, 376, 744–749. <https://doi.org/10.1126/science.abm9583>
- Mutter, J., Naumann, J., & Guethlin, C. (2007). Comments on the article «The toxicology of mercury and its chemical compounds» by Clarkson and Magos (2006). Em *Critical Reviews in Toxicology* (Vol. 37, Número 6, pp. 537–549). <https://doi.org/10.1080/10408440701385770>
- Neto, J., Caçador, I., Caetano, M., Chaínho, P., Costa, L., Gonçalves, A., Pereira, L., Pinto, L., Ramos, J., & Seixas, S. (2019). Estuários. Em M. J. Feio & V. Ferreira (Eds.), *Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações* (pp. 381–421). Imprensa da Universidade de Coimbra. https://doi.org/10.14195/978-989-26-1624-7_16
- Neves, F. (2010). *Dynamics and Hydrology of the Tagus Estuary: Results from In Situ Observations* [Tese de Doutoramento]. Universidade de Lisboa.
- Nogueira Mendes, R., Ceia, R., Silva, T., Rilo, A., Guerreiro, M., Catalão, J., Taborda, R., Freitas, M. C., Andrade, C., Melo, R., Fortunato, A., & Freire, P. (2012, Junho). Detecção Remota e Cartografia do Intertidal. O contributo do Projeto MorFeed. *2.as Jornadas de Engenharia Hidrográfica*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.5110.7445>
- Oliveira, F., & Vargas, C. (2009). Dynamics of a fetch-limited beach: a numerical modelling based analysis. *Journal of Coastal Research*, 56, 193–197.
- Oliveira, V. H., Coelho, J. P., Reis, A. T., Vale, C., Bernardes, C., & Pereira, M. E. (2018). Mobility versus retention of mercury in bare and salt marsh sediments of a recovering coastal lagoon (Ria de Aveiro, Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 135, 249–255. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.035>

- Oliveira, V., Santos, A. L., Aguiar, C., Santos, L., Salvador, Â. C., Gomes, N. C. M., Silva, H., Rocha, S. M., Almeida, A., & Cunha, Â. (2012). Prokaryotes in salt marsh sediments of Ria de Aveiro: Effects of halophyte vegetation on abundance and diversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 110, 61–68. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2012.03.013>
- Pedro, S., Duarte, B., Raposo 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>
- Perillo, G., Gao, S., & Cuadrado, D. G. (2024). Tidal Flats: Geomorphology and Dynamics. *Treatise on Estuarine and Coastal Science (Second Edition)*, 809–842. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-90798-9.00034-2>
- Petranich, E., Terribili, L., Acquavita, A., Pavoni, E., Langone, L., & Covelli, S. (2020). The Role of a Tidal Flat–Saltmarsh System as a Source–Sink of Mercury in a Contaminated Coastal Lagoon Environment (Northern Adriatic Sea). *Aquatic Geochemistry*, 26(3), 245–267. <https://doi.org/10.1007/s10498-020-09373-z>
- Ramajal, J., Lino Costa, J., Carvalho, F., Gaspar, M., & Chainho, P. (2016). Amêijoia-Japonesa, Uma Nova Realidade no Estuário do Rio Tejo: Pesca e Pressão Social e Impacto Socio-Económico. Em L. Fonseca, A. Garcia, S. Pereira, & M. A. Rodrigues (Eds.), *Entre Rios e Mares: um Património de Ambientes, História e Saberes* (1.ª ed., Vol. 5, pp. 15–30). Rede BrasPor.
- Ramos, C., & Reis, E. (2001). As cheias no sul de Portugal em diferentes tipos de bacias hidrográficas. *Finisterra*, 36(71), 61–82. <https://doi.org/10.18055/Finis1648>
- Ramos-Pereira, A. (2003). Geografia Física e Ambiente: Diversidade do meio físico e recursos naturais. Em *Atlas da Área Metropolitana de Lisboa* (pp. 47–65). Área Metropolitana de Lisboa.
- Ramos-Pereira, A., & Senna-Martinez, J. C. (2018). O Estuário do Tejo das Origens à Contemporaneidade: o Rio e as Gentes. Em J. C. Senna-Martinez, A. C. Martins, A. Caessa, A. Marques, & I. Cameira (Eds.), *MEIOS VIASE TRAJETOS... ENTRAR E SAIR DE LISBOA - Fragmentos de Arqueologia de Lisboa 2*.
- Reboreda, R., & Caçador, I. (2007). 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>
- Reed, D. (1995). The response of coastal marshes to sea-level rise: Survival or submergence? *Earth Surface Processes and Landforms*, 20(1), 39–48.
- Rosa, M. J. V. (2000). Notas sobre a população — Lisboa: Área Metropolitana e cidade. *Análise Social*, 34(153), 1045–1055. <http://www.jstor.org/stable/41011407>
- Science for Environment Policy. (2017). *Tackling mercury pollution in the EU and worldwide*. <https://doi.org/10.2779/44615>
- Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2002). A trophic cascade regulates salt marsh primary production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 16(99). <https://doi.org/10.1073/pnas.162366599>

- Silva, T. (2013). *Sedimentologia e morfodinâmica de sapais do estuário do Tejo em cenários de alteração climática* [Dissertação de Mestrado]. Universidade de Lisboa.
- Silva, T., Freitas, M. C., Andrade, C., Taborda, R., Freire, P., Schmidt, S., & Antunes, C. (2013). Geomorphological response of the salt-marshes in the Tagus estuary to sea level rise. *Journal of Coastal Research*, 65, 582–587. <https://doi.org/10.2112/si65-099.1>
- Simões, A. L., & Cabrita, A. C. (2021). *200 Plantas do SW Alentejano & Costa Vicentina* (2.^a ed.). Gesto - Grupo de Estudos do Território de Odemira.
- Streets, D. G., Horowitz, H. M., Lu, Z., Levin, L., Thackray, C. P., & Sunderland, E. M. (2019). Global and regional trends in mercury emissions and concentrations, 2010–2015. *Atmospheric Environment*, 201, 417–427. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2018.12.031>
- Taborda, R., Freire, P., Nobre Silva, A., Andrade, C., & Freitas, M. C. (2009). Origin and evolution of Tagus estuarine beaches. *Journal of Coastal Research SI*, 56, 213–217.
- Townend, I., Fletcher, C., Knappen, M., & Rossington, K. (2011). A review of salt marsh dynamics. Em *Water and Environment Journal* (Vol. 25, Número 4, pp. 477–488). <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2010.00243.x>
- UNEP. (2018). *Global Mercury Assessment*.
- Válega, M., Lillebø, A. I., Pereira, M. E., Caçador, I., Duarte, A. C., & Pardal, M. A. (2008). Mercury in salt marshes ecosystems: Halimione portulacoides as biomonitor. *Chemosphere*, 73(8), 1224–1229. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.053>
- Vis, G.-J., & Kasse, C. (2009). Late Quaternary valley-fill succession of the Lower Tagus Valley, Portugal. *Sedimentary Geology*, 221(1–4), 19–39. <https://doi.org/10.1016/j.sedgeo.2009.07.010>
- Waelbroeck, C., Labeyrie, L., Michel, E., Duplessy, J. C., McManus, J. F., Lambeck, K., Balbon, E., & Labracherie, M. (2002). Sea-level and deep water temperature changes derived from benthic foraminifera isotopic records. *Quaternary Science Reviews*, 21(1–3), 295–305. [https://doi.org/10.1016/S0277-3791\(01\)00101-9](https://doi.org/10.1016/S0277-3791(01)00101-9)
- Weiss, J. V., Emerson, D., Backer, S. M., & Megonigal, J. P. (2003). Enumeration of Fe(II)-oxidizing and Fe(III)-reducing bacteria in the root zone of wetland plants: Implications for a rhizosphere iron cycle. *Biogeochemistry*, 64, 77–96.
- Willie, S., Nadeau, K., Pihillagawa Gedara, I., Yang, L., Clancy, V., Grinberg, P., Kumkrong, P., Mercier, P. H. J., Mihai, O., Tyo, D. D., Jiang, C., Kingston, D. M., Meija, J., Maxwell, P., & Mester, Z. (2014). *MESS-4: Marine Sediment Certified Reference Material for total and extractable metal content*. National Research Council of Canada. <https://doi.org/10.4224/crm.2014.mess-4>
- Worthington, T. A., Spalding, M., Landis, E., Maxwell, T. L., Navarro, A., Smart, L. S., & Murray, N. J. (2023). *The distribution of global tidal marshes from earth observation data*. <https://doi.org/10.1101/2023.05.26.542433>
- Yang S.-L., Friedrichs, C. T., Shi, Z., Ding, P.-X., Zhu, J., & Zhao, Q.-Y. (2003). Morphological response of tidal marshes, flats and channels of the Outer Yangtze River mouth to a major storm. *Estuaries*, 26(6), 1416–1425. <https://doi.org/10.1007/BF02803650>

Anexos

Anexo 1 | Concentrações de mercúrio total (THg) nas amostras de sedimento de raso de maré recolhidas por dragagens superficiais (até 5 cm de profundidade).

Draga	THg (mg/kg)
D1	0,32
D2	0,16
D3	0,54
D4	0,60
D5	0,46

Anexo 2 | Concentrações de mercúrio total (THg) nas amostras de sedimento de raso de maré recolhidas por carotagens.

Core	Amostra	Profundidade média (cm)	THg (mg/kg)
C0	A1	2,5	0,06
	A2	7,5	0,04
	A3	12,5	0,03
	A4	17,5	0,03
	A5	22,5	0,03
C1	A1	2,5	-
	A2	17,5	0,13
C2	A1	2,5	0,09
	A2	25	0,45
	A3	47,5	0,60
C3	A1	2,5	0,21
	A2	25	0,46
	A3	50	0,87
C4	A1	2,5	0,06
	A2	12,5	0,10
	A3	22,5	0,05
C5	A1	6	0,02
	A2	15	0,07
	A3	25	0,12
	A4	50	0,05
C7	A1	7,5	0,34
	A2	25	0,10
	A3	50	0,11
C8	A1	2,5	0,32
	A2	25	0,09
	A3	42,5	0,32
C12	A1	5	0,15
	A2	22,5	0,17
	A3	40	0,24
C13	A1	7,5	0,26
	A2	22,5	0,29
	A3	40	0,06
	A4	55	0,06
C16	A1	3,5	0,79
	A2	22,5	1,22
	A3	35	1,66
	A4	57,5	2,63

Anexo 3 | Concentrações de mercúrio total (THg) nas amostras de sedimento de sapal recolhidas por carotagens.

Core	Amostra	Profundidade média (cm)	THg (mg/kg)	Andar do Sapal	Plantas à superfície
C6	A1	2,5	0,51	Baixo	<i>S. perennis subsp. Perennis</i>
	A2	25	3,83		
	A3	50	0,08		
C9	A1	2,5	0,78	Médio	<i>S. perennis subsp. Alpini</i> e <i>H. portulacoides</i>
	A2	20	1,86		
	A3	30	2,23		
	A4	50	0,57		
C10	A1	2,5	0,49	Médio	<i>H. portulacoides</i>
	A2	25	1,48		
	A3	57,5	3,55		
C11	A1	2,5	0,02	Baixo	<i>S. perennis subsp. Perennis</i>
	A2	17,5	0,82		
	A3	30	3,37		
	A4	50	0,27		
C14	A1	5	0,28	Médio	<i>H. portulacoides</i>
	A2	13,5	0,38		
	A3	30	0,30		
	A4	47,5	0,13		
C15	A1	5	0,30	Médio	<i>S. perennis subsp. Alpini</i> e <i>H. portulacoides</i>
	A2	15	0,93		
	A3	30	0,31		
	A4	50	0,34		
C17	A1	2,5	0,60	Baixo	<i>Spartina maritima</i>
	A2	17,5	0,73		
	A3	37,5	1,61		
	A4	42,5	1,74		
	A5	52,5	0,33		
C18	A1	2,5	0,31	Médio	<i>S. perennis subsp. Alpini</i> e <i>H. portulacoides</i>
	A2	17,5	1,87		
	A3	37,5	0,25		
	A4	57,5	0,16		
C19	A1	2,5	0,36	Médio/ Alto	<i>S. perennis subsp. Alpini</i>
	A2	22,5	0,27		
	A3	40	0,10		
	A4	52,5	0,07		
C20	A1	2,5	0,33	Médio	<i>S. perennis subsp. Alpini</i> e <i>H. portulacoides</i>
	A2	20	1,60		
	A3	40	0,88		
	A4	57,5	0,29		