

**INSTITUTO SUPERIOR DE ENGENHARIA DE LISBOA**

Área Departamental de Engenharia Química



## **Emissões gasosas de navios de cruzeiro: impactes das águas de lavagem dos *scrubbers* no meio marinho**

**TÂNIA SOFIA MARTINHO FREIRE**

Dissertação de natureza científica para obtenção do grau de Mestre  
em Engenharia da Qualidade e Ambiente

Orientador:

Doutora Ana Maria Garcia Henriques Barreiros Joanaz de Melo

Júri:

Presidente: Doutor João Miguel Alves da Silva

Vogais: Doutor Manuel José de Matos

Vogais: Doutora Ana Maria Garcia Henriques Barreiros Joanaz de Melo

**novembro 2020**

*“Apenas consigo imaginar o quanto a grandiosidade do ambiente está a diminuir devido à poluição, sobretudo à poluição atmosférica.”*

**Stephen Mynhardt, Irlanda ImaginAir**

*“O oceano deu-nos a vida, está na hora retornarmos o favor.”*

**Sylvia Earle, oceanógrafa**

## Agradecimentos

Ao longo deste desafio, e por fim, no processo trabalhoso de redigir a tese de mestrado, no qual surgem percalços, incertezas, tristeza, e também alegrias não poderia deixar de agradecer às pessoas que deram o seu melhor para que não perdesse o rumo nesta caminhada e cujo apoio e incentivo foram fundamentais para o alcance de mais uma etapa.

Ao namorado pelo amor, paciência nos momentos de saturação e cansaço, companheirismo e apoio incondicional, agradeço a enorme compreensão, generosidade e alegria com que me presenteou todos os dias, contribuindo para chegar ao fim deste percurso

À minha família, em particular aos meus pais e sogros, pela motivação e encorajamento, permitindo-me concluir esta jornada, o meu obrigado.

À minha irmã, pela disponibilidade, bem como pela leitura crítica e atenta das versões preliminares da tese, contribuindo para o seu aperfeiçoamento, estou também especialmente grata.

À minha orientadora, Doutora Ana Maria Barreiros, cujo interesse e motivação pelo tema e pela dissertação foram inspiração, pela orientação prestada, pelo seu incentivo e perseverança. À paciência, compreensão, total disponibilidade, ajuda em qualquer dúvida e amizade, o meu sincero obrigado.

Ao Porto de Lisboa e a todos os elementos do *staff* do Terminal de Cruzeiros de Lisboa pela simpatia e disponibilidade, o meu agradecimento. Não podia deixar de agradecer em especial à Eng.ª Vera Godinho, pelo acompanhamento inicial, e pelo apoio na realização das visitas aos navios de cruzeiro.

À colega Sara Mélon pela disponibilidade e os momentos de companheirismo no grande desafio que foi fazer as visitas aos navios de cruzeiro.

A todos, deixo aqui o meu agradecimento sincero.

## Resumo

Os grandes motores instalados nos navios de cruzeiros são normalmente operados com combustíveis derivados do petróleo com elevado teor de enxofre. Durante a sua combustão, o enxofre é oxidado originando emissões de óxidos de enxofre,  $SO_x$ , com impacte tanto na saúde humana como no ambiente.

Para reduzir as emissões de  $SO_x$ , a Organização Marítima Internacional, através do Anexo VI da Convenção MARPOL (*Marine Pollution*), a União Europeia, através da Diretiva 2012/33/UE, o Estado Português, através do Decreto-Lei n.º 170-B/2014 e a Administração do Porto de Lisboa impõem limitações no teor de enxofre, em massa, nos combustíveis a usar pelos navios, ou possuírem equipamento capaz de reduzir as suas emissões em grau pelo menos equivalente ao que conseguiriam obter se utilizassem combustíveis com baixo teor de enxofre.

Muitos navios têm optado pela instalação de *scrubbers open loop*, muito devido à relação benefício-custo comparativamente com outros equipamentos de tratamento dos gases de exaustão e com o custo do combustível com baixo teor de enxofre. No entanto os *scrubbers open loop* produzem águas de lavagem que podem ter impactes negativos significativos na saúde humana e no ambiente devido às suas características, nomeadamente o pH, a turvação e a ocorrência de poluentes como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos.

Não obstante há existência de alguns requisitos, propostos e impostos pela Organização Marítima Internacional, para a instalação de *scrubbers open loop* e para as descargas das águas de lavagem, a Administração do Porto de Lisboa proibiu a sua utilização por desconhecer o real impacte no meio ambiente e na saúde humana.

Foi efetuado um levantamento do tipo de sistemas de tratamento de emissões gasosas utilizados pelos navios de cruzeiro que atracam no Porto de Lisboa e dos potenciais impactes das águas de lavagem dos *scrubbers* no meio marinho. Para tal, visitaram-se alguns navios atracados, no primeiro semestre de 2019. Realizaram-se entrevistas aos responsáveis ambientais e consultou-se a documentação dos navios prevista pela regulamentação da Organização Marítima Internacional. Complementarmente foi realizada uma pesquisa bibliográfica e foram consultadas outras informações disponibilizadas pelo Porto de Lisboa.

Analisando os dados recolhidos, verificou-se uma tendência de utilização de equipamentos de tratamento das emissões gasosas em vez da utilização do combustível com baixo teor de enxofre ou combustível alternativo. No que respeita à caracterização das águas residuais não foi possível obter dados. Assim, a informação recolhida não é suficiente para efetuar uma real avaliação do impacte ambiental (não existem dados que caracterizem as águas residuais e lamas), não só porque não está previsto na regulamentação um plano de amostragem e de caracterização das águas dos *scrubbers*, como também ainda seria necessário realizar um levantamento das características hidrodinâmicas e ecológicas do Estuário do Tejo.

**Palavras-chaves:** Regulamentação  $SO_x$ , *scrubbers*, águas de lavagem dos *scrubbers*, impactes no meio marinho

## Abstract

Large engines installed on cruise ships are usually operated with heavy oil-based fuels with a high sulfur content. During its combustion, sulfur is oxidized to sulfur oxides (SO<sub>x</sub>) with an impact on both human health and environment.

To reduce SO<sub>x</sub> emissions, the International Maritime Organization, through Annex VI of the MARPOL Convention, the European Union, through Directive 2012/33/EU, the Portuguese State, through Decree-Law No. 170-B/2014 and the Administration of the Port of Lisbon impose limitations on the sulfur content, in mass, in the fuels to be used by the ships, or have equipment capable of reducing their emissions to a degree at least equivalent to what they would obtain if they used fuels with low sulfur content.

Many ships have chosen the installation of open loop scrubbers, largely due to the cost-benefit ratio compared to other exhaust gas treatment equipment and the cost of low sulfur fuel. However, open loop scrubbers produce wash water that can have significant negative impacts on human health and environment, due to their characteristics, namely pH, turbidity and the occurrence of pollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons.

Despite the existence of some requirements proposed and imposed by International Maritime Organization for the installation of scrubbers with open loop and for the discharge of washing water, the Port of Lisbon Administration prohibited its use for not knowing the real impact on the environment and human health.

A survey of the type of gaseous emissions treatment systems used by cruise ships that dock at the Port of Lisbon and the potential impacts of scrubber washing waters on the marine environment was carried out. To this end, some ships at berth were visited in the first half of 2019. Interviews were conducted with environmental officials and the ship's documentation foreseen by the International Maritime Organization regulations was consulted. A bibliographical search was carried out and other information were provided by Porto of Lisbon.

By the analysis of the collected data, there was a tendency to use equipment to treat gaseous emissions instead of using low sulfur fuel or alternative fuel. Regarding the characterization of wastewater, it was not possible to obtain data. Thus, the information collected is not sufficient to carry out a real assessment of the environmental impact (there are no data that characterize wastewater and sludge) not only because a regulation for sampling and characterization of scrubber waters is not foreseen in the regulation, but also because it would still be necessary to carry out a survey of the hydrodynamic and ecological characteristics of the Tejo Estuary.

**Key words:** SO<sub>x</sub> regulation, scrubbers, scrubber's wash waters, marine environment impacts

## ÍNDICE

1	Introdução .....	2
1.1	Enquadramento.....	2
1.2	Objetivos .....	4
1.3	Metodologia e estrutura da dissertação.....	5
2	O transporte marítimo .....	6
2.1	Tipos de navios .....	10
2.2	Combustíveis.....	13
2.2.1	Combustíveis tradicionais .....	13
2.2.2	Combustíveis alternativos.....	18
2.3	Tipos de motores de navios .....	20
2.4	Consumo de combustível.....	25
3	Aspetos e Impactes Ambientais do Transporte Marítimo.....	28
3.1	Emissões atmosféricas.....	28
3.1.1	GEE.....	34
3.1.2	NO <sub>x</sub> .....	35
3.1.3	SO <sub>x</sub> .....	37
3.1.4	PM.....	37
3.1.5	Outros poluentes .....	39
3.3	Contaminação da água .....	42
3.3.1	Águas de lastro .....	42
3.3.2	Águas residuais ou esgoto sanitário .....	43
3.3.3	Águas de porão .....	44
3.3.4	Contaminação da água com substâncias químicas.....	44
3.3.5	Descarga de resíduos .....	45
3.3.6	Águas dos <i>scrubbers</i> .....	46
3.5	Impactes físicos .....	47
3.5.1	O Ruido.....	47
3.5.3	Luz artificial.....	48
3.5.4	Colisões .....	48
3.5.5	Alteração do escoamento e ondulação.....	48
4	Restrições Ambientais e Regulamentos controlo de emissões .....	49
4.1	Legislação Internacional.....	50
4.1.1	Diretrizes para EGCS .....	55

4.2	Legislação Europeia .....	62
4.3	Legislação Nacional.....	63
4.4	Porto de Lisboa.....	65
4.5	Medidas para redução das emissões do transporte marítimo .....	66
5	Sistemas de tratamento de gases de exaustão (EGCS) / <i>Scrubbers</i> .....	69
5.1	<i>Scrubbers</i> Húmidos.....	70
5.1.1	<i>Scrubber Open Loop</i> .....	72
5.1.2	<i>Scrubber Closed Loop</i> .....	74
5.1.3	Híbridos.....	76
5.2	<i>Scrubbers</i> Secos.....	78
6	Águas residuais e lamas dos <i>scrubbers</i> .....	80
6.1	Caracterização e tratamento das águas residuais e lamas dos <i>scrubbers</i> .....	80
6.2	Impacte ambiental das águas residuais e lamas dos <i>scrubbers</i> .....	87
6.2.1	Alteração do pH.....	87
6.2.2	Temperatura.....	88
6.2.3	Turvação.....	88
6.2.4	Poluentes.....	88
7	Caso de estudo.....	91
7.1	Caracterização do Porto de Lisboa .....	91
7.2	Recolha de dados .....	95
7.3	Proposta de plano de amostragens para monitorização do impacte das águas dos <i>scrubbers</i> .....	100
8	Conclusões e perspetivas futuras .....	103
	Referências bibliográficas .....	105

## Índice de figuras

Figura 1 – Principais fluxos de mercadorias por peso da mercadoria transportada nos principais portos da UE-27, em 2018 (milhões de toneladas, %)	7
Figura 2 – Estudo comparativo da quantidade de carga transportada e do consumo de combustível, por tipo de transporte, com 1 navio nos Grandes Lagos e no St. Lawrence Seaway do Canadá	8
Figura 3 - Comparação de emissões típicas de CO <sub>2</sub> entre modos de transporte, em gramas por Ton-Km	8
Figura 4 - Navio petroleiro	11
Figura 5 - Navio Tanque Gás Natural Liquefeito	11
Figura 6 – Navio graneleiro	11
Figura 7 - Exemplo de navio porta contentores	11
Figura 8 - Navio RO-RO	12
Figura 9 - Navio de Cruzeiro	12
Figura 10 - Navios offshore	13
Figura 11 - Comparação normalização da percentagem enxofre contido no combustível marítimo e rodoviário	13
Figura 12 - Consumo de combustível marítimo: a) mundial; b) europeu	15
Figura 13 – Comparação de combustíveis alternativos na frota mundial, julho de 2019 (N.º navios em operação e em pedido)	19
Figura 14 - Funcionamento do motor 4 tempos	22
Figura 15 – Funcionamento de motor 2 tempos	23
Figura 16 – Consumo relativo de combustível em diferentes tipos de navios pelo motor principal, motor auxiliar e caldeira, em equivalente a HFO (mil toneladas) no ano de 2018	25
Figura 17 – Operações marítimas de aproximação um porto e máquinas em operação em cada uma das fases	26
Figura 18 - Estimativa de consumo de combustível de acordo com o tipo de navio e manobra (toneladas)	27
Figura 19 - Impactes ambientais do transporte marítimo	28
Figura 20 – Gases emitidos pelo transporte marítimo	30
Figura 21 - Impacte da poluição atmosférica na saúde	30

Figura 22 - Tendência das emissões de poluentes do ar provenientes do sector do transporte, na Europa .....	31
Figura 23 - Contribuição de cada sector por percentagem de poluente, na Europa, em 2017 ..	32
Figura 24 - Contribuição do setor de navegação para o total de emissões na Europa e em Portugal.....	32
Figura 25 - Tendência das emissões totais de gases com efeito de estufa .....	33
Figura 26 – Emissões do sector dos transportes em 2017 como parte total das emissões de GEE da UE (excluindo a utilização dos solos e desflorestação) .....	33
Figura 27 - Evolução das emissões de gases com efeito de estufa por sector de atividade .....	33
Figura 28 - Formação dos NO <sub>x</sub> e da chuva ácida .....	35
Figura 29 – Formação do smog fotoquímicos e poluentes secundários.....	36
Figura 30 – Formação de SO <sub>x</sub> e poluentes secundários.....	37
Figura 31 - Fumo preto ao ligar os motores do navio.....	39
Figura 32 - Ciclo das águas de lastro .....	42
Figura 33 - Identificação das áreas de controlo de emissão (ECA) MARPOL Anexo VI.....	53
Figura 34 - Limites de enxofre para o combustível marinho da Regra14 do Anexo IV MARPOL	54
Figura 35 - Medição do pH – Método 1 .....	58
Figura 36 – Medição pH – Método 2 .....	59
Figura 37 - Posição dos instrumentos de monitorização da qualidade da água .....	62
Figura 38 – Locais onde é proibida a descarga de água de lavagem dos scrubbers.....	66
Figura 39 - Hierarquia dos sistemas de tratamento de gases de exaustão.....	69
Figura 40 – Componentes básicos de um EGCS do tipo húmido.....	71
Figura 41 - Esquema de funcionamento de um scrubber open loop .....	72
Figura 42 – Esquema de funcionamento de um scrubber closed loop.....	74
Figura 43 - Esquema de funcionamento de um scrubber híbrido .....	76
Figura 44 - Esquema de funcionamento de um scrubber seco .....	78
Figura 45 - Principais zonas operacionais portuárias.....	91
Figura 46 - Tráfego de passageiro de cruzeiros em Lisboa (milhares).....	93
Figura 47 – N.º total de passageiros que escalaram no Porto de Lisboa, em 2019.....	93

Figura 48 – N.º de navios de Cruzeiro, que escalaram no Porto de Lisboa, por tipo de escala e mês, em 2019 .....	94
Figura 49 – Tempo médio dos navios em porto, em 2019.....	94
Figura 50 – Navios de cruzeiro atracados no terminal de cruzeiros do Porto de Lisboa de fevereiro a junho de 2019 .....	95
Figura 51 – Configuração dos scrubbers instalados nos navios de cruzeiro visitados entre fevereiro e março 2019.....	96
Figura 52 – Quantidade de águas de scrubbers recolhidas no Porto de Lisboa, por ano, data e navio.....	99

## Índice de Tabelas

Tabela 1 - Procura internacional por cruzeiros, 2008 a 2018 (origem milhões de passageiros)...9	9
Tabela 2 – Resumo terminologia usada para os combustíveis por diferentes organizações.....15	15
Tabela 3 - Resumo dos aspetos a ser considerados com base no diferente tipo de combustíveis .....17	17
Tabela 4 - Fontes de combustão num navio .....20	20
Tabela 5 – Características típicas dos motores diesel marinhos .....24	24
Tabela 6 - Poluentes gasosos e GEE .....41	41
Tabela 7 – Requisitos para aprovação de um EGCS.....56	56
Tabela 8 - Conformidade EGCS: Esquema A e B .....57	57
Tabela 9 - Limites de concentração de descarga de HAP .....59	59
Tabela 10 - Resumo das opções de mitigação de emissões para o navio .....67	67
Tabela 11 – Remoção de emissões por tipo de scrubber .....70	70
Tabela 12 – Vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de scrubber húmidos. ....77	77
Tabela 13 – Caracterização de águas residuais de Scrubbers Open Loop .....83	83
Tabela 14 - Caracterização de águas residuais de Scrubbers Closed Loop .....84	84
Tabela 15 - Caracterização das lamas provenientes de scrubbers húmidos.....86	86
Tabela 16 – Comparação das concentrações de metais pesados nas águas residuais de scrubbers open loop e as NQA europeias .....89	89
Tabela 17 – Parâmetros para caracterização dos efluentes .....101	101
Tabela 18 - Parâmetros para caracterização das lamas.....102	102

## Lista de siglas e acrónimos

- AEA – Agência Europeia do Ambiente
- AESM - Agência Europeia de Segurança Marítima (EMSA, do inglês *European Maritime Safety Agency*)
- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- APL – Administração do Porto de Lisboa
- BC – Carbono Negro (BC, do inglês *Black Carbon*)
- BMEP - *Brake Mean Effective Pressure*
- BOTU – *Bleed Of Treatment Unit*
- CAPEX - *Capital Expenditure*
- CCAI - *Calculated Carbon Aromaticity Index*
- CE – Comissão Europeia
- CMC - Chamber of Marine Commerce
- COV - Compostos Orgânicos Voláteis
- COVNM – Compostos Orgânicos Voláteis Não Metânicos
- DQA - Diretiva Quadro da Água
- DQEM - Diretiva Quadro Estratégia Marinha
- DWT - Porte bruto (DWT, do inglês *deadweight*)
- ECA – Área de Controlo de Emissões (ECA, do inglês *Emission Control Area*)
- EGCS - Sistema de Tratamento de Gases de Exaustão (*EGCS, do inglês Exhaust Gas Cleaning System*)
- EGCSA - *Exhaust Gas Cleaning Systems Association*
- EUROSTAT – Serviço de Estatística das Comunidades Europeias
- GEE – Gases com Efeito de Estufa
- GT - Arqueação Bruta (GT, do inglês *Gross Tonnage*)
- HAP - Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (PAH, do inglês *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon*)
- HFO – Fuelóleo pesado (HFO, do inglês *Heavy Fuel Oil*)
- HOI – *Hydrocarbon Oil Index*
- HSFO - *High-Sulphur Fuel Oil*
- HSFO - *High Sulphur Heavy Fuel Oil*
- IAPPC - Certificado Internacional de Prevenção da Poluição do Ar (IAPPC, do inglês *International Air Pollution Prevention Certificate*)
- ICS - *International Chamber of Shipping*
- IFO - *Intermediate Fuel Oils*
- IGF - *International Code for Ships using Gases and other Low Flashpoint Fuels*
- IMO - Organização Marítima Internacional (IMO, do inglês *International Maritime Organisation*)
- IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change*
- ISO - *International Organization for Standardization*
- ITF - Fórum Internacional de Transportes (ITF, do inglês *International Transport Forum*)
- LER - Lista Europeia de Resíduos
- LNG – Gás Natural Liquefeito (LNG, do inglês *Liquefied Natural Gas*)
- MARPOL - Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (do inglês *International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships*)

MEPC - Comité Marítimo de Proteção do Meio Ambiente (*MEPC, do inglês Marine Environment Protection Committee*)

MGO - Gasóleo Marinho (MGO, do inglês *Marine Gas Oil*)

OCDE - Organização de Cooperação e Desenvolvimento Económico

OCIMF - *Oil Companies International Marine Forum*

ODS - Substâncias que Empobrecem a Camada de Ozono (ODS, do inglês *Ozone Depleting Substances*)

ONU - Organização das Nações Unidas

OPEX - *Operational Expenditure*

PE – Parlamento Europeu

PM<sub>10</sub> - Partículas atmosféricas com um diâmetro inferior a 10 µm

PM<sub>2,5</sub> - Partículas atmosféricas com um diâmetro inferior a 2,5 µm

PSSAs – Áreas Marinhas Particularmente Sensíveis (PSSAs, do inglês *Particularly Sensitive Sea Areas*)

SCR – Redução Catalítica Seletiva (SCR, do inglês *Selective Catalytic Reduction*)

SECA – Áreas de Controlo de Emissões de Enxofre (SECA, do inglês *SO<sub>x</sub> Emission Control Areas*)

T&E- *European Federation for Transport and Environment*

UE – União Europeia

ULSFO - *Ultra-Low Sulphur Fuel Oil*

UNCLOS - Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (UNCLOS, do inglês *United Nations Convention on the Law of the Sea*)

UNCTAD - Conferência das Nações Unidas sobre Comércio e Desenvolvimento (UNCTAD, do inglês *United Nations Conference on Trade and Development*)

UNEP - *United Nations Environment Programme*

USEPA - *United States Environmental Protection Agency*

VLSFO - *Very-Low Sulphur Fuel Oil*

ZEEE - Zonas Económicas Exclusivas Europeias

# 1 Introdução

## 1.1 Enquadramento

O aumento do turismo nos últimos anos é uma tendência da era moderna, muito devido à globalização da rede de transportes, ao aumento do rendimento, à diminuição do custo das viagens, mudanças tecnológicas e novos modelos de negócios que levam as pessoas a querer descobrir novos lugares (AEA, 2016).

O sector do turismo depende dos transportes, por isso o aumento da procura do sector do turismo contribui para o crescimento do sector dos transportes (AEA, 2016). No que diz respeito ao turismo de cruzeiros (2% do turismo internacional), a situação é semelhante, isto é, o número global de passageiros de cruzeiro continua a crescer e a registar novos recordes.

O turismo traz enumeras vantagens económicas e sociais, uma vez que a sua indústria depende em grande parte do fator humano, contribuindo para a preservação do património histórico, artístico, cultural e ambiental; favorece o desenvolvimento de atividades locais como o comércio e a restauração, promovendo assim a criação de emprego, a criação de estruturas de suporte e a entrada de divisas. No entanto, como qualquer outra atividade económica, se não for planeada, tem uma série de impactes ambientais negativos, muitas vezes irreversíveis.

Um dos impactes ambientais negativos do turismo de cruzeiros é, sem dúvida, a poluição atmosférica devido à emissão de gases poluentes (mesmo quando ancorados), uma vez que a maior parte dos navios utiliza *heavy fuel oil* (HFO) ou “crude pesado”, um dos combustíveis mais poluente que existe devido ao elevado teor de enxofre.

Segundo a Federação Europeia para o Transporte e Ambiente (2019), 47 navios de cruzeiros de grandes companhias, emitiram cerca de 10 vezes mais dióxidos de enxofre (SO<sub>2</sub>), nas zonas económicas exclusivas europeias (ZEEE), do que mais de 260 milhões de veículos de passageiros na Europa. Segundo o mesmo estudo Lisboa foi classificada como a sexta cidade europeia mais afetada por este tipo de poluição, numa lista de 50 (T&E, 2019).

Para reduzir os níveis de poluição no meio marinho, nomeadamente as emissões de óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>) a Organização Marítima Internacional (IMO do inglês «*International Maritime Organization*») propôs, através do Anexo VI da Convenção MARPOL (***Marine Pollution***), limitações no teor de enxofre, em massa, nos combustíveis a usar pelos navios, sendo esse valor de 0,5%, desde 1 de janeiro de 2020 e, nas zonas ECA (*Emission Control Area*) de 0,1%, em vigor desde 2015 (IMO, 2011). Para o cumprimento destas limitações, os operadores de navios têm como opção utilizarem um combustível com baixo teor de enxofre, converter todo o sistema de propulsão da embarcação para um combustível mais limpo e menos poluente, como o gás natural liquefeito ou possuírem um equipamento capaz de reduzir as suas emissões em grau pelo menos equivalente ao que conseguiriam obter se utilizassem combustíveis com baixo teor de enxofre (*2020 Practical Guide*, 2019; ABS, 2018).

Como o combustível com baixo teor de enxofre é mais caro, muitos navios optaram por instalar sistemas de tratamento de gases de exaustão (em inglês «*Exhaust Gas Cleaning Systems*» –

EGCS), comumente designados por *scrubbers*, para reduzir as emissões de SO<sub>x</sub> (2020 *Practical Guide*, 2019; ABS, 2018).

Alguns dos equipamentos utilizados como alternativa à redução do teor de enxofre, nomeadamente *scrubbers open loop*, produzem águas de lavagem que “*não devem ser descarregados no mar, incluindo em portos fechados, portos de abrigo e estuários, a menos que o operador do navio demonstre que essa descarga de águas residuais não tem impactes negativos significativos na saúde humana e no ambiente*” (Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia, 2016).

Apesar de Portugal não ter sido classificado como ECA, o artigo 4.º B do Decreto-Lei nº170-B/2014 estabelece que o teor máximo de enxofre nos combustíveis navais utilizado pelos navios em portos nacionais é 0,1% (DGRM, sem data-d). Complementarmente, o referido Decreto-Lei, no seu artigo 4.º C, e mediante parecer favorável da Agência Portuguesa do Ambiente (APA), permite aos operadores a “*utilização de métodos de redução de emissões nos portos nacionais, como alternativa à utilização de combustíveis navais que respeitem os requisitos dos artigos 4.º-A e 4.º-B*”, ou que estes possuam “*equipamento capaz de reduzir as suas emissões em grau pelo menos equivalente ao que conseguiriam obter se utilizassem combustíveis com baixo teor de enxofre*” (Ministério do Ambiente, 2014). Não obstante, e complementarmente, a Administração do Porto de Lisboa (APL) através de regulamentação própria, proibiu a utilização de EGCS do tipo *open loop* (APL, 2014), uma vez que, com este tipo de sistema, existe uma transferência direta dos poluentes contidos nos efluentes gasosos para as águas de lavagem (água do mar).

## 1.2 Objetivos

O objetivo principal deste estudo é realizar o levantamento do tipo de sistemas de tratamento de emissões gasosas utilizados pelos navios de cruzeiro que atracam no Porto de Lisboa e efetuar um levantamento dos principais impactes das águas de lavagem dos *scrubbers* no meio marinho, por forma a efetuar a caracterização das necessidades do tratamento das respetivas águas de lavagem, apresentando possíveis propostas de melhoria.

Como objetivos específicos destacam-se os seguintes:

- Enquadramento legal da utilização de sistemas de tratamento de emissões gasosas – *scrubbers* no Porto de Lisboa;
- Realização de inspeções ambientais aos navios de cruzeiro no Porto de Lisboa, controlando e verificando o cumprimento da legislação relativa às emissões do navio, assim como destino e monitorização das descargas de resíduos associados aos sistemas de tratamento utilizados. As inspeções foram realizadas, igualmente, com o intuito de caracterizar as opções utilizadas pelos operadores, inclusive o tipo *scrubbers* instalados a bordo e tratamento dos seus efluentes, para posteriormente tratar e analisar os dados recolhidos;
- Propor ações de melhoria que o Porto de Lisboa possa implementar por forma a minimizar impactes dos *scrubbers* no meio marinho.

### 1.3 Metodologia e estrutura da dissertação

Relativamente à metodologia utilizada na presente tese, a sua sustentação teórica passa por uma criteriosa e exaustiva recolha de elementos que permitem o estabelecimento do seu estado da arte, versando não só o enquadramento do tema, mas também como forma de preparação dos instrumentos de pesquisa a utilizar. Esta pesquisa focou-se essencialmente no funcionamento dos navios e nos seus sistemas de controlo de emissões atmosféricas – *scrubbers*, assim como na perceção do tipo de monitorização que deve ser aplicada por forma a prever o impacto no meio ambiente dos sistemas de tratamento e controlo de emissões gasosas.

Os resultados desta pesquisa bibliográfica são apresentados nos Capítulos 2, 3, 4, 5, e 6, e são a base da preparação das visitas a navios de cruzeiro atracados no Terminal de Cruzeiros de Lisboa assim como de um inquérito/*checklist* a preencher durante as mesmas.

No Capítulo 7 «Caso de estudo» é feita uma caracterização do Porto de Lisboa, a organização alvo de estudo, são apresentados os dados recolhidos, e são sugeridas propostas de melhoria. Os dados foram recolhidos mediante a aplicação dos três tipos de instrumentos de recolha de dados: entrevistas aos responsáveis ambientais dos navios visitados, consulta documental durante as visitas aos navios e disponibilizados pelo Porto de Lisboa. Simultaneamente questionam-se e interpretam-se os à luz dos aportes teóricos antes apresentados.

Nas «Conclusões e perspetivas futuras», Capítulo 8, são apresentadas as principais considerações do estudo efetuado e apontadas direções de futuro para novas investigações que retomem esta problemática.

## 2 O transporte marítimo

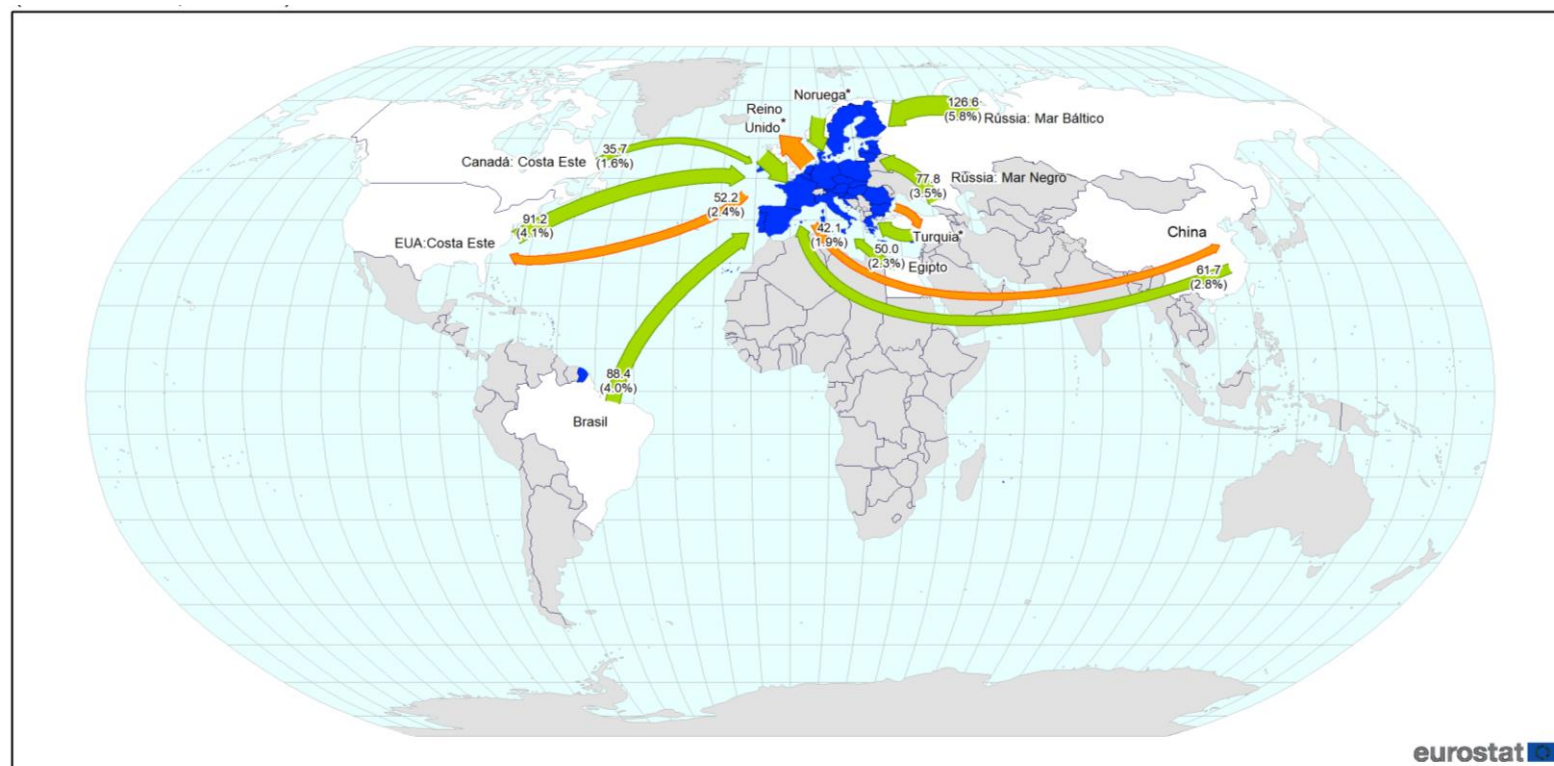
O transporte marítimo é considerado o mais eficiente energeticamente e o que tem menores impactos ambientais (OCED & IEA, 2017), uma vez que é possível transportar uma grande quantidade de carga apenas num navio. Na realidade, o transporte a granel de matérias-primas e a importação/exportação de alimentos e mercadorias a preços acessíveis, simplesmente não seriam possíveis sem o transporte marítimo (ICS, 2014).

Diariamente milhares de navios de carga percorrem grandes distâncias em alto mar para movimentar milhões de toneladas de mercadorias entre continentes, transportando tudo, desde frutas frescas e aparelhos eletrónicos, a cereais em grãos ou combustível (OCED & IEA, 2017). Em 2018, cerca de 80% do comércio mundial, em volume, foi efetuado por via marítima (UNCTAD, 2018).

Na União Europeia quase 90% das mercadorias são transportadas por via marítima, sendo a via mais importante para o transporte de todos os bens importados e exportados entre a Europa e o resto do mundo (AEA, 2016; CE, 2020). O transporte marítimo de mercadorias na UE aumentou 3,1% de 2017 a 2018. A maioria dessas mercadorias (70%) foi transportada de/ou para portos fora da UE (transporte internacional extra da UE-27), tornando o transporte marítimo o mais importante para o transporte de mercadorias de longa distância de/ou para a UE, em termos de tonelagem. O transporte transfronteiriço entre portos da UE (transporte internacional intra-UE-27) representou 19% do transporte marítimo de mercadorias em 2018, enquanto que o transporte de mercadorias entre portos nacionais representou 8% do transporte marítimo total da UE (EUROSTAT, 2020). O mapa da Figura 1 ilustra os maiores fluxos de transporte marítimo entre a UE e os principais parceiros internacionais, onde se verifica que os 10 principais fluxos marítimos de mercadorias da UE, em 2018, foram fluxos internos, com exceção dos fluxos externos do Reino Unido e da Costa Leste dos EUA. Considerando o total do transporte marítimo extra-UE 27, por ordem decrescente (EUROSTAT, 2020):

- 5,8% ocorre através dos fluxos de entrada de mercadorias da área do Mar Báltico da Rússia;
- 5,2% e 4,8 % através dos fluxos de entrada e saída de/para o Reino Unido, respetivamente;
- 4,1% fluxos internos da costa leste dos EUA;
- 4,0% Brasil;
- por último, os fluxos da Noruega (3,95%), área do Mar Negro da Rússia (3,5%), Turquia (3,3%), China (2,8%) e saída para a Costa Leste dos EUA (2,4%).

Os 12º e 13º maiores fluxos de transporte marítimo, em 2018, foram o fluxo de saída de mercadorias para a Turquia.



eurostat

Administrative boundaries: © EuroGeographics © UN-FAO © Turkstat

Cartography: GISCO 03/2020

Projection: Robinson

- Fluxo entrada em porto UE-27 de porto não UE
- Fluxo saída de porto UE-27 para porto não UE

\* Reino Unido, entrada: 105.0 (4.8%), saída: 114.4 (5.2); Noruega, entrada: 86.1 (3.9%); Turquia, entrada: 73.2 (3.3%), saída 46.2 (2.1%)

Figura 1 – Principais fluxos de mercadorias por peso da mercadoria transportada nos principais portos da UE-27, em 2018 (milhões de toneladas, %) Adaptado de EUROSTAT, 2020

Segundo um estudo elaborado por Profillidis & Botzoris (2019), o transporte por via aérea custa 10 a 20 vezes mais do que por via marítima e, comparando o transporte marítimo com os meios de transporte terrestres, verifica-se que este também é mais eficiente. De acordo com um estudo efetuado no Canadá, publicado em 2013, seriam necessários 301 vagões de comboio ou 963 camiões para transportar a mesma quantidade de carga de um navio – (Figura 2 a)) e, em termos de consumo de combustível, as embarcações são, em média, 7 vezes mais eficientes do que os camiões e 1,14 vezes mais eficientes do que os comboios (Figura 2 b)) (English & Hackston, 2013).

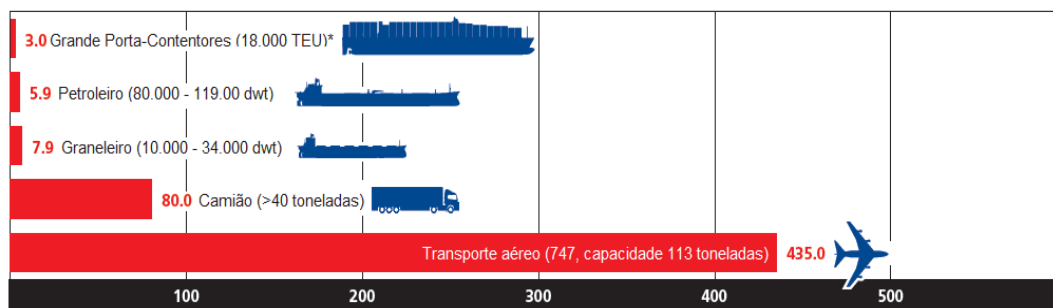


a) Para mover 30.000 toneladas de carga com uma embarcação do tamanho máximo admissível nos Grandes Lagos e no St. Lawrence Seaway do Canadá

b) Distância percorrida para transportar 1 tonelada de carga com 1 litro de combustível nos Grandes Lagos e no St. Lawrence Seaway do Canadá

Figura 2 – Estudo comparativo da quantidade de carga transportada e do consumo de combustível, por tipo de transporte, com 1 navio nos Grandes Lagos e no St. Lawrence Seaway do Canadá  
Adaptado de CMC, 2020

Note-se que, da observação da Figura 3, é possível concluir que a emissão de CO<sub>2</sub> –(GEE) também é menor por tonelada de mercadoria transportada.



Nota: 1 TEU (Twenty-foot Equivalent Unit) representa a capacidade de um contentor marítimo normal, de 20 pés, por 8 de largar e 8 de altura

Source: IMO GHG Study, 2009 (\*AP Møller-Maersk, 2014)

Figura 3 - Comparação de emissões típicas de CO<sub>2</sub> entre modos de transporte, em gramas por Ton-Km

Adaptado de ICS, 2014

No que diz respeito ao turismo de cruzeiros (2% do turismo internacional), verifica-se que o número global de passageiros de cruzeiro cresceu até 2019 e registou novos recordes – 28,5 milhões de passageiros de cruzeiro, o que significa um crescimento de 6,7% face a 2017 (CLIA, 2019).

Se olharmos para o crescimento deste sector, de 2008 a 2018, a nível mundial, a procura de cruzeiros aumentou 74,9%, de 16,3 milhões para 28,5 milhões de passageiros - Tabela 1 (Business Research & Economic Advisors, 2019).

Tabela 1 - Procura internacional por cruzeiros, 2008 a 2018 (origem milhões de passageiros)

Região	2008	2013	2014	2015	2016	2017 <sup>1</sup>	2019	Crescimento último ano	Crescimento em 10 anos
<b>América do Norte</b>	10.29	1.82	12.21	12.20	12.49	13.12	14.34	9,3%	39,4%
<b>Europa<sup>2</sup></b>	4.47	6.40	6.39	6.58	6.79	6.94	7.17	3,3%	60,4%
<b>Resto do Mundo<sup>3</sup></b>	1.54	3.09	3.74	4.40	5.87	6.66	7.00	5,2%	354,7%
<b>Total</b>	16.30	21.31	22.34	23.18	25.15	26.72	28.52	6,7%	74,9%

<sup>1</sup> Os dados de 2017 foram revistos em 0,03 do último relatório

<sup>2</sup> Incluindo a Rússia e países da Europa Central e de Leste fora da EU+3

<sup>3</sup> Resto do Mundo: dados de 2008-2013 são genericamente estimativas

Adaptado de *Business Reserach & Economic Advisors, 2019*

Apesar do transporte marítimo ser considerado mais eficiente do que os transportes aéreo e terrestre, não é isento de impactes. O sector é responsável por aproximadamente 15% das emissões anuais globais de óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>) (3,2 Mt/ano) e 13% das emissões de SO<sub>x</sub> (2,3 Mt/ano). Além disso, as emissões de CO<sub>2</sub> associadas ao transporte marítimo representam cerca de 3% das emissões globais de CO<sub>2</sub> (Balcombe et al., 2019; IRENA, 2019). De acordo com Crić & Mackelworth (2014), os navios de cruzeiro representam atualmente 13% da frota marítima global, no entanto, estes tendem a concentrar as suas atividades em portos e regiões costeiras específicas podendo ter um impacte ambiental significativamente maior nessas zonas. Olhando para os aspetos positivos, o que mais se destaca é o aumento das receitas económicas provenientes do crescimento da procura por alojamento, do comércio local, do consumo na restauração, mas também se deve olhar para os aspetos negativos e para os impactes ambientais e na saúde humana desta atividade (AEA, 2016).

O terminal de cruzeiros de Lisboa está localizado no centro da cidade. Durante a permanência dos navios de cruzeiro neste local, estes mantêm alguns dos seus motores em funcionamento para produzir energia para as suas instalações tipo hotel, de lazer e entretenimento, tal como se fosse uma pequena cidade flutuante. Obviamente que esta centralidade tem vantagens, principalmente enquanto atração turística, uma vez que os passageiros têm acesso pedonal ao centro da cidade e principais pontos de interesse, poupando-lhes tempo. Todavia para tal, os navios têm de percorrer uma distância considerável no estuário do Tejo até ao porto, com consequências a nível de poluição atmosférica, marinha, ou outra que podem advir desta “entrada” na cidade. Outro contributo negativo para o impacte dos navios de cruzeiros na poluição é o facto de estes navegarem rápido e próximo da costa, o que significa que enormes volumes de combustível são queimados nas proximidades das zonas costeiras.

## 2.1 Tipos de navios

A frota mundial de navios é constituída por vários tipos de embarcações com fins diversos, tais como navios mercantes, navios de operação especial e outros navios diversos (Okubo & Kuwahara, 2019).

O navio mercante é o navio destinado ao transporte de mercadorias, passageiros ou especialmente equipado para um fim comercial específico. Excluem-se os navios de guerra e os navios utilizados pela administração pública e pelos serviços públicos. Os navios mercantes dividem-se em navios de transporte de carga e de passageiros e navios destinados a atividades diversas, especialmente equipados para um fim específico. Os navios destinados a atividades diversas incluem navios de captura e transformação de pescado, rebocadores, dragas, navios de pesquisa e investigação, e navios utilizados na produção e apoio a atividades *offshore* (UE/ONU/ITF/OCED, 2019).

Geralmente a frota mundial de navios é apresentada utilizando a capacidade de carga de transporte de um navio – Porte Bruto (DWT do inglês «*deadweight*») ou através da Arqueação Bruta (GT do inglês «*gross tonnage*»), que reflete o seu tamanho. O DWT é a diferença entre o peso do navio com o máximo de carga autorizado e o peso do navio leve, ou seja, é a soma de todos os pesos variáveis que um navio é capaz de embarcar em segurança. Na prática, mede a capacidade comercial dos navios, pelo peso que são capazes de transportar, o que dá também uma ideia do seu tamanho. É constituído pelo somatório dos pesos do combustível, água, mantimentos, consumíveis, tripulantes, passageiros, bagagens e carga embarcados. O porte é normalmente expresso em toneladas, frequentemente referidas como ‘toneladas de peso morto’ (dwt). A Arqueação Bruta ou *Gross Tonnage* (GT) é a medida do volume total de uma embarcação, determinada em conformidade com a Convenção Internacional de Arqueação de 1969 e expressa num número inteiro sem unidade – adimensional (Sardinha, 2013a).

A classificação dos navios mercantes não é universal classificando-se tipicamente de acordo com o tipo de carga. A classificação apresentada de seguida é um misto da classificação internacional dos tipos de navios da UNCTAD (UE/ONU/ITF/OCED, 2019), a qual considera que os batelões não são incluídos na definição de navio mercante, juntamente com a classificação EUROSTAT (EUROSTAT, 2019) e a *International Classification of Ships by Type* (ICST).

1. **Navios-tanque ou navios-cisterna:** são embarcações especializadas para transportar uma grande quantidade de carga líquida. Os navios-tanque são subdivididos em diferentes tipos, com base na carga que transportam, podendo ser **petroleiros**, os que transportam derivados de petróleo (Figura 4), ou os que transportam produtos químicos ou gases liquefeitos (Figura 5), mas também óleos vegetais, vinho e outros alimentos.



Figura 4 - Navio petroleiro  
(Wärtsilä, sem data)



Figura 5 - Navio Tanque Gás Natural Liquefeito  
(«LNG Tankers - Different Types And Dangers  
Involved», sem data)

2. **Graneleiro:** é um navio de carga que transporta mercadorias e materiais de um porto para o outro. Os graneleiros (Figura 6) são usados no transporte de cargas a granel, como grãos, carvão, minérios e cimento, isto é, cargas secas com uma alta relação peso/custo.



Figura 6 – Navio graneleiro  
(«Types Of Ships - The Ultimate Guide», sem data)

3. **Porta Contentores:** os porta contentores (Figura 7) estão estruturados especificamente para armazenar grandes quantidades de carga compactada em contentores (UE/ONU/ITF/OCED, 2019).



Figura 7 - Exemplo de navio porta contentores  
(Vehicle Tracking System, sem data)

4. **RO-RO:** é uma abreviatura de *roll-on/roll-off*, trata-se de uma embarcação projetada para transportar qualquer tipo de carga com rodas, sejam carros ou camiões, disposta de modo que os veículos possam ser carregados e descarregados rolando sobre suas próprias rodas, através de rampas montadas nas laterais, proa ou popa da embarcação - Figura 8. São navios com menor capacidade do que os porta-contentores, mas mais rápidos.



Figura 8 - Navio RO-RO  
(«Roll-on/roll-off - Wikipedia», sem data)

5. **Navio de passageiros:** Existem dois tipos de navios de passageiros. Um que pode transportar periodicamente passageiros, automóveis e/ou camiões, comumente conhecidos como *ferryboats*; outro são navios de cruzeiro, usados para viagens e entretenimento (Okubo & Kuwahara, 2019). Um navio de cruzeiro é um navio de passageiros destinado a proporcionar uma experiência turística completa. Todos os passageiros têm camarotes e está incluído equipamento para diversões a bordo. Excluem-se os navios que efetuam serviços normais do tipo «ferry», bem como as embarcações de transporte de carga aptas a transportar um número limitado de passageiros, também com camarotes próprios. Excluem-se igualmente os navios destinados exclusivamente a excursões de um dia.



Figura 9 - Navio de Cruzeiro  
(«Os Maiores Navios de Cruzeiro do Mundo (2020) | Blog dos Cruzeiros», sem data)

6. **Navios especializados:** Existem muitos navios que são construídos ou convertidos para fins especializados, como dragagem, exploração, construção *offshore*, ou para carga especializada.



Figura 10 - Navios offshore  
 («Offshore ships | Maritime-Connector.com», sem data)

## 2.2 Combustíveis

### 2.2.1 Combustíveis tradicionais

A maior parte dos combustíveis utilizados no transporte marítimo são combustíveis provenientes da destilação do petróleo bruto, combustível fóssil natural composto por diferentes hidrocarbonetos. O petróleo bruto é separado, por destilação, em diferentes frações que dão origem a diferentes tipos de produtos. A grande maioria dos navios que compõem a frota marítima utiliza combustíveis residuais para alimentar o motor principal durante a viagem. Estes combustíveis são mais pesados, mais viscosos, tradicionalmente com cadeias de carbono mais longas e com maior teor de enxofre, ou seja, de qualidade inferior à qualidade do combustível usado em automóveis - Figura 11 (Cullinane & Bergqvist, 2014; Noor et al., 2018; Uhler et al, 2016).

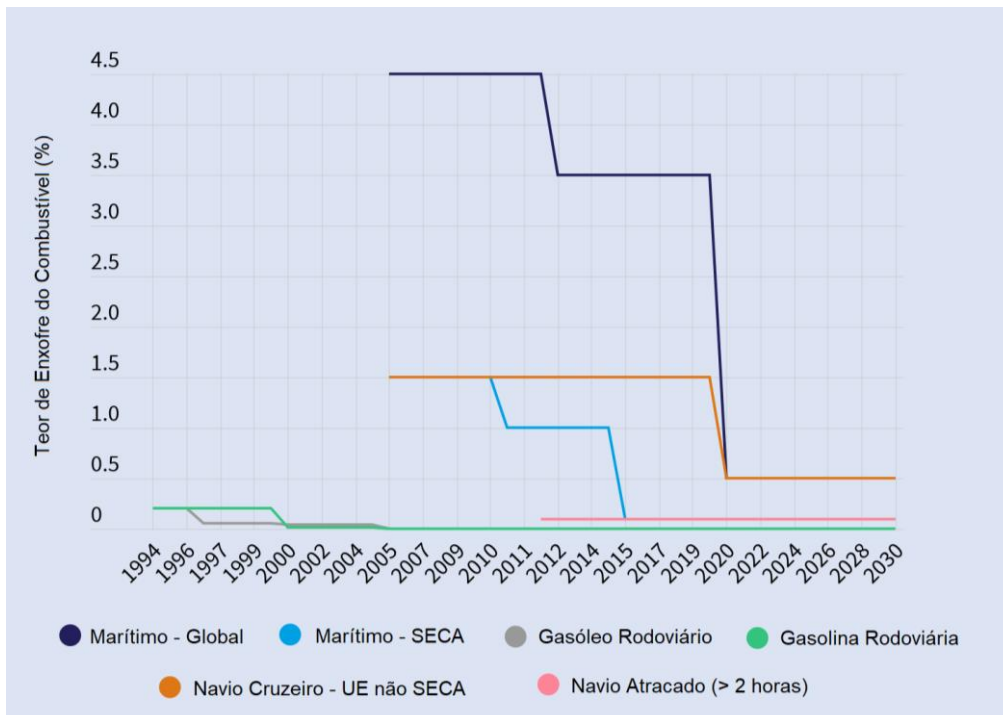


Figura 11 - Comparação normalização da percentagem enxofre contido no combustível marítimo e rodoviário  
 Adaptado de European Federation for Transport and Environment, 2019

A classificação dos combustíveis usados na indústria marítima não é universal, e por vezes, são utilizadas siglas diferentes para o mesmo tipo de combustível. Na Resolução MEPC.320(74) 2019 *Guidelines for Consistent Implementation of the 0.50% Sulphur Limit Under MARPOL Annex VI*, a IMO publica, a nomenclatura e as siglas dos combustíveis marítimos. A classificação apresentada pela IMO é efetuada com base no teor de enxofre e classifica os combustíveis em:

- combustíveis marinhos destilados (DM do inglês «*Distillate Marine Fuels*»), são os especificados na ISO 8217:2017 (por exemplo, DMA, DMB, DMX, DMZ);
- combustíveis marinhos residuais (RM do inglês «*Residual Marine Fuels*»), são os especificados na ISO 8217:2017 (por exemplo, RMD 80, RMG 380);
- combustíveis com teor de enxofre ultra-baixo (ULSFO do inglês «*Ultra-low sulphur fuel oil*»), são os especificados na ISO 8217:2017 (por exemplo, máximo 0,10% S ULSFO-DM, máximo 0,10% S ULSFO-RM);
- combustíveis com teor de enxofre muito baixo (VLSFO do inglês «*Very Low Sulphur Fuel Oil*») (por exemplo, máximo 0,50% S VLSFO-DM, máximo 0,50% S VLSFO-RM);
- combustíveis pesados com alto teor de enxofre (HSHFO do inglês «*High Sulphur Heavy Fuel Oil*») superior a 0,50% S.

Estes novos nomes são diferentes das siglas genéricas utilizadas até então e que continuam a ser usadas. Grosseiramente, os combustíveis são divididos em dois tipos – residuais e destilados. Os destilados são compostos por frações de óleo bruto separados por destilação na refinaria, sendo o de maior qualidade designado por gasóleo marinho (MGO do inglês «*Marine Gasoil*»). Já os residuais, óleos residuais puros ou aproximadamente, são designados por combustíveis pesados (HFO do inglês «*Heavy Fuel Oil*») ou *Marine Fuel Oil* (MFO). Adicionalmente o *Marine Diesel Oil* (MDO), também designado por *Intermediate Fuel Oil* (IFO), é uma mistura do MGO e do HFO (AIRUSE, 2016).

Também a ISO 8217:2017, que especifica os requisitos para os combustíveis para uso em motores e caldeiras a gasóleo marinho antes do tratamento convencional a bordo de acordo com as suas propriedades químicas, divide genericamente os combustíveis em duas classes: Destilados ou Residuais (Joint Industry Project, 2019; Vermeire et al., 2019). Os combustíveis destilados dividem-se, posteriormente, em sete categorias e os residuais em seis (ISO, 2017), respetivamente<sup>1</sup>: DMX, DMA, DFA, DMZ, DFZ, DMB, DFB e RMA 10, RMB 30, RMD 80, RME 180, RMG 180, RMG 380, RMG 500, RMG 700, RMK 380, RMK 500, RMK 700 (ExxonMobil, 2017; ISO, 2017). Na Tabela 2 apresenta-se resumo das terminologias utilizadas para os combustíveis em diferentes organizações.

---

<sup>1</sup> Os combustíveis são designados por um código que consiste no seguinte:

- As iniciais ISO;
- A letra F (para combustíveis de petróleo, do inglês *fuel petroleum*);
- A letra da família, “D” para os destilados ou “R” para os residuais;
- “M”, designa a aplicação “Marinho”;
- Nos combustíveis destilados as letras, por exemplo “A”, “B”, ..., “Z”, que separadamente não têm significado, estão relacionadas com as propriedades específicas de acordo com a especificação do produto conforme a ISO 8217:2017;
- Adicionalmente para os combustíveis residuais, um número que corresponda à viscosidade cinemática máxima, em mm<sup>2</sup>/s, a 50°C.

Tabela 2 – Resumo terminologia usada para os combustíveis por diferentes organizações

IMO MEPC.320(74)	ISO 8217:2017	Indústria
DM	DMA; DMB, DMX, DMZ	Combustível Marinho Destilado
RM	RMF	Combustível Marinho Residual
ULSFO-DM ( $\leq 0,10\%$ S)	DMA; DMB, DMX, DMZ (teor de enxofre varia)	MGO ( $\leq 0,10\%$ S) / Combustível ECA*
ULSFO-RM ( $\leq 0,10\%$ S)	RMF (teor de enxofre varia)	Combustível ECA
VLSFO-DM ( $\leq 0,50\%$ S)	DMA; DMB, DMX, DMZ (teor de enxofre varia)	MGO ( $\leq 0,50\%$ S) / Combustível global
VLSFO-RM ( $\leq 0,50\%$ S)	RMF (teor de enxofre varia)	Combustível global
HSFO (>0,50% S)	RMA, RMB, RMD, RME, RMG, RMK, RMF (teor de enxofre varia)	HFO (teor de enxofre varia)

\*ECA – Emission Control Area – Área com controlo de emissões

Adaptado de ABS, 2019

Para além da ISO 8217:2017 existem outras normas, como por exemplo a norma britânica - BS6843-1:1996 e a *American Society for Testing and Materials* (ASTM) D-975. Frequentemente, os navios são concebidos para utilizar combustível a partir de uma designação específica de uma das normas, geralmente a partir da ISO 8217 (ABS, 2019).

Na Figura 12 apresenta-se o consumo de combustível marítimo mundial e na UE, respetivamente. Observa-se que até 2018, a procura global de combustível marítimo era satisfeita principalmente pelo combustível pesado (HFO do inglês «*Heavy Fuel Oil*») (75,5%), e o gasóleo marinho (MGO do inglês «*Marine Gas Oil*») apenas representava 24,5% do mercado. Já na União Europeia verifica-se que durante os últimos anos se registou um aumento no consumo de MGO, decorrente das regulamentações que têm vindo a ser impostas e que serão abordadas adiante.



Figura 12 - Consumo de combustível marítimo: a) mundial; b) europeu  
Adaptado de FuelsEurope, 2019

A preferência de utilização do HFO está relacionada com o seu baixo custo, por se tratar de um combustível residual. São mais baratos do que os combustíveis destilados marinhos, mas emitem mais NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> e partículas, para além de hidrocarbonetos não queimados e outros compostos, como por exemplo, o monóxido de carbono. No entanto, nos últimos anos, devido às regulamentações impostas, a utilização de combustíveis de baixo enxofre e alternativos passou a dominar partes do mercado do HFO (tendência já verificada na procura pelo MGO na UE). Com o aumento da procura por outro tipo de combustíveis, menos abundantes no mercado, a subida e a evolução dos preços dos combustíveis torna-se inevitável (ABB, 2013).

No entanto, não basta os operadores decidirem que vão passar a utilizar um determinado combustível com menor teor de enxofre. Devem ser considerados outros aspetos que podem influenciar a operação dos próprios motores. Na Tabela 3 apresentam-se os principais itens que o operador deve considerar na escolha de um novo combustível.

Outra situação importante a ter em conta está relacionada, com o facto dos combustíveis marinhos terem, por razões de segurança, um ponto de inflamação superior a 60°C. Para os combustíveis com um ponto de inflamação inferior a 60°C aplicam-se as normas especiais de utilização definidas na RESOLUTION MSC.391(95), adotada a 11 de junho de 2015, intitulada “*Adoption of the international code of safety for ships using gases or other low-flashpoint fuels (IGF Code)*”. Os combustíveis de baixo ponto de inflamação são geralmente mais ou menos isentos de enxofre e oferecem uma oportunidade para cumprir os requisitos, embora requeiram modificações técnicas nos motores, podem ser economicamente atraentes (Bakhtov, 2019).

Tabela 3 - Resumo dos aspetos a ser considerados com base no diferente tipo de combustíveis

Aspetos	HSHFO	ULSFO-DM / VLSFO-DM	ULSFO-RM	VLSFO-RM
<b>Incompatibilidade</b>	Nenhuma	Nenhuma; No entanto, o combustível deve ser segregado do HSHFO e devem ser seguidos os procedimentos adequados na troca de combustível	Nenhuma	É necessária atenção com as especificações, podem diferir com a localização geográfica.
<b>Instabilidade</b>	Nenhuma	Nenhuma	Possível	Para garantir a idade total do sedimento conforme especificado na ISO 8217:2017
<b>Cat fines<sup>2</sup></b>	Limites definidos na ISO 8217:2017	Limites definidos na ISO 8217:2017	Possível; Se não se enquadrar na ISO 8217:2017	Possível; Risco se o conteúdo de Alumínio mais Sílica exceder o limite máximo da ISO 8217:2017
<b>Características de combustão</b>	Existe conforme ISO 8217	Abordado sob índice de Cetano dentro da ISO 8217:2017	CCAI deve cumprir os limites estabelecidos na ISO 8217:2017	CCAI deve cumprir os limites estabelecidos na ISO 8217:2017
<b>Ponto de inflamação</b>	Existe conforme ISO 8217	Existe conforme ISO 8217:2017	Exigido estar dentro das especificações limite da ISO 8217:2017	Possível; Risco se o ponto de inflamação for inferior a 60°C e não for verificado após a mistura pelo fornecedor. Exigido estar dentro das especificações limite da ISO 8217:2017
<b>Ponto de fluidez</b>	Existe conforme ISO 8217	Existe conforme ISO 8217:2017	Exigido estar dentro das especificações limite da ISO 8217:2017	Possível; Risco se o ponto de fluidez for muito alto e não verificado após mistura pelo fornecedor. Exigido estar dentro das especificações limite da ISO 8217:2017

CCAI - Calculated Carbon Aromaticity Index

Adaptado de ABS, 2019

<sup>2</sup> Cat Fines (ABS, 2019): são pequenos fragmentos do material do catalisador arrastados durante o processo de refinação do petróleo bruto. São partículas muito duras e abrasivas, tipicamente de alumínio e silício, capazes de causar desgaste severo nos motores.

### 2.2.2 Combustíveis alternativos

O uso de combustíveis alternativos é hoje considerado como uma área de desenvolvimento tecnológico relevante para o transporte sustentável. No transporte marítimo, como em outros modos de transporte, existe um foco consistente, dado o potencial de aplicação de diferentes soluções de combustíveis mais limpos, alguns deles apresentando desafios significativos no próprio design do navio. O aparecimento dos combustíveis alternativos neste sector ocorreu essencialmente por duas razões (Gilbert et al., 2018):

- obrigação, por regulamentação internacional e europeia (pontos 4.1 e 4.2 respetivamente), de reduzir o teor de enxofre presente nos combustíveis;
- necessidade de reduzir as emissões de GEE, a longo prazo.

Adicionalmente, qualquer um destes combustíveis alternativos deve:

- ser compatível com os motores existentes nos navios;
- garantir que existe redução das emissões de poluentes e de GEE;
- estar disponível em quantidades suficientes, a custos viáveis economicamente;
- garantir segurança na sua utilização.

Na maioria dos casos, a seleção basear-se-á num compromisso entre benefícios e inconvenientes de vários combustíveis (DNV GL, 2019b).

Há uma longa lista de combustíveis que podem ser usados no transporte marítimo. Entre os combustíveis alternativos propostos para transporte marítimo, a DNV GL identificou o Gás Natural Liquefeito (LNG do inglês «*Liquefied Natural Gas*»), o GPL (Gás de Petróleo Liquefeito), o metanol, e o hidrogénio como as soluções mais promissoras. A alternativa mais promissora ao combustível tradicional é o LNG, o mais comum, de acordo com o relatório da DNV GL publicado em meados de 2019. Tendo em conta o estudo mencionado, verifica-se que vários navios já converteram/adaptaram os seus motores para um combustível mais sustentável.

Dos 496 navios que converteram/adaptaram ou estão em processo de conversão dos seus motores para utilizarem combustíveis alternativos, cerca de 475 navios optaram pelo LNG - Figura 13.

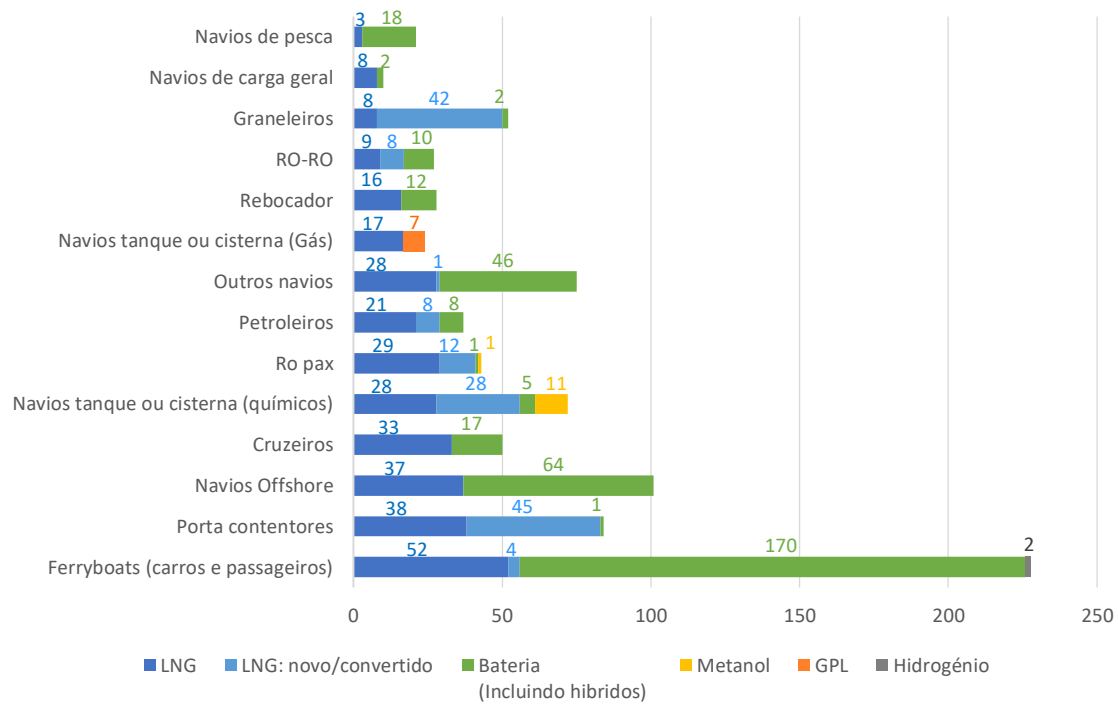


Figura 13 – Comparação de combustíveis alternativos na frota mundial, julho de 2019 (N.º navios em operação e em pedido)  
Adaptado de DNV GL, 2019b

Para além do LNG, os biocombustíveis e o metanol estão disponíveis em certos portos, e os navios totalmente elétricos/híbridos estão a emergir no segmento de curta distância para navios/ferries *offshore* e de passageiros. Foram também introduzidos alguns navios movidos a GPL, bem como navios movidos a metanol e etanol. As primeiras aplicações comerciais de ferries/navios movidos a pilhas de combustível a hidrogénio estão previstas na Noruega, Escócia e Califórnia nos próximos anos (DNV GL, 2019b).

A utilização de diferentes combustíveis exigirá diferentes sistemas de propulsão (convertidores de energia) e sistemas de armazenamento/alimentação. Os sistemas de propulsão alternativos para o transporte incluem motores duplos e multicompostíveis, pilhas de combustível marinho, sistemas de propulsão elétricos a bateria e turbinas a gás e vapor. Vários tipos de motores de dois combustíveis foram introduzidos no mercado, o que aumenta significativamente a flexibilidade dos mesmos (DNV GL, 2019b).

Entre as novas tecnologias, a DVN GL acredita que os sistemas de bateria, sistemas de células de combustível e propulsão assistida pelo vento também abrigam potencial para aplicações em navios. Os maiores desafios na escolha de um operador estão relacionados com os benefícios ambientais, a compatibilidade dos combustíveis, a sua disponibilidade para as exigências de

transporte, os seus custos e o cumprimento das regras internacionais impostas pelo Código IGF<sup>3</sup> (DNV GL, 2019a).

### 2.3 Tipos de motores de navios

Noventa e cinco por cento da frota marítima mundial utiliza motores a diesel (Cullinane & Bergqvist, 2014), pelo que as emissões produzidas pela navegação são resultado do processo de combustão, tendo origem nos (Trozzi & Laurentis, 2019):

- motores principais de propulsão;
- motores auxiliares usados para fornecer energia e serviços dentro de embarcações.

Na Tabela 4 apresentam-se as principais fontes de combustão num navio (Entec Uk Limited, 2002).

Tabela 4 - Fontes de combustão num navio

Fonte de combustão	Aplicação	Tipo
Motor(es) principal(ais)	Propulsão do navio, durante a navegação em alto mar e as manobras nos portos. Normalmente em porto são desligados.	Motores quase inteiramente a diesel (exceções incluem motores com turbinas a vapor ou gás); velocidade média a 4 tempos ou velocidade lenta a 2 tempos. Geralmente, o motor aciona o eixo da hélice com ou sem um sistema de engrenagem, mas em alguns casos é usada a operação diesel-elétrica (gerador usado para acionar um motor elétrico para hélices)
Motor(es) auxiliar(es)	Produção de energia elétrica a bordo para iluminação, ventilação, guindastes, bombas etc. Normalmente desligados no mar quando um gerador de eixo nos motores principais é usado, ou quando a operação diesel-elétrica é usada a bordo.	Motores a diesel; 4 tempos de alta velocidade ou 4 tempos de velocidade média. Os motores acionam uma unidade geradora.
Motor(es) de emergência	Produção de energia elétrica durante operações de curto prazo (por exemplo, uso de propulsores de proa durante manobras no porto) ou em situações de emergência (falha no motor auxiliar).	Motores a diesel; 4 tempos de alta velocidade ou 4 tempos de velocidade média. Os motores acionam uma unidade geradora.
Caldeira(s)	Produção de calor a bordo (pode ser usado em conjunto com caldeiras instaladas nos canais de exaustão dos motores principais).	
Incinerador(es)	Para queima de resíduos de navios a bordo (geralmente para navios transoceânicos maiores).	

*Adaptado de Entec Uk Limited, 2002*

<sup>3</sup> O Código Internacional para Navios a Gás e Outros Combustíveis de Baixo Ponto de Inflamação (*International Code for Ships using Gases and other Low Flashpoint Fuels*, ou IGF), foi adotado pela IMO em junho de 2015 (MSC.391[95]) e entrou em vigor em 1 de janeiro de 2017, fornece critérios obrigatórios para a disposição e instalação de máquinas, equipamentos e sistemas para embarcações que utilizam como combustível com gases ou líquidos com baixo ponto de inflamação para minimizar o risco para o navio, sua tripulação e o meio ambiente, levando em consideração à natureza dos combustíveis envolvidos.

As caldeiras e incineradores contribuem para as emissões, mas estas são relativamente baixas comparativamente com as que são emitidas pelos motores principais. Os níveis de emissões dos motores marítimos dependem tipicamente de cinco fatores, que são:

- 1) Tipo de combustível a ser consumido;
- 2) Tipo de motor;
- 3) Eficiência do motor;
- 4) Configuração da unidade de potência e de propulsão; e
- 5) Funcionamento e carga de trabalho dos motores.

O motor aproveita a energia térmica para produção de energia mecânica. No motor de combustão interna, a energia fornecida por um combustível em combustão é diretamente convertida em energia mecânica pela queima controlada num espaço fechado (Babicz, 2015).

Existem vários tipos de classificação para os motores, consoante o arranjo dos cilindros, o método de arrefecimento para cilindros, entre outras. A classificação usada em seguida é efetuada do ponto de vista do movimento cíclico, sob a qual um motor diesel pode ser classificado como motor de quatro ciclos/quatro tempos ou motor de dois ciclos/dois tempos, onde o termo “ciclo” é a sequência completa de operações necessárias para produzir energia (Okubo & Kuwahara, 2019).

Um motor a 4 tempos, funciona segundo o ciclo Diesel e caracteriza-se em quatro fases (Figura 14):

- 1) **Admissão:** o pistão desce, estando a válvula de admissão aberta e a de escape fechada. Ao descer, o pistão cria uma depressão no cilindro. O ar é então forçado a entrar no mesmo pela pressão atmosférica. A quantidade de ar admitida é sempre a mesma, qualquer que seja a potência que estiver a ser utilizada ou a posição do acelerador.
- 2) **Compressão:** o pistão sobe, as válvulas de admissão e de escape estão fechadas. O ar admitido na fase de admissão é comprimido, aquecendo e ocupando a câmara de combustão. No final da compressão, o bico pulveriza combustível no interior da câmara de combustão, o qual em contacto com o ar aquecido se autoinflama, e inicia a combustão.
- 3) **Combustão:** acionado pela força de expansão dos gases queimados, o pistão desce, transmitindo energia à biela e desta ao virabrequim, provocando assim o movimento de rotação do motor.
- 4) **Escape:** o pistão sobe, estando a válvula de escape aberta e a de admissão fechada. Os gases queimados são expulsos através da passagem pela válvula de escape (Calder, 2007; Caplen, 2010).

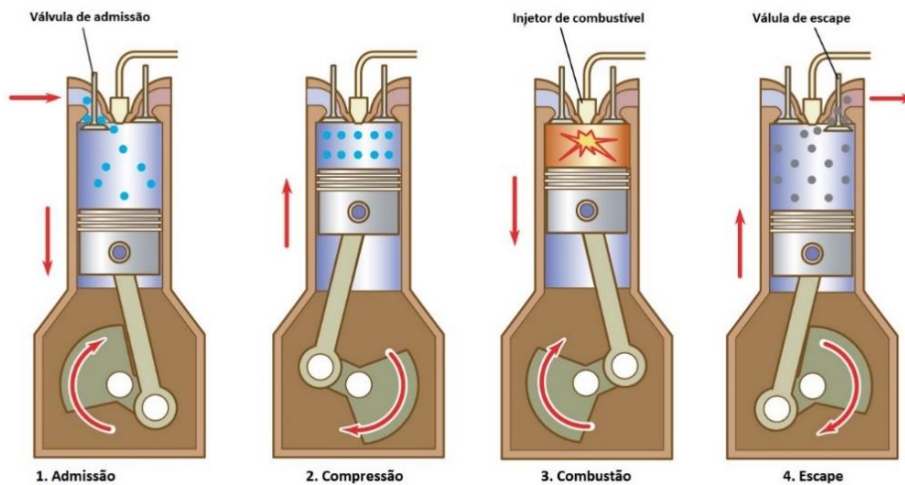


Figura 14 - Funcionamento do motor 4 tempos  
 Adaptado de «Encycl. Br.», sem data

A principal causa para a emissão de hidrocarbonetos não queimados, é o comumente conhecido por “afogamento”. O “afogamento” acontece quando a parede fria da câmara de combustão faz apagar a chama junto desta. Assim uma parte dos hidrocarbonetos remanescentes pode ficar retida na forma de gás residual no cilindro, outra pode ser oxidada no sistema de escape. O remanescente é emitido na atmosfera como hidrocarbonetos poluentes. A falha na ignição, devido à má regulação e desaceleração, aumenta significativamente a emissão de hidrocarbonetos. A diminuição da libertação de hidrocarbonetos pode ser conseguida pela configuração da câmara, diminuindo a relação área/volume, aproximando a sua forma a uma esfera, e conseguindo uma relação maior entre o percurso e o diâmetro do cilindro (Manahan, 2010).

Num motor a 2 tempos, Figura 15, as fases de admissão e escape ocorrem em simultâneo, assim como a fase de compressão e expansão. O 1º tempo ocorre quando o pistão, dentro do cilindro, desce e há admissão de ar (formado por mecanismo de sopragem) através de abertura(s) na(s) parede(s) lateral(ais) do cilindro (janelas de admissão), que por sua vez expulsa(m) os gases queimados, os quais saem na zona de escape. Este fluxo de ar, causa um “efeito de limpeza”, deixando o cilindro pronto para uma nova combustão, por isso, este processo por vezes também é chamado de lavagem. O 2º tempo inicia-se com a subida do pistão, o qual cobre as aberturas da admissão e escape, fechando-as. A subida do pistão comprime os gases limpos e, antes de atingir a cota mais alta, é injetado o combustível atomizado. O calor gerado pela compressão do ar, inflama imediatamente o combustível dando-se a combustão. A força expansiva gerada pela combustão empurra o pistão descendente, transmitindo energia à biela e desta ao virabrequim, provocando assim o movimento de rotação do motor (início do 1º tempo). A meio do processo de descida do pistão as válvulas de escape abrem-se, assim como as janelas de admissão, dando início a um novo ciclo (Calder, 2007; Caplen, 2010).

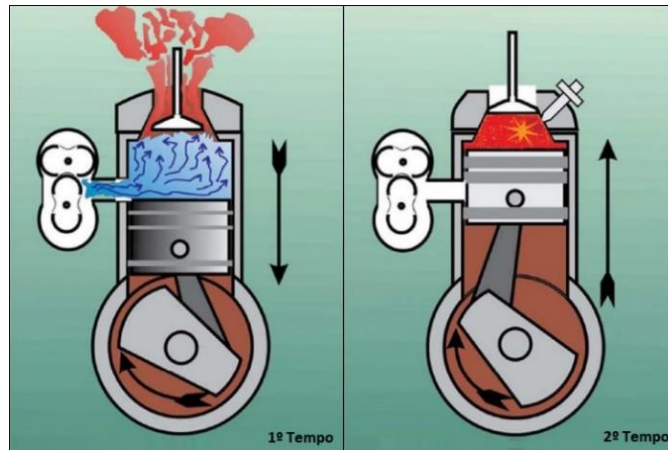


Figura 15 – Funcionamento de motor 2 tempos  
 Adaptado de Caplen, 2010

A redução do consumo de combustível em motores de 2 tempos é conseguida através do aumento da BMEP (*Brake Mean Effective Pressure*) e também pelo aumento das pressões durante a queima, reduzindo a velocidade nominal no motor combinado com o uso de hélices de maior diâmetro aumentando a eficácia da propulsão (Benamara et al., 2019).

Os motores de combustão interna têm várias vantagens em relação aos motores de combustão externos, nomeadamente:

- menor perda de calor, logo maior eficiência térmica e menor consumo de combustível;
- nada tem de ser instalado separadamente (por exemplo caldeira), logo o peso e o volume de todo o sistema do motor são relativamente pequenos;
- o número total de peças do motor pode ser reduzido;
- arranque em curto período de tempo, logo não há desperdício de combustível, aumentando desta forma a sua autonomia (Okubo & Kuwahara, 2019).

No entanto, estes tipos de motores também possuem algumas desvantagens:

- a pressão de trabalho alcançada pela combustão tem maior probabilidade de induzir muitos choques e vibrações no motor, por isso, cada peça deve ser construída com materiais de alta qualidade;
- muitas peças são expostas a condições de humidade e pressão elevadas, pelo que deve ser dada especial atenção à sua lubrificação (Okubo & Kuwahara, 2019).

Outra forma de classificação de motores é do ponto de vista da velocidade de rotação do motor, sob a qual os motores diesel podem ser classificados em motores de baixa velocidade (cerca de 18% dos motores), motores de velocidade média (cerca de 55%) e motores de alta velocidade (cerca de 27%) (Trozzi & Laurentis, 2019). É difícil determinar uma gama rigorosa de motores diesel marítimos de acordo com a velocidade de rotação do motor, no entanto na Tabela 5, resume-se brevemente as especificações gerais.

Tabela 5 – Características típicas dos motores diesel marinhos

Tipo motor	Velocidade operacional	Ciclo	Combustível	Características
<b>Baixa Velocidade</b>	< 300 rpm, embora a maioria opere a velocidades entre 80–140 rpm	dois tempos	MFO ou HFO	<ul style="list-style-type: none"> <li>- potência acima de 4.000 kW/cilindro;</li> <li>- usados exclusivamente para fins de propulsão principal;</li> <li>- confiáveis para grandes navios mercantes e de carga;</li> <li>- motor principal mais eficiente disponível e pode alcançar uma eficiência de combustível superior a 52% do motor básico (Benamara et al., 2019).</li> </ul>
<b>Velocidade Média</b>	300 a 900 rpm	quatro tempos	MGO, MDO, MFO ou HFO	<ul style="list-style-type: none"> <li>- potência na faixa de 100 a 2000 kW/cilindro;</li> <li>- usados para propulsão principal e auxiliar;</li> <li>- também podem ser utilizados em instalações diesel-elétricas;</li> <li>- utilizados para ferries, navios RO/RO, navios de passageiros e navios de carga de média dimensão;</li> <li>- têm um consumo específico de combustível mais alto do que motores de 2 tempos, embora com as mais recentes tecnologias (sistemas de turbo alimentação de dois estágios com arrefecimento, injeção eletrónica de combustível, etc.) esteja a atingir valores de consumo específico de combustível tão baixos quanto os motores de baixa velocidade em determinadas condições (Benamara et al., 2019).</li> </ul>
<b>Alta Velocidade</b>	> 900 rpm		MGO ou MDO	<ul style="list-style-type: none"> <li>- são utilizados em embarcações mais pequenas e são frequentemente a fonte de energia auxiliar a bordo dos navios.</li> </ul>

*Adaptado de Okubo & Kuwahara, 2019*

Adicionalmente, existem mais dois tipos de motor:

- turbinas a vapor: atualmente pouco usadas, pois foram substituídas pelos motores diesel, os quais são mais eficientes e menos dispendiosos do que os que ainda utilizam vapor, mas alimentados por combustível;
- turbinas a gás: embora este tipo de motor seja mais utilizado em navios de guerra, estão atualmente instalados apenas numa pequena proporção da frota mercante, muitas vezes em conjunto com motores diesel (Trozzi & Laurentis, 2019).

A principal vantagem de um motor a diesel, é o facto de não ser necessária ignição elétrica. Só é necessário que o motor diesel comprima o ar e, portanto, a pressão de compressão pode ser aumentada. Como a eficiência térmica do motor de combustão interna aumenta à medida que a pressão de compressão aumenta, o motor diesel tem a maior eficiência térmica entre todos os outros motores térmicos. Como a pressão e a temperatura de compressão são altas, o combustível pesado de baixa qualidade pode ser usado para navios. Além disso, como o consumo de combustível e óleo lubrificante é menor, o custo operacional é menor.

No entanto, o motor diesel tem várias desvantagens. Como a pressão de queima é alta, apenas materiais de alta qualidade devem ser utilizados no fabrico das peças. Como resultado, o peso total do motor aumenta. Como o combustível deve ser injetado a alta pressão, o injetor de combustível torna-se complexo e difícil de manusear (Okubo & Kuwahara, 2019).

Os navios de cruzeiro utilizam motores de média velocidade mais pequenos, devido ao espaço limitado a bordo (Guarasa, 2017).

## 2.4 Consumo de combustível

No transporte marítimo a maior parte da energia consumida é utilizada para propulsão, da qual uma pequena fração é usada para manobras em portos onde os navios costumam operar por menores períodos e a baixa velocidade (Braathen, 2011). O maior consumo de combustível, no transporte marítimo internacional, é efetuado pelo motor principal e os navios que apresentam maiores consumos são os petroleiros, graneleiros e porta contentores (IMO, 2015).

De acordo com a IMO, em 2018, o HFO continuou a ser o combustível dominante no transporte marítimo internacional (79% do consumo total de combustível por conteúdo energético, considerando estimativas com base nas viagens). A proporção de consumo de HFO diminuiu cerca de 7% (uma redução absoluta de 3%), enquanto que, a percentagem MDO e LNG cresceu 6 e 0,9% (aumentos absolutos de 51 e 26%, respetivamente). Este estudo também relevou que o metanol surge como o quarto combustível que mais cresceu (IMO, 2020a).

A Figura 16 identifica o consumo relativo de combustível em diferentes tipos de navios pelo motor principal (predominantemente para fins de propulsão), motor auxiliar (normalmente para a produção de eletricidade) e caldeiras (para a produção de vapor) (IMO, 2015b).

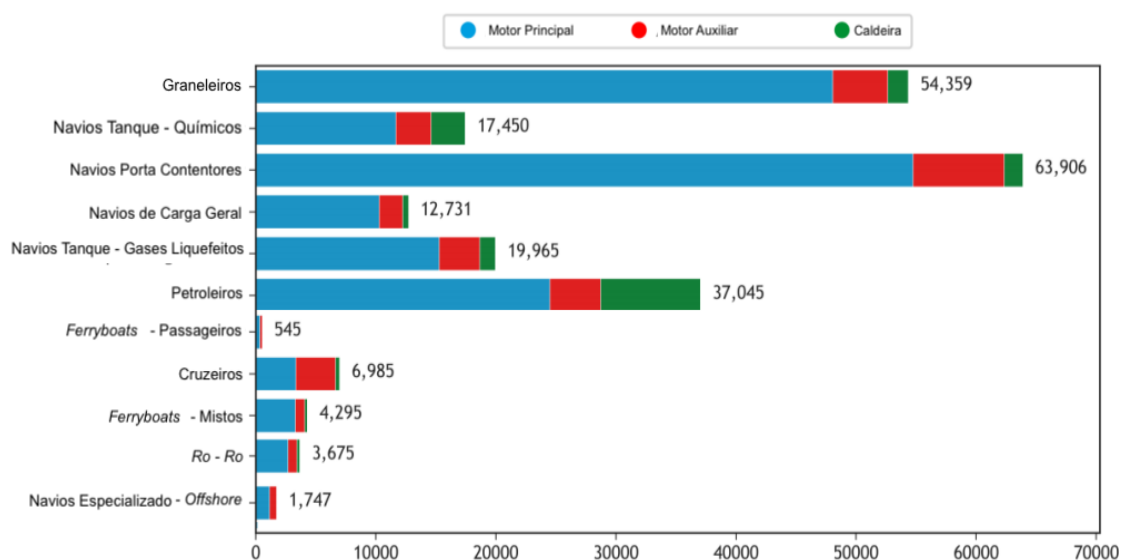


Figura 16 – Consumo relativo de combustível em diferentes tipos de navios pelo motor principal, motor auxiliar e caldeira, em equivalente a HFO (mil toneladas) no ano de 2018  
 Adaptado de IMO, 2020b

No caso dos navios de cruzeiro, o combustível utilizado para o motor principal é aproximadamente equivalente ao consumido pelos motores auxiliares.

O consumo de combustível está diretamente relacionado com as condições de funcionamento do motor, forma do casco, condições de carga, rugosidade do casco, condição do motor e velocidade do navio (Mersin et al., 2017; Miola et al., 2010; F. Zhao et al., 2015). Além dos fatores já mencionados, a manutenção regular dos motores principais e a experiência do pessoal que trabalha na sala de máquinas também afetam o consumo de combustível. Existem, no entanto, variáveis relacionadas com este aspeto que não podem ser controladas tais como as condições meteorológicas e marítimas (Mersin et al., 2017).

As emissões dos navios são fortemente dependentes do consumo de combustível, do tipo de combustível e da velocidade (Yau et al., 2012; Zis, 2019). Genericamente devem ser considerados os seguintes modos operacionais - Figura 17 (Corbett, 2003; Yau et al., 2012; Zis, 2019):

- Velocidade cruzeiro em mar;
- Velocidade lenta;
- Manobras de atracagem (para cais);
- Atracado (no cais).

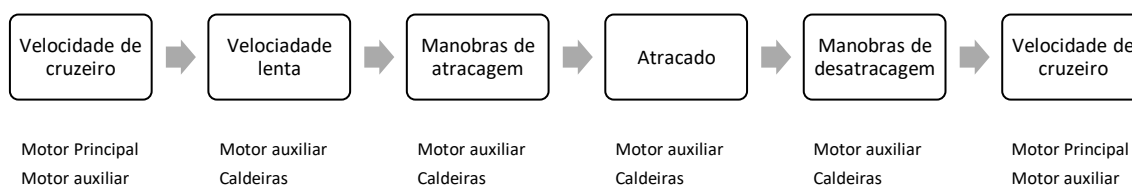


Figura 17 – Operações marítimas de aproximação um porto e máquinas em operação em cada uma das fases  
 Adaptado de Zis, 2019

Num estudo realizado por Chang et al., em 2014, foi estimado o consumo de combustível para uma amostra de 13 784 navios que chegaram ao Porto de Incheon, na Coreia, entre janeiro e outubro de 2012. A estimativa do consumo de combustível teve em conta as diferentes características das embarcações, como potência dos motores principal e auxiliar, a velocidade de operação e a distância de navegação, em todos os segmentos de movimentos da embarcação no porto (Chang et al., 2014).

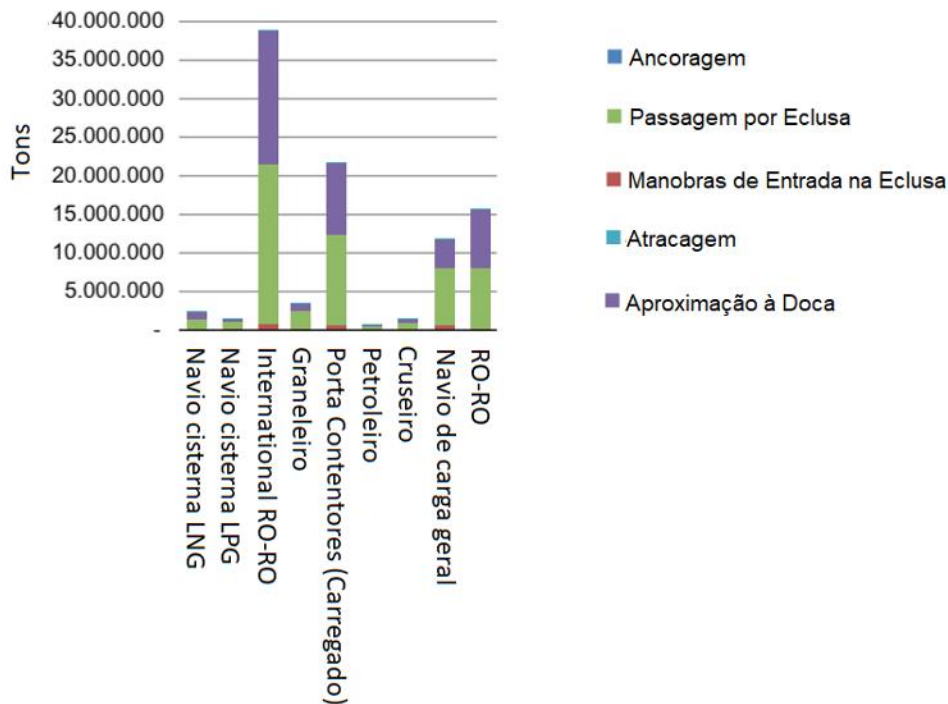


Figura 18 - Estimativa de consumo de combustível de acordo com o tipo de navio e manobra (toneladas)  
 Adaptado de Chang et al., 2014

Os resultados deste estudo demonstraram que cada embarcação consome uma quantidade diferente de combustível (Figura 18), os RO-RO foram os navios que consumiram mais seguidos pelos porta contentores carregados (Chang et al., 2014). Adicionalmente, o mesmo estudo destaca que, no Porto de Incheon, a aproximação à doca e a passagem por eclusa são as operações que mais contribuem para o consumo de combustível independentemente do tipo de navio, o que se traduz num maior número de emissões nas zonas costeiras e, consequentemente, um maior impacto no ambiente e na saúde da população das zonas junto dos portos.

Tendo em conta os diferentes fatores mencionados é difícil estimar o consumo de combustível bem como as emissões. Esta é, no entanto, uma das maiores preocupações dos construtores de novos navios e donos.

### 3 Aspectos e Impactes Ambientais do Transporte Marítimo

Os principais impactes ambientais do transporte marítimo, podem dividir-se em três grandes categorias: emissões atmosféricas, contaminação da água, e impactes físicos (Figura 19).

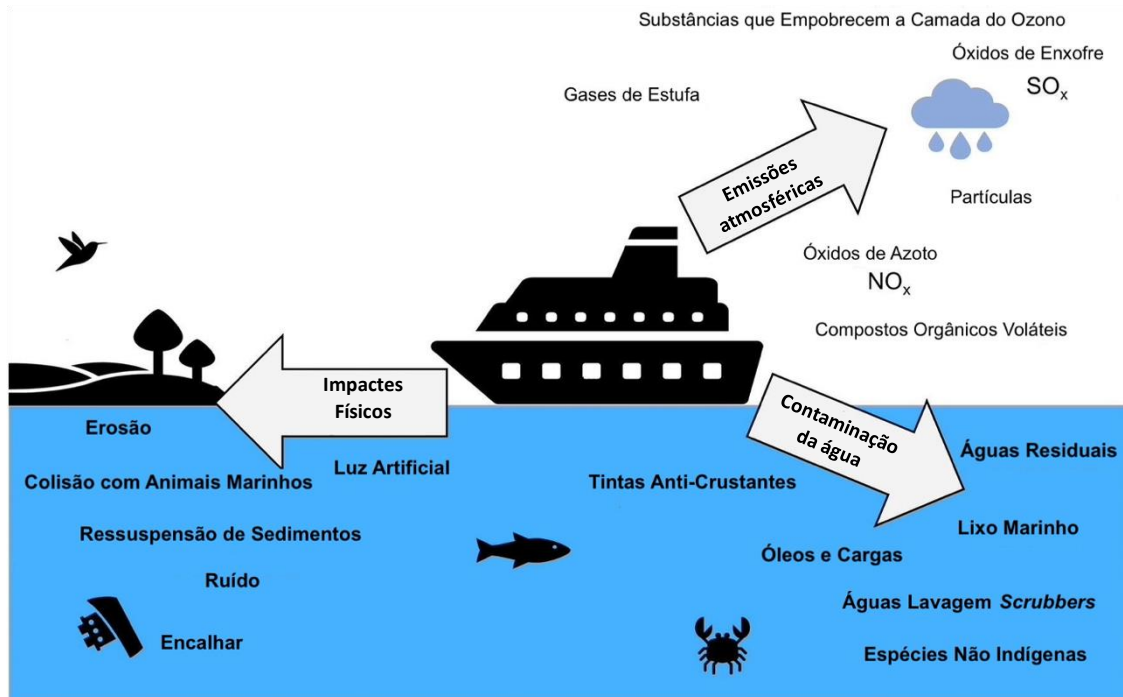


Figura 19 - Impactes ambientais do transporte marítimo  
 Adaptado de Jägerbrand et al., 2019

Em porto, a poluição da água e do ar são os principais impactes ambientais. A poluição das águas portuárias pode estar associada à eliminação de águas de lastro, à utilização de tintas anti incrustantes, ao derrame de óleo de navios e à dragagem das vias navegáveis para manter a profundidade dos canais e/ou aumentar as profundidades do canal e do cais, para receber embarcações de maior dimensão. A poluição atmosférica portuária pode resultar das emissões provenientes de navios, camiões, equipamentos de movimentação de carga e locomotivas ferroviárias no porto (Talley, 2009).

#### 3.1 Emissões atmosféricas

A vida na superfície da Terra existe devido às características da nossa atmosfera. A atmosfera é um invólucro gasoso que envolve o globo terrestre, mantendo-se à superfície devido à força gravítica. A atmosfera é composta por gases, vapor de água e partículas, e divide-se em várias camadas. A camada mais próxima da superfície terrestre, a troposfera, que se estende até cerca de 10 Km, é onde se encontra o ar que nos rodeia, onde se formam o vento e nuvens. O ar seco é constituído, principalmente, por azoto (N) (78,09%) e oxigénio (O) (20,94%). Entre os componentes permanentes, seguem-se o argón (Ar) que representa cerca de 1% (0,93%) e outros gases raros com uma representação ainda mais diminuta, como por exemplo o dióxido de carbono ( $CO_2$ ) (0,04%). Esta composição química varia muito pouco, qualquer que seja a localização geográfica. Em termos de volume, a quantidade de vapor de água presente na

atmosfera pode variar entre 0 e 5%, sendo fortemente dependente da temperatura e do processo de evapotranspiração e condensação. A quantidade de partículas também varia e a sua concentração está dependente, maioritariamente, das condições topográficas e geográficas da região. São exemplo pólenes de plantas, partículas de maresia, poeiras vulcânicas, solo e areias suspensas pelo vento, cinzas, entre outros. Importa ainda referir que, uma das características mais importantes na atmosfera terrestre é a sua característica oxidante, devido à concentração de oxigénio. A maioria dos gases libertados são completamente oxidados e os produtos finais são depositados na superfície terrestre (Guimarães, 2016).

Genericamente poluição pode ser definida como a acumulação de contaminantes ou poluentes que causam efeitos adversos na saúde humana e/ou meio ambiente, com origem em (Pepper, Gerba, & Brusseau, 2006):

- fenómenos naturais, como por exemplo emissões resultantes da entrada em erupção de vulcões, mas também de atividades de organismos vivos como a respiração de plantas e animais, assim como a decomposição de matéria orgânica;
- atividades antropogénicas introduzidas pelo homem desde os primórdios dos tempos, quando realizava fogueiras em cavernas para se aquecer e, com mais relevância, após a revolução industrial, emitindo poluentes associados a atividades industriais, de construção, de transporte e práticas agrícolas.

Os contaminantes são omnipresentes na medida em que podem estar no estado sólido, líquido e gasoso. A definição de poluente do ar ou poluição atmosférica termina no contexto do tempo, do espaço e do impacto para um determinado conjunto de circunstâncias, uma vez que os mesmos compostos químicos ou partículas podem provocar os mesmos efeitos adversos, independentemente de serem provenientes de uma fonte natural (p.e., um vulcão) ou de uma fonte antropogénica (p.e., queima de combustível). Por isso, é necessário identificar critérios de qualidade do ar com base na sua associação a problemas na saúde humana e nos ecossistemas, danos em edifícios e outras estruturas, e avaliar continuamente a qualidade do ar (Vallero, 2014).

Os poluentes atmosféricos, uma vez emitidos, não permanecem inertes, podendo sofrer tanto alterações físicas como químicas. As alterações físicas envolvem fenómenos dinâmicos, como movimento e dispersão atmosférica, difusão turbulenta e redução das concentrações dos poluentes por diluição, atingindo os vários recetores finais por deposição gravítica húmida, lavagem da chuva ou neve, por deposição gravítica seca, através da adsorção de partículas (Silva & Mendes, 2006) ou ainda eliminados através de sumidouros. São exemplos de sumidouros o solo, a vegetação, e as massas de água, particularmente os oceanos. Já as alterações químicas podem compreender as mais diversas reações, como oxidações catalíticas, processos fotoquímicos, reações ácido-base, entre outras, todas envolvendo os mais diversos compostos químicos presentes no meio (Schirmer & Lisboa, 2008).

Os poluentes atmosféricos emitidos pelo transporte marítimo, representados na Figura 20, resultam do processo de combustão, e têm impactes locais (ou regionais), assim como impactes a nível global.

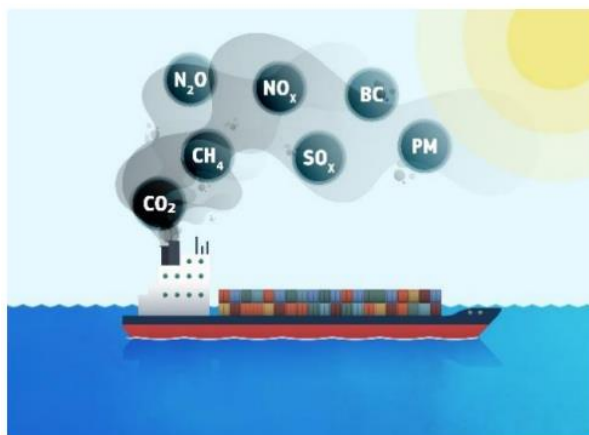


Figura 20 – Gases emitidos pelo transporte marítimo

Fonte: EC, 2020

As emissões provenientes dos navios têm efeitos negativos na saúde pública e no meio ambiente (Anderson et al., 2015; Blasco, et al., 2014; Chu et al., 2016; Corbett et al., 2007). Na Figura 21, apresentam-se os principais efeitos de cada um dos poluentes na saúde.

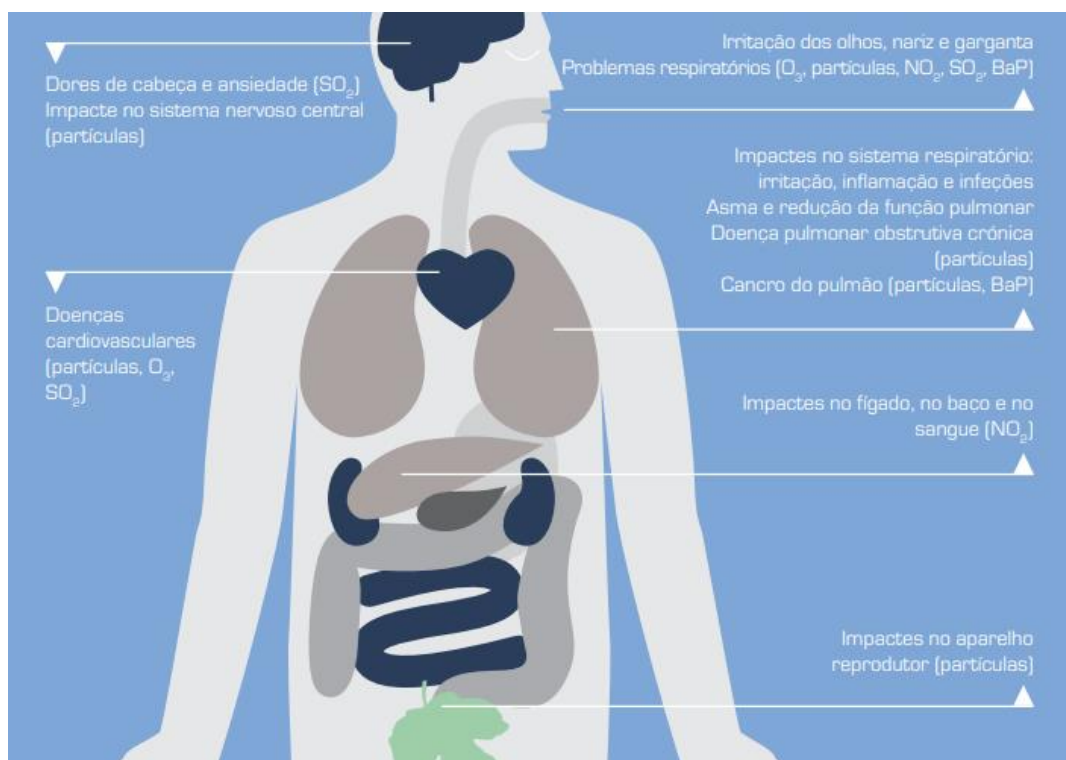


Figura 21 - Impacte da poluição atmosférica na saúde

Fonte: AEA, 2013

No que concerne aos impactes no ambiente, de acordo com Viana et al., 2014 as emissões do setor de transporte marítimo contribuem significativamente para a poluição do ar, especialmente em áreas costeiras. Aproximadamente 15% das emissões globais de  $\text{NO}_x$  e 5-8% das emissões globais de  $\text{SO}_x$  são atribuíveis ao transporte marítimo, estimando-se que aproximadamente 70% das emissões são efetuadas a 400 km da costa (Viana et al., 2014). Em

2018, estima-se que o sector marítimo internacional tenha produzido 11,4 Mt de SO<sub>x</sub>, 1,73 Mt de PM<sub>10</sub> e 1,59 Mt de PM<sub>2.5</sub> ao abrigo da dotação baseada em navios (IMO, 2020a).

Estes factos estão relacionados com a elevada dependência do setor de transporte marítimo dos combustíveis fósseis, dado que, como já foi referido, 95% da frota marítima mundial utiliza motores a diesel como principal fonte de energia (Cullinane & Bergqvist, 2014). Adicionalmente, denota-se que, quando os navios estão atracados, os motores auxiliares ou caldeiras nem sempre são desligados, uma vez que são necessários para a produção de energia, contribuindo também para o aumento da poluição nas zonas costeiras onde se localiza o porto (Braathen, 2011; EGCSA, 2012; Kjølholt et al., 2012). Embora nas últimas décadas tenha havido uma melhoria significativa na qualidade do ar, na Europa, a poluição atmosférica continua a prejudicar a saúde pública e o ambiente (AEA, 2019b). Em 2018, 34% dos cidadãos europeus eram expostos a ozono (O<sub>3</sub>) e 15% a PM<sub>10</sub> acima dos valores-limite da UE (AEA, 2020).

Analisando as estatísticas europeias verificou-se que:

- as emissões de poluentes do sector dos transportes terrestres, como monóxido de carbono (CO), Compostos Orgânicos Voláteis (COV), NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> diminuem (Figura 22), devido a uma crescente conscientização da necessidade de uma melhoria na qualidade do ar da Europa (AEA, 2019b), devido a uma crescente conscientização da necessidade de uma melhoria na qualidade do ar da Europa;
- em 2017, a contribuição do setor dos transportes marítimos nas emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> é de 19% e 11%, respetivamente, como podemos observar na Figura 23 (AEA, 2019a);
- as emissões de NO<sub>x</sub>, CO e Compostos Orgânicos Não Metânicos (COVNM) com origem no transporte marítimo internacional aumentaram cerca de 26%, 25% e 20%, respetivamente, desde 1990 (AEA, 2019a);
- as emissões de NO<sub>x</sub>, devido à aviação internacional sofreram um aumento de 171% (AEA, 2019a).

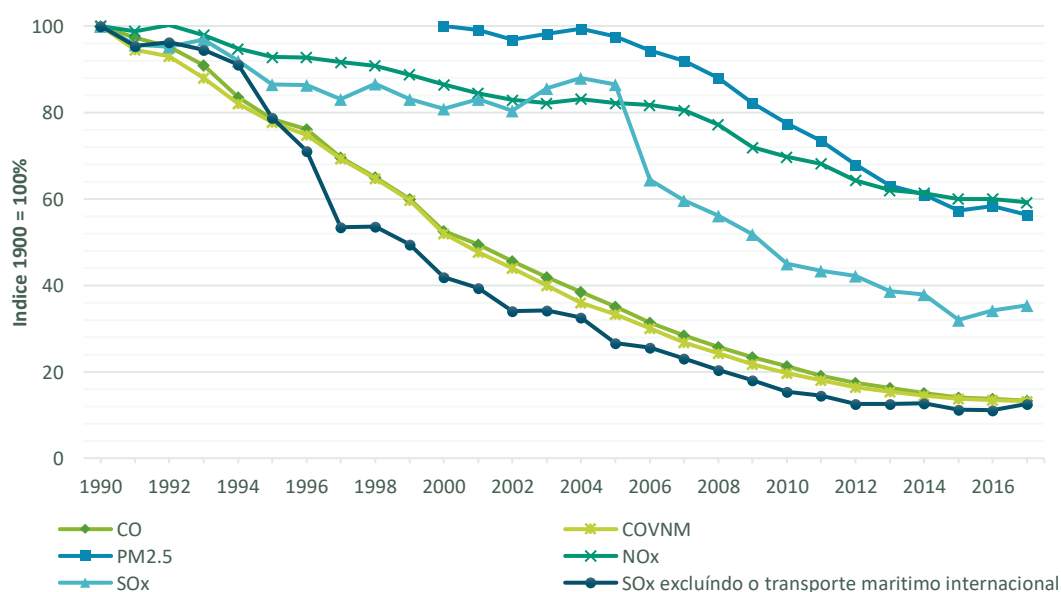


Figura 22 - Tendência das emissões de poluentes do ar provenientes do sector do transporte, na Europa  
Adaptado de AEA, 2019a

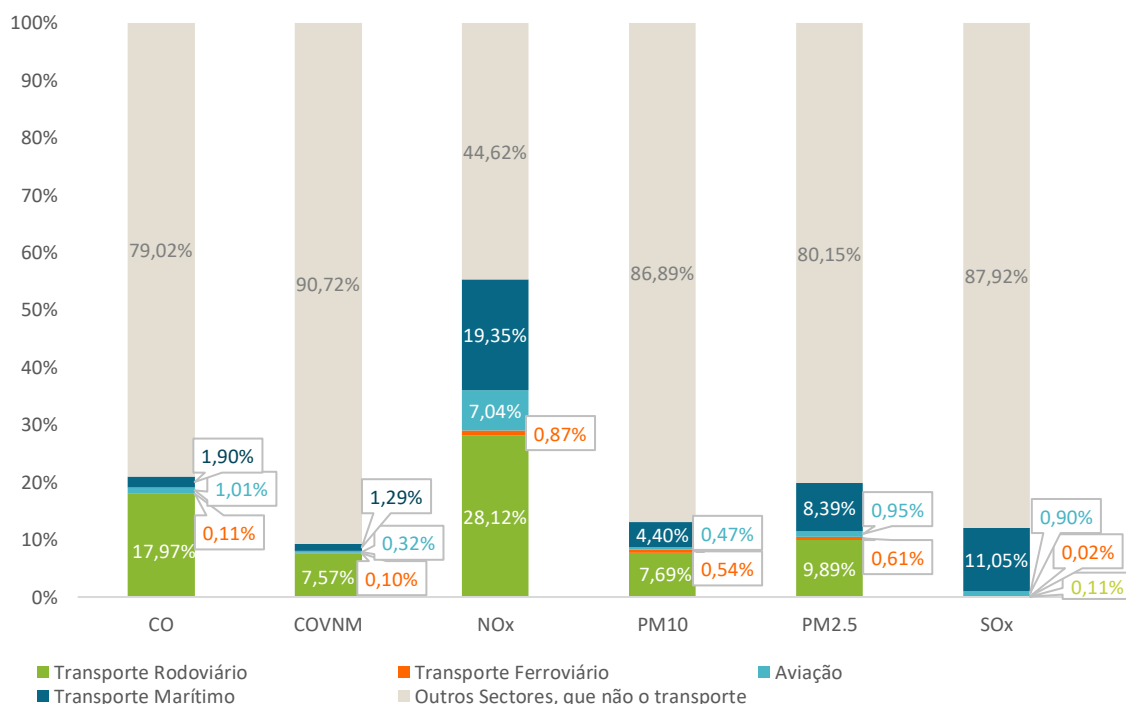


Figura 23 - Contribuição de cada sector por percentagem de poluente, na Europa, em 2017  
Adaptado de AEA, 2019a

A contribuição do transporte marítimo na concentração total dos principais poluentes atmosféricos (SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub> e PM<sub>10</sub>) para a Europa e para Portugal, encontra-se apresentada na Figura 24.

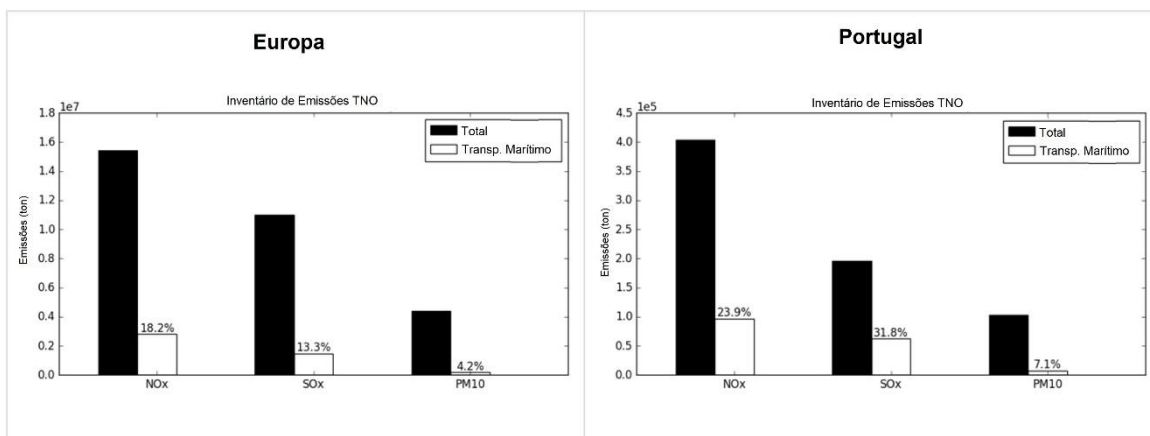
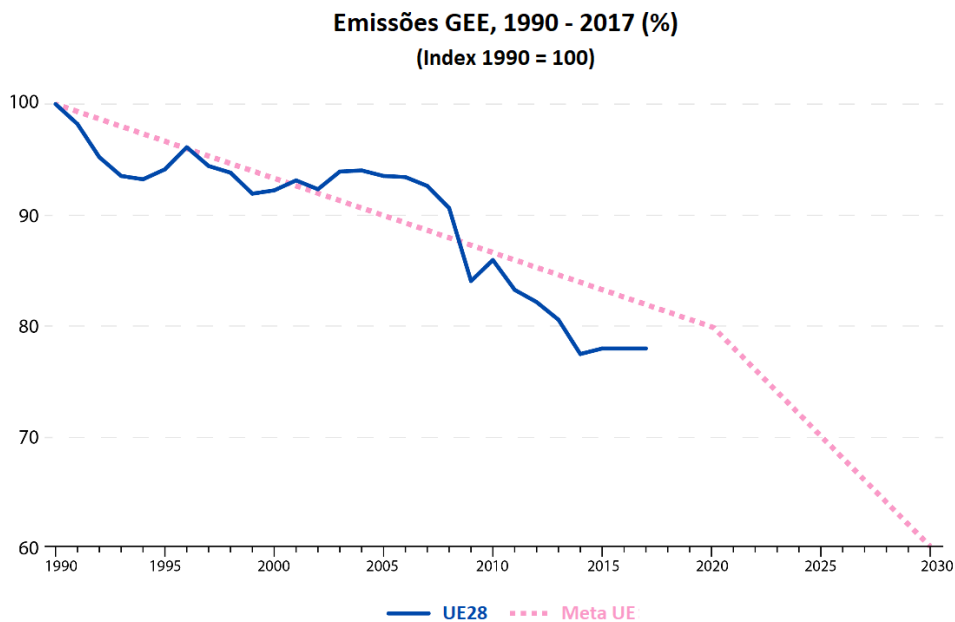


Figura 24 - Contribuição do setor de navegação para o total de emissões na Europa e em Portugal.  
Adaptado de Monteiro et al., 2018

Constata-se que o transporte marítimo possui algum relevo, tendo em conta a quantidade total destes poluentes, sendo essa contribuição maior em Portugal do que na Europa, o que é expectável dada a extensão costeira do país e a sua importância na economia portuguesa e à existência de áreas de controlo de emissões espalhadas pelo norte da Europa (Monteiro et al., 2018). De realçar que, em Portugal, a maior contribuição deste meio - transporte marítimo -

para as emissões de poluentes é a emissão de SO<sub>x</sub>, com cerca de 32%, e a menor, a emissão de PM<sub>10</sub>, com 10% (Figura 24).

As emissões de GEE, na Europa, diminuíram 22% entre 1990 e 2017 - Figura 25 (AEA, 2019b). Contudo as emissões do sector dos transportes aumentaram (Figura 27) e estima-se que a sua contribuição para as emissões de GEE seja cerca de 27%, nos quais o transporte por via marítima representa 3,61 (Figura 26).



Os dados incluem a aviação internacional e emissões indirectas de CO<sub>2</sub>, e excluem sector florestal e alteração de uso do solo  
 Fonte: AEA

Figura 25 - Tendência das emissões totais de gases com efeito de estufa  
 Adaptado de European Commission. Statistical Office of the European Union, 2019



\*Energia, agricultura, processos industriais e utilização de produtos e gestão de resíduos

Figura 26 – Emissões do sector dos transportes em 2017 como parte total das emissões de GEE da UE (excluindo a utilização dos solos e desflorestação)  
 Fonte: PE, 2017

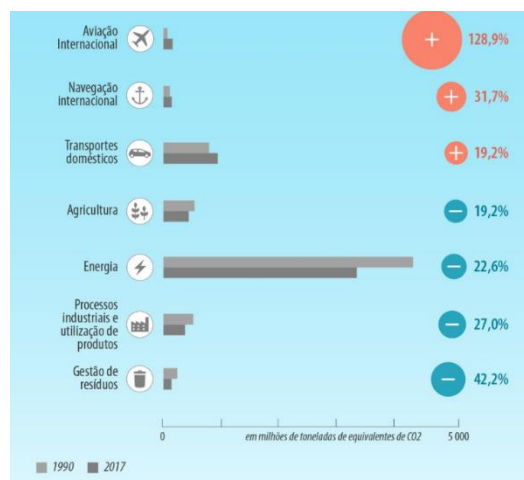


Figura 27 - Evolução das emissões de gases com efeito de estufa por sector de atividade  
 Fonte: PE, 2017

As emissões atmosféricas afetam também a superfície do oceano de forma direta e indireta através da deposição e dissolução de gases. Da mesma forma, a descarga de poluentes e contaminantes para o oceano pode chegar à atmosfera através da evaporação e da produção de aerossóis (Brévière & the SOLAS Steering Committee (eds.), 2016).

### 3.1.1 GEE

Uma combustão completa ou eficiente (oxidação térmica) converte hidrocarbonetos em dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), o gás que mais contribui para o efeito de estufa, e água ( $\text{H}_2\text{O}$ ).

Para além do  $\text{CO}_2$ , os gases com efeito estufa (GEE) incluem o metano ( $\text{CH}_4$ ), o óxido de azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ), entre outros. Não obstante a quantidade emitida destes gases é usualmente expressa em dióxido de carbono equivalente ( $\text{CO}_2\text{e}$ ). Os GEE absorvem parte da radiação infravermelha emitida pela superfície terrestre, um fenómeno vital para a sobrevivência na Terra, uma vez que, sem estes, a temperatura média seria de cerca de  $-18^\circ\text{C}$ . No entanto, o aumento dos GEE devido às atividades antropogénicas tem potencializado este fenómeno natural, causando um aumento da temperatura global.

De acordo com a IMO (2020a) o total das emissões de GEE do transporte marítimo (internacional, doméstico e de pesca) aumentou 9,6% entre 2012 e 2018, que se traduz num aumento de 977 milhões de toneladas de  $\text{CO}_2\text{e}$ , em 2012, para 1.076 milhões de toneladas  $\text{CO}_2\text{e}$ , em 2018 (IMO, 2020a).

A participação das emissões GEE do transporte marítimo nas emissões antropogénicas globais aumentou de 2,76%, em 2012, para 2,89% em 2018 (IMO, 2020a). De acordo com o ITF(2019) estima-se que, em 2050, se não forem tomadas medidas, as emissões terão triplicado (ITF, 2019).

O oceano tem sido historicamente reconhecido como um regulador essencial do clima no nosso planeta, desempenhando um papel significativo em diferentes processos. Para além de conter cerca de cinquenta vezes mais carbono do que a atmosfera, é o maior recetor de  $\text{CO}_2$ , sendo, por isso, responsável pelo equilíbrio da concentração de  $\text{CO}_2$  atmosférico. Todavia, a absorção do  $\text{CO}_2$  antropogénico causa uma diminuição do pH na água do mar, processo definido como acidificação oceânica, o qual tem um impacto significativo nos ecossistemas marinhos (Marcovecchio et al., 2018). A acidificação dos oceanos ocorre quando a água do mar reage com o  $\text{CO}_2$  absorvido da atmosfera, produzindo mais substâncias químicas indutoras da acidez, ao mesmo tempo que reduz o teor de minerais importantes como o carbonato de cálcio, essencial para a sobrevivência dos organismos marinhos (Hunter et al., 2011). Estima-se que o pH das águas superficiais do oceano já diminuiu cerca de 0,1 unidades, de uma média de cerca de 8,2 para 8,1 desde o início da revolução industrial (Endres et al., 2018; Euronews, 2019).

Esta absorção de  $\text{CO}_2$  tem amenizado os impactes globais do homem na Terra ao reduzir significativamente os níveis de gases de efeito estufa na atmosfera, minimizando assim o aquecimento global (Endres et al., 2018; Euronews, 2019). Os efeitos da acidificação dos oceanos podem ser mais significativos nas regiões costeiras do que no oceano aberto, dado que que ,essas regiões, já se encontram sujeitas a aspetos ambientais antropogénicos de outras origens (Endres et al., 2018). As mudanças nas condições dos oceanos podem afetar

diretamente o sistema climático, não só devido ao seu papel nos fluxos energéticos do planeta, mas também por regulação do funcionamento e desempenho de numerosos ciclos biogeoquímicos (Marcovecchio et al., 2018). No entanto, o CO<sub>2</sub> não é o único elemento antropogénico com potencial para reduzir o pH oceânico (Turner et al., 2018). As emissões de NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub> do transporte marítimo também contribuem para a acidificação dos oceanos (Doney et al., 2009; Hassellöv et al., 2013; Hunter et al., 2011) apesar da sua contribuição ser relativamente mais baixa quando comparado com a do CO<sub>2</sub> (Hunter et al., 2011). Os maiores efeitos estão confinados às áreas costeiras, mais particularmente nas proximidades dos principais portos, onde o efeito acidificante devido ao SO<sub>x</sub> pode ser igual ou superior ao do CO<sub>2</sub> (Turner et al., 2018).

### 3.1.2 NO<sub>x</sub>

Os óxidos de azoto (NO<sub>x</sub>), designação genérica das misturas de óxido nítrico (NO) e de dióxido de azoto (NO<sub>2</sub>), são subprodutos da combustão, e resultam da reação entre o azoto atmosférico e o oxigénio a temperaturas elevadas. (Okubo & Kuwahara, 2019). A temperatura é o parâmetro operacional que tem maior influência na formação destes óxidos, daí ser formado, principalmente, em regiões da câmara de combustão onde as temperaturas são mais elevadas (Filho, 2016).

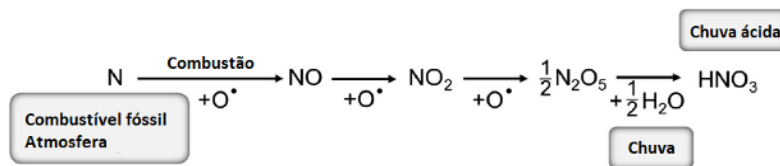


Figura 28 - Formação dos NO<sub>x</sub> e da chuva ácida  
 Adaptado de Okubo & Kuwahara, 2019

Os NO<sub>x</sub> são um subproduto indesejável da combustão, não só porque são prejudiciais à saúde humana, provocando problemas respiratórios e cutâneos, mas também porque são reconhecidos como poluentes do ar. Acresce ainda o facto de poderem induzir a formação de poluentes secundários, como o *smog* fotoquímico e as chuvas ácidas, as quais causam, por exemplo, a eutrofização de lagos e rios, assim como danos em estruturas, visto que podem agir sobre diversos materiais, tais como aços e outras estruturas metálicas, plásticos, tintas, cimentos, rochas.

São consideradas chuvas ácidas, chuvas com pH ≤ 5,6. Um dos processos de formação da chuva ácida é pela dissolução do CO<sub>2</sub> em água, formando ácido carbónico (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>). Outro dos processos está associado à presença do poluente NO<sub>2</sub> na atmosfera, que reage com o oxigénio do ar e forma o pentóxido de azoto (N<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) que, por sua vez, reage com a água da chuva, formando o ácido nítrico (HNO<sub>3</sub>) (Figura 28). Adicionalmente, os NO<sub>x</sub> atuam na formação de oxidantes fotoquímicos na presença de pelo menos um COV e radiação solar, radiação luz ultravioleta (UV), contribuindo para a formação do *smog* fotoquímico. O mecanismo de formação de *smog* fotoquímico é representado na Figura 29. O NO emitido por processos de combustão de automóveis, embarcações marítimas, fábricas, etc. é oxidado a NO<sub>2</sub> na atmosfera, na presença de radiação UV, o NO<sub>2</sub> decompõe-se num radical de NO (NO•) e num radical de oxigénio (O•). O

radical de oxigénio reage com  $O_2$  no ar formando Ozono ( $O_3$ ). Parte do  $O_3$  formado reage com  $NO$ , formando mais  $NO_2$  e  $O_2$  (Okubo & Kuwahara, 2019).

A palavra smog é uma combinação das palavras em inglês *smoke* (fumo) e *fog* (nevoeiro). A formação de smog está diretamente relacionada com o clima e a topografia do terreno. A temperatura do ar diminui com a altitude. Em condições normais, o ar mais quente no solo sobe continuamente para atmosfera superior, movimento que dispersa os poluentes e evita que a poluição se acumule no solo. Por vezes, este gradiente de temperatura altera-se, fenómeno chamado de inversão de temperatura, e uma camada de ar quente impede que os poluentes se dispersem (Wong, 2017), ficando disponíveis para serem ativados fotoquimicamente por ação da luz solar e originarem poluentes secundários. O smog pode ser de dois tipos: de cor acinzentada, quando na sua origem está uma combustão de carvão, a qual emite uma quantidade significativa de cinzas, fuligem e  $SO_x$  para o ar; ou de cor castanho amarelada, quando a sua formação é devida aos  $NO_x$  emitidos; ou ainda, de cor azulada devida à presença de  $O_3$ , o smog fotoquímico. Este fenómeno de poluição caracteriza-se pela visibilidade reduzida, irritação dos olhos e do sistema respiratório, e ainda por danos em materiais de metal, borracha e outros, assim como em plantas. Quando ocorre por períodos prolongados, este fenómeno, pode ser letal para pessoas com doenças respiratórias (Sher, 1998), uma vez que, concentrações elevadas de  $O_3$ , superiores a 1 ppm, são uma ameaça para a saúde humana (Martins & Andrade, 2002; Okubo & Kuwahara, 2019)

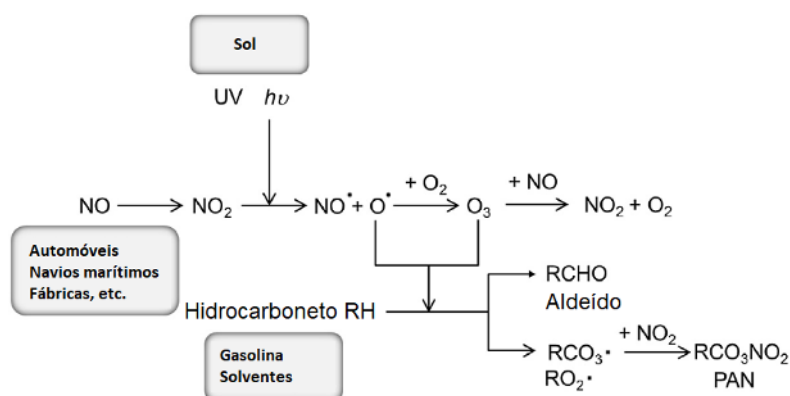


Figura 29 – Formação do smog fotoquímicos e poluentes secundários  
 Adaptado de Okubo & Kuwahara, 2019

Por último, os hidrocarbonetos (RH) ou compostos orgânicos voláteis da gasolina, ou os solventes orgânicos, podem reagir com o  $O^{\bullet}$  e/ou  $O_3$  para formar aldeídos e peróxidos (Figura 29). Os aldeídos e os Peroxi-acetil-nitrato (PAN,) são prejudiciais aos seres humanos, pois causam problemas respiratórios, incluindo irritação nos olhos e/ou dispneia (Martins & Andrade, 2002; Okubo & Kuwahara, 2019).

A quantidade de  $NO_x$  formada durante a combustão pode ser reduzida em certa medida pela conceção do motor, otimização do processo de combustão, principalmente no que concerne à queima controlada do combustível, e pela quantidade de comburente fornecida para a combustão (Cullinane & Cullinane, 2013). Os  $NO_x$  afetam a biodiversidade e os ecossistemas.

62% da área dos ecossistemas da Europa está exposta a níveis excessivos de azoto, causando acidificação e eutrofização da água e do solo (AEA, 2019b).

### 3.1.3 SO<sub>x</sub>

Os óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), designação genérica das misturas de SO<sub>2</sub> e SO<sub>3</sub>, são gases incolores, que se formam através da reação do oxigénio com o enxofre existente nos combustíveis. As emissões de SO<sub>x</sub> podem ser estimadas com precisão com base no teor de enxofre do combustível e são expressas em equivalente de peso SO<sub>2</sub> (Vallero, 2014; Zhang et al., 2019). A fração de conversão do enxofre contido no combustível depende de muitos fatores, sendo usual uma conversão de aproximadamente ≈ 4% (Andreasen & Mayer, 2007). Na combustão de combustíveis com enxofre, o enxofre é oxidado a SO<sub>2</sub> (Benamara et al., 2019; Zhang et al., 2019) segundo a equação química da Figura 30. Uma pequena quantidade do SO<sub>2</sub> formado (cerca de 3-5 %) é oxidado a SO<sub>3</sub> ainda no motor, nas condutas de gases de escape ou mesmo na atmosfera (Zhang et al., 2019). A maioria destes SO<sub>x</sub> são instáveis e raramente encontrados na natureza. Os SO<sub>x</sub>, à semelhança dos NO<sub>x</sub>, podem dar origem a poluentes secundários, causando chuvas ácidas.

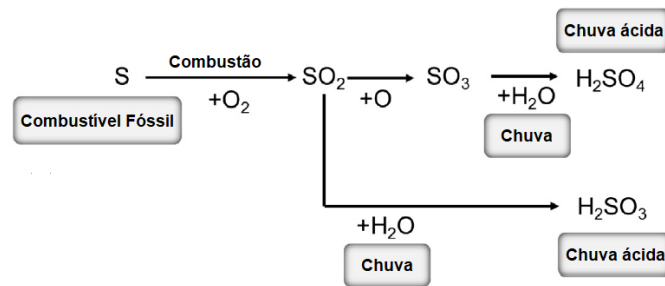


Figura 30 – Formação de SO<sub>x</sub> e poluentes secundários  
Adaptado de Okubo & Kuwahara, 2019

O SO<sub>2</sub> na atmosfera reage com O<sub>2</sub> ou O para formar SO<sub>3</sub>. Uma vez na atmosfera, o SO<sub>3</sub> reage com a água da chuva formando ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Também é possível que SO<sub>2</sub> e chuva (H<sub>2</sub>O) formem uma solução de ácido sulfuroso (H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>) (Okubo & Kuwahara, 2019). Os SO<sub>x</sub> na atmosfera afetam a saúde pública, uma vez que podem causar doenças respiratórias como bronquite e asma.

### 3.1.4 PM

As partículas são uma mistura suspensa no ar de partículas sólidas e líquidas que variam em número, tamanho, forma, área de superfície, composição química, solubilidade e origem (Pope & Dockery, 2006). Em função do tamanho aerodinâmico, as PM classificam-se como partículas grosseiras (PM<sub>10</sub>) ou finas (PM<sub>2,5</sub>). As fontes de PM podem ser naturais ou antropogénicas. Fontes naturais incluem cinza vulcânica, pólen, areia amarela (poeira asiática), sal marinho, etc. Fontes antropogénicas incluem fuligem, fumo, cinzas, névoa química, etc. (Okubo & Kuwahara, 2019).

As partículas resultantes de navios em operação compreendem diferentes compostos, p.e., sulfato particulado, carbono negro (BC), fuligem seca (carbono, C), fração orgânica solúvel,

hidrocarbonetos, metais pesados associados a combustível e óleo de lubrificação (Chu et al., 2016; Lack et al., 2009; Moldanová et al., 2009; Okubo & Kuwahara, 2019). A quantidade de PM emitida tende a aumentar à medida que a temperatura de combustão diminui (Okubo & Kuwahara, 2019). Embora o projeto do motor deva garantir que a maioria seja totalmente queimada, é inevitável que algumas partículas de fuligem e cinza saiam e sejam arrastadas durante o escoamento dos gases. Como já foi abordado anteriormente, o combustível e o ar não são pré-misturados antes de entrarem na câmara de combustão e a combustão dá-se, desde que, a frente da chama encontre oxigénio e as temperaturas do gás sejam altas o suficiente para reter a frente da chama. Embora o objetivo seja maximizar a liberação de energia do combustível e converter todos os hidrocarbonetos em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O, zonas com falta de oxigénio podem resultar na formação de monóxido de carbono (CO). Conforme a combustão prossegue e o espaço de combustão se expande, devido ao movimento do pistão, os gases arrefecem rapidamente e uma porção muito pequena do combustível pode não ser oxidado ou simplesmente passar por uma mudança de composição, formando uma gama partículas orgânicas – que são diretamente emitidas para atmosfera. Os combustíveis podem conter metais, principalmente vanádio e níquel, em concentrações bastante baixas, e os lubrificantes podem conter magnésio, cálcio, zinco e fósforo. Estes metais podem ser oxidados, mas geralmente não formam vapores. Estes produtos incombustíveis são conhecidos como “cinzas” e constituem uma parte relativamente menor da emissão geral de partículas (EGCSA, 2012). Além destas, outras partículas surgem em resultado de reações químicas envolvendo gases precursores, nomeadamente o dióxido de enxofre, óxidos de azoto, amoníaco e compostos orgânicos voláteis. Estas partículas podem ser formadas por diversos compostos químicos e o impacto que têm na saúde e no ambiente depende da sua composição. Um estudo realizado por Ohashi (2010), onde foi estudada a relação entre o teor de enxofre dos combustíveis marítimos e as emissões de partículas, revelou uma taxa de conversão de PM com origem no enxofre entre 1,5-2,5%, em combustíveis com teor de enxofre de 0,07-1,6%. A taxa de conversão de sulfato com origem no enxofre presente no combustível é tipicamente 5,0 a 13% (Ohashi et al., 2010; Okubo & Kuwahara, 2019).

As partículas atmosféricas constituem o poluente atmosférico mais nocivo para a saúde humana na Europa (Tribunal de Contas Europeu, 2018). As partículas monitorizadas são as partículas inaláveis, as PM<sub>10</sub> e PM<sub>2,5</sub>, isto é, partículas não superiores a 10 ou 2,5 µm de diâmetro, respetivamente. Quanto menor a dimensão das partículas, mais graves poderão ser as doenças respiratórias associadas à sua inalação, porque maior será a penetração nas zonas mais profundas dos pulmões. Emissões de partículas finas (PM<sub>2,5</sub>) têm sido relacionadas com o aumento da mortalidade associada a problemas cardiopulmonares e pulmonares (Corbett et al., 2007; Pope & Dockery, 2006).

Quanto aos efeitos ambientais, o mais visível é a redução da visibilidade. Estas partículas acabam por pousar no solo, água, ou sobre a vegetação e, dependendo da sua composição química, os efeitos da sua deposição podem traduzir-se na acidificação de lagos e rios, mudar o equilíbrio de nutrientes de grandes bacias e rios, danificar florestas ou flora sensível e colheitas agrícolas, acabando também por afetar a biodiversidade («Section II - Health and Environmental Effects of Particulate Pollutants», 1979). O efeito das partículas pode ter um impacto mesmo a longas distâncias, uma vez que são facilmente transportadas pelo vento.

Um dos tipos mais comuns de material particulado é o *Black Carbon* (BC) – carbono negro, também chamado de fuligem, uma vez que é o seu componente principal. A sua principal origem é a queima incompleta de diesel e biomassa. O BC tem sido reconhecido como o segundo poluente mais importante para a contribuição das alterações das alterações climáticas, depois do dióxido de carbono. Quando se deposita na neve e no gelo, especialmente das regiões do ártico, as superfícies brancas tornam-se negras, reduzindo a refletividade, aumentando a energia térmica absorvida. Da mesma forma, partículas de carbono negro aerotransportado absorvem o calor da luz solar, aquecendo a atmosfera (Lloyd's Register, 2012; «MACEB - HOME», sem data). Na Figura 31 é visível o fumo preto (*black carbon*), carregado de partículas, libertadas ao ligar os motores de combustão.



Figura 31 - Fumo preto ao ligar os motores do navio

Um artigo publicado na revista *Concawe Review*, em 2018, refere que as partículas com origem nas emissões marítimas internacionais, podem ter efeitos relacionados com o arrefecimento no sistema climático da Terra, uma vez que podem refletir diretamente (efeito aerossol direto) ou fazer com que as nuvens reflitam (efeito aerossol indireto) mais luz do sol de volta ao espaço, arrefecendo o planeta e parcialmente neutralizando o aquecimento global. O estudo aborda também a influência nos efeitos radioativos das nuvens da ocorrência natural de dimetilsulfureto (DMS), e durante o trabalho de modelação realizado, o *Massachusetts Institute of Technology* (MIT) estima que o uso de combustível com 2,7 – 3,5% de enxofre pode causar um arrefecimento médio de 0,2°C ou mais (CONCAWE, 2018). De acordo com Corbett, em 2007, as estimativas do número de mortes prematuras atribuíveis às emissões de partículas dos navios chegam a 64.000 (Corbett et al., 2007).

### 3.1.5 Outros poluentes

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP em inglês «*polycyclic aromatic hydrocarbons*» (PAH)) são uma família de compostos caracterizada por possuírem 2 a 8 anéis de benzeno. Os HAP na água do mar podem ter origem em fenómenos naturais como incêndios florestais e partículas vulcânicas ou terem origem antropogénica produzidos a partir de uma vasta gama de atividades (águas residuais industriais, escoamento de estradas, derrames de óleo). No caso das emissões gasosas artificiais podem ser subdivididos em dois grupos dependendo da sua origem: os que são provenientes da combustão incompleta do combustível ou pequenas porções de

lubrificantes, anéis maiores que tendem a condensar e a absorver partículas – HAP Pirogénicos e os que estão naturalmente presentes nos combustíveis, normalmente anéis mais pequenos - HAP Petrogénicos (Pampanin & Sydnnes, 2013). O aparecimento de hidrocarbonetos nos gases de exaustão dos motores dos navios está relacionado predominantemente com combustível ou óleos lubrificantes não queimados ou parcialmente queimados. Estes componentes podem estar presentes tanto na fase gasosa como nas partículas. A natureza diversa dos componentes da fração de hidrocarbonetos torna difícil quantificar as emissões e identificar problemas de saúde e ambientais específicos. Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos são de particular importância, pois estão presentes nas emissões de todos os tipos de fontes de combustão e são uma preocupação considerável, devido à sua toxicidade e riscos cancerígenos (Lloyd's Register, 2012; J. Zhao et al., 2020).

Os COV's não metânicos, entre os quais se encontram substâncias indutoras de cancro, como sejam formaldeídos e furanos, entre outros, são uma preocupação devido ao seu envolvimento em reações fotoquímicas que levam à formação de ozono troposférico, como já mencionado no ponto 3.1.2. As emissões de metano são um motivo de preocupação devido à redução do ozono estratosférico e à contribuição para as alterações climáticas (Lloyd's Register, 2012).

Os COV's não metânicos têm geralmente origem na oxidação parcial dos óleos lubrificantes e dos combustíveis, quer sejam combustíveis líquidos ou gasosos. As suas emissões dependem essencialmente das tecnologias de injeção e respetivos ciclos de trabalho. Os COV's metânicos também têm origem na decomposição dos hidrocarbonetos líquidos utilizados, e na fuga de gás não queimado para os gases de escape dos motores (Antunes, sem data).

Mas não é só a produção de energia que origina emissões no transporte marítimo. Atividades de construção, manutenção e desmantelamento de navios, realizadas em porto ou em doca seca, também são fontes de emissões de poeiras e partículas, gases (resultantes da soldadura por exemplo) e aerossóis. Algumas atividades específicas, como a pintura e desengorduramento de metais, emitem compostos orgânicos voláteis (COV) para a atmosfera. A limpeza da superfície do casco e remoção de tinta emitem poeiras e poluentes perigosos. Também a demolição ou grandes modificações de navios pode produzir resíduos amianto, nomeadamente fibras de amianto, metais pesados, hidrocarbonetos, substâncias que destroem a camada de ozono e outros poluentes (Miola et al., 2010)

A Tabela 6 resume as emissões gasosas provenientes de uma instalação de combustão marinha que são atualmente consideradas prejudiciais para o homem ou para o ambiente, ou que são precursores das alterações climática.

Tabela 6 - Poluentes gasosos e GEE

EMISSÃO	FONTE	IMPACTES
<b>Dióxido de Enxofre (SO<sub>2</sub>)</b> SO <sub>2</sub> e SO <sub>3</sub> são conhecidos como SO <sub>x</sub> .	Combustíveis derivados do petróleo	O SO <sub>2</sub> é o principal componente do SO <sub>x</sub> nos gases de combustão e contribui para a acidificação e formação de partículas secundárias.
<b>Trióxido de Enxofre (SO<sub>3</sub>)</b>	Combustíveis derivados de petróleo, mas na forma de aerossol, posteriormente oxidado por reação catalítica nas passagens de combustão.	Composto altamente ácido, muito higroscópico, provoca corrosão nos materiais.
<b>Óxido nítrico (NO)</b> NO e NO <sub>2</sub> são conhecidos como NO <sub>x</sub> .	Forma-se durante a combustão a altas temperaturas e numa atmosfera rica em oxigénio	Converte-se a NO <sub>2</sub> na atmosfera.
<b>Dióxido de Azoto (NO<sub>2</sub>)</b>	Forma-se pela oxidação do NO; Representa uma pequena porção (<5%) das emissões de óxidos de azoto (NO <sub>x</sub> ).	Gás tóxico. Sob certas condições, produz ozono ao nível do solo.
<b>Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>)</b>	Forma-se durante a combustão completa.	O aumento da concentração atmosférica de CO <sub>2</sub> é o principal fator responsável pelas alterações climáticas.
<b>Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP)</b>	Podem estar contidos no combustível, e/ou formarem-se durante a combustão	<p>Pode causar danos a longo prazo ao coração e ao sistema nervoso.</p> <p>Alguns HAP são classificados como cancerígenos.</p>
<b>Amoníaco (NH<sub>3</sub>)</b>	O amoníaco pode aparecer nas emissões de gases de combustão de um navio quando este possui um sistema de Redução Catalítica Seletiva (SCR) instalado. Este forma-se a partir da ureia utilizada como redutor neste tipo de sistemas.	<p>Gás tóxico.</p> <p>Na atmosfera pode reagir com dióxido de enxofre para formar aerossóis de sulfato de amónio</p>

*Adaptado de EGCSA, 2012*

Uma forma aproximada de identificar o estado da combustão, é observando a cor do fumo que provém da mesma. O significado da cor do fumo é explicado da seguinte forma (Okubo & Kuwahara, 2019):

- O fumo de cor azul mostra que o óleo de lubrificação e/ou óleo do motor estão a ser queimados;
- O fumo de cor amarelada mostra que o combustível que está a ser queimado tem alto teor de enxofre e que estão a ser emitidos SO<sub>x</sub> nos gases de escape;
- O fumo branco indica a presença de vapor de água;
- O fumo preto mostra que o excesso de combustível está a arder com uma menor relação ar-combustível e está a ocorrer uma queima incompleta;
- O fumo castanho significa a presença de NO<sub>x</sub>.

### 3.3 Contaminação da água

A maioria das atividades de transporte marítimo têm impacte na água. Os principais aspetos ambientais são:

- as águas de lastro (ponto 3.3.1);
- as águas residuais ou esgoto sanitário (ponto 3.3.2);
- as águas de porão ou *bilge water* (ponto 3.3.3);
- contaminação com substâncias químicas provenientes das operações normais, de manutenção do navio ou de derrame de substâncias transportadas (ponto 3.3.4);
- descarga de resíduos (ponto 3.3.5)
- as águas dos *scrubbers* (ponto 3.3.6).

Alguns dos aspetos ambientais mencionados têm origem em atividades autorizadas, como por exemplo, a descarga de águas residuais em alto mar. Outros são acidentais e, alguns, são ilegais (Miola et al., 2010).

#### 3.3.1 Águas de lastro

As águas de lastro são águas captadas e descarregadas pelo navio para garantir a segurança operacional e sua estabilidade, sendo fundamentais para a sua segurança (Moreira, 2007; Serafin & Henkes, 2013). Quando a carga é removida, a água de lastro é bombeada para tanques especialmente concebidos para compensar a variação de peso da carga. Quando a carga é carregada, a água de lastro é descarregada (Talley, 2009), por isso, a captação e descarga das águas de lastro ocorre principalmente em áreas portuárias. Na Figura 32 apresenta-se esquema explicativo do ciclo das águas de lastro.

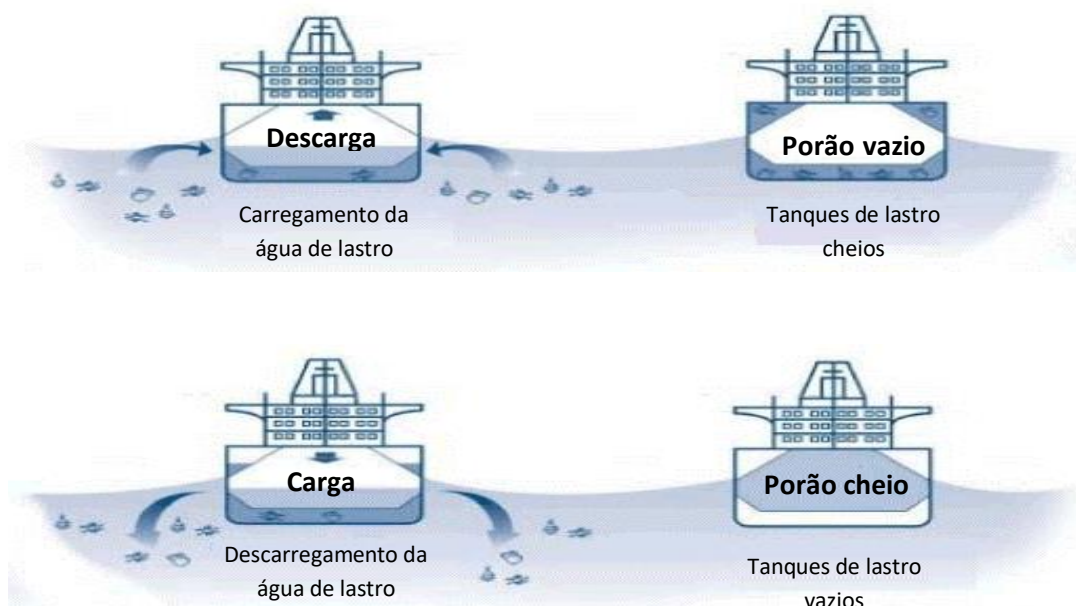


Figura 32 - Ciclo das águas de lastro  
 Adaptado de IMO, 2020a

Durante a operação de recolha de águas de lastro são capturados pequenos organismos que acabam por ser transportados e introduzidos num outro porto previsto na rota de navegação, onde as águas são descarregadas, por isso, as águas de lastro atuam como vetores para a introdução de espécies invasoras e não nativas em novas áreas, sendo consideradas uma das quatro maiores ameaças mundiais aos oceanos. Uma espécie invasora é uma espécie vegetal, fungo ou animal que não é nativa de um local específico (uma espécie introduzida), e que tem tendência a espalhar-se. Pode perturbar o seu novo ambiente a um certo nível que se acredita causar danos aos ecossistemas, à economia humana ou mesmo à saúde humana (Souissi et al., 2018). Uma espécie torna-se invasora se proliferar e perturbar o funcionamento dos ecossistemas, acabando frequentemente por provocar (DGRM, sem data-a; Kruse et al., 2018):

- extinção de espécies — a perda de qualquer espécie tem efeitos de longo alcance; em especial, algumas espécies de vida marinha do Ártico que têm aplicações farmacêuticas;
- danos em infraestruturas — semelhantes aos problemas causados pela propagação de mexilhões de zebra nos Grandes Lagos e noutros locais;
- perda de possibilidade de pesca recreativa e comercial.

Em 2004, a IMO adotou a Convenção para a Gestão e Controlo de Águas e Sedimentos de Lastro, que entrou em vigor em setembro de 2017, exigindo aos navios que cumprissem padrões definidos, com recurso a um plano específico de gestão destas águas e ter a bordo um livro de registo das mesmas. Para evitar este tipo de contaminação estas águas devem ser segregadas e entreques como resíduos nos portos de escala e/ou tratadas em sistemas de tratamento de águas de lastro instaladas no navio, para eliminarem as espécies exóticas e organismos invasores (Benamara et al., 2019; DGRM, sem data-a).

As espécies exóticas e organismos invasores podem ter origem noutra fonte, podem estar incrustadas nos cascos dos navios, processo reconhecido como bio incrustação marinha, definida como a acumulação de microrganismos, plantas e animais aquáticos em superfícies artificiais imersas na água do mar (Amara et al., 2018). No caso dos navios, para o evitar são utilizadas tintas anti-crustantes as quais permitem também evitar a degradação do casco do navio e melhorar a estabilidade e as condições de navegabilidade, podendo mesmo contribuir para uma diminuição do consumo de combustível (Amara et al., 2018; Braathen, 2011). As tintas anti-incrustantes utilizam compostos químicos (biocidas), que são liberados da matriz da tinta, para fornecer uma concentração limite constante do biocida na água, inibindo, portanto, o desenvolvimento de comunidades de incrustação (Amara et al., 2018), no entanto estas também têm impactes em organismos não-alvo. Ao longo do tempo, e decorrente de vários estudos, tem sido proibida a utilização de alguns compostos para minimizar o impacto das substâncias mais tóxicas, como por exemplo o tributilestanho, vulgo TBT (Jägerbrand et al., 2019). As tintas com TBT afetam bivalves marinhos, zooplâncton, peixes e mamíferos marinhos, podendo ter efeitos na sua reprodução, como também no seu comportamento mesmo quando são detetadas concentrações muito baixas (Amara et al., 2018; Jägerbrand et al., 2019).

### 3.3.2 Águas residuais ou esgoto sanitário

As águas residuais ou esgoto sanitário são as águas provenientes de navios, nomeadamente de instalações sanitárias, cozinhas, zonas de lavagem de roupas, piscinas, compartimentos com

animais vivos e de instalações médicas. Geralmente são categorizadas como águas negras (*Black Water*) ou cinzentas (*Grey Water*). As águas negras têm origem nos sistemas de drenagem: das casas de banho instaladas a bordo com dejetos humanos; das instalações médicas; dos espaços com animais vivos e nos sistemas que misturem as drenagens já mencionadas com as águas cinzentas. As águas cinzentas compreendem as águas residuais provenientes dos sistemas de drenagem de lavatórios e banheiras, cozinhas e lavanderia (APL, 2017).

As águas negras são mais poluídas do que as cinzentas. Estas águas podem conter nutrientes, bactérias, vírus, metais pesados e produtos farmacêuticos (Jägerbrand et al., 2019). As águas cinzentas, apesar de menos contaminadas, podem conter níveis elevados de bactérias prejudiciais aos ecossistemas marinhos (Talley, 2009).

De acordo com MARPOL, as águas residuais ou esgoto sanitário são consideradas resíduos. O Anexo IV da MARPOL define requisitos para os sistemas de tratamento e estabelece em que circunstâncias é autorizada a descarga no mar.

Para preservar as águas dos portos, a maioria das autoridades portuárias proíbem a descarga de águas residuais porque não tem a garantia se as águas que estão a ser descarregadas estão devidamente tratadas e não estão contaminadas com hidrocarbonetos ou outras substâncias perigosas (Godinho, 2009).

### 3.3.3 Águas de porão

Água de porão ou "*bilge water*" é a mistura de água, fluidos oleosos, lubrificantes, fluidos de limpeza e outros resíduos que se acumulam na parte mais baixa de um navio, com origem numa variedade de fontes, incluindo motores (e outras partes do sistema de propulsão), tubagens e outras fontes mecânicas e operacionais encontradas em todas as casas de máquinas de uma embarcação. Estas águas podem representar grandes problemas ambientais se descarregadas no mar sem tratamento prévio (USEPA, 2008). A IMO especifica, através da MARPOL, Anexo I, Regulamento 14, que a água de porão pode ser descarregada em águas internacionais somente quando seu teor de óleo residual for inferior a 15 ppm (Babicz, 2015; IMO, 2016). Algumas autoridades nacionais, regionais e locais têm regulamentos mais rigorosos. Nos Estados Unidos, no Báltico e no Mar do Norte, a descarga água de porão só é permitida a pelo menos 12 milhas náuticas da costa (Babicz, 2015).

Existem essencialmente três aspetos para uma boa gestão deste resíduo:

- Reduzir a quantidade produzida;
- Manter e operar equipamentos de tratamento destas águas corretamente;
- Documentar e manter os registos.

### 3.3.4 Contaminação da água com substâncias químicas

A contaminação do meio marinho com substâncias químicas nocivas para o meio ambiente e para a saúde pública tem origem em várias atividades, nomeadamente em descargas operacionais, descargas de água na construção e manutenção de navios ou derrames acidentais de substâncias transportadas ou no abastecimento dos navios.

Descargas operacionais, bem como derrames de outras substâncias perigosas e nocivas (HNS do inglês «*Hazardous and Noxious Substances*») tem um grande impacto ambiental (Rocha et. al., 2016; Rømer et.al., 1996).

A construção e manutenção naval também são fontes de poluição aquática, nomeadamente pela utilização de diferentes produtos químicos, devido à limpeza das superfícies do casco, remoção e aplicação de tintas. Nestas atividades podem ser descarregados para a água metais pesados e restos de tinta (Miola et al., 2009).

### 3.3.5 Descarga de resíduos

A bordo dos navios e dos navios de carga são sempre produzidos resíduos independentemente do tipo do navio e da carga, com tipologia e volume distintos. Estes resíduos são produzidos pela:

- tripulação e passageiros do navio;
- operações de carga e descarga de mercadorias;
- operações de funcionamento do navio.

Os resíduos dos navios de passageiros são produzidos principalmente pela tripulação e pelos passageiros enquanto que nos navios de carga os resíduos têm principalmente origem na carga transportada no navio, contudo, na maioria das vezes não há distinção dos resíduos em função da sua origem (Godinho, 2009).

A Diretiva (UE) 2019/883 de 17 de abril separa os resíduos em “*Resíduos Provenientes de navios*”, “*Resíduos pescados passivamente*” e “*Resíduos de carga*” e define-os como:

«**Resíduos provenientes de navios**», todos os resíduos, incluindo os resíduos da carga, produzidos durante a exploração de um navio ou durante as operações de carga, descarga e limpeza, abrangidos pelo âmbito de aplicação dos anexos I, II, IV, V e VI da Convenção MARPOL e os resíduos pescados passivamente;

«**Resíduos pescados passivamente**», os resíduos recolhidos pelas redes durante as operações de pesca;

«**Resíduos da carga**», os restos das matérias transportadas como carga a bordo que permanecem no convés ou em porões ou tanques após as operações de carga e descarga, incluindo excedentes de carga/descarga e derrames, húmidos ou secos, ou arrastados em águas residuais, excluindo poeiras da carga remanescentes no convés após varrimento ou poeiras nas superfícies externas do navio;

Por outro lado, o Anexo V da MARPOL na definição de “lixo” (*Garbage*) inclui todos os tipos de resíduos alimentares, resíduos domésticos e operacionais, todos os plásticos, resíduos de carga, cinzas de incineradores, óleo de cozinha, equipamentos de pesca e carcaças de animais produzidos durante a operação normal do navio e passíveis de serem eliminados continuamente ou periodicamente. O lixo não inclui o peixe fresco e resíduos de peixe resultantes das atividades de pesca desenvolvidas durante a viagem, ou como resultado de atividades de aquicultura (Anexo V da MARPOL, 2017).

A inexistência de instalações adequadas para gerir os resíduos provenientes de navios e os resíduos de carga, e comportamentos menos adequados contribuem para o aumento do “lixo marinho”.

O lixo marinho é definido como *“qualquer material sólido persistente, fabricado ou processado que é descartado ou abandonado no ambiente marinho e costeiro; é composto por itens que foram feitos ou usados pelas pessoas e propositadamente descartados no mar, rios ou praias; trazidos indiretamente para o mar através dos rios, por águas residuais, tempestades ou ventos; perdidos acidentalmente, incluindo material perdido no mar em eventos climáticos extremos (equipamentos de pesca, cargas); deixados intencionalmente pela pessoas nas praias e costa”* (Sobral et al., 2015; UNEP, 2005), logo pode advir de fontes marinhas e terrestres.

Segundo Andrady (2011) e Sobral et al. (2015), 20% do lixo marinho provêm de atividades marítimas.

O lixo marinho é um problema estético, ambiental, económico e social com distintas consequências (MARLISCO, 2014):

- representa uma ameaça para a vida selvagem e ecossistemas marinhos;
- afeta o bem-estar e a saúde ambiental devido à sua presença nas praias ou no mar, podendo causar ferimentos ou outros danos.
- afeta a saúde humana, na medida em que pode ser ingerido e acumular-se nos organismos (causando problemas de bioacumulação), podendo levar a um aumento da sua concentração através da cadeia trófica (bioampliação);
- o tempo de degradação do lixo marinho é variável, sendo muito elevado no caso do plástico ou do vidro.

A prevenção do lixo marinho proveniente de fontes marítimas passa por uma gestão adequada dos resíduos a bordo dos navios e pela disponibilização de instalações de receção de resíduos nos portos para resíduos gerados em navios que atracam nos portos europeus, prevista na Europa através da Diretiva (UE) 2019/883 de 17 de abril. Esta Diretiva tem como objetivo reduzir as descargas no mar de resíduos gerados em navios e está em conformidade com a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL). O Anexo V da MARPOL prevê regras para a prevenção da poluição por lixo, proibindo por exemplo qualquer eliminação de plásticos no mar e restringindo a descarga de outros lixos produzidos a bordo nas águas costeiras. Este anexo exige ainda que os operadores possuam um Livro de Registo de Lixo (*Garbage Record Book*) no qual a data, a hora, a posição do navio, a descrição do lixo e a quantidade estimada de lixo incinerado ou descarregado devem ser registados e assinados (Braathen, 2011).

### **3.3.6 Águas dos *scrubbers***

Um aspeto ambiental do transporte marítimo, relativamente novo, com impacto na água do mar são as descargas das águas de lavagem provenientes dos sistemas de limpeza dos gases de exaustão. Este aspeto ambiental e seus impactes serão desenvolvidos no capítulo 6.

### 3.5 Impactes físicos

#### 3.5.1 O Ruído

“O ruído está relacionado com todas as atividades de transporte marítimo, começando nos processos de construção.” (Miola et al., 2009). O ruído é considerado uma das primeiras causas da degradação urbana e o impacto na saúde humana e na qualidade do meio ambiente é enorme. Muitos estudos demonstraram que a exposição ao ruído urbano pode produzir uma série de efeitos diretos e indiretos além dos danos auditivos, incluindo interferência na comunicação e efeitos de perturbação do sono (Remigi & Di Bella, 2014). A maior parte dos portos de cruzeiros da Europa encontram-se próximos a centros históricos das cidades e o problema do ruído pode tornar-se relevante para o controlo da poluição sonora nestas áreas urbanas (Di Bella & Remigi, 2013).

A principal fonte de ruído nos navios de cruzeiro provém do escape do motor que é frequentemente colocado no topo, a uma altura significativa, em comparação com a paisagem circundante, podendo propagar-se a grandes distâncias sem ser refletido ou absorvido pelo ambiente (Lloyd’s Register ODS, 2010). A segunda grande fonte de ruído são os sistemas de ar condicionado para as áreas de passageiros. No entanto, existem outras fontes de ruído a bordo como ventiladores para o fornecimento de ar da casa das máquinas, bombas e a buzina. Adicionalmente, os portos contêm várias fontes de ruído em vários setores com características diferentes. As fontes incluem ferries, operações comerciais, industriais em estaleiros, bem como serviços auxiliares (Schenone et al., 2016). Trozzi & Vaccaro (2000) identificaram como principais fontes de ruído nos portos as seguintes atividades:

- circulação de veículos pesados e ligeiros;
- movimentos de mercadorias (ruído emitido por exemplo pelos equipamentos de movimentação mecânica de cargas como gruas);
- tráfego ferroviário em porto e zonas circundantes.

No que concerne ao ruído é necessário ter em conta o impacto do ruído subaquático proveniente principalmente das hélices, mas também de toda a maquinaria a bordo, assim como da água a bater no casco do navio. Em 2004, o MEPC iniciou discussões sobre os impactos prejudiciais do ruído subaquático dos navios na vida marinha e reconheceu que, o ruído subaquático associado ao transporte marítimo, tem impactos negativos de curto e longo prazo, especialmente em mamíferos marinhos, pelo que aprovou diretrizes, embora não mandatórias, aplicáveis a navios comerciais para reduzir este ruído - *Guidelines for the Reduction of Underwater Noise from Commercial Shipping to Address Adverse Impacts on Marine Life* (MEPC.1/Circ.833). As diretrizes fornecem normas de construção e de monitorização do ruído subaquático.

A questão do ruído subaquático e efeitos sobre a vida marinha levou a IMO a adotar as “Áreas Marinhas Particularmente Sensíveis” (PSSAs do inglês «*Particularly Sensitive Sea Areas*»), áreas com valor ecológico, socioeconómico ou científico. Existem atualmente 14 áreas (mais duas extensões) protegidas dessa forma.

### 3.5.3 Luz artificial

A luz artificial de navios pode contribuir para a poluição luminosa temporária em águas costeiras e em alto mar. A luz artificial em ambientes propaga-se facilmente e por longas distâncias, uma vez que a paisagem aquática é aberta e não possui barreiras para impedir que a luz se espalhe e seja refletida. A luz artificial pode interferir na orientação, reprodução e recrutamento das espécies, predação e comunicação (Carić & Mackelworth, 2014; Jägerbrand et al., 2019).

### 3.5.4 Colisões

A preocupação com os efeitos das colisões de embarcações marítimas com animais marinhos está a aumentar. Uma colisão é definida como qualquer impacto entre qualquer parte de uma embarcação (mais comumente proa ou hélice) e um animal marinho vivo (Schoeman et al., 2020), resultando geralmente em trauma físico ou morte do animal (Jägerbrand et al., 2019). Os estudos incidem sobre animais de grande porte, nomeadamente baleias (Nichol et al., 2017; Peel et al., 2018; Reimer et al., 2016), mas outra espécies são igualmente afetadas (baleias menores, golfinhos, botos, dugongos, peixes-boi, tubarões-baleia, tubarões, focas, lontras marinhas, pinguins e peixes). No entanto estes incidentes não são conhecidos porque não são reportados dado que, os próprios operadores dos grandes navios, nem se apercebem (Jägerbrand et al., 2019).

### 3.5.5 Alteração do escoamento e ondulação

Outros impactes físicos importantes estão relacionados com o facto de as embarcações marítimas criarem ondas e correntes que têm impactes nas áreas costeiras e cursos de água. As ondas criadas pela navegação marítima têm alturas e duração diferentes das criadas naturalmente pelo vento, adicionando um novo fator de força física ao ambiente aquático. A energia das ondas tem potencial para perturbar fisicamente, por exemplo, recifes de ostras, invertebrados bentónicos, peixes e pássaros, que fazem ninhos na área costeira. A erosão da linha costeira e a ressuspensão de sedimentos também são impactes conhecidos do transporte marítimo nas áreas costeiras e nas vias navegáveis interiores, que têm como consequência a alteração da vegetação da linha costeira, afastando-a da linha de água e deixando-a com raízes expostas e suscetíveis a quedas, principalmente em solos mais arenosos. Quanto à ressuspensão de sedimentos finos estes destroem habitats e causam turbidez, com impactos, por exemplo, na vegetação aquática e na desova de peixe. Os sedimentos finos são transportados para águas mais profundas, reestruturando o habitat do fundo (Jägerbrand et al., 2019).

## 4 Restrições Ambientais e Regulamentos controlo de emissões

Para limitar as emissões atmosféricas provenientes do sector dos transportes tem sido implementada legislação, tanto em Terra como no Mar, com o objetivo de salvaguardar a saúde humana e o ambiente. No entanto, a preocupação e, conseqüentemente, a legislação apareceu primeiro para as emissões atmosféricas terrestres do que para as emissões marítimas. O principal desafio da legislação a aplicar ao sector marítimo está relacionada essencialmente com as próprias características do sector, que incluem operações a nível global e em diferentes países, não existindo por isso legislação uniformizada a nível mundial (Okubo & Kuwahara, 2019).

Do ponto de vista do Direito do Mar, o elemento de conexão relevante para o estabelecimento da “nacionalidade” do navio é o pavilhão que esteja autorizado a arvorar bandeira – estado de bandeira. O Estado de bandeira de um navio comercial, define-se como o Estado em cujas leis o navio está registado ou licenciado. Qualquer país pode ser Estado de bandeira, até mesmo um país sem fronteira marítima. Hasteando a bandeira de uma nação, o navio passa a ser parte integrante do território dela, nele dominando as suas leis e convenções internacionais ratificadas pelo Estado de Registo.

Uma prática comercial comum é o registo de navios numa nação diferente dos proprietários do navio, a bandeira de conveniência, para a evitar, em especial, as regras e regulamentos do país de origem. Um navio com bandeira de conveniência é aquele que arvora a bandeira de um país diferente do seu Estado de Registo (Pinheiro, 2010; Sardinha, 2013b). A maioria dos navios de cruzeiro tem bandeira estrangeira, principalmente na Libéria e no Panamá (Copeland, 2007). O registo permite identificar o navio, através de seis elementos individualizadores: tipo, nome, número IMO, arqueação, porto de registo e nacionalidade.

Todos os Estados de bandeira, devem orientar-se no sentido de ratificar os principais tratados marítimos internacionais, incluindo os adotados pela Organização Marítima Internacional e pela Organização Internacional do Trabalho. No mínimo, os Estados de bandeira devem ratificar as seguintes principais convenções marítimas internacionais, considerando as respetivas alterações (Copeland, 2007; Sardinha, 2013b):

- SOLAS 74 - Convenção Internacional para a Salvaguarda da Vida Humana no Mar (*International Convention for the Safety of Life at Sea*);
- MARPOL - Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (*International Convention for the Prevention of Pollution from Ships*);
- LL 66 - Convenção Internacional sobre Linhas de Carga (*International Convention on Load Lines*) de 1966, incluindo o Protocolo de 1988;
- STCW 78 - Convenção Internacional sobre Normas de Formação, Certificação e Serviço de Quartos para marinheiros (*Convention on Standards of Training, Certification and Watchkeeping for Seafarers*);
- OIT 147 - Convenção Relativa às Normas Mínimas a Observar nos Navios Mercantes (*ILO Convention concerning Minimum Standards in Merchant Ships*), da Organização Internacional do Trabalho, de 1976, incluindo o Protocolo de 1996, até implementação da Convenção do Trabalho Marítimo MLC 2006 (*Maritime Labour Convention*);

- CLC/Fundo 92 - Convenção Internacional sobre a Responsabilidade Civil pelos Prejuízos Devidos à Poluição por Hidrocarbonetos (*International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damage*), de 1992, e da Convenção Internacional para a Constituição de um Fundo Internacional para Compensação pelos Prejuízos Devidos à Poluição por Hidrocarbonetos (*International Convention on the Establishment of an International Fund for Compensation for Oil Pollution Damage*), 1992.

Em alguns casos, como os Estados Unidos, o Estado de bandeira pode ter requisitos adicionais.

#### 4.1 Legislação Internacional

Devido à natureza internacional da indústria naval, há muito tempo que se reconheceu que o desenvolvimento de regulamentação internacional é a melhor forma de melhorar a segurança marítima. Como tal, a partir de meados do século XIX, vários tratados foram sendo adotados, mas só após o estabelecimento das Nações Unidas é que nasceu a Organização Marítima Internacional (IMO, sem data-b).

Em 1948, na conferência internacional em Genebra, foi adotada a convenção que estabeleceu formalmente a Organização Marítima Internacional – com o nome original *Inter-Governmental Maritime Consultative Organization* (IMCO), alterado, em 1982 para a atual designação - como o primeiro organismo internacional dedicado exclusivamente a assuntos marítimos, que viria a entrar em vigor em 1958 (IMO, sem data-b).

A IMO, como organização responsável pela segurança dos navios e pela promoção do transporte e desenvolvimento marítimo sustentável, tem como objetivo "fornecer mecanismos para a cooperação entre os Governos no campo da regulamentação e práticas governamentais relacionadas a assuntos técnicos de todos os tipos que afetam o transporte marítimo envolvido no comércio internacional; incentivar e facilitar a adoção geral dos mais altos padrões praticáveis em questões de segurança marítima, eficiência da navegação e prevenção e controle da poluição marinha por navios" (IMO, sem data-b) possuindo ainda poderes para lidar com questões administrativas e legais relacionadas com os propósitos em epígrafe.

Como resposta aos danos ambientais provocados pelo derrame de petróleo bruto do navio *Torrey Canyon*, no Canal de la Mancha, no sul da costa da Inglaterra, em 1967, no qual foram derramadas 120.000 toneladas de petróleo (IMO, 2013), e depois de vários desastres de navios, em 1973, a IMO convoca uma conferência com o intuito de discutir a poluição marinha por navios, da qual resulta a adoção da primeira convenção antipoluição abrangente, a Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios (MARPOL) (IMO, 2013).

Anos mais tarde, em 1978, a IMO convoca a Conferência sobre Segurança de Tanques e Prevenção de Poluição (Conferência TSPP – *Tanker Safety and Pollution Prevention*). Nesta conferência foram introduzidas medidas adicionais à convenção de MARPOL que passou a ser denominado por MARPOL 73/78 (IMO, 2013).

Em 1997 foi adotado o Anexo VI, "poluição do ar e emissões de navios" e a convenção MARPOL 73/78 passou novamente a ser denominada por MARPOL.

A MARPOL trata não só da poluição por petróleo, mas também da poluição por produtos químicos, outras substâncias nocivas, resíduos, águas residuais e das emissões de navios (IMO, 2013).

A adesão à IMO está aberta a todos os Estados, sendo todos os Estados-Membros da UE membros da IMO. Complementarmente existe o Comité para a Proteção do Meio Marinho (MEPC) o qual é constituído por todos os membros da IMO e reúne, no mínimo, uma vez por ano. Este comité aborda as questões ambientais, no âmbito da IMO, relativas ao controlo e à prevenção da poluição causada por navios abrangidos pelo Convenção MARPOL. O MEPC da IMO prevê mecanismos para executar quaisquer incumbências que lhe sejam cometidas por força da convenção da IMO, da Assembleia da IMO ou do Conselho da IMO, ou quaisquer obrigações que sobre ele possam recair dentro do referido âmbito ou ao abrigo de qualquer outro instrumento internacional reconhecido pela IMO. As decisões do Comité para a Proteção do Meio Marinho e dos seus órgãos subsidiários são adotadas por maioria dos seus membros.

A convenção de MARPOL é constituída por seis anexos relativos à prevenção da poluição produzida por navios, que têm sido revistos ao longo dos anos e aos quais têm sido adicionadas novas emendas («IMO», 2020b; IMO, 2011).

**Anexo I - Regulamentos para a Prevenção da Poluição por Hidrocarbonetos**, entrou em vigor a 2 de outubro de 1983, substituiu a OILPOL (1954) alterada em 1962, que estaria em vigor até então. Este anexo aborda questões da prevenção e da contaminação por hidrocarbonetos devido a derrames operacionais ou acidentais. Estabelece procedimentos de gestão de hidrocarbonetos e dos seus resíduos, bem como procedimentos de construção de navios. Além de indicações técnicas contém o conceito de “áreas especiais” que são consideradas vulneráveis à poluição hidrocarbonetos.

**Anexo II - Regulamentos para o Controlo da Poluição por Substâncias Líquidas Nocivas Transportadas a Granel**, entrou em vigor a 2 de outubro de 1983, detalha os critérios de descarga e as medidas para o controlo da poluição proveniente de substâncias líquidas nocivas transportadas a granel, bem como os requisitos aplicáveis à construção e equipamentos de navios que transportam essas substâncias.

**Anexo III - Prevenção da Poluição por Substâncias Prejudiciais Transportadas por Via Marítima em Embalagens, Contentores, Tanque Portáteis, Camiões-Tanque e Vagões-Cisterna**, entrou em vigor a 1 de julho de 1992, regula o transporte de substâncias perigosas embaladas e estabelece os requisitos de: embalagem, rotulagem, documentação, armazenagem, limitações quanto à quantidade, exceções e notificações.

**Anexo IV - Prevenção da Poluição por Esgoto dos Navios**, entrou em vigor a 27 de setembro de 2003, contém requisitos para controlar a poluição proveniente dos esgotos dos navios, nomeadamente as condições de descarga, bem como a distância a que pode ser efetuada.

**Anexo V - Prevenção da Poluição por Lixo produzido nos Navios**, entrou em vigor a 31 de dezembro de 1988, estabelece as regras para a descarga de resíduos no mar, especifica as distâncias e a forma como estes podem ser eliminados, estabelece ainda “zonas especiais” e as

regras de gestão e manutenção de registo dos resíduos gerados no navio. Deste anexo destaca-se a proibição total da eliminação de qualquer forma de plástico no mar.

**Anexo VI - Prevenção da Poluição Atmosférica de Navios** (entrou em vigor a 19 de maio de 2005): Estabelece limites para as emissões de óxido de enxofre (SO<sub>x</sub>) e óxido de azoto (NO<sub>x</sub>) e proíbe emissões deliberadas de substâncias que empobrecem a camada de ozono (*Ozone Depleting Substances* – ODS). Para além disso, regula também a incineração a bordo e as emissões de compostos orgânicos voláteis (COV) de petroleiros.

Em 2008 o Anexo VI foi revisto através da Resolução MEPC.176(58), que entrou em vigor dois anos mais tarde, em 1 de julho de 2010.

A versão atual do Anexo VI compreende cinco capítulos nos quais existem 26 regras organizados da seguinte forma (Čampara et al., 2018):

- o Capítulo 1 refere-se às definições e à aplicação final das regras.
- o Capítulo 2 fornece orientação para as vistorias, certificação e meios de controle necessários.
- o Capítulo 3 é dedicado aos requisitos sobre limites e mecanismos de controle para todas as emissões de navios, exceto CO<sub>2</sub>, que é considerado pelo Capítulo 4 e suas medidas operacionais e técnicas de eficiência energética.
- o Capítulo 5 descreve a verificação do cumprimento das disposições do Anexo VI durante as auditorias.

Existem atualmente dez apêndices do anexo VI e várias orientações em desenvolvimento para promover uma aplicação harmoniosa e uniforme dos regulamentos pelas administrações do Estado de bandeira e outras partes interessadas relevantes da indústria naval (Čampara et al., 2018).

A MARPOL aplica-se a todos os navios com arqueações brutas superiores a 400 GT e a unidades *offshore* construídas em ou após 19 de maio de 2005. Os navios construídos antes de 19 de maio de 2005 tiveram de se adaptar até maio de 2008. Ficam excluídos da aplicação navios de guerra, navios auxiliares navais, outros navios operados ou propriedade de um Estado e utilizados para serviços governamentais não comerciais. No entanto, estão previstas outras exceções:

- emissões necessárias para assegurar a segurança de um navio ou salvar vidas no mar;
- emissões resultantes de danos a um navio ou ao seu equipamento, desde que tenham sido tomadas todas as precauções razoáveis após os danos que impeçam essa emissão.

No que concerne à poluição atmosférica, isto quer dizer que, navios com 400 GT ou mais, que operam nas águas sob jurisdição dos Estados que ratificaram o Anexo VI, ou arvoram sua bandeira, devem possuir um Certificado Internacional de Prevenção da Poluição do Ar (IAPPC do inglês «*International Air Pollution Prevention Certificate*»). Para navios com menos de 400 GT, a Administração da bandeira pode estabelecer medidas apropriadas para cumprir as disposições aplicáveis do Anexo VI. Antes de o navio ser colocado em serviço ou antes da emissão do primeiro certificado IAPPC, todos os navios são submetidos a uma vistoria inicial, conforme definido pelo Anexo VI. Este certificado tem validade de 5 anos, no entanto, neste período, deve ser realizada pelo menos uma vistoria periódica intermediária. As vistorias

periódicas são realizadas em intervalos especificados pela Administração da bandeira, mas não podem exceder 5 anos.

Os regulamentos atuais do Anexo VI controlam e limitam as seguintes áreas principais:

- emissões de ODS de instalações de refrigeração e equipamentos de combate a incêndio (regra 12);
- emissões de NO<sub>x</sub> de motores diesel marítimos (regra 13);
- emissões de SO<sub>x</sub> de navios (regra 14);
- emissões de COV dos tanques de carga de petroleiros (regra 15);
- emissões de incineradores de bordo (regra 16);
- qualidade dos combustíveis marítimos (regra 18);
- eficiência energética dos navios (capítulo 4).

A regra 14 determina uma redução progressiva do teor de enxofre nos combustíveis de modo a reduzir as emissões de SO<sub>x</sub>, não fornecendo limites de emissões específicos (gramas de SO<sub>x</sub> por quilowatt-hora). Adicionalmente também foram definidas áreas de controlo das emissões (ECA), ou seja, zonas marítimas em que são impostos aos navios o cumprimento de requisitos mais rigorosos no que respeita às emissões poluentes atmosféricos. As zonas abrangidas por esses requisitos, representadas na Figura 33, são o Mar Báltico (Regra 1.11.2 do Anexo I), o Mar do Norte (Regra 1.14.6 do Anexo V), a área da América do Norte e Mar do Caribe dos Estados Unidos (incluindo a maior parte da costa dos EUA e do Canadá, coordenadas fornecidas no apêndice VII do Anexo VI), qualquer outra área marítima, incluindo qualquer área portuária, designada pela Organização de acordo com os critérios e procedimentos estabelecidos no apêndice III do Anexo VI (EGCSA, sem data-b; Faber et al., 2020; Okubo & Kuwahara, 2019).



Figura 33 - Identificação das áreas de controlo de emissão (ECA) MARPOL Anexo VI  
 Fonte: EGCSA, sem data

A redução do teor máximo de enxofre no combustível dentro das ECA, foi de 1,5% (m/m) para 1,0% (m/m), em julho de 2010, e, mais tarde para 0,1% (m/m), em janeiro de 2015; fora das ECA, impôs-se uma redução do teor máximo de enxofre de 4,5% (m/m) para 3,5% (m/m) em

janeiro de 2012, e, em janeiro de 2020, para 0,5% (m/m) conforme a Figura 34 (Okubo & Kuwahara, 2019).

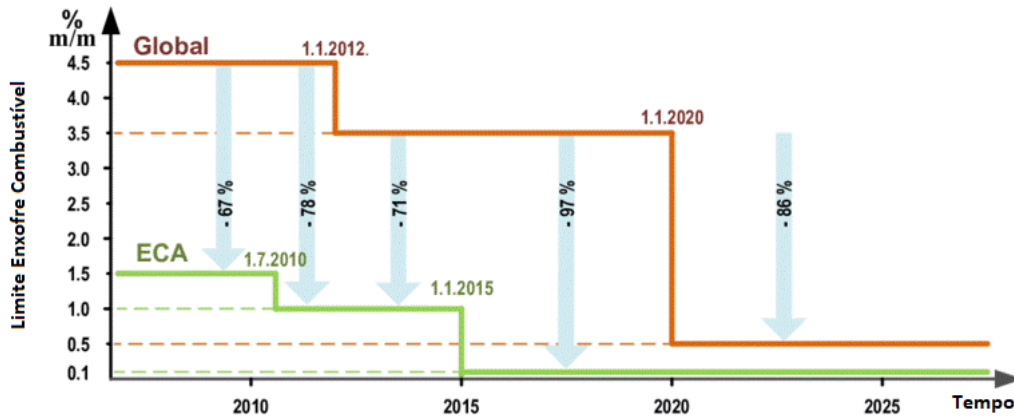


Figura 34 - Limites de enxofre para o combustível marinho da Regra 14 do Anexo IV MARPOL  
 Adaptado de Čampara et al., 2018

Portanto, a maioria dos navios que operam dentro e fora das zonas ECA, operam com diferentes combustíveis para cumprir os respetivos limites. Nesses casos, antes de entrar na zona ECA, é necessário mudar totalmente o uso de combustível para um compatível com a zona. Para o cumprimento do previsto na regra 14, e os navios estarem em conformidade, estes devem ter a bordo procedimentos escritos e implementados que detalhem:

- como realizar a alteração do combustível e operação dentro e fora das zonas ECA; estes procedimentos devem prever tempo suficiente para que o sistema de fornecimento de combustível elimine completamente todo o combustível com alto teor de enxofre, antes da entrada na zona ECA;
- a data, hora e posição do navio após a conclusão de qualquer procedimento de troca de combustível e o registo diário de bordo;
- o volume de combustível com baixo teor de enxofre em cada tanque, seja antes de entrar na ECA, ou ao início de tal operação, e na saída da zona ECA.

Para apoio ao cumprimento desta regra existe também a regra 18 do Anexo VI que contém disposições relativas aos fornecedores de combustíveis. Esta regra prevê que sejam registados todos os detalhes dos combustíveis adquiridos, incluindo o seu abastecimento, armazenamento e o consumo do navio. Todos os dados registados devem estar acessíveis em caso de inspeção – *Oil Record Book* (Čampara et al., 2018). O primeiro nível de controlo a este respeito incide, sobre o teor real de enxofre dos combustíveis armazenados em cada tanque.

A Resolução MEPC.305(73), publicada em outubro de 2018, emenda MARPOL, que atualizou os teores de enxofre (para 0,5% m/m, em vigor desde janeiro de 2020) impôs também a proibição de transporte de combustível não conforme para fins de combustão ou operação bordo de um navio (em vigor desde março de 2020) a menos que o navio use um método de conformidade alternativo aceite pelo Estado de bandeira como meio alternativo para cumprir o requisito de limite de enxofre.

Também a Regra 4.1 do Anexo VI da MARPOL permite a aplicação de métodos alternativos de conformidade, sujeitos à aprovação do Estado de bandeira/Administração, desde que estes

sejam tão eficazes em termos de redução de emissões de  $SO_x$  quanto a alcançada pelo uso de combustível com baixo teor de enxofre. Estes métodos podem ser divididos em:

- métodos primários – a formação do poluente é evitada mediante a utilização de um combustível com menor teor de enxofre;
- métodos secundários - o poluente é formado, mas subsequentemente é removido antes da descarga do fluxo de gases de exaustão para a atmosfera.

Quanto aos métodos secundários alternativos à utilização de combustíveis com baixo teor de enxofre, para reduzir as emissões de  $SO_x$ , existe a possibilidade de o navio utilizar Sistemas de Tratamento de Gases de Exaustão (EGCS), sendo no caso dos navios usados os *scrubbers*.

Para este método foram criadas diretrizes específicas que abordaremos no ponto seguinte, o ponto 4.1.1.

#### 4.1.1 Diretrizes para EGCS

Em 2004, com a entrada em vigor iminente do Anexo VI da MARPOL, a IMO através do MEPC, introduziu regulamentos para a prevenção da poluição atmosférica ao abrigo do anexo VI da Convenção MARPOL, dando prioridade ao desenvolvimento de um conjunto de diretrizes para a implementação de EGCS. A primeira versão de diretrizes para EGCS foi publicada em julho de 2005, a Resolução MEPC.130 (53) - *Guidelines For On-Board Exhaust Gas- $SO_x$  Cleaning Systems*. Em 2009 foram publicadas em Resolução MEPC.184 (59) - *Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems (2009)*, as diretrizes para a validação de sistemas de tratamento, o teor de enxofre permitido nas emissões e os limites para as águas de lavagem a descarregar. Apesar de serem chamadas de 'diretrizes', estas são de cumprimento obrigatório sob a Regra 4, do Anexo VI da MARPOL (OCIMF, 2016). Estas diretrizes foram alteradas em 2015, Resolução MEPC.259(68) *Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems (2015)*. O objetivo desta última diretriz é fornecer aos proprietários de navios e fabricantes de equipamentos documentos que especifiquem os requisitos para o teste, pesquisa e certificação de um EGCS. Além do teor de enxofre nos gases de exaustão, esta diretriz também estabelece limites para as descargas das águas de lavagem usadas nos *scrubbers*, nomeadamente pH, Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP), turvação e nitritos + nitratos (ABS, 2018; EGCSA, sem data-b; OCIMF, 2016). As diretrizes da IMO aplicam-se a *scrubbers* húmidos (ponto 5.1) e, portanto, não são aplicáveis a outras técnicas de redução.

Como já referido anteriormente, as emissões de  $SO_x$  de um motor (ou outra unidade de combustão, como uma caldeira) são maioritariamente derivadas do teor de enxofre do combustível, assim como a maioria do  $CO_2$  deriva da combustão de combustível com hidrocarbonetos (Lloyd's Register, 2012) constituindo normalmente cerca de 6% dos gases de escape de um motor diesel (EGCSA, 2012). Desta forma, a razão  $SO_2/CO_2$ , onde  $SO_2$  (ppm) e  $CO_2$  (% v/v) corresponde às respetivas concentrações nos gases de exaustão, fornece uma medida robusta das emissões de  $SO_x$  em proporção ao teor de enxofre do combustível queimado, tendo sido este rácio o requisito de monitorização escolhido uma vez que não compromete a precisão e é simples.

Assim, a concentração do gás pode ser usada em vez de se determinar o caudal mássico real de SO<sub>2</sub> e não é necessária a potência do motor (ou caldeira), eliminando-se também a necessidade de medir parâmetros como a rotação do motor e o fluxo de combustível, bem como várias outras temperaturas e pressões (EGCSA, 2012; Lloyd's Register, 2012). A Tabela 10 mostra os rácios de SO<sub>2</sub> /CO<sub>2</sub> que devem ser medidos após um EGCS, por forma a atingir a equivalência e a conformidade com os limites de enxofre no combustível de acordo com a regra 14 do Anexo VI da MARPOL (EGCSA, 2012).

Tabela 7 – Requisitos para aprovação de um EGCS

Teor de enxofre combustível (% m/m)	Rácio de SO <sub>2</sub> (ppm)/CO <sub>2</sub> (% v/v) correspondente
4,50	195,0
3,50	151,7
1,50	65,0
1,00	43,3
0,50	21,7
0,10	4,3

Nota: A utilização dos rácios de emissões só é aplicável quando se utiliza um combustível destilado à base de petróleo ou um combustível residual.

*Adaptado de IMO, 2015a*

O rácio de emissões é usado para verificar as emissões de acordo com a regulamentação, inclusive durante a operação transitória de alteração de combustível. Os níveis de SO<sub>x</sub> e CO<sub>2</sub> devem ser monitorizados após o tratamento EGCS, exceto se o processo de tratamento absorver o CO<sub>2</sub>, neste casos o CO<sub>2</sub> deve ser medido previamente (OCIMF, 2016).

Dado que as tecnologias usadas pelos diferentes fabricantes de EGCS variam consideravelmente, as diretrizes foram desenvolvidas com base no desempenho do sistema e especificam os requisitos para o teste, aprovação/certificação e verificação de um EGCS. Estão previstos dois métodos para certificar o EGCS como um método alternativo à troca de combustível (Lloyd's Register, 2012; OCIMF, 2016):

- Esquema A - exige que um EGCS seja certificado pelo fabricante, com registo automático contínuo dos parâmetros das instalações, mas recomenda verificações pontuais diárias da qualidade dos gases emitidos para confirmar o desempenho em serviço. Para a certificação, o fabricante deve testar a unidade com combustível contendo o teor máximo de enxofre especificado pelos parâmetros operacionais, assim como também deve testar as os caudais de gases de exaustão máximos e mínimo sem todos os pontos do sistema;
- Esquema B - não certifica a unidade, mas requer monitorização continua dos parâmetros das emissões para demonstrar conformidade. Verificações pontuais diárias também são necessárias para confirmar o desempenho em serviço.

Os itens documentais exigidos por cada esquema estão listados na Tabela 8.

Tabela 8 - Conformidade EGCS: Esquema A e B

Documento	Designação documento em inglês	Esquema A	Esquema B
Plano de cumprimento Emissões SO <sub>x</sub>	SECP: <i>SOx Emissions Compliance Plan</i>	X	X
Certificado de conformidade de emissões SO <sub>x</sub>	SECC: <i>SOx Emissions Compliance Certificate</i>	X	
Manual técnico EGCS para esquema A	ETM-A: <i>EGCS technical manual for Scheme A</i>	X	
Manual técnico EGCS para esquema B	ETM-B: <i>EGCS technical manual for Scheme B</i>		X
Livro de registo EGCS ou Sistema de monitorização eletrónico e recolha de dados	<i>EGCS record book Electronic monitoring system and data collection</i>	X	X
Manual de monitorização de bordo	OMM: <i>On-board monitoring manual</i>	X	x

*Adaptado de IMO, 2015a*

O Plano de Cumprimento Emissões SO<sub>x</sub> (SECP), é preparado pelo operador do navio e deve listar todas as unidades de combustão equipadas com um EGCS. No caso do Esquema A, o plano deve demonstrar conformidade, sem monitorização em contínuo das emissões. Para o Esquema B, o plano deve descrever a monitorização em contínuo dos gases para estar em conformidade.

O Manual de Monitorização de Bordo (OMM) deve detalhar os requisitos de serviço, manutenção e calibração para todos os sensores e analisadores. O manual também deve indicar as posições a partir das quais as medições das emissões e da água de lavagem são feitas e outras informações relevantes para a funcionalidade do sistema de monitorização.

Cada EGCS deve ser acompanhado por um Manual Técnico EGCS (ETM) adequado ao esquema para o qual é certificado (ETM-A / ETM-B). Exceto quando indicado, as informações seguintes são requeridas como informação para ser incluída nos ETM-A e ETM-B (IMO, 2015a; OCIMF, 2016):

- caudais máximos e mínimos dos gases de escape;
- parâmetros da(s) unidade(s) de combustão para a qual o EGCS foi projetado;
- caudal máximo e mínimo da água de lavagem, pressões de entrada e alcalinidade;
- gama de temperatura de entrada de gás de escape e temperatura de saída máxima / mínima;
- nível de salinidade necessário para fornecer neutralização adequada;
- requisitos e restrições aplicáveis ao EGCS;
- requisitos de manutenção, serviço e ajuste (apenas ETM-A);
- medidas corretivas para exceder a taxa de emissão máxima permitida;
- procedimento de verificação para pesquisas (apenas ETM-A);
- variação das características da água de lavagem em toda a faixa de operação;
- requisitos de projeto do sistema de água de lavagem;
- certificado de conformidade de emissões SO<sub>x</sub> (SECC) (apenas ETM-A).

No caso do esquema A, adicionalmente, cada *scrubber* deve ter o Certificado de Conformidade de Emissões SO<sub>x</sub> (SECC). Isto certifica que o EGCS é capaz de atingir um valor de emissões SO<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> com um determinado caudal contínuo de gases de exaustão, considerando o teor máximo de enxofre do combustível (normalmente 3,50% ou mais) para a gama de parâmetros de funcionamento do sistema no Manual Técnico. O valor das emissões SO<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, o caudal dos gases de escape e o teor máximo de enxofre de combustível são especificados pelo fabricante.

O «valor certificado» deve ser adequado para o padrão de funcionamento de um navio, sendo rácio de emissões SO<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub>, pelo menos equivalentes ao limite de enxofre de combustível aplicável nos termos da regra nº 14 (EGCSA, 2012; Lloyd’s Register, 2012).

Independentemente do EGCS instalado, as descargas das "águas de lavagem" para o mar devem ser monitorizadas. Transcrevendo a Resolução MEPC.259(68) - *Guidelines For Exhaust Gas Cleaning Systems* (2015) “Quando o EGCS é operado em portos, enseadas ou estuários, a monitorização e registo das águas de lavagem deve ser contínua. Os valores monitorizados e registados devem incluir pH, HAP, turvação e temperatura. Noutras áreas, o equipamento de monitorização e de controlo contínuo também deve estar em funcionamento, sempre que o EGCS esteja em funcionamento, com exceção de curtos períodos de manutenção e limpeza do equipamento. A água de lavagem deve respeitar os seguintes limites.” (IMO, 2015a).

Os limites e critérios são (IMO, 2015a):

- **Crítérios para o pH:** As Diretrizes para os EGCS exigem que seja aplicado à descarga das águas de lavagem um limite mínimo de pH 6,5 utilizando um dos dois métodos seguintes de medição.

Método 1: O pH da água de lavagem na descarga para o mar não deve ser inferior a 6,5, exceto durante as manobras e em trânsito. Nestes casos é admitida uma diferença máxima de duas unidades entre o pH da água de entrada e água de saída - Figura 35.

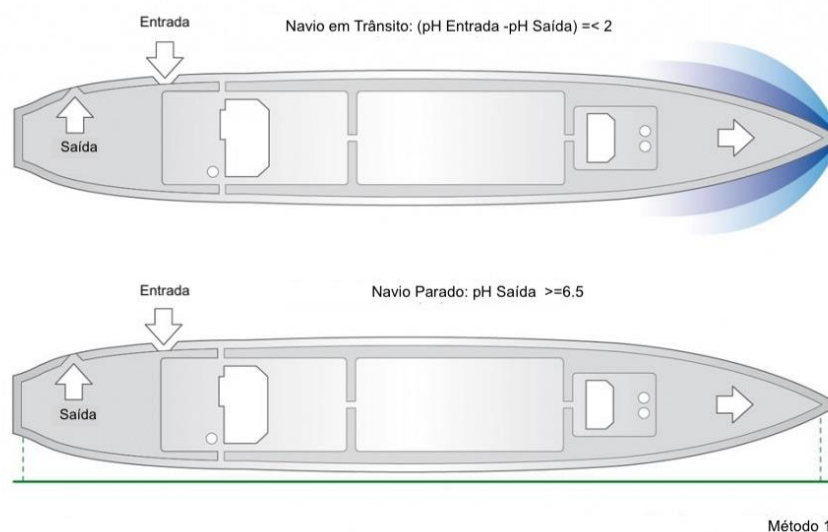


Figura 35 - Medição do pH – Método 1  
 Adaptado de EGCSA, 2012

**Método 2:** o pH deve ser medido externamente ao navio, quando atracado, medido a 4 metros do ponto de descarga, e tem de ser igual ou superior a 6,5 - Figura 36. O valor obtido deve ser registado como o limite de pH de descarga ao mar no ETM. O limite de pH de descarga ao mar pode ser determinado por meio de medição direta ou usando uma metodologia baseada em modelos, a ser aprovada pelo do Estado do navio (EGCSA, 2012; IMO, 2015a).

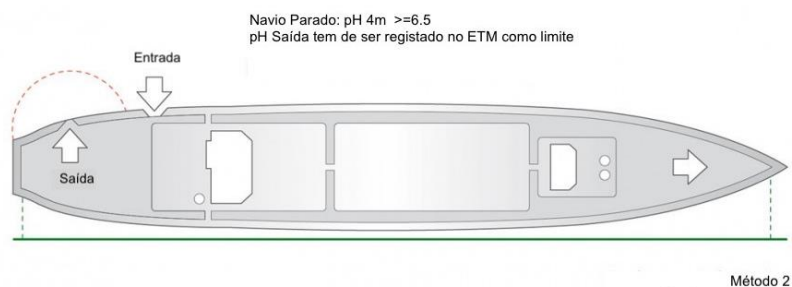


Figura 36 – Medição pH – Método 2  
 Adaptado de EGCSA, 2012

Para o cumprimento do pH é admissível antes da descarga a diluição da água de lavagem tratada com água do mar (ABS, 2018; Lloyd’s Register, 2012).

- **Critérios para os HAP:** Os EGCS removem aproximadamente 80% das partículas e, portanto, os HAP mais tóxicos, geralmente os de maior peso molecular e de cadeia mais longa, são removidos do fluxo de exaustão. Os HAP de cadeia curta, até 3 anéis, com peso molecular inferior, como por exemplo fenantrenos, fluorantrenos e pirenos, permanecem nas águas residuais (EGCSA, sem data-a, 2012; Lange & Markus, 2015).

As diretrizes da IMO determinam que concentração máxima na monitorização em contínuo de HAP na água de lavagem não seja superior a 50 µg/L HAP<sub>phe</sub> (fenantreno equivalente) acima da concentração de HAP na água de entrada. Desta forma, a concentração de HAP na água de lavagem deve ser medida a jusante do equipamento de tratamento de água e a montante de qualquer diluição de água de lavagem ou outra unidade de dosagem de reagente, se utilizada, antes da descarga. Este valor limite é aplicável ao caudal de água de lavagem normalizadas para 45 t/MWh, onde MW se refere à potência nominal (MCR - do inglês «*Maximum Continuous Rating*») ou 80 % da classificação de energia da unidade de combustão. Este limite pode ser ajustado para cima ou para baixo, de acordo com a Tabela 9, para diferentes caudais (IMO, 2015a).

Tabela 9 - Limites de concentração de descarga de HAP

Caudal (t/MWh)	Limite de concentração de descarga (µg/L HAP phe equivalentes)	Tecnologia de Medição
0-1	2.250	Luz ultravioleta
2,5	900	Luz ultravioleta
5	450	Fluorescência*
11,25	200	Fluorescência
22,5	100	Fluorescência
45	50	Fluorescência
90	25	Fluorescência

\* Para qualquer caudal superior a 2,5 t / MWh, a tecnologia de fluorescência deve ser usada.

Adaptado de IMO, 2015

As Diretrizes permitem um desvio na concentração de HAP, durante 15 minutos, em qualquer período de 12 horas, para contabilizar a inicialização do EGCS (IMO, 2015a). As orientações também indicam os métodos de medição de modo a assegurar a sensibilidade adequada. (Lloyd's Register, 2012).

- **Critérios Turvação:** A turvação traduz a dificuldade da penetração da luz na água, devido à presença de partículas em suspensão. É o inverso da transparência (Monte et al., 2016). De acordo com a diretrizes da IMO (IMO, 2015a):
  1. o sistema de tratamento de águas residuais deve ser concebido para minimizar as partículas em suspensão, incluindo metais pesados e cinzas;
  2. a turvação do efluente de um EGCS não deve exceder 25 NTU (unidades nefelométrica de turvação do inglês «*nephelometric turbidity units*») ou outra unidade equivalente, acima do respetivo valor da água de entrada. Durante os períodos de elevada turvação, provocado por exemplo por manobras em águas pouco profundas, a precisão da medida pode não ser confiável, por isso todas as leituras de turvação devem ser uma média móvel ao longo de um período de 15 minutos;
  3. o limite de descarga para a turvação pode ser ultrapassado em 20%, durante um período de 15 minutos, em qualquer período de 12 horas.Para efeitos de cumprimento deste critério a turvação deve ser medida continuamente, a jusante de qualquer equipamento de tratamento da água, e a jusante da diluição da água de lavagem para correção do pH. (EGCSA, 2012; IMO, 2015a).
- **Critérios nitratos:** Os EGCS atuais não são projetados para remover  $\text{NO}_x$  logo, as Diretrizes não prevêm a monitorização deste parâmetro em contínuo, mas sim que estejam disponíveis dados periódicos de nitratos em amostras de descarga de água de lavagem no mar, por forma a mitigar o potencial de eutrofização. É definido um limite para a concentração de nitrato com base em um dos seguintes critérios, devendo ser escolhido o que for maior: "12% de remoção de  $\text{NO}_x$  da exaustão", ou "60 mg/L normalizado para taxa de descarga de água de lavagem de 45 t/MWh" (IMO, 2015a).

Adicionalmente, a monitorização da salinidade da água de entrada também deve ser considerada, dado que as diretrizes têm pormenores sobre os mínimos de alcalinidade e salinidade da água a usar. No caso de sistemas que requerem a adição de produtos químicos, para compensar a alcalinidade da água usada ou fazer o tratamento da água de lavagem antes da descarga, é requerida uma avaliação adicional por forma a determinar a necessidade de estabelecer critérios específicos de descarga (Lloyd's Register, 2012).

Além dos nitratos os operadores são incentivados a recolher de amostras pontuais de água para monitorizar/testar periodicamente em laboratório os seguintes parâmetros (IMO, 2015a):

- pH;
- HAP e óleos;
- nitritos,
- cádmio;
- cobre;
- níquel;

- chumbo;
- zinco;
- arsénio;
- crómio;
- vanádio.

No que concerne às lamas provenientes do tratamento das águas de lavagem do *scrubber*, estas não devem ser descarregadas no mar ou incineradas a bordo, mas sim entregues em terra, para que recebam tratamento adequado por entidades competentes. A armazenagem e a eliminação deste resíduo deve ser registada no Livro de Registos do EGCS (Lloyd's Register, 2012; Rojon, 2015).

#### 4.1.1.1 Dados de Monitorização

Os dispositivos de registo e monitorização devem ser parte integrante da instalação do EGCS. Os dados base a ser registados são os seguintes (ABS, 2018; IMO, 2015a):

- pressão e caudal da entrada de água de lavagem na unidade EGCS;
- pressão dos gases de exaustão antes da entrada do *scrubber* e queda de pressão depois do *scrubber*;
- carga do motor e/ou da caldeira;
- temperatura dos gases antes e depois do *scrubber*;
- gases de exaustão SO<sub>2</sub> (ppm) e CO<sub>2</sub> (%);
- pH de água de lavagem, HAP e turvação;
- temperatura da água de lavagem descarregada.

De acordo com as diretrizes da IMO de 2015 estes dados devem ser registados em simultâneo com o registo automático do tempo (UTC do inglês «*Universal Coordinated Time*») e a posição do navio (através do *Global Navigational Satellite System* (GNSS) (ABS, 2018; IMO, 2015a). Os dados devem ser retidos por um período não inferior a 18 meses a partir da data de gravação (IMO, 2015a). Deve ser possível descarregar uma cópia dos dados e relatórios gravados num formato facilmente utilizável, os quais devem ser disponibilizados às autoridades do Estado de bandeira ou portuárias mediante solicitação (ABS, 2018).

A Figura 37 mostra a posição dos instrumentos que devem ser instalados num EGCS do tipo *open loop* por forma a monitorizar a qualidade da água de lavagem tanto na entrada do sistema como na descarga (EGCSA, 2012).

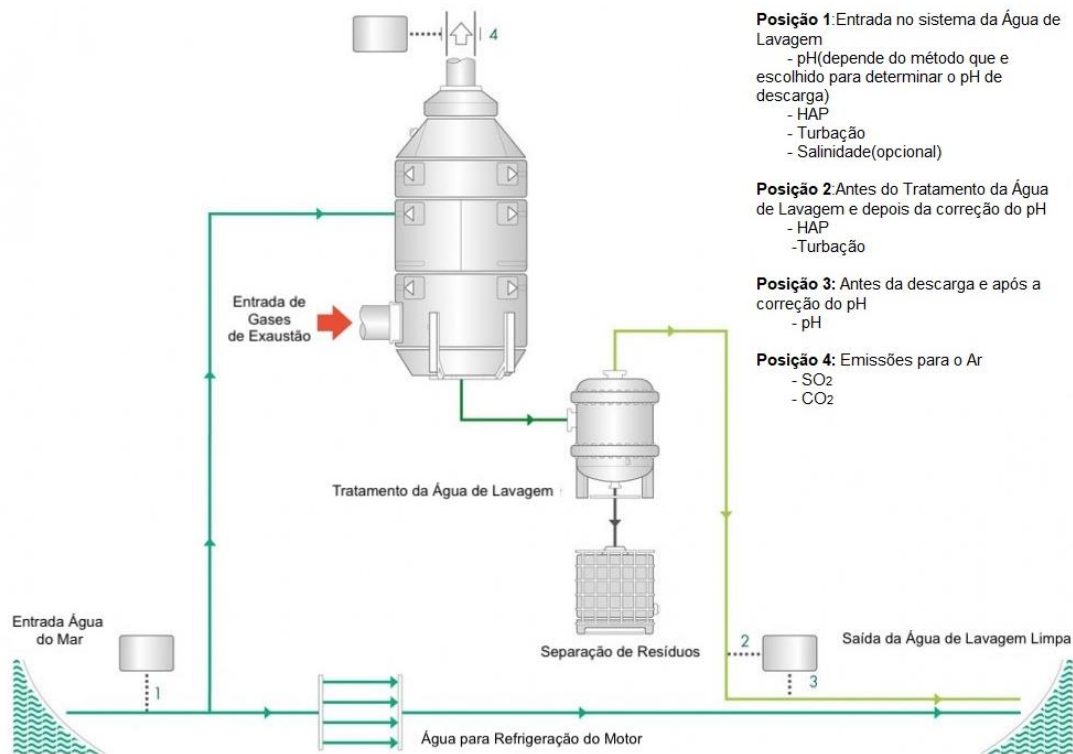


Figura 37 - Posição dos instrumentos de monitorização da qualidade da água  
 Adaptado de EGCSA, 2012

Dado que estes sistemas ainda são relativamente recentes, o MEPC prevê a revisão das diretrizes em data posterior, quando estiverem disponíveis mais dados sobre a composição da água descarregada e os seus efeitos no meio marinho, considerando os conclhos do grupo de trabalho criado para o efeito GESAMP.

## 4.2 Legislação Europeia

Os regulamentos europeus, em matéria de proteção do ambiente, desempenham um papel de apoio ao quadro jurídico internacional existente, nomeadamente na Convenção MARPOL. Uma das principais preocupações da UE assenta na transposição e na adaptação dos regulamentos da IMO para o quadro legislativo europeu.

A IMO e a UE estabeleceram limites específicos para o teor de enxofre dos combustíveis utilizados perto e nos portos. A primeira diretiva, que veio fixar os limites ao teor de enxofre de certos tipos de combustíveis líquidos derivados do petróleo, foi a Diretiva n.º 1999/32/CE, do Conselho, de 26 de abril posteriormente alterada, pelas Diretivas 2005/33/CE e 2009/30/CE. A Diretiva n.º 1999/32/CE determinava que todos os navios utilizassem um combustível com um teor máximo de enxofre de 0,10% em massa quando atracados nos portos da UE. Esta exigência entrou em vigor a 1 de janeiro de 2010. A diretiva relativa ao enxofre foi ainda alterada pela Diretiva 2012/33/UE para alinhar com os regulamentos revistos da IMO e incluiu a redução do limite de enxofre para 0,5% em massa para o funcionamento em águas da UE (fora das ECA) a partir de 1 de janeiro de 2020.

Atendendo às alterações substanciais de que foi alvo, e com o objetivo de imprimir maior clareza e lógica ao quadro legal da União Europeia, a Diretiva 1999/32/CE do Conselho, de 26 de abril de 1999, foi revogada e codificada através da Diretiva (UE) 2016/802 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 11 de maio de 2016.

Para o efeito, os Estados-Membros devem assegurar uma recolha de amostras dos combustíveis navais colocados no mercado ou utilizados a bordo de navios que seja suficientemente frequente e rigorosa, e devem ainda assegurar a verificação regular do diário de bordo e das guias de entrega de combustível dos navios, seguindo a Decisão de Execução (UE) 2015/253, de 16 de fevereiro de 2015, que estabelece as regras relativas à recolha de amostras e à apresentação de relatórios, no âmbito da Diretiva 1999/32/CE do Conselho, no que diz respeito ao teor de enxofre dos combustíveis navais.

Outro instrumento Europeu aplicável, aos *scrubbers*, nomeadamente às lamas e águas residuais provenientes dos mesmos, é a Diretiva (UE) 2019/883 do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de abril de 2019, relativa aos meios portuários de recepção de resíduos provenientes dos navios, que altera a Diretiva 2010/65/UE e revoga a Diretiva 2000/59/CE. Esta inclui normas de descarga para novas categorias de resíduos, em particular os resíduos originados pelos *scrubbers*. Esta diretiva foi transposta para legislação nacional pelo Decreto-Lei n.º 102/2020, de 9 de dezembro.

Também a Diretiva Quadro da Água (DQA) (Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000 - principal instrumento da Política da União Europeia relativa à água, estabelecendo um quadro de ação comunitária para a proteção das águas de superfície interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas) transposta para o direito nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho e a Diretiva Quadro Estratégia Marinha (DQEM) (Diretiva 2008/56/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 17 de junho, alterada pela Diretiva (UE) 2017/845 da Comissão, a qual determina o quadro de ação comunitária, no domínio da política para o meio marinho, de forma a definir quais os Estados-Membros que devem tomar as medidas necessárias para obter ou manter o bom estado ambiental no meio marinho até 2020) podem ser consideradas para a regulamentação da descarga de água de lavagem dos *scrubbers* (APA, sem data).

A Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar (UNCLOS) de 1982 contém na Parte XII (Artigos 192-237) disposições internacionais fundamentais para a proteção e preservação do ambiente marinho. As Disposições Gerais (Artigos 192-196) podem ser consideradas para a aceitação da descarga de água de lavagem dos *scrubbers*. Destaca-se a aplicabilidade do artigo 195º: "*Ao tomar medidas de prevenção, redução e controle da poluição do ambiente marinho, os Estados devem agir de modo a não transferir, direta ou indiretamente, danos ou perigos de uma área para outra ou transformar um tipo de poluição em outro*"(Endres et al., 2018).

### 4.3 Legislação Nacional

A implementação das diretivas nos Estados Membros é feita através da transposição para a legislação nacional de cada Estado.

A MARPOL 73/78 foi transposta para o direito interno pelo Decreto do Governo n.º 25/87, de 10 de julho. em vigor desde 22 janeiro 1988 (DGRM, sem data-b). O Protocolo e os seus anexos foram objeto de sucessivas emendas, aprovadas através dos seguintes diplomas (Ministério Público, sem data):

- Decreto n.º 48/90, de 7 de novembro (emendas de 1984 ao Anexo I);
- Decreto n.º 50/91, de 17 de agosto (emendas de 1987 ao Anexo I);
- Decreto n.º 3/93, de 27 de janeiro (emendas de 1985 ao Protocolo I);
- Decreto n.º 18/93, de 19 de maio (emendas ao Anexo II);
- Decreto n.º 19/98, de 10 de julho (emendas ao Anexo I);
- Decreto n.º 20/98, de 10 de julho (emendas de 1992 ao Anexo I);
- Decreto n.º 22/98, de 10 de julho (emendas ao Anexo II);
- Decreto n.º 23/98, de 10 de julho (emendas ao Anexo I);
- Decreto n.º 6/2006, de 6 de janeiro (emendas ao Anexo IV)
- Decreto n.º 1/2008, de 9 de janeiro (adita um Anexo VI).

Em Portugal a Diretiva n.º 1999/32/CE, do Conselho, de 26 de abril de 1999, que fixa os limites ao teor de enxofre de certos tipos de combustíveis líquidos derivados do petróleo, foi transposta através do Decreto-Lei n.º 281/2000, de 10 de novembro, originando o regime jurídico do combustível naval, o qual estabelece limites ao teor de enxofre de determinados tipos de combustíveis líquidos derivados do petróleo, como condição para poderem ser utilizados no território nacional, mar territorial, zona económica exclusiva e zonas de controlo da poluição. Posteriormente foi alterado pelo Decreto-Lei n.º 69/2008 de 14 de abril, por forma a responder as alterações feitas à diretiva inicial impostas pela Diretiva 2005/33/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, que introduz medidas específicas relativamente ao teor de enxofre dos combustíveis navais. A diretiva foi novamente alterada pela Diretiva 2009/30/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de abril de 2009, no que se refere às especificações dos combustíveis utilizados nas embarcações de navegação interior, sendo transposta para direito nacional pelo Decreto-Lei n.º 142/2010, de 31 de dezembro. Em 2012, sai uma outra diretiva - Diretiva 2012/33/UE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 21 de novembro de 2012 - prosseguindo os propósitos da anterior legislação e reduzir gradualmente as emissões de SO<sub>x</sub> resultantes da combustão de gasóleos não rodoviários e navais e de fuelóleo pesado, transposta pelo Decreto-Lei n.º 170-B/2014, de 7 de novembro, o qual altera e república o Decreto-Lei n.º 281/2000 (DGRM, sem data-c).

Assim, no que se refere ao limite máximo de teor de enxofre permitido nos combustíveis navais, no mar territorial português, zona económica exclusiva e zonas de controlo da poluição destacamos:

- desde 1 de janeiro de 2020 não podem ser utilizados combustíveis navais cujo teor de enxofre exceda, em massa, 0,50%;
- em zonas de controlo das emissões de SO<sub>x</sub>, não podem ser utilizados combustíveis navais cujo teor de enxofre exceda, em massa, 0,10%;
- Por último, os navios em portos nacionais não podem utilizar combustíveis navais cujo teor de enxofre seja superior a 0,10%, em massa.

#### 4.4 Porto de Lisboa

A Administração do Porto de Lisboa (APL) enquanto Autoridade Portuária desenvolveu, nos termos do Decreto-Lei n.º 46/2002, de 2 de março, um conjunto de normas e instrumentos regulamentadores das atividades portuárias aprovadas no Regulamento de Autoridade Portuária da APL, S.A. (Anexo à Ordem de Serviço n.º 19/2014). O objetivo deste Regulamento é definir os termos, condições ambientais, de segurança portuária e de navegação na área de jurisdição da APL, sem prejuízo da aplicação das demais normas convencionais, legais ou regulamentares aplicáveis.

No que concerne aos aspetos ambientais relacionados com a poluição marítima e atmosférica, em alinhamento com a Convenção MARPOL, legislação nacional em vigor e regulamento portuário, e de modo a preservar a qualidade da água do estuário do Tejo, a APL através do regulamento determina que *“é expressamente proibida a descarga nas águas do Porto de quaisquer águas nocivas ou substâncias residuais, bem como de quaisquer outras substâncias ou resíduos que de algum modo possam poluir as águas, praias ou margens, tais como produtos petrolíferos ou misturas que os contenham”* (APL, 2014). Desta forma, não são permitidas descargas de navios para o rio – zero descargas. As descargas incluem resíduos, águas residuais, águas de lastro e águas de lavagem dos EGCS, ou seja, está proibida a utilização de *scrubbers* do tipo *open loop*. Adicionalmente a utilização de combustíveis com baixo teor de enxofre (< 0,1% em massa), desde a entrada do navio em porto, a navegação, atracado e/ou fundeado, até à saída do porto, é recomendada pela APL. A mudança de combustível deve ser efetuada antes da entrada em porto e depois da saída do porto. Quando são utilizados sistemas alternativos à mudança do combustível equivalentes ao combustível com baixo teor de enxofre, como *scrubbers*, os operadores de navios devem comunicá-lo à APL. Ainda nesta temática, a APL proíbe a utilização de incineradores a bordo e *scrubbers* em *open loop*, desde a entrada do navio em porto até à sua saída (APL, sem data-d). O Porto de Lisboa não foi o único a adotar esta abordagem preventiva em relação às descargas das águas de lavagem dos *scrubbers* em porto. Esta restrição também foi imposta mundialmente em outros locais - Figura 38.



Figura 38 – Locais onde é proibida a descarga de água de lavagem dos *scrubbers*  
 Fonte: «Ban on open-loop scrubber discharge», 2019

#### 4.5 Medidas para redução das emissões do transporte marítimo

A redução das emissões dos poluentes atmosféricos com origem no transporte marítimo pode ser obtida aplicando diferentes estratégias:

- introdução de tecnologias que permitam reduzir as emissões locais e globais, substituindo ou atualizando os motores mais antigos, menos eficientes ou mais poluentes por sistemas de propulsão mais eficientes e de baixa emissão, ou introduzir equipamentos de tratamento dos gases após a exaustão;
- alterando o “*modus operandi*”, as alterações operacionais podem reduzir as emissões locais ao modificar a forma como os navios operam ao entrar e atracar no porto;
- alterando a estratégia de mercado, alterando o regime de taxas portuárias e criando incentivos para estimular as mudanças operacionais e tecnológicas.

Na Tabela 10, apresenta-se resumidamente as principais opções e/ou imposições para mitigar emissões provenientes deste modo de transporte (Han, 2010).

Tabela 10 - Resumo das opções de mitigação de emissões para o navio

Tipos de Medidas	Medida	Descrição	Exemplos
<b>Estratégias tecnológicas</b>	Combustível com baixo teor de enxofre	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Uso de combustíveis com teor de enxofre de 1,5% ou menor (44% redução SO<sub>x</sub>, 18% redução PM)</li> <li>• Uso de MDO com teor de enxofre de 0,1% ou menor (redução&gt;90% SO<sub>x</sub>, redução&gt;80% PM)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Estratégias da UE (e IMO) que definiram áreas de controlo de emissão de enxofre (SECAS): Mar Báltico (2006) e Canal da Mancha e Mar do Norte (2007)</li> <li>• Acordo voluntário da <i>Maersk</i> do Porto de <i>San Pedro</i> (combustível com 0,2% de enxofre, 2006) - Regra do motor auxiliar da Califórnia (2007)</li> </ul>
	Equipamentos de tratamento dos gases de exaustão	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Uso de tecnologias de tratamento dos gases de após a exaustão que permitam reduzir 90% de NO<sub>x</sub>, CO, partículas e hidrocarbonetos quando combinadas com um filtro de partículas, por exemplo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Unidades em funcionamento desde 1990 em navios como <i>ferrys</i>, RO-RO, cruzeiros</li> </ul>
<b>Estratégias operacionais</b>	Redução velocidade navio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• A velocidade em porto é reduzida para reduzir a carga do motor e reduzir as emissões de NO<sub>x</sub> (redução de 4% a 8%)</li> <li>• O motor do navio não é usado na potência máxima de modo a minimizar o consumo de combustível e a reduzir as emissões (reduzir a velocidade do navio em 10% levará a uma redução de 27% das emissões) (T&amp;E, sem data)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Programa voluntário no porto de <i>Los Angeles / Long Beach</i> desde 2001</li> </ul>
	Energia costeira	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fornecimento em terra de energia elétrica para navios atracados (100% de redução nas emissões no porto)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Já disponível em portos nos Mares do Báltico e do Norte, <i>Juneau</i> (Alasca), Porto de <i>Los Angeles</i></li> <li>• O Porto de Lisboa também adotou esta estratégia, e a partir de 2022, imporá que os navios atracados fiquem ligados a uma fonte de energia terrestre (Tomás, 2020)</li> </ul>
<b>Estratégias de mercado</b>	Taxa diferenciada	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Reduções de taxas portuárias com base no desempenho ambiental da embarcação</li> <li>• Um governo ou órgão regulador define um limite ou 'teto' sobre a quantidade de degradação ambiental ou poluição permitida em uma determinada área e, em seguida, permite que empresas ou indivíduos negociem licenças ou créditos para cumprir o limite</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Programa voluntário de quotas ambientais diferenciadas na Suécia desde 1998</li> </ul>
	Sistema de limite e comércio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Um governo ou órgão regulador define um limite ou 'teto' sobre a quantidade de degradação ambiental ou poluição permitida em uma determinada área e, em seguida, permite que empresas ou indivíduos negociem licenças ou créditos para cumprir o limite</li> </ul>	

Adaptado de Han, 2010

Para o cumprimento do previsto no Anexo VI da MARPOL, os operadores de navios têm essencialmente optado por 2 opções: usar combustíveis com baixo teor de enxofre ou usar um Sistema de Tratamento de Gases de Exaustão (EGCS), nos locais onde estes são permitidos. A

escolha depende de uma série de fatores, incluindo o custo dos combustíveis com baixo teor de enxofre que cumprem os regulamentos, e o custo de introduzir e manter um EGCS em bom estado de funcionamento e cumprindo os regulamentos impostos. A adoção pelos *scrubbers* têm sido economicamente mais rentável do que a utilização combustíveis com menor teor de enxofre, principalmente devido à diferença de preços entre os combustíveis pesados e os de baixo teor de enxofre (Zhang et al., 2019).

## 5 Sistemas de tratamento de gases de exaustão (EGCS) / *Scrubbers*

Os Sistema de Tratamento de Gases de Exaustão (EGCS do inglês «*Exhaust Gas Cleaning System*»), no caso dos navios os *scrubbers*, são equipamentos instalados no sistema de escape, após o motor, que têm como função o tratamento dos gases de exaustão usando uma variedade de substâncias, que podem incluir água do mar, água doce tratada quimicamente ou substâncias secas - enchimento (ABS, 2018). A remoção dos gases de escape é devido à sua dissolução e/ou reação com no fluido de lavagem ou absorção no enchimento (Lange & Markus, 2015).

O principal objetivo dos EGCS utilizados nos navios atualmente é a remoção do SO<sub>x</sub> das emissões atmosféricas associadas aos gases de escape, inerentes ao elevado teor de enxofre dos combustíveis navais, cumprindo os requisitos da regra 14.1, e 14.4 do Anexo VI da MARPOL e artigo 4c da Diretiva 1999/32/CE do Conselho. Para além da remoção do SO<sub>x</sub> dos gases de exaustão os *scrubbers* também removem partículas (como cinzas e metais pesados) e hidrocarbonetos líquidos não queimados (OCIMF, 2016).

No mercado estão disponíveis uma variedade de *scrubbers* que garantem o cumprimento dos requisitos regulamentados pelo Anexo VI da MARPOL. De acordo com Teuchies et al. (2020), referido por *Clarksons World Fleet Register*, consultado em novembro de 2019, foram já instalados cerca de 3 000 *scrubbers*, o que corresponde a 3% do número total de navios. Adicionalmente, 15% em número, de todas as embarcações encomendadas (novembro de 2019) terão um *scrubber* instalado. Genericamente os *scrubbers* classificam-se de acordo com a seu funcionamento: húmido ou a seco. No caso dos sistemas húmidos podem ter três formas de configuração (ABS, 2018) - Figura 39:

- (i) *Open Loop*;
- (ii) *Closed Loop*; e
- (iii) Híbridos.

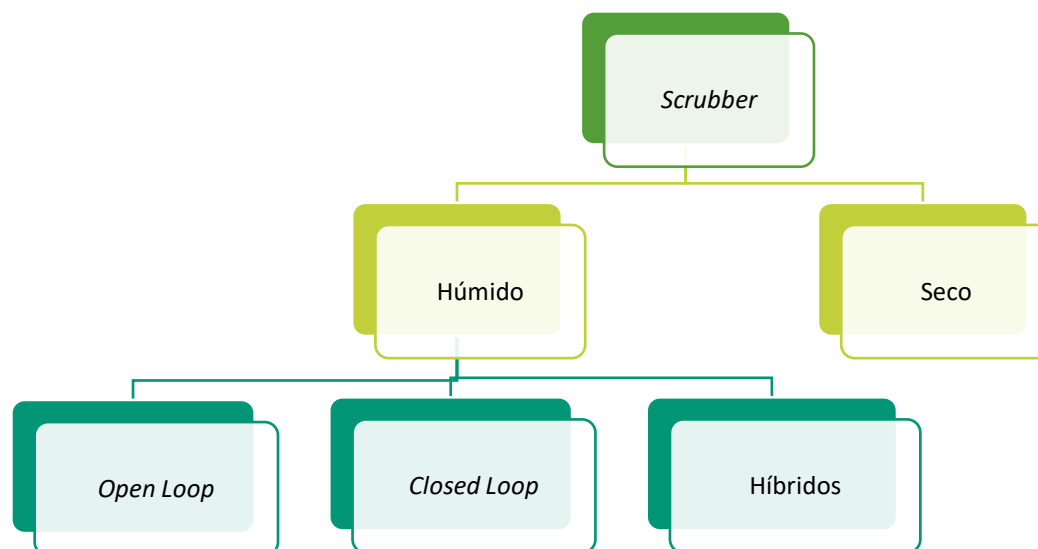


Figura 39 - Hierarquia dos sistemas de tratamento de gases de exaustão  
 Adaptado de Lloyd's Register, 2012

A eficiência de remoção de SO<sub>x</sub> e de partículas dos diferentes tipos de *scrubber* é idêntica conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 – Remoção de emissões por tipo de *scrubber*

Tipo <i>Scrubber</i>	SO <sub>x</sub>	PM
Húmidos	>99%	Apróx. 80%
Secos	>99%	80-90%

Adaptado de Rojon, 2015

A opção da instalação de um EGCS, por parte do responsável do navio, deve ter em conta o investimento inicial de instalação (CAPEX do inglês «*Capital Expenditure*»), os custos operacionais e de manutenção (OPEX do inglês «*Operational Expenditure*») e a quantidade de tempo expectável que o navio passará em zonas ECA (Lloyd's Register, 2012). O investimento necessário para instalar um EGCS depende do tipo (*open loop* e *closed loop*) e tamanho da instalação e pode variar entre 100 e 200€/kW de potência instalada em novas construções e 200 a 400 €/kW para instalações em navios existentes - reconversão (Zis & Psaraftis, 2019). Dependendo das condições, o investimento inicial pode ser recuperado em 1 a 2 anos (Teuchies et al., 2020).

No caso de reconversão a instalação de *scrubbers* deve considerar ainda (Li et al., 2020):

- o aumento do custo da reconversão pela necessidade de reajustar equipamentos instalados;
- a diminuição da receita associada ao tempo de paragem necessário para a reconversão;
- a diminuição da capacidade de carga do navio, devido ao grande volume dos novos equipamentos instalados.

Os custos operacionais devem incluir o combustível necessário ao seu funcionamento. O consumo de combustível dos EGCS depende do tipo de sistema, Zis & Psaraftis (2019) estimam um aumento de consumo de energia de 1 a 3% para sistemas do tipo *open loop*, e 0,5% a 1,5% para sistemas *closed loop*.

De acordo com Ma et al. (2012), o qual analisou o ciclo de vida de refinação dos diferentes combustíveis e respetivo consumo energético, a opção pela utilização de *scrubbers* consome menos energia do que o processo de remoção do enxofre realizado nas refinarias.

A maioria dos *scrubbers* instalados são do tipo húmido, e o mercado é dominado pela utilização de *scrubbers* do tipo *open loop* (Teuchies et al., 2020), muito devido à relação benefício-custo comparativamente com os do tipo *closed loop* e devido ao aumento do custo de funcionamento e gestão dos últimos (Winnes et al., 2018).

## 5.1 *Scrubbers* Húmidos

Num *scrubber* húmido, o SO<sub>x</sub> e as partículas dos gases de exaustão são transferidos para o meio líquido, fluido de lavagem, através de um processo de dissolução dos poluentes neste, com ou sem reação química (Rojon, 2015). Os fluidos de lavagem mais comuns são a água do mar não tratada e a água doce tratada quimicamente ou uma combinação de ambas (ABS, 2018; EGCSA, 2012).

A maioria dos *scrubbers* húmidos têm três componentes (a unidade de tratamento de gases de exaustão, a unidade de tratamento de fluido de lavagem e o depósito de lamas), ilustrados na Figura 40 (EGCSA, 2012; USEPA, 2011).

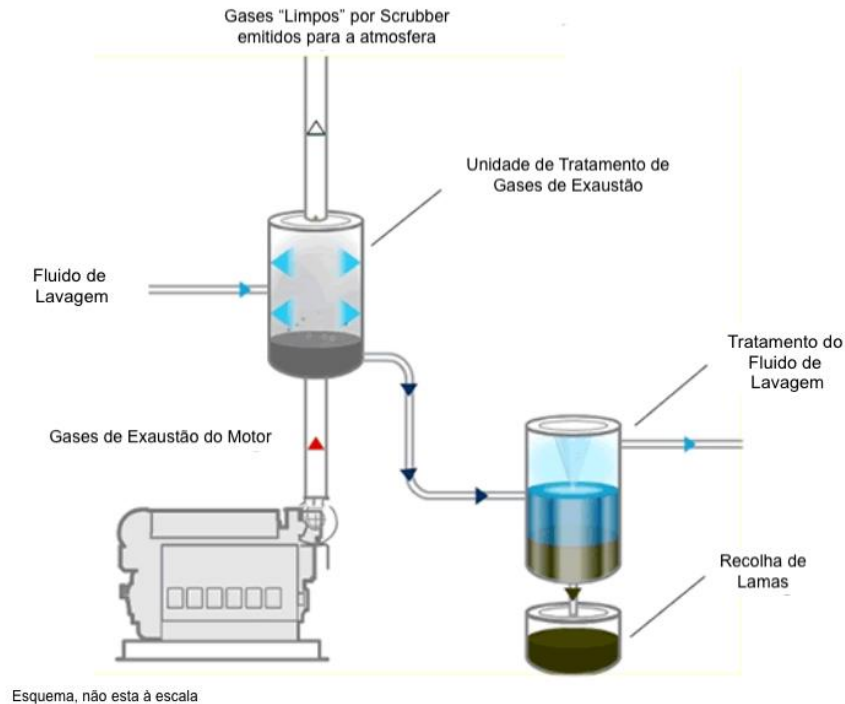


Figura 40 – Componentes básicos de um EGCS do tipo húmido  
Adaptado de EPA, 2011a

A unidade de tratamento de gases de exaustão funciona como uma câmara de contacto entre o fluxo dos gases do motor ou da caldeira e o fluido de lavagem.

O objetivo da unidade de tratamento do tratamento do fluido de lavagem é remover os poluentes solúveis e insolúveis do mesmo. O fluido de lavagem, após a unidade de tratamentos dos gases de exaustão, contém o  $\text{SO}_2$ ,  $\text{SO}_3$  e  $\text{NO}_2$  que formam sulfatos e nitratos e também os sólidos em suspensão, metais pesados, hidrocarbonetos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos. Para promover o contacto e mistura entre os gases de exaustão e o fluido de lavagem e potenciar a absorção do  $\text{SO}_x$  no fluido, pode maximizar-se a superfície de contacto entre estes sem obstruir a passagem de gases exaustão e sem afetar a pressão e o funcionamento do motor (USEPA, 2011).

Por último, o depósito de lamas serve para recolher os resíduos separados da água de tratamento.

Todos os componentes, mencionados anteriormente, estão interligados por tubagens e várias bombas, permutadores de calor e tanques, dependendo da configuração do sistema de depuração. O sistema de tratamento do fluido de lavagem pode receber fluidos de lavagem de um ou de vários *scrubbers*. Todos os componentes devem estar ligados a um sistema de monitorização e controlo, com instrumentação dedicada a um único *scrubber* ou compartilhada por vários, formando um sistema integrado (Lloyd's Register, 2012).

A composição do gás efluente do EGCS depende da qualidade do combustível usado, da eficiência da combustão, da qualidade da água usada para a lavagem, e da própria eficiência do scrubber (Lange & Markus, 2015).

Os EGCS estão usualmente no cimo do navio devido as limitações de acesso e espaço dentro do mesmo. Como a temperatura de escape é significativamente reduzida durante a limpeza, são posicionados após quaisquer sistemas de recuperação de calor residual (EGCSA, 2012; USEPA, 2011). De acordo com a EGCSA, estes sistemas também tem um efeito silenciador, pelo que pode ser instalados em vez do silenciador do escape, poupando espaço (EGCSA, 2012).

Os sistemas são considerados *open loop* quando utilizam água do mar, usando as suas propriedades altamente alcalinas para remover o  $SO_x$ , e *closed loop*, quando usam uma solução química aquosa para limpar os gases de exaustão (Rojon, 2015).

### 5.1.1 Scrubber Open Loop

Num scrubber open loop (Figura 41) a água de lavagem é água do mar captada e bombeada até à unidade de tratamento dos gases, onde entra em contacto com os gases de exaustão. Após este processo, os contaminantes gasosos e material particulado contido nos gases são transferidos para a água de lavagem, originando uma água residual. A água de lavagem pode ser: descarregada diretamente no mar, tratada e/ou diluída antes da descarga (Rojon, 2015). A água de lavagem não é recirculada neste tipo de sistema.

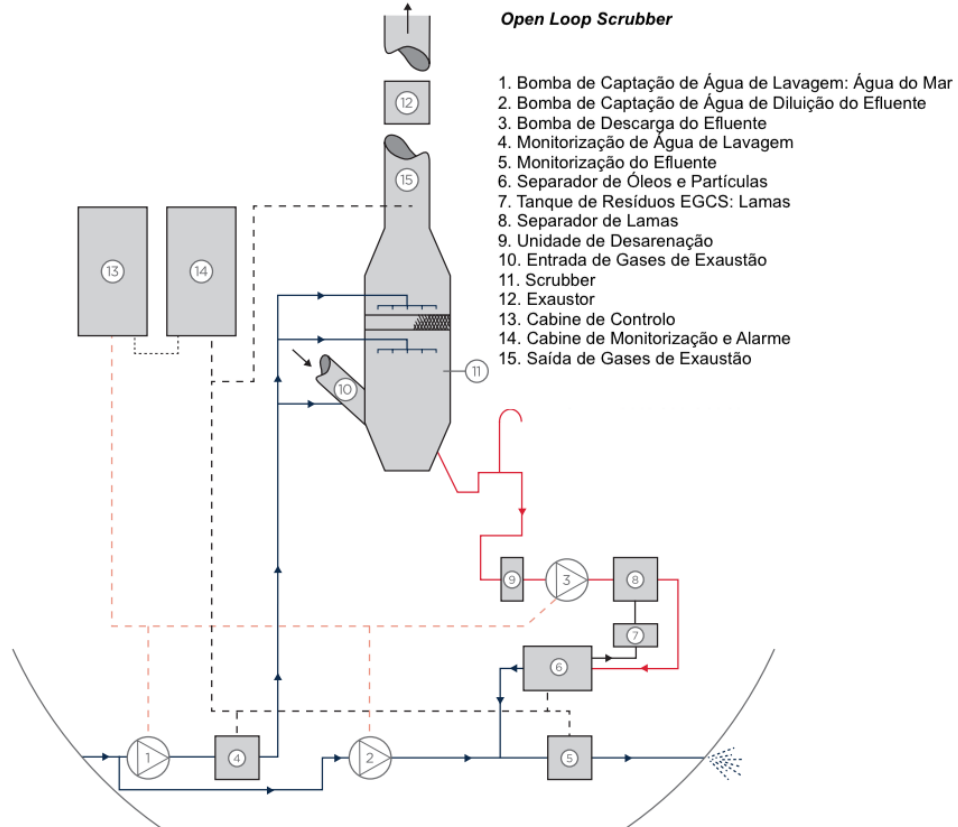
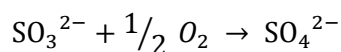
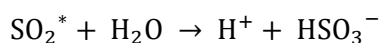
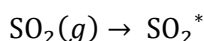


Figura 41 - Esquema de funcionamento de um scrubber open loop

Adaptado de ABS, 2018

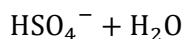
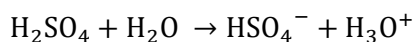
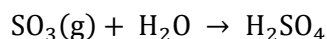
O caudal de água de lavagem em sistemas *open loop* é de aproximadamente 45 m<sup>3</sup>/MW h (Endres et al., 2018; Lloyd's Register, 2012), embora possa variar consoante o teor de enxofre do combustível, a carga do motor e eficiência pretendida para o processo

Na unidade de tratamento dos gases de um *scrubber open loop* (identificada como 11 na Figura 41), os SO<sub>x</sub> dos gases de exaustão, constituídos principalmente por SO<sub>2</sub> (95%), dissolvem-se na água formando ácido sulfuroso (H<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>) que, por sua vez, pode ionizar para formar iões bissulfito (HSO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e sulfito (SO<sub>3</sub><sup>2-</sup>). Por fim, e dado que a água do mar tem oxigénio, o sulfito pode ser oxidado a sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). As reações são as seguintes (Karle & Turner, 2007; Kjølholt et al., 2012; Lange & Markus, 2015; Lloyd's Register, 2012):

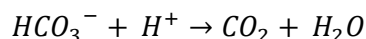


$$\text{Onde } [SO_2^*] = [SO_2(aq)] + [H_2SO_3]$$

No caso dos SO<sub>3</sub> (5% dos gases de exaustão), dissolvem-se na água formando o ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) que, por sua vez, na presença de água, origina o ião hidrogeno sulfato (HSO<sub>4</sub><sup>-</sup>), através das seguintes reações (Karle & Turner, 2007):



A capacidade tampão natural da água do mar, causada pelo teor natural de bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), é utilizada para neutralizar os iões ácidos formados neste processo (Kjølholt et al., 2012; Lange & Markus, 2015).



Quando a alcalinidade natural se esgotar, a água da lavagem torna-se ácida. A eficiência do processo aumenta com o aumento da alcalinidade da água de lavagem, a qual, depende da composição química e física da água do mar, nomeadamente da temperatura e salinidade. Destaca-se que a água do mar é ligeiramente alcalina com pH de 7,5 a 8 (Lange & Markus, 2015). Quando a alcalinidade é baixa, como acontece por exemplo no Mar Báltico, pode ser necessário adicionar alcalinidade para facilitar as reações ou aumentar o caudal de água do mar captada (Karle & Turner, 2007; USEPA, 2011), resultando num maior consumo de energia (Boer & Hoen, 2015), mas também numa maior produção de água de lavagem residual - efluente.

A temperatura da água também tem impacte na eficiência dos *scrubbers*, uma vez que as temperaturas mais altas reduzem a solubilidade de SO<sub>2</sub> (Endres et al., 2018).

Para além do descrito acima também alguns NO<sub>x</sub> podem ser removidos dos gases de escape. É principalmente a fração NO<sub>2</sub> que é capturada, e será transferida para a água de lavagem como nitratos (Boer & Hoen, 2015).



### 5.1.2 Scrubber Closed Loop

O princípio de funcionamento de um scrubber closed loop (Figura 42) é semelhante ao scrubber open loop, mas nestes o fluido de lavagem é recirculado, para manter o processo de “limpeza”. O fluido de lavagem pode ser água doce ou salgada, dependendo do design do mesmo (ABS, 2018).

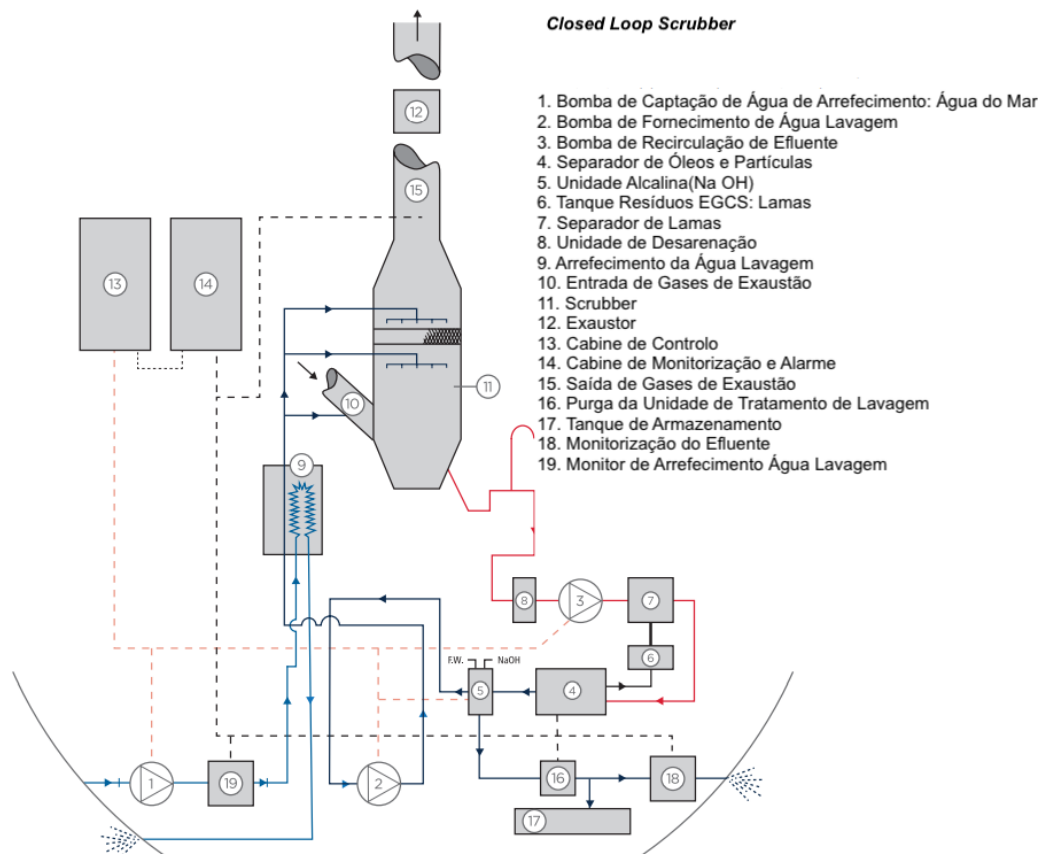


Figura 42 – Esquema de funcionamento de um scrubber closed loop  
 Adaptado de ABS, 2018

Tipicamente, a taxa de recirculação média é 20 m<sup>3</sup>/MW h (Endres et al., 2018). A água de lavagem antes de recircular é tratada para remover resíduos e repor a alcalinidade por meio de adição de bases (ABS, 2018; Lange & Markus, 2015; Lloyd’s Register, 2012). A remoção de partículas em suspensão pode ser efetuada por meio físico de separação ou por coagulação-floculação, seguida de um meio físico de separação (Lange & Markus, 2015). Para controlar a alcalinidade, normalmente a esta água é adicionado hidróxido de sódio (NaOH) ou, mais

raramente, óxido de magnésio (MgO) podendo igualmente ser conseguida através da eletrólise da água do mar.

A água de lavagem é recirculada ou bombeada a partir do tanque de processo no qual são repostas quaisquer perdas de água. Periodicamente deve ser efetuada uma purga no circuito da água de lavagem (*bleed-off*) (ABS, 2018) para minimizar a concentração de sulfato de sódio de modo a controlar a formação de cristais de sulfato de sódio e consequentemente a degradação progressiva do sistema de água de lavagem (Lloyd's Register, 2012). Com este tipo de equipamentos a água residual descarregada - purga - diminui substancialmente, a descarga varia entre 0,1 a 0,3 m<sup>3</sup>/MW h para uma taxa de recirculação de 20 m<sup>3</sup>/MW h (ABS, 2018; EGCSA, 2012; Karle & Turner, 2007). Um sistema *closed loop* descarrega, tipicamente, 250 vezes menos água do que um *open loop* (Boer & Hoen, 2015).

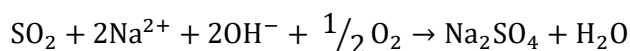
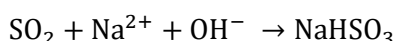
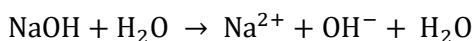
A água purgada é conduzida para um hidrociclone ou separador, onde os resíduos são removidos, ou noutros casos segue para uma unidade de tratamento (BOTU do inglês «*Bleed Off Treatment Unit*»). Após estes processos, a água tratada é descarregada no mar ou vai para um tanque de retenção, dependendo da localização do navio e dos regulamentos locais.

As lamas residuais removidas da água de lavagem vão para um depósito de resíduos/lamas para eliminação em terra.

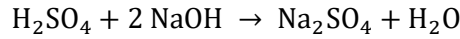
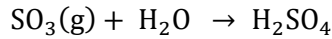
A água repostada no tanque de processo serve para substituir a água de lavagem perdida no processo de tratamento da purga e/ou repor a que evaporou durante o processo de “limpeza” dos gases. De acordo com Wärtsilä (2017) a compensação necessária é geralmente de 0,14 m<sup>3</sup>/MW h. A água recirculada, antes de voltar a ser injetada na unidade *scrubber*, passa por um permutador de calor (água do mar) por forma a baixar a sua temperatura e evitar o seu aparecimento nos gases de exaustão originando perdas de água (ABS, 2018; Wärtsilä, 2017).

O sistema pode funcionar com zero descargas por períodos limitados tendo em conta a capacidade do tanque de retenção das águas purgadas (ABS, 2018; EGCSA, 2012; Karle & Turner, 2007).

Os processos químicos para remover as emissões de SO<sub>x</sub> são semelhantes aos do sistema *open loop*. O SO<sub>2</sub> reage com uma base e, consequentemente, não reage com o bicarbonato natural da água do mar. No caso de a base ser o hidróxido de sódio, a mais comum, os óxidos de enxofre são dissolvidos e reagem para formar bissulfito de sódio (NaHSO<sub>3</sub>), sulfito de sódio (Na<sub>2</sub>SO<sub>3</sub>) e sulfato de sódio (Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). As reações com o SO<sub>2</sub> presente nos gases de exaustão são as seguintes (Lange & Markus, 2015; Lloyd's Register, 2012):



No caso do SO<sub>3</sub> as reações são as seguintes:



### 5.1.3 Híbridos

Existem vantagens em usar sistemas do tipo *open loop*, como por exemplo, o facto de não ser necessário a utilização de um aditivo alcalino e a água de lavagem ser mais simples de tratar. No entanto, os sistemas do tipo *closed loop* também têm vantagens, dado que não são afetados pela alcalinidade do local onde os navios navegam. Desta forma, o *scrubber* mantém a mesma eficiência e há pouca ou nenhuma descarga de água, diminuindo o seu impacto ambiental e permitindo a sua utilização em locais onde não é permitida a navegação com sistemas *open loop*. De modo a aproveitar as vantagens de ambos os sistemas, foram desenvolvidos, por alguns fabricantes, os *scrubbers* híbridos, que permitem a operação tanto em sistema *open loop* como *closed loop*, consoante a sua necessidade (Figura 43). A transição é feita alterando a bomba de captação de água do mar (4) para a bomba de recirculação da água de lavagem (3) e alterando a descarga de água de lavagem da descarga ao mar para o tanque circulante (6) (ABS, 2018).

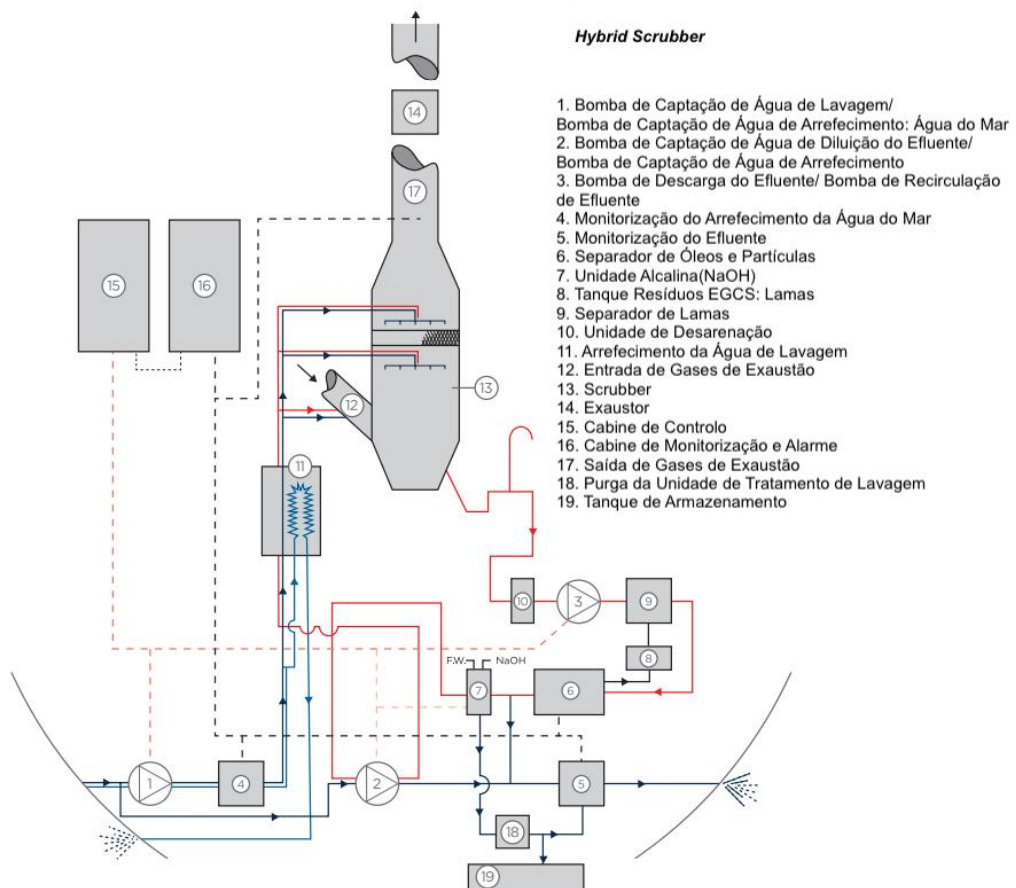


Figura 43 - Esquema de funcionamento de um scrubber híbrido  
 Adaptado de ABS, 2018

Na Tabela 12 apresentam-se as vantagens e desvantagens de cada uma das configurações dos *scrubbers* húmidos assim como a sua aplicação.

Tabela 12 – Vantagens e desvantagens dos diferentes tipos de *scrubber* húmidos.

Configuração do <i>Scrubber</i>	Prós/Vantagens	Contras/Desvantagens	Aplicação
<b>Open Loop</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Usa água do mar na lavagem; geralmente não envolve armazenamento ou manuseio de produtos químicos perigosos (p.e. soda cáustica);</li> <li>• Sistema mais simples (menos equipamento/sistema) em comparação com os <i>scrubbers</i> do tipo <i>closed loop</i>;</li> <li>• CAPEX e OPEX relativamente baixos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Não é adequado para águas com baixa alcalinidade;</li> <li>• Restrições na descarga da água de lavagem em certas áreas costeiras/portuárias;</li> <li>• Necessidade de grandes quantidades de água de lavagem.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Embarcações que operam a maior parte do tempo em oceano/mar aberto;</li> <li>• Navios que não entram em áreas com restrições na descarga da água de lavagem.</li> </ul>
<b>Closed Loop</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Independente do local de operação - em água de baixa alcalinidade; em áreas costeiras/portuárias com restrições de descarga;</li> <li>• Efluente armazenado a bordo enquanto o volume do tanque o permitir.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Complexo sistema de água de lavagem;</li> <li>• Carece de equipamento/sistema adicional para tratamento de água;</li> <li>• Requer de mais espaço;</li> <li>• Necessidade de cuidado especial no manuseio e armazenamento da solução de NaOH, uma substância perigosa.</li> <li>• Duração da operação limitada pelo tamanho do tanque de efluente</li> <li>• CAPEX relativamente mais alto</li> <li>• OPEX relativamente maior devido ao uso de NaOH e manuseio de resíduos;</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Navios que navegam constantemente em áreas com restrições na descarga ou água de baixa alcalinidade.</li> </ul>
<b>Híbrido</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Flexibilidade para operar em todas as regiões, independentemente da alcalinidade ou temperatura da água do mar;</li> <li>• Efluente pode ser armazenado a bordo enquanto o volume do tanque o permitir</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Sistema complexo com mais componentes;</li> <li>• Requer espaço;</li> <li>• Manuseio e armazenamento de NaOH e eliminação de resíduos para operação em circuito fechado;</li> <li>• CAPEX mais elevado;</li> <li>• Maior OPEX devido ao uso de NaOH e manuseio de resíduos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tanto no oceano/mar aberto como em áreas com restrições de descarga/operação.</li> </ul>

## 5.2 *Scrubbers* Secos

Os *scrubbers* secos, na Figura 44, têm sido amplamente utilizados nos sistemas de depuração de gases em terra desde a década de 1970.

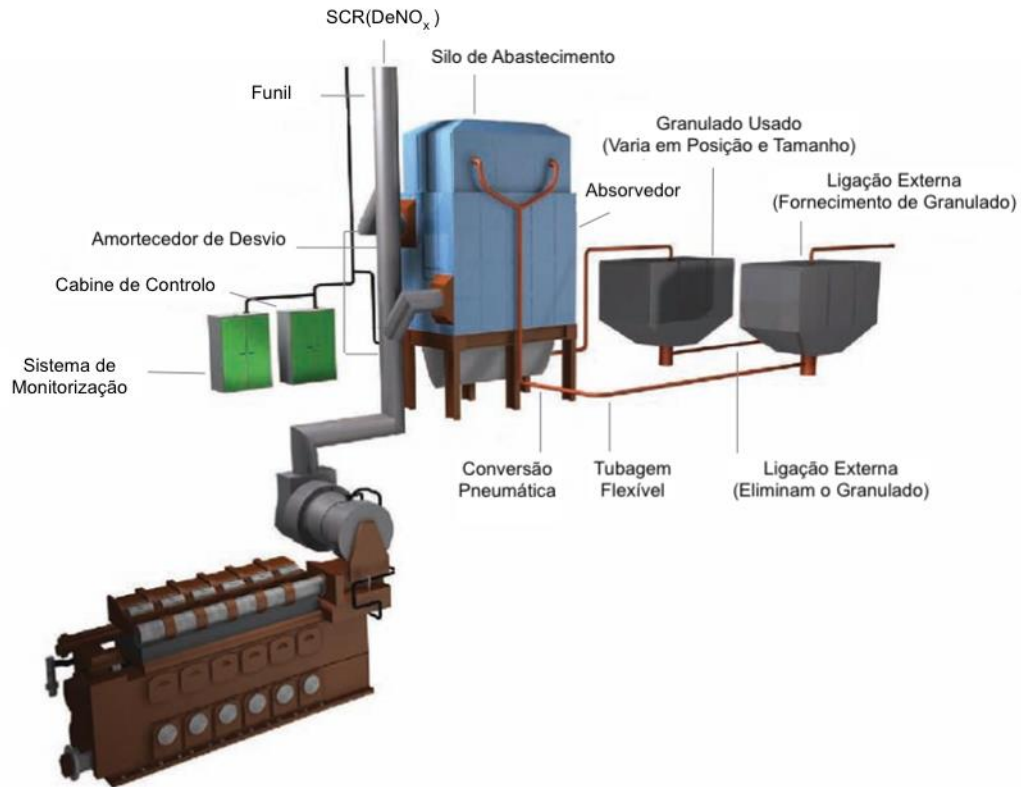


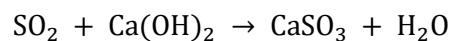
Figura 44 - Esquema de funcionamento de um scrubber seco  
Adaptado de Lloyd's Register, 2012

Tipicamente estes sistemas têm os seguintes componentes (Lloyd's Register, 2012):

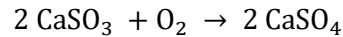
- unidade de tratamentos dos gases de exaustão, onde um processo de absorção trata os gases de exaustão de uma ou mais unidades de combustão, fazendo-os contactar com um absorvente. A entrada dos gases de exaustão é perpendicular ao fluxo vertical e descendente do absorvente usado;
- sistema transportador pneumático, o qual permite que o absorvente seja transportado e armazenado a bordo. O absorvente é alimentado por um sem-fim;
- sistema de monitorização do controlo de escoamento e de emissão.

A remoção do absorvente é um processo automatizado e pode ser contínuo ou intermitente

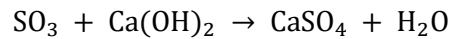
Tipicamente é usado como absorvente hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), que reage com dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ) formando sulfito de cálcio ( $\text{CaSO}_3$ ):



O sulfito de cálcio é então oxidado para formar sulfato de cálcio hidratado ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) - Gesso:



Reação com  $\text{SO}_3$  é:



A vantagem de um *scrubber* seco é o seu menor consumo de energia em comparação com um *scrubber* húmido, e o facto de não haver descargas para o meio marinho (Boer & Hoen, 2015). Outra vantagem da utilização deste tipo *scrubber* é a possibilidade de integrar um sistema de Redução Catalítica Seletiva (SCR), para remover  $\text{NO}_x$  (Kjølholt et al., 2012). Ao maximizar o design da unidade, de forma a aumentar o tempo de contacto com o absorvente, maximiza-se a remoção de enxofre e partículas dos gases de exaustão.

No entanto, esta tecnologia de limpeza origina um fluxo de resíduos contendo a substância utilizada para o processo de remoção de  $\text{SO}_x$  e PM do gases de exaustão (ABS, 2018). Estes resíduos podem ser reutilizados para fabricar placas de parede em gesso, por exemplo (Boer & Hoen, 2015).

Embora esteja comprovada a eficácia do processo, pela sua utilização em terra há longos anos, estes têm algumas desvantagens nomeadamente a necessidade de fornecimento e armazenamento do absorvente, que é relativamente elevada (Merta, et al., 2016), assim como o armazenamento e eliminação em terra do absorvente após o seu uso (Kjølholt et al., 2012).

Com este sistema e, usando combustível com 4.5% enxofre, é possível obter emissões equivalentes à utilização de combustível com 0,1% de enxofre. Quanto à remoção de partículas será de 80%.

## 6 Águas residuais e lamas dos *scrubbers*

O tratamento do fluido de lavagem origina duas frações de efluente, como já mencionado no ponto 4.1 (Figura 40):

- água residual a ser descarregada no mar ou armazenada no caso de zero descargas;
- lamas, a fração sólida ou semissólida, que devem ser armazenadas e eliminadas em terra.

A preocupação com a utilização deste tipo de sistemas surge devido aos potenciais efeitos das águas residuais e das lamas na vida marinha e nos processos biogeoquímicos oceânicos. Durante o funcionamento de um *scrubber* ocorre uma transferência direta dos poluentes dos gases de exaustão para o fluido de lavagem descarregado no mar. A situação torna-se mais preocupante porque quando os operadores optam pela utilização de *scrubbers*, usam combustíveis com maior teor de enxofre, os quais também têm concentrações mais elevadas de outros compostos potencialmente perigosos como os HAP e metais pesados, em comparação com por exemplo o MGO (Teuchies et al., 2020).

A descarga de águas residuais dos *scrubbers* ainda não é completamente regulada (Endres et al., 2018), e as Diretrizes do MEPC da IMO para os *scrubbers* (adotadas em 2008 e revistas em 2009 e 2015) não abordam adequadamente os potenciais impactes da descarga destas águas no meio marinho (Linders et al., 2019; USEPA, 2011) e nas zonas costeiras com tráfego intenso, especialmente estuários e bacias semifechadas. A utilização alargada de *scrubbers* é uma pressão adicional para o meio aquático o que pode dificultar os esforços para alcançar um “bom estado” ambiental em conformidade com por exemplo a Diretiva-Quadro da Água (APA, sem data; CE, 2019).

### 6.1 Caracterização e tratamento das águas residuais e lamas dos *scrubbers*

Nas configurações dos *scrubbers* húmidos, *open loop* e *closed loop*, não é apenas o  $SO_x$  que é transferido dos gases para a água de lavagem – originando a contaminação da água residual. Ambos os tipos de sistemas descarregam água residual para o ambiente aquático contendo várias substâncias químicas potencialmente perigosas. Por exemplo, além dos componentes gasosos, também se forma fuligem, especialmente durante a combustão incompleta, pelo que os gases de exaustão contêm partículas ou vestígios de combustível não queimado ou de lubrificantes, e a sua dissolução na água de lavagem está na origem de altas concentrações de diversos metais, particularmente de vanádio (V), níquel (Ni) e chumbo (Pb), bem como HAP na água residual (Endres et al., 2018; Koski et al., 2017)

A água de residual gerada por um *scrubber* pode conter contaminantes de três fontes (USEPA, 2011):

- dos gases de escape que saem do motor (produtos de combustão, combustível e lubrificantes);
- da água de lavagem utilizada para limpar os gases de escape (água do mar ou água doce); e
- do próprio *scrubber*, dissolução de materiais, possíveis produtos de reação e/ou aditivos químicos.

Os caudais de descarga de água de lavagem são diferentes tendo em conta a configuração do *scrubber* que está a ser usado. No caso dos *scrubbers open loop* a quantidade total da água de lavagem captada (exceto uma pequena fração que fica contida nas lamas quando o sistema de tratamento está a funcionar) é igual à descarregada. O valor considerado como base para desenvolver os critérios de descarga para os sistemas *open loop* é de 45 m<sup>3</sup>/MW h (EGCSA, 2012; Lloyd's Register, 2012; USEPA, 2011), o que implica um volume de descarga de efluente de 540 m<sup>3</sup>/h, para um navio com potência 12 MW (USEPA, 2011), critério que está em concordância com o apresentado por Teuchies et al. (2020) que refere, que o caudal típico de água de lavagem gerada por um *scrubber* de um navio com potência de 15MW é 200-500 L/s.

Tipicamente, o tratamento das águas de um *scrubber open loop* consiste em remover os sólidos suspensos e neutralizar o pH. Um tratamento típico para a remoção de sólidos suspensos é a utilização de um hidrociclone, o qual, usando força centrífuga, separa as partículas maiores (30-40 µm) da água de lavagem (USEPA, 2011). Os sólidos centrifugados são recolhidos para um tanque de lamas. A eficácia da separação das partículas depende do seu tamanho e densidade. Para a neutralização do pH o efluente é misturado com água do mar. Após estes tratamentos o efluente é descarregado no mar (USEPA, 2011). Os *scrubbers* fornecidos pela Wärtsilä tem um tanque de repouso da água de lavagem instalado antes da passagem do efluente pelo hidrociclone, por forma a eliminarem gases dissolvidos e aumentarem a eficácia do hidrociclone (Wärtsilä, 2017).

Nos *scrubbers closed loop* a água de lavagem é quase totalmente recirculada. No entanto para garantir que a capacidade de tratamento se mantém é necessário efetuar uma purga, tipicamente 0,5 – 3 L/s para um navio que opera a 15 MW, e repor a quantidade de água purgada suplementada com a alcalinidade necessária (Teuchies et al., 2020). Desta forma apenas uma fração da água de lavagem é enviada para tratamento e posteriormente descarregada no mar. Em alternativa esta água de lavagem pode ser encaminhada para um depósito de águas de porão não destinado à descarga ou a outro tanque de retenção para posterior tratamento e descarga, ou para eliminação em terra (USEPA, 2011).

Para aumentar a eficiência de remoção dos sólidos podem ser adicionados outros processos como a filtração e/ou a coagulação-floculação e/ou flotação (USEPA, 2011). Nos casos em que são adicionados compostos para promover a agregação das partículas, a certificação do *scrubber*, deve prever o seu controlo no efluente a descarrega de acordo com o previsto nas diretrizes.

Segundo Merta et al. (2016) o sistema de tratamento instalado pela Wärtsilä, inclui um arejamento da água residual num tanque tampão para oxidar sulfitos a sulfatos e flotação de ar dissolvido (DAF do inglês «*Dissolved Air Flotation*»). Na unidade de DAF é injetado ar comprimido na água residual, o qual, ao ser libertado à pressão atmosférica, dá origem a bolhas, que sobem até à superfície do líquido, arrastando consigo partículas em suspensão (Monte et al., 2016).

A composição química das águas residuais depende de vários fatores incluindo o design do *scrubber* e respetiva eficiência de remoção, características do combustível e lubrificante usados, condições de operação do navio (como por exemplo a carga, idade do navio, sistema de

tratamento instalado, entre outros) (Jan Linders et al., 2019). A corrosão do próprio EGCS pode contribuir para presença de metais na água residual (Boer & Hoen, 2015). No caso dos *scrubbers closed loop* a qualidade de água residual é influenciada pelo tempo de recirculação da água de lavagem. Um tempo de recirculação maior implica um aumento da concentração de poluentes, embora o volume de descarga neste sistema seja menor comparativamente aos sistemas tipo *open loop* (Kjølholt et al., 2012).

Na Tabela 13 e na Tabela 14 apresenta-se a caracterização química das águas residuais provenientes de *scrubbers open loop* e *scrubbers closed loop*, respetivamente. Os resultados apresentados na Tabela 13 e na Tabela 14 resultam de diferentes trabalhos em que foram utilizadas metodologias distintas de amostragem e de caracterização o que dificulta a sua comparação.

Da análise da Tabela 13 e da Tabela 14 verifica-se a presença de 13 metais pesados, sendo o vanádio, níquel, cobre e zinco os mais relevantes, concentrações mais altas. Segundo Lange & Markus (2015) as concentrações altas de vanádio e níquel estão relacionadas proporcionalmente com a presença de enxofre no combustível usado. A concentração de cobre e zinco não corresponde a composições do combustível (Turner, et al., 2017), podendo estar relacionadas com a degradação dos materiais usados nos equipamentos dos navios, como tubagens ou corrosão de ânodos de proteção (Schmolke et al., 2020). Teuchies et al. (2020) reportou concentrações de metais (40 vezes em média) e HAP (1,3 vezes em média) mais elevadas em *scrubbers* com configuração *closed loop* do que em *open loop*, e concluiu que, devido ao tratamento das águas de lavagem instalado, a quantidade de contaminantes descarregados para o meio marinho é inferior à dos sistemas *open loop* (6 vezes para os metais e 183 vezes para os HAP).

Como já explicitado, em resultado da absorção de SO<sub>2</sub> e sua transformação em sulfatos, são produzidos iões de hidrogénio e, conseqüentemente, observa-se um aumento da acidez da água de lavagem e um decréscimo do pH (pH~ 3) (Endres et al., 2018). Para evitar efeitos ambientais negativos, antes da descarga, a água residual é misturada com volumes maiores de água do mar que foram utilizados para o arrefecimento do motor. Se necessário, pode ser tomada água adicional para ajustar o pH desta água e, assim, evitar efeitos ambientais devido a descargas ácidas. Consultando os resultados dos estudos (apresentados nas Tabela 13 e Tabela 14), confirma-se um decréscimo do mesmo, sendo o decréscimo mais evidente nas amostras de água dos *scrubbers open loop* do que nos *closed loop*, onde o pH tende a ser mais elevado. Este facto pode ser justificado pelo facto de alguns dos resultados apresentados corresponderem a amostras recolhidas antes da diluição permitida pelas diretrizes da IMO para regular o pH antes da descarga.

Tabela 13 – Caracterização de águas residuais de Scrubbers Open Loop

	Estudo						
	Navio: MV Ficaria Seaways <sup>1</sup>	Navio: Magnolia Seaways <sup>2</sup>	PPR6/INF.20 <sup>3</sup>	MEPC 74/INF 24 <sup>3</sup>	EGCSA & Euroshore <sup>4</sup>	Navio: Clipper Harald <sup>5</sup>	German Environment Agency <sup>6***</sup>
<b>N.º navios considerados</b>	1*	1	-	-	20**	1	5
<b>pH</b>	3,0 – 6,0	-	-	-	-	3,24	5,49
<b>Turvação (FNU)</b>	Média 4,5	-	-	-	-	1,75	1,58
<b>HAP<sub>phe</sub> (µg/L)</b>	5-10	-	-	-	-	-	14,5
<b>Nitrito (NO<sub>2</sub>) (mg/L)</b>	-	-	-	-	0,04	<10	<0,06
<b>Nitrato (NO<sub>3</sub>) (mg/L)</b>	0,031–0,130****	-	-	-	6,5	<0,03	<0,08
<b>Sulfato (mg/L)</b>	-	-	-	-	-	1,13	-
<b>Sólidos Suspensos (mg/L)</b>	2,75	-	-	-	-	-	-
<b>CQO (mg/L)</b>	52	-	-	-	-	-	-
<b>Presença de óleos (mg/L)</b>	1,9*	-	-	-	-	-	-
Vanádio	164	-	78,4	58,0	180,2	164	78,4
Níquel	43,3	162,0	15,5	17,99	53,2	41,67	20,0
Crómio	5,6	41,0	-	22,8	17,5	<0,9	-
Cadmio	0,1	1,9	0,03	0,035	1,75	<0,05	0,03
Mercúrio	<0,05	<LD	-	-	0,2	-	-
<b>Metais Pesados (µg/L)</b>	26,4	-	0,8	1,755	15,9	<0,5	0,4
Arsénio	1,4	0,61	3,3	1,2	9,3	1,61	3,3
Cobre	190	1,4	6,4	8,12	26,2	1,05	7,3
Zinco	324	21,0	4,7	48,3	121,7	10,8	22,8
Molibdénio	-	6,7	-	-	-	10,5	-
Ferro	-	-	-	997	-	-	42,3
Cobalto	-	-	-	-	-	-	<0,2
Manganês	-	-	-	-	-	-	3,3
Acenafteno	-	-	-	-	0,24	0,115	0,21
Acenaftileno	-	-	-	-	0,12	0,026	0,03
Antraceno	-	-	-	-	0,06	<0,010	0,04
Benzo(a)antraceno	-	-	0,02	0,006	0,12	<0,010	0,02
Benzo(a)pireno	-	-	0,04	0,014	0,03	<0,010	0,04
Benzo(b)fluoranteno	-	-	-	0,012	0,04	<0,010	0,05
Benzo(g,h,i)perileno	-	-	-	0,014	0,01	<0,010	-
<b>HAP (µg/L)</b>	-	-	-	-	0,02	<0,010	0,05
Benzo(k)fluoranteno	-	-	-	-	0,02	<0,010	0,05
Criseno	-	-	-	-	0,15	<0,010	0,18
Dibenzo(a,h)antraceno	-	-	-	0,006	0,01	<0,010	0,02
Fluorantreno	-	-	-	-	0,16	0,065	0,14
Fluoreno	-	-	-	-	0,60	0,319	0,49
Indeno (1,2,3-c,d)pireno	-	-	-	-	0,01	<0,010	0,11
Nafthaleno	-	-	3,02	0,006	3,7	1,85	3,02
Fenantreno	-	-	1,61	0,006	1,77	0,998	1,61
Pireno	-	-	-	0,007	0,31	0,046	0,20

<sup>1</sup> Hansen, 2012; Kjølholt et al., 2012; <sup>2</sup> Koski et al., 2017; <sup>3</sup> Linders et al., 2019; <sup>4</sup> EGCSA & Euroshore, 2018; <sup>5</sup> Ushakov et al., 2020; <sup>6</sup> Schmolke et al., 2020

\* Resultados considerando a utilização de combustível com 2,2 % enxofre e em carga alta (MCR entre 85% e 90%).

\*\* Os valores apresentados são a média. No caso de resultados inferior a determinado valor considerou-se o valor máximo indicado.

\*\*\* Consideram-se os resultados para os metais pesados dissolvidos na água residual.

\*\*\*\* 0,130 mg/L corresponde a 0,028 g NO<sub>3</sub> /kWh ou 0,021 g NO<sub>2</sub>/kWh. Corresponde a 0,2% remoção do gás de exaustão

Tabela 14 - Caracterização de águas residuais de *Scrubbers Closed Loop*

	Estudo					
	Ficaria Seaways <sup>1</sup>	Stena Britannica <sup>2</sup>	Stena Transporter <sup>2</sup>	EGCSA & Euroshore <sup>3</sup>	German Environment Agency <sup>4***</sup>	
N.º navios considerados	1	1	1	6**	5	
pH	6,5	7,6	6,9		8,3	
Turvação (FNU)	315 antes da centrifugação 5 - 77 depois da centrifugação	9,3	12,9	-	8,17	
HAPphe (µg/L)	0,52 – 1,31 (Normalizado para caudal 45 m <sup>3</sup> / MWh)	Não analisado, mas Σ16 HAP = 21,9	Não analisado, mas Σ16 HAP = 16,0	-	34,23	
Nitrito (NO <sub>2</sub> -) (mg/L)	153	49	-	0,02	174	
Nitrato (NO <sub>3</sub> -) (mg/L)	63****	<1	-	142,2	159	
Sulfato (mg/L)	9000	19000	-	-	41,52	
Sólidos Suspensos (mg/L)	25	-	-	-	-	
CQO (mg/L)	440	-	-	-	-	
Metais Pesados (µg/L)	Vanádio	3	9800	-	15542,86	5726
	Níquel	< 1 (LD)	830	4400	3522,86	2376
	Crómio	< 1 (LD)	9	-	2669,56	-
	Cádmio	< 1 (LD)	<0,2	<0,5	1,85	0,2
	Mercurio	< 1 (LD)	0,0052	0,0014	0,2	-
	Chumbo	< 1 (LD)	<6	0,16	9,29	0,7
	Arsénio	< 1 (LD)	20	-	22	14,8
	Cobre	< 1 (LD)	150	-	85,43	27,2
	Zinco	< 1 (LD)	<70	-	688,57	125
	Molibdénio	-	-	-	-	-
HAP (µg/L)	Ferro	-	-	-	-	145
	Cobalto	-	-	-	-	-
	Manganês	-	-	-	-	40,5
	Acenafteño	-	2,1	-	0,21	0,37
	Acenafteñileno	-	0,36	-	0,04	0,08
	Antraceno	-	0,40	<0,13	0,04	6,76
	Benzo(a)antraceno	-	0,21	-	0,04	1,13
	Benzo(a)pireno	-	<0,10	0,014	0,01	0,54
	Benzo(b)fluoranteno	-	0,10	0,11	0,02	0,50
	Benzo(g,h,i)perileno	-	<0,10	0,031	0,01	0,25
	Benzo(k)fluoranteno	-	0,07	0,023	0,01	0,50
	Criseno	-	0,33	-	0,05	1,92
	Dibenzo(a,h)antraceno	-	<0,10	-	0,01	0,09
	Fluoranteno	-	0,22	1,49	0,2	1,64
	Fluoreno	-	3,2	-	0,74	1,48
	Indeno (1,2,3-c,d)pireno	-	<0,10	-	0,01	0,12
	Nafthaleno	-	4,4	4,8	1,36	2,16
	Fenantreno	-	10	-	2,29	9,25
Pireno	-	0,54	-	0,20	2,18	

<sup>1</sup> Hansen, 2012; Kjølholt et al., 2012; <sup>2</sup> Magnusson et al., 2018; <sup>3</sup> EGCSA & Euroshore, 2018; <sup>4</sup> Schmolke et al., 2020

\* Resultados considerando a utilização de combustível com 2,2 % enxofre e em carga alta (MCR entre 85% e 90%), após 120 minutos de utilização da água em recirculação e após filtração da água residual.

\*\* Os valores apresentados são a média. No caso de resultados inferior a determinado valor considerou-se o valor máximo indicado.

\*\*\* Consideram-se os resultados para os metais pesados dissolvidos na água residual.

\*\*\*\* ou <1 % remoção do gás exaustão

Na formação de sulfato há consumo de oxigénio e, por isso, a Carência Química de Oxigénio (CQO) aumenta (Karle & Turner, 2007), o que pode potenciar impactes adversos nos sistemas aquáticos. Considerando o pior cenário, Karle & Turner (2007), concluíram que seria necessário diluir a água residual até 50% (previamente já diluída para satisfazer condições pH) para não baixar a saturação de oxigénio mais do que 1% face ao estado natural. No entanto, considerando as situações normais de descarga, a respetiva modelação das plumas de descargas e a sua diluição, conclui-se que este processo não terá influência no meio marinho desde que cumpridos

os limites pH (Lloyd's Register, 2012), por este motivo não é considerado como parâmetro para monitorização exigido pela diretrizes da IMO.

Os nitratos presentes na água residual de um *scrubber* são altamente dependentes da sua concentração natural na água captada para o processo, assim como da quantidade de NO<sub>x</sub> removida dos gases de exaustão (EGCSA & Euroshore, 2018). A quantidade de azoto dissolvida pela água de lavagem dos *scrubbers* é limitada, uma vez que apenas o NO<sub>2</sub> é solúvel em água, enquanto o NO é insolúvel, e as emissões de NO<sub>x</sub> do motor normalmente consistem em mais de 90-95% de NO (Boer & Hoen, 2015; Lloyd's Register, 2012). As amostras de água residual dos *scrubbers* apresentaram concentrações de nitratos na gama de <0,03 - 6,5 mg/L em configurações *open loop* e <1 - 63 mg/L em sistemas *closed loop*.

Embora as diretrizes da IMO para EGCS não prevejam a sua monitorização Schmolke et al. (2020) analisou presença de óleos (através da análise *Hydrocarbon Oil Index* (HOI)) como um indicador do teor de óleo na água de lavagem). Nos sistemas *open loop* em média o HOI foi 0,21 mg/L e nos *closed loop* em média 7,97 mg/L. Destaca-se que a Diretrizes da IMO apenas determinam a necessidade de medir os HAP, não tendo uma monitorização específica para os teores de óleos/hidrocarbonetos (Schmolke et al., 2020). Adicionalmente a água de lavagem tem a temperatura aumentada causada pela passagem no gás de exaustão quente.

No que concerne à fração sólida, as lamas, estas resultam do tratamento das águas de lavagem dos *scrubbers* antes de a água ser descarregada, nomeadamente da remoção das partículas em suspensão. A quantidade de lamas geradas pelo processo de tratamento depende da quantidade de sólidos capturados no tratamento e do teor de água. Desta forma, a quantidade de lamas, referida na literatura, não é similar. Segundo Boer & Hoen (2015) a quantidade de lamas geradas pelos *scrubbers* é aproximadamente 0,1 a 0,4 Kg/MW h, o que representa menos de 10% da produção normal de lamas resultantes da centrifugação dos combustíveis. A EGCSA refere que a quantidade típica é aproximadamente 0,6 toneladas por 100 toneladas de combustível residual consumido (para um sistema de água do mar) (EGCSA, sem data-c). Segundo Endres et al.(2018), referido por Damm (2015), um navio cruzeiro com aproximadamente 2700 passageiros, com um *scrubber* do tipo *open loop* em funcionamento produz cerca de 7 m<sup>3</sup> de lamas por semana.

A composição exata das lamas recolhidas é determinada principalmente pela composição do combustível e pelo processo de combustão (Endres et al., 2018). Segundo Merta et al. (2016) a lama gerada num *scrubber open loop* contém hidrocarbonetos, fuligem e metais. As lamas de *scrubbers* são bastante semelhantes, em termos de composição, às lamas da casa das máquinas, mas o valor calórico das lamas do *scrubber* é consideravelmente inferior ao das lamas da casa das máquinas (Boer & Hoen, 2015). Nos sistemas *open loop* as lamas podem também conter por exemplo areias ou lodos captados nos estuários.

Dados relativos à composição das lamas geradas pelos *scrubbers* são escassos. A maior parte dos estudos encontrados foca-se no desempenho da limpeza dos *scrubbers* e na composição da água de lavagem de descarga. Na Tabela 15 apresenta-se resumo da caracterização das lamas geradas pelos *scrubbers* húmidos.

Tabela 15 - Caracterização das lamas provenientes de *scrubbers* húmidos

	Estudo							
	Wärtsilä, 2014	Henriksson, 2016	Wärtsilä, 2014	MEPC 58/23 Annex 16, 2008	MEPC 58/23 Annex 16, 2008	Kjølholt et al., 2012*	Tikka and Lipponen, 2009**	Lahtinen, 2016***
<b>Tipo de <i>Scrubber</i></b>	<i>open loop</i>	<i>open loop</i>	<i>closed loop</i>	<i>closed loop</i>	<i>closed loop</i>	<i>closed loop</i>	<i>closed loop</i>	<i>closed loop</i>
<b>Teor de enxofre combustível</b>	-	-	-	2,2%	1,0%	1,5 %	2,7%	-
<b>Quantidade de lamas (kg/MWh)</b>	0,1	0,2	DAF: 3,5	-	-	0,1 a 0,4	Média 1,5 Máximo 3,5	0,5
<b>Massa Seca (%)</b>	-	-	-	11	11	21	-	-
<b>LOI (% de massa seca)</b>	-	-	-	51	59	-	-	-
<b>pH</b>	-	-	-	7,1	7,2	5.6	-	-
<b>Metais Pesados (mg/kg de massa seca)</b>	Arsénio	-	-	8,4	7	-	-	-
	Chumbo	-	-	54	31	-	-	-
	Cadmio	-	-	0,08	0,11	-	-	-
	Cobre	-	-	1100	1400	-	-	-
	Mercúrio	-	-	<0,050	<0,050	-	-	-
	Níquel	-	-	5400	4200	-	-	-
	Vanádio	-	-	12000	-	-	-	-
Zinco	-	-	260	6000	-	-	-	
<b>Compostos orgânicos (mg/kg massa seca)</b>				PAH 230 (16 USEPA)	PAH 210 (16 USEPA)			
				Total Hidrocarbonetos 111000	Total Hidrocarbonetos 77000	Hidrocarbonetos 252000		
				PCDD/PCDF 26,3 ng/kg massa seca	PCDD/PCDF 16,2 ng/kg massa seca			
<b>Enxofre (mg/kg massa seca)</b>	-	-	-	79 000	52 000	-	-	-

\* água residual da operação de *scrubber closed loop* Alfa Laval no navio Ficaria Seaways. Água de lavagem tratada por centrifugação após 120 minutos de recirculação no *scrubber*.

\*\* Teste no navio M/T "Suula". Tratamento da água residual por flotação. Combustível sintético feito para os testes com combustível com 2,7% S (Lahtinen, 2016b)

\*\*\* Efluente de *scrubber closed loop* da Wärtsilä *scrubber* no navio Containerships VII.

Adaptado de Merta et al., 2016

O elevado valor de Perdas por Ignição (LOI do inglês «Loss On Ignition») registado por Kjølholt et al. (2012) indica um teor de compostos orgânicos muito elevado de lamas. As características das lamas apresentadas na Tabela 15, principalmente as concentrações de níquel, vanádio e cobre, indicam que as lamas seriam classificadas como resíduos perigosos (Merta et al., 2016). As Diretrizes da IMO determinam que os resíduos resultantes do processo de tratamento das águas dos *scrubbers*, nos quais se inclui as lamas, têm de ser armazenados a bordo num tanque separado, não podendo ser descarregados no mar ou incinerados a bordo. Assim as lamas devem ser recebidas em porto e posteriormente encaminhadas para tratamento adequado (IMO, 2015a).

A Wärtsilä, fabricante e instalador deste tipo de sistemas, na instalação de *scrubbers* promove a recolha das lamas em tanques IBC padrão de 1m<sup>3</sup> de capacidade. Desta forma os operadores

podem trocá-los facilmente quando cheio. Adicionalmente estes tanques permitem a deposição das lamas e a separação de água, a qual pode ser novamente bombeada para o hidrociclone. Adicionalmente, a Wärtsilä, dá a opção de instalação de uma unidade de desidratação das lamas, separando a água das lamas por filtração, reduzindo desta forma a quantidade de lama a ser armazenada a bordo. Assim as lamas podem ser armazenadas num *big-bag* em vez de num tanque IBC, para depois serem entregues em terra (Wärtsilä, 2017).

## 6.2 Impacte ambiental das águas residuais e lamas dos *scrubbers*

O impacte ambiental devido à descarga das águas residuais dos *scrubbers* depende da quantidade e das características das águas residuais descarregadas, bem como do efeito cumulativo e de diluição no local onde são descarregadas, das características dos ecossistemas existentes e de toda atividade biológica. Para avaliar o impacte é por isso necessário recorrer a modelos que permitam descrever toda a dinâmica do local e determinar a concentração dos poluentes no estuário ou na bacia onde se localiza o porto, tendo em conta toda a hidrodinâmica do local, as atividades e as características qualitativa e quantitativas dos efluentes.

No meio ambiente, o efeito da poluição pode ser atribuído a um poluente particular ou a um grupo de poluentes, sendo necessário verificar o impacte como um todo. Por exemplo alguns poluentes podem temporariamente acumular-se e depositar-se nos sedimentos, mas uma variação do pH e da concentração do oxigénio torna-os bio disponíveis e afetam todo o ecossistema e as cadeias tróficas, como é o caso dos metais pesados. Assim, os efeitos da poluição não podem ser atribuídos a nenhum poluente particular ou grupos individuais de poluentes, mas às misturas de poluentes e as condições criadas.

As análises ambientais de Winnes et al.(2018) indicam que a utilização de um combustível de baixo enxofre é favorável comparativamente com a utilização de combustível pesado e um *scrubber*, numa perspetiva de risco ambiental. Esta declaração é válida para sistemas *open loop* e *closed loop* e principalmente com base nos estudos realizados sobre a eco-toxicidade das águas dos efluentes. A combustão de um combustível com baixo enxofre causa menor emissão de partículas nocivas para o ar do que a utilização de um combustível pesado e um *scrubber* (Winnes et al., 2018).

Tendo em conta as principais características das águas residuais dos *scrubbers*, as alterações de pH, o aumento da temperatura e da turvação, bem como a introdução de poluentes provenientes da combustão, dos aditivos adicionados aos combustíveis e da degradação do próprio *scrubber* deverão ser analisados.

### 6.2.1 Alteração do pH

Os SO<sub>x</sub> e os NO<sub>x</sub> dissolvem-se na água de lavagem - efluente e formam ácidos nítricos, nitrosos e sulfúricos, reduzindo o pH da água de lavagem (pH~3) (Endres et al., 2018), e consequentemente o pH das águas recetoras. A água de lavagem, ácida, é altamente corrosiva para qualquer construção de aço, como também representa uma ameaça ambiental tanto para as plantas marinhas como para os animais. A justificação para a adoção do limite pH ( 6.5) deve-

se ao facto de não ser conhecido nenhum dano ambiental nos organismos marinhos decorrente da curta exposição a uma água com pH até 6,5 (Karle & Turner, 2007; Lloyd's Register, 2012).

No entanto, a deposição de ácido forte também pode afetar a capacidade dos oceanos de absorver CO<sub>2</sub> (Hassellöv et al., 2013). A acidificação oceânica é responsável pela absorção de grande quantidade de CO<sub>2</sub> antropogénico, pelo que, a deposição de ácidos fortes, resulta na redução do seu pH e alcalinidade, podendo resultar numa redução desta absorção de CO<sub>2</sub>. Um estudo (Turner et al., 2018) efetuado no Mar Báltico indica que cada mol de ácido forte depositado resulta numa redução de 0,8 mol na absorção de CO<sub>2</sub>.

### 6.2.2 Temperatura

Em geral as alterações na temperatura da água do mar alteram as características físicas e químicas da água, influenciando por isso os organismos e todos os processos metabólicos. Por exemplo o aumento da temperatura contribui para aumentar a quantidade de sais dissolvidos e para diminuir a concentração de gases nomeadamente de oxigénio.

As mudanças de temperatura afetam diretamente os organismos aquáticos alterando o seu metabolismo, a capacidade de sobrevivência e a capacidade de se reproduzirem eficazmente. O aumento da temperatura está frequentemente associado ao aumento da biodegradação de material orgânico numa massa de água, o que aumenta a carência de oxigénio dissolvido e pode contribuir para o stress de algumas comunidades aquáticas locais (USEPA, 2008).

As águas residuais provenientes das águas de lavagem podem localmente provocar um ligeiro aumento da temperatura. Segundo Lange & Markus (2015) a alteração da temperatura do meio recetor é pouco significativa, mas a interação da temperatura com outros fatores pode contribuir para um impacto maior

### 6.2.3 Turvação

O aumento da turvação tem um impacto direto na fotossíntese influenciando negativamente a produção de fitoplâncton e a produção de alimento para os ecossistemas. Um aumento significativo da turvação afeta todos os organismos, podendo aumentar o stress fisiológico e mesmo a morte. Com já referido para a temperatura é expectável que o aumento da turvação seja pontual e local não contribuindo para um grande impacto no ecossistema.

### 6.2.4 Poluentes

A utilização de *scrubbers* também pode introduzir outros poluentes como metais pesados, HAP ou outros compostos orgânicos. Alguns dos contaminantes presentes na água de descarga do *scrubber* podem induzir efeitos biológicos mesmo em baixas concentrações (Koski et al., 2017).

Os metais pesados têm um elevado potencial para acumulação ao longo de toda a cadeia trófica (Lange & Markus, 2015). Os efeitos dos diferentes metais pesados são complexos e dependem tanto das espécies química com da fisiologia dos organismos (Koski et al., 2017). No meio aquático, concentrações elevadas de metais podem ser tóxicas para muitas espécies de algas, crustáceos e peixes, podendo causar uma variedade de alterações nos padrões bioquímicos, fisiológicos, morfológicos e comportamentais em organismos aquáticos (USEPA, 2008).

A Diretiva Quadro da Água, com a finalidade de cobrir os efeitos a longo e a curto prazo resultantes da exposição a produtos químicos em ambientes aquáticos definiu Normas de Qualidade Ambiental (NQA ou EQS do inglês «*Environmental Quality Standards*»). Os parâmetros e valores das NQA têm em conta os efeitos ecotoxicológicos diretos em diferentes habitats (água, sedimentos) e efeitos ecotoxicológicos indiretos ocorridos após bioacumulação em biota (envenenamento secundário de predadores de topo) e também efeitos na saúde humana através da absorção oral de água e alimentos (Boer & Hoen, 2015). Boer & Hoen (2015) compararam as concentrações de alguns metais pesados de águas residuais de *scrubbers open loop* com estas normas - Tabela 16, nomeadamente a (Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território, 2020):

- NQA-CMA: norma de qualidade ambiental expressa em concentração máxima admissível, a qual se refere à proteção contra efeitos tóxicos agudos exercidos pela exposição a concentrações máximas a curto prazo, e nunca deve ser excedido; e
- NQA-MA: norma de qualidade ambiental expressa em valor médio anual, referindo-se à exposição a longo prazo.

Tabela 16 – Comparação das concentrações de metais pesados nas águas residuais de *scrubbers open loop* e as NQA europeias

	NQA-MA (µg/L)	NQA-CMA (µg/L)	Água residual <i>open loop</i> (µg/L)
Chumbo	1,3	14	13-21
Mercúrio		0,07	0,08-0,12
Níquel	8,6	34	41-43

Adaptado de Boer & Hoen, 2015

Com esta comparação pode-se verificar que algumas substâncias encontradas nas águas residuais de *scrubbers open loop* estão acima das NQA, podendo desta forma ter efeitos toxicológicos sobre as espécies, principalmente no que concerne à concentração máxima admissível que parece ser ultrapassada tanto para o chumbo, como para o mercúrio e níquel.

Níveis de óleo e gordura de qualquer tipo podem causar uma variedade de impactos ambientais, incluindo o afogamento de aves aquáticas devido à perda de flutuabilidade, impedir a respiração dos peixes devido ao revestimento das sua guelras, asfixiando organismos benéficos de detritos superficiais que se instalam no fundo, e reduzindo a estética natural dos corpos aquáticos (EPA, 1986) (USEPA, 2008).

A dissolução de NO<sub>2</sub> na água de lavagem resulta na formação de nitratos. (O nitrito também é formado em sistemas que usam hidróxido de sódio, mas é rapidamente convertido em nitrato pelas bactérias nitrificantes do mar.) O nitrato é um nutriente importante que, se suficiente, pode promover o crescimento de organismos como as algas, processo conhecido como eutrofização. O crescimento excessivo de algas vai obstruir e alterar a cor das águas, perturbando os ecossistemas naturais e privando os peixes de oxigénio. Este processo é agravado nas zonas costeiras e foz de rios onde existe escorrências de zonas onde é praticada agricultura intensiva (águas com elevada concentração de azoto e fósforo devido a más práticas de adubação) e/ou descargas de ETAR domésticas sem tratamento terciário (EGCSA, 2012)

A transferência de enxofre sob a forma de sulfato para a água do mar, por si só, não é prejudicial para os oceanos, uma vez que este é um constituinte natural derivado de atividades vulcânicas e da degaseificação do fundo do mar (EGCSA, sem data-c; Lloyd's Register, 2012). É solúvel e não é afetado pelo pH natural e temperatura, considerando-se um ião conservativo na medida em que, independentemente da salinidade total, está presente em todos os oceanos na mesma proporção, tal como o sódio (Scott, sem data). A sua concentração na água do mar permanece constante, aproximadamente 2,65 g/L ou cerca de 20 kg de enxofre por tonelada de água do mar (EGCSA, sem data-c). Estudos (Hufnagl et al., 2005; Karle & Turner, 2007) confirmam que o aumento de sulfato resultante deste processo será insignificante quando comparado com a quantidade já presente nos oceanos.

## 7 Caso de estudo

### 7.1 Caracterização do Porto de Lisboa

A Administração do Porto de Lisboa (APL) regula o funcionamento do Porto de Lisboa e promove a sua exploração económica, conservação e desenvolvimento, incluindo a atuação como autoridade portuária e de gestão territorial. O Porto de Lisboa, situa-se num dos maiores e mais ricos estuários da Europa, no que respeita aos valores naturais (APL, 2020). É porto natural, situado no vasto Estuário do Tejo, a maior zona húmida da Europa Ocidental, numa bacia líquida de 31.600 ha, abrigada e profunda, a sua extensão de 50 km e os 14 km de largura, são características que oferecem excelentes condições de navegação tanto aos navios de grande porte, como os transoceânicos, mas também a qualquer modalidade do desporto náutico (APL, sem data-c). Este estuário congrega a maior área metropolitana do país, com cerca de 25% da população nacional, cuja qualidade de vida é de primordial importância. A área de jurisdição do Porto é definida pelo Artº 7º do Decreto-Lei 336/98 de 3 de novembro, abrange zonas flúvio-marítima e terrestres. A zona flúvio-marítima: tem como limite, a jusante, o alinhamento das Torres de S. Julião e Bugio. A montante é limitada pela ponte de Vila Franca de Xira. A zona terrestre estende-se por 273 km ribeirinhos, abrangendo onze Concelhos: Oeiras, Lisboa, Loures, Vila Franca de Xira, Benavente, Alcochete, Montijo, Moita, Barreiro, Seixal e Almada (APL, sem data-a).

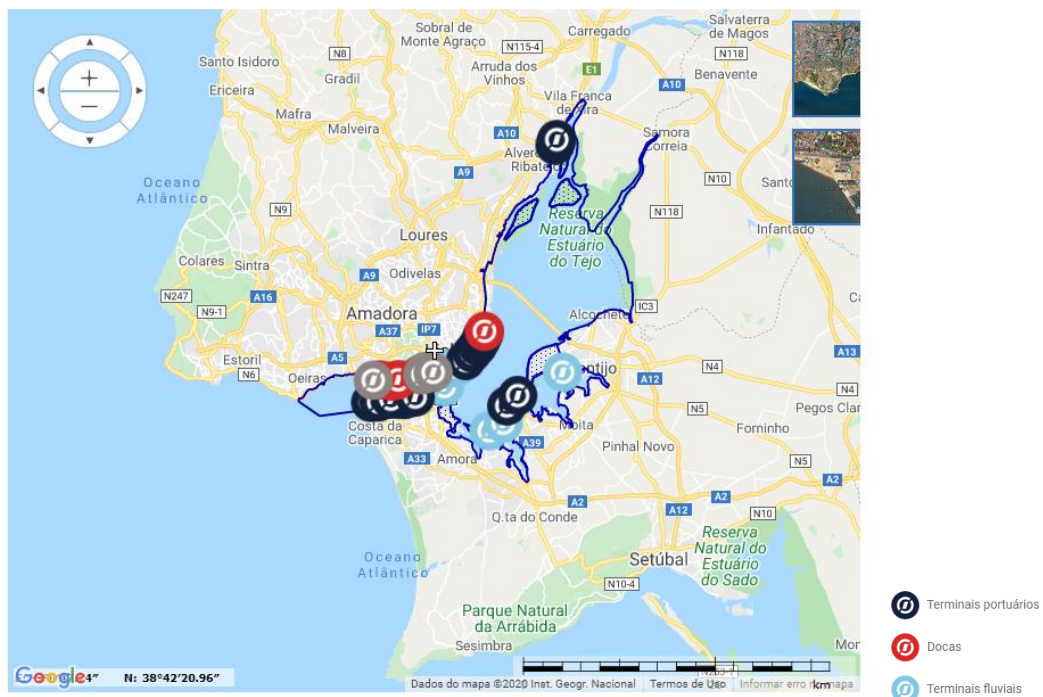


Figura 45 - Principais zonas operacionais portuárias

Fonte: APL, n.d.-b

Para além de integrar as frentes ribeirinhas dos territórios de onze dos municípios que circundam o estuário do Tejo grande parte da área operacional do porto de Lisboa localiza-se na

zona central da capital. Mais de 50% da sua área de jurisdição localiza-se em área integrada na Rede Natura 2000.

A APL detém responsabilidade integrada da segurança e proteção portuárias (pessoas, equipamentos e bens), do controlo de tráfego marítimo (prevenção de acidentes e incidentes), da prevenção e do combate à poluição pelas atividades portuárias e navios, em toda a área de jurisdição. O ambiente é preservado no porto de Lisboa com o apoio e utilização de diversos sistemas e/ou meios de intervenção para combater a poluição. Estes meios de intervenção estão integrados com outros sistemas, tais como: sistema de gestão da qualidade ISO 9001; e o regulamento da Autoridade Portuária de Lisboa, que define as condições ambientais, de segurança portuária e da navegação. A APL acredita que uma navegação não poluente deve ser garantida a dois níveis (Porto de Lisboa, 2009):

- Controlando a poluição gerada no porto, gerindo as águas de lastro, fiscalizando os estaleiros navais para reparação de navios e embarcações e a movimentação de granéis sólidos;
- Reduzindo os impactes gerados em alto-mar, através da recolha de resíduos produzidos a bordo de navios.

O Terminal de Cruzeiros de Lisboa é uma referência no mercado de cruzeiros internacional e coloca Lisboa entre os portos mais bem servidos no que a esta atividade diz respeito. Está inserido em muitas das rotas realizadas no mediterrâneo, sendo o segundo destino mais procurado por este tipo de turistas (PwC, 2020). O Terminal de Cruzeiros de Lisboa, que integra a nova Gare Marítima e o Terminal de Cruzeiros de Santa Apolónia, tem uma área de 13.800 m<sup>2</sup>, e, em conjunto com o edifício do terminal de Santa Apolónia, é servida por um cais com 1.490 metros de comprimento, com capacidade para receber navios de vários tipos e dimensões com um calado até 12 metros.

Observando os dados publicados pelo Instituto Nacional de Estatística (INE) relativos a 2017, o turismo em Portugal aumentou e o número de navios de passageiros que entraram nos portos marítimos não foi exceção. *“O turismo é a atividade económica e social mais importante de Lisboa, tendo gerado, em 2018, 14,7 mil milhões de euros de receita e mais de 201 mil empregos.”*(Lusa, 2020) O terminal de cruzeiro inaugurando em novembro de 2017 aumentou a capacidade de receção de passageiros de 500 mil para 800 mil, o que se refletiu logo em 2018 com o aumento de 11% dos passageiros recebidos comparativamente a 2017 - Figura 46.

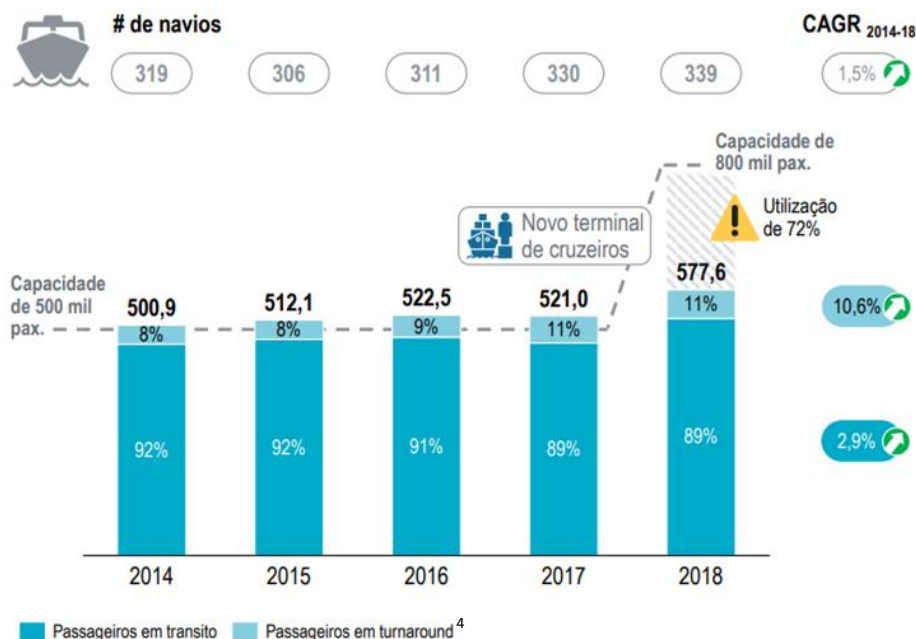


Figura 46 - Tráfego de passageiro de cruzeiros em Lisboa (milhares)  
Fonte: Roland Berger, 2019

Em 2019, o número total de passageiros que passou no Porto de Lisboa foi de 571.259. Comparando com os dados de 2018, regista-se um decréscimo de 1%, de 577.603 em 2018 para 571.259 em 2019, no entanto houve uma pequena alteração na dinâmica de passageiros em trânsito e *turnaround*<sup>4</sup>. O número de passageiros em *turnaround* registou um aumento de 17 % (62.089 para 72.830). Em termos gerais, no ano de 2019, os passageiros em trânsito representaram 87% do total de passageiros de cruzeiro no Porto de Lisboa, e o segmento de *turnaround* 13% - Figura 47 (Porto de Lisboa, 2020).

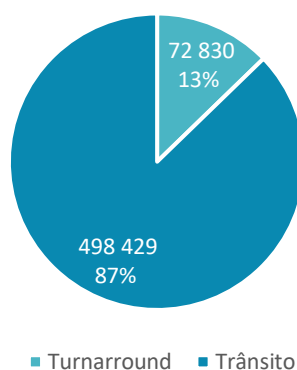


Figura 47 – N.º total de passageiros que escalaram no Porto de Lisboa, em 2019

<sup>4</sup> Navio *Turnaround* – o embarque e o desembarque ocorre no mesmo porto.

Quanto ao número de navios de cruzeiro, em 2019 foram recebidos pelo Porto de Lisboa 310 navios de cruzeiro, menos 20 comparativamente a 2018.

No que diz respeito à sazonalidade (Figura 48), em 2019, pode-se verificar uma tendência. Os meses de maior fluxo foram maio e outubro com 54 e 51 navios, respetivamente (Porto de Lisboa, 2020).

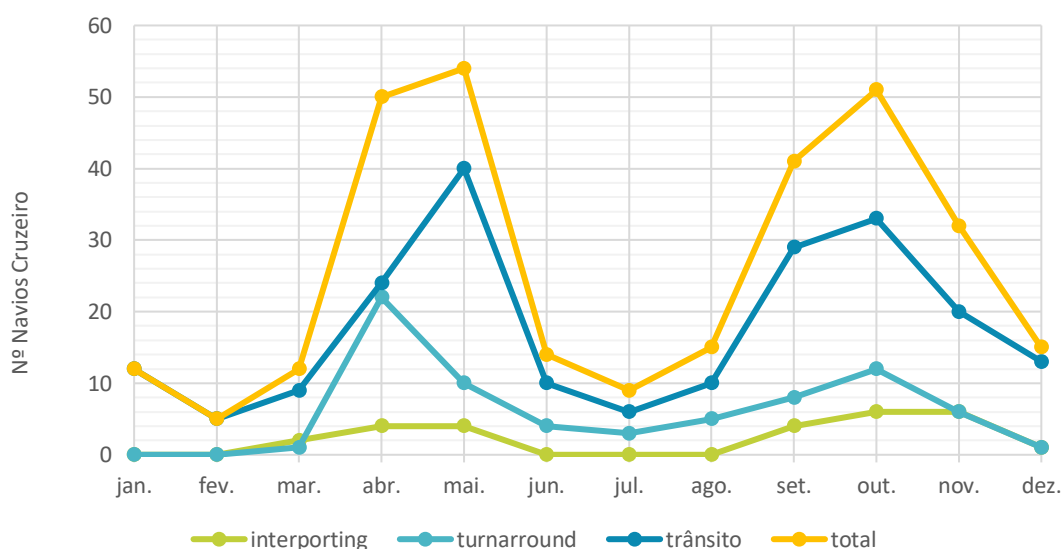


Figura 48 – N.º de navios de Cruzeiro, que escalaram no Porto de Lisboa, por tipo de escala e mês, em 2019

Analisando o tempo médio que os navios de cruzeiro permanecem em porto - Figura 49, verifica-se que o tempo médio anual, em 2019, foi de 16h39, sendo o menor tempo de 13h35 e o maior de 21h28 (Porto de Lisboa, 2020).

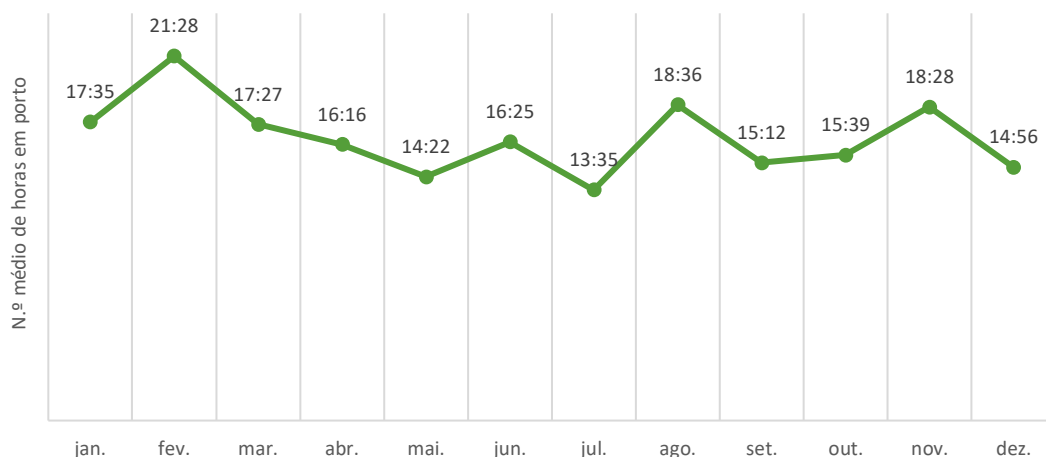


Figura 49 – Tempo médio dos navios em porto, em 2019

Olhando para os aspetos positivos, o que mais se destaca é o aumento das receitas económicas, provenientes do crescimento da procura por alojamento, do comércio local, do consumo na restauração, mas devemos olhar também para os aspetos negativos, e os impactes ambientais

e na saúde humana desta atividade (AEA, 2016). O terminal de cruzeiros de Lisboa está localizado no centro da cidade, e durante a sua permanência no porto os navios de cruzeiro mantêm alguns dos seus motores em funcionamento para produzir energia para as suas instalações tipo hotel, de lazer e entretenimento, tal como se fosse uma pequena cidade flutuante. Obviamente que esta centralidade tem vantagens principalmente enquanto atração turística, porque os passageiros têm acesso pedonal ao centro da cidade e principais pontos de interesse poupando-lhes tempo, mas para isso os navios têm de percorrer uma distância considerável no estuário do Tejo, até ao porto com as consequências de poluição atmosférica, marinha, ou outra que podem advir desta “entrada” na cidade. Outro contributo negativo para o impacto dos navios de cruzeiros na poluição é o facto de estes navegarem próximo da costa e rápido, o que significa que enormes volumes de combustível são queimados.

## 7.2 Recolha de dados

Após fazer uma pesquisa bibliográfica e revisão da literatura para preparar visitas aos navios de cruzeiros, com escala no porto de Lisboa, durante o primeiro semestre de 2019, sintetizou-se a informação mais relevante e preparou-se uma *checklist* (Anexo I). Esta foi desenvolvida com o objetivo de identificar os pontos importantes a observar nas visitas a bordo dos navios de cruzeiro, assim como servir de guia para as entrevistas a realizar durante as mesmas.

As visitas ocorreram entre fevereiro e junho de 2019, tendo sido visitados um total de 14 navios de cruzeiro, dos 129 de navios cruzeiro que atracaram no terminal de cruzeiros do Porto de Lisboa, neste período – Figura 50.

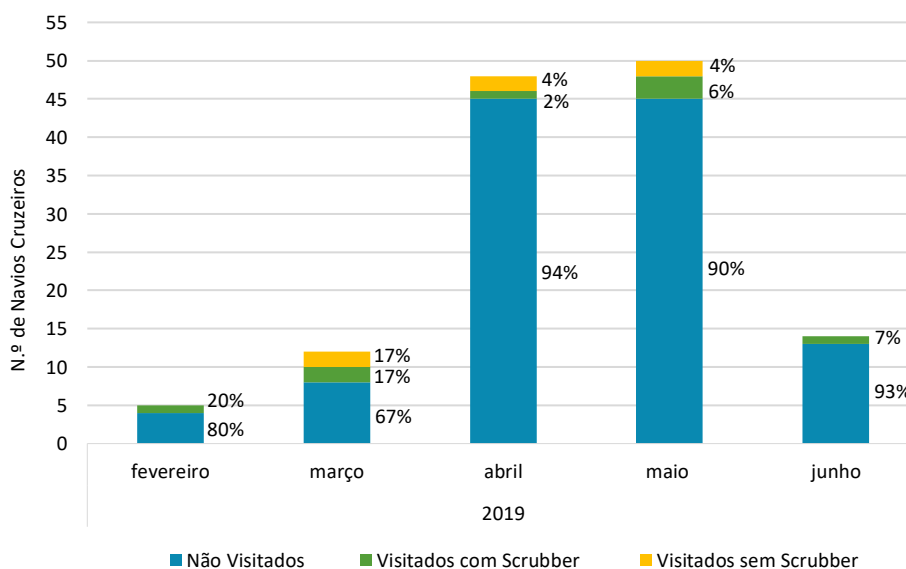


Figura 50 – Navios de cruzeiro atracados no terminal de cruzeiros do Porto de Lisboa de fevereiro a junho de 2019

As informações foram maioritariamente recolhidas junto dos *responsáveis ambientais* de cada navio. As principais questões feitas foram:

- Como é que os navios controlam as emissões no porto?
- Em caso de utilização do equipamento do EGSC - qual o tipo e quais os parâmetros controlados (emissões e descarga de água)?

Complementarmente foram consultados outros registos relevantes como por exemplo:

- *Oil Record Book*, no qual os operadores têm de registar os tipos de combustível armazenados a bordo, registos de abastecimento e respetivas características, nomeadamente o teor de enxofre;
- *Engine Record Book*, onde os operadores registam temporal e geoespacialmente quais os motores e carga, o tipo de combustível em uso, pelo que é possível verificar a sua troca e se por exemplo caldeiras para as quais não estão instalados *scrubbers* estão a operar com combustível conforme;
- *EGCS Record Book*;
- *Garbage Recorde Book*, onde registam o destino de cada tipologia de resíduo e respetiva quantidade.

Dos 14 navios visitados, 7 tinham tecnologias *scrubber* instaladas, 4 do tipo *open loop* e 3 híbridos - Figura 51.

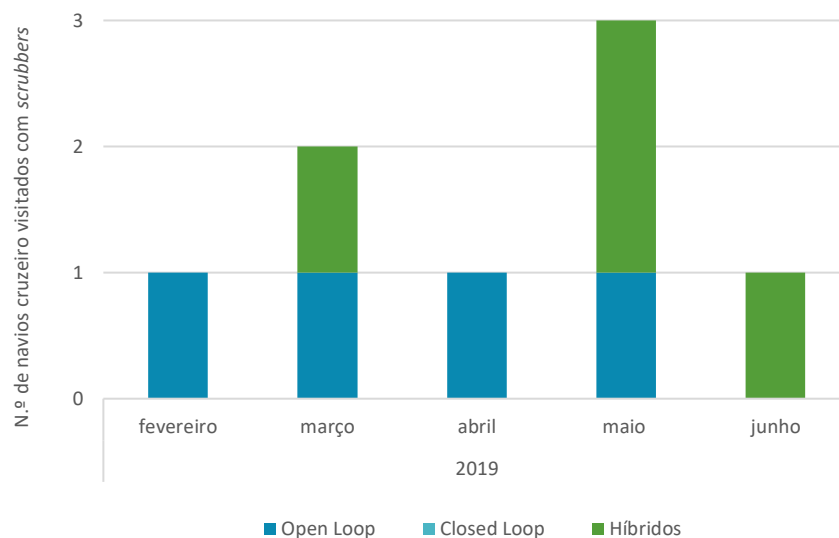


Figura 51 – Configuração dos *scrubbers* instalados nos navios de cruzeiro visitados entre fevereiro e março 2019

Com base nas informações recolhidas, observou-se que:

- os grandes navios de cruzeiro (capacidade acima dos 2000 passageiros) e mais recentes (ano construção posterior a 2003) optaram por instalar equipamentos de controlo da poluição EGCS (*open loop*, híbridos) aprovados de acordo com as Diretrizes da IMO como um método alternativo de conformidade ao referido na regra 14 do Anexo VI da MARPOL;
- os navios de cruzeiro mais pequenos e/ou antigos tendo em contra as áreas ECA ou outras regulamentações, optaram por não fazer alterações a bordo, alternando apenas o combustível para um com menor teor de enxofre;

- todos os navios de cruzeiro visitados mostraram os respetivos certificados Internacional de Prevenção da Poluição do Ar (IAPPC), evidenciando o cumprimento da MARPOL;
- uma vez que as tecnologias *scrubbers open loop* não são permitidas no Porto de Lisboa, os navios, que apenas dispõem desta tecnologia, utilizam combustível com menos de 0,1% de enxofre;
- todas os navios com *scrubbers* híbridos, em porto, operam na configuração *closed loop* e mudam para a configuração *open loop* no mar (a mais de 6 km do porto);
- no caso das caldeiras e incineradoras, não são monitorizadas as emissões, apenas é medida a opacidade dos gases emitidos. No caso da inceneração, embora a sua utilização não seja permitida em porto, a maioria dos operadores mencionou que controla as emissões garantindo uma determinada temperatura na câmara de combustão.

Além do que foi observado constatou-se que:

- os responsáveis ambientais dos navios, quando questionados, afirmaram que em porto o *scrubber open loop* não estava em funcionamento ou no caso dos híbridos (a funcionar em modo *closed loop*) que as águas estavam a ser armazenadas em tanque, não havendo qualquer descarga de água de lavagem no Estuário do Tejo;
- já foram aprovados na Assembleia Municipal de Lisboa, a 3 de março de 2020, as seguintes medidas (Assembleia Municipal de Lisboa, 2020)
  - “Limitar o número de navios cruzeiros que possam atracar anualmente no porto de Lisboa”;
  - “Que exista uma maior fiscalização dos combustíveis utilizados e uma monitorização do impacto ambiental causado pelos diversos navios que atracam no porto de Lisboa através de estações de medição da qualidade do ar”;
  - “Criação de um fundo para o carbono emitido cujas receitas sejam provenientes de uma taxa aplicável aos proprietários dos navios, segundo o princípio do poluído-pagador e cujas receitas revertam para a descarbonização do transporte marítimo”;
  - “Proibir que os navios atracados mantenham os motores em funcionamento, devendo o fornecimento de eletricidade provir do porto de Lisboa”.

Como já referido anteriormente (ponto 4.4), dado que o Porto de Lisboa não conhece os impactes ambientais da descarga de águas residuais dos *scrubbers* no estuário do Tejo, proibiu, através de regulamentação interna, o uso de *scrubbers open loop*, assim como está proibida a descarga de águas residuais, mesmo que em modo *closed loop*. Para controlar a efetivação das medidas aplicadas, a APL realiza periodicamente “Inspeções Ambientais” para controlar a aplicação das mesmas. Nestas inspeções verifica registos a bordo, tais como:

- tipo de combustível em uso e coordenadas relativas ao momento de alteração;
- se existir *scrubber*, é verificada a configuração em uso e, no caso de *open loop*, são solicitados os registos temporais e locais da sua paragem.

No que concerne à gestão de resíduos relacionados com os *scrubbers*, o Porto de Lisboa, classifica-os com o código LER 16 10 02 - Resíduos líquidos aquosos não abrangidos em 16 10 01(\*). Na Figura 52 apresenta-se a quantidade de águas residuais de *scrubbers* recebidas em 2019, pelo Porto de Lisboa, provenientes de navios de cruzeiro. A média, em 2019, são 20,64 toneladas por descarga. Denota-se que à data, não há separação das águas residuais dos

*scrubbers* e das lamas, em termos de classificação LER, dado que nem todos os navios tem instalados sistemas de desidratação das lamas e ambos são classificados como efluentes dos *scrubbers*. Estes resíduos são diretamente recolhidos pelo operador de gestão de resíduos, devidamente licenciado, contratualizado pelo Porto de Lisboa, sendo o destino dos mesmos a operação D15 - uma operação de eliminação, de acordo com o definido o Decreto-Lei n.º 178/2006 e demais alterações.

Quanto aos atuais parâmetros de monitorização continua obrigatória enquanto os sistemas estão em funcionamento, estes podem ser questionáveis em termos da sua significância, nomeadamente os HAP ou turvação. A determinação da turvação deve ser efetuada à entrada e à saída, por forma a avaliar a turvação introduzida pelo tratamento das emissões gasosas. A água captada pode também já ter turvação devido a partículas em suspensão como microalgas ou conter areias e/ou sedimentos se a água for captada em locais pouco profundos.

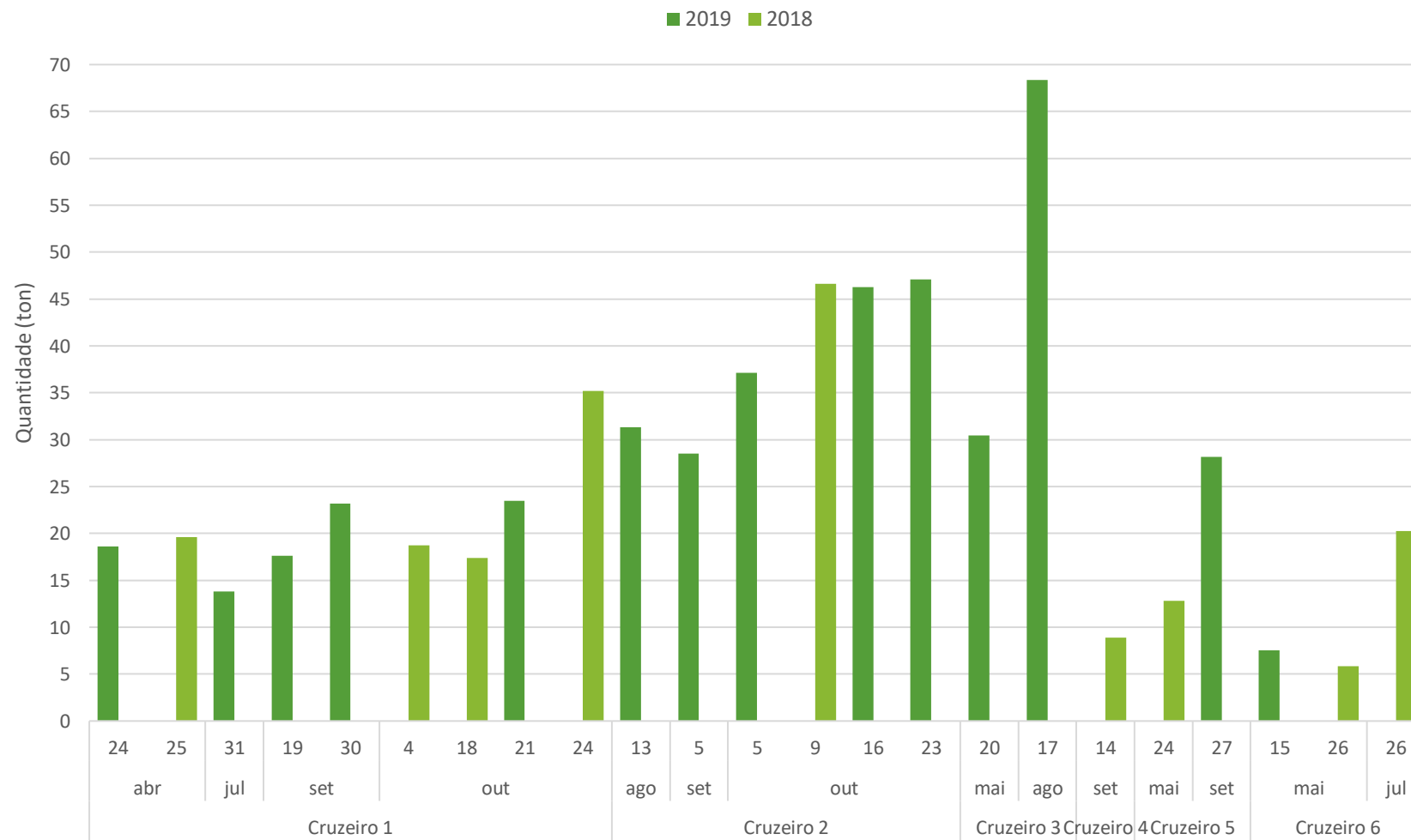


Figura 52 – Quantidade de águas de scrubbers recolhidas no Porto de Lisboa, por ano, data e navio

### 7.3 Proposta de plano de amostragens para monitorização do impacte das águas dos *scrubbers*

Sugere-se a realização de estudo de impacte ambiental no estuário do Tejo, considerando como aspeto ambiental a descarga das águas residuais dos *scrubbers húmidos* (configuração *open e closed loop*). Para tal, previamente, deve ser efetuada uma caracterização detalhada do estado ambiental das águas do estuário assim como as condições portuárias. Adicionalmente deve ser tida em conta a frota típica de navios que circula nas águas sob jurisdição da APL, caracterizando por exemplo a sazonalidade, tempo médio de permanência dos navios em porto, e/ou frequência de escala. Destaca-se que, embora este estudo tenha incidido sobre os navios de cruzeiro, o Porto de Lisboa tem outros cais de atracagem dedicados a navios de cargas, os quais também têm de cumprir com a regulamentação MARPOL, optando também pela instalação deste tipo de sistemas, pelo que o estudo deve também considerar estes.

Em simultâneo é importante obter a caracterização física e química das águas residuais provenientes deste tipo de sistemas, sugerindo-se que possa ser realizado pelo Porto de Lisboa ou solicitado ao operador de resíduos os dados relativos à análise aos resíduos que já estão a ser recebidos deste tipo de sistema. Complementarmente, para que estas águas possam ser devidamente caracterizadas sugere-se a recolha de amostras individuais dos próprios navios de cruzeiro, que frequentemente fazem escala no Porto de Lisboa. Para tal, deve-se sistematizar condições de funcionamento do navio, a recolha das amostras – plano de amostragem, garantindo por exemplo que são recolhidas em locais com boa mistura, quais os parâmetros a avaliar *in-loco*, definindo também condições de transporte, metodologias de análise, etc. Estas devem ser efetuadas por laboratórios acreditados. Os planos de amostragem e parâmetros de caracterização, poderão ser ajustados consoante a configuração do sistema instalado.

Quanto à questão da recolha das amostras, destaca-se que pode ser difícil a sistematização dos locais de recolha de amostras nos navios, porque a regulamentação não define a sua obrigatoriedade e os navios podem não ter pontos de recolha ideais, pelo que o plano de amostragem depois de aprovado deve ser analisado detalhadamente com os operadores de navios, por forma a avaliar se é possível ou não executá-lo. Como base de trabalho podem ser consideradas as sugestões da EGCSA contidas no *Ship Guide: Scrubber Water Sample Analyses Programme*.

Na Tabela 17 apresentam-se os parâmetros considerados relevantes para a caracterização das águas de lavagem, após o tratamento e eventuais diluições, tendo em conta o trabalho de pesquisa e revisão biográfica efetuada para este estudo.

Tabela 17 – Parâmetros para caracterização dos efluentes

Parâmetro	Monitorização exigida pelas Diretrizes IMO	Sugestão monitorização	Critérios
pH	✓		≥ 6,5 (navio parado) Ou Δ pH ≤ 2 (navio em trânsito, considerando pH da água de entrada e saída)
HAP	✓		Δ HAP ≤ 50 µg/L HAP <sub>phe</sub> (considerando HAP da água de entrada e saída, normalizado para caudal 45 t/MW h)
Turvação	✓		≤ 25 FNU
Turvação entrada		✓	Δ Turvação ≤ 25 FNU
Sólidos voláteis totais		✓	Variação (Valor dependente da água captada e do meio)
HOI		✓	15 ppm
Metais pesados*	Arsénio		1 ppm
	Chumbo		1 ppm
	Cádmio		0,2 ppm
	Crómio total	✓	2 ppm
	Níquel		2 ppm
	Cobre		1 ppm
	Mercúrio		0,05 ppm
	Vanádio		10 ppm**
Temperatura		✓	A descarga não deve elevar a temperatura na zona situada a jusante do ponto de descarga mais do que 1 a 3°C

\*Critérios definidos com base no Anexo 18, do Decreto-Lei n.º 236/98, de 01 de agosto.

\*\* Critério definido com base no critério publicado no Aviso n.º 7535/2012, de 30 de Maio.

Não devem ser considerados estudos efetuados em outros portos como referência para a tomada de decisões, dado que cada massa de água tem a sua própria dinâmica, influenciada por correntes, marés, ou mesmo características físico-químicas, biológicas ou geológicas que influenciem o real impacte da descarga deste tipo de águas residuais tratadas.

No caso das lamas sugere-se que os operadores dos navios as caracterizem, para que esta caracterização as possa acompanhar quando recolhidas em terra. Desta forma, o operador de gestão de resíduos, poderá mais facilmente definir o tipo de tratamento e/ ou destino a dar às mesmas. Na Tabela 18 indicam-se os parâmetros que são considerados relevantes para a caracterização de lamas provenientes de tratamentos de águas de lavagem de *scrubber*, destacando-se que a atual regulamentação IMO e respetivas Diretrizes EGCS não preveem e/ou definem qualquer tratamento ou caracterização das mesmas.

Tabela 18 - Parâmetros para caracterização das lamas

Parâmetro	Monitorização exigida pelas Diretrizes IMO	Sugestão monitorização
pH	-	✓
HAP	-	✓
PCDD + PCDF	-	✓
LOI	-	✓
HOI	-	✓
	Arsénio	
	Chumbo	
	Cádmio	
Metais pesados	Crómio total	✓
	Níquel	
	Cobre	
	Mercurio	
	Vanádio	

Para um controlo mais efetivo e fácil rastreio dos possíveis impactes ambientais das emissões assim como o efetivo cumprimento da regulamentação imposta, os sistemas de controlo e monitorização deveriam ser automatizados no que concerne ao registo temporal e geoespacial das atividades como alteração do combustível, colocação em funcionamento e paragem dos *scrubbers* (por exemplo, substituindo ou em complemento do *Engine Record Book*). Para a realização de estudos mais detalhados, a definição e determinação de medidas ou novas disposições legais associadas à utilização de *scrubbers*, os dados recolhidos deveriam ser reportados automaticamente às respetivas entidades fiscalizadoras, por forma a criar uma base de dados confiável.

## 8 Conclusões e perspectivas futuras

As emissões dos navios de cruzeiro, nomeadamente as emissões de SO<sub>x</sub> e NO<sub>x</sub> contribuem negativamente para a qualidade do ar ambiente, principalmente das grandes cidades, tendo diversos impactes não só ambientais, como também na saúde humana. Desta forma a IMO sentiu a necessidade de acrescentar um anexo à convenção MARPOL - Anexo VI, o qual, entre outros temas, regulamenta as emissões provenientes dos navios. Este anexo tem vindo a ser atualizado ao longo dos últimos anos procurando sempre a minimização dos impactes do transporte marítimo. No caso das emissões do SO<sub>x</sub>, a estratégia adotada pela IMO, passa pela restrição dos teores de enxofre (%m/m) nos combustíveis derivados de petróleo a usar pelos operadores de navios para produção de energia. A regulamentação, no entanto, também prevê como alternativa o uso de tecnologias de tratamento dos gases de exaustão, nomeadamente *scrubbers*, os quais permitem emissões equivalentes às que seriam conseguidas com a utilização de combustíveis com os teores de enxofre menores.

No caso dos operadores dos navios de cruzeiro verificou-se uma tendência na opção pela utilização dos *scrubbers* do tipo *open loop* em vez da troca por um combustível com menor teor de enxofre, devido a relação custo benefício desta opção. Os benefícios ambientais do uso de *scrubbers* são questionáveis e sua regulamentação ainda é pobre. Com a utilização deste tipo de sistemas os poluentes são transferidos diretamente dos gases de exaustão para a águas de lavagem, descarregadas novamente no mar após a sua utilização. Dado que os sistemas são recentes, as diretrizes existentes para o controlo e monitorização das descargas destas águas ainda são deficitárias. Estas contêm níveis elevados de alguns metais pesados, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, óleos, entre outros, que têm impactes quando descarregadas no meio marinho.

Dada a crescente utilização dos *scrubbers* é crucial que se desenvolvam estudos mais detalhados sobre os impactes da utilização destes sistemas, devendo ser especificados planos de amostragem e pré-definidos parâmetros para a caracterização tanto das águas residuais como das lamas geradas. Os planos de amostragem e parâmetros de caracterização poderão ter de ser ajustados consoante a configuração do sistema instalado. Destaca-se que, cada porto e local tem as suas características e dinâmicas no que concerne, por exemplo, ao volume de tráfego e localização, pelo que, as avaliações de impacte devem ser realizadas individualmente e recorrendo a modelos que considerem todos os descritores.

Adicionalmente considera-se que a regulamentação deve ser melhorada rapidamente, assim como as diretrizes dos *scrubbers* (versão 2015) revistas, devendo estar prevista uma monitorização e controlo mais rígido dos parâmetros medidos em contínuo. Também os sistemas de tratamento das águas de lavagem e lamas instalados a bordo deveriam ser predefinidos e/ou ter requisitos mínimos, associando estes aos esquemas de aprovação dos *scrubbers*. Os parâmetros da monitorização em contínuo parecem ser insuficientes para ser considerados como indicadores.

No caso do Porto de Lisboa, este proíbe a utilização de *scrubbers open loop*, no entanto tem reunido esforços para disponibilizar opções alternativas, como por exemplo o fornecimento de

energia para quando os navios de cruzeiro estão atracados em Porto. Considera-se fundamental a realização da avaliação do impacte ambiental por forma a que possam ser adotadas outras estratégias e/ou medidas com base nos resultados da mesma.

## Referências bibliográficas

2020 Practical Guide. (2019).

ABB. (2013). Energy efficiency guide - The other alternative fuel. ABB Oy, Marine and Cranes. Obtido de [www.abb.com/marine](http://www.abb.com/marine)

ABS. (2018). ABS ADVISORY ON EXHAUST GAS SCRUBBER SYSTEMS.

ABS. (2019). Marine Fuel Oil Advisor. *American Bureau of Shipping*. Obtido de <https://ww2.eagle.org/content/dam/eagle/advisories-and-debriefs/marine-fuel-oil-advisory.pdf>

AEA. (2013). *SINAIS da AEA 2013 - O ar que respiramos*. Agência Europeia do Ambiente. Agência Europeia do Ambiente. Obtido de <https://www.eea.europa.eu/pt/publications/sinais-2013-o-ar-que-respiramos>

AEA. (2016). *SIGNALS 2016: Towards clean and smart mobility - Transport and environment in Europe*. Agência Europeia do Ambiente. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/090074>

AEA. (2019a). *Emissions of air pollutants from transport*. European Environment Agency. Obtido de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/transport-emissions-of-air-pollutants-8/transport-emissions-of-air-pollutants-8>

AEA. (2019b). *O ambiente na Europa: Estado e perspetivas 2020 Sumário executivo*. <https://doi.org/10.2800/542443>

AEA. (2020). Exceedance of air quality standards in Europe. Obtido 30 de Novembro de 2020, de <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exceedance-of-air-quality-limit-2/assessment>

AIRUSE. (2016). *Report 21: The Control of Shipping Emissions*. AIRUSE. AIRUSE. Obtido de [http://airuse.eu/wp-content/uploads/2013/11/R21\\_AIRUSE-Control-of-shipping-emissions.pdf](http://airuse.eu/wp-content/uploads/2013/11/R21_AIRUSE-Control-of-shipping-emissions.pdf)

Amara, I., Miled, W., Slama, R. Ben, & Ladhari, N. (2018). Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.12.001>

Anderson, M., Salo, K., Hallquist, Å. M., & Fridell, E. (2015). Characterization of particles from a marine engine operating at low loads. *Atmospheric Environment*, 101, 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.11.009>

Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>

Andreasen, A., & Mayer, S. (2007). Use of Seawater Scrubbing for SO<sub>2</sub> Removal from Marine Engine Exhaust Gas. *Energy & Fuels*, 21. <https://doi.org/10.1021/ef700359w>

Antunes, J. M. G. (sem data). *O SHIPPING, O AMBIENTE E A POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA DA COSTA PORTUGUESA*. Assembleia Municipal de Lisboa.

APA. (sem data). APA - Políticas > Água > Diretivas comunitárias > Diretiva-Quadro da Água. Obtido 10 de Dezembro de 2020, de

<https://www.apambiente.pt/index.php?ref=16&subref=7&sub2ref=818&sub3ref=1246>

- APL. (sem data-a). Área de jurisdição - Porto de Lisboa. Obtido 16 de Novembro de 2020, de <https://electra.portodelisboa.pt/pt/web/guest/area-de-jurisdicao>
- APL. (sem data-b). Mapa do porto - Porto de Lisboa. Obtido 16 de Novembro de 2020, de <https://www.portodelisboa.pt/mapa-do-porto>
- APL. (sem data-c). Portal do Porto de Lisboa. Obtido 15 de Setembro de 2020, de [http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL\\_PORTO\\_LISBOA](http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL_PORTO_LISBOA)
- APL. (sem data-d). Resíduos - Porto de Lisboa. Obtido 4 de Dezembro de 2020, de <https://www.portodelisboa.pt/residuos>
- APL. (2014). Regulamento de Autoridade Portuária da APL – Administração do Porto de Lisboa, S.A. Anexo à Ordem de Serviço n.º 19/2014. Obtido de [http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL\\_PORTO\\_LISBOA/PORTO\\_LISBOA/SEGURANCA\\_AMBIENTE/REGULAMENTOS\\_NORMAS/Regulamento de Autoridade Portu%EAria da APL.pdf](http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL_PORTO_LISBOA/PORTO_LISBOA/SEGURANCA_AMBIENTE/REGULAMENTOS_NORMAS/Regulamento de Autoridade Portu%EAria da APL.pdf)
- APL. (2017). Regulamento do exercício da atividade de recolha de resíduos de hidrocarbonetos, águas residuais e resíduos perigosos, a embarcações no Porto de Lisboa. *Anexo À Ordem de Serviço n.º 08/2017*. APL. Obtido de [https://www.portodelisboa.pt/documents/20121/157928/Regulamento+da+Atividade+d e+Recolha+de+Res"duos+de+Hidrocarbonetos%2C+Aguas+Residuais+e+Res"duos+Perigo sos.pdf/478bf87d-67c6-c676-393e-971e10136805?t=1601463534393](https://www.portodelisboa.pt/documents/20121/157928/Regulamento+da+Atividade+d e+Recolha+de+Res)
- Assembleia Municipal de Lisboa. Recomendação 101/04 (PAN) - Pela Redução da poluição dos navios cruzeiros, Assembleia Municipal Lisboa § (2020). Assembleia Municipal Lisboa. Obtido de <https://www.am-lisboa.pt/302000/1/013814,000420/index.htm>
- Babicz, J. (2015). *WÄRTSILÄ ENCYCLOPEDIA OF SHIP TECHNOLOGY Second Edition* (Second Edi). HELSINKI: WÄRTSILÄ CORPORATION.
- Bakhtov, A. (2019). Alternative fuels for shipping in the Baltic Sea region. *HELCOM - Helsinki Commission*. HELCOM - Helsinki Commission. Obtido de <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/10/HELCOM-Envisum-Alternative-fuels-for-shipping.pdf>
- Balcombe, P., Brierley, J., Lewis, C., Skatvedt, L., Speirs, J., Hawkes, A., & Staffell, I. (2019, Fevereiro 15). How to decarbonise international shipping: Options for fuels, technologies and policies. *Energy Conversion and Management*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.12.080>
- Ban on open-loop scrubber discharge. (2019). *Ship & Offshore*, 14–15. Obtido de [https://www.shipandoffshore.net/fileadmin/pdf\\_Fachartikel/Sulphurcapspo119.pdf](https://www.shipandoffshore.net/fileadmin/pdf_Fachartikel/Sulphurcapspo119.pdf)
- Benamara, H., Hoffman, J., & Youssef, F. (2019). Maritime Transport: The Sustainability Imperative. Em H. N. Psaraftis (Ed.), *Sustainable Shipping: A Cross-Disciplinary View* (pp. 1–33). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-04330-8>
- Blasco, J., Durán-Grados, V., Hampel, M., & Moreno-Gutiérrez, J. (2014). Towards an integrated environmental risk assessment of emissions from ships' propulsion systems. *Environment International*, 66, 44–47. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.014>
- Boer, E. den, & Hoen, M. 't. (2015). *Scrubbers - An economic and ecological assessment*. CE Delft.

- Delft. Obtido de <https://www.cedelft.eu/en/publications/1618/scrubbers-an-economic-and-ecological-assessment>
- Braathen, N. A. (2011). *Environmental impacts of international shipping: The role of ports. Environmental Impacts of International Shipping: The Role of Ports* (Vol. 9789264097). Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD). <https://doi.org/10.1787/9789264097339-en>
- Business Research & Economic Advisors. (2019). *The Global Economic Contribution of Cruise Tourism 2018. CLIA*. Obtido de [http://www.cruising.org/sites/default/files/pressroom/Global\\_Cruise\\_Impact\\_Analysis\\_2013.pdf](http://www.cruising.org/sites/default/files/pressroom/Global_Cruise_Impact_Analysis_2013.pdf)
- C. Trozzi, & R. Vaccaro. (2000). Environmental impact of port activities. Em *Maritime Engineering and Ports II*. Obtido de <https://www.witpress.com/Secure/elibrary/papers/PORTS00/PORTS00013FU.pdf>
- Calder, N. (2007). *Marine Diesel Engines: Maintenance, Troubleshooting and Repair* (3ª Edição). McGraw-Hill. Obtido de <https://books.google.pt/books?id=6Kw2iYs56YoC&printsec=frontcover&hl=pt-PT#v=onepage&q&f=false>
- Čampara, L., Hasanspahić, N., & Vujičić, S. (2018). Overview of MARPOL ANNEX VI regulations for prevention of air pollution from marine diesel engines. *SHS Web of Conferences*, 58, 01004. <https://doi.org/10.1051/SHSCONF/20185801004>
- Caplen, P. (2010). *Marine Diesel Engines: Care and Maintenance*. The Crowood Press Ltd. Obtido de <https://books.google.pt/books?id=rpx8AwAAQBAJ&printsec=frontcover&hl=pt-PT#v=onepage&q&f=false>
- Carić, H., & Mackelworth, P. (2014). Cruise tourism environmental impacts - The perspective from the Adriatic Sea. *Ocean and Coastal Management*, 102(PA), 350–363. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.09.008>
- CE. (2019). Introduction to the EU Water Framework Directive - Environment - European Commission. Obtido 10 de Dezembro de 2020, de [https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/intro_en.htm)
- CE. (2020). Maritime | Mobility and Transport. Obtido 11 de Maio de 2020, de [https://ec.europa.eu/transport/modes/maritime\\_en](https://ec.europa.eu/transport/modes/maritime_en)
- Chang, Y.-T., Roh, Y., & Park, H. (2014). Assessing noxious gases of vessel operations in a potential Emission Control Area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 28, 91–97. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.trd.2014.03.003>
- Chu, T. Van, Rainey, T. J., Ristovski, Z., Pourkhesalian, A. M., Garaniya, V., Abbassi, R., ... Brown, R. J. (2016). *PARTICLE EMISSIONS FROM SHIPS AT BERTH USING HEAVY FUEL OIL*. Obtido de <https://www.researchgate.net/publication/303710284>
- CLIA. (2019). CLIA Reveals Growth in Global and North American Passenger Numbers and Insights. Obtido de <https://cruising.org/news-and-research/press-room/2019/april/clia-reveals-growth>
- CMC. (2020). Environment - Chamber of Marine Commerce. Obtido 6 de Maio de 2020, de <https://www.marinedelivers.com/environment/>

- CONCAWE. (2018). Climate impacts of particulate pollutants emitted from international shipping. *Concawe Review, Volume 27 , Number 1*. Obtido de [https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Concawe-Review-27-1\\_webfile.pdf](https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Concawe-Review-27-1_webfile.pdf)
- Copeland, C. (2007). Cruise ship pollution: Background, laws and regulations, and key issues. Em *Cruise Ship Pollution* (p. 176). Library of Congress. Congressional Research Service. Obtido de <https://www.hsdl.org/?abstract&did=>
- Corbett, J. J. (2003). Updated emissions from ocean shipping. *Journal of Geophysical Research, 108*(D20). <https://doi.org/10.1029/2003jd003751>
- Corbett, J. J., Winebrake, J. J., Green, E. H., Kasibhatla, P., Eyring, V., & Lauer, A. (2007). Mortality from ship emissions: A global assessment. *Environmental Science and Technology, 41*(24), 8512–8518. <https://doi.org/10.1021/es071686z>
- Cullinane, K., & Bergqvist, R. (2014). Emission control areas and their impact on maritime transport. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2013.12.004>
- Cullinane, K., & Cullinane, S. (2013). Atmospheric Emissions from Shipping: The Need for Regulation and Approaches to Compliance. *Transport Reviews, 33*(4), 377–401. <https://doi.org/10.1080/01441647.2013.806604>
- DGRM. (sem data-a). Águas de Lastro (BWM). Obtido 13 de Setembro de 2020, de <https://www.dgrm.mm.gov.pt/de-lastro>
- DGRM. (sem data-b). Convenções e Acordos. Obtido 7 de Dezembro de 2020, de <https://www.amn.pt/DCPM/Paginas/convencoes.aspx>
- DGRM. (sem data-c). Legislação - DGRM. Obtido 7 de Agosto de 2020, de <https://www.dgrm.mm.gov.pt/leg2>
- DGRM. (sem data-d). Teor Máximo de Enxofre nos Combustíveis Navais - DGRM. Obtido 1 de Dezembro de 2020, de <https://www.dgrm.mm.gov.pt/web/guest/teor>
- Di Bella, A., & Remigi, F. (2013). Evaluation and control of cruise ships noise in urban areas. Em *20th International Congress on Sound and Vibration 2013, ICSV 2013* (Vol. 4, pp. 3071–3077). Conference: 20 th International Congress on Sound & Vibration. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/235933627\\_Evaluation\\_and\\_Control\\_of\\_Cruise\\_Ships\\_Noise\\_in\\_Urban\\_Areas](https://www.researchgate.net/publication/235933627_Evaluation_and_Control_of_Cruise_Ships_Noise_in_Urban_Areas)
- DNV GL. (2019a). Assessment of Selected Ternative Fuels and Technologies. *DNV GL*. Obtido de <https://www.dnvgl.com/maritime/publications/alternative-fuel-assessment-download.html>
- DNV GL. (2019b). *Comparison of Alternative Marine Fuels*. Obtido de [https://sea-Ing.org/wp-content/uploads/2019/09/19-09-16\\_Alternative-Marine-Fuels-Study\\_final\\_report.pdf](https://sea-Ing.org/wp-content/uploads/2019/09/19-09-16_Alternative-Marine-Fuels-Study_final_report.pdf)
- Doney, S. C., Fabry, V. J., Feely, R. A., & Kleypas, J. A. (2009). Ocean acidification: The other CO2 problem. *Annual Review of Marine Science*. <https://doi.org/10.1146/annurev.marine.010908.163834>
- EC. (2020). *2019 Annual Report on CO2 Emissions from Maritime Transport*. EUROPEAN COMMISSION. Brussels.

- EGCSA. (sem data-a). How do exhaust gas cleaning systems prevent PAHs entering the sea? Obtido 30 de Novembro de 2020, de <https://www.egcsa.com/technical-reference/how-do-exhaust-gas-cleaning-systems-prevent-pahs-entering-the-sea/>
- EGCSA. (sem data-b). MARPOL Annex VI – Compliance by ECGS – EGCSA. Obtido 10 de Agosto de 2020, de <https://www.egcsa.com/regulatory/regulatory-2/>
- EGCSA. (sem data-c). Technical Reference. Obtido 11 de Dezembro de 2020, de <https://www.egcsa.com/technical-reference/what-happens-when-fuel-oils-containing-sulphur-are-burnt-in-a-diesel-engine-without-an-exhaust-gas-cleaning-system/>
- EGCSA. (2012). *EGCSA Handbook: A practical guide to exhaust gas cleaning systems for the maritime industry*. Sustainable Maritime Solutions, Ltd. Obtido de <http://online.pubhtml5.com/hafx/estu/#p=6>
- EGCSA & Euroshore. (2018). *Report on analyses of water samples from Exhaust Gas Cleaning Systems. MEPC 73/INF.5*. Obtido de <https://www.egcsa.com/wp-content/uploads/MEPC-73-INF.5-Study-report-on-analyses-of-water-samples-from-exhaust-gas-cleaning-systems-CESA.pdf>
- Encyclopædia Britannica. (sem data). Obtido 21 de Abril de 2020, de <https://cdn.britannica.com/75/24075-050-F35394FE/diesel-engine-sequence-fuel-intake-valve-cycle.jpg>
- Endres, S., Maes, F., Hopkins, F., Houghton, K., Mårtensson, E. M., Oeffner, J., ... Turner, D. (2018). A New Perspective at the Ship-Air-Sea-Interface: The Environmental Impacts of Exhaust Gas Scrubber Discharge. *Frontiers in Marine Science*, 5(APR), 139. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00139>
- English, G., & Hackston, D. C. (2013). *Environmental and Social Impacts of Marine Transport in the Great Lakes St. Lawrence Seaway Region*. Obtido de <https://www.marinedelivers.com/wp-content/uploads/2018/12/Environmental-Benefits-Study-Full-Report.pdf>
- Entec Uk Limited. (2002). *Quantification of emissions from ships associated with ship movements between ports in the European Community*. European Commission. Obtido de [https://ec.europa.eu/environment/archives/air/pdf/chapter3\\_end\\_ship\\_emissions.pdf](https://ec.europa.eu/environment/archives/air/pdf/chapter3_end_ship_emissions.pdf)
- Euronews. (2019). A acidificação dos oceanos está a levar os ecossistemas a territórios desconhecidos? Obtido 4 de Outubro de 2020, de <https://pt.euronews.com/2020/02/14/a-acidificacao-dos-oceanos-esta-a-levar-os-ecossistemas-a-territorios-desconhecidos>
- European Commission. Statistical Office of the European Union. (2019). *Shedding light on energy in the EU : a guided tour of energy statistics* (2019 editi). <https://doi.org/10.2785/555325>
- EUROSTAT. (2019). Reference Manual on Maritime Transport Statistics, (September), 161. Obtido de [http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/transport/documents/Reference\\_Manual\\_FINAL\\_2012\\_NOV.pdf](http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/transport/documents/Reference_Manual_FINAL_2012_NOV.pdf)
- EUROSTAT. (2020). *Maritime ports freight and passenger statistics - Statistics Explained*. Eurostat. Obtido de [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Maritime\\_ports\\_freight\\_and\\_passenger\\_statistics&oldid=380](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Maritime_ports_freight_and_passenger_statistics&oldid=380)

## 735#Increase\_in\_seaborne\_goods\_and\_passengers\_in\_EU\_ports

- ExxonMobil. (2017). Marine fuel oil ISO 8217:2017 – Information on specifications and tests. Obtido 23 de Abril de 2020, de <https://www.exxonmobil.com/en/marine/TechnicalResource/Marine-resources/specification-tests-iso-8217>
- Faber, J., Jaspers, D., & Kleijn, A. (2020). *Comparison of CO2 emissions of MARPOL Annex VI compliance options in 2020 - CE Delft*. CE Delft. Obtido de <https://www.cedelft.eu/en/publications/2504/comparison-of-co2-emissions-of-marpol-annex-vi-compliance-options-in-2020>
- Filho, R. V. (2016). Emissão de óxidos de nitrogênio (NOX) na combustão industrial. *Revista IPT / Tecnologia e Inovação*, 6–19. Obtido de <http://revista.ipt.br/index.php/revistaIPT/article/view/24/16>
- FuelsEurope. (2019). *STATISTICAL REPORT 2019*. Belgium. Obtido de <https://www.fuelseurope.eu/publication/statistical-report-2019/>
- Gilbert, P., Walsh, C., Traut, M., Kesieme, U., Pazouki, K., & Murphy, A. (2018). Assessment of full life-cycle air emissions of alternative shipping fuels. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.165>
- Godinho, V. C. F. (2009). *Gestão de resíduos de navios e de carga caso de estudo: Porto de Lisboa*. FCT - UNL. Obtido de <https://run.unl.pt/handle/10362/2040>
- Guarasa, J. N. (2017). *Study on the impact of cruise ships calling at Barcelona in the city air quality Bachelor's Thesis*. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona. Obtido de <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/107741>
- Guimarães, C. de S. (2016). *Controle e Monitoramento de Poluentes Atmosféricos* (1.ª ed.). Rio de Janeiro: Elsevier Editora Ltda. Obtido de <https://books.google.pt/books?id=8K44DwAAQBAJ>
- Han, C. H. (2010). Strategies to reduce air pollution in shipping industry. *Asian Journal of Shipping and Logistics*, 26(1), 7–29. [https://doi.org/10.1016/S2092-5212\(10\)80009-4](https://doi.org/10.1016/S2092-5212(10)80009-4)
- Hansen, J. P., & Alfa Laval Aalborg A/S. (2012). *Exhaust Gas Scrubber Installed Onboard MV Ficara Seaways*. Danish Ministry of the Environment. København K. Obtido de [www.mst.dk](http://www.mst.dk)
- Hassellöv, I., Turner, D. R., Lauer, A., & Corbett, J. J. (2013). Shipping contributes to ocean acidification. *Geophysical Research Letters*, 40(11), 2731–2736. <https://doi.org/10.1002/grl.50521>
- Hufnagl, M., Liebezeit, G., & Behrends, B. (2005). *Effects of Sea Water Scrubbing Final report*.
- Hunter, K. A., Liss, P. S., Surapipith, V., Dentener, F., Duce, R., Kanakidou, M., ... Zhu, T. (2011). Impacts of anthropogenic SOx, NOx and NH3 on acidification of coastal waters and shipping lanes. *Geophysical Research Letters*, 38(13), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2011GL047720>
- ICS. (2014). Shipping, World Trade and the Reduction of CO2 Emissions United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) INTERNATIONAL CHAMBER OF SHIPPING (ICS) Representing the Global Shipping Industry.

- IMO. (sem data-a). Ballast water management - the control of harmful invasive species. Obtido 30 de Novembro de 2020, de <https://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Pages/BWM-default.aspx>
- IMO. (sem data-b). History of IMO. Obtido 27 de Fevereiro de 2020, de <http://www.imo.org/es/About/HistoryOfIMO/Paginas/Default.aspx> <http://www.imo.org/en/About/HistoryOfIMO/Pages/Default.aspx>
- IMO. (2011). *MARPOL Consolidated Edition 2011* (5ª Edição). IMO.
- IMO. (2013). IMO What it is. Obtido de [http://www.imo.org/en/About/Documents/What it is Oct 2013\\_Web.pdf](http://www.imo.org/en/About/Documents/What%20it%20is%20Oct%202013_Web.pdf)
- IMO. RESOLUTION MEPC.259(68) - 2015 GUIDELINES FOR EXHAUST GAS CLEANING SYSTEMS, 259 IMO § (2015). IMO. Obtido de [https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/MEPC.259\(68\).pdf](https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/MEPC.259(68).pdf)
- IMO. (2015b). *Third IMO GHG Study 2014: Executive Summary and Final Report*. Obtido de [www.imo.org](http://www.imo.org)
- IMO. (2016). *IMO Train the Trainer (TTT) Course on Energy Efficient Ship Operation Module 2- Ship Energy Efficiency Regulations and Related Guidelines MODULE 2 Ship Energy Efficiency Regulations and Related Guidelines Module Aims and Objectives*. London.
- IMO. (2020a). “*Fourth IMO GHG Study 2020 – Final report*”. MEPC 75/7/15. Obtido de <https://imoarcticsummit.org/wp-content/uploads/2020/09/MEPC-75-7-15-Fourth-IMO-GHG-Study-2020-Final-report-Secretariat.pdf>
- IMO. (2020b). Obtido de <http://www.imo.org/>
- IRENA. (2019). *Navigating to a renewable future: Solutions for decarbonising shipping, Preliminary findings*. Abu Dhabi. Obtido de [www.irena.org](http://www.irena.org)
- ISO. (2017). ISO 8217:2017 (EN) Petroleum products — Fuels (class F) - Specifications of marine fuels — Specifications of marine fuels. Obtido 23 de Abril de 2020, de <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:8217:ed-6:v1:en>
- ITF. (2019). *ITF Transport Outlook 2019*. OCDE. [https://doi.org/10.1787/transp\\_outlook-en-2019-en](https://doi.org/10.1787/transp_outlook-en-2019-en)
- Jägerbrand, A. K., Brutemark, A., Barthel Svedén, J., & Gren, I. M. (2019, Dezembro 10). A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Science of the Total Environment*. Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133637>
- Jan Linders, Eric Adams, Brigitte. Behrends, Annette Dock, Shinichi Hanayama, Richard Luit, ... Jacek Tronczynsk. (2019). *EXHAUST GAS CLEANING SYSTEMS A Roadmap to Risk Assessment. Report of the GESAMP Task Team on exhaust gas cleaning systems. Submitted to PPR 7 as document PPR 7/INF.23*. London. Obtido de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/534554/PPR\\_7-INF.23\\_-\\_Report\\_of\\_the\\_GESAMP\\_Task\\_Team\\_on\\_exhaust\\_gas\\_cleaning\\_systems\\_\\_Secretar\\_a\\_.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/534554/PPR_7-INF.23_-_Report_of_the_GESAMP_Task_Team_on_exhaust_gas_cleaning_systems__Secretar_a_.pdf)
- Joint Industry Project. (2019). Joint Industry Guidance: The supply and use of 0.50%-sulphur marine fuel. Obtido 22 de Abril de 2020, de

- [http://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Documents/Joint\\_Industry\\_Guidance.pdf](http://www.imo.org/en/MediaCentre/HotTopics/Documents/Joint_Industry_Guidance.pdf)
- Karle, I.-M., & Turner, D. (2007). *Seawater Scrubbing-reduction of SOx emissions from ship exhausts*.
- Kjølholt, J., Aakre, S., Jürgensen, C., & Lauridsen, J. (2012). *Assessment of possible impacts of scrubber water discharges on the marine environment*. *Miljøstyrelsen*.
- Koski, M., Stedmon, C., & Trapp, S. (2017). Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: Potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa*. *Marine Environmental Research*, 129, 374–385. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.06.006>
- Kruse, C. J., Desantis, L. M., Eaton, S. J., & Billings, R. (2018). Marine Transportation and the Environment Trends and Issues. *TR NEWS*, 313, 12–20.
- Lack, D. A., Corbett, J. J., Onasch, T., Lerner, B., Massoli, P., Quinn, P. K., ... Williams, E. (2009). Particulate emissions from commercial shipping: Chemical, physical, and optical properties. *Journal of Geophysical Research*, 114(4), D00F04. <https://doi.org/10.1029/2008JD011300>
- Lange, B., & Markus, T. (2015). *Impact of Scrubbers on the environmental situation in ports and coastal waters*. Obtido de [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte\\_65\\_2915\\_impacts\\_of\\_scrubbers\\_on\\_the\\_environmental\\_situation\\_in\\_ports\\_and\\_coastal\\_waters.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_65_2915_impacts_of_scrubbers_on_the_environmental_situation_in_ports_and_coastal_waters.pdf)
- Li, K., Wu, M., Gu, X., Yuen, K. F., & Xiao, Y. (2020). Determinants of ship operators' options for compliance with IMO 2020. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 86. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102459>
- Lloyd's Register. (2012). Understanding exhaust gas treatment systems. Guidance for shipowners and operators. Obtido de [https://www.rtu.lv/writable/public\\_files/RTU\\_understanding\\_exhaust\\_gas\\_treatment\\_systems.pdf](https://www.rtu.lv/writable/public_files/RTU_understanding_exhaust_gas_treatment_systems.pdf)
- Lloyd's Register ODS. (2010). *Noise from ships in ports Possibilities for noise reduction*. Danish Environmental Protection Agency.
- LNG Tankers - Different Types And Dangers Involved. (sem data). Obtido 17 de Abril de 2020, de <https://www.marineinsight.com/types-of-ships/lng-tankers-different-types-and-dangers-involved/>
- Lusa. (2020). Lisboa com “desempenho de excelência” e mais de sete milhões de turistas em 2018 – ECO. *ECO*. SAPO. Obtido de <https://eco.sapo.pt/2020/02/10/lisboa-com-desempenho-de-excelencia-e-mais-de-sete-milhoes-de-turistas-em-2018/>
- Ma, H., Steernberg, K., Riera-Palou, X., & Tait, N. (2012). Well-to-wake energy and greenhouse gas analysis of SOX abatement options for the marine industry. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 17(4), 301–308. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2012.01.005>
- MACEB - HOME. (sem data). Obtido 13 de Setembro de 2020, de <http://www.maceb.fi/>

- Magnusson, K., Thor, P., & Granberg, M. (2018). *Scrubbers: Closing the loop Activity 3: Task 2 Risk Assessment of marine exhaust gas scrubber water*. Stockholm. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/333973881\\_Scrubbers\\_Closing\\_the\\_loop\\_Activity\\_3\\_Task\\_2\\_Risk\\_Assessment\\_of\\_marine\\_exhaust\\_gas\\_scrubber\\_water](https://www.researchgate.net/publication/333973881_Scrubbers_Closing_the_loop_Activity_3_Task_2_Risk_Assessment_of_marine_exhaust_gas_scrubber_water)
- Manahan, S. E. (2010). *Environmental Chemistry, Ninth Edition*. CRC Press Taylor & Francis Group. Obtido de <https://books.google.pt/books?id=LK2nDAAAQBAJ&pg=PA417&lpg=PA417&dq=SMOG+REAÇÕES+EM+CADEIA&source=bl&ots=smkuKhEMih&sig=ACfU3U2E8iMQwZWqPdyCT7x5r-ZSI4X4OQ&hl=pt-PT&sa=X&ved=2ahUKEwjg49ra8sPrAhVfBGMBHeb1DYc4FBD0ATAQegQIARAB#v=onepage&q&f=false>
- Marcovecchio, J. E., Marco, S. G. De, & Melo, W. D. (2018). Ancient vs. Modern Oceans Perspectives in a Climate Change Scenario. Em A. H. Arias & J. E. Marcovecchio (Eds.), *Marine Pollution and Climate Change The* (pp. 2–38). CRC Press Taylor & Francis Group.
- MARLISCO. (2014). Awareness Exhibition on the theme of Marine Litter. © MIO-ECSDE. Obtido de <https://www.marlisco.eu/exhibition.en.html>
- Martins, C. R., & Andrade, J. B. de. (2002). Atmospheric chemistry of sulfur (IV): Emissions, aqueous phase reactions and environmental effects. *Quimica Nova*. Sociedade Brasileira de Quimica. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422002000200015>
- Mersin, K., Alkan, G., & Mısırlıoğlu, T. (2017). A new method for calculating fuel consumption and displacement of a ship in maritime transport. *Cogent Engineering*, 4(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2017.1415107>
- Merta, E., Hänninen, S., & Laine-Ylijoki, J. (2016). *Technical Study on Scrubber Waste Management by VTT*. Helsinki. Obtido de <http://backfromblack.eu/data/documents/Technical-Study-on-Scrubber-Waste-Management-VTT-Helsingin-satama.pdf>
- Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Normas de qualidade ambiental no domínio da política da água, Pub. L. No. 103/2010, Diário da República n.º 187/2010, Série I (2020). Obtido de <https://dre.pt/legislacao-consolidada-/lc/105825595/201901271126/diploma?rp=indice>
- Ministério do Ambiente, O. do T. e E. Decreto-Lei n.º 170-B/2014, de 7 de novembro do Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia, Diário da República, 1.ª série — N.º 216 § (2014). Obtido de [https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/58815311/details/normal?q=Decreto-Lei+n.º 170-B%2F2014](https://dre.pt/web/guest/pesquisa/-/search/58815311/details/normal?q=Decreto-Lei+n.º+170-B%2F2014)
- Ministério Público. (sem data). Protocolo de 1978 relativo à Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição por Navios, 1973. Obtido 19 de Novembro de 2020, de <http://www.ministeriopublico.pt/instrumento/protocolo-de-1978-relativo-convencao-internacional-para-prevencao-da-poluicao-por-navi-0>
- Miola, A., Paccagnan, V., Massarutto, A., Perujo, A., & Turvani, M. (2009). *External costs of Transportation Case study : maritime transport*. JCR Scientific and Technical Reports. Office for Official Publications of the European Communities. <https://doi.org/10.2788/18349>
- Miola, Apollonia, Ciuffo, B., Giovine, E., & Marra, M. (2010). *Regulating Air Emissions from Ships The State of the Art on Methodologies, Technologies and Policy Options*. Joint Research

- Centre of the European Commission. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2788/4171>
- Moldanová, J., Fridell, E., Popovicheva, O., Demirdjian, B., Tishkova, V., Faccinnetto, A., & Focsa, C. (2009). Characterisation of particulate matter and gaseous emissions from a large ship diesel engine. *Atmospheric Environment*, 43(16), 2632–2641. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.008>
- Monte, H. M. do, Santos, M. T., Barreiros, A. M., & Albuquerque, A. (2016). *Tratamento de Águas Residuais – Operações e Processos de Tratamento Físico e Químico*. Lisboa.
- Monteiro, A., Russo, M., Gama, C., & Borrego, C. (2018). How important are maritime emissions for the air quality: At European and national scale. *Environmental Pollution*, 242, 565–575. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.011>
- Moreira, C. M. B. (2007). *As águas de Lastro e os desafios colocados à gestão ambiental das actividades marítimo-portuárias*. Universidade de Aveiro, Aveiro. Obtido de <https://ria.ua.pt/bitstream/10773/551/1/2008001248.pdf>
- Nichol, L. M., Wright, B. M., O’Hara, P., & Ford, J. K. B. (2017). Risk of lethal vessel strikes to humpback and fin whales off the west coast of Vancouver Island, Canada. *Endangered Species Research*, 32(1), 373–390. <https://doi.org/10.3354/esr00813>
- Noor, C. W. M., Noor, M. M., & Mamat, R. (2018). Biodiesel as alternative fuel for marine diesel engine applications: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.031>
- OCED & IEA. (2017). *Energy Technology Perspectives 2017. International Energy Agency (IEA) Publications*. Obtido de <https://webstore.iea.org/download/summary/237?fileName=English-ETP-2017-ES.pdf>
- OCIMF. (2016). *Guide for Implementation of Sulphur Oxide Exhaust Gas Cleaning Systems Guide for Implementation of Sulphur Oxide Exhaust Gas Cleaning Systems (First Edition 2016)*. London: Oil Companies International Marine Forum. Obtido de <https://www.ocimf.org/media/60654/Guide-for-Implementation-of-Sulphur-Oxide-Exhaust-Gas-Cleaning-Systems-030816.pdf>
- Offshore ships | Maritime-Connector.com. (sem data). Obtido 17 de Abril de 2020, de <http://maritime-connector.com/wiki/offshore-ships/>
- Ohashi, A., Ikame, M., Ishimura, E., Nishio, S., Takagi, M., & XU, Z. (2010). Evaluation of Collection Loss of Sulfate in Exhaust Gas Dilution System. *Journal of The Japan Institute of Marine Engineering*, 45(3), 415–420. <https://doi.org/10.5988/jime.45.415>
- Okubo, M., & Kuwahara, T. (2019). *New Technologies for Emission Control in Marine Diesel Engines. New Technologies for Emission Control in Marine Diesel Engines (1st ed.)*. Butterworth-Heinemann.
- Os Maiores Navios de Cruzeiro do Mundo (2020) | Blog dos Cruzeiros. (sem data). Obtido 17 de Abril de 2020, de <https://www.cruzeiros.com.pt/os-maiores-navios-de-cruzeiros-do-mundo/>
- Pampanin, D. M., & Sydnes, M. O. (2013). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons a Constituent of Petroleum: Presence and Influence in the Aquatic Environment. Em *Hydrocarbon*. InTech. <https://doi.org/10.5772/48176>

- Parlamento Europeu e Conselho da União Europeia. (2016). DIRETIVA (UE) 2016/ 802 DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO de 11 de maio de 2016 relativa à redução do teor de enxofre de determinados combustíveis líquidos. *Jornal Oficial da União Europeia*, (132), 58–78. Obtido de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016L0802&from=BG>
- PE. (2017). Os números das emissões do tráfego aéreo e do transporte marítimo de mercadorias | Atualidade | Parlamento Europeu. Obtido 16 de Abril de 2020, de <https://www.europarl.europa.eu/news/pt/headlines/society/20191129STO67756/os-numeros-das-emissoes-do-trafego-aereo-e-do-transporte-maritimo-de-mercadorias>
- Peel, D., Smith, J. N., & Childerhouse, S. (2018). Vessel Strike of Whales in Australia: The Challenges of Analysis of Historical Incident Data. *Frontiers in Marine Science*, 5(MAR), 69. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00069>
- Pepper, I. L., Gerba, C. P., & Brusseau, M. L. (2006). *Environmental & pollution science*. Elsevier/Academic Press.
- Pinheiro, L. de L. (2010). Temas de Direito Marítimo: II. O Navio em Direito Internacional. Em // *Jornadas de Lisboa de Direito Marítimo* (pp. 447–476). Obtido de <http://www.oa.pt/upl/%7Ba7992dcf-4940-4738-acd7-c9fc7e4e58c1%7D.pdf>
- Pope, C. A., & Dockery, D. W. (2006). Health Effects of Fine Particulate Air Pollution: Lines that Connect. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 56, 709–742. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/225089726\\_Health\\_Effects\\_of\\_Fine\\_Particiulate\\_Air\\_Pollution\\_Lines\\_that\\_Connect](https://www.researchgate.net/publication/225089726_Health_Effects_of_Fine_Particiulate_Air_Pollution_Lines_that_Connect)
- Porto de Lisboa. (2009). *Relatório Sustentabilidade 2008*. Obtido de [http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL\\_PORTO\\_LISBOA/AUTORIDADE\\_PORTUARIA/RELATORIOS\\_PUBLICACOES/Relat%F3rio de Sustentabilidade 2008.pdf](http://www.portodelisboa.pt/portal/page/portal/PORTAL_PORTO_LISBOA/AUTORIDADE_PORTUARIA/RELATORIOS_PUBLICACOES/Relat%F3rio de Sustentabilidade 2008.pdf)
- Porto de Lisboa. (2020). *Tráfego de cruzeiros - relatório de atividade 2019*. Obtido de <https://www.portodelisboa.pt/documents/20121/183017/Relatório+2019.pdf/64b4545e-1ba5-79d3-0a8e-c77d86eea189?t=1603362896355>
- Profillidis, V. A., & Botzoris, G. N. (2019). Econometric, Gravity, and the 4-Step Methods. Em *Modeling of Transport Demand* (pp. 271–351). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811513-8.00007-8>
- PwC. (2020). Circum-navegação LEME – Barómetro PwC da Economia do Mar (Mundo). *LEME – Barómetro PwC da Economia do Mar* LEME – Barómetro PwC da Economia do Mar, Edição nº5, 1+132.
- Reimer, J., Gravel, C., Brown, M. W., & Taggart, C. T. (2016). Mitigating vessel strikes: The problem of the peripatetic whales and the peripatetic fleet. *Marine Policy*, 68, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.02.017>
- Remigi, F., & Di Bella, A. (2014). A noise model for urban water traffic in Venice. Em *Proceedings of the Institute of Acoustics* (Vol. 36, pp. 601–604). Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/267024783\\_A\\_noise\\_model\\_for\\_water\\_traffic\\_in\\_Venice](https://www.researchgate.net/publication/267024783_A_noise_model_for_water_traffic_in_Venice)
- Rocha, A. C. S., Reis-Henriques, M. A., Galhano, V., Ferreira, M., & Guimarães, L. (2016). Toxicity of seven priority hazardous and noxious substances (HNSs) to marine organisms: Current

- status, knowledge gaps and recommendations for future research. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.049>
- Rojon, F. M. & I. (Ed.). (2015). Marine Scrubbers: The Guide 2015. Em *Marine Scrubbers: The Guide 2015*. Fathom Maritime Intelligenc. Obtido de [http://www.fathommaritimeintelligence.com/uploads/2/5/3/9/25399626/scrubber\\_guide\\_sample\\_pages.pdf](http://www.fathommaritimeintelligence.com/uploads/2/5/3/9/25399626/scrubber_guide_sample_pages.pdf)
- Roland Berger. (2019). *Plano Estratégico de Turismo para a Região de Lisboa 2020-2024*. Lisboa. Obtido de [https://www.lisboa.pt/fileadmin/Atualidade/noticias/user\\_upload/Relatorio\\_Final\\_Plano\\_Estrategico-2020-2024\\_compressed.pdf](https://www.lisboa.pt/fileadmin/Atualidade/noticias/user_upload/Relatorio_Final_Plano_Estrategico-2020-2024_compressed.pdf)
- Roll-on/roll-off - Wikipedia. (sem data). Obtido 17 de Abril de 2020, de [https://en.wikipedia.org/wiki/Roll-on/roll-off#/media/File:PROCYON\\_LEADER.jpg](https://en.wikipedia.org/wiki/Roll-on/roll-off#/media/File:PROCYON_LEADER.jpg)
- Rømer, H., Haastrup, P., & Styhr Petersen, H. J. (1996). Exploring environmental effects of accidents during marine transport of dangerous goods by use of accident descriptions. *Environmental Management*. <https://doi.org/10.1007/BF01204146>
- Sardinha, A. (2013a). *Dimensões de navios - Porte, Arqueação, Deslocamento*. Coleção Mar Fundamental Referência CMF0022013. Obtido de [https://transportemaritimoglobal.files.wordpress.com/2014/03/dimensoes-de-navios\\_porte-arqueacao-deslocamento1.pdf](https://transportemaritimoglobal.files.wordpress.com/2014/03/dimensoes-de-navios_porte-arqueacao-deslocamento1.pdf)
- Sardinha, A. (2013b). *Registo de navios Estados de bandeira*. Coleção Mar Fundamental Referência CMF0042013. Obtido de <http://www.transportemaritimoglobal.com>
- Schenone, C., Pittaluga, I., Borelli, D., Kamali, W., & El Moghrabi, Y. (2016). The impact of environmental noise generated from ports: Outcome of MESP project. *Noise Mapping*, 3(1), 26–36. <https://doi.org/10.1515/noise-2016-0002>
- Schirmer, W. N., & Lisboa, H. de M. (2008). QUÍMICA DA ATMOSFERA: CONSTITUINTES NATURAIS, POLUENTES E SUAS REAÇÕES. *TECNO-LOGICA*, (2), 37–46. Obtido de [https://www.researchgate.net/publication/277165291\\_QUIMICA\\_DA\\_ATMOSFERA\\_CONSTITUINTES\\_NATURAIS\\_POLUENTES\\_E\\_SUAS\\_REACOES/fulltext/559b4a4f08ae21086d278bfd/QUIMICA-DA-ATMOSFERA-CONSTITUINTES-NATURAIS-POLUENTES-E-SUAS-REACOES.pdf](https://www.researchgate.net/publication/277165291_QUIMICA_DA_ATMOSFERA_CONSTITUINTES_NATURAIS_POLUENTES_E_SUAS_REACOES/fulltext/559b4a4f08ae21086d278bfd/QUIMICA-DA-ATMOSFERA-CONSTITUINTES-NATURAIS-POLUENTES-E-SUAS-REACOES.pdf)
- Schmolke, S., Ewert, K., Kaste, M., Schöngaßner, T., Kirchgeorg, T., & Federal, O. M.-E. (2020). *Environmental Protection in Maritime Traffic-Scrubber Wash Water Survey Final report*.
- Schoeman, R. P., Patterson-Abrolat, C., & Plön, S. (2020). A Global Review of Vessel Collisions With Marine Animals. *Frontiers in Marine Science*. Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00292>
- Scott, M. R. (sem data). Ocean Chemical Processes - river, sea, oceans, important, salt, types, system, source, effect. Obtido 16 de Dezembro de 2020, de <http://www.waterencyclopedia.com/Mi-Oc/Ocean-Chemical-Processes.html>
- Section II - Health and Environmental Effects of Particulate Pollutants. (1979). Em *Fine Particulate Pollution* (pp. 9–20). Pergamon. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-023399-4.50008-9>
- Serafin, I. T., & Henkes, J. A. (2013). Água de lastro: um problema ambiental. *Revista Gestão &*

- Sustentabilidade Ambiental*, 2(1), 92. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v2e1201392-112>
- Sher, E. (1998). Environmental Aspects of Air Pollution. Em *Handbook of Air Pollution From Internal Combustion Engines* (pp. 27–41). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-012639855-7/50041-7>
- Silva, L. T., & Mendes, J. F. G. (2006). Determinação do Índice de Qualidade do Ar numa Cidade de Média Dimensão. *Revista de Engenharia Civil*. Obtido de [http://www.civil.uminho.pt/revista/artigos/Num27/n\\_27\\_pag\\_63-74.pdf](http://www.civil.uminho.pt/revista/artigos/Num27/n_27_pag_63-74.pdf)
- Sobral, P., Antunes, J., Ferraz, M., Ferro, F., Frias, J., Raposo, I., ... Oliveira, M. (2015). *Lixo Marinho: um Problema sem fronteiras*. Monte da Caparica.
- Souissi, S., Gliippa, O., & Dahms, H.-U. (2018). Global Shipping, ballast water and invasive Species. Em A. H. Arias & J. E. Marcovecchio (Eds.), *Marine Pollution and Climate Change* (pp. 166–175). CRC Press Taylor & Francis Group.
- T&E. (sem data). Shipping and climate change. Obtido 13 de Setembro de 2020, de <https://www.transportenvironment.org/what-we-do/shipping-and-environment/shipping-and-climate-change>
- T&E. (2019). *One Corporation to Pollute Them All*.
- Talley, W. K. (2009). *Port Economics*. (Routledge, Ed.). Taylor & Francis e-Library.
- Teuchies, J., Cox, T. J. S., Itterbeeck, K., Meysman, F. J. R., & Blust, R. (2020). The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 103. <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00380-z>
- Tomás, C. (2020). Lisboa: Cruzeiros vão ter de ficar ligados à ficha elétrica no cais. *Expresso*. Obtido de <https://expresso.pt/sociedade/2020-06-07-Lisboa-Cruzeiros-vao-ter-de-ficar-ligados-a-ficha-eletrica-no-cais>
- Tribunal de Contas Europeu. (2018). *Relatório Especial nº 23/2018: Poluição atmosférica: a nossa saúde ainda não está suficientemente protegida*. Obtido de <https://op.europa.eu/webpub/eca/special-reports/air-quality-23-2018/pt/>
- Trozzi, C., & Laurentis, R. De. (2019). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019*. AEA. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/293657>
- Turner, D. R., Edman, M., Gallego-Urrea, J. A., Claremar, B., Hassellöv, I. M., Omstedt, A., & Rutgersson, A. (2018). The potential future contribution of shipping to acidification of the Baltic Sea. *Ambio*, 47(3), 368–378. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0950-6>
- Turner, D. R., Hassellöv, I. M., Ytreberg, E., & Rutgersson, A. (2017). Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences. *Elementa*, 5. <https://doi.org/10.1525/elementa.167>
- Types Of Ships - The Ultimate Guide. (sem data). Obtido 17 de Abril de 2020, de <https://www.marineinsight.com/guidelines/a-guide-to-types-of-ships/>
- UE / ONU / ITF / OCED. (2019). *Glossary for transport statistics 5TH EDITION 2019* (5th Editio). Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2785/675927>
- Uhler, A. D., Stout, S. A., Douglas, G. S., Healey, E. M., & Emsbo-Mattingly, S. D. (2016). *Standard Handbook Oil Spill Environmental Forensics*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12->

803832-1.00013-1

- UNEP. (2005). *Marine Litter An analytical overview*. UNEP. Obtido de [www.unep.orgweb:www.unep.org](http://www.unep.orgweb:www.unep.org)
- USEPA. (2008). *Cruise Ship Discharge Assessment Report*. Environmental Protection Agency. Obtido de <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1002SVS.PDF?Dockey=P1002SVS.PDF>
- USEPA. (2011). *Exhaust Gas Scrubber Washwater Effluent*. Washington, DC. Obtido de [https://www3.epa.gov/npdes/pubs/vgp\\_exhaust\\_gas\\_scrubber.pdf](https://www3.epa.gov/npdes/pubs/vgp_exhaust_gas_scrubber.pdf)
- Ushakov, S., Stenersen, D., Einang, P. M., & Ask, T. Ø. (2020). Meeting future emission regulation at sea by combining low-pressure EGR and seawater scrubbing. *Journal of Marine Science and Technology (Japan)*, 25(2), 482–497. <https://doi.org/10.1007/s00773-019-00655-y>
- Vallero, D. (2014). *Fundamentals of air pollution, fifth edition*. *Fundamentals of Air Pollution, Fifth Edition*. Elsevier Science. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-401733-7.01001-X>
- Vehicle Tracking System. (sem data). Most Commonly Used Cargo Ships Around the World. Obtido 17 de Abril de 2020, de <https://www.vehicletracking.qa/blog/cargo-ships-types/>
- Vermeire, M., Heyberger, B., & Hamje, H. (2019). *Study to evaluate test methods to assess the stability and compatibility of marine fuels in view of the IMO MARPOL Annex VI Regulation 14.1.3 for 2020 Sulphur requirements*. Concawe. Bruxelas. Obtido de [https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Rpt\\_19-11.pdf](https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Rpt_19-11.pdf)
- Viana, M., Hammingh, P., Colette, A., Querol, X., Degraeuwe, B., Vlieger, I. de, & van Aardenne, J. (2014). Impact of maritime transport emissions on coastal air quality in Europe. *Atmospheric Environment*, 90, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.046>
- Wärtsilä. (sem data). Oiltanker. Obtido 17 de Abril de 2020, de <https://www.wartsila.com/encyclopedia/term/oil-tanker>
- Wärtsilä. (2017). *Wärtsilä Environmental Product Guide*. Umweltbundesamt. Obtido de <https://cdn.wartsila.com/docs/default-source/product-files/egc/product-guide-o-env-environmental-solutions.pdf>
- Winnes, H., Granberg, M., Magnusson, K., Malmaeus, M., Mellin, A., Stripple, H., ... Zhang, Y. (2018). *Scrubbers: Closing the loop Activity 3: Summary Environmental analysis of marine exhaust gas scrubbers on two Stena Line ships*. Stockholm. Obtido de <https://www.ivl.se/download/18.20b707b7169f355daa775fc/1561358335876/B2317.pdf>
- Wong, T. Y. (2017). Smog induces oxidative stress and microbiota disruption. *Journal of Food and Drug Analysis*, 25(2), 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.jfda.2017.02.003>
- Yau, P. S., Lee, S. C., & Ho, K. F. (2012). Speed profiles for improvement of maritime emission estimation. *Environmental Engineering Science*, 29(12), 1076–1084. <https://doi.org/10.1089/ees.2011.0399>
- Zhang, Y., Stripple, H., & IVL Swedish Environmental Research Institute. (2019). *Scrubbers: Closing the loop Activity 3: Task 4 Evaluation of exhaust gas scrubber systems for ship applications from a system perspective*. Obtido de [www.ivl.se](http://www.ivl.se)
- Zhao, F., Yang, W., Tan, W. W., Chou, S. K., & Yu, W. (2015). An Overall Ship Propulsion Model for Fuel Efficiency Study. *Energy Procedia*, 75(813–818), 1876–6102.

<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.07.139>

Zhao, J., Zhang, Y., Chang, J., Peng, S., Hong, N., Hu, J., ... Mao, H. (2020). Emission characteristics and temporal variation of PAHs and their derivatives from an ocean-going cargo vessel. *Chemosphere*, 249, 126194. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126194>


Zis, T. P. V. (2019). Green Ports. Em H. N. Psaraftis (Ed.), *Sustainable Shipping: A Cross-Disciplinary View*. Springer International Publishing.

Zis, T. P. V., & Psaraftis, H. N. (2019). Reducing Sulfur Emissions: Logistical and Environmental Considerations. Em *Sustainable Shipping A Cross-Disciplinary View* (pp. 249–284). Springer International Publishing. [https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-04330-8\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-030-04330-8_7)  
249

## ANEXOS

## Anexo I – Checklist

### AIR EMISSIONS INSPECTIONS



---

**1. SHIP DETAILS**

Name:	IMO number:	ATA:
Owner operator:	Flag State:	ATD:

---

**2. STATUTORY CERTIFICATE**

Issuing Authority:	Issuing Authority:	Last Survey Place:	MARPOL Annex VI, certificate: <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes
Expiry date:	Surveying Authority:	Last survey date:	Emission Date:

Notes:

---

**3. COMBUSTION MACHINERY**

3.1. Main engine type:       Diesel engine       Dual fuel engine       GNL Engine      3.2. Fuel Oil Consumption (g/kWh): \_\_\_\_\_

3.3. Combustion Process:  Overfire air     Exceed-air     Gases Escape Recirculation: \_\_ %     Fuel Reburning

3.4. Identification	Description	Power (kW)	Notes:
Auxiliary engine			
Main Engine			
Incinerator			
Inert Gas generator			
Oil fired boiler			
Other: _____			

---

**4. OIL RECORD BOOK**

Date of last entry in ORB: \_\_\_\_\_ Fuel Oil Treatment:  No  Yes    Indicate the Treatment:  settling tank     centrifuges

Identification of Fuel / fuel type	Nr. tanks	Volume (m³)	Sulphur (% m/m)	Last Bunkering					
				Date	Place/country	Quantity	Tank Nr.	Supplier name	Fuel characteristics

---

**5. FUEL CHANGE OVER**

Date:	Latitude:	Notes:
Time:	Longitude:	

1 / 2

### AIR EMISSIONS INSPECTIONS

#### 6. SULPHUR REDUCTION METHOD

6.1. Low Sulphur fuel:  No  Yes

6.2. Exhausting gas cleaning (EGA):  No  Yes

Name of manufacturer: \_\_\_\_\_

Name of system: \_\_\_\_\_

6.2.2. Indicate type of system – EGA:

EGCS approval:  Scheme A

Scheme B

		Equipment characteristics					
<input type="checkbox"/> Open-loop Scrubber Nr: _____	Engine (MW): _____	<b>Seawater</b> Flow (m <sup>3</sup> /hr): _____ Pre-treatment: <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Which? _____  Chemical Added: <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes _____% m/m): _____ _____% m/m): _____ _____% m/m): _____	<b>Washwater treatment</b> Exist any treatment? <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Flow rate (t/MWh): _____ <input type="checkbox"/> Multicyclone <input type="checkbox"/> Cyclonic separator <input type="checkbox"/> Settling <input type="checkbox"/> Sludge tank <input type="checkbox"/> Other: _____  Sludge generation (m <sup>3</sup> /hr): _____ Volume of sludge tank (m <sup>3</sup> ): _____	<b>Chemicals for treatment</b> Added chemicals   Dosage (l/m <sup>3</sup> ) _____ _____ _____ _____ _____ _____ _____ _____	Discharge of treated washwater Discharge flow (m <sup>3</sup> /hr): _____  Dilution water flow (m <sup>3</sup> /hr): _____	<b>Monitoring</b> Continuous monitoring exhaust gas? <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Which parameters: _____ Methodology / Equipment: _____  Continuous monitoring water discharge? <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Indicate (Average values) of parameters: pH: _____ PAH (µg/L PAHphe or ppb): _____ Turbidity (FNU): _____ Nitrates: _____	
	<input type="checkbox"/> Closed-loop Scrubber Nr: _____	Engine (MW): _____	<b>Freshwater</b> Flow (m <sup>3</sup> /hr): _____  Additional freshwater needed: <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Qtt: _____  Alkaline chemical added: _____% m/m): _____ _____% m/m): _____ _____% m/m): _____ _____% m/m): _____	<b>Washwater treatment</b> Exist any treatment? <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Flow rate (t/MWh): _____ <input type="checkbox"/> Multicyclone <input type="checkbox"/> Cyclonic separator <input type="checkbox"/> Settling <input type="checkbox"/> Sludge tank <input type="checkbox"/> Other: _____  Sludge generation (m <sup>3</sup> /hr): _____ Volume of sludge tank (m <sup>3</sup> ): _____	<b>Chemicals for treatment</b> Added chemicals   Dosage (l/m <sup>3</sup> ) _____ _____ _____ _____ _____ _____ _____ _____	Discharge of treated washwater <input type="checkbox"/> Open sea Discharge flow (m <sup>3</sup> /hr): _____  <input type="checkbox"/> Dilution waterflow (m <sup>3</sup> /hr): _____  <input type="checkbox"/> Held onboard for disposal shoreside Volume of tank (m <sup>3</sup> ): _____ Max. period of time on "zero discharge mode" (hr): _____	<b>Monitoring</b> Continuous monitoring exhaust gas? <input type="checkbox"/> No <input type="checkbox"/> Yes Which parameters: _____ Methodology / Equipment: _____  Treated washwater characterization (Average values): pH: _____ PAH (µg/L PAHphe or ppb): _____ Turbidity (FNU): _____ Nitrates: _____ OD: _____ CBO: _____ CQO: _____ Others: _____
<input type="checkbox"/> Hybrid Nr: _____	Use the previous forms						
<input type="checkbox"/> Dry Scrubber Nr: _____	Engine (MW): _____ Energy consumption: _____ Scrubbing granular flow (m <sup>3</sup> /hr): _____	<b>Type of the adsorbent</b> <input type="checkbox"/> Granular solid media Which? _____ Supply silo size: _____ Method of filling the supply silo: _____		<input type="checkbox"/> Solid media	Surface area (mm): _____ Granulate size range (mm): _____		

#### 7. NO<sub>x</sub> REDUCTION METHOD

Gases Escape Recirculation (%): \_\_\_\_\_

Selective Catalytic Reduction (SCR) system

Selective Non-Catalytic Reduction (SNCR) system

Efficiency rudder

Highly efficient propellers

Fuel injection system

#### 8. BALLAST WATER

## Anexo II – Poster

No âmbito do estudo e desenvolvimento da tese foi apresentado um poster na conferencia International Congress on Environmental Health 2019, que decorreu de 25 a 27 de setembro de 2019.

ICFH  
International Congress on Environmental Health

# Air Emission Control Systems for Cruise Ships in the Port of Lisbon

T. Freire<sup>1</sup>, A. M. Barcelos<sup>2</sup>, V. Godinho<sup>3</sup>  
<sup>1</sup> ISEL, Lisbon, Portugal; <sup>2</sup> Administração do Porto de Lisboa, S.A.  
<sup>3</sup> [tagarcia@porto.lisboa.pt](mailto:tagarcia@porto.lisboa.pt)

ISEL  
Instituto Superior Técnico

Porto de Lisboa

### Introduction / Objectives

The tourism in Portugal raised as well as the number of passenger ships that entered the maritime ports. The Port of Lisbon itself had an increase of 3.1% compared to 2016.<sup>[1]</sup> This fact has contributed to the increase of atmospheric pollution in the city **with great impact on public health**. An European Federation for Transport and Environment study (2019) has classified Lisbon as the 6<sup>th</sup> most affected city. According to the same study, cruise ships have emitted about 10 times more SO<sub>x</sub> in the EEZ than more than 250 million car passengers in Europe.

47 Ships = 100 million car (each)<sup>[1]</sup>

To reduce the pollution levels the International Maritime Organization (IMO), through the MARPOL Convention, regulated the maximum Sulphur content in the fuel. Complying with IMO, the European Union incorporated these rules through Directive 1999/32/EC, and the third amendment, made through Directive 2012/33/EU transposed by Decree-Law 170-B/2014, which **requires ships at berth in Union ports**. This regulation forced cruise ships to adopt special measures: **"do not use marine fuels with a Sulphur content exceeding 0,10 % by mass" or alternative fuels such as LNG or, alternatively, a technology that can reduce emissions to an equivalent level**, as to control emissions and reduce the air pollution by SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, and particulated matter.

**Principal options for cruise ships owners that help them achieve regulatory compliance:**

- Keep the system on board by changing the fuel to a more refined one (with lower Sulphur than heavy fuel)
- Install pollution control equipment - Exhaust Gas Cleaning Systems (EGCS); Scrubbers
- Retrofit the machinery and use alternative fuels, such as LNG

There are several different designs of Scrubbers (Table 1).

Table 1 - Different designs of Scrubbers [24]

	Seawater Scrubbers or Open Loop (OL)	Once-through process, where the water is taken from the sea and used for exhaust gas cleaning sprayed through nozzles located on the top of the scrubber. Then the wash water collected at the bottom is usually treated as appropriate and discharged back to the sea.
Wet Scrubbers	Freshwater Scrubbers or Closed Loop (CL)	It's like the above but it typically uses freshwater treated with an alkaline chemical for neutralization and exhaust gas cleaning. Most of the wash water is typically held in a process tank, treated, and then re-circulated. Only a small quantity of the wash water is tied off to a treatment plant and then discharged, but periodically ships can operate in a "bait discharge mode".
	Hybrid Scrubbers	Give the possibility to either use closed or open loop technology
	Dry Scrubbers	Operate using desorption. They do not use any liquids in the process, thus there aren't pollutant transference from the air to the water. The exhaust gases are cleaned by passing through a bed of granular solid media.

The study sought to understand how ships entering the Port of Lisbon comply with the established regulations, as well as the systems installed to control and monitor these emissions and discharges.

### Methodology

A checklist was developed in order to identify the important points to be observed in visits on board cruise ships. The principal questions done were:

- How ships control the emissions at the port?
- In case of using EGCS's equipment - understand which one and which parameters are controlled (emissions and wash water discharge).

### Results and Conclusions

The study took place between February and June 2019. During this period we selected some ships at berth in the port of Lisbon and visited, in all were 14. To the cruise ships visited, the pre-prepared checklist was used to obtain the maximum information possible. (see Fig. 1 and Fig. 2)

Figure 1 - Berth occupancy at ICFH

Figure 2 - Type of scrubbers installed on cruise ships

**Based on the information obtained**, it could be concluded that:

- The cruise ships choose not to do any changes on board, only shifting the fuel to a lower Sulphur content. This option has been mainly attested on smaller or older ships;
- The cruise ships choose to install EGCS pollution control equipment (OL, CL, hybrid) approved according to the IMO Guidelines as an alternative method of compliance;
- Since OL scrubbers are not allowed the Port of Lisbon, ships use fuel with less than 0.1% of Sulphur;
- All vessels with CL scrubbers are hybrid and switch to OL mode at sea (more than 4 miles from port).

The Lisbon's Port Administration, through internal regulation, prohibited the use of OL Scrubbers. These measure was applied because, in this type of scrubber, there is a direct transference of the pollutants contained in the gaseous effluents to the washing waters (sea water).

The Lisbon's Port Administration also does periodically "Environmental Inspections" to control the application of these measures. In these inspections it's verified the records on board, such as:

- type of fuel in use and where it was changed;
- if it exists EGCS, the scrubber's type is checked. Additionally, in case of OL Scrubbers, it is also verified where/when the system was stopped.

The choose of technology to minimize the pollution emissions considers the ship age, the routes, the investment cost as well as the space available for the installation of this type of systems and sills allowed at the port. The option for EGCS - OL is the most frequent, because the initial investment are lower. When these equipments are installed, pH, PAH, turbidity are monitored in the discharge waters and the gas emission is carried out **using gas analyzers and SO<sub>x</sub>/CO<sub>2</sub> ratio calculations**. However, it has been found that emissions from other equipment as boilers, or incinerators (not allowed at the port) aren't controlled.

### Bibliography

- Instituto Nacional de Estatística (2017). *Relatório de Serviços*
- European Federation for Transport and Environment. (2019). *Our Operations in Public Ports*
- European Gas Cleaning Systems Association. (2012). *EGCS Handbook: A practical guide to exhaust gas cleaning systems for the maritime industry* (European Maritime Solutions Ltd. Retrieved from [http://www.egcsa.com/Pubs/EGCS\\_Handbook.pdf](http://www.egcsa.com/Pubs/EGCS_Handbook.pdf))
- United States Environmental Protection Agency. (2011). *Exhaust Gas Scrubber (Wetwater Effluent) Navigation*. Retrieved from [http://www.epa.gov/epaospp/efp/efp\\_ghg\\_scrubber.pdf](http://www.epa.gov/epaospp/efp/efp_ghg_scrubber.pdf)
- Mapa Interoperabilidade de Portos (Mapa Interoperabilidade PORTOS, PORTOS, LISBOA) (Navegadores, FLEETMANHUNTER). (21.06.2019)