



ÉTUDE SUR LES TENDANCES ET PERSPECTIVES CONCERNANT LA POLLUTION MARINE

provenant des navires et activités,
ainsi que du trafic maritime
et des activités offshore en Méditerranée

Décembre 2021

La reproduction partielle ou entière de la présente publication ainsi que son utilisation sous quelque forme que ce soit à des fins pédagogiques ou à but non lucratif est autorisée sans l'autorisation formelle du détenteur des droits d'auteur, sous réserve que ce document soit cité et qu'une copie de tout matériel le citant comme source soit adressée au Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC).

Aucune utilisation de la présente publication ne saurait être autorisée ni à la vente ni à des fins commerciales quelles qu'elles soient sans l'autorisation préalable écrite du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC). Toute demande d'autorisation, accompagnée d'une lettre précisant la motivation et l'étendue de la reproduction, devra être adressée à la Direction du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine, Sa Maison Hill, Floriana, FRN 1613, Malta.

AVERTISSEMENT

Les désignations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part du Secrétariat du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Pour vous aider en ce qui concerne l'utilisation des cartes dans cette publication, veuillez consulter <http://www.un.org/Depts/Cartographic/english/htmain.htm>.

Toute référence faite à une société commerciale ou à un produit dans ce document n'implique aucune approbation de la part du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE/PAM), de l'Organisation maritime internationale, du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine (REMPEC) ou des auteurs. Les opinions exprimées dans cette publication sont celles des auteurs et ne reflètent pas nécessairement les opinions du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE/PAM), de l'Organisation maritime internationale, ou du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine (REMPEC). Toute erreur ou omission serait purement involontaire.

© Cartes, photos et illustrations comme indiqué

Citation de source : Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (2021). Étude sur les tendances et perspectives concernant la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du transport maritime et des activités offshore en Méditerranée, Floriana (Malte)

Création : Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine (REMPEC)
www.rempec.org/study

REMERCIEMENTS

Ce rapport a été édité par le Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC) – Centre d'activités régionales du Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE/PAM). Il est le fruit d'un effort collectif reposant sur les contributions et leur révision par les Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles, ainsi que le Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'Environnement et ses composantes, notamment le Centre d'Activités régionales Plan Bleu (PB/CAR), le Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution en Méditerranée (MED POL) et le Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR/ASP).

Le REMPEC remercie chaleureusement toutes les personnes ainsi que les institutions qui ont contribué à cette Étude sur les tendances et perspectives concernant la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du transport maritime et des activités offshore en Méditerranée.

ÉLABORATION DU RAPPORT

Éditeurs

Gabino Gonzalez (Head of Office, REMPEC), Franck Lauwers (Programme Officer, Prevention, REMPEC), Malek Smaoui (Programme Officer, OPRC, REMPEC) et Phyllis Therdras (Junior Programme Officer (VIS), REMPEC)

Comité de pilotage

Christos Ioakeimidis (PNUE/PAM), Lina Tode (PB/RAC), Erol Cavus et Jelena Knezevic (MED POL), Atef Ouerghi (SPA/RAC)

Relecture

Martina Bocci (directrice de t-ELIKA) et Emiliano Ramieri (directeur de recherche, CNR ISMAR) ont rédigé l'ébauche de l'Étude sur les tendances et perspectives concernant la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du transport maritime et des activités offshore en Méditerranée, après avoir examiné un grand nombre de sources de connaissances scientifiques et revu en détail les données brutes.

L'Étude sur les tendances et perspectives concernant la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du transport maritime et des activités offshore en Méditerranée a été revue par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et par les membres du Comité de pilotage.

Cette Étude a été présentée à la 14^e réunion des Points focaux du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC) (*online*, 31 mai-2 juin 2021).

Financement

Cette publication a été financée par le Fonds fiduciaire méditerranéen du PNUE/PAM – Convention de Barcelone.

Avant-propos

À l'heure de la reprise post-Covid et alors que l'économie se secoue de son endormissement dû à la pandémie, le trafic commercial, élément vital des chaînes d'approvisionnement et colonne vertébrale du commerce mondial, augmente. Bien que la mer Méditerranée représente moins de 1 % des océans de la planète, un quart du trafic maritime mondial l'emprunte chaque année. Au moment où les vaccins sont rendus disponibles et que les restrictions de voyages sont levées peu à peu, le trafic de passagers pourrait atteindre son niveau pré-pandémique en raison d'un retour à la normale réclamé à grands cris par les populations touchées par le confinement. Au-dessous de sa surface, la mer Méditerranée accueille également des activités intensives d'exploration et production de pétrole et gaz, comptabilisant plus de 300 champs dans son seul bassin.

Les activités liées au transport maritime et à l'énergie en Méditerranée sont à l'origine d'importantes pressions exercées sur le milieu marin. Les déchets marins, les émissions de substances gazeuses polluantes et de particules, les rejets en mer d'hydrocarbures et autres contaminants, l'introduction d'espèces envahissantes par les eaux de ballast et l'encrassement des coques, ainsi que l'émission continue et impulsive de bruits sous-marins et de vibrations constituent des problèmes cruciaux qui menacent l'intégrité de l'écosystème marin en Méditerranée.

La présente étude est une production majeure du Programme de travail du Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE/PAM) sur la période 2020-2021. Elle a été mise en œuvre à la suite d'un mandat délivré par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone au Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC) – Centre d'activités régionales du PNUE/PAM co-dirigé par l'Organisation maritime internationale (OMI).

Alors que nous nous efforçons de concilier le transport maritime et les activités offshore avec l'exigence vitale de vivre en harmonie avec la nature, cette étude va renforcer la connaissance collective et contribuer à construire un socle pour des prises de décision éclairées. Ses conclusions et recommandations contribueront à la mise en œuvre du Programme de surveillance et d'évaluation intégrées pour la mer Méditerranée et son littoral et ses critères d'évaluation (IMAP), ainsi que la production d'évaluations thématiques clés autorisées par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone, y compris le Rapport 2023 sur la qualité et l'Étude prospective MED 2050.

Le processus de préparation est issu d'un effort commun, y compris de contributions en provenance des Parties contractantes. Les membres du Secrétariat PNUE/PAM et de ses composants PAM, à savoir le Centre d'activités régionales Plan Bleu (PB/CAR), le Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution en Méditerranée (MED POL) et le Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR/ASP) ont uni leurs forces pour épauler le REMPEC, démontrant ainsi la capacité du système PAM à travailler de concert. Je profite de cette occasion pour remercier tous les contributeurs individuels qui ont pris part à cette entreprise collective.

La parution de cette publication arrive à point nommé. Elle a déjà servi de support à l'élaboration de la Stratégie méditerranéenne pour la prévention, la préparation et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2022-2031), sous l'égide de la Convention de Barcelone et ses Protocoles, qui sera cruciale pour évoluer vers une économie bleue durable en Méditerranée. Cette entreprise PNUE/PAM, dirigée par le REMPEC, sera complétée par la Stratégie méditerranéenne pour la gestion des eaux de ballast (BWM). Il est crucial que les Parties contractantes agissent pour suivre les conclusions et recommandations de l'étude et intensifient les efforts nationaux pour mettre en place les stratégies conçues par le PNUE/PAM-REMPEC.

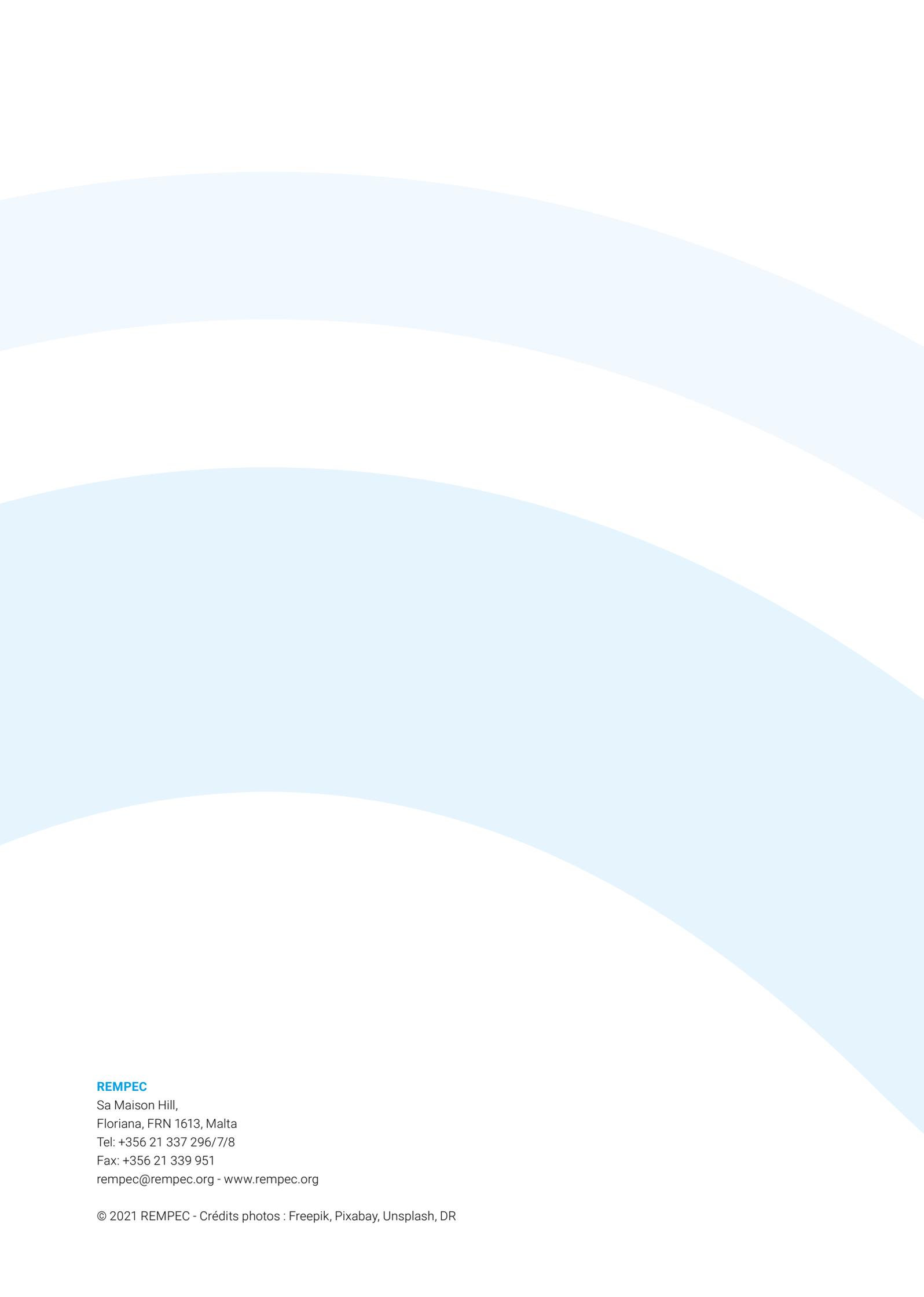
Nos efforts pour tracer la voie en matière de durabilité dans les secteurs maritimes et offshore du pétrole et gaz font partie d'un ensemble de rapports détaillés incluant le Programme régional sur la gestion des déchets marins, la Stratégie méditerranéenne pour un développement durable (MSSD) (2016-2025), la Stratégie à moyen terme du PNUE/PAM (2022-2027), et l'Approche écosystémique (EcAP) et sa feuille de route pour mise en œuvre.

En raison de la pertinence de la présente étude par rapport à l'Agenda 2030 et les Objectifs de développement durable (ODD) et à l'Accord de Paris, au cadre d'action de Sendai pour la réduction des risques de catastrophe, au Pacte vert pour l'Europe, à la Stratégie à cinq ans de l'Agence européenne pour la sécurité maritime (2020-2024), à la Déclaration ministérielle de l'Union pour la Méditerranée sur l'économie bleue durable, et au travail issu de la Convention pour la diversité biologique et de ses Objectifs d'Aichi (plus particulièrement l'objectif 9 sur les espèces exotiques envahissantes), ses conclusions et ses recommandations vont aider les pays méditerranéens à aligner leurs actions sur les cadres régionaux et mondiaux, y compris le Cadre mondial de la biodiversité pour l'après-2020.

Les pays méditerranéens peuvent aussi utiliser les conclusions et les recommandations contenues dans cette publication essentielle afin de poursuivre la mise en place d'outils clés développés sous l'égide de l'Organisation maritime internationale (OMI), incluant le Plan stratégique pour six ans 2018-2023, le Plan d'action pour la gestion des déchets plastique marins en provenance des navires, et la Stratégie initiale de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) en provenance des navires.

Les gouvernements, les organisations régionales et internationales, les ONG, les organismes de recherche et les industries sont invités à se joindre à l'effort commun que le PNUE/PAM coordonne afin de contribuer à une reprise verte post-COVID en région méditerranéenne. Il sera essentiel de construire des partenariats solides et de tirer parti des ressources financières et du support technique dont les pays méditerranéens ont besoin pour s'assurer un avenir dans lequel le transport maritime et les activités offshore feront partie d'une économie bleue résiliente et durable.

Tatjana Hema
PNUE/PAM Coordinatrice



REMPEC

Sa Maison Hill,
Floriana, FRN 1613, Malta
Tel: +356 21 337 296/7/8
Fax: +356 21 339 951
rempec@rempec.org - www.rempec.org

Sommaire

Avant-propos	3	3.4. Pollution atmosphérique	129
Sommaire	5	3.4.1. Présentation.....	129
Acronymes et définitions	6	3.4.2. État des lieux de la pollution et tendances.....	129
1. Résumé	7	3.4.3. Impacts environnementaux.....	133
2. Contexte	11	3.4.4. Impacts sur la santé humaine.....	136
2.1. Méthodologie.....	13	3.4.5. Mesures.....	136
2.2. Références.....	13	3.4.6. Références.....	142
3. Pollution marine provenant des navires, du trafic maritime et des activités pétrolières et gazières offshore	15	3.5. Espèces non-indigènes	145
3.1. Trafic maritime et activités pétrolières et gazières offshore, tendances et prévisions	16	3.5.1. Présentation.....	145
3.1.1. Trafic maritime.....	16	3.5.2. Introduction d'espèces non-indigènes : état des lieux et tendances.....	147
3.1.2. Pétrole et gaz offshore.....	42	3.5.3. Impacts environnementaux.....	152
3.1.3. Références.....	57	3.5.4. Mesures.....	153
3.2. Pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques	60	3.5.5. Références.....	155
3.2.1. Présentation.....	60	3.6. Bruit sous-marin	159
3.2.2. État des lieux de la pollution et tendances.....	62	3.6.1. Présentation.....	159
3.2.3. Pollution liée à l'exploitation des navires et rejets illicites.....	73	3.6.2. Pollution sonore sous-marine : état des lieux et tendances.....	159
3.2.4. Conséquences post-déversement sur les biotes et les écosystèmes.....	77	3.6.3. Impacts environnementaux.....	162
3.2.5. Impacts socio-économiques post-déversements et impacts sur la santé humaine.....	82	3.6.4. Mesures.....	164
3.2.6. Impact des activités pétrolières et gazières offshore.....	87	3.6.5. Références.....	170
3.2.7. Mesures.....	88	4. État des lieux et perspectives de la pollution marine provenant des navires et activités offshore en Méditerranée : conclusions clés et recommandations	173
3.2.8. Références.....	101	4.1.1. Principaux faits et chiffres.....	175
3.3. Déchets marins	105	4.1.2. Perspectives.....	180
3.3.1. Présentation.....	105	4.1.3. Lacunes et recommandations.....	181
3.3.2. État des lieux de la pollution et tendances.....	105	4.1.4. Références.....	184
3.3.3. Impacts environnementaux.....	116		
3.3.4. Impacts sur la santé humaine.....	118		
3.3.5. Mesures.....	119		
3.3.6. Références.....	125		

Acronymes et définitions

ACCOBAMS : Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente

Adriatique : La mer Adriatique est le bras de la Méditerranée situé le plus au nord, s'étendant du canal d'Otrante (où elle rejoint la mer Ionienne) jusqu'à l'embouchure du Pô au nord-ouest

AESM : Agence européenne pour la sécurité maritime

AIEB : Aire marine d'importance écologique ou biologique

ASPIM : Aire spécialement protégée d'importance méditerranéenne

Bcfd (Gpi³/j) : Milliard de pieds cubes par jour

BEE : Bon état écologique

Boped (bep/j) : Barils d'équivalent pétrole par jour

BRI : *Belt and Road Initiative*, initiative « la Ceinture et la Route »

BWM : Gestion des eaux de ballast

CAR/ASP : Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées

CCH : Habitats critiques pour les cétacés

CFC : Chlorofluorocarbones

cIMMA : Aire potentielle importante pour les mammifères marins

CLC : Convention sur la responsabilité civile

CO : Monoxyde de carbone

CO₂ : Dioxyde de carbone

COV : Composés organiques volatils

COVID-19 : Maladie à coronavirus 2019

CS : Carbone noir, ou carbone suie

DCSMM : Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin »

DST : Dispositif de séparation du trafic

DW : Port en lourd

DWT (tpl) : Tonnage de port en lourd

ECA : Zone de contrôle des émissions

EcAp : Approche écosystémique

ENI : Espèces non-indigènes

EVP : Équivalent de vingt pieds

FAO : Food and Agriculture Organization, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

FfL : Fishing for Litter, initiative de collecte de déchets marins

GES : Gaz à effet de serre

GNL : Gaz naturel liquéfié

HFO : Fuel-oil lourd

IC : Indicateur commun

IMAP : Programme de surveillance et d'évaluation intégrées

IMDG : Code maritime international des marchandises dangereuses

IMMA : Aire importante pour les mammifères marins

Mbbi : un millier de barils

MDO : Diesel marin

Méd. occidentale : Zone géographique maritime bordée par les pays suivants : Algérie, France, Italie, Libye, Malte, Maroc, Espagne, Tunisie

Méd. orientale : Zone maritime géographique bordée par les pays suivants : Chypre, la Grèce, Israël, le Liban, la République arabe syrienne et la Turquie

MED POL : Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution en Méditerranée

MEPC : Comité de la protection du milieu marin

MFO : Fuel-oil marin

ML : Marine Litter, déchets marins

MMbbi : un million de barils

MOP : Matière organique particulaire

MP : Microplastiques

NECA : Zone de contrôle des émissions de NOx

NOx : Oxydes d'azote

NPS : Scénario Nouvelles politiques

OE : Objectif écologique

O&G : Oil and Gas, pétrole et Gaz

OIN : Offshore Intelligent Network

OMI : Organisation maritime internationale

OPCR : Convention internationale sur la préparation, la lutte et la coopération en matière de pollution par les hydrocarbures

OPOL : Accord relatif à la responsabilité en cas de pollution au large

PB/CAR : Plan Bleu - Centre d'Activités régionales

PNUE/PAM : Programme des Nations Unies pour l'environnement/Plan d'action pour la Méditerranée

QSR : Rapport sur la qualité

RED : Rapport d'état de l'environnement et du développement

REMPEC : Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle

Ro-Ro : Roll-on/Roll-off, service roulier

RTE-T : Réseau transeuropéen de transport

SACO : Substance appauvrissant la couche d'ozone

SAM : Services d'assistance maritime

SCA : Suez Canal Authority

SDS : Scénario Développement durable

SECA : Zone de contrôle des émissions de SOx

SNPD : Substances nocives et potentiellement dangereuses

SO₂ : Dioxyde de soufre

SWOT : Strength Weakness Opportunities Threats : forces, faiblesses, opportunités et menaces

UAM : Unité d'assistance méditerranéenne

UE : Europe/Union européenne

ZMPV : Zone maritime particulièrement vulnérable



1.

Résumé

Le trafic maritime, d'une part, et l'exploration et la production de pétrole et de gaz (O&G) offshore, d'autre part, sont des activités maritimes stratégiques en Méditerranée et constituent des vecteurs importants de pollution marine dans le bassin. Elles sont à l'origine de diverses pressions exercées sur le milieu marin : perte ou rejet de déchets solides contribuant à la présence polluante de déchets marins, émissions de substances gazeuses polluantes et de particules dans l'atmosphère, émission de bruits et vibrations sous-marins de nature impulsionnelle ou continue, rejet d'hydrocarbures et autres contaminants en mer, introduction d'espèces envahissantes par les eaux de ballast et l'encrassement des coques. Le présent rapport propose une compilation des connaissances relatives au trafic maritime et aux activités pétrolières et gazières offshore, ainsi qu'à leurs impacts sur le milieu marin, en se focalisant sur cinq axes principaux : la pollution par les hydrocarbures et produits chimiques, les déchets marins, la pollution atmosphérique, les espèces non-indigènes (ENI) et le bruit sous-marin.

En dépit de sa taille limitée, la Méditerranée est fortement impactée par le trafic maritime, à la fois commercial et de passagers. Le trafic commercial en Méditerranée est majoritairement intérieur (environ 58 %). Mais le bassin joue aussi un rôle important dans le trafic marchand international, les navires empruntant la route Suez-Gibraltar et pénétrant dans le bassin depuis le détroit du Bosphore, en plus du trafic maritime méditerranéen. Sur la période 2010-2019, les échanges maritimes au départ et à destination de pays du bassin méditerranéen ont affiché une croissance de 284 millions de tonnes. En termes de tonnage, c'est le vrac sec qui a le plus progressé, alors que la plus forte progression en termes relatifs revient au transport de conteneurs. Le vrac liquide n'a que légèrement progressé (3 %), tandis que les marchandises diverses non conteneurisées ont reculé. Sur la même période, le nombre d'escales portuaires a augmenté d'environ 75 %, avec une proportion particulièrement élevée imputable aux navires de passagers.

Le trafic commercial en Méditerranée devrait encore croître dans les années à venir, alimenté par deux évolutions majeures : le doublement de la capacité de passage du canal de Suez et la Route maritime de la soie du 21^e siècle. Le trafic commercial et le trafic de passagers devraient tous deux se développer en Méditerranée. Les projections de l'évolution à venir du trafic maritime restent toutefois extrêmement incertaines car elles dépendent d'un large spectre de facteurs géopolitiques, des politiques commerciales et de potentielles crises socio-économiques, comme l'a récemment illustré la crise du COVID-19 avec des répercussions sur les marchés

maritimes mondiaux et des effets en cascade sur tous les types de transport maritime, des porte-conteneurs aux pétroliers.

Par rapport à d'autres, la mer Méditerranée est une région peu productrice de pétrole et de gaz offshore. Si les explorations gazières offshore se sont développées ces dernières années, il n'y a pas eu de découverte majeure de champs pétrolifères offshore depuis 2010. Un nombre important de plates-formes offshore approchent de la fin de leur durée de vie d'exploitation et leur mise à l'arrêt est un défi de taille qu'il va falloir relever dans un avenir proche. Les prévisions tablent sur un léger recul de la production de pétrole offshore en Méditerranée, tandis que l'extraction de gaz offshore devrait fortement augmenter en raison de l'expansion du secteur dans le bassin Levantin, impliquant également des grandes et très grandes profondeurs sous-marines.

Sur le front de la pollution chimique et aux hydrocarbures, une tendance nette à la baisse du nombre d'accidents de grande ampleur a été constatée au cours de ces dernières décennies, à l'échelle de la planète et en Méditerranée. On peut en conclure que le cadre réglementaire international adopté au travers de l'Organisation maritime internationale (OMI), ainsi que les améliorations techniques et les activités de coopération engagées au niveau régional ont eu un impact extrêmement positif, en particulier sur le plan de la prévention des pollutions accidentelles. Aujourd'hui, la pollution liée à l'exploitation des navires est une cause majeure de pollution par les hydrocarbures dans la région Méditerranée. On estime jusqu'à 1 500-2 000 le nombre de cas de déversements d'hydrocarbures liés à l'exploitation des navires chaque année dans le bassin. La répartition de ces déversements est largement corrélée aux grands axes maritimes traversant la Méditerranée d'est en ouest et reliant les principaux ports.

Les rejets illicites d'hydrocarbures, de mélanges d'hydrocarbures et d'autres substances nocives et potentiellement dangereuses (SNPD) par les navires sont une cause majeure d'inquiétude pour la Méditerranée. Les estimations quantitatives des volumes déversés suite à des rejets illicites en Méditerranée sont soumises à un degré élevé d'incertitude : une fourchette comprise entre 50 000 et 100 000 tonnes d'hydrocarbures illicitement déversés chaque année a été avancée. Si l'on peut légitimement tabler sur une plus grande efficacité et rapidité de détection à l'avenir, et ce également grâce à des efforts continus de recherche et d'innovation (par ex. sur l'utilisation des satellites), il n'est pas possible de prédire si les systèmes de sanction vont évoluer et seront en mesure de favoriser la mise en œuvre des mesures de prévention de la pollution.

Aucune estimation spécifique des déchets provenant des navires en mer Méditerranée n'est pour l'heure disponible. Les données actuelles indiquent une corrélation entre la distribution des déchets marins et les principaux axes maritimes. Les déchets marins liés à la pêche, en particulier, apparaissent prédominants dans les zones marquées par une intense activité de pêche.

Les émissions provenant des navires contribuent de manière importante à la pollution atmosphérique dans le bassin méditerranéen. Même si ces émissions dans les ports ne représentent qu'une petite fraction des émissions globales associées à la navigation maritime, elles peuvent avoir un effet environnemental notable sur les régions côtières de la mer Méditerranée qui ont souvent des ports situés à proximité de centres urbains et industriels. La limite mondiale de la teneur en soufre fixée par l'OMI est pleinement en vigueur depuis le 1^{er} janvier 2020. Les normes définies par l'Annexe VI de la Convention MARPOL devraient permettre de réduire les émissions de SO_x d'environ 75 % par rapport aux exploitations type utilisant des combustibles résiduels. Par ailleurs, la possible désignation de la mer Méditerranée comme zone de contrôle des émissions pour les oxydes de soufre devrait permettre, selon les estimations, d'abaisser les émissions en Méditerranée de 78,7 % supplémentaires pour les SO_x et 23,7 % pour les PM_{2.5} par rapport à la mise en œuvre de la limite de la teneur en soufre de l'OMI.

Les couloirs marins sont reconnus comme le vecteur principal d'introduction d'espèces non-indigènes (ENI) en Méditerranée, devant le transport maritime et l'aquaculture. Les eaux de ballast des navires sont identifiées comme un vecteur majeur d'introduction d'espèces envahissantes en Méditerranée du fait des grandes quantités d'eaux de ballast provenant de différents environnements marins à travers le monde déchargées dans les ports méditerranéens. Malgré le nombre modéré de propagules véhiculées par rapport au vecteur que sont les eaux de ballast, l'encrassement biologique des coques de navires est un vecteur à prendre en compte dans l'introduction d'espèces non-indigènes.

Les niveaux de bruit de fond en Méditerranée sont plus élevés que dans n'importe quel autre bassin océanique. Une corrélation a été établie dans de nombreux ports méditerranéens et zones côtières entre le bruit sous-marin de nature continue et le trafic maritime, y compris des navires de passagers (ferries) et de la navigation de plaisance.

Un certain nombre d'éléments concernant les perspectives ont également été identifiés dans cette étude. Le

transport marchand en Méditerranée est amené à se développer, sous l'impulsion du doublement de la capacité du canal de Suez et de la Route maritime de la soie du 21^e siècle, dans le cadre de l'initiative *Belt and Road* du gouvernement chinois. Le trafic commercial et le transport de passagers devraient croître en Méditerranée, y compris dans le premier cas avec l'accélération de la tendance déjà amorcée vers l'exploitation de méga porte-conteneurs, et dans le second, l'essor continu du secteur de la croisière. La production d'hydrocarbures offshore devrait quant à elle légèrement reculer, tandis que l'extraction gazière offshore devrait connaître une hausse significative due à l'expansion du secteur dans le bassin Levantin, impliquant également des grandes et très grandes profondeurs sous-marines. Concernant la pollution chimique et aux hydrocarbures, une nette tendance à la baisse du nombre d'accidents maritimes de grande ampleur a été constatée : il est raisonnable de penser que cette situation va se stabiliser, si ce n'est s'améliorer encore à l'avenir, et l'on peut envisager une baisse de la fréquence des grands déversements accidentels d'hydrocarbures. La pollution liée à l'exploitation des navires et les rejets illicites restent des facteurs contributifs de la pollution des eaux méditerranéennes et il est impossible de dire si les systèmes de sanctions en place vont évoluer et déboucher sur une meilleure prévention. Pour ce qui est de la pollution par les déchets marins, au regard des mesures récemment mises en place, on peut anticiper une baisse du volume de déchets rejetés par les navires et les activités de pêche dans un proche avenir, et donc de cette pression de la pollution sur le milieu marin méditerranéen. Sur le plan de la pollution atmosphérique, grâce aux mesures en place et potentiellement à de nouvelles à venir, on peut s'attendre à ce que les émissions imputables au secteur du transport maritime en Méditerranée diminuent à moyen/long terme. Les couloirs constituant le principal vecteur d'introduction d'espèces non-indigènes en Méditerranée, devant les navires, il n'est pas possible d'estimer si et quand la mise en œuvre des mesures de prévention de l'introduction d'espèces non-indigènes par les navires pourrait offrir des résultats tangibles à l'échelle régionale. Enfin, la mise en œuvre de l'arsenal complet des mesures politiques et technologiques innovantes pourrait atténuer les impacts du bruit sous-marin, alors même que l'essor annoncé du trafic maritime méditerranéen devrait accentuer la pression.

À partir des résultats de cette étude, une liste de lacunes (à la fois en termes de connaissances et d'actions) a été dressée et des recommandations identifiées pour les combler. Elles sont exposées dans le chapitre de conclusion.





2.

Contexte

À l'occasion de la 15^e réunion des Parties contractantes à la Convention de Barcelone - COP15 (2008), les Parties ont convenu de l'application progressive de l'approche écosystémique (EcAp) pour la gestion des activités humaines susceptibles d'affecter le milieu marin et côtier méditerranéen afin de promouvoir le développement durable. Avec l'adoption de la stratégie EcAp et de sa feuille de route pour la mise en œuvre, les Parties contractantes s'étaient engagées à mettre en œuvre l'EcAp en Méditerranée dans l'objectif ultime de parvenir au bon état écologique (BEE) de la mer et des côtes de la Méditerranée à l'horizon 2020. Le BEE a été défini à travers 11 objectifs écologiques (OE) correspondant à 28 objectifs opérationnels. La réalisation des objectifs opérationnels est surveillée à l'aide de 61 indicateurs (27 indicateurs communs et 34 indicateurs potentiels) pour la Méditerranée, posant le cadre pour le développement d'un Programme d'évaluation et de surveillance intégrées (IMAP) comme outil pour évaluer le statut et la concrétisation du BEE à travers des évaluations régulières de la mer Méditerranée et du milieu côtier.

L'IMAP décrit la stratégie, les sujets et les résultats produits par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone afin d'évaluer le statut de la mer et du littoral de la Méditerranée, comme base pour des mesures complémentaires et/ou renforcées (PNUE (DEPI)/MED IG.22/28).

Le Rapport sur la qualité (QSR) de 2017 et le Rapport d'état de l'environnement et du développement de 2019 reposent sur la structure, les objectifs et les données collectées dans le cadre de l'IMAP. Le QSR 2017 est le premier livrable d'évaluation basé sur les Objectifs écologiques du PAM et les indicateurs de l'IMAP ; il s'appuie sur des données existantes et est complété par les données issues de diverses sources pertinentes.

Concernant l'indicateur commun 19 « Occurrence, origine (si possible), étendue des événements critiques de pollution aiguë (par ex. déversements accidentels d'hydrocarbure, de dérivés pétroliers et substances dangereuses), et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution », en lien avec l'Objectif écologique 9 de l'IMAP, le QSR MED 2017 conclut que : « En dépit des progrès réalisés dans l'atténuation des incidents de déversement d'hydrocarbures par les navires, il est clair que la surveillance continue des cas de rejets illicites et des

effets et impacts cumulés et des conséquences de déversements accidentels sur le biote et les écosystèmes est nécessaire ».

Lors de la 13^e Réunion des correspondants du Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC) (Floriana, Malte, 11-13 juin 2019), le Secrétariat a présenté le QSR MED et le Rapport d'état de l'environnement et du développement (RED), ainsi que les progrès réalisés pour résoudre les lacunes identifiées tout en proposant de nouvelles mesures pour standardiser les formats de surveillance et des rapports concernant la pollution par les navires. Il a été tout particulièrement fait référence à l'indicateur commun 19.

Dans l'idée de contribuer à la préparation du QSR MED 2023, et à la lumière des lacunes identifiées et des exercices d'évaluation liés (le RED a par exemple identifié un manque de connaissances complètes sur les activités offshore), le Secrétariat propose d'actualiser les informations existantes afin de préparer une Étude sur la pollution marine par les navires (pollution accidentelle et liée à l'exploitation, déchets marins, pollution atmosphérique, etc.) et les tendances du trafic maritime en Méditerranée.

Afin d'atteindre cet objectif, le Centre régional méditerranéen pour l'intervention d'urgence contre la pollution marine accidentelle (REMPEC), en collaboration avec le Centre d'activités régionales du Plan Bleu (PB/CAR), le Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine dans la région méditerranéenne (MED POL) et le Centre d'activités régionales pour les aires spécialement protégées (CAR/ASP), a publié un appel à la fourniture de services de conseil pour préparer une étude sur les tendances et les perspectives de la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du trafic maritime et des activités offshore en Méditerranée.

L'objectif premier de ces services de conseil consiste à élaborer une « Étude sur les tendances et perspectives concernant la pollution marine provenant des navires et activités, ainsi que du trafic maritime et des activités offshore en Méditerranée » dans le cadre du Programme de travail 2020-2021 du Plan d'action pour la Méditerranée du Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE/PAM).

2.1. MÉTHODOLOGIE

Les informations exposées dans cette Étude ont été recueillies au fil de l'analyse de diverses sources de littérature : rapports scientifiques et techniques, notes d'orientation et lignes directrices, ouvrages et articles de recherche, sites Web, etc. Des données à l'échelle mondiale et européenne ont été collectées pour rédiger la section de présentation de chacune des thématiques principales. Pour la description du statut de la pollution et de ses conséquences, seuls des données, exemples et études de cas concernant la Méditerranée ont été sélectionnés. Pour ce qui concerne les mesures (actions de prévention et d'atténuation de la pollution et mesures correctives), une présentation englobant les dimensions internationales, européennes et méditerranéennes a été proposée. Si les mesures de politique et de gouvernance ont principalement été ciblées, les mesures à caractère opérationnel (outils, actions, activités pilotes) ont également été répertoriées. Parmi toutes les sources de littérature identifiées, la priorité a été donnée aux plus récentes (de préférence les publications de ces 5 dernières années), afin d'offrir une image aussi actuelle que possible de la pollution marine imputable au trafic maritime et aux activités offshore. Dans la sélection des sources de littérature, le second critère prioritaire a été les références présentant des données à portée régionale ou sous-régionale (par ex. concernant la Méditerranée occidentale, la mer Adriatique, etc.). Lorsque ce type de données n'était pas disponible, une compilation de données spécifiques à des sites a été proposée, en essayant de garantir une bonne couverture géographique de toute la Méditerranée.

Pour la description du trafic maritime et des activités pétrolières et gazières, ainsi que des incidents et déversements qui en résultent, les bases de données Lloyd's List Intelligence, Offshore de Clarkson et du MEDGIS-MAR ont été consultées. La présente étude a également été complétée par des données et chiffres issus d'un rapport technique sur les tendances du trafic maritime en Méditerranée pour la période 2020-2050, préparé via le REMPEC (2020) [1].

Le système IMAP inclut déjà les Objectifs écologiques et Indicateurs communs (ou Indicateurs potentiels) utiles par rapport au champ de cette étude, à savoir :

- OE2 Espèces non-indigènes – Indicateur commun 6 : Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non-indigènes, en

particulier les espèces invasives non-indigènes, notamment dans les zones à risques ;

- OE9 Pollution – Indicateur commun 19 : Occurrence, origine (si possible) et étendue des événements critiques de pollution aiguë (par ex. déversements accidentels d'hydrocarbure, de dérivés pétroliers et substances dangereuses) et leur incidence sur les biotes touchés par cette pollution ;
- OE10 Déchets marins – Indicateur commun 22 : Tendances relatives à la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral ; Indicateur commun 23 : Tendances relatives à la quantité de déchets dans la colonne d'eau, y compris les microplastiques et les déchets reposant sur les fonds marins ; Indicateur potentiel 24 : Tendances relatives à la quantité de débris que les organismes marins ingèrent ou dans lesquels ils s'emmêlent, en particulier les mammifères, les oiseaux marins et les tortues de mer ;
- OE11 : Énergie, y compris les bruits sous-marins : Indicateur potentiel 26 : Proportion des jours et distribution géographique, où les bruits impulsifs à haute, moyenne et basse fréquence dépassent les niveaux qui entraîneraient un impact significatif sur les animaux marins ; Indicateur potentiel 27 : Niveaux continus de sons à basse fréquence à l'usage de modèles, le cas échéant.

La mise en œuvre de l'IMAP est toujours en cours et les données relatives à ces indicateurs ne sont pas encore disponibles auprès du système de l'IMAP ; la présente étude s'est donc basée sur des sources d'information externes, telles que décrites plus haut.

Le chapitre de conclusion (chapitre 4) présente un résumé des principales conclusions et ouvre sur les perspectives à venir de la pollution marine. Les lacunes en termes de connaissances et les recommandations relatives à chaque thématique sont présentées. Le manque de données à l'échelle régionale pour les différentes typologies de pollution constitue une lacune importante sur toutes les thématiques. La mise en œuvre du système IMAP n'étant pas terminée, les données disponibles (issues des projets et études de recherche) ont généralement une portée géographique limitée au sein de la Méditerranée et souffrent souvent d'un manque d'harmonisation dans les méthodes, approches et techniques, faussant la comparaison et limitant la possibilité d'en dériver des mesures efficaces de prévention et de réparation.

2.2. RÉFÉRENCES

REMPEC (2020). Maritime traffic trends in the Mediterranean for the period 2020-2050.





3.

**Pollution marine provenant
des navires, du trafic maritime
et des activités pétrolières
et gazières offshore**

3.1. TRAFIC MARITIME ET ACTIVITÉS PÉTROLIÈRES ET GAZIÈRES OFFSHORE, TENDANCES ET PRÉVISIONS

3.1.1. Trafic maritime

3.1.1.1. Présentation

Le transport maritime reste le pilier du commerce mondial : plus de 80 % du volume du commerce de marchandises est transporté par la mer. En 2018, le trafic maritime marchand mondial a continué d'augmenter (2,7 % en volume) même s'il est resté en dessous de la référence historique de 3,0 % (1970-2017) et du taux de 2017 (4,1 %) (CNUCED, 2019a).

La Méditerranée représente moins de 1 % des océans mondiaux. Ce bassin maritime occupe néanmoins une place stratégique au carrefour de trois continents (Asie, Europe et Afrique) et de trois couloirs maritimes. La Méditerranée est reliée à l'océan Atlantique et s'ouvre vers le continent américain via le détroit de Gibraltar, à la mer Noire et donc, à l'Europe de l'Est et à l'Asie centrale par le Bosphore, à la mer Rouge, et donc à l'Asie du Sud-Est et du Sud par le canal de Suez. Compte tenu de sa position stratégique, la Méditerranée offre des routes pour l'échange de biens entre l'Europe et l'Asie, ainsi que pour le transport du pétrole et du gaz du golfe Persique, de la mer Noire et des pays d'Afrique du Nord vers les pays européens et extra-européens.

La Méditerranée est l'une des principales zones de chargement et de déchargement de pétrole brut, représentant 18 % du trafic mondial (Plan Bleu 2014). Selon le REMPEC (2020), en 2019, les pétroliers et les chimiquiers faisant escale dans les ports et traversant la Méditerranée

représentaient 27 % de la flotte mondiale. En 2015, le canal de Suez, en plus de l'oléoduc de SUMED de 320 km (qui va du golfe de Suez à Alexandrie et constitue une route terrestre alternative au canal de Suez pour transporter le pétrole du golfe Persique à la Méditerranée), a permis de transporter 5,4 millions de barils par jour (b/j) de pétrole brut et de produits pétroliers, soit 9 % du commerce maritime de pétrole mondial (SRM et AlexBank, 2018). Toujours en 2015, le pétrole brut et les produits pétroliers passant par les détroits du Bosphore et des Dardanelles représentaient 2,4 millions de barils par jour. En combiné, le canal de Suez/oléoduc de SUMED et les détroits du Bosphore et des Dardanelles en Turquie représentaient 13,24 % du commerce maritime mondial en 2015 (EIA U.S. 2017).

Compte tenu des caractéristiques géographiques de la Méditerranée, le trafic maritime est aussi très important pour le transport de passagers entre les pays méditerranéens et au sein d'un même pays (ainsi que pour relier les nombreuses îles méditerranéennes au continent) (Plan Bleu 2014 ; Randone *et al.* 2019). En outre, la Méditerranée est le deuxième plus grand marché mondial (après les Caraïbes) pour les croisières, représentant 17,3 % des croisières mondiales en 2019 (MedCruise 2018).

Selon la base de données Lloyd's List Intelligence ⁽¹⁾, la Méditerranée compte 706 ports : 497 dans le sud de l'Europe, 96 en Afrique du Nord et 113 dans sa partie orientale ⁽²⁾. De nombreux ports sont situés en Italie (191) et en Grèce (153). Certains d'entre eux se classent parmi les 100 plus importants selon différents critères (Tableau 1).

Tableau 1. Classement des ports selon différents paramètres dans la Méditerranée.

Escales portuaires ⁽³⁾	Tpl ⁽³⁾	Porte-conteneurs ⁽⁴⁾	Volumes cargos ⁽⁴⁾
Barcelone, Espagne	Gibraltar, Gibraltar	Valence, Espagne	Marseille, France
Leghorn, Italie	Fos, France	Algésiras, Espagne	Algésiras, Espagne
Gênes, Italie	Algésiras, Espagne	Port-Saïd, Égypte	Valence, Espagne
Gibraltar, Gibraltar	Gioia Tauro, Italie	Gioia Tauro, Italie	Gênes, Italie
Valence, Espagne	Augusta, Italie	Tanger, Maroc	Trieste, Italie
Algésiras, Espagne	Valence, Espagne	Barcelone, Espagne	Alexandrie et El-Dekheila, Égypte
Alexandrie, Égypte	Le Pirée, Grèce	Gênes, Italie	Barcelone, Espagne
Le Pirée, Grèce	Gênes, Italie	La Spezia, Italie	
Alger, Algérie	Barcelone, Espagne	Haïfa, Israël	
Venise, Italie	Naples, Italie	Ahsdod, Israël	

Source : Plan Bleu (2014)

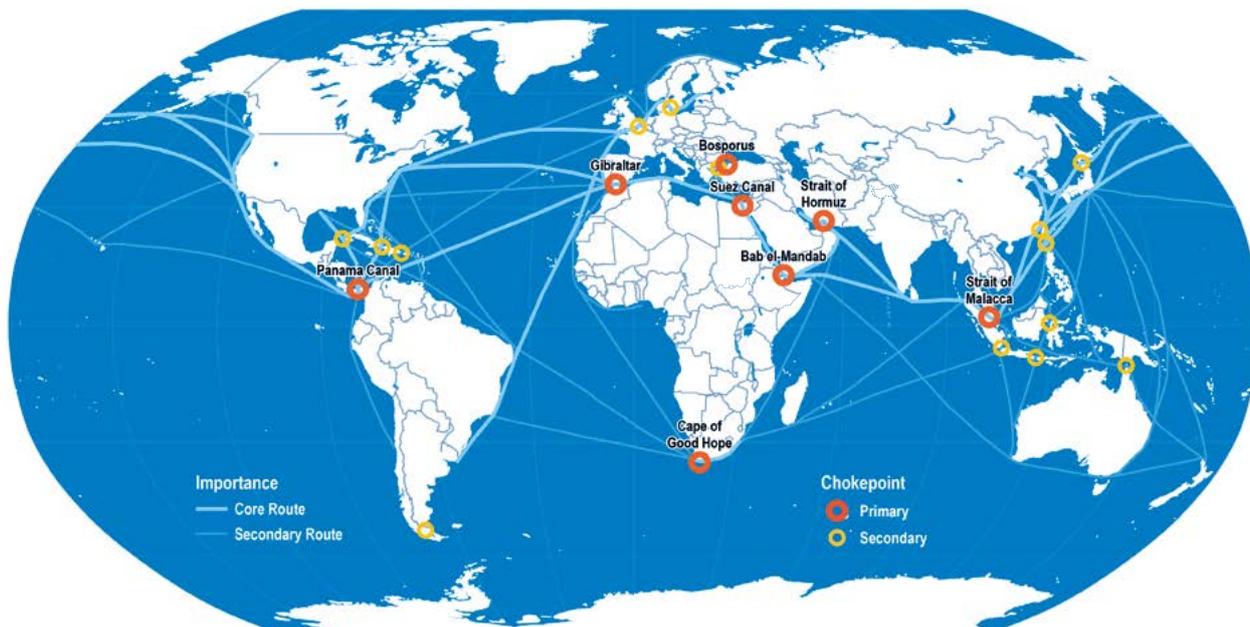
(1) Consultée en juin 2020.

(2) Quelques ports d'Afrique du Nord inclus dans la base de données Lloyd's List Intelligence se trouvent le long des côtes atlantiques du Maroc et du Sahara occidental, tandis que le sud de l'Europe comprend quelques ports intérieurs. Les escales dans ces ports ne peuvent pas être extraites des statistiques fournies.

(3) Lloyd's MIU, 2008.

(4) World Shipping Council, 2011.

Figure 1. Principaux axes maritimes mondiaux, soulignant le rôle de la Méditerranée dans les échanges internationaux.



Source : Jean-Paul Rodrigue (2017)

Il n'est pas étonnant que la Méditerranée, malgré sa taille restreinte, attire une part significative du trafic maritime mondial. Le REMPEC (2008) a estimé qu'en 2006, la Méditerranée représentait 15 % de toutes les escales mondiales effectuées par les navires marchands de plus de 100 GT. Selon le REMPEC (2020), en 2019, il y a eu environ 453 000 escales dans les ports méditerranéens effectuées par 14 403 navires marchands et de transport de passagers (voir le Tableau 2 pour le détail des catégories de navires étudiées). Ces navires, avec ceux passant par le bassin sans y faire escale (5 251 en 2019), ont représenté un peu plus de 24 % de la flotte mondiale.

Le transport maritime est un secteur économique très important de l'économie bleue de la Méditerranée. On estime que le secteur (y compris les services de transport maritime, les services portuaires et la construction navale) fait travailler environ 550 000 personnes et génère une valeur ajoutée brute de 27 milliards d'euros (Plan Bleu 2014).

Le secteur fait face à des problèmes liés à l'emploi. L'équilibre hommes-femmes est l'un d'entre eux. À ce jour, les femmes ne représentent que 1,2 % de la main-d'œuvre maritime mondiale (BIMCO/ICS 2021). C'est une tendance positive en ce qui concerne l'égalité entre les sexes, puisqu'on estime à 24 059 le nombre de femmes travaillant dans les emplois maritimes, ce qui représente une augmentation de 45,8 % comparé à 2015. Au sein de cette industrie largement dominée par les hommes, l'OMI a adopté une approche stratégique pour mettre en valeur la reconnaissance des femmes comme parties prenantes clés dans le secteur maritime (OMI La place des femmes dans le secteur maritime) (site Internet OMI).

Un autre problème auquel fait face ce secteur dans le monde entier est le manque d'effectifs chez les marins qualifiés et les officiers de marine. Une main-d'œuvre vieillissante, un manque de diversité des compétences et l'incapacité de cette industrie à attirer de jeunes talents ont conduit à une pénurie d'environ 16 500 officiers dans la flotte marchande mondiale (BIMCO/ICS 2021). D'ici 2025, il pourrait manquer jusqu'à 147 500 officiers dans l'industrie maritime. L'un des moyens les plus efficaces pour combler cette brèche grandissante est d'attirer une main-d'œuvre plus féminine.

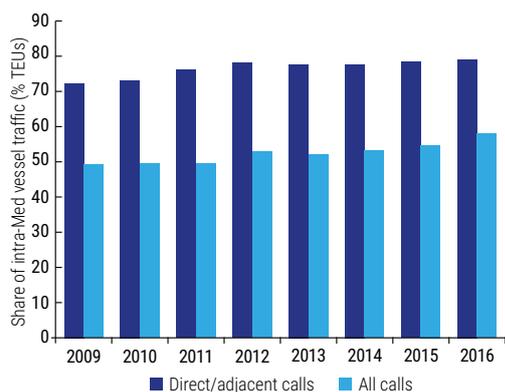
La majorité du trafic maritime commercial méditerranéen est interne (Plan Bleu, 2010). La part du trafic interne a augmenté de 49 % en 2009 à 58 % en 2016 en raison de l'essor du transbordement (transfert de conteneurs d'un transporteur à l'autre ou d'un mode de transport à un autre) et du trafic côtier ou à courte distance dans les ports méditerranéens (Figure 2). La grande majorité du trafic intra-méditerranéen a lieu entre les pays européens (Figure 3 ; Arvis *et al.* 2019).

La Méditerranée est aussi importante pour le transport international, qui emprunte la route Suez-Gibraltar, et pour le trafic maritime méditerranéen, c'est-à-dire les mouvements entre un port de la Méditerranée et un port extérieur au bassin. Le trafic extra-méditerranéen des ports méditerranéens a principalement lieu avec les pays européens, représentant 40-50 % du total en tenant compte des escales directes/adjacentes (Figure 4). Le transport maritime de marchandises à courte distance entre les ports méditerranéens et les principaux ports européens a atteint 601 millions de tonnes en 2018, ce qui représente environ 31 % du transport maritime à courte distance européen total (EUROSTAT 2020).

Activité des navires et données sur les flottes

Le REMPEC (2020) fournit une analyse des flottes et des escales en Méditerranée en 2019, ainsi que leur tendance historique sur la période 2010-2019 (voir la section 1.1.1.2). Cette analyse s'appuie sur les données extraites de la base de données Lloyd's List Intelligence. Cette base de données très riche renferme des données pour un grand nombre de types de navires différents. Dans le cadre du travail du REMPEC (2020) et de cette étude, ces typologies

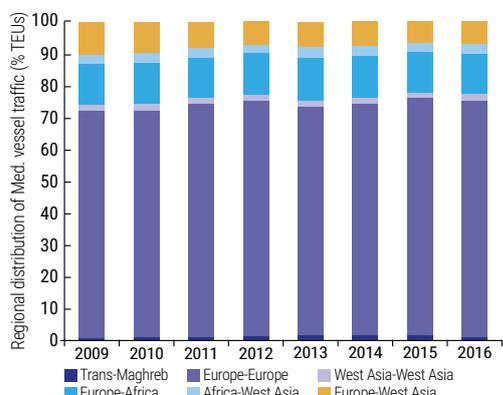
Figure 2. Part du trafic intra-méditerranéen (% des EVP méditerranéens totaux).



Note: Data for 2016 cover only May and June

Source : Arvis et al. (2019)

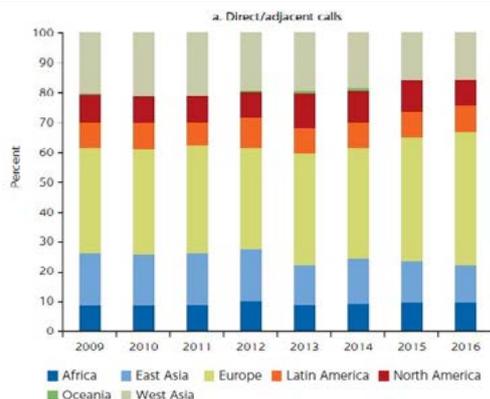
Figure 3. Répartition du trafic intra-méditerranéen par sous-régions (pourcentage du trafic européen total ; toutes les escales sont prises en compte).



Note: Data for 2016 cover only May and June; Med. = Mediterranean

Source : Arvis et al. (2019)

Figure 4. Répartition du trafic en dehors des ports de la Méditerranée par région (pourcentage du trafic total en équivalent vingt pieds (EVP)).



Source: World Bank calculations based on data from Lloyd's List Intelligence (see annex 2A). Note: Data for 2016 cover only May and June.

Source : Arvis et al. (2019)

détaillées ont été regroupées en catégories plus générales, cohérentes avec la codification internationalement reconnue StatCode 5 (IHS Markit 2017) (Tableau 2).

En 2019, l'activité des navires traversant la Méditerranée sans faire escale représentait 5 251 navires pour un tpl total de 510 millions (Tableau 3). Il s'agissait principalement de gros navires (vraquiers, porte-conteneurs, pétroliers-chimiquiers). Le tpl moyen était de 97 000, les plus gros étant les porte-conteneurs, également les plus courants. Toujours en 2019, 14 403 navires ont fait 453 000 escales en Méditerranée. Un peu plus de 24 % de la flotte mondiale a fait escale ou a traversé la Méditerranée en 2019 (Tableau 4). La part des gros cargos était plus importante, porte-conteneurs en tête.

Les navires à passagers, en particulier les ferries, représentaient 42,8 % du nombre total d'escales. Les porte-conteneurs représentaient 18 % des escales totales, contre 16,9 % pour les autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons, 16,8 % pour les navires-citernes et 5,6 % pour les vraquiers. En termes de tpl, les vraquiers et les navires-citernes dominaient avec 71 % de la capacité (Tableau 4). Sur les navires individuels, 4 399 (30,5 %) faisaient moins de 10 000 tpl. La Figure 5 montre l'âge des flottes ayant fait escale en Méditerranée en 2019. La majorité des navires a moins de 15 ans, mais les vieux navires (même ceux datant de la fin des années 1960) naviguent toujours. Dans l'ensemble, la flotte méditerranéenne est plus jeune que la flotte internationale. Les navires plus petits (inférieurs à 10 000 tpl) sont généralement plus vieux que les navires plus grands.

Tableau 2. Classification des types de navires dans des catégories plus larges dans la base de données Lloyd's List Intelligence.

Catégorie examinée pour cette étude	Types de navires Lloyd's List Intelligence
Vraquiers	Vraquier, vraquier avec capacité de porte-conteneurs, vraquier-minéralier Vraquier-pétrolier, minéralier-pétrolier Navire transporteur de granulats en vrac, navire transporteur de ciment en vrac, navire transporteur de copeaux de bois
Porte-conteneurs	Porte-conteneurs intégral, porte-conteneurs intégral frigorifique Navire pour marchandises diverses avec capacité de porte-conteneurs
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	Navire roulier, navire roulier avec capacité de porte-conteneurs, navire transporteur de véhicules, barge de débarquement Navire pour marchandises diverses, bétailier, navire frigorifique, navire transporteur de colis lourds semi-submersible Navire-citerne et porte-conteneurs, navire-citerne avec roulage pour camions-citernes
Navires à passagers	Transbordeur, hydroptère, navire à passagers (croisière), navire roulier à passagers, bateau à passagers (sans précision)
Transporteurs de gaz	Transporteur de GNL, transporteur de GPL, transporteur de GNL et GPL combiné, transporteur de gaz naturel comprimé
Pétroliers et chimiquiers	Transporteur d'acide, asphaltier, chimiquier, chimiquier-pétrolier, transporteur de brut, transporteur d'huile alimentaire, transporteur d'huile de poisson, transporteur de produits, transporteur de vin
Autres navires-citernes	Transporteur de jus de fruits, transporteur de mélasse, transporteur de colis lourds semi-submersible, navire-citerne (sans précision), barge-citerne, transporteur d'eau

Tableau 3. Passages en Méditerranée en 2019.

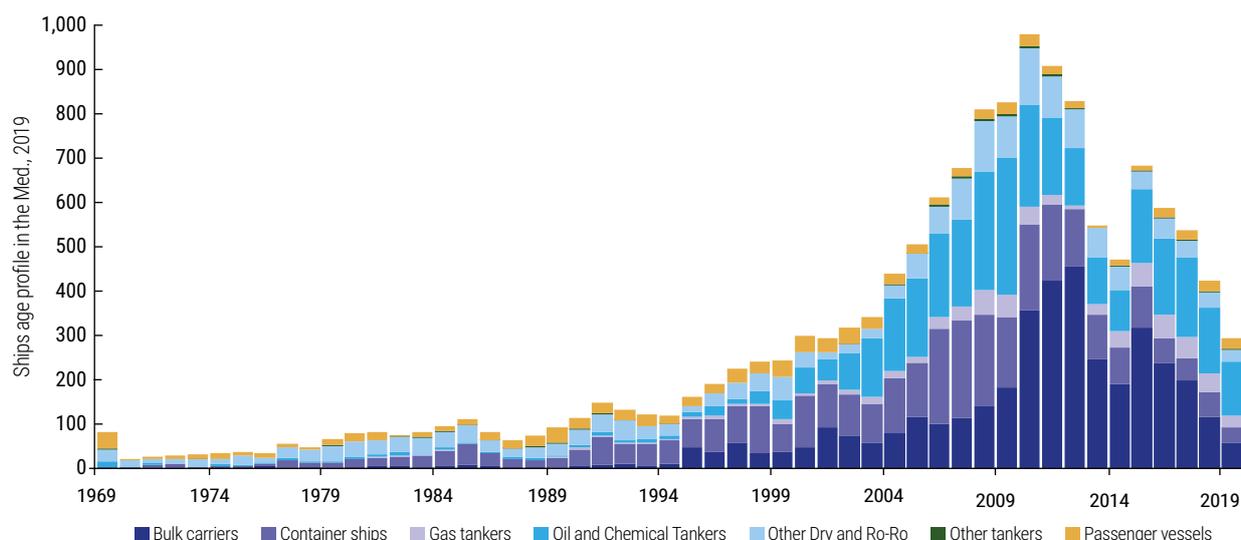
Type de navire	Nbre de passages	1 000 tpl
Vraquiers	1 016	79 348
Porte-conteneurs	1 954	273 739
Transporteurs de gaz	410	30 856
Pétroliers et chimiquiers	1 310	115 542
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	559	10 597
Navires à passagers	2	3
Total général	5 251	510 085

Source : REMPEC (2020)

Tableau 4. Nombre de navires et d'escales en 2019.

Type	Tpl-grp	Navires seuls	≠ escales portuaires	1 000 tpl	1 000 gt	Âge moyen	Passages	Part Méd. de la flotte mondiale
Vraquiers	100'+	277	750	127 876	66 596	9		
	30'-99'	3 156	16 573	872 982	505 991	9		
	10'-29'	426	4 594	103 428	64 742	18		
	-9'	75	3 481	19 118	12 691	25		
	Total	3 934	25 398	1 123 404	650 022	10	1 016	34,2 %
Porte-conteneurs	100'+	602	6 915	918 418	851 974	7		
	30'-99'	689	17 342	933 045	788 002	15		
	10'-29'	689	24 271	403 023	328 614	15		
	-9'	1 409	32 610	183 974	138 341	23		
	Total	3 389	81 138	2 438 459	2 106 930	17	1 954	36,50 %
Transporteurs de gaz	100'+	47	377	44 893	52 518	10		
	30'-99'	300	2 065	135 560	154 198	11		
	10'-29'	151	2 518	45 935	40 535	9		
	-9'	143	4 052	22 944	20 930	16		
	Total	641	9 012	249 333	268 182	10	410	32,60 %
Pétroliers et chimiquiers	100'+	1 085	8 854	1 160 195	621 031	9		
	30'-99'	1 263	14 959	651 165	401 360	11		
	10'-29'	462	8 094	140 177	91 666	11		
	-9'	560	27 105	123 343	85 295	21		
	Total	3 370	59 012	2 074 880	1 199 352	11	1 310	27,0 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	100'+							
	30'-99'	57	541	23 475	26 306	7		
	10'-29'	745	18 289	251 011	584 514	14		
	-9'	1 211	57 578	182 129	282 243	27		
	Total	2 013	76 408	456 615	893 062	20	559	12,4 %
Autres navires-citernes	100'+	3	13	2 971	1 544	3		
	30'-99'	2	3	124	76	9		
	10'-29'	1	13	365	335	32		
	-9'	77	8 190	23 562	15 598	21		
	Total	83	8 219	27 022	17 552	17	0	6,0 %
Navires à passagers	100'+	2	17	1 887	2 296	0		
	30'-99'	2	346	11 960	3 475	10		
	10'-29'	44	5 855	67 335	519 905	11		
	-9'	925	187 552	377 860	2 053 137	21		
	Total	973	193 770	459 042	2 578 813	24	2	14,7 %
Total général		14 403	452 957	6 828 755	7 713 913	14	5 251	24,3 %

Source : REMPEC (2020)

Figure 5. Âge de la flotte faisant escale dans les ports de la Méditerranée en 2019.

Source : REMPEC (2020)

Concernant les pavillons d'immatriculation ⁽⁵⁾, aucun des États côtiers méditerranéens ne figure parmi les 5 principaux pavillons d'immatriculation mondiaux (CNUCED 2017b), mais 6 d'entre eux figurent parmi les 35 principaux pays propriétaires de navires (par tpl des navires) (CNUCED 2017a) : Malte (6^e, 99 millions), Grèce (9^e, 75 millions), Chypre (12^e, 34 millions), Italie (17^e, 16 millions), Turquie (26^e, 8 millions), France (30^e, 4 millions). Malte (1^{er}), la Grèce (2^e) et Chypre (3^e) sont les trois premiers pavillons d'immatriculation en Europe. Les navires immatriculés sous un pavillon national de l'un des États côtiers méditerranéens représentent environ 13,34 % du tpl mondial total en 2017, en grande partie grâce à Malte (5,43 %) et à la Grèce (3,88 %), puis à Chypre (1,81 %), à l'Italie (0,86 %) et à la Turquie (0,43 %). À eux cinq, ces pays représentent 12,41 % du tpl des navires immatriculés sous le pavillon national d'un État côtier méditerranéen.

En termes de propriété de flotte, la Grèce se hisse à la première place mondiale, suivie du Japon, de la Chine, de l'Allemagne et de Singapour (CNUCED 2017a). Ces cinq pays représentaient 49,5 % du tpl mondial en 2017. Hormis la Grèce, 5 États côtiers méditerranéens figurent parmi les 35 principaux pays propriétaires de navires (par tpl des navires), comme indiqué dans le Tableau 5.

Tableau 5. Pays propriétaires de navires – Classement des États côtiers méditerranéens.

Pays	Classement	Pourcentage de la flotte enregistrée sous pavillon étranger
Monaco	14 ^e	100 %
Turquie	15 ^e	71,57 %
Italie	20 ^e	29,36 %
France	28 ^e	69,93 %
Chypre	31 ^e	63,95 %

Source : CNUCED (2017a)

Secteur des croisières

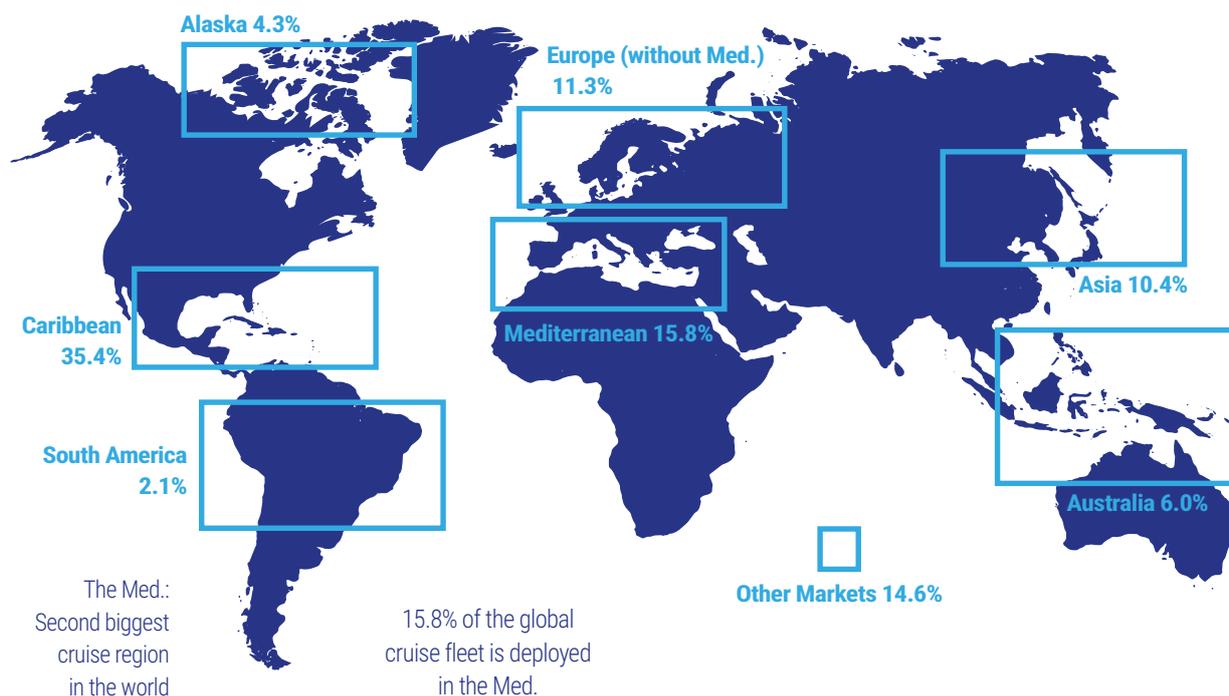
La Méditerranée est la destination de croisière la plus populaire chez les touristes européens. C'est aussi le deuxième plus grand marché du monde dans cette industrie, avec 15,8 % des croisières en 2017 (MedCruise Association 2018) (Figure 6).

Les ports accueillant plus de 120 000 navires de croisière chaque année sont considérés comme des ports majeurs. 36 ports de la Méditerranée entrent dans cette catégorie, dont 25 de la région occidentale de la Méditerranée, 7 de l'Adriatique et 4 de la partie orientale de la Méditerranée (Figure 7). En 2017, les ports enregistrant un trafic inférieur à 120 000 passagers étaient répartis comme suit : 15 ports dans la zone occidentale de la Méditerranée, 11 ports dans la partie orientale de la Méditerranée et 6 ports dans l'Adriatique (MedCruise Association 2018).

Le nombre total de mouvements des navires de croisière dans les ports méditerranéens en 2018 a été de 28,04 millions, ce qui représente un record historique, avec un niveau légèrement plus élevé qu'en 2013 (MedCruise Association 2018). Ce chiffre représente une variation de +8,2 % par rapport à 2017. Depuis 2011, le nombre total de passagers de croisière en Méditerranée n'est jamais passé sous la barre des 25 millions (Figure 8). Le déploiement de navires plus grands en Méditerranée et dans les mers adjacentes est évident compte tenu de l'augmentation constante du nombre moyen de passagers de croisière arrivant à destination par escale. En 2018, le nombre moyen des passagers accueillis lors de chaque escale était de 2 202. En 2000, chaque escale en Méditerranée donnait lieu à 845 mouvements de passagers en moyenne. En 10 ans, le nombre moyen de passagers par escale a augmenté de 1 357, pour atteindre le chiffre de 2 202 (MedCruise Association 2018).

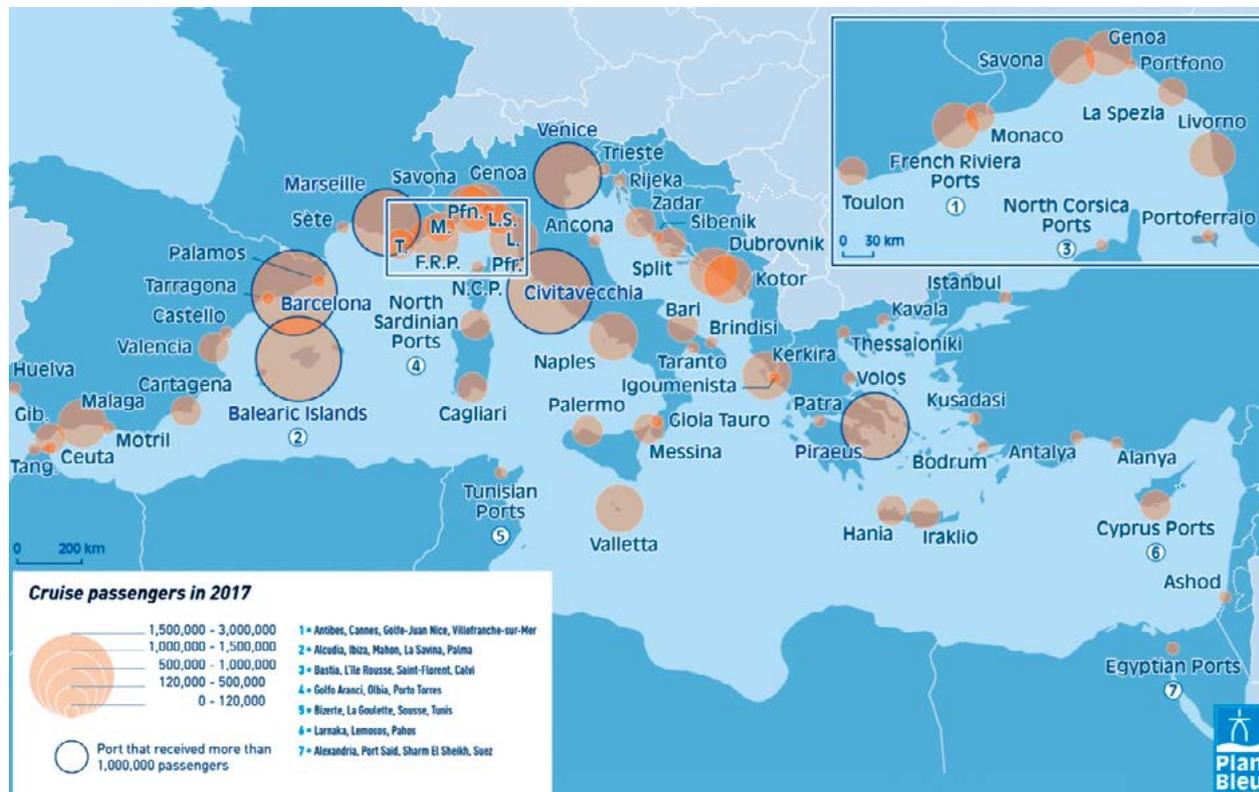
(5) Tout navire de plus de 100 GT, peu importe que ce soit un navire-cargo, un bateau de pêche, un navire de passagers, etc., doit être immatriculé. Cette immatriculation garantit au navire une protection légale et physique de l'État/pavillon d'immatriculation, protection pouvant s'étendre à des domaines vitaux tels que la sécurité du navire et la vie de ceux qui sont à bord. Il n'est pas nécessaire que les navires soient immatriculés sous pavillon propre de leur pays. Ils peuvent être immatriculés sous un pavillon autre que le leur.

Figure 6. Parts de déploiement de la flotte de croisière mondiale en 2017.



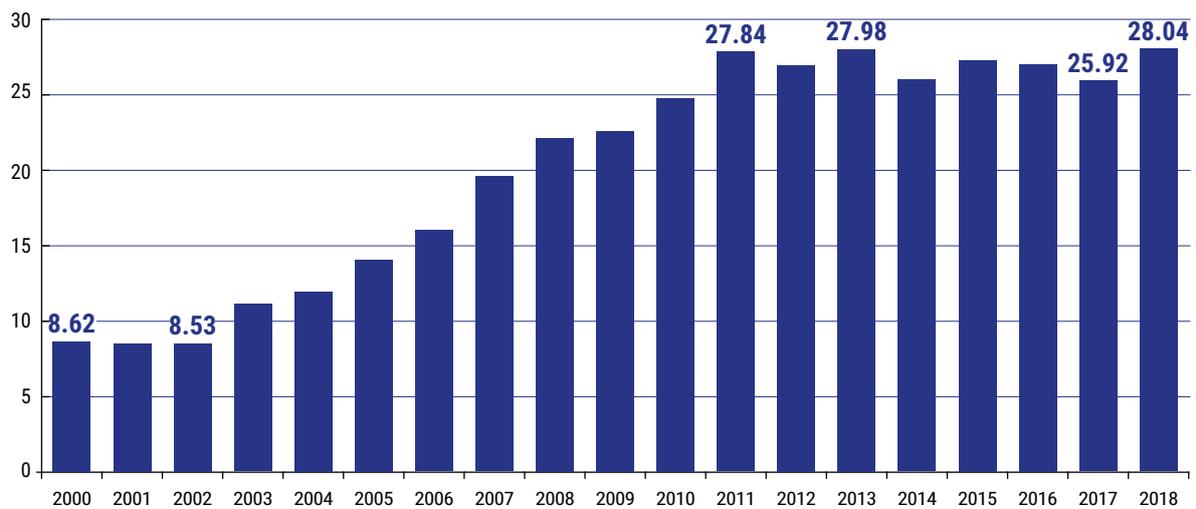
Source : MedCruise Association (2018)

Figure 7. Passagers de croisière par escale en Méditerranée (2017).



Source : REMPEC (2019)

Figure 8. Mouvements de passagers de croisière (millions) dans les ports méditerranéens.



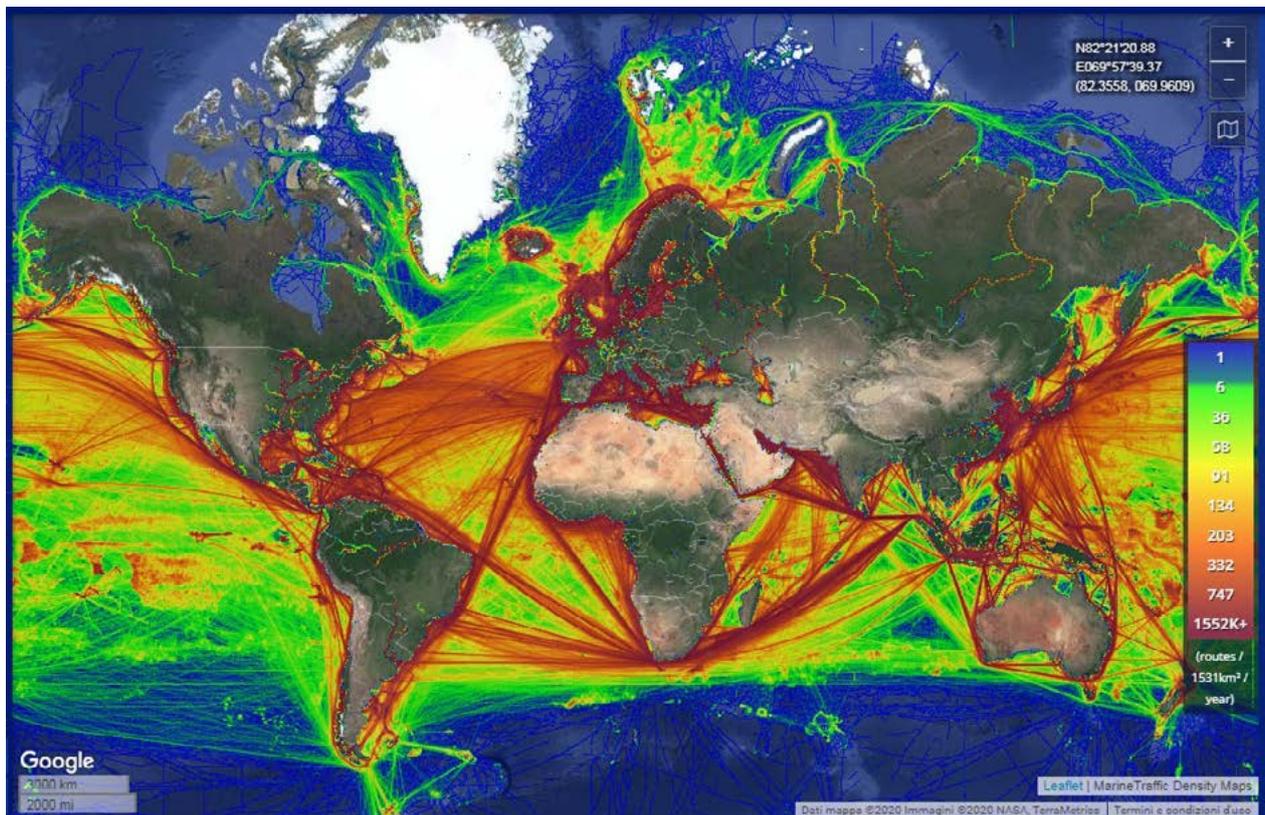
Source : MedCruise Association (2018)

Répartition des navires et principaux axes dans le bassin méditerranéen

Le trafic en Méditerranée n'est pas homogène. Certaines zones et certaines routes bien connues sont marquées par un trafic intense. Dans la lignée des évaluations précédentes (se reporter en particulier à Randone *et al.* 2019), cette étude a évalué la répartition de l'intensité du trafic à travers la densité de navires. La carte de la densité de navires à l'échelle mondiale confirme que la Méditerranée est un point névralgique du trafic maritime (Figure 9).

Le portail des activités humaines du Réseau européen d'observations et de données relatives au milieu marin (EMODnet) ⁽⁶⁾ donne accès à des données de SIG (GeoTIFF) sur la densité de navires pour une grille avec des mailles de 1 km² couvrant toutes les eaux européennes et quelques zones avoisinantes. La densité de navires est exprimée en heures de présence des navires par kilomètre carré par mois, qui sont dérivées des données AIS achetées auprès de Collecte Localisation Satellites (CLS). Ces données sont aussi disponibles pour l'ensemble de la Méditerranée et pour différents types de navires.

Figure 9. Densité de navires en 2018, exprimée en nombre de navires par km².



Source : <https://www.marinetraffic.com/>, consulté en juillet 2020

(6) <https://www.emodnet-humanactivities.eu/>, consulté en juin 2020.

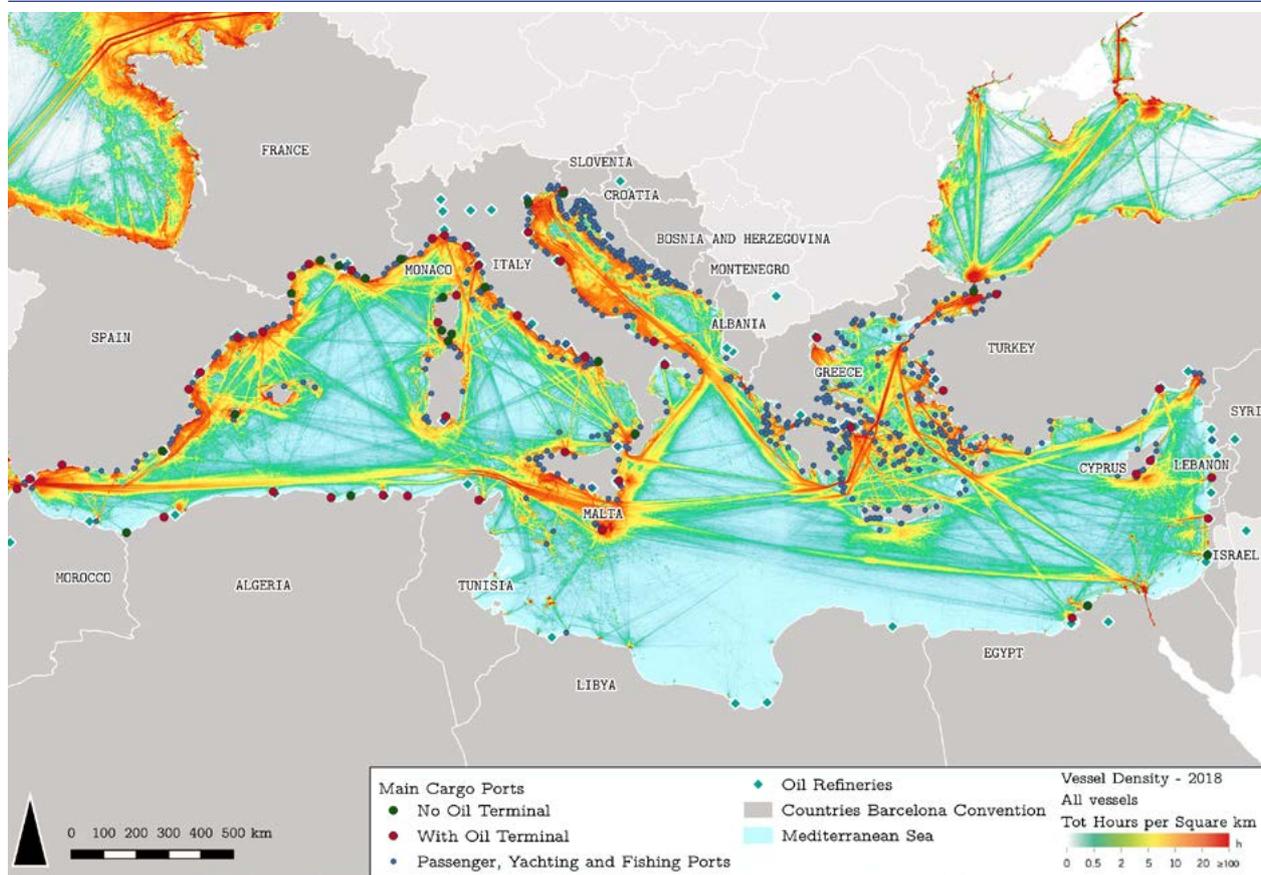
La carte de la Figure 10 rend compte de la densité de navires annuelle en 2018 en Méditerranée pour tous les types de navires étudiés. La densité annuelle a été obtenue en additionnant tous les fichiers mensuels GeoTIFF de 2018⁽⁷⁾ (cela a été réalisé pour cette carte et les autres cartes suivantes faisant référence à des catégories de trafic particulières). La même carte représente aussi les principaux ports de chargement (avec et sans terminaux pétroliers) et les autres ports (y compris de passagers, de plaisance et de pêche). Ces dernières informations sont également issues du portail des activités humaines EMODnet. Les principaux ports de chargement ont été choisis selon Randone *et al.* 2019. Enfin, les raffineries représentées sur la carte ont été issues du portail cartographique Clarkson Offshore & Energy⁽⁸⁾.

Quand tous les types de navires sont pris en compte, la partie occidentale de la Méditerranée, la mer Égée, le bassin Levantin, la mer Adriatique et la mer Ionienne sont les zones les plus fréquentées, comme l'a déjà observé le Plan Bleu (2014). La densité de navires est aussi élevée près des zones côtières des pays du nord et de l'est de la Méditerranée, ce qui résulte du trafic interne, majoritaire dans le bassin comme vu précédemment (Plan Bleu, 2010), et du trafic dû aux activités côtières (en particulier la pêche et la navigation de plaisance). Une densité importante est aussi évidente en face des principaux ports, en raison des bateaux qui y stationnent.

Les cartes de la densité de navires par catégorie de navires révèlent des caractéristiques et une répartition spécifiques aux différents types de trafic maritime. Le trafic de passagers se concentre presque exclusivement dans les pays du nord (Figure 11). Cela reflète sans aucun doute l'importance du tourisme maritime pour la partie nord du bassin. Le trafic de passagers est principalement dû aux ferries et aux autres types de navires de passagers qui, dans le sud de l'Europe, permettent principalement de relier les ports d'un même pays, y compris ceux qui desservent les nombreuses îles méditerranéennes (Figure 12). L'Italie et la Grèce gèrent le plus grand nombre de passagers en Europe, respectivement environ 80 500 et 72 000 en 2018 en tenant compte des embarquements et des débarquements (et hors croisières). Cela correspond à 38 % de tous les passagers européens (EUROSTAT 2020b). Le trafic de passagers est aussi marqué par les saisons, avec une hausse de l'intensité en été (Randone *et al.* 2019).

Les croisières contribuent au trafic de passagers. Cette activité se concentre sur les côtes du nord de la Méditerranée. La grande majorité des ports de croisière (plus de 75 %) se trouvent en Italie, en Espagne, en France, en Grèce, en Croatie et en Slovénie (Caric *et al.* 2019) et le trafic des croisières se concentre dans la partie occidentale de la Méditerranée et dans l'Adriatique.

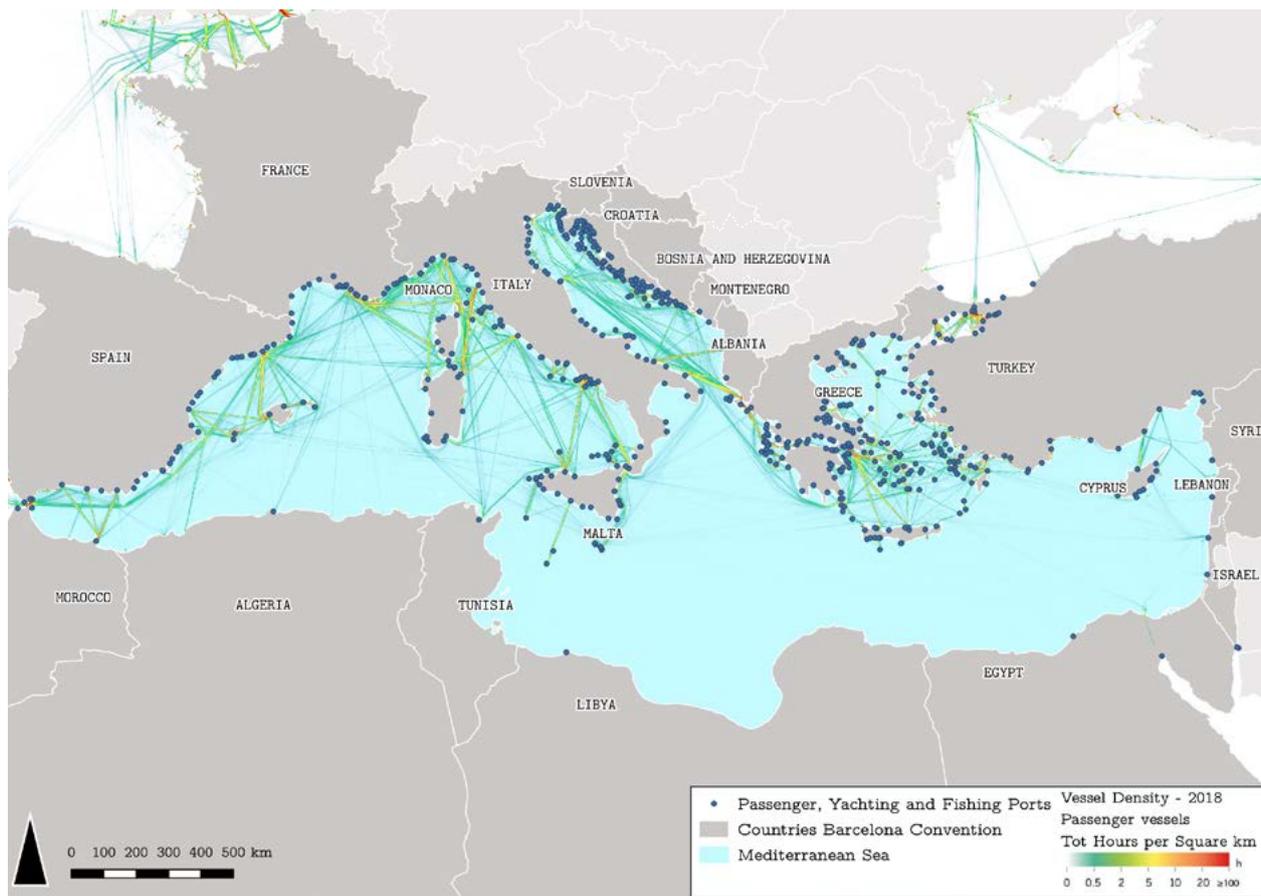
Figure 10. Densité annuelle (2018) des navires passant en Méditerranée.



Sources des données relatives à la densité de navires et aux ports : portail des activités humaines EMODnet ; source des données pour les raffineries : portail cartographique Clarkson Offshore & Energy ; données récupérées le 2 juin 2020

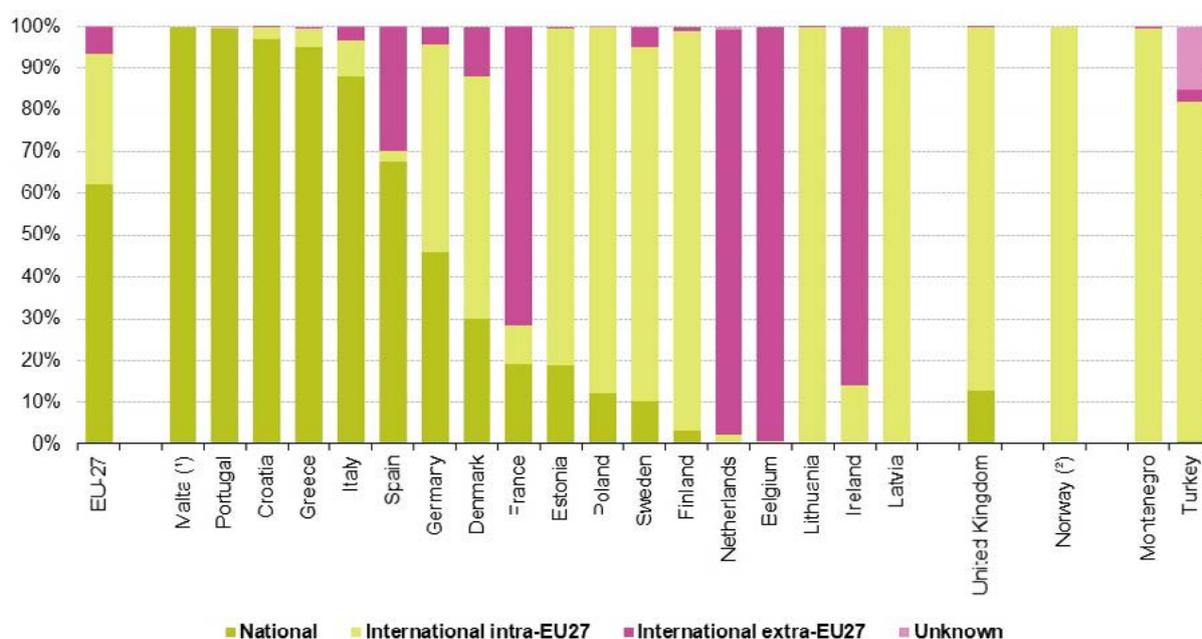
(7) Il n'a pas été possible d'utiliser les données de 2019 puisqu'en juin 2020, la série mensuelle des données de l'année n'était pas terminée.
 (8) <https://www.clarksons.net/maps>, consulté en juin 2020.

Figure 11. Densité annuelle (2018) des navires à passagers passant en Méditerranée.



Sources des données relatives à la densité de navires et aux ports : portail des activités humaines EMODnet ; données récupérées le 2 juin 2020

Figure 12. Transport maritime de passagers (hors passagers de croisière) entre les principaux ports, 2018.



Note: the percentages of international intra-EU-27 and extra-EU-27 transport for non-EU-27 countries express the share of total transport with EU-27 and non-EU-27 countries respectively. Main ports are ports handling more than 1 million tonnes of goods annually.

(*) International passenger transport to/from Valletta not included.

(*) Data on international maritime passenger transport only.

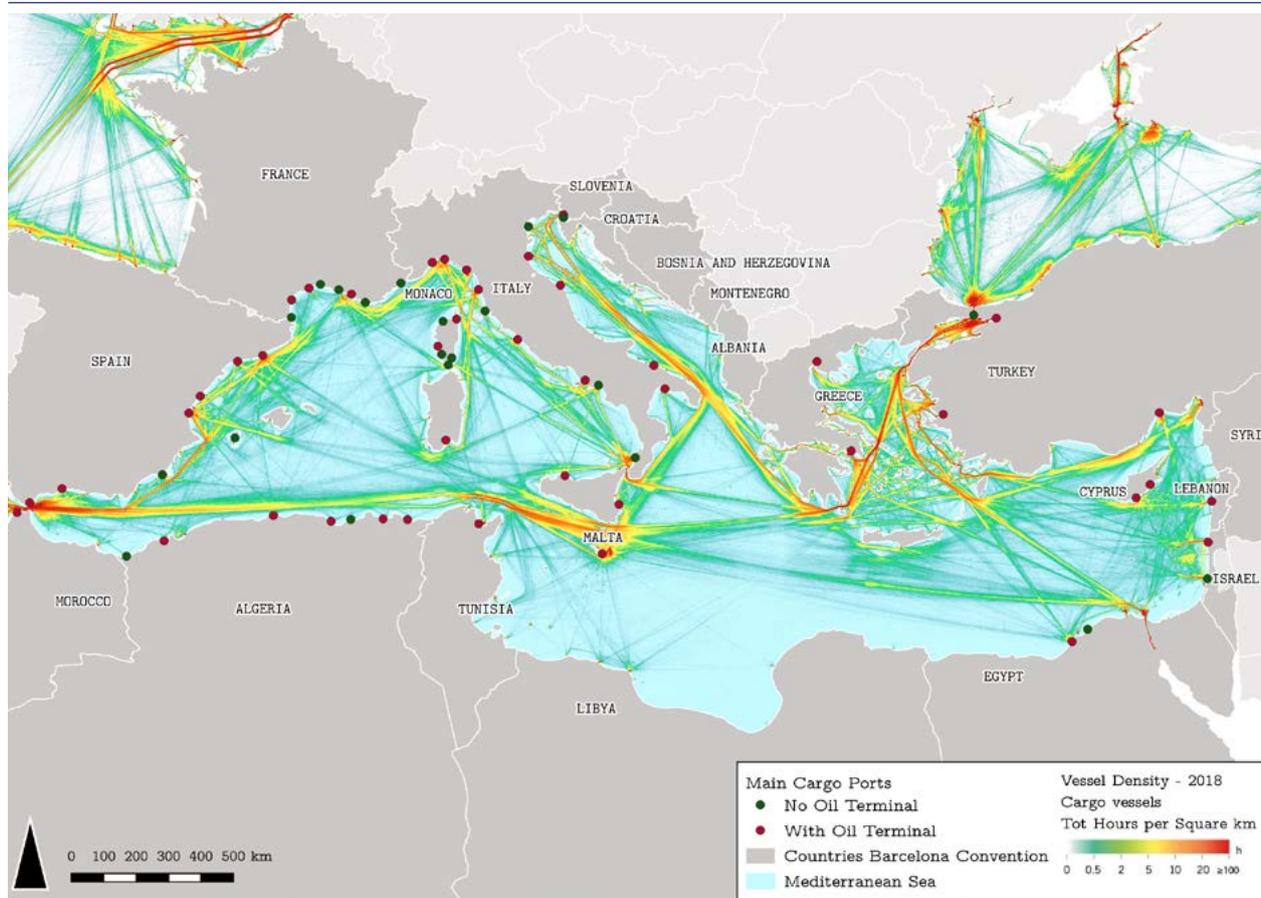
Source : EUROSTAT (2020b)

Figure 13. Trafic des croisières par région MedCruise en 2018.



Source : MedCruise (2018)

Figure 14. Densité annuelle (2018) des cargos passant en Méditerranée.



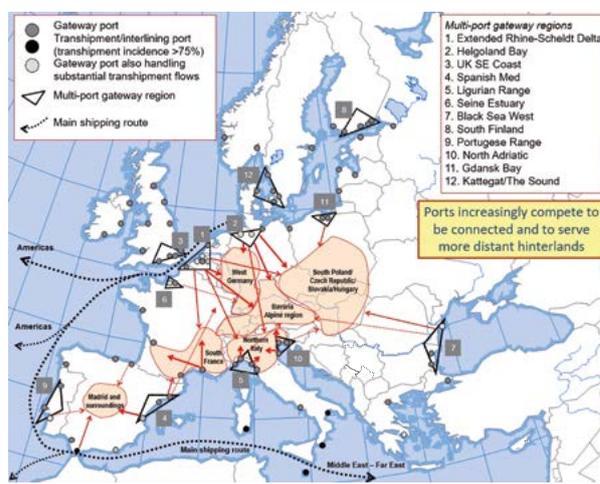
Sources des données relatives à la densité de navires et aux ports : portail des activités humaines EMODnet ; données récupérées le 2 juin 2020

Les principales routes traversant la Méditerranée sont dominées par le trafic maritime des cargos et des navires-citernes (Figure 14 et Figure 16). C'est le cas en particulier de la route traversant le bassin longitudinalement, du canal de Suez au détroit de Gibraltar, deux des principaux points de congestion mondiaux, et de celle rejoignant la Méditerranée depuis la mer Noire en passant par le Bosphore, la mer de Marmara et les Dardanelles. Les gros porte-conteneurs empruntent généralement la route qui va de l'est à l'ouest de la Méditerranée et poursuivent jusqu'aux portes du nord de l'Europe (Figure 15), tandis que les cargos plus petits sont dirigés vers les ports méditerranéens qui sont aussi utilisés par les navires de transbordement (Randone *et al.* 2019) : les petits porte-conteneurs de collecte transportent les conteneurs vers des pôles situés sur la route Suez-Gibraltar (par ex., Tanger, Algésiras, Malte et les ports du sud de l'Italie). Les routes empruntées par les navires rouliers sont généralement intra-méditerranéennes.

La route est-ouest et la route de la mer Noire sont aussi utilisées pour transporter du pétrole vers les terminaux méditerranéens et d'autres ports à l'ouest de Gibraltar depuis les zones de production de pétrole (Moyen-Orient, golfe Persique, Afrique du Nord, région de la mer Noire)

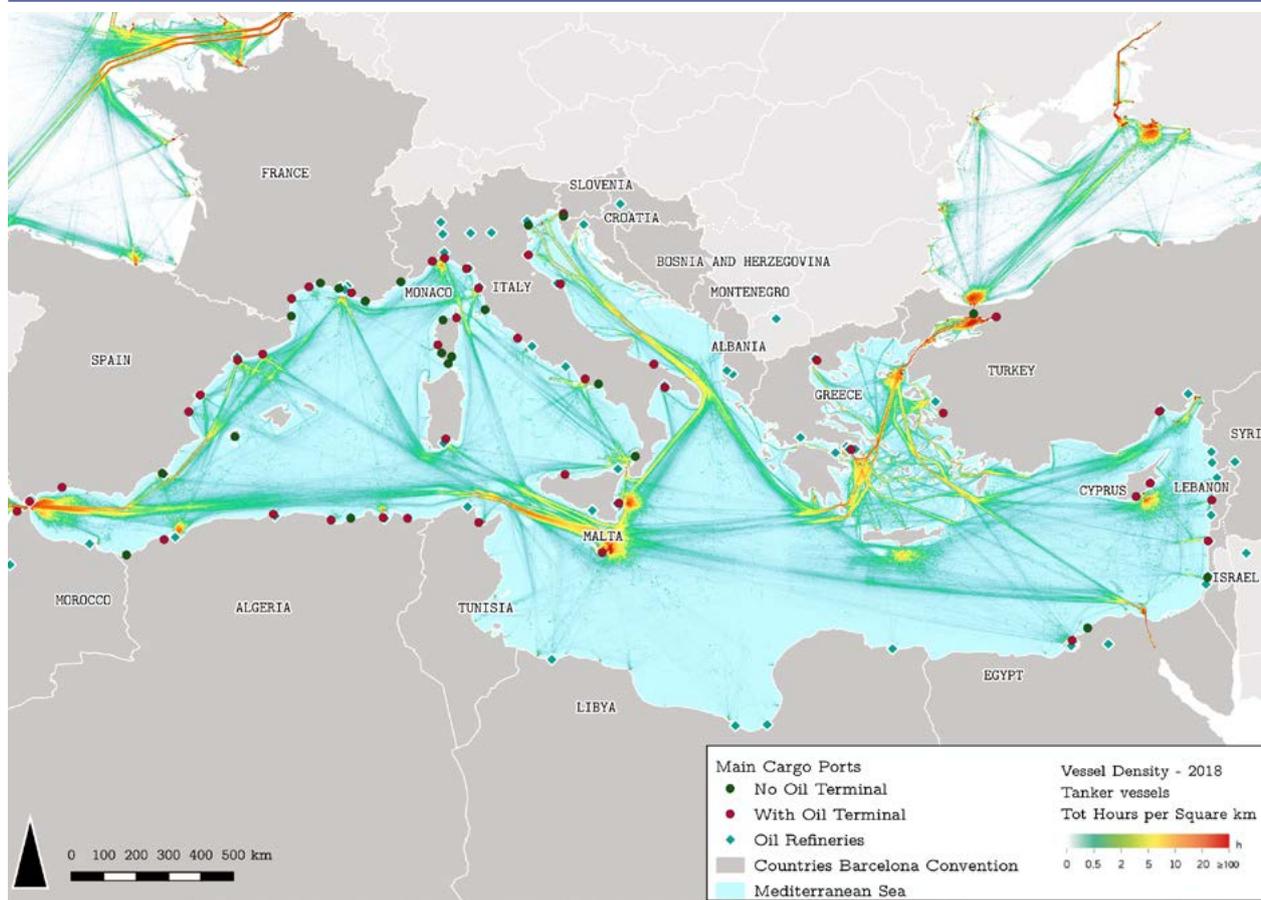
(Piante et Ody 2015). Le canal de Suez est plus particulièrement un point d'entrée en Méditerranée de la partie nord d'une route pétrolière majeure regroupant des navires-citernes d'Arabie saoudite, des Émirats arabes unis, du Koweït et d'Iran et rejoignant les ports d'Europe de l'Ouest et de la Méditerranée (Girin et Carpenter 2018).

Figure 15. Le système européen des ports à conteneurs.



Source : Tadini (2019)

Figure 16. Densité annuelle (2018) des navires-citernes passant en Méditerranée.



Sources des données relatives à la densité de navires et aux ports : portail des activités humaines EMODnet ; données récupérées le 2 juin 2020

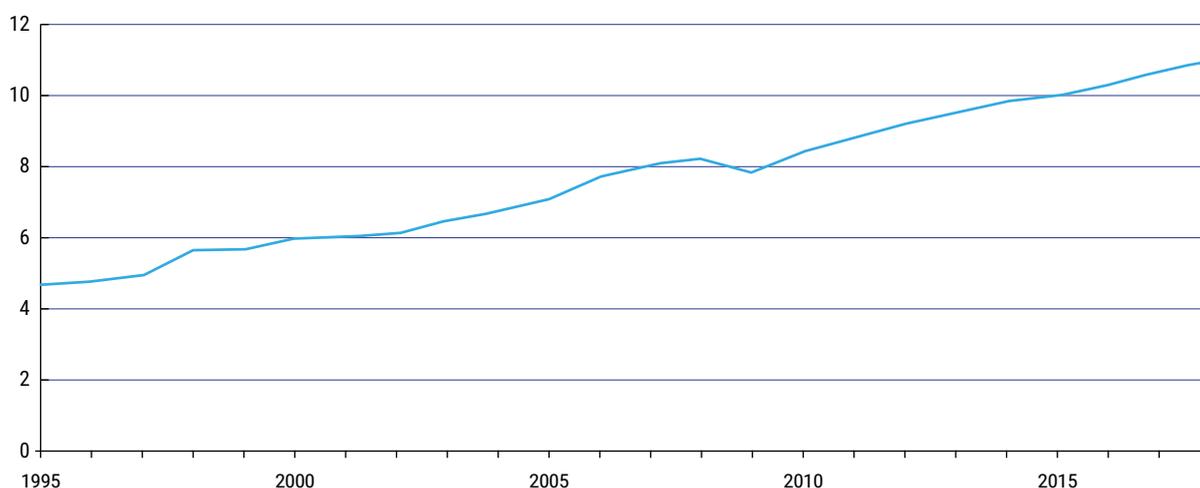
3.1.1.2. Tendances historiques

En 2018, le volume total du commerce maritime international a atteint 11 milliards de tonnes (Figure 17), s'inscrivant dans une croissance historique, même si le taux de croissance de 2018 était plus faible (2,7 %) que celui des années précédentes (4,1 % en 2017) (CNUCED 2019a). La CNUCED a identifié une série de risques de ralentissement qui se sont intensifiés en 2018 et ont contribué à freiner la croissance du transport maritime, notamment les tensions commerciales, le protectionnisme, le Brexit, les troubles géopolitiques et les problèmes impactant le développement économique des pays. En 2018, 7,8 milliards de tonnes ont été classées comme cargaisons sèches (conteneurs compris) et 3,2 milliards de tonnes en navires-citernes. Le pétrole brut représentait moins d'un cinquième de toutes les marchandises livrées par

bateau, perdant encore des parts de marché (le pétrole était la marchandise la plus transportée dans le monde en 1970) (CNUCED 2019b).

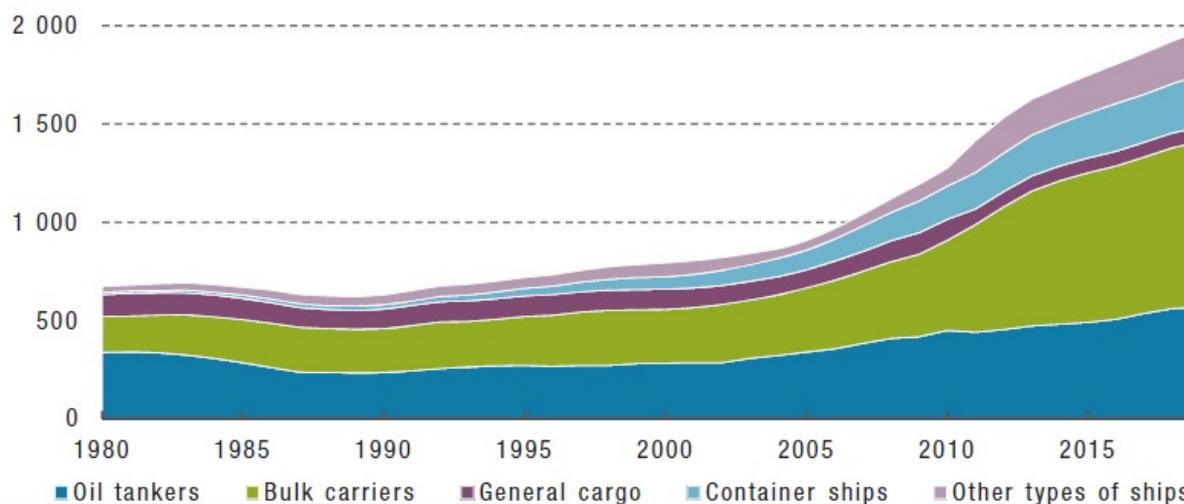
La capacité de transport de la flotte mondiale a nettement augmenté ces dernières années (Figure 18). Tous les segments du transport maritime, sauf les marchandises diverses, ont été marqués par la croissance, qui a été particulièrement rapide pour les vraquiers. Entre 2009 et 2019, la part des vraquiers sur la capacité de transport totale a augmenté de 35 % à 43 %, tandis que la part des pétroliers a baissé de 35 % à 29 % (bien qu'en valeur absolue, leur capacité de transport ait augmenté). Le débit portuaire mondial de conteneurs est aussi en hausse constante, une tendance particulièrement marquée en 2017-2018 (Figure 19).

Figure 17. Marchandises chargées dans le monde en milliards de tonnes.



Source : CNUCED (2019b)

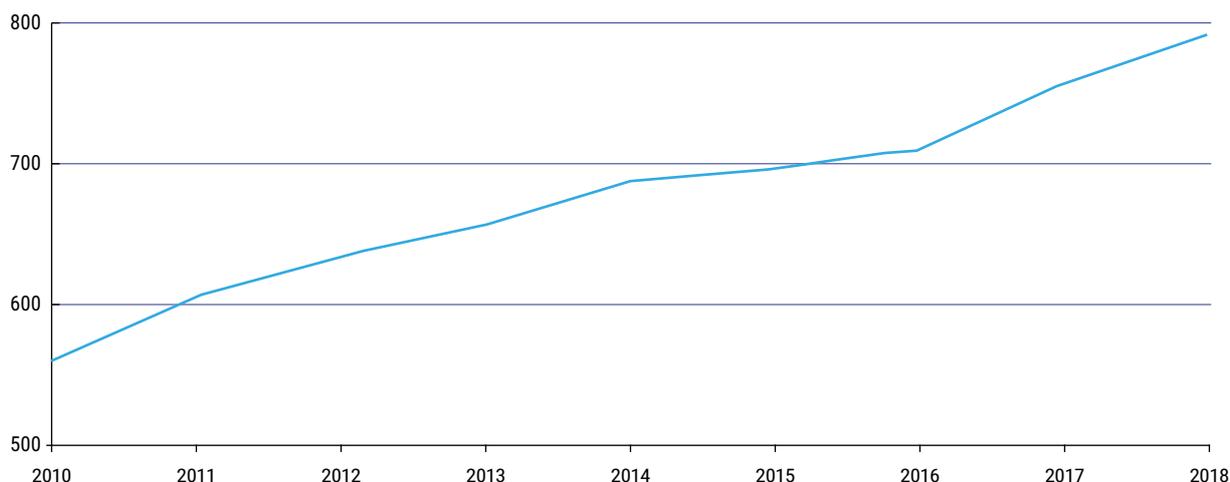
Figure 18. Flotte mondiale par principaux types de navires (millions de tpl).



Note: Commercial ships of 100 gt and above; beginning-of-year figures.

Source : CNUCED (2019b)

Figure 19. Débit portuaire mondial de conteneurs en millions d’EVP.

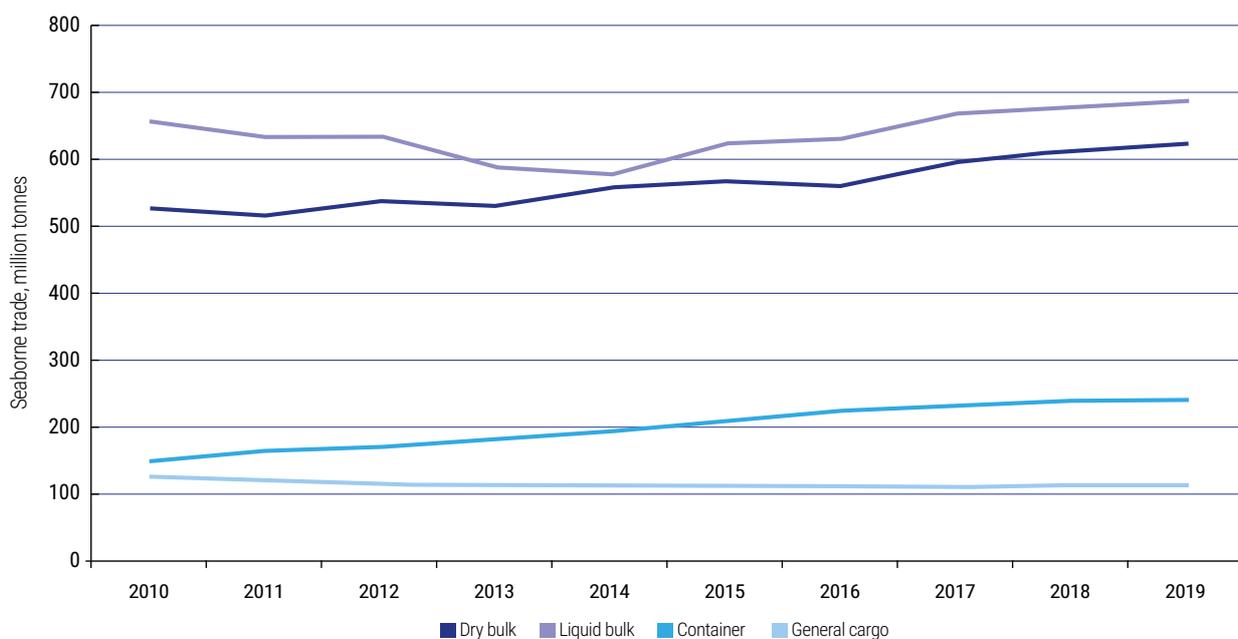


Source : CNUCED (2019b)

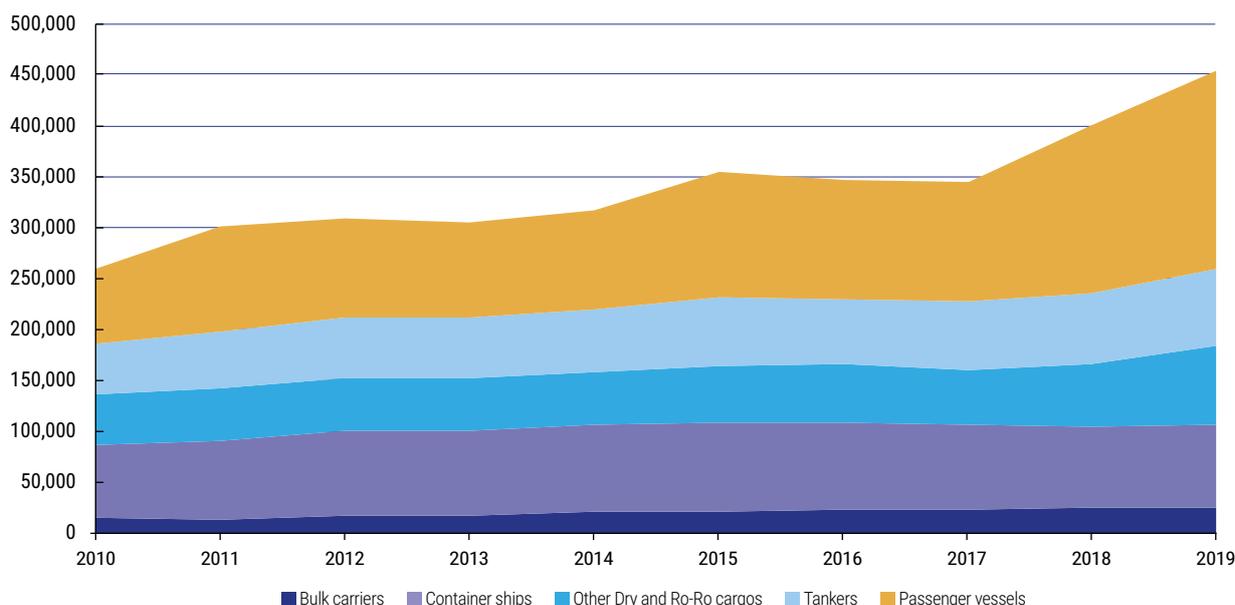
Le commerce maritime depuis et vers les pays de la Méditerranée a augmenté de 284 millions de tonnes entre la fin 2009 et 2019 (Figure 20). Le vrac sec a le plus augmenté en nombre de tonnes (+158 millions), tandis que les cargaisons conteneurisées ont le plus augmenté en termes relatifs (+87 %). Le vrac liquide n’a augmenté que de façon marginale, avec +3 %, tandis que les marchandises diverses non conteneurisées ont baissé de 3 %. Le déclin du vrac liquide jusqu’en 2014 s’inscrit dans la tendance mondiale. La nette baisse des prix du pétrole en milieu d’année 2014 a marqué un tournant, qui a stimulé le commerce pétrolier.

Les escales dans les ports méditerranéens ont aussi nettement augmenté sur la période 2010-2019 (+74,5 %) (Figure 21 et Tableau 6). Les escales des navires à passagers ont enregistré la hausse la plus forte (+163 %) sur la période analysée (avec toutefois des variations), en particulier ces deux dernières années. Selon le REMPEC (2020), cela n’est probablement pas entièrement dû à la hausse du trafic. Depuis 2010, la contribution du trafic des ferries est mieux prise en compte.

Figure 20. Commerce maritime méditerranéen entre 2010 et 2019 exprimé en millions de tonnes.



Source : REMPEC (2020)

Figure 21. Tendence historique des escales en Méditerranée sur la période 2010-2019.


Source des données : REMPEC (2020)

Tableau 6. Escales dans les ports en 2010 et 2019 et variations en pourcentage.

	2010	2019	Variation en % 2010-2019
Vraquiers	14 594	25 398	74,0 %
Porte-conteneurs	72 849	81 138	11,4 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	47 859	76 408	59,7 %
Navires-citernes	50 607	76 243	50,7 %
Navires à passagers	73 672	193 770	163,0 %
Tous les navires	259 581	452 957	74,5 %

Source des données : REMPEC (2020)

La tendance est similaire chez les autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons, les navires-citernes et les vraquiers, marquée par une hausse progressive du nombre d'escales, qui est néanmoins plus élevée ces deux dernières années (2018-2019) pour la première catégorie de navires. La tendance historique est différente pour les porte-conteneurs (Figure 22). La variation 2010-2019 est positive également pour cette catégorie de navires (+11,4 %), même si elle reste inférieure à celle des autres types de navires. Cependant, après une hausse rapide, le nombre d'escales des porte-conteneurs est en nette baisse depuis 2016.

La taille moyenne des navires et la capacité de charge associée des porte-conteneurs ont nettement augmenté dans le monde au fil des années (Randone *et al.* 2019), tendant vers un certain gigantisme. De plus, l'élargissement du canal de Suez (ouvert en février 2016) a permis à des navires plus grands d'entrer en Méditerranée. On estime qu'en 2017, la taille moyenne des porte-conteneurs

passant par le canal a augmenté de 21 % par rapport à 2014 (SRM et AlexBank 2018) (Figure 23). Cela a probablement contribué à la hausse limitée des escales observée pour les porte-conteneurs par rapport aux autres catégories de navires sur la période 2010-2019, ainsi qu'à une tendance annuelle négative. La tendance des escales ne correspond à aucune tendance similaire pour le commerce de conteneurs, qui a nettement augmenté sur toute la période analysée (Figure 20). Souvent, les grands porte-conteneurs ne font pas escale en Méditerranée, mais la traversent en suivant la voie allant du canal de Suez au détroit de Gibraltar et poursuivent vers les ports du nord de l'Europe. La croissance rapide et continue du trafic de conteneurs dans les principaux ports occidentaux et orientaux de la Méditerranée (Figure 25) est soulignée par Grifoll *et al.* (2018) pour la période 2000-2015 (Figure 24). La part du trafic entre les deux sous-régions méditerranéennes reste à peu près constante sur la période. La part de la Méditerranée orientale varie entre 52 % (2012) et 56 % (2010).

Figure 22. Tendence historique des escales en Méditerranée pour les porte-conteneurs sur la période 2010-2019.

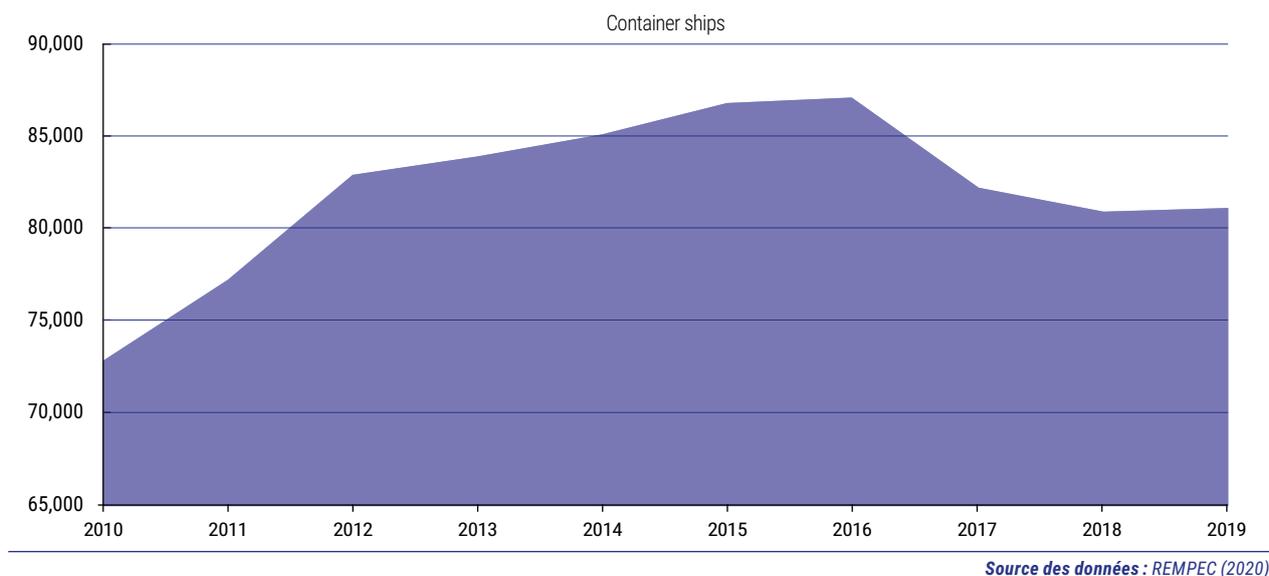


Figure 23. Tonnage net moyen par type de navires : comparaison 2014-2017.

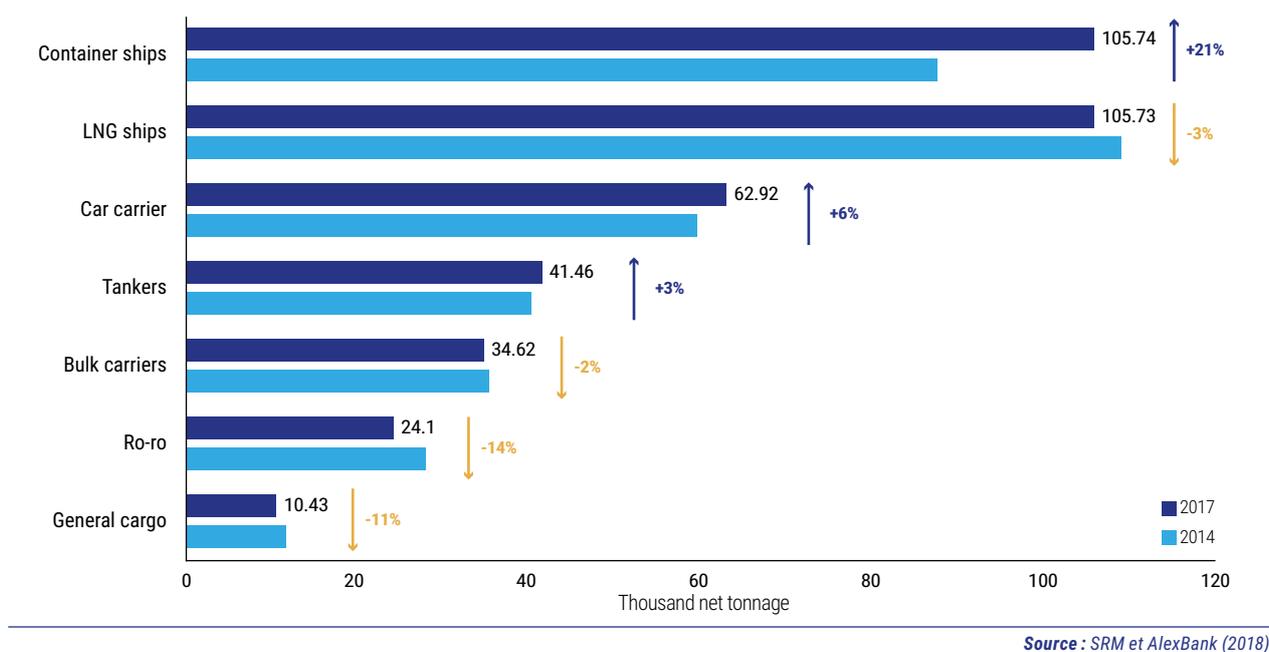


Figure 24. Évolution du trafic de conteneurs en Méditerranée orientale et occidentale.

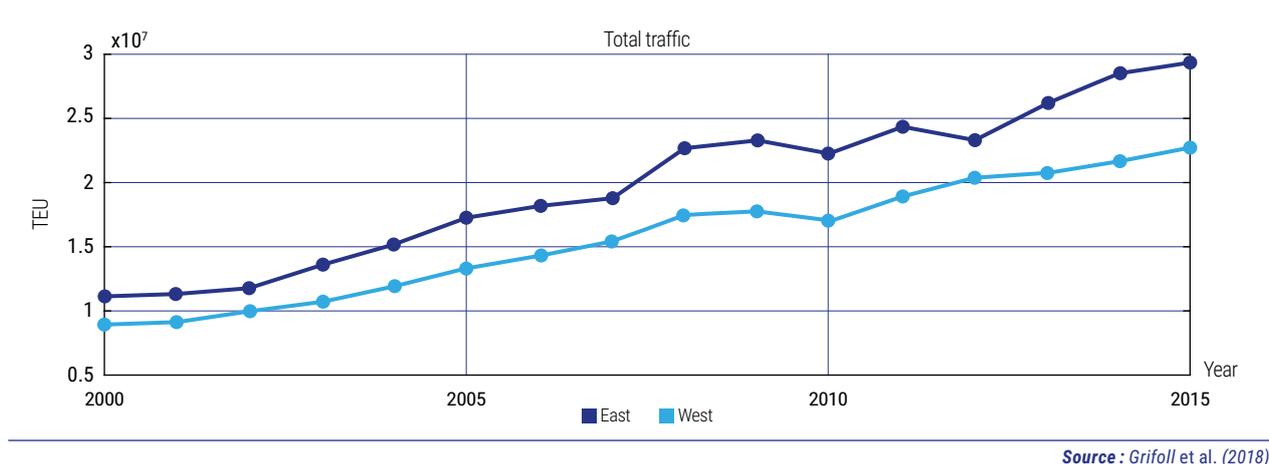
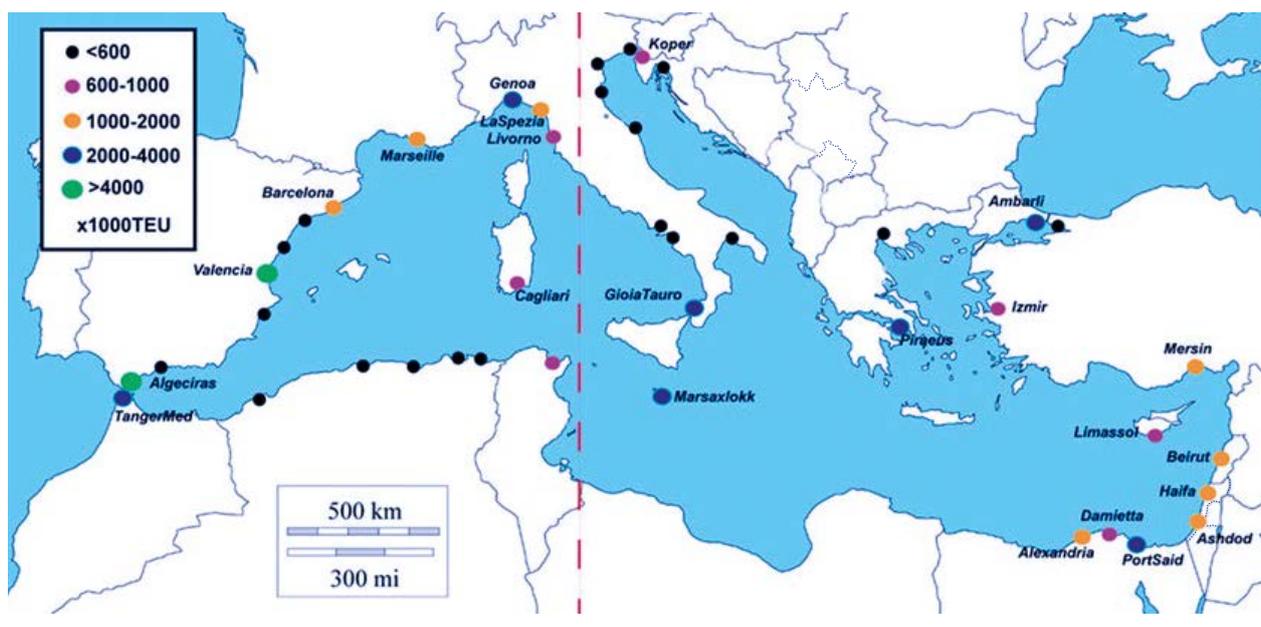


Figure 25. Débit de conteneurs dans les principaux ports méditerranéens en 2015.



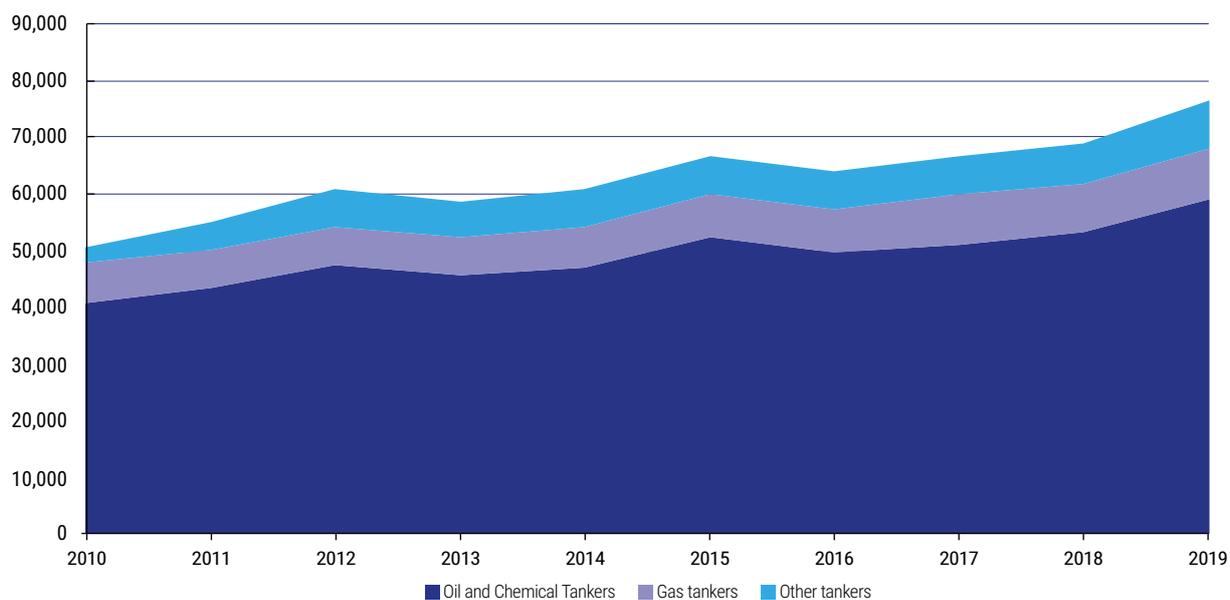
Source : Grifoll et al. (2018)

Les escales des navires-citernes ont augmenté de 51 % entre 2010 et 2019 (Figure 26). La grande majorité du trafic de vrac liquide en Méditerranée est due aux pétroliers et chimiquiers, qui représentaient 77,4 % de toutes les escales en 2019 pour ce type de navires (80,6 % en 2010).

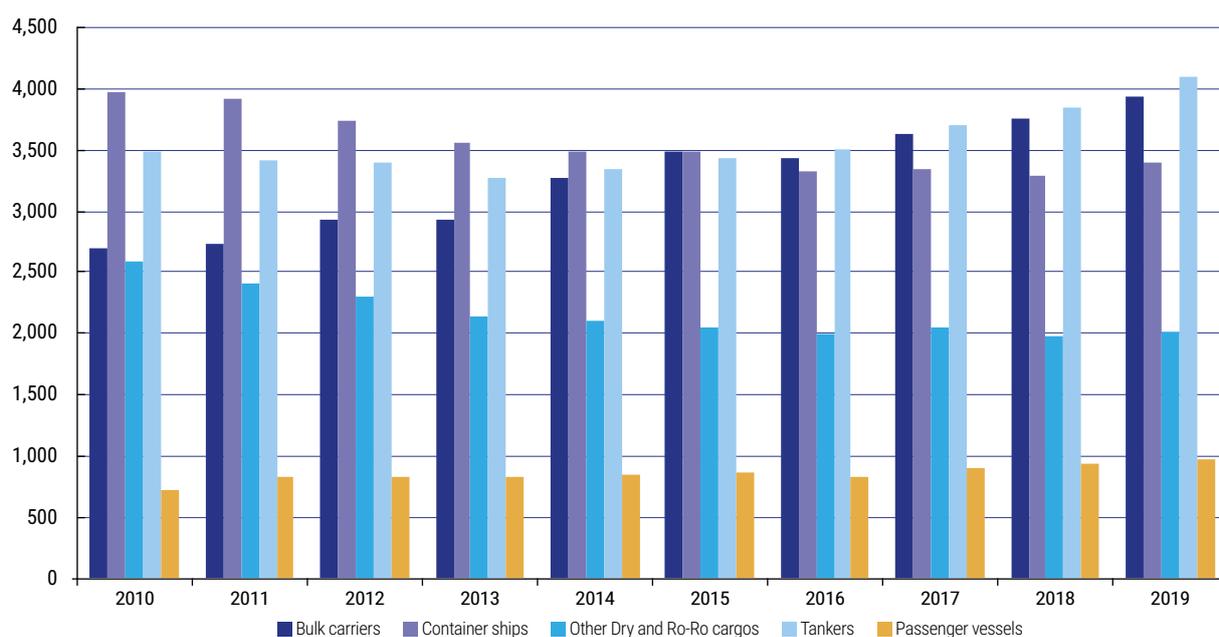
L'évolution historique du nombre de navires montre une tendance fluctuante, avec une hausse globale de 7 % entre 2010 et 2019 (Tableau 7). Alors que le nombre de

vraquiers, de navires-citernes et de navires à passagers a augmenté sur la période, le nombre de porte-conteneurs et d'autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons a baissé, ce qui est cohérent avec l'augmentation de la taille de ces types de navires (Figure 27). L'analyse illustrée par le REMPEC (2020) souligne qu'en 2019 (par rapport à 2010), les navires sont généralement plus grands et plus récents, bien que certains soient vieux (Figure 5).

Figure 26. Tendence historique des escales en Méditerranée pour différents types de navires-citernes sur la période 2010-2019.



Source des données : REMPEC (2020)

Figure 27. Tendence historique du nombre de navires en Méditerranée selon leur type sur la période 2010-2019.

Source des données : REMPEC (2020)

Tableau 7. Nombre de navires en 2010 et 2019 et variations en pourcentage.

	2010	2019	
Vraquiers	2 695	3 934	46,0 %
Porte-conteneurs	3 976	3 389	-14,8 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	2 579	2 013	-21,9 %
Navires-citernes	3 493	4 094	17,2 %
Navires à passagers	723	973	34,6 %
Total	13 466	14 403	7,0 %

Source des données : REMPEC (2020)

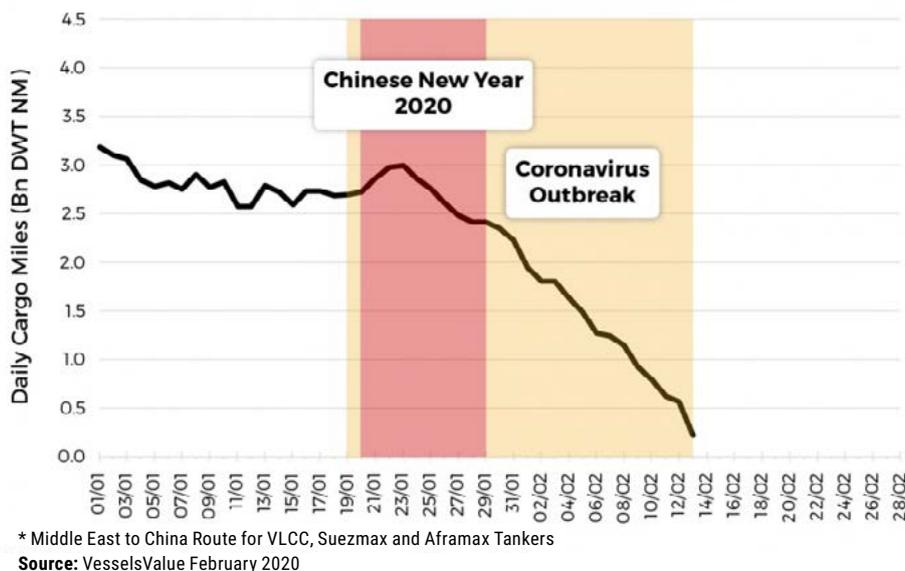
3.1.1.3. Perspectives

Les projections concernant l'avenir du trafic maritime font l'objet d'une grande incertitude (CNUCED 2019a). Le transport maritime marchand dépend du commerce international, qui est lui-même influencé par l'économie mondiale et la mondialisation. Le développement économique a aussi un impact sur la demande de transport de passagers, et en particulier celle du secteur touristique. Compte tenu de sa dimension mondiale, le trafic maritime est influencé par d'autres éléments affectant le développement économique, notamment des facteurs géopolitiques, les politiques commerciales mondiales et le risque de crises socioéconomiques majeures.

La propagation rapide du COVID-19 en 2020 a clairement démontré la dimension internationale du transport maritime et sa vulnérabilité. La crise a durement frappé les marchés mondiaux du transport en diminuant la demande chinoise de marchandises, ce qui a eu des répercussions

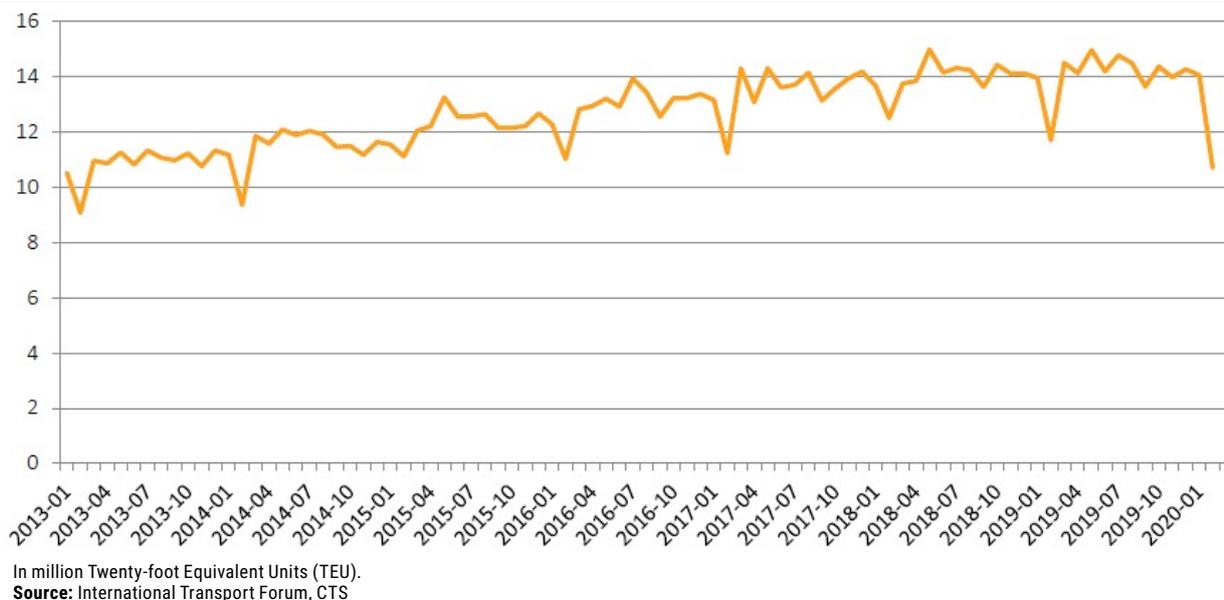
sur l'ensemble du transport maritime, des porte-conteneurs aux pétroliers (Berti 2020). Entre la fin du mois de janvier et le milieu du mois de février, la demande des navires-citernes de pétrole brut chinois a connu une chute drastique, passant de 3,4 milliards de tonnes-milles par jour en moyenne en 2019 à presque zéro. Le volume des échanges de conteneurs mondiaux a baissé de 8,6 % en février 2020 par rapport au même mois en 2019 (Figure 29). Cette baisse a été particulièrement marquée en Extrême-Orient (-17,5 %) et significative en Amérique du Nord (-7,0 %) et en Europe (-4,0 %). La crise a plus particulièrement touché les grands navires (Figure 30). En réaction, les armateurs ont massivement mis les navires à l'arrêt (FIT 2020). Par ailleurs, il convient de noter que certaines formes de trafic maritime ont largement contribué à alimenter la pandémie de COVID-19. C'est le cas des croisières : selon Ito *et al.* (2020), les taux d'infection au COVID-19 dans les pays qui ont continué à accepter les navires de croisière jusqu'en mars 2020 étaient supérieurs à ceux des refusant.

Figure 28. Demande de navires-citernes de pétrole brut chinois en 2020.



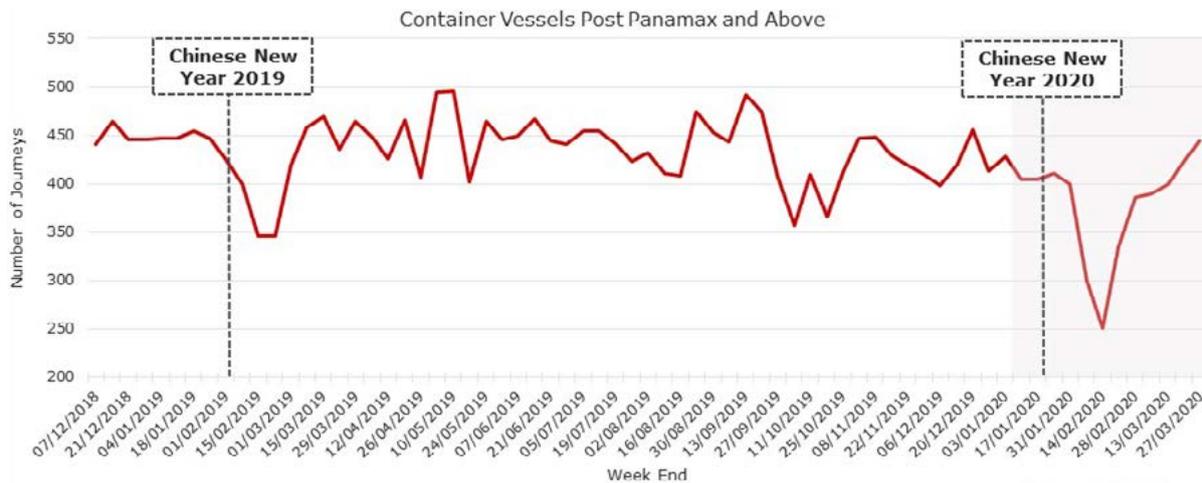
Source : Berti (2020)

Figure 29. Tendence des volumes mondiaux d'échange de conteneurs, janvier 2013-février 2020.



Source : FIT (2020)

Figure 30. Nombre hebdomadaire de trajets Chine-Monde pour les porte-conteneurs Post Panamax et supérieurs.



Source : https://ship.nridigital.com/ship_may20/coronavirus_impact_global_shipping, consulté en juillet 2020

En mai 2020, l'Union pour la Méditerranée a organisé un séminaire en ligne concernant les impacts du COVID-19 sur le transport maritime et les ports méditerranéens. Ce séminaire a mis en lumière la vulnérabilité des réseaux maritimes, de l'efficacité des ports et des connexions avec les terres en Méditerranée en situations de crise. Il a aussi conclu qu'en conséquence de la crise du COVID-19, les futures chaînes d'approvisionnement devraient être raccourcies, plus diversifiées et plus régionales, annonçant ainsi une amélioration potentielle du transport maritime à courte distance⁽⁹⁾. Les effets des mesures de confinement dues au COVID-19 sur le trafic maritime ont aussi été étudiés à l'échelle locale. Dans la lagune de Venise et les zones côtières adjacentes de l'Adriatique, Depellegrin *et al.* (2020) rapportent une baisse de 69 % de l'activité des navires en mars-avril 2020 par rapport à la même période en 2017. Les navires-citernes sont les seuls à ne pas avoir subi de diminution. L'activité des navires de pêche a baissé de 84 %, tandis que les navires à passagers et les cargos ont respectivement enregistré une baisse de 78 % et 31 %.

Les crises planétaires comme celle du COVID-19 et leurs effets sur l'économie mondiale sont difficiles à prévoir et s'ajoutent à d'autres facteurs d'incertitude affectant les perspectives du secteur maritime. Les projections futures et l'évolution potentielle du trafic maritime évoquées dans les pages suivantes ne tiennent pas compte des effets de cette récente crise socioéconomique, qui doit encore être étudiée en détail.

À l'échelle internationale, la CNUCED (2019a) prévoit une hausse annuelle du commerce maritime de 3,4 % sur la période 2019-2024. Le trafic de conteneurs devrait augmenter plus régulièrement (4,5 %) que celui du vrac sec (3,9 %) et des navires-citernes (2,2 %). Selon DNV GL (2019), le commerce maritime mondial devrait augmenter de 2,3 % (en moyenne annuellement) sur la période 2018-2030 (Figure 31) et plus précisément : de 1,5 % pour le pétrole brut, 2,9 % pour les produits pétroliers, 7,2 % pour le gaz naturel, 1,7 % pour le vrac, 3,6 % pour les conteneurs et 2,3 % pour les autres cargaisons. Les perspectives à long terme de DNV GL prévoient un ralentissement de la

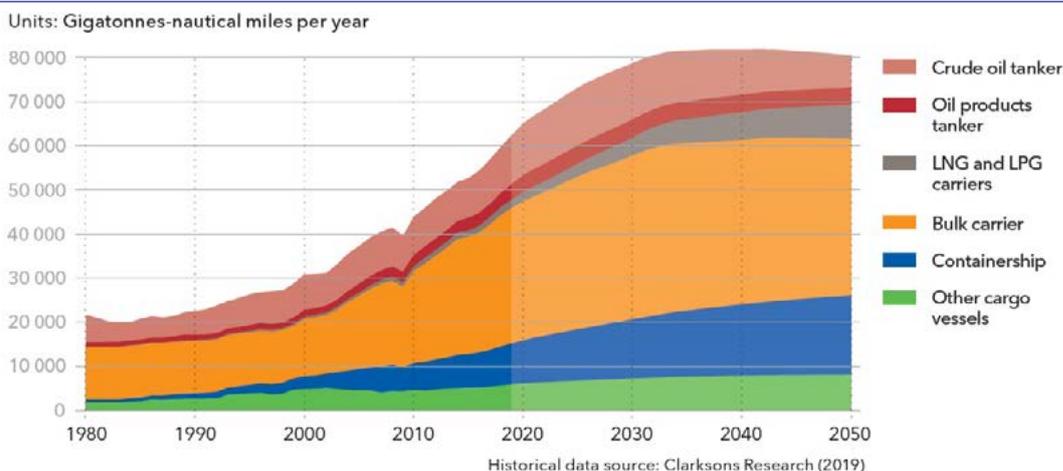
croissance d'environ 0,3 % (en moyenne annuellement) sur la période 2030-2050, avec des augmentations et des diminutions de secteurs donnés : -2,1 % pour le pétrole brut, 0,0 % pour les produits pétroliers, +3,2 % pour le gaz naturel, -0,1 % pour le vrac, +1,5 % pour les conteneurs, +0,6 % pour les autres marchandises. Alors que la demande mondiale de charbon et de pétrole devrait atteindre son point culminant sur le long terme, leur commerce aussi, réduisant leur transport maritime respectivement de plus des deux tiers et de plus d'un tiers.

Des projections à long terme du trafic maritime ont aussi été développées par le REMPEC (2020), notamment à partir de deux scénarios caractérisés par une croissance économique (Tableau 8), une consommation énergétique par habitant et un mix énergétique différents. Le scénario 2 est marqué par un pic précoce de la consommation énergétique, suivi d'une baisse rapide de la consommation de pétrole et de charbon en faveur du gaz naturel et des énergies renouvelables, avec une croissance du PIB plus faible.

À l'échelle internationale, les marchandises en vrac représentent aujourd'hui la plus grosse partie du transport maritime, avec ce que l'on appelle les grands vracs, c'est-à-dire le pétrole brut, les produits pétroliers, le minerai de fer, le charbon et les céréales. Cependant, le gaz naturel liquéfié et le gaz de pétrole liquéfié ont enregistré une croissance rapide, comme les marchandises diverses conteneurisées. La Figure 32 offre un aperçu du développement du commerce maritime sur la période 2010-2050 selon le scénario 1. Dans ce scénario, le vrac sec conserve sa place, tandis que la croissance du vrac liquide ralentit. La croissance des cargaisons conteneurisées conserve son dynamisme, en partie aux dépens de la croissance des marchandises diverses non conteneurisées.

L'évolution du commerce maritime mondial dans le scénario 2 s'établit à 5 milliards de tonnes de moins que dans le scénario 1. 87 % de ce ralentissement de croissance est lié au transport du vrac sec et liquide. Dans ce scénario, le commerce du charbon, du pétrole brut et des produits pétroliers baisse de 2,7 milliards de tonnes à partir de 2019.

Figure 31. Commerce maritime mondial.



Source : DNV GL (2019)

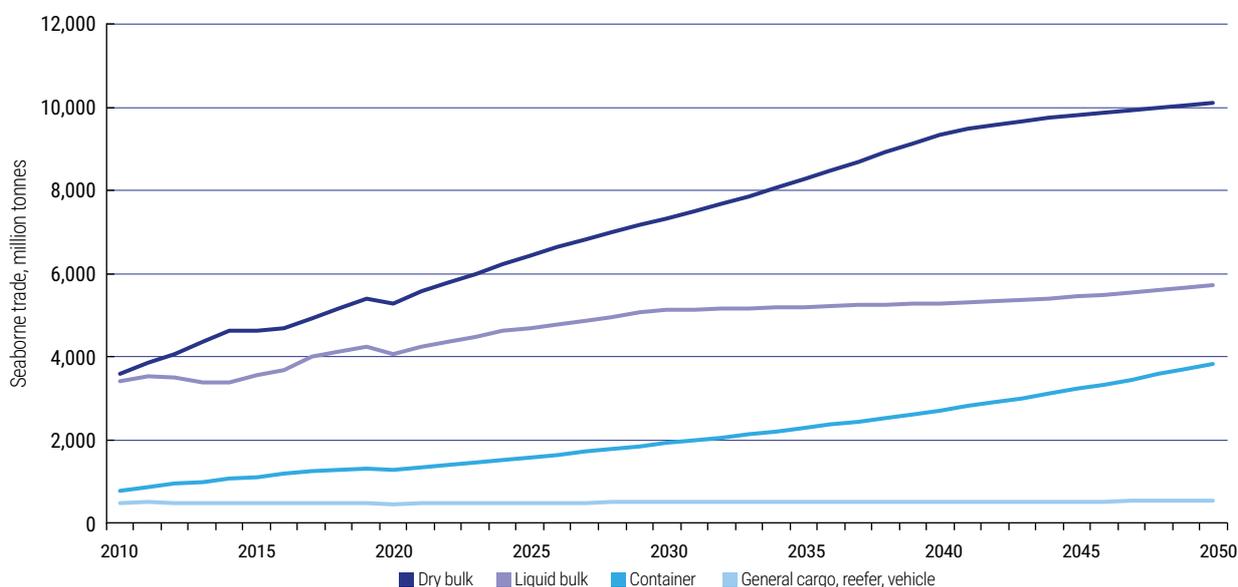
(9) <https://ufmsecretariat.org/impacts-covid-ports-maritime-transport-mediterranean/>, consulté en juillet 2020.

Tableau 8. Taux de croissance du PIB utilisés dans les deux scénarios du REMPEC (2020).

	moyenne 2010-2019	moyenne 2010-2019	moyenne 2030-2050
Scénario 1			
OCDE	2,0 %	0,9 %	1,5 %
non-OCDE	5,3 %	3,6 %	3,8 %
Monde	3,8 %	2,6 %	3,0 %
- Inde	7,3 %	5,0 %	5,3 %
- Chine	7,8 %	4,9 %	4,0 %
Scénario 2			
OCDE	2,0 %	0,6 %	0,9 %
non-OCDE	5,3 %	3,3 %	3,2 %
Monde	3,8 %	2,3 %	2,4 %
- Inde	7,3 %	4,6 %	4,5 %
- Chine	7,8 %	4,5 %	3,4 %

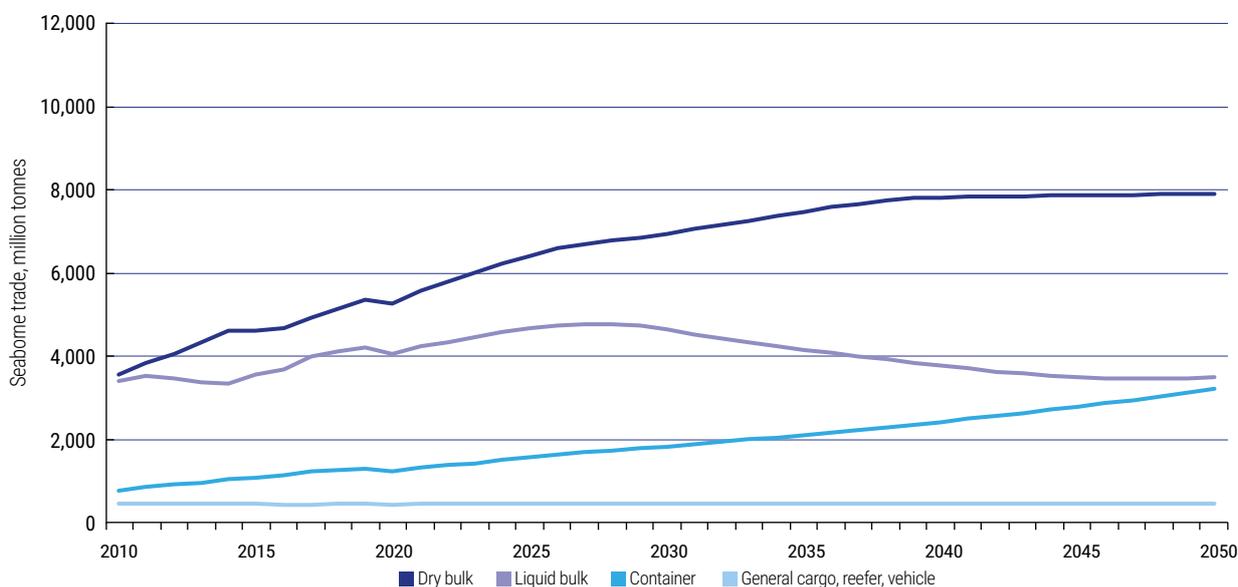
Source : REMPEC (2020)

Figure 32. Commerce maritime mondial 2010-2050, scénario 1, millions de tonnes.



Source : REMPEC (2020)

Figure 33. Commerce maritime mondial 2010-2050, scénario 2, millions de tonnes.



Source : REMPEC (2020)

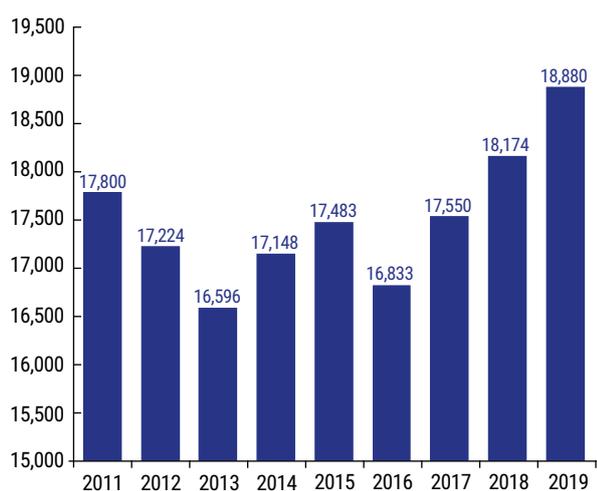
Avec l'expansion mondiale, le transport maritime devrait augmenter en Méditerranée dans les années à venir, tant en termes d'intensité du trafic que de nombre de routes (Piante et Ody 2015 ; Randone *et al.* 2019). La croissance du transport maritime en Méditerranée sera stimulée par deux facteurs principaux :

- Le doublement assez récent (début 2016) du canal de Suez a déjà provoqué la hausse du nombre de navires, et en particulier des tonnes de marchandises circulant dans les deux directions sur le canal (Figure 34 et Figure 35). Le nombre annuel de navires passant par le canal a augmenté de 17 148 en 2014 (avant l'élargissement du canal) à 18 880 en 2019 (+10,1 %). L'augmentation du tonnage a même été encore plus élevée, de 822 millions de tonnes en 2014 à 1 031 millions de tonnes en 2019 (+24 %). La finalisation de l'élargissement permet le passage de navires plus grands, avec un tirant d'eau plus important (jusqu'à environ 20 m). Les plus grands navires passant par le canal sont les porte-conteneurs. Grâce à l'amélioration du canal, la taille des porte-conteneurs s'est inscrite dans le gigantisme naval (SRM et AlexBank 2018). Les passages par le canal de Suez devraient continuer à augmenter dans les années à venir, contribuant ainsi à la hausse du trafic maritime marchand en Méditerranée. La nouvelle configuration du canal de Suez permet d'accueillir 97 navires par jour (en moyenne, 51,7 navires par jour ont transité par le canal en 2019 selon les statistiques de la Suez Canal Authority) contre 47 navires par jour avant l'élargissement (Boske et Harrison 2017 ; Tadini 2019).

- Le trafic maritime en Méditerranée subira par ailleurs l'impact de la Nouvelle Route de la soie (Belt and Road Initiative - BRI). Cette vaste initiative à long terme, lancée en 2013 par le gouvernement chinois, vise à répondre au manque d'infrastructures, à accroître la coopération et à améliorer les liens entre la Chine (et plus généralement, l'Asie du Sud-Est) et l'Europe. La Route maritime de la soie du 21^e siècle est le volet maritime de la BRI ; elle part des côtes chinoises, traverse l'océan Indien jusqu'à l'Afrique de l'Est, la mer Rouge et le canal de Suez jusqu'en Méditerranée pour finir dans le nord de l'Adriatique. La BRI devrait conduire à d'importants investissements dans les ports et la logistique terrestre, en parallèle de la Route maritime de la soie. Cette route est déjà utilisée pour transporter de grandes quantités de marchandises de l'Asie du Sud-Est vers les marchés européens. Quand elle sera terminée, la BRI augmentera le trafic maritime sur cet itinéraire.

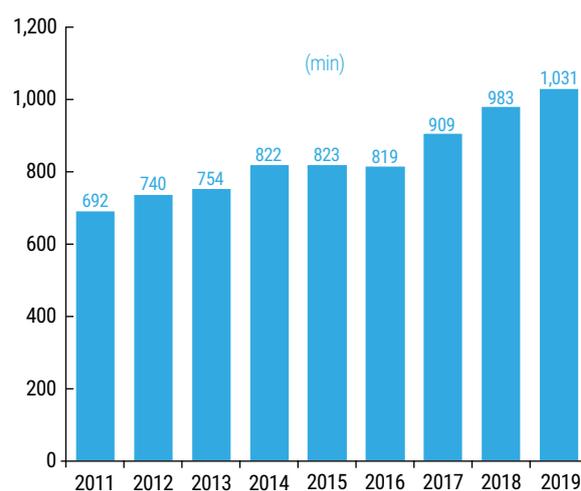
Au-delà de ces deux moteurs, d'autres facteurs vont influencer l'avenir du trafic maritime en Méditerranée : la concurrence du canal de Panama, qui a été agrandi en 2016, avec le canal de Suez (Boske et Harrison 2017), l'évolution de la demande énergétique et la transformation du bouquet énergétique, la mise en œuvre de l'initiative du Réseau transeuropéen de transport (RTE-T) « Autoroutes de la Mer », etc. (Piante et Ody 2015). Le trafic maritime dans le bassin méditerranéen devrait sans aucun doute augmenter. Cependant, tous ces éléments rendent incertaines les estimations quantitatives des projections.

Figure 34. Nombre de navires passant par le canal de Suez dans les deux sens chaque année.



Source des données : SCA - Suez Canal Authority

Figure 35. Tonnes de marchandises passant par le canal de Suez dans les deux sens chaque année.

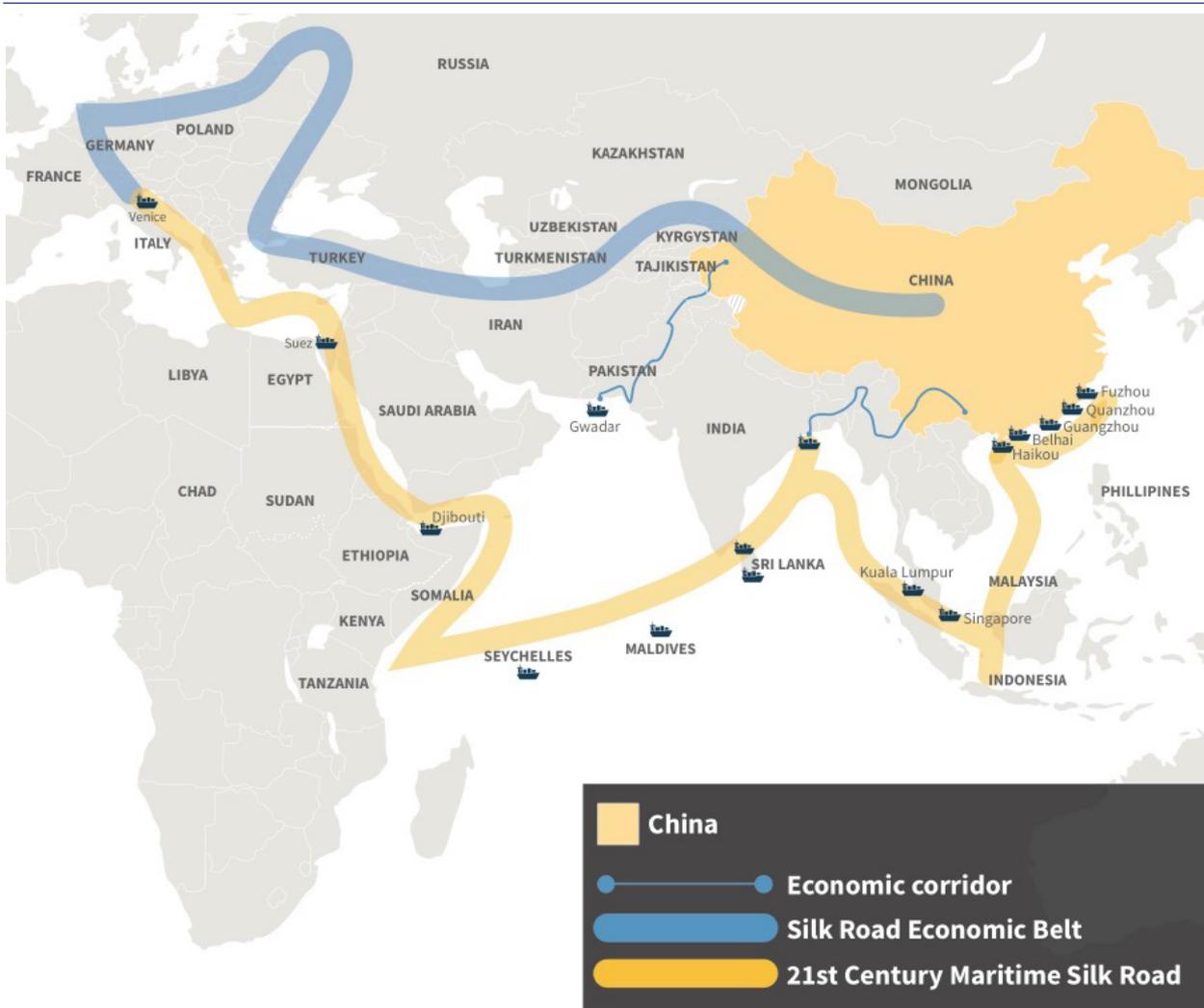


Source des données : SCA - Suez Canal Authority

Selon Varone et Novario (2018), les tendances suivantes peuvent être attendues en Méditerranée :

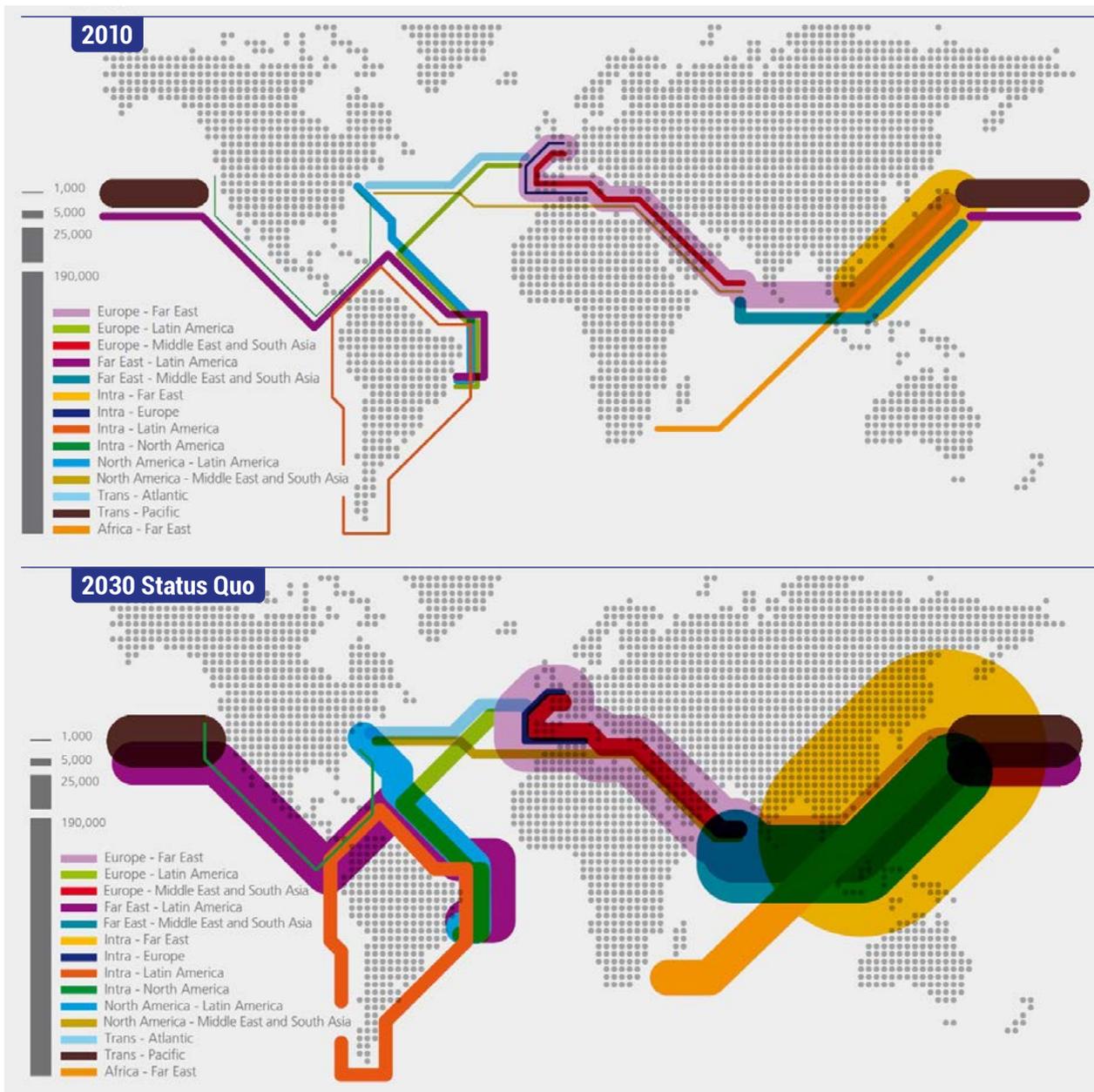
- une augmentation de la part déjà non négligeable du transport maritime à courte distance dans le trafic maritime méditerranéen, y compris pour les échanges entre les pays méditerranéens ;
- une croissance des échanges par porte-conteneurs (Figure 37). Selon DOCKTHEFUTURE (2019), la demande de prise en charge de conteneurs en Europe va augmenter de 2,7 % à 3,1 % à court terme (2018-2021) : le marché de la Méditerranée orientale/mer Noire (avec le marché nordique/balte) sera marqué par des taux légèrement supérieurs (Figure 38) ;
- une intensification du phénomène de gigantisme des porte-conteneurs évoqué précédemment ;
- une augmentation du trafic des marchandises non conteneurisées, y compris du pétrole, des produits chimiques et du GNL. Une hausse du trafic des navires-citernes, en particulier en Méditerranée orientale, en raison de la croissance des routes d'exportation depuis la mer Caspienne et le golfe Persique, ainsi que l'expansion de pipelines existants et la construction de nouveaux (Piante et Ody 2015). La demande croissante de gaz naturel et la récente découverte de nouveaux gisements de gaz offshore en Méditerranée orientale (voir la section 1.1.2) augmenteront également le transport de GNL dans la région ;
- une nette croissance du trafic maritime de passagers stimulée par la hausse du nombre de touristes dans la région.

Figure 36. Nouvelle Route de la soie.



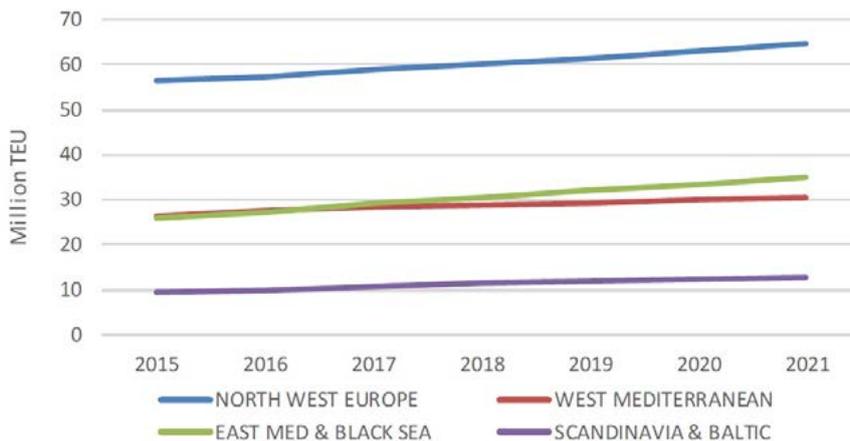
Source : Cai (2017)

Figure 37. Commerce maritime de conteneurs en 2010 et 2030 (1 000 EVP).



Source : Lloyd's Register, QinetiQ et University of Strathclyde (2013)

Figure 38. Prédiction de croissance des conteneurs par région européenne.



Source : DOCKSTHEFUTURE (2019)

Enfin, MEDTRENDS souligne que le transport de passagers devrait continuer à augmenter, conséquence directe de la croissance touristique dans la région. Les croisières devraient aussi augmenter de manière significative. La Méditerranée représente une part croissante des croisières mondiales (17,3 % en 2019, 16,7 % en 2018), ce qui devrait s'accroître dans les années à venir (MedCruise 2018) (Figure 39).

Les projections quantitatives à long terme du commerce maritime en Méditerranée ont été développées très récemment par le REMPEC (2020) en partant de la même hypothèse que pour les scénarios présentés au début de cette section. En 2019, le commerce maritime du vrac sec représentait 34 % du commerce total en Méditerranée, contre 41 % pour le vrac liquide, 14 % pour les marchandises diverses conteneurisées et 7 % pour les marchandises diverses non conteneurisées.

Dans le scénario 1, le commerce maritime de vrac sec affiche la croissance la plus forte en tonnes, tandis que les marchandises conteneurisées enregistrent la croissance la plus rapide. La croissance du vrac liquide ralentit, mais reprend vers la fin de la période. Le commerce des marchandises diverses non conteneurisées diminue légèrement (Figure 40). Le transport de pétrole brut et de produits pétroliers domine le commerce du vrac liquide avec une part de 84 % du total en 2019. La croissance devrait se poursuivre et atteindre un pic vers 2030. Après ce pic, les volumes de pétrole brut baissent jusqu'en 2050, tandis que les volumes de produits pétroliers se maintiennent quelques années avant de baisser. Dans le scénario 1, le commerce maritime de GNL augmente régulièrement.

Figure 39. Flottes de croisière dans le monde (nombre de navires et de couchettes) sur la période 2000-2027.

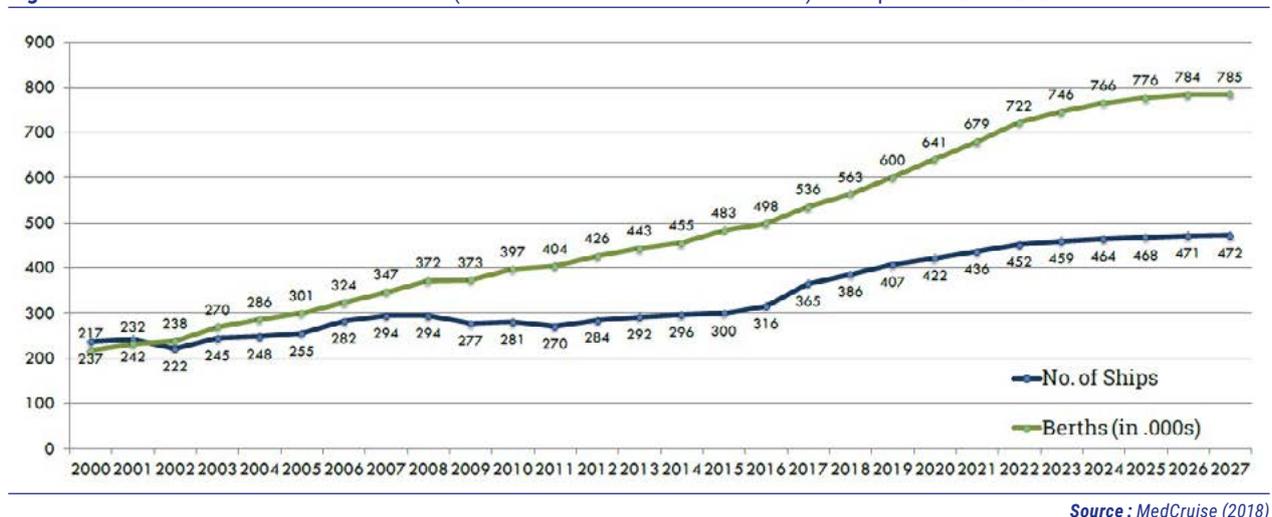


Figure 40. Commerce maritime en Méditerranée 2020-2050, scénario 1, millions de tonnes.

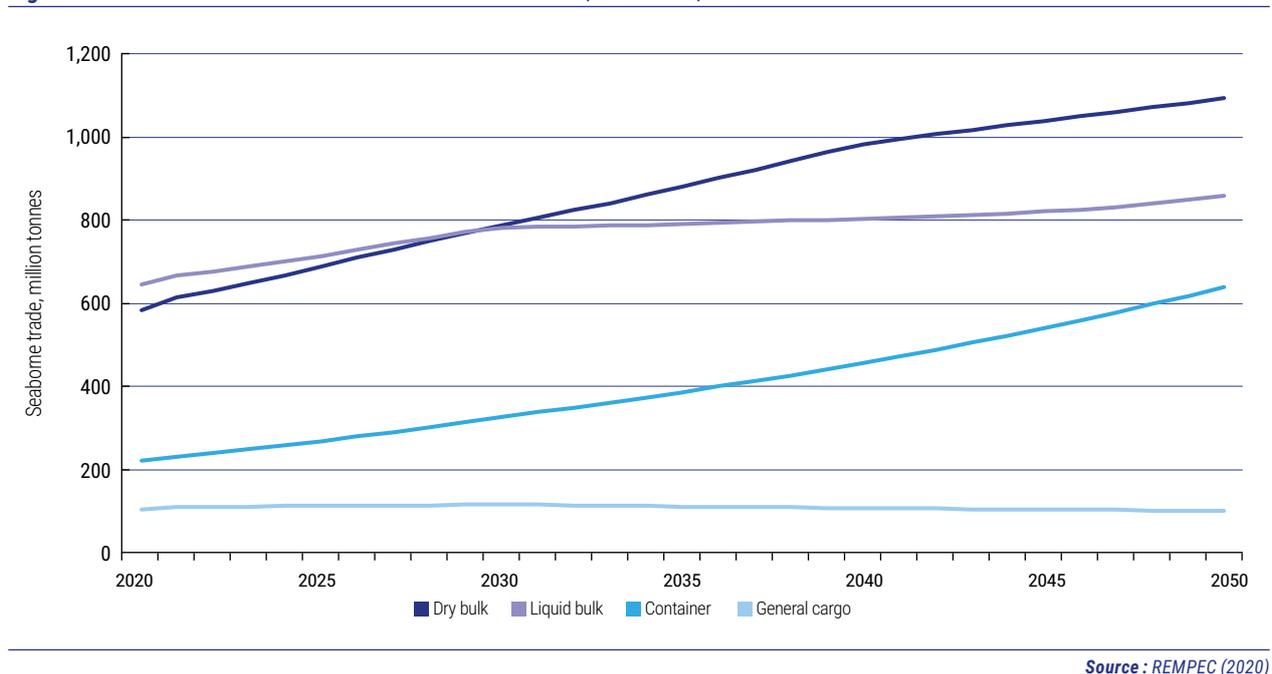
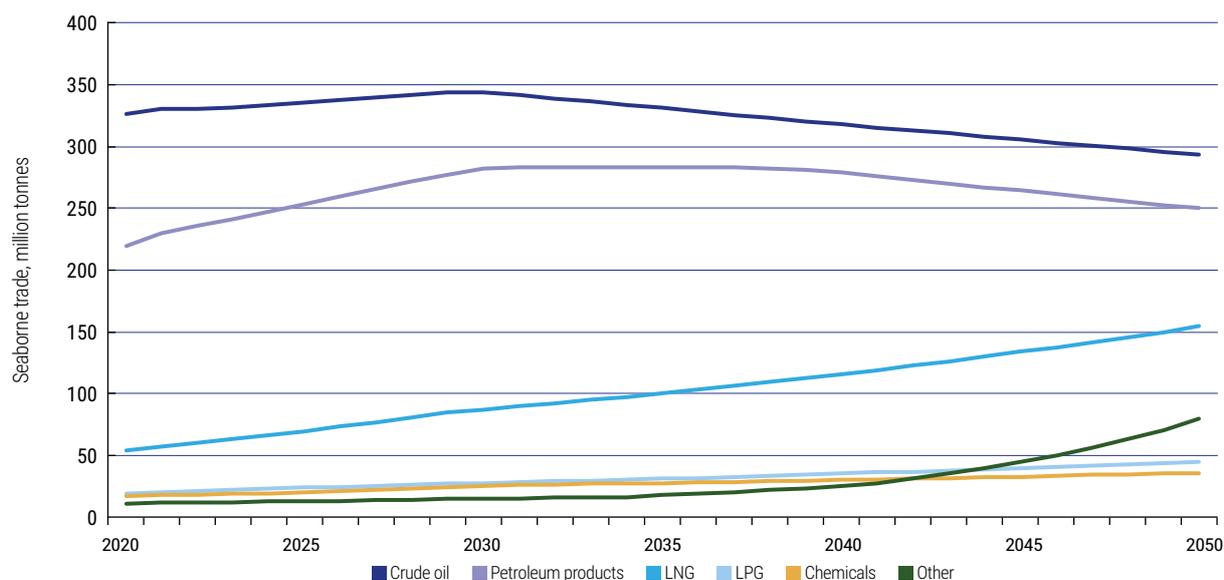


Figure 41. Commerce maritime de vrac liquide en Méditerranée 2020-2050, scénario 1, millions de tonnes.


Source : REMPEC (2020)

Dans le scénario 1, les tpl moyennes des navires augmentent pour tous les types de navires, ce qui ne signifie pas que la taille de tous les navires les plus grands augmente. Ce phénomène est plutôt dû au fait que les nouveaux navires sont plus grands que ceux qu'ils remplacent. On anticipe également une utilisation plus optimisée de la flotte au cours des 30 prochaines années, surtout en ce qui concerne les porte-conteneurs.

Sur les trois années à venir (2025, 2030 et 2050) étudiées dans l'analyse, la flotte méditerranéenne globale (qui comprend les navires faisant escale et ceux passant par le bassin) représente 23 % de la flotte mondiale, ce qui est très proche du chiffre de 2019 (24 %). Le nombre d'escales tend à diminuer (de -11,2 % en 2050 ; Tableau 9),

tandis que le nombre de passages devrait augmenter (+38,2 % en 2050 ; Tableau 10), ce qui confirme le rôle de la Méditerranée dans le commerce maritime mondial (en particulier pour les porte-conteneurs et les vraquiers). Cependant, les tendances futures diffèrent selon les catégories de navires. Dans ce scénario, les vraquiers enregistreraient une hausse à la fois du nombre d'escales et du nombre de passages. Le nombre d'escales des porte-conteneurs devrait être plus ou moins constant, tandis que leurs passages en Méditerranée devraient nettement augmenter. Les escales des autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons et des navires-citernes devraient diminuer, tandis que leurs passages devraient être à peu près stables pour les premiers, ou diminuer pour les navires-citernes.

Tableau 9. Comparaison du nombre d'escales en 2019, 2025, 2030 et 2050 – Scénario 1.

	Escales						
	2019	2025	Diff. 2025-2019	2030	Diff. 2030-2019	2050	Diff. 2050-2019
Vraquiers	25 398	27 681	9,0 %	32 837	29,3 %	38 149	50,2 %
Porte-conteneurs	81 138	79 429	-2,1 %	79 347	-2,2 %	81 375	0,3 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	76 408	77 503	1,4 %	74 586	-2,4 %	54 766	-28,3 %
Navires-citernes	76 243	70 151	-8,0 %	65 263	-14,4 %	54 108	-29,0 %
Navires à passagers	193 770	191 616	-1,1 %	189 404	-2,3 %	174 024	-10,2 %
Total	452 957	446 380	-1,5 %	441 437	-2,5 %	402 422	-11,2 %

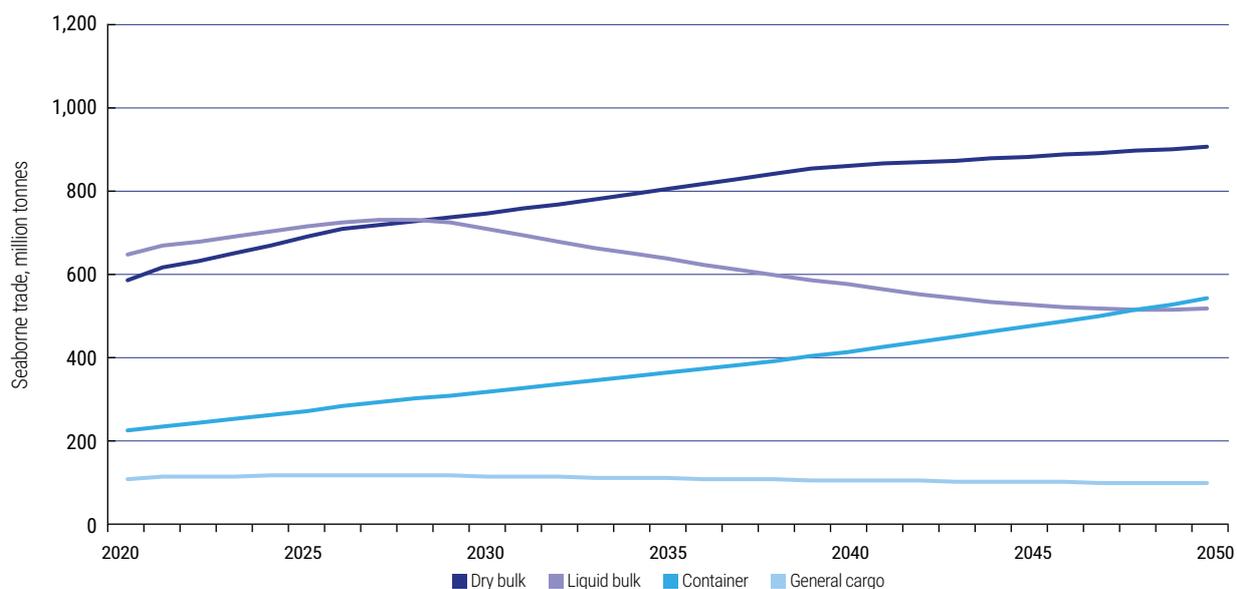
Source des données : REMPEC (2020)

Tableau 10. Comparaison du nombre de passages en 2019, 2025, 2030 et 2050 – Scénario 1. Les passages des navires à passagers ne sont pas pris en compte, car ils sont négligeables en 2019 et inexistantes les années suivantes.

	Passages						
	2019	2025	Diff. 2025-2019	2030	Diff. 2030-2019	2050	Diff. 2050-2019
Vraquiers	1 016	1 152	13,4 %	1 292	27,2 %	1 589	56,4 %
Porte-conteneurs	1 954	2 044	4,6 %	2 201	12,6 %	3 031	55,1 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	559	540	-3,4 %	534	-4,5 %	577	3,2 %
Navires-citernes	1 720	1 697	-1,3 %	1 837	6,8 %	2 058	19,7 %
Total	5 249	5 433	3,5 %	5 864	11,7 %	7 255	38,2 %

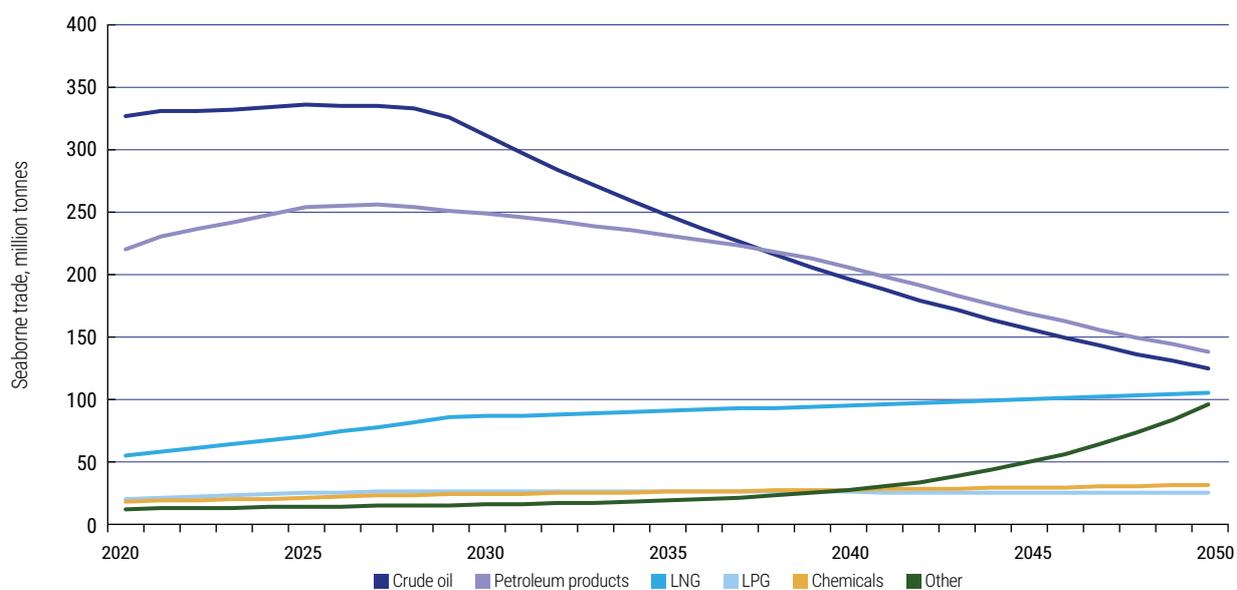
Source des données : REMPEC (2020)

Figure 42. Commerce maritime méditerranéen 2020-2050, scénario 2, millions de tonnes.



Source : REMPEC (2020)

Figure 43. Commerce maritime méditerranéen de vrac liquide 2020-2050, scénario 2, millions de tonnes.



Source : REMPEC (2020)

Dans le scénario 2, le commerce maritime enregistre une croissance plus faible que dans le scénario 1, passant de 1 658 millions de tonnes en 2019 à 2 059 millions de tonnes en 2050. La plus grosse différence concerne le vrac liquide, avec 343 millions de tonnes de moins dans le scénario 2 que dans le scénario 1. La différence est de 187 millions de tonnes de moins pour le vrac sec, 100 millions de tonnes pour les conteneurs, et de 7 millions de tonnes de moins pour les marchandises diverses.

Tandis que le commerce du vrac sec et des conteneurs devrait augmenter, celui des marchandises diverses et du vrac liquide diminuerait selon ce scénario (Figure 42). Le

pétrole brut et les produits pétroliers devraient nettement diminuer, avec une baisse de 316 millions de tonnes. Les autres vracs liquides, principalement les biocarburants, devraient augmenter de 83 millions de tonnes, le GNL de 46 millions de tonnes et les produits chimiques de 12 millions de tonnes.

Dans le scénario 2, les perspectives 2050 montrent un nombre d'escales inférieur de 91 000 par rapport à 2019 (Tableau 11), une nette réduction par rapport aux projections 2050 du scénario 1. Les différences sont importantes selon le type et la taille des navires. Il y a environ 12 500 escales de moins pour les porte-conteneurs

Tableau 11. Comparaison du nombre d'escales en 2019, 2025, 2030 et 2050 – Scénario 2.

	Escales						
	2019	2025	Diff. 2025-2019	2030	Diff. 2030-2019	2050	Diff. 2050-2019
Vraquiers	25 398	27 681	9,0 %	31 070	22,3 %	31 619	24,5 %
Porte-conteneurs	81 138	79 429	-2,1 %	76 340	-5,9 %	68 678	-15,4 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	76 408	77 503	1,4 %	71 516	-6,4 %	51 133	-33,1 %
Navires-citernes	76 243	70 151	-8,0 %	59 441	-22,0 %	36 533	-52,1 %
Navires à passagers	193 770	191 616	-1,1 %	189 404	-2,3 %	174 024	-10,2 %
Total	452 957	446 380	-1,5 %	427 771	-5,6 %	361 987	-20,1 %

Source des données : REMPEC (2020)

Tableau 12. Comparaison du nombre de passages en 2019, 2025, 2030 et 2050 – Scénario 2. Les passages des navires à passagers ne sont pas pris en compte, car ils sont négligeables en 2019 et inexistantes les années suivantes.

	Passages						
	2019	2025	Diff. 2025-2019	2030	Diff. 2030-2019	2050	Diff. 2050-2019
Vraquiers	1 016	1 152	13,4 %	1 227	20,8 %	1 244	22,4 %
Porte-conteneurs	1 954	2 044	4,6 %	2 123	8,6 %	2 555	30,8 %
Autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons	559	540	-3,4 %	520	-7,0 %	537	-3,9 %
Navires-citernes	1 720	1 697	-1,3 %	1 679	-2,4 %	1 268	-26,3 %
Total	5 249	5 433	3,5 %	5 549	5,7 %	5 604	6,8 %

Source des données : REMPEC (2020)

(comparaison 2019-2050), tandis que les escales des navires-citernes (en particulier les pétroliers et les chimiquiers) sont en nette baisse (-52 %). Dans ce scénario, tandis que le nombre de navires charbonniers baisse drastiquement, il est compensé par la croissance du transport de céréales, d'acier et de divers minerais, ce qui crée une augmentation des escales due aux vraquiers. Dans le scénario 2, le nombre de navires traversant la Méditerranée sans faire escale est sensiblement le même qu'en 2019, avec une légère hausse (+6,8 % en 2050), mais bien plus limitée que celle du scénario 1. Le nombre de passages tend à augmenter pour les vraquiers et les porte-conteneurs et à baisser pour les autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons, en particulier pour les navires-citernes.

Pour toutes les années à venir étudiées (2025, 2030 et 2050) dans l'analyse, la flotte méditerranéenne globale (incluant les navires faisant escale et ceux traversant le bassin) représente 23 % de la flotte mondiale, une valeur très proche de celle de 2019 (24 %) et égale à celle du scénario 1.

3.1.2. Pétrole et gaz offshore

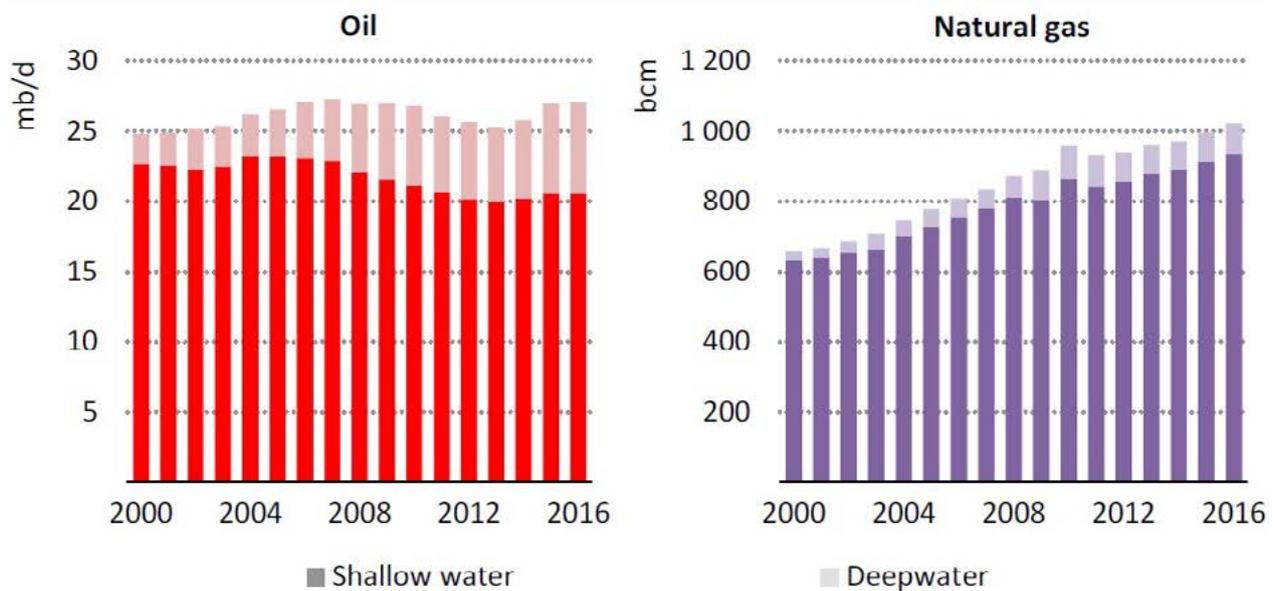
3.1.2.1. Présentation

Les activités offshore constituent une composante importante de la production mondiale de pétrole et de gaz naturel. Plus d'un quart de la production mondiale de gaz

et de pétrole a lieu au large, principalement en mer du Nord, au Moyen-Orient, dans la zone maritime située au large du Brésil, dans le golfe du Mexique et dans la mer Caspienne. À l'échelle mondiale, la production de pétrole offshore est stable depuis 2000, tandis que la production de gaz naturel offshore n'a cessé d'augmenter (de plus de 50 %) (Figure 44) (AIE 2018). La Figure 44 montre aussi que la production de pétrole offshore a été partiellement déplacée vers les eaux profondes pour maintenir la production autour de 25 mb/j. Lors de cette dernière décennie, les plus gros gisements de pétrole et de gaz offshore ont été découverts dans les eaux profondes (profondeur supérieure à 400 m), qui représentaient aussi plus de 50 % des gisements de pétrole et de gaz conventionnels découverts. Plus de la moitié des ressources en hydrocarbures offshore récemment découvertes était du gaz, dont les grands champs de Zohr et Leviathan en Méditerranée orientale (AIE 2018).

Par rapport aux autres régions, la Méditerranée peut être considérée comme un producteur relativement modeste de pétrole et de gaz offshore, même si l'histoire de cette activité remonte au début du 20^e siècle (Kostianov et Carpenter 2018). Aujourd'hui, les principaux producteurs de pétrole offshore en Méditerranée sont l'Égypte et la Libye. En effet, comme nous l'évoquerons ensuite, en Égypte, la grande majorité des gisements de pétrole offshore et les plus importants (par ex., El Morgan, 2 700 Mmmbbl de réserve de pétrole ; October, 1 150 Mmmbbl ; Ramadan, 1 000 Mmmbbl) se trouvent dans

Figure 44. Tendence de la production mondiale offshore de pétrole et de gaz naturel sur la période 2000-2016 [mb/d (mb/j) = million de barils par jour ; bmc (mmc) = milliard de mètres cubes].



Source : AIE (2018)

le golfe de Suez ⁽¹⁰⁾ (voir la Figure 49 et le Tableau 13). D'autres pays comme l'Italie et la Tunisie (ainsi que la Grèce et l'Espagne dans une moindre mesure) contribuent avec une production plus marginale (Figure 56). L'Égypte est aussi le plus gros producteur de gaz offshore en Méditerranée (la majorité et les plus grands des gisements se trouvent au large de la côte nord du pays), historiquement suivi de l'Italie. Ces dernières années, la production de gaz naturel offshore italienne a nettement baissé, tandis que la production d'Israël a beaucoup augmenté, en particulier grâce à la découverte et à l'exploitation de l'important champ gazier Leviathan (Figure 58). La Libye, la Croatie et la Tunisie contribuent de façon marginale à la production de gaz naturel offshore dans le bassin méditerranéen. Cependant, dans les années à venir, d'autres pays de Méditerranée orientale devraient entrer sur le marché de la production de gaz offshore, notamment Chypre où de vastes gisements de gaz offshore ont récemment été découverts.

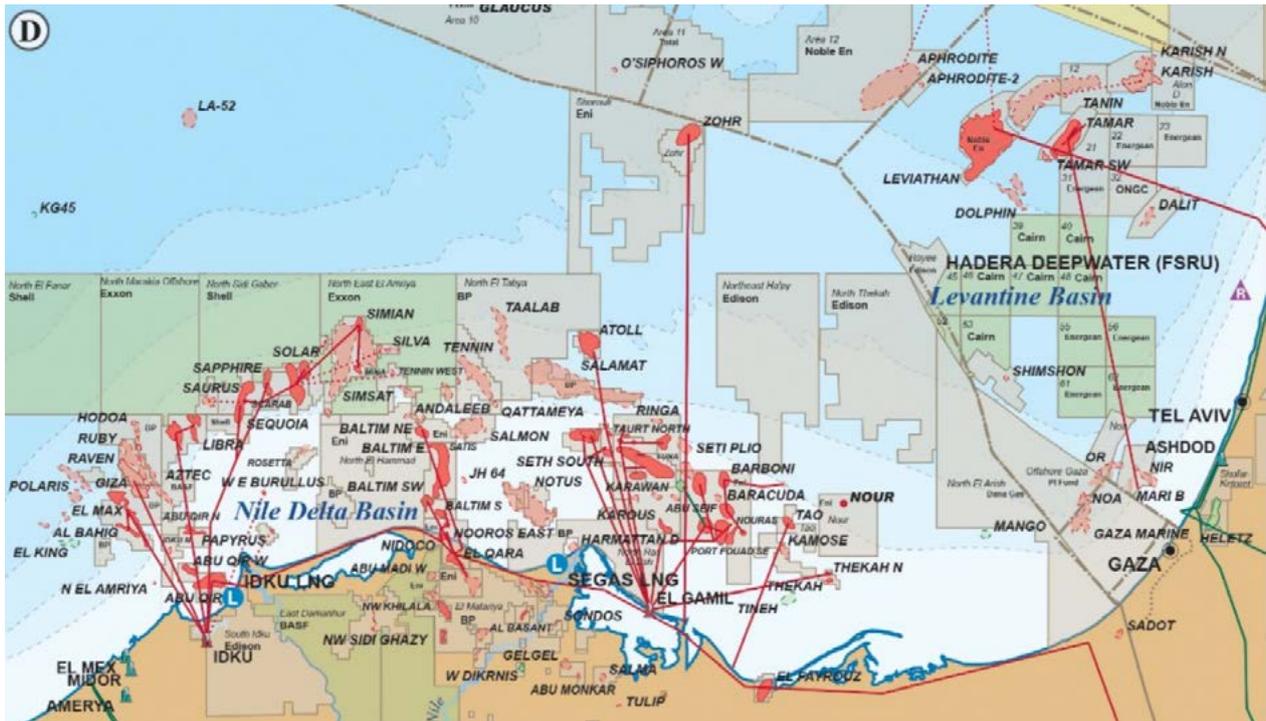
Selon la base de données disponible via le Clarksons Research Offshore Intelligence Network (OIN), qui a été utilisée pour cette étude, d'autres pays méditerranéens n'ont pas encore de production offshore notable de pétrole et/ou de gaz. Certains d'entre eux ont eu des activités de forage par le passé (par ex., la France et Chypre) ou en prévoient (par ex., Chypre et Malte) (Piante et Ody 2015). Des explorations pétrolières et gazières ont aussi lieu le long des côtes d'autres états méditerranéens comme l'Algérie et la Turquie (Kostianov et Carpenter 2018).

Quatre zones majeures de production de pétrole et de gaz peuvent être actuellement identifiées dans le bassin méditerranéen : (i) le sud du bassin Levantin où ont lieu les productions offshore égyptienne et israélienne (surtout de gaz), (ii) le canal de Sicile (activités italiennes et turques), (iii) le golfe de Gabès (Tunisie) et la zone maritime libyenne avoisinante, et (iv) le nord de l'Adriatique, où se concentrent la majorité des activités gazières offshore italienne et la production gazière croate. Les activités pétrolières et gazières offshore de la Grèce se concentrent dans la zone maritime face à Kavala, dans le nord de la mer Égée, tandis que la production pétrolière offshore de l'Espagne se trouve dans les gisements offshore de Tarragone. Des concessions ont été signées pour le forage des eaux du Monténégro en 2016. Les forages devaient commencer en février 2021 (auparavant programmés pour août 2020, mais décalés en raison de la crise du COVID-19).

Clarksons Research a récemment publié (janvier 2020) une carte détaillée des activités pétrolières et gazières et des concessions en Méditerranée. Les chiffres ci-dessous, extraits de la carte Clarksons Research, illustrent les activités pétrolières et gazières offshore des quatre principales zones de la Méditerranée. Compte tenu de leur importance pour la production pétrolière égyptienne et leur lien direct avec la Méditerranée (via le canal de Suez), la carte des activités offshore dans le golfe de Suez est aussi reprise (Figure 49). La Figure 50 illustre la légende commune à toutes les cartes.

(10) Les données disponibles dans la base de données du Clarksons Research Offshore Intelligent Network (OIN) permettent de différencier les gisements égyptiens offshore situés en Méditerranée et ceux situés dans le golfe de Suez. Cependant, les données de la production de pétrole et de gaz sont agrégées et ne permettent pas de différencier ces deux volets de l'activité offshore.

Figure 45. Activité pétrolière et gazière et concessions dans le sud du bassin Levantin.



Source : Clarksons Research OIN, données cartographiques correctes en janvier 2020

Figure 46. Activité pétrolière et gazière et concessions dans le canal de Sicile.



Source : Clarksons Research OIN, données cartographiques correctes en janvier 2020

Figure 49. Activité pétrolière et gazière et concessions dans le golfe de Suez.



Source : Clarksons Research OIN, données cartographiques correctes en janvier 2020

Figure 50. Légende des cartes de la Figure 45 à la Figure 48.

General Legend (Map data correct as of January 2020)

Fields by Status

Active/Construction/Potential/Defunct

- Oil
- Gas
- New field discoveries Since January 2019

Pipelines by Status

Active or Completed/Construction/Potential

- Oil
- Oil
- Gas
- Gas

- Available blocks
- Concession held
- On offer
- Recently awarded
- Under negotiation

- Oil refinery
- Gas processing
- Oil terminal
- Gas terminal
- Oil & Gas terminal
- LNG Export active / proposed
- LNG Import active / proposed
- FSO / FPSO
- Fixed platform
- Towns
- Capital city

Depths below sea level (m)

- 0 - 200
- 200 - 500
- 500 - 1,000
- 1,000 - 1,500
- 1,500 - 2,000
- 2,000 - 3,000
- 3,000 - 4,000
- 4,000 - 5,000
- Over 5,000

Map Projection:
Latitude/Longitude (WGS84)

Darker shaded countries represent the relevant Clarkson Oil Producing Region (OPR); countries with offshore fields and data for which are included in the tables and graphs. Field reserve data may be based on estimates where confirmed 2P reserves are not available.

Source : Clarksons Research OIN, données cartographiques correctes en janvier 2020

Clarksons Research OIN répertorie un total de 323 champs offshore en Méditerranée, la plupart étant des gisements gaziers (243). L'analyse de la répartition des gisements confirme que la majorité de la production pétrolière se concentre dans le golfe de Suez. Les chiffres fournis dans le Tableau 13 ont été extraits de la base de données « Fields & Platforms » (Champs et plates-formes) de l'OIN en sélectionnant tous les champs de chaque pays. Le type de gisement (gaz, pétrole, mixte gaz-pétrole) a été vérifié à chaque fois, puisque cette information n'est pas incluse dans le tableau global pouvant être exporté pour chaque pays.

Le statut des champs de pétrole, de gaz et mixtes en Méditerranée (ne tenant donc compte que des champs situés dans le bassin) est représenté dans les graphiques de la Figure 51 à la Figure 53. 44 % des gisements de gaz ont le statut « en production », tandis que 36 % sont classés comme « découverte ». 33 % des gisements de pétrole et 50 % des gisements mixtes sont considérés « en production », avec une part significative classée comme « découverte » (respectivement 47 % et 33 %). Sur les 78 gisements enregistrés dans le golfe de Suez (tous les gisements de pétrole ou mixtes pétrole-gaz), 58 (74 %) sont considérés « en production ».

Tableau 13. Nombre de gisements de pétrole et de gaz offshore pour chaque pays méditerranéen. Il convient de noter que certains pays possèdent des gisements en dehors de la Méditerranée. Les chiffres sont fournis à des fins d'exhaustivité de l'information. Le nombre total des gisements méditerranéens tient seulement compte de ceux situés dans le bassin (zones maritimes indiquées en bleu).

Pays	Zone maritime	Gisements gaziers	Gisements pétroliers	Gisements pétroliers et gaziers	Total
Albanie	Mer Adriatique	1	0	0	1
Croatie	Mer Adriatique	9	0	0	9
Chypre	Méditerranée orientale	4	0	0	4
Égypte	Golfe de Suez	0	66	12	78
Égypte	Méditerranée orientale	90	3	3	96
France	Côte atlantique	0	4	0	4
Grèce	Mer Égée	2	6	0	8
Grèce	Mer Ionienne	0	0	1	1
Israël	Méditerranée orientale	14	0	1	15
Italie	Mer Adriatique	92	7	4	103
Italie	Mer Ionienne	4	0	0	4
Italie	Méditerranée centrale	3	6	1	10
Liban	Méditerranée orientale	1	0	0	1
Libye	Méditerranée centrale	15	7	3	25
Maroc	Côte atlantique	1	3	0	4
Espagne	Côte atlantique	2	0	0	2
Espagne	Méditerranée occidentale	1	12	0	13
Tunisie	Méditerranée centrale	7	19	5	31
Turquie	Mer Noire	10	0	0	10
Turquie	Mer de Marmara	1	0	0	1
Turquie	Méditerranée orientale	0	2	0	2
Total en Méditerranée		243	62	18	323
Total		257	135	30	422

Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

Figure 51. Statut des gisements gaziers offshore en Méditerranée.

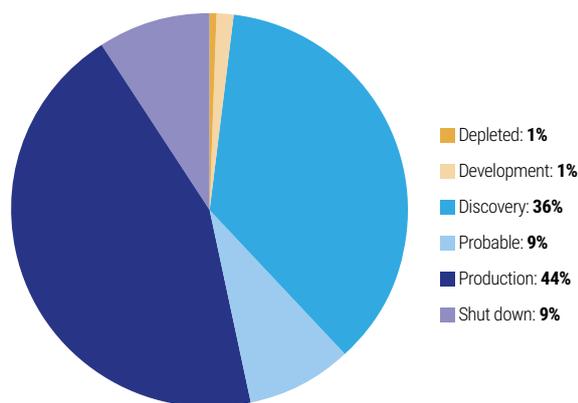


Figure 52. Statut des gisements pétroliers offshore en Méditerranée.

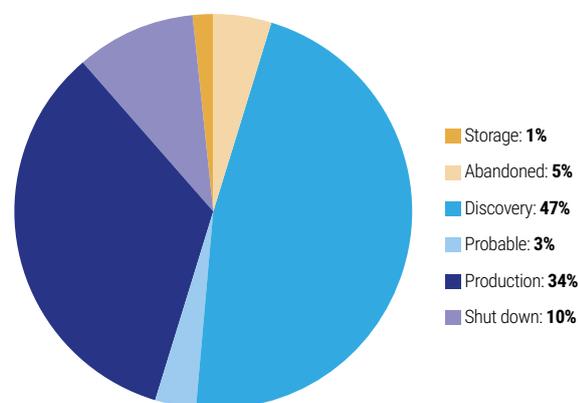
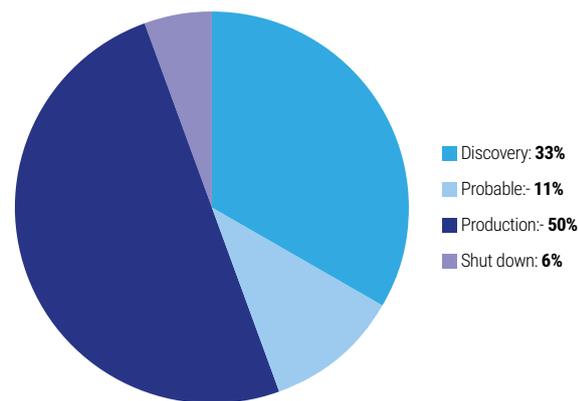


Figure 53. Statut des gisements mixtes pétrole-gaz offshore en Méditerranée.



Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

La grande majorité des gisements offshore connus se concentre dans les eaux peu profondes, qui sont définies par Clarksons Research OIN comme des zones d'une profondeur < 500 m : 81 % des gisements gaziers, 95 % des gisements pétroliers et 72 % des gisements mixtes. Une part constante des gisements en eaux peu profondes se trouve dans des zones d'une profondeur inférieure à 100 m (respectivement 65 %, 58 % et 55 %). Les 78 gisements

pétroliers ou mixtes du golfe de Suez se trouvent en eaux très peu profondes (profondeur maximale de 85 m, profondeur moyenne de 38 m). Relativement, un nombre significatif de gisements gaziers (32) se trouve en eaux profondes, voire très profondes (13). Cela est dû à l'expansion récente du secteur aux grandes profondeurs, en particulier dans le bassin Levantin où ont été découverts ces dernières années d'importants gisements gaziers, dont : Zohr (Égypte, 1 450 m, 22 000 Gpi³, découvert en 2015), Leviathan (Israël, 1 645 m, 21 930 Gpi³, découvert en 2010), Tamar (Israël, 1 677 m, 10 970 Gpi³, découvert en 2009), Karish North (Israël, 1 750 m, 9 000 Gpi³, découvert en 2019), Calypso (Chypre, 2 074 m, 7 000 Gpi³, découvert en 2018) et Glaucus (Chypre, 2 063 m, 4 550 Gpi³, découvert en 2019). La tendance du secteur gazier à explorer les profondeurs est aussi évidente dans la Figure 54.

Il n'y a pas de tendance similaire pour les gisements pétroliers. Le nombre de gisements en eaux profondes (6) et de gisements en eaux très profondes (2) contenant du pétrole (y compris mixtes) est très limité. De plus, il n'y a pas eu de découverte majeure pour le secteur pétrolier offshore depuis 2010 (Figure 54 ; en 2010, le gisement Leviathan de 600 Mmbbl de pétrole a été découvert).

Tableau 14. Nombre de gisements offshore en eaux peu profondes (< 500 m), en eaux profondes (> 500 m et < 1 500 m) et en eaux très profondes (> 1 500 m).

	Nombre	Profondeur moyenne
Gaz - Eau peu profonde	198	80
Gaz - Eau profonde	32	832
Gaz - Eau très profonde	13	1 790
Pétrole - Eau peu profonde	59	93
Pétrole - Eau profonde	3	808
Pétrole - Eau très profonde	0	0
Pétrole/Gaz - Eau peu profonde	13	77
Pétrole/Gaz - Eau profonde	3	690
Pétrole/Gaz - Eau très profonde	2	2 044

Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

La grande majorité des gisements connus (230) est située à plus de 12 milles marins (qui est généralement la limite des eaux territoriales), dont 20 gisements situés à plus de 100 km de la côte. En réalité, la répartition des gisements près des côtes (< 12 milles marins) et offshore (> 12 milles marins) change en fonction des caractéristiques des différents sous-bassins versants. Dans l'Adriatique, relativement étroite et peu profonde, environ 41 % (46 sur 113) des gisements connus sont près des côtes. En Méditerranée orientale, les gisements en dehors des 12 milles marins représentent 88 % des gisements (104 sur 118). Tous les gisements offshore sauf un, dans le golfe de Suez, sont situés près des côtes en raison de la conformation géomorphologique de cette zone maritime.

La base de données Clarkson Research OIN fournit des informations sur les volumes des gisements de pétrole et de gaz, mais seulement pour moins de 50 % des gisements offshore enregistrés. Le Tableau 15 et le Tableau 16 illustrent la répartition des gisements de gaz et de pétrole par classes de volumes en Méditerranée, en ne tenant compte que des gisements avec les statuts « découverte », « production », « développement » ou « probable ». L'analyse des données disponibles montre qu'un grand nombre de gisements pétroliers sont de petites dimensions (30,4 % ont des réserves comprises entre 1 et 50 Mmbbl), tandis que les gisements gaziers tendent à être mieux répartis sur les différentes classes de volumes de réserve.

Tableau 15. Nombre et pourcentage de gisements pétroliers par classes de volumes de réserve de pétrole ; données exprimées en millions de barils (Mmbbl).

	Nombre de gisements	% de gisements
Pas de données	36	52,2 %
1-50 Mmbbl	21	30,4 %
51-100 Mmbbl	2	2,9 %
101-200 Mmbbl	5	7,2 %
201-500 Mmbbl	3	4,3 %
> 500 Mmbbl	2	2,9 %

Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

Les plates-formes offshore sont des structures comprenant des installations dédiées à l'exploration, l'extraction, le stockage, voire le traitement du pétrole et du gaz des gisements offshore. Les grands gisements peuvent avoir plusieurs plates-formes. Clarkson Research OIN répertorie 432 plates-formes offshore en Méditerranée et dans le golfe de Suez (à la différence des gisements offshore, les données sur les plates-formes offshore égyptiennes ne sont pas désagrégées selon les deux zones) (Tableau 17). La grande majorité des plates-formes est possédée par l'Égypte (53 %) et l'Italie (33 %). Les plates-formes sont encore très largement actives (375, 86,8 %), tandis que

43 (9,9 %) sont classées comme « arrêtées ». Un nombre marginal de plates-formes affiche un statut différent : démantelée (3 plates-formes en Italie), installée (2), probable (7), perte totale (1) et en construction au terminal (1).

Tableau 16. Nombre et pourcentage de gisements gaziers par classes de volumes de réserve de gaz ; données exprimées en milliards de pieds cubes (Gpi³).

	Nombre de gisements	% de gisements
Pas de données	123	52,1 %
1-100 Gpi³	31	13,1 %
101-500 Gpi³	37	15,7 %
501-1 000 Gpi³	19	8,1 %
1 001-5 000 Gpi³	22	9,3 %
> 5 000 Gpi³	4	1,7 %

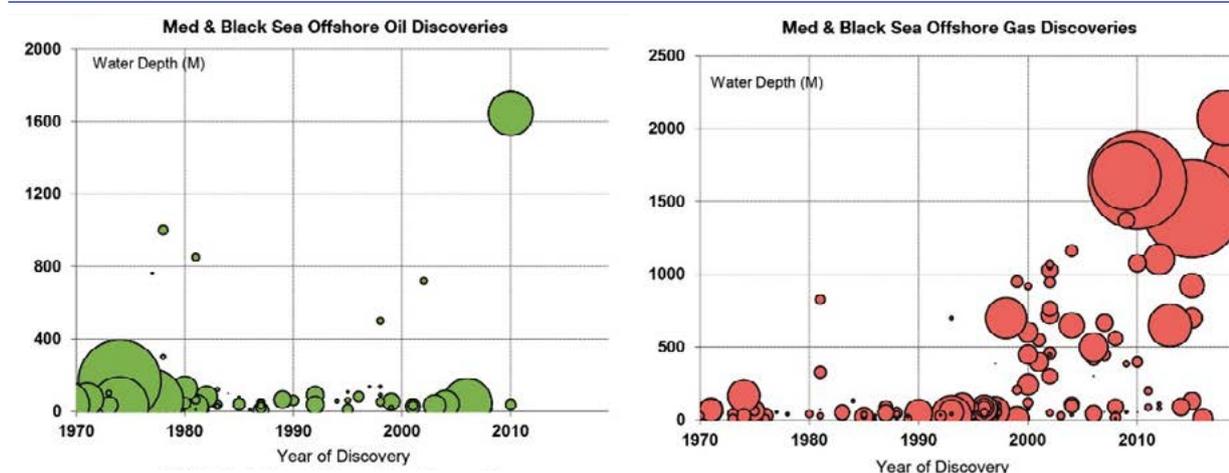
Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

Tableau 17. Nombre de plates-formes offshore pour chaque pays méditerranéen. Il convient de noter que l'Égypte a des plates-formes situées en Méditerranée orientale et dans le golfe de Suez.

Pays	Nombre de plates-formes
Croatie	20
Égypte	229
Grèce	7
Israël	3
Italie	143
Libye	7
Espagne	3
Tunisie	19
Turquie	1

Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 8 juin 2020

Figure 54. Découverte de pétrole et de gaz offshore en Méditerranée ; la taille des cercles est proportionnelle à la taille du gisement découvert.



Source : Clarksons Research OIN, graphique inclus dans la carte du pétrole et du gaz en Méditerranée ; données de janvier 2020

3.1.2.2. Oléoducs et gazoducs

Les fonds méditerranéens sont parcourus de nombreux pipelines. Beaucoup d'entre eux relient au continent les gisements et les plates-formes de gaz offshore et de pétrole offshore, dans une moindre mesure. Les pays méditerranéens de l'Union européenne sont une importante zone de passage pour le pétrole et le gaz en connectant la production de l'Afrique du Nord et, à l'avenir, la Méditerranée orientale, à la demande européenne. Le pétrole est principalement transporté par les navires-citernes, tandis que plusieurs pipelines de gaz naturel reposent dans les fonds méditerranéens (Piante et Ody 2015), en particulier :

- le gazoduc Tanger (Algérie) – Tarifa dans le détroit de Gibraltar. Il fait partie du gazoduc Maghreb-Europe (GME ; aussi appelé gazoduc Pedro Duran Farrell) qui relie le gisement terrestre d'Hassi R'mel en Algérie à Cordoue en Espagne, via le Maroc. Il alimente l'Espagne, le Portugal et le Maroc en gaz naturel algérien ;
- le gazoduc Megdaz, qui part du gisement d'Hassi R'mel en Algérie, et traverse la mer d'Alboran entre le port de Béni Saf (Algérie) et la ville d'Almería (Espagne) ;
- le gazoduc des Baléares, qui transporte du gaz naturel de la ville de Denia en Espagne vers Ibiza et Majorque dans les Baléares, les intégrant ainsi dans le système gazier espagnol ;
- le gazoduc transméditerranéen, une infrastructure importante qui part, comme d'autres précédemment citées, du gisement d'Hassi R'mel en Algérie, passe en Tunisie dans la région du cap Bon, d'où il traverse le canal de Sicile pour rejoindre la côte italienne de Mazara del Vallo. Il continue ensuite le long de la Sicile et passe par le détroit de Messine pour atteindre le nord de l'Italie ;

- le gazoduc Greenstream, qui va de l'ouest de la Libye au port de Gela en Sicile (Italie) ;
- le gazoduc Arish-Ashkelon qui relie le gazoduc arabe à Israël à partir d'El-Arich. C'est un système de pipelines terrestres qui exporte le gaz égyptien vers la Jordanie, la Syrie et le Liban, avec des sections immergées et terrestres depuis et vers Israël. Le gazoduc Arish-Ashkelon est la section immergée de ce système complexe reliant l'Égypte et Israël.

Des pipelines de gaz naturel plus courts relient les terminaux de GNL offshore au continent, comme le terminal de GNL FSRU Toscana en face de la côte italienne entre Livourne et Pise, et le terminal de GNL de l'Adriatique qui se situe en face du delta du Pô en Italie.

En plus des pipelines existants, d'autres pipelines importants devraient augmenter l'approvisionnement en gaz de l'Europe :

- le gazoduc de la Méditerranée orientale (EastMed) a pour objectif de relier les grands gisements de gaz naturel offshore du bassin Levantin (en particulier les gisements Leviathan et Aphrodite, respectivement en Israël et à Chypre) à la Grèce continentale, via Chypre et la Crète. Le projet prévoit aussi l'extension du gazoduc (appelé Poseidon) à travers la mer Ionienne depuis Igoumenitsa en Grèce vers les Pouilles en Italie ;
- le projet de gazoduc trans-adriatique (TAP) a pour objet de relier l'Italie (et potentiellement le reste de la Méditerranée occidentale) aux importantes réserves de gaz de la mer Caspienne. La section immergée du gazoduc devrait relier les Pouilles en Italie à l'Albanie. Le gazoduc terrestre devrait ensuite traverser le nord de la Grèce jusqu'à la frontière turque, où il devrait

Figure 55. Oléoducs et gazoducs actifs et en projet en Méditerranée.



Source : Clarksons Research OIN ; carte récupérée le 9 juin 2020

rejoindre le gazoduc transanatolien (TANAP) et le gazoduc Bakou-Tbilissi-Erzurum ;

- enfin, le gazoduc GALSI (en italien : Gasdotto Algeria Sardegna Italia) est un projet de gazoduc mixte immergé et terrestre qui devrait exporter le gaz algérien vers le nord de l'Italie via une route alternative aux routes existantes. Le gazoduc partirait du gisement d'Hassi R'mel en Algérie. La première section sous-marine connecterait la côte algérienne au sud de la Sardaigne en Italie. Le gazoduc traverserait la Sardaigne pour être de nouveau immergé entre Olbia (nord de la Sardaigne) et Piombino en Toscane.

En dehors des pipelines reliant les gisements offshore au continent, aucun oléoduc majeur n'est présent en Méditerranée.

3.1.2.3. Tendances historiques

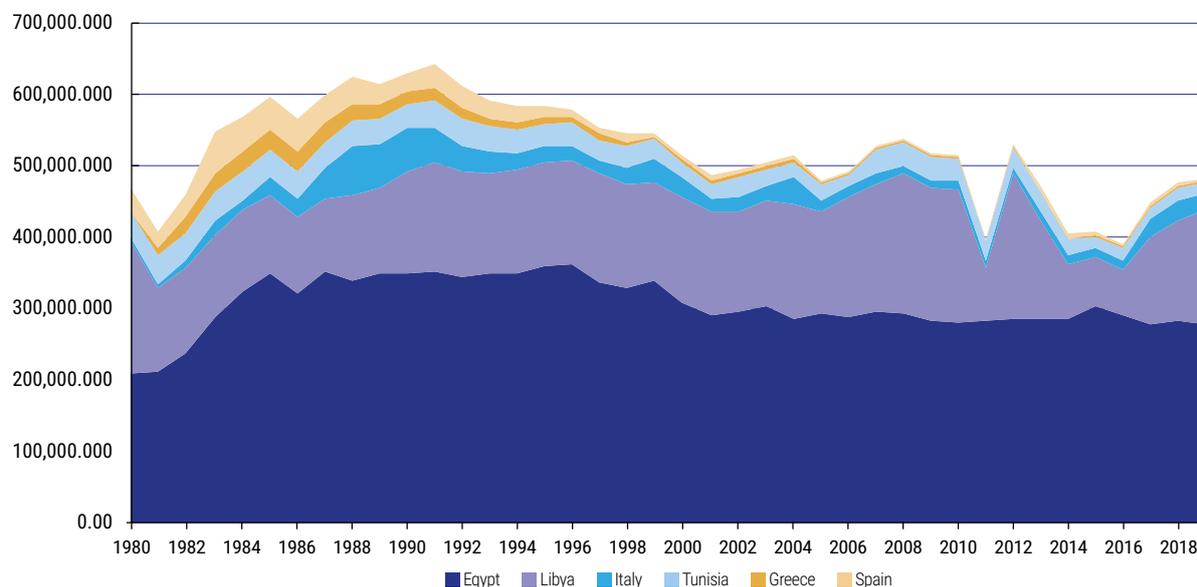
La base de données Clarksons Research OIN fournit des données historiques sur la production de pétrole et de gaz offshore pour la région productrice de la Méditerranée (Mediterranean producing region), qui englobe la Méditerranée, la mer Noire et la mer Caspienne (Clarksons Research 2020). Pour produire des tendances historiques exclusivement axées sur la Méditerranée, les données nationales sur la production de pétrole et de gaz ont été récupérées à partir du jeu de données de Clarksons Research. Selon ce jeu de données, sur la période 1980-2019 :

- les pays suivants produisent du pétrole et du gaz offshore en Méditerranée : Égypte, Italie, Libye et Tunisie. Les données fournies par Clarksons Research pour l'Égypte comprennent la production de pétrole et de gaz offshore en Méditerranée et dans le golfe de Suez. Les productions des deux régions maritimes de l'Égypte ne peuvent pas être distinguées. Par conséquent, les tendances historiques méditerranéennes reconstituées comprennent ces deux régions ;
- la Grèce et l'Espagne ont une production offshore de pétrole, mais pas de gaz ;

- Israël et la Croatie ont une production offshore de gaz, mais pas de pétrole ;
- les pays suivants n'ont pas de production offshore : Algérie, Albanie, Bosnie-Herzégovine, Chypre, Liban, Malte, Monaco, Monténégro, Maroc, Slovénie et Syrie ;
- en France, la production pétrolière offshore vient de gisements situés dans le bassin d'Arcachon et de zones avoisinantes. Les données de la production offshore française n'ont pas été utilisées pour développer la tendance historique en Méditerranée ;
- la production offshore de gaz de la Turquie se trouve dans la mer Noire (et est marginale par rapport à celle des autres pays). Elle n'a donc pas été prise en compte pour le développement de cette série chronologique méditerranéenne.

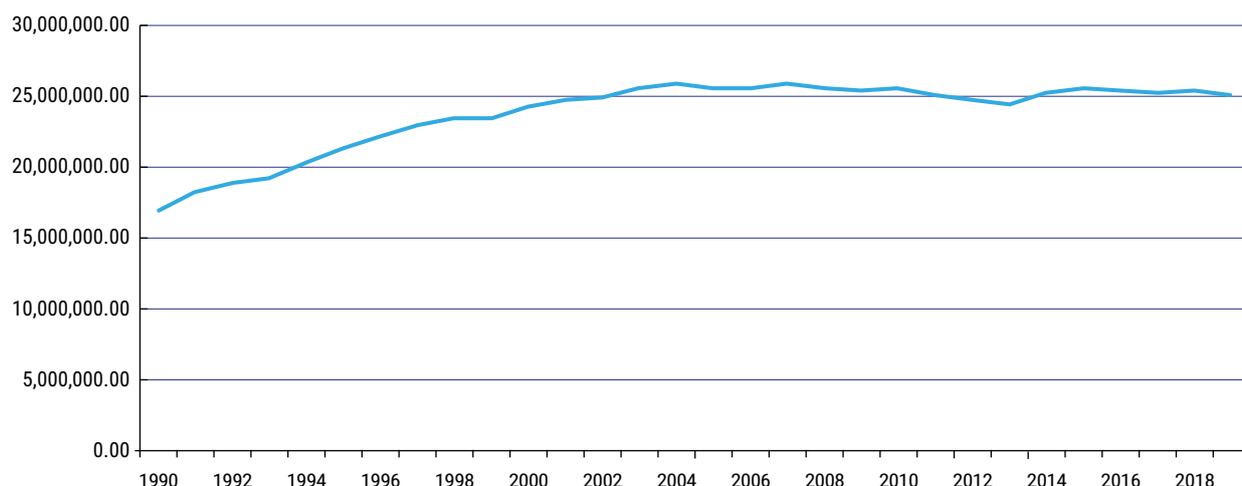
Le graphique de la Figure 56 reproduit la tendance historique de la production pétrolière offshore en Méditerranée. Sur la période 1980-2019, la production pétrolière offshore a varié, avec un pic au début des années 90 du siècle dernier, suivi d'une baisse entre 1991 et 2001. Depuis 2001, la production est marquée par une grande irrégularité et varie entre un minimum d'environ 387 100 b/j (2016) et un maximum d'environ 532 300 b/j (2008), avec une valeur moyenne de 473 800 b/j. À l'échelle mondiale (Figure 57), la production est restée globalement stable depuis 2001, avec une moyenne de 25 340 000 b/j. La comparaison des deux séries chronologiques (méditerranéenne et mondiale) confirme également le rôle marginal de la Méditerranée pour la production pétrolière offshore (1,9 % en moyenne sur la période 2001-2019). L'Égypte et la Libye sont les deux principaux contributeurs de la série chronologique. En Égypte, la tendance est plus stable, tandis que la production libyenne est marquée par des variations plus importantes, en particulier après 2011 en raison de circonstances géopolitiques. L'Italie, la Tunisie, la Grèce et l'Espagne affichent une tendance à la baisse. Pour ces deux derniers pays, la production de pétrole offshore est très limitée cette dernière décennie (environ 2 100-2 200 b/j par an).

Figure 56. Tendance de la production pétrolière offshore en Méditerranée (b/j = barils par jour).



Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network. Données récupérées le 29 juin 2020

Figure 57. Tendence de la production pétrolière offshore mondiale (b/j = barils par jour).



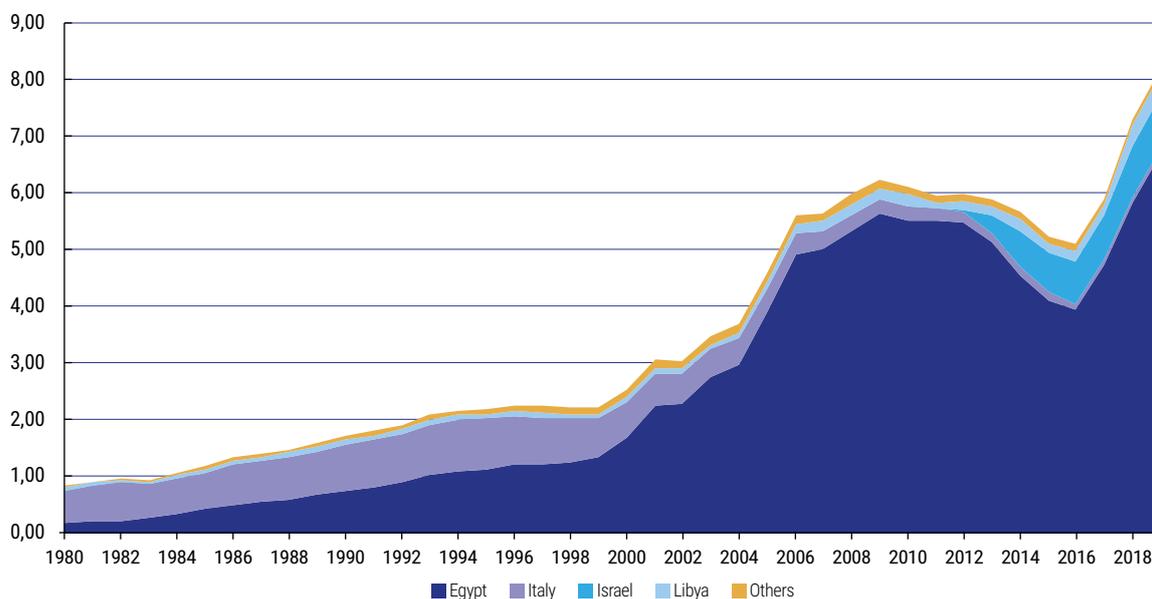
Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 4 juin 2020

Le graphique de la Figure 58 reproduit la tendance historique de la production gazière offshore en Méditerranée. Sur la période 1980-2019, la production gazière offshore est en nette hausse. Dans la première décennie de la période, l'Italie était le principal producteur de gaz offshore en Méditerranée. Elle a ensuite été largement dépassée par l'Égypte, qui enregistre une nette hausse de la production au début du siècle actuel. En Égypte, la tendance historique est marquée par une nette baisse entre 2012 et 2016, suivie d'une hausse rapide les années suivantes due à la découverte de grands gisements en Méditerranée orientale, comme Zohr (découvert en 2015, entré en production en 2017) avec une réserve de gaz estimée d'environ 22 000 Gpi³/j. À l'échelle méditerranéenne, la baisse marquée de la production gazière offshore de l'Égypte entre 2012 et 2016 a été en partie compensée par Israël. Ce nouvel acteur est entré en scène en 2013 et a progressivement accru sa production

de gaz grâce à la découverte de grands gisements, en particulier Tamar, le premier gisement en eaux très profondes en Méditerranée, avec une réserve de gaz estimée d'environ 1 677 Gpi³/j (découvert en 2009, entré en production en 2013) et Leviathan, avec une réserve de gaz estimée d'environ 1 645 Gpi³/j (découvert en 2010, entré en production en 2019).

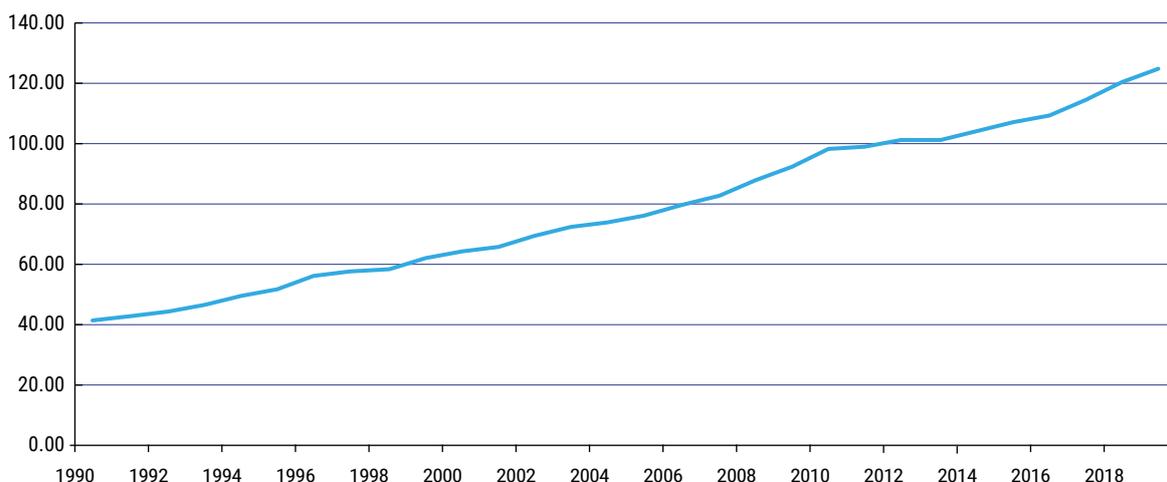
La tendance méditerranéenne est cohérente avec la tendance mondiale en augmentation constante de la production gazière offshore et a même augmenté davantage (47 fois plus ces 30 dernières années) que la tendance mondiale (3 fois plus ces 30 dernières années) (Figure 59). Par rapport à la production pétrolière offshore, la Méditerranée joue un rôle plus significatif sur la production gazière mondiale. Sur la période 2005-2019, le gaz offshore méditerranéen a représenté en moyenne 6 % de la production mondiale.

Figure 58. Tendence de la production gazière offshore en Méditerranée (bcfd = milliard de pieds cubes par jour).



Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 4 juin 2020

Figure 59. Tendence de la production gazière offshore mondiale (bcfd = milliard de pieds cubes par jour).



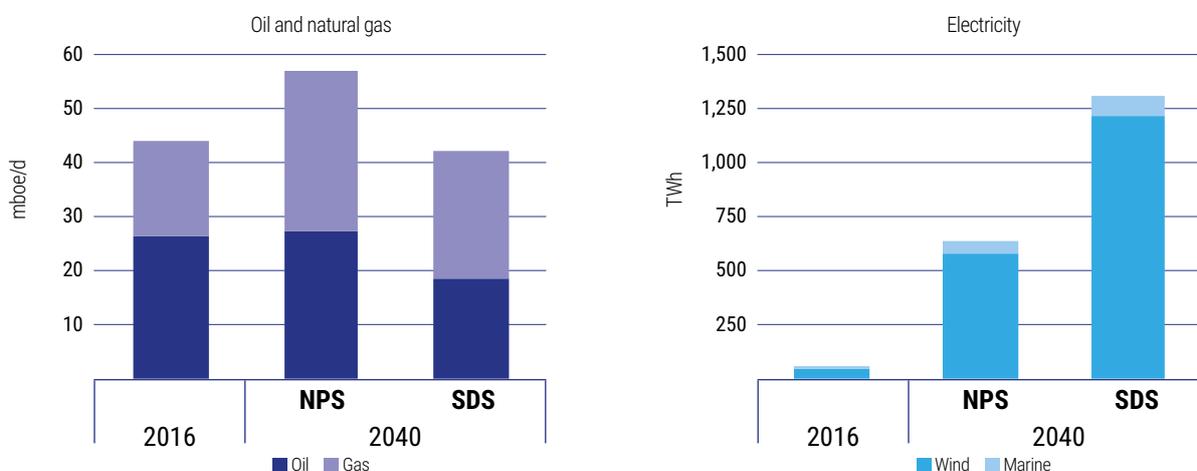
Source des données : Clarksons Research Offshore Intelligent Network, données récupérées le 4 juin 2020

3.1.2.4. Perspectives

La définition de futurs scénarios et de projections pour la production pétrolière et gazière offshore à l'échelle régionale méditerranéenne n'est pas un exercice facile. La documentation disponible ne fournit en effet que des informations partielles et, dans une certaine mesure, non homogènes. L'analyse est complexe puisqu'elle dépend de différents facteurs, dont la demande et le prix du pétrole et du gaz dans le monde, les coûts de l'extraction du pétrole et du gaz offshore par rapport à ceux des activités terrestres (y compris celles liées à la « révolution du gaz de schiste »⁽¹¹⁾), les progrès technologiques, les résultats des explorations en cours et à venir, le cadre de réglementation des activités offshore, les objectifs fixés par les nouvelles politiques énergétiques et environnementales et les problèmes géopolitiques, particulièrement pertinents pour la Méditerranée orientale (Piante et Ody 2015 ; AIE 2018).

À l'échelle mondiale, la production d'énergie offshore devrait continuer à contribuer de manière significative à répondre aux besoins énergétiques mondiaux. L'AIE (2018) propose deux scénarios pour l'énergie offshore en 2040. Le Scénario Nouvelles politiques (NPS) examine le cadre politique existant et les intentions annoncées, tandis que le Scénario Développement durable (SDS) envisage des objectifs plus ambitieux, mais toujours réalistes, en matière de climat, de qualité de l'air et d'accès à l'énergie. La production gazière offshore devrait augmenter dans les deux scénarios, mais davantage dans le cas du NPS, tandis que la production pétrolière offshore augmente légèrement selon le NPS et diminue selon le SDS (Figure 60). Le NPS prévoit un déplacement de la production pétrolière des eaux peu profondes (en raison de l'épuisement des gisements) vers les eaux profondes et très profondes (Figure 61).

Figure 60. Production énergétique offshore mondiale par scénario.

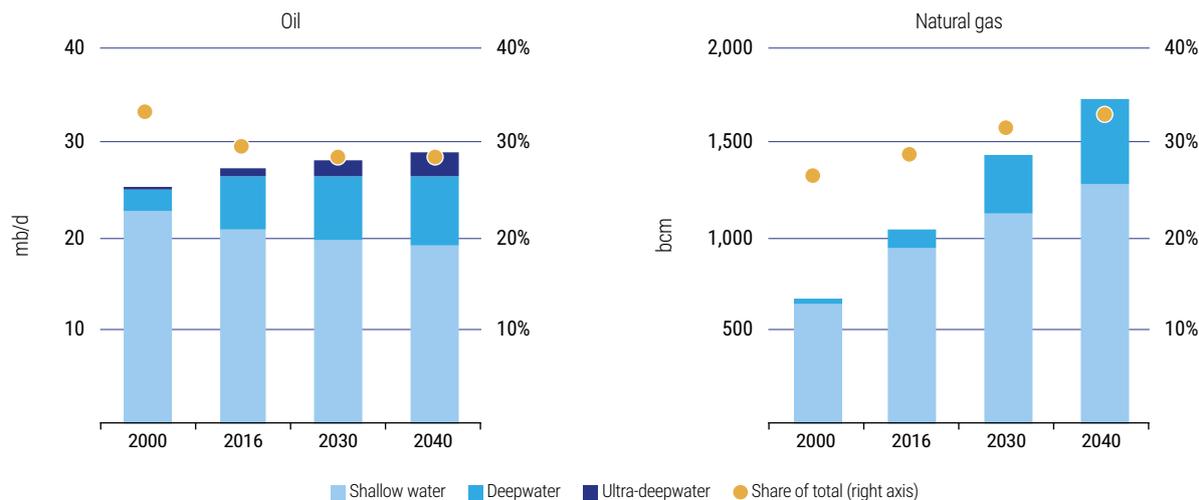


Offshore energy production remains robust in both scenarios, although the fortunes of oil, gas and wind power vary depending on the policies in place.
 Note: mboe/d = million barrels of oil equivalent per day

Source : AIE (2018)

(11) La « révolution du gaz de schiste » fait référence à l'association de la fracturation hydraulique et du forage horizontal ayant permis l'extraction (notamment aux États-Unis) de pétrole et de gaz naturel des formations de schiste.

Figure 61. Production offshore mondiale de pétrole et de gaz naturel par profondeur d'eau dans le NPS.

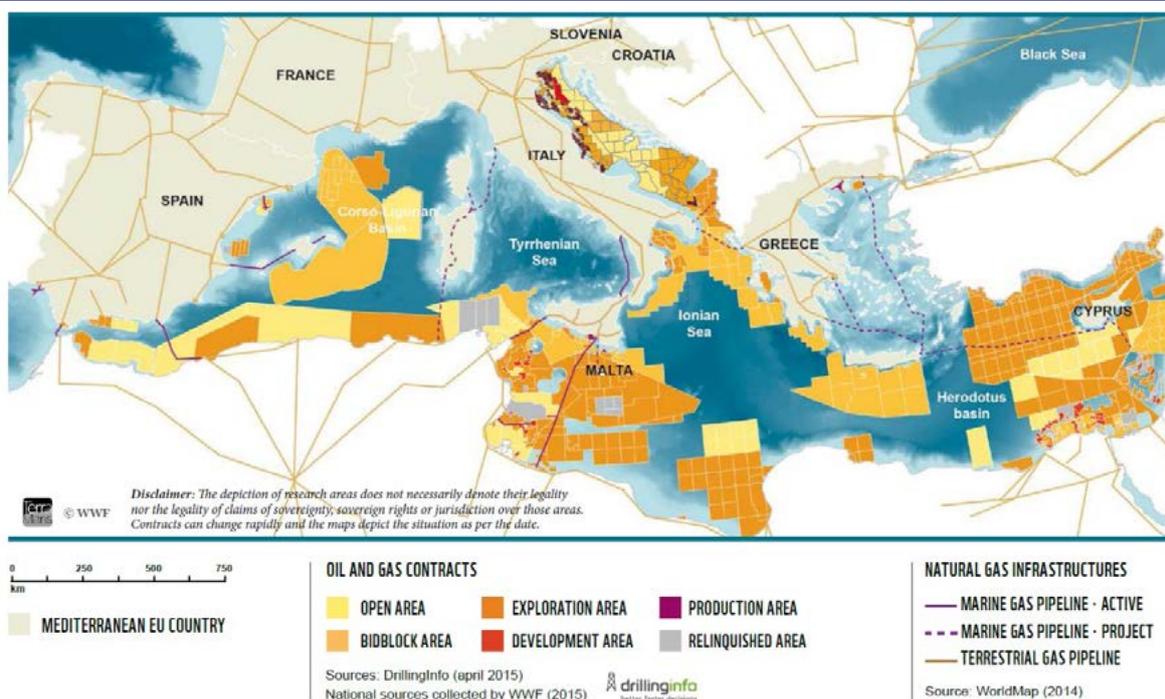


Source : AIE (2018)

En Méditerranée, l'exploration offshore devrait augmenter, en particulier en Méditerranée orientale (Piante et Ody 2015; Kostianoy et Carpenter 2018), comme l'a prouvé la découverte récente de grands gisements de gaz offshore en Israël, en Égypte et à Chypre. Selon la carte de la Figure 62, en 2015, les contrats d'exploration couvraient 23 % de la surface de la Méditerranée, tandis que 21 % supplémentaires étaient couverts par des zones destinées à de potentiels développements de la production de pétrole et de gaz (zones libres) et des zones avec des appels d'offres en cours (zones à bloc d'ordres) (Piante et Ody 2015). Il est estimé que le seul bassin Levantin contiendrait 3,45 billions de m³ de gaz

naturel extractibles et 1,7 milliard de barils de pétrole extractibles. Ces ressources ne sont exploitées que partiellement et la majorité se concentre dans les territoires offshore de l'Égypte, de Chypre et d'Israël, avec du potentiel supplémentaire en Syrie, au Liban et en Palestine (El Katiri 2016). Parmi ces pays, le Liban a lancé sa première exploration à la recherche de pétrole et de gaz offshore entre 2019 et 2020 (Offshore 2019). Il convient de noter que toutes les explorations en cours et à venir ne déboucheront pas nécessairement sur une production puisque cela dépend de facteurs économiques, réglementaires, environnementaux et géopolitiques, comme nous l'avons mentionné précédemment.

Figure 62. Exploration offshore à la recherche de pétrole et de gaz en Méditerranée.



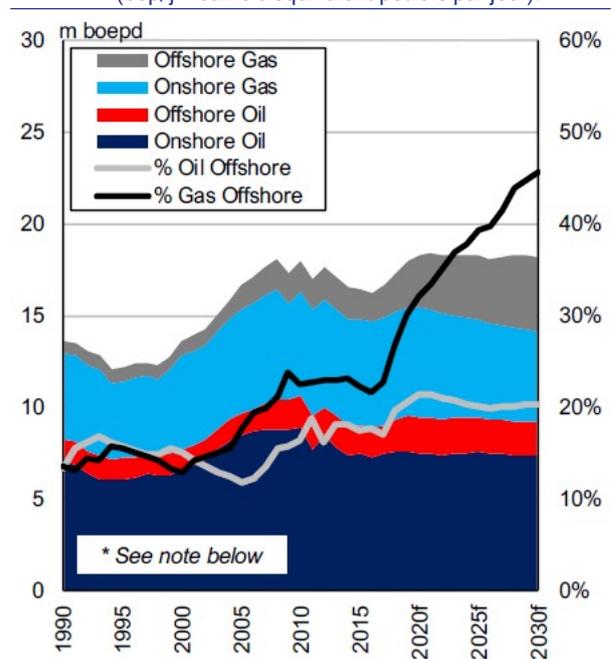
Source : Piante et Ody (2015)

Clarksons Research (2020) fournit des projections à court et long terme pour la région productrice de la Méditerranée qui n'inclut cependant pas uniquement la Méditerranée, mais aussi la mer Noire et la mer Caspienne, dans l'analyse de Clarkson Research. À court terme (2020-2021), la production pétrolière offshore devrait enregistrer une baisse de 2 % par an dans la région. Une tendance à la baisse est aussi prévue d'ici 2030 (Figure 63). Une analyse plus étroite, ne tenant compte que de la Méditerranée, a été fournie par Clarkson Research pour la présente étude. Le graphique de la Figure 64 montre la tendance historique de la production pétrolière offshore sur la période 1982-2019 (la même que dans la Figure 56), ainsi que les projections à l'horizon 2030. Entre 2019 et 2030, la production pétrolière offshore devrait diminuer d'environ 6,5 % sur l'ensemble de la période.

À l'inverse, la production de gaz offshore devrait augmenter régulièrement à court et à moyen terme (Clarksons Research 2020). Selon l'analyse, c'est le seul élément qui devrait nettement augmenter dans la région productrice de la Méditerranée, puisque la production de gaz terrestre devrait baisser, tandis que la production pétrolière terrestre devrait être stable (Figure 63). En 2020, la production gazière offshore devrait augmenter de 10 %, notamment grâce à la contribution des pays de la Méditerranée orientale. En Israël, l'alimentation en gaz offshore devrait augmenter de 80 % en 2020, principalement en raison de la mise en production du gisement Leviathan fin 2019. De plus, le lancement attendu du gisement Karish en 2021 devrait augmenter la production israélienne à court terme. En Égypte, le gisement de Zohr devrait compléter la production nationale de gaz offshore, de 9 % sur la période 2020-2021. À moyen terme, l'exploitation des gisements récemment mis en production (par ex., le gisement Leviathan), l'exploitation future des gisements déjà découverts (par ex., Aphrodite à Chypre) et les autres explorations devraient soutenir la croissance du secteur (TCAC de 3,9 % entre 2020 et 2030).

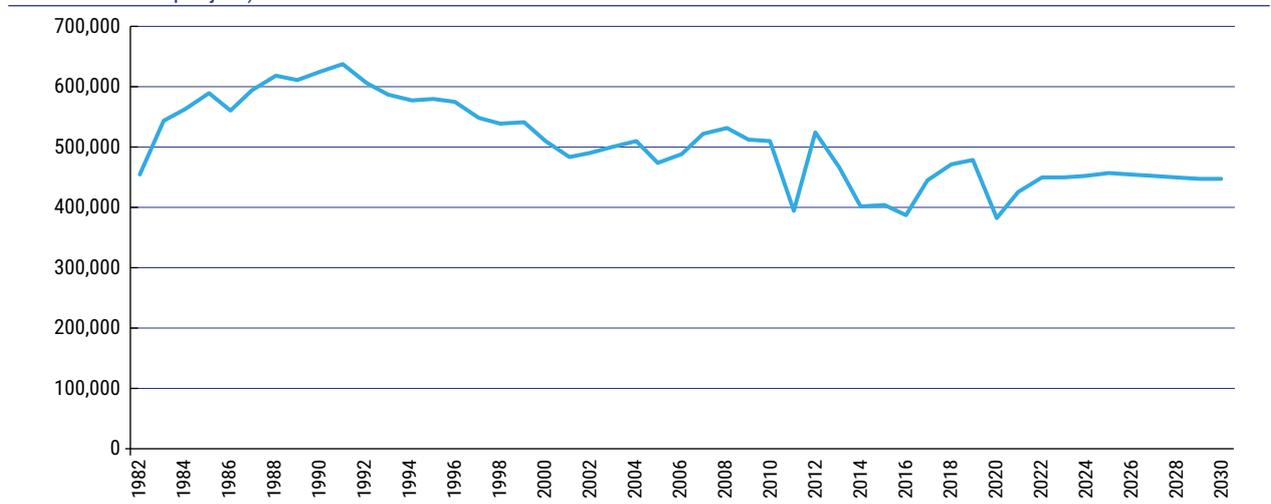
Le projet MEDTRENDS (Piante et Ody 2015) rend compte des prévisions de la future production gazière en Méditerranée, qui ont été établies sur la base de tendances passées et des perspectives de demande (Figure 65). Bien que les chiffres soient différents de ceux commentés précédemment (en raison d'hypothèses différentes), ils confirment une croissance significative de la production de gaz offshore dans la région. Sur la période 2020-2030, la production offshore méditerranéenne de pétrole devrait se stabiliser autour de la valeur moyenne de 451 000 b/j, soit une baisse de 5,9 % par rapport à la production 2019.

Figure 63. Tendances historiques et futures pour la région productrice de la Méditerranée englobant la Méditerranée, la mer Noire et la mer Caspienne (bep/j = barils d'équivalent pétrole par jour).

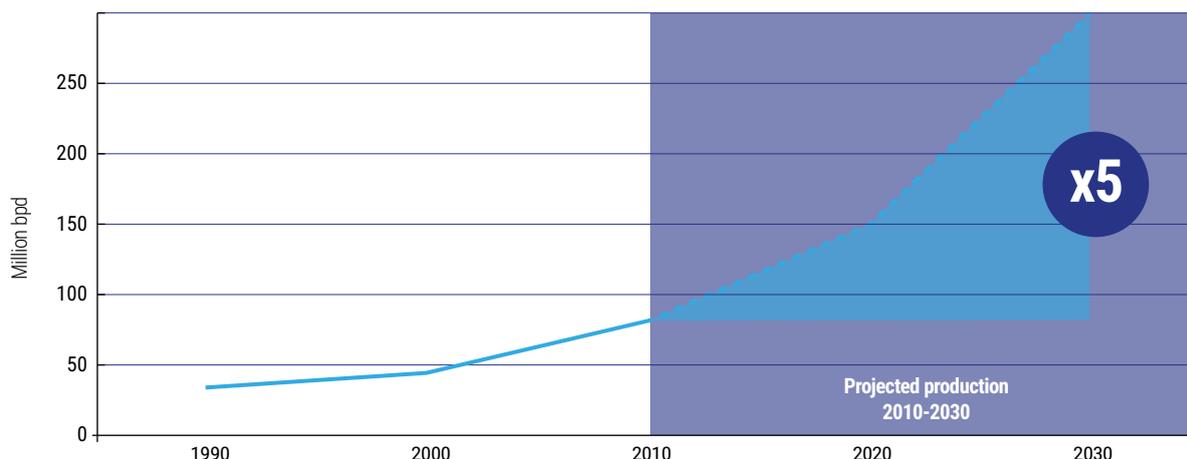


Source : Clarkson Research (2020)

Figure 64. Tendances historiques et futures de la production pétrolière offshore en Méditerranée sur la période 1982-2030 (b/j = barils par jour).



Source : Clarkson Research, développement original conçu pour cette étude

Figure 65. Production de gaz offshore en Méditerranée à partir des tendances passées.

Source : Piante et Ody (2015)

Évidemment, les scénarios futurs peuvent être largement influencés par les activités offshore de pays qui ne contribuent pas actuellement à la production, mais devraient posséder de grandes réserves de gaz (par ex., Algérie ; Hafner *et al.* 2012). Dans le bassin Levantin, outre Chypre, le Liban et la Syrie possèdent aussi des gisements gaziers inexploités (et de pétrole, dans une certaine mesure) (Oil magazine 2016 ; Szoke 2016). Cependant, le rôle que la Méditerranée orientale jouera en tant que producteur de gaz offshore, et en particulier pour les pays européens, sera aussi influencé par des questions géopolitiques, qui sont une préoccupation particulière dans la région (Szoke 2016).

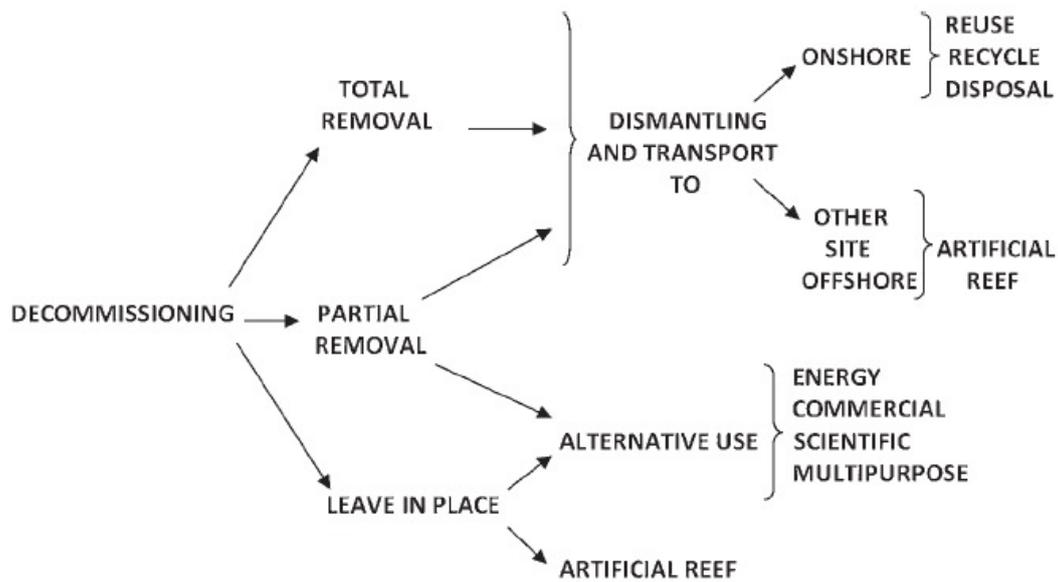
Un certain nombre de plates-formes offshore méditerranéennes devrait progressivement atteindre la fin de leur durée d'exploitation. 107 plates-formes offshore (sur 432) répertoriées par Clarksons Research OIN ont été établies il y a plus de 40 ans (34 en Italie, 68 en Égypte et 5 en Tunisie), et 43 (aussi établies après 1980) sont classées comme fermées. Le secteur offshore devrait être amené à gérer des démantèlements dans un futur proche, pas seulement en Méditerranée. Il s'agit d'un défi mondial. Les principaux sites de démantèlement offshore sont identifiés en mer du Nord, dans le golfe du Mexique, en Asie du Sud-Est, en Amérique latine, en Afrique de l'Ouest et dans le golfe Persique. Par ailleurs, cinq pays (Australie, Chine, Inde, Italie et Égypte) sont considérés comme des sites plus restreints de démantèlement (Oudenot 2018). Par exemple, l'Italie a déjà démantelé 49 plates-formes obsolètes entre 1966 et 2005 ; au moins 20 plates-formes supplémentaires arriveront au terme de leur durée de vie d'ici 2021, et davantage encore seront démantelées d'ici 2030 (Grandi *et al.* 2017).

Au terme de leur durée d'exploitation, ces plates-formes sont généralement entièrement démantelées et éliminées sur le continent, ce qui a un coût élevé et endommage gravement les écosystèmes installés sur ces structures, ainsi que la vie marine qu'elles abritent (van Elden 2019). D'autres solutions existent, notamment le démantèlement partiel, la réutilisation à d'autres fins et le transfert dans un lieu proche (Figure 66). Aujourd'hui, à l'échelle mondiale, peu de régions ont mis en œuvre des

programmes « Rigs-to-Reefs » (une vaste expérience a été déployée dans le golfe du Mexique), qui ont pour objectif de convertir les plates-formes offshore obsolètes en récifs artificiels (Bull et Love 2019). Le site d'importance communautaire SIC IT4070026 « Relitto della piattaforma Paguro » (épave de plate-forme gazière Paguro) fournit un exemple méditerranéen. Ce récif artificiel a été créé à partir d'une plate-forme gazière qui s'est effondrée en 1965 à 12 milles nautiques de la Marina di Ravenna (Italie, mer Adriatique). Sur la période 1990-2000, les jaquettes démantelées d'environ 20 autres plates-formes pétrolières italiennes ont été placées dans la zone pour créer un récif artificiel. Ce complexe a été largement colonisé par la faune et la flore marine et est aujourd'hui une destination prisée pour la plongée (Grandi *et al.* 2017).

Le destin des plates-formes offshore obsolètes dépend du contexte et des sites. La sélection de la meilleure solution doit s'appuyer sur des critères clairs et acceptés par tous (comme le coût du démantèlement, les impacts sur la qualité de l'air et de l'eau, la vie marine et les services écosystémiques, la faisabilité technique, les avantages environnementaux et économiques de la solution adoptée, etc.). Dans certains cas, la valeur naturelle et les services connexes (par ex., pêche et tourisme maritime) des écosystèmes créés sur une plate-forme offshore peut inciter à laisser la structure en place, tandis que dans d'autres, il est préférable de revenir à l'état précédent (van Elden 2019). Dans d'autres cas, la réutilisation des plates-formes offshore devrait être privilégiée. Le projet « Multi-Use in European Seas » (MUSES) a étudié les solutions possibles pour la réutilisation des plates-formes offshore italiennes du nord de l'Adriatique avec une approche multi-usage. Par exemple, la réutilisation d'une plate-forme offshore peut être mise en œuvre en associant l'aquaculture et des activités touristiques comme la plongée, la pêche de loisir, l'éducation à l'environnement et des expériences gastronomiques. Des plates-formes offshore peuvent aussi être utilisées pour la production offshore d'énergie renouvelable en accueillant des dispositifs utilisant l'énergie de la houle, des éoliennes et/ou des panneaux solaires (Castellani *et al.* 2017).

Figure 66. Solutions de démantèlement.



Source : Grandi et al. (2017)

3.1.3. Références

Arvis, J.F., Vesin, V., Carruthers, R., Ducruet, C., & Peter, de L. (2019). Maritime Networks, Port Efficiency, and Hinterland Connectivity in the Mediterranean. International Development in Focus. (Washington). World Bank Publications, World Bank Group. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1274-3>.

Berti, A. (2020). The impact of Covid-19 on global shipping: part 1, system shock. <https://www.ship-technology.com/features/impact-of-covid-19-on-shipping/>, accessed on July 2020.

BIMCO/ICS (2021). Seafarer Workforce Report - The global supply and demand for seafarers in 2021. Whitherbys Livingston, Scotland UK.

Boske, L. B., and Harrison, R. (2017). Panama Canal Utilization. Available at <https://library.ctr.utexas.edu/ctr-publications/5-6690-01/prp1.pdf>.

Bull, A.S., and Love, M.S. (2019). Worldwide oil and gas platform decommissioning: a review of practices and reefing options. *Ocean and Coastal Management* 168 (2019), 274-306. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2018.10.024.

Cai, P., (2017). Understanding China's Belt and Road Initiative. March 2017. Lowy Institute for international policy.

Caric, H., Jakl, Z., Laurent, C., Mackelworth, P., Noon, V., Petit, S., Piante, C., Randone, M. (2019). Safeguarding Marine Protected Areas in the growing Mediterranean Blue Economy. Recommendations for the cruise sector. PHAROS4MPAs project 48 pages.

Castellani, C., Carrer, S., Bocci, M., Ramieri, E., Depellegrin, D., Venier, C., Sarretta, A., Barbanti, A., (2017). MUSES project. Case study 6: costal and maritime tourism and O&G decommissioning as drivers for potential multi-use in the northern Adriatic Sea. Deliverable of the H2020 MUSES Multi-Use in European Sea project: D3.3 – Case study implementation, Annex 9.

Clarksons Research (2020). Offshore Review and Outlook. Spring 2020. ISSN: 2058-8658.

Depellegrin, D., Bastianini, M., Fadini, A., et al. (2020). The effects of COVID-19 induced lockdown measures on maritime settings of a coastal region. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140123>.

- DNV GL (2019). Maritime forecasts 2050. Energy transition outlook 2019.
- DOCKSTHEFUTURE (2019). Maritime traffic analysis and forecast review – key results. Deliverable 1.3. 12 October 2018. Available at: https://www.docksthefuture.eu/wp-content/uploads/2020/04/Attachment_0-2019-09-09T135818.886-1.pdf.
- El Katiri, L., (2016). Political dialogue to facilitate the development of energy resources in the east Mediterranean. In Colombo, S., Sartori, N., (eds.), The OSCE's contribution to energy governance in the Mediterranean Region., pp. 9-30. April 2016.
- EUROSTAT (2020a). Statistic explained. Maritime transport statistics – short sea shipping of goods. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Maritime_transport_statistics_-_short_sea_shipping_of_goods.
- EUROSTAT (2020b). Statistic explained. Maritime ports freight and passenger statistics. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Maritime_ports_freight_and_passenger_statistics.
- Girin, M., and Carpenter, A. (2018). Shipping and oil transportation in the Mediterranean Sea. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part I the international context. Pp. 33-52, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Grandi, S., Airoldi, D., Antoncicchi, I., Camporeale, S., Danelli, A., Da Riz, W., de Nigris, M., Girardi, P., Martinotti, V., Santocchi, N. (2017). Planning for a safe and sustainable decommissioning of offshore hydrocarbon platforms: complexity and decision support systems. Preliminary considerations. *Geingegneria Ambientale e Mineraria*, Anno LIV, n. 3, December 2017, pp. 101-108.
- Griffol, M., Thanassis, K., Ortego, M.I. (2018). Characterizing the evolution of container traffic share in the Mediterranean Sea using hierarchical clustering. *Journal of Marine Science and Engineering*, 2018, 6, 121. doi:10.3390/jmse6040121.
- Hafner, M., Tagliapietra, S., and El Elandaloussi, A.H. (2012). Outlook for Oil and Gas in Southern and Eastern Mediterranean Countries. MEDPRO project Technical Report No. 18/October 2012.
- IEA, International Energy Agency (2018). Offshore Energy Outlook. World Energy Outlook Series.
- IHS Markit (2017). StatCode 5 Ship type Coding System. A Categorisation of Ships by Type - Cargo Carrying Ships. IHS Markit Document.
- International Transport Forum (2020). COVID-19 Transport brief: global container shipping and the Coronavirus crisis. 29 April 2020. <https://www.itf-oecd.org/sites/default/files/global-container-shipping-covid-19.pdf>, accessed on July 2020.
- Ito, H., Hanaoka, S., Kawasaki, T. (2020). The cruise industry and the COVID-19 outbreak. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives* 5 (2020). <http://dx.doi.org/10.1016/j.trip.2020.100136>.
- Kostianoy, A.G., and Carpenter, A., (2018). Oil and gas exploration and production in the Mediterranean Sea. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part I the international context. Pp. 53-77, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Lloyd's Register, QinetiQ, and University of Strathclyde (2013). Global Marine Trends 2030. Available at <https://www.lr.org/en/insights/global-marine-trends-2030/>.
- MedCruise (2018). 2018 Statistics. Cruise activities in MedCruise ports. <https://www.assoporti.it/media/4301/medcruise-statistics-report-2018.pdf>.
- MedCruise (2018). 2018 Statistics. Cruise activities in MedCruise ports. <https://www.assoporti.it/media/4301/medcruise-statistics-report-2018.pdf>.
- Offshore (2019). Lebanon offering more offshore blocks as majors prepare to start drilling. *Offshore*, 21st October 2019. <https://www.offshore-mag.com/geosciences/article/14069069/lebanon-offering-more-offshore-blocks-as-majors-prepare-to-start-drilling>; accessed on July 2020.
- Oil magazine (2016). Gas: the Mediterranean at full throttle. Number 31; Visual at page 5.
- Oudenot ,E., Whittaker, P., Vasquez, M. (2018). Preparing for the next wave of offshore decommissioning. <https://www.bcg.com/publications/2018/preparing-for-next-wave-offshore-decommissioning.aspx>.
- Piante, C., Ody, D. (2015). Blue Growth in the Mediterranean Sea: the Challenge of Good Environmental Status. MedTrends Project. WWF-France. 192 pages.

- Plan Bleu 2010a. Infrastructures and sustainable energy development in the Mediterranean: outlook 2025. Blue Plan Papers 6, Plan Bleu, Valbonne.
Available at: http://planbleu.org/sites/default/files/publications/cahier6_energie_en.pdf.
- Plan Bleu 2010b. Mediterranean transport of goods in the Mediterranean outlook 2015. Blue Plan Papers 7. Plan Bleu. Valbonne.
- Plan Bleu 2014. Economic and social analysis of the uses of the coastal and marine waters in the Mediterranean, characterization and impacts of Fisheries, Aquaculture, Tourism and recreational activities, Maritime transport and Offshore extraction of oil and gas sectors. [pdf] Technical Report, Plan Bleu, Valbonne. Available at: http://planbleu.org/sites/default/files/publications/esa_ven_en.pdf.
- Randone, M., Bocci, M., Castellani, C., Laurent, C. (2019). Safeguarding Marine Protected Areas in the growing Mediterranean Blue Economy. Recommendations for Maritime Transport. PHAROS4MPAs project. 64 pages.
- REMPEC (2019). REMPEC/WG.45/8. Annex 3. The 2019-State of the Environment and Development Report, Draft Section on Maritime Transport. Sustainable Maritime Transport in the Mediterranean: Status and Challenges.
- REMPEC (2020). Maritime traffic trends in the Mediterranean for the period 2020-2050.
- REMPEC (2008). Study of Maritime Traffic Flows in the Mediterranean Sea. [pdf] Final report - unrestricted version. July 2008. Available at: http://planbleu.org/sites/default/files/publications/esa_ven_en.pdf.
- Rodrigue, J.P. (2017). MAP - Main Maritime Shipping Routes. In *The Geography of Transport Systems* (4th ed.). Routledge. Retrieved from https://transportgeography.org/?page_id=2067.
- SCA – Suez Canal Authority. Navigation statistics. Consulted on 25.06.2020.
<https://www.suezcanal.gov.eg/English/Navigation/Pages/NavigationStatistics.aspx>.
- SRM and AlexBank (2018). The Suez Canal after the expansion. Analysis of the traffic, competitiveness indicators, the challenges of the BRI and the role of the Free Zone. Available at: https://www.srm-maritimeeconomy.com/wp-content/uploads/2018/12/srm_alexbank_suez_2018.pdf.
- SRM and AlexBank (2018). The Suez Canal after the expansion. Analysis of the traffic, competitiveness indicators, the challenges of the BRI and the role of the Free Zone. Available at: https://www.srm-maritimeeconomy.com/wp-content/uploads/2018/12/srm_alexbank_suez_2018.pdf.
- Szoke, D. (2016). Geopolitics, gas and grand ambitions: the outlook for petroleum production in the East Mediterranean. IEMed Paper, EuroMESCO series. ISSN: 1888-5357, November 2016.
- Tadini, M. (2019). A geographical overview of the Suez Canal freight flows: an impact on the Mediterranean Sea and the Genoa port. *Bollettino della Società Geografica Italiana*, serie 14, 2(1): 15-30. ISSN 1121-7820 (print) | DOI: 10.13128/bsgi.v2i1.220.
- Tadini, M. (2019). A geographical overview of the Suez Canal freight flows: an impact on the Mediterranean Sea and the Genoa port. *Bollettino della Società Geografica Italiana*, serie 14, 2(1): 15-30. ISSN 1121-7820 (print) | DOI: 10.13128/bsgi.v2i1.220.
- U.S. Energy Information Administration (EIA) (2017). World Oil Transit Chokepoints.
- UNCTAD – United Nations Conference on Trade and Development (2019a). Review of Maritime Transport 2019.
- UNCTAD (2019b). Handbook of statistics.
- UNCTAD (2017a). Review of Maritime Transport 2017.
- UNCTAD (2017b). UNCTAD 2017 Handbook of Statistics.
- Van Elden, S., Meeuwing, J., Hobbs, R.J., Hemmi, J.M. (2019). Offshore oil and gas platforms as novel ecosystems: a global perspective. *Frontiers in Marine Science*, 04 September 2019, <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00548>.
- Varone, E., Novario, V. (2018). Spatial demands, future trends for maritime sectors and related cumulative impacts. Deliverable C.1.3.1 of SUPREME “Supporting Maritime Spatial Planning in Eastern Mediterranean” project.

3.2. POLLUTION PAR LES HYDROCARBURES ET LES PRODUITS CHIMIQUES

3.2.1. Présentation

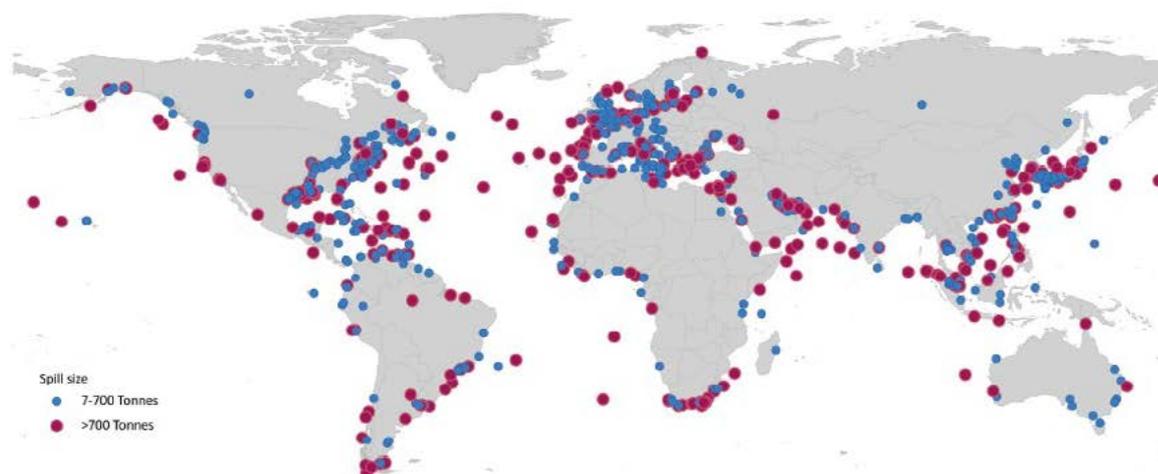
Sur les océans du monde, le trafic maritime a beaucoup augmenté ces 20 dernières années, ce qui accroît le risque de pollution causée par les navires (Tournade 2014). Malgré des réglementations environnementales strictes, en particulier dans le cadre de la Convention MARPOL (Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires), des substances polluantes continuent à être déversées en mer, souvent illégalement (AESM 2012). Les activités de transport maritime génèrent différentes pressions de pollution chimique à travers le rejet d'hydrocarbures et d'autres produits chimiques. Des déversements peuvent se produire en cas d'accident, lors des opérations de routine, dans les ports, ainsi qu'au large. Ils peuvent être volontaires ou accidentels et résulter d'une décision, d'une erreur humaine ou d'une défaillance technique.

La pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques peut provenir de sources marines, mais aussi terrestres, y compris : (i) de rejets d'hydrocarbures dans les rivières et d'inondations ; (ii) de rejets d'eaux usées et d'eaux de pluie des municipalités (écoulements urbains) peu ou pas traitées ; (iii) de rejets d'eaux usées peu ou pas traitées des industries côtières ; (iv) de rejets d'hydrocarbures accidentels ou en exploitation des raffineries côtières, des installations de stockage d'hydrocarbures, des terminaux pétroliers et des installations de réception ; et (v) d'émissions d'hydrocarbures gazeux d'installations de manutention d'hydrocarbures à terre (terminaux, raffineries, stations de remplissage) et des échappements des véhicules (circulation).

La pollution marine provoquée par les déversements accidentels est un problème mondial bien connu. Les accidents des pétroliers représentent 10-15 % de tous les hydrocarbures qui finissent dans l'océan chaque année dans le monde (Tornero *et al.* 2016). Environ 35 % proviennent des opérations de transport maritime normales (World Ocean Review 2014), ce qui inclut les hydrocarbures déversés pendant les incidents impliquant d'autres types de navires, ainsi que les hydrocarbures provenant des nettoyages de cuves illégaux. La plus grosse partie, soit 45 % (World Ocean Review 2014), provient des effluents municipaux et industriels, ainsi que des opérations de routine des plates-formes pétrolières, avec une petite quantité de composants volatils d'hydrocarbures émis dans l'atmosphère lors de différents types de processus de combustion au sol qui entrent ensuite dans l'eau. 5 % supplémentaires viennent de sources non déterminées (World Ocean Review 2014). Cela comprend de plus petits rejets en mer de pollueurs non identifiés. Ces pourcentages ne sont pas applicables à l'année 2010 par exemple ou à d'autres années lors desquelles d'importants déversements d'hydrocarbures ont eu lieu. La seule catastrophe de « Deepwater Horizon » (2010) a provoqué le déversement d'environ 700 000 tonnes d'hydrocarbures dans la mer, plus des deux tiers de la quantité entrant normalement dans l'environnement marin sur une année entière (World Ocean Review 2014).

La répartition des déversements d'hydrocarbures entre 1970 et 2019 (Figure 67) (ITOPF 2020) montre que la Méditerranée est l'une des zones les plus touchées du monde par ce type d'événements.

Figure 67. Nombre de déversements d'hydrocarbures (>7 tonnes) de 1970 à 2019.



Source : ITOPF (2020) ⁽¹²⁾

(12) Remarque de la source originale de la carte : « Cette carte représente presque 90 % des déversements (>7 tonnes) enregistrés dans la base de données ITOPF. Les enregistrements n'indiquant pas de lieu précis ont été omis. Veuillez noter que des coordonnées géographiques approximatives ont été utilisées pour situer certains enregistrements. »

Ces cinquante dernières années, la tendance des déversements mondiaux d'hydrocarbures dus aux navires-citernes est à la baisse. Les statistiques de fréquence des déversements d'hydrocarbures supérieurs à 7 tonnes sont illustrées dans la Figure 68. En 1970, il y avait en moyenne par an 79 déversements d'hydrocarbures. Ce chiffre a baissé de 90 % et est aujourd'hui de moins de 6 (ITOPF 2020).

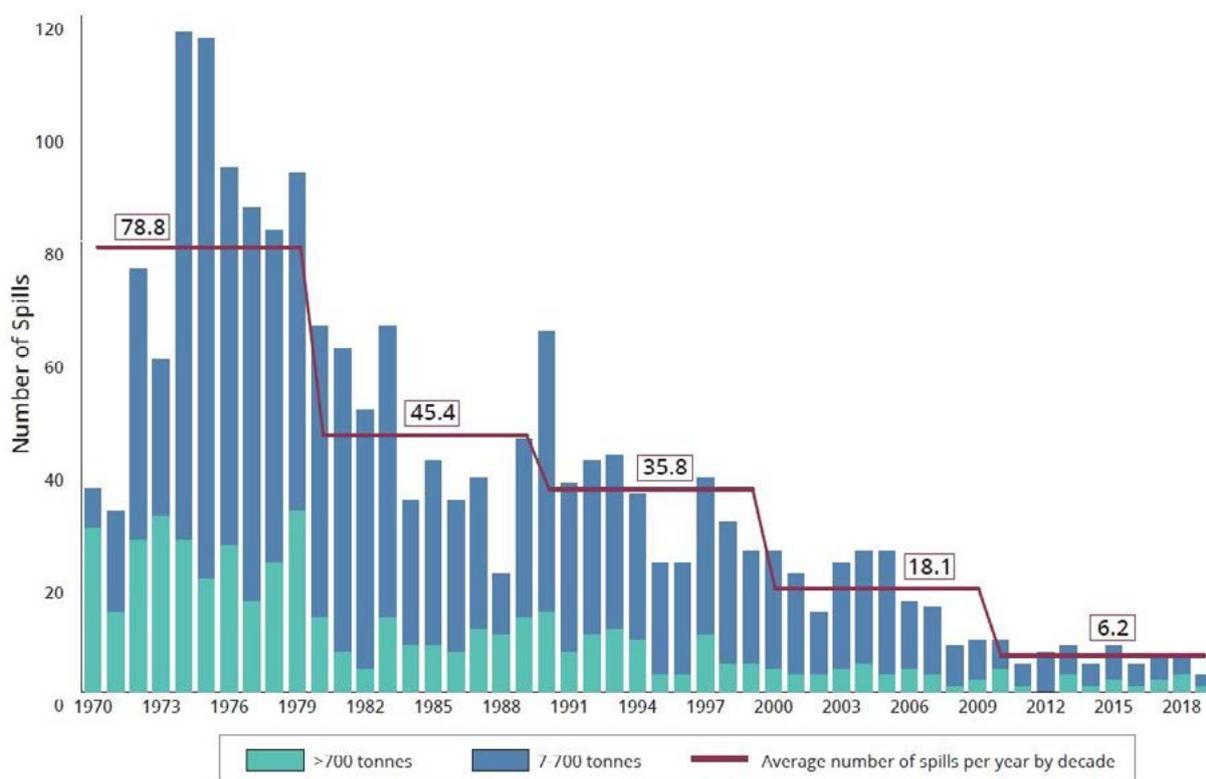
Le transport maritime est aussi le mode de transport le plus important pour un certain nombre de produits chimiques appelés « substances nocives et potentiellement dangereuses » (SNPD). Les SNPD sont définies comme « toute substance autre qu'un hydrocarbure qui, si elle est introduite dans le milieu marin, risque de mettre en danger la santé de l'homme, de nuire aux ressources biologiques et à la flore et la faune marines, de porter atteinte à l'agrément des sites ou de gêner toute autre utilisation légitime de la mer », conformément au Protocole OPRC-HNS (2000) ⁽¹³⁾. Les SNPD peuvent être constituées de substances chimiques inorganiques ou organiques, de minéraux, etc. utilisés au sein de ou issus des secteurs industriel, pétrochimique, textile, pharmaceutique, alimentaire et agrochimique. Selon les données compilées par l'Agence européenne pour la sécurité maritime (AESM), des incidents provoquant des rejets de

SNPD se produisent régulièrement dans les eaux européennes (AESM 2020). Les risques écologiques induits par ces déversements sont moins reconnus et moins bien compris que ceux liés à la pollution par les hydrocarbures (Neuparth *et al.* 2011).

Le degré de dégâts provoqués par un déversement d'hydrocarbures dépend de la quantité déversée, des produits chimiques concernés et de la sensibilité de la zone maritime touchée, ainsi que du vent et des conditions météorologiques au moment de l'accident. Le pétrole brut est composé de milliers de produits chimiques et sa composition chimique change après son rejet dans l'environnement. De plus, il existe des milliers de types de pétrole brut et raffiné différents. Parmi les types de produits chimiques les plus nombreux présents dans le pétrole brut, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) en représentent souvent jusqu'à 10 %. Les déversements d'hydrocarbures sont aussi une source importante de composés organiques volatils (COV) tels que l'hexane, l'heptane, l'octane, le nonane, les isomères de benzène-toluène-éthylbenzène-xylène (BTEX) (Torner *et al.* 2016).

Les rejets en exploitation représentent aussi une source de pollution par les hydrocarbures et d'autres

Figure 68. Nombre de déversements d'hydrocarbures (>7 tonnes) de 1970 à 2019.



Source : ITOPF (2020)

(13) Protocole OPRC-HNS : Protocole de 2000 sur la préparation, la lutte et la coopération contre les événements de pollution par les substances nocives et potentiellement dangereuses.

contaminants causée par les navires. La pollution liée à l'exploitation des navires comprend les rejets d'eau de cale des salles des machines et les eaux de ballast des citernes de fuel-oil. Bien que les réglementations environnementales pour ces opérations soient assez strictes, les rejets en exploitation sont encore fréquents et toujours détectés en Méditerranée (Kostianoy et Carpenter 2018). La pollution chronique résultant des rejets en exploitation est plus difficile à évaluer que celle provoquée par les accidents. Les rejets incluent aussi d'autres contaminants comme des détergents et des produits nettoyants, des lubrifiants et des produits chimiques du matériel frigorifique et des extincteurs. L'inventaire des polluants émis peut être très utile pour évaluer leurs impacts environnementaux. Cependant, le problème semble avoir été négligé et les informations en la matière sont plutôt limitées (Honkanen *et al.* 2013 ; McLaughlin *et al.* 2014).

La production offshore de pétrole et de gaz représente une autre source de contamination de l'environnement marin. Les débris rocheux provoqués par les forages (prétendument déblais de forage) et l'eau de formation produite avec les hydrocarbures (prétendument eau de production) sont considérés comme les sources de contamination les plus importantes entrant dans l'océan dues aux opérations pétrolières et gazières offshore (Bakke *et al.* 2013).

Le forage de puits produit de grandes quantités de déchets (Tornerio *et al.* 2016). Les boues de forage sont utilisées pour amener les déblais de formation à la surface, contrôler les pressions de subsurface, lubrifier les trains de tiges de forage, assurer le nettoyage et le refroidissement du fond de puits, ainsi que pour l'entretien et la stabilité des sections non tubées du puits de forage. L'eau de production correspond à l'eau produite lors des opérations de production de pétrole et/ou de gaz. C'est une combinaison d'eau de formation, d'eau de condensation et d'eau d'injection re-produite. Elle inclut aussi de l'eau utilisée pour dessaler le pétrole. L'eau de production représente le flux de déchets le plus important généré lors des activités de production offshore, tant en volume qu'en quantité de polluants.

Les déversements accidentels des installations offshore peuvent être dus à des éruptions de puits, à des rejets aigus ou lents d'équipements sous-marins et des pipelines, à des défaillances structurelles ou à des dommages subis par les plates-formes de production ou de pompage et à des activités de chargement des navires-citernes de plates-formes. La pollution par les hydrocarbures des installations pétrolières et gazières, en particulier les éruptions de puits, peut être très différente des déversements

d'hydrocarbures des navires, principalement en raison du rejet possible de grandes quantités de pétrole frais sur des périodes prolongées (Tornerio *et al.* 2016).

3.2.2. État des lieux de la pollution et tendances

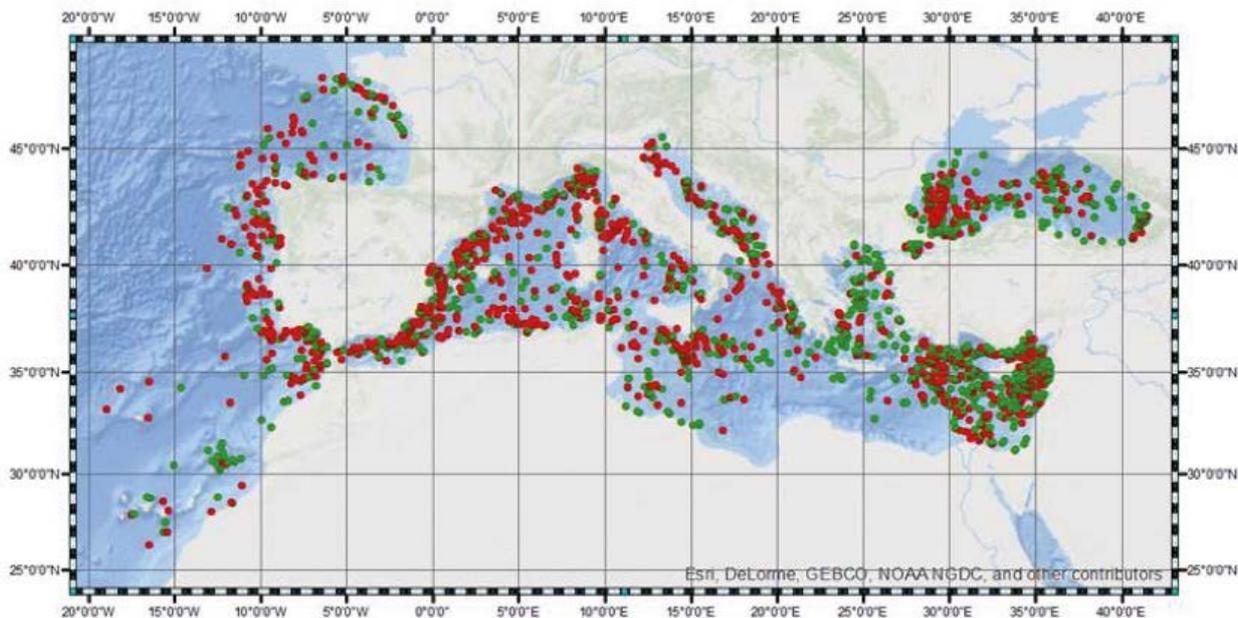
Girin & Daniel (2018) et Girin & Carpenter (2018) indiquent que la pollution globale par les hydrocarbures dans les eaux méditerranéennes correspond à la somme de quatre sources différentes (sans préciser les proportions), à savoir :

- Les déversements accidentels à terre, dus à des réservoirs de stockage, des accidents routiers/ferroviaires/ de pipeline, des actes de guerre ou de vandalisme. Il n'existe pas de statistiques nationales sur ces déversements, qui sont généralement minimes.
- Les accidents des navires et des stockages côtiers ou les actes de guerre qui déversent subitement une grande quantité d'hydrocarbures à un endroit particulier. Ils sont plutôt rares : moins d'un par décennie en moyenne pour les déversements de plus de 10 tonnes.
- Les déversements en exploitation dus au transport maritime : les rejets en exploitation sont légaux quand ils sont réalisés conformément aux exigences de la Convention MARPOL (voir le paragraphe 1.2.7). Quand ce n'est pas le cas, il s'agit de rejets illicites. Les déversements en exploitation autorisés sont volontaires et de faible ampleur (moins de 10 tonnes). Il n'existe pas d'informations sur la contribution de ce type de rejets au volume total d'hydrocarbures rejetés en Méditerranée. La même observation s'applique aux activités d'exploration et d'exploitation pétrolières offshore.
- Les suintements naturels des fonds marins.

Il est très difficile d'estimer les volumes d'hydrocarbures déversés en mer venant des sources terrestres susmentionnées. Par conséquent, cette information manque pour la Méditerranée (Kostianoy & Carpenter 2018).

La pollution liée à l'exploitation des navires, aussi appelée rejet en exploitation, désigne le déversement de polluants par les navires dans le cours normal de leurs opérations. Les rejets d'exploitation incluent les émissions produites par le moteur des navires, le rejet systématique d'eaux usées, de résidus de réservoir, de fioul lourd et d'ordures, etc. Il est généralement admis qu'un navire laisse un flux d'eau mélangée à des hydrocarbures dans son sillage pendant plusieurs heures, jusqu'à plusieurs dizaines

Figure 69. Déversements détectés par satellite en 2016. Classe A (points rouges sur la carte) : déversement très probable d'hydrocarbures (huile minérale ou végétale/de poisson) ou de produit chimique. Classe B (points verts sur la carte) : déversement possible d'hydrocarbures (huile minérale/végétale/de poisson) ou de produit chimique.



Source : PNUE/PAM (2017)

d'heures, tant que la concentration d'hydrocarbures dans l'eau déversée ne dépasse pas 15 parties par million (ppm). Si le rejet respecte la limite donnée, la pollution liée à l'exploitation des navires est par nature légale. À l'inverse, si la concentration dépasse 15 ppm, il s'agit d'un rejet illicite.

Alors que la pollution accidentelle est rare en Méditerranée, les rejets en exploitation sont devenus une pratique courante dans le bassin et représentent la principale source de pollution marine par les navires. Le Rapport 2017 sur la qualité de la Méditerranée présente une carte des déversements d'hydrocarbures détectés par satellite au cours de l'année 2016 (Figure 69). La concentration des déversements d'hydrocarbures sur les principales routes maritimes méditerranéennes et sur les zones côtières où se trouvent les ports peut être vue comme une preuve du rôle majeur des activités maritimes dans la pollution par les hydrocarbures.

3.2.2.1. Incidents

L'enregistrement des incidents de déversement d'hydrocarbures en Méditerranée a commencé au début des années 1960, même si des événements de pollution par les hydrocarbures sont certainement survenus avant. Il est évident que les première et seconde guerres mondiales ont contribué à la pollution par les hydrocarbures de la

Méditerranée compte tenu des nombreux actes de guerre ayant ciblé des navires, des sous-marins et des avions.

La grande majorité des déversements d'hydrocarbures importants (plus de 6 000 tonnes) enregistrés depuis les années 1960 a eu lieu avant 1981 (Tableau 18). Au-delà, seuls quatre déversements d'hydrocarbures majeurs sont survenus en Méditerranée : trois dus à des incidents impliquant des navires comme l'indique le Tableau 18 et un quatrième dû au bombardement de la centrale électrique de Jieh au Liban par les forces aériennes israéliennes les 14 et 15 juillet 2006 (15 000 à 30 000 tonnes de fuel-oil ont été déversées) (Kostianoy et Carpenter 2018). Malheureusement, les incidents post-1981 comprennent aussi l'événement le plus grave survenu en Méditerranée : une marée noire de 144 000 tonnes après l'accident du MT Haven au large du port de Gènes en Italie. Le REMPEC ⁽¹⁴⁾ signale un autre incident majeur non répertorié dans le tableau ci-dessous, qui a eu lieu le 13 mars 1994 et a impliqué le Nassia, qui transportait du pétrole brut et a été percuté par un cargo dans le Bosphore. L'incident a provoqué un déversement d'environ 95 000 tonnes de pétrole brut. Malgré ces catastrophes post-1981, l'amélioration et les progrès technologiques réalisés dans la construction des navires (notamment les doubles coques et les ballasts séparés), leur entretien et leur exploitation, ainsi que dans l'organisation

(14) <https://www.rempec.org/en/our-work/pollution-preparedness-and-response/response/accident-map>

du trafic ont contribué à réduire drastiquement le nombre de déversements majeurs dus aux navires.

La quantité totale des hydrocarbures déversés en Méditerranée à la suite des incidents majeurs répertoriés dans le Tableau 18 s'élève à 537 600 tonnes en 52 ans. La valeur annuelle moyenne est d'environ 10 000 tonnes. Toutefois, comme nous l'avons précédemment indiqué, la plupart des incidents et des hydrocarbures déversés ont eu lieu avant 1981 (Kostianoy et Carpenter 2018).

Girin et Carpenter (2018) fournissent une autre liste de 14 déversements d'hydrocarbures accidentels identifiés par le biais de la base de données du CEDRE sur la période 1970-2015 (Tableau 19). Cette liste recoupe et complète partiellement ceux indiqués dans le Tableau 18 avec des événements de moins grande ampleur. Établir une comparaison des deux tableaux, y compris du même événement dans les deux tableaux, n'est pas un exercice facile : les chiffres dépendent en réalité de ce que l'on considère comme un déversement d'hydrocarbures et des sources supposées de tels déversements. Malgré ces différences, le Tableau 19 met aussi en avant que ces événements (10 sur 14) sont survenus pour la plupart avant 2000.

De plus, selon le PNUE-PAM (2017), les quantités de SNPD déversées accidentellement ont nettement diminué sur la période 1994-2013, puisqu'entre 2003 et 2013, les déversements de SNPD accidentels deviennent

négligeables par rapport aux années précédentes. L'un des pires déversements de SNPD en Méditerranée a été le naufrage du Continental Louis en 1991 en Méditerranée orientale. Le navire transportait 51 600 tonnes de fer.

Si l'on examine les données de 1994 à 2013, le PNUE/PAM (2019) indique qu'environ 32 000 tonnes d'hydrocarbures ont été déversées en Méditerranée à la suite d'incidents. La proportion d'incidents impliquant des déversements d'hydrocarbures a chuté de 56 % sur la période 1977-1993 à 40 % sur la période 1994-2013. 61 % de ces incidents ont entraîné des déversements de moins de 1 tonne (PNUE/PAM 2019). En Méditerranée, les quantités de substances nocives et potentiellement dangereuses déversées accidentellement ont considérablement diminué sur la période 1994-2013 et sont devenues insignifiantes depuis 2003 (PNUE/PAM 2019).

Une récente étude menée à l'échelle européenne (Fernández-Macho 2016) a montré que les pays européens riverains de l'Atlantique sont plus à risque d'être concernés par des déversements d'hydrocarbures que les pays méditerranéens ou baltes, le Royaume-Uni étant le pays le plus touché. L'étude a développé un nouvel index des risques afin d'analyser la vulnérabilité potentielle des régions côtières aux déversements d'hydrocarbures. Cet outil a révélé que la côte ouest du Royaume-Uni est la plus à risque d'être touchée par un déversement d'hydrocarbures. Des 25 régions les plus à risque, 20 se trouvent le long des côtes du Royaume-Uni et les trois premières

Tableau 18. Liste des déversements d'hydrocarbures majeurs dus à des accidents de navires en Méditerranée entre 1966 et 2017.

Date	Nom du navire	Lieu de l'incident	Quantité déversée
15/05/1966	Fina Norvege	Sardaigne (Italie)	6 000 tonnes
01/11/1970	Marlena	Sicile (Italie)	15 000 tonnes
11/06/1972	Trader	Grèce	37 000 tonnes
25/04/1976	Ellen Conway	Port d'Arzew (Algérie)	31 000 tonnes
30/06/1976	Al Dammam	Agioi Theodoroi (Grèce)	15 000 tonnes
10/08/1977	URSS I	Bosphore (Turquie)	20 000 tonnes
25/12/1978	Kosmas M.	Antalya (Turquie)	10 000 tonnes
02/03/1979	Messiniaki Frontis	Crète (Grèce)	16 000 tonnes
15/11/1979	MT Independenta	Bosphore (Turquie)	64 000 tonnes
23/02/1980	Irenes Serenade	Navarino Bay (Grèce)	100 000 tonnes
29/12/1980	Juan Antonio Lavallega	Port d'Arzew (Algérie)	37 000 tonnes
29/03/1981	Cavo Cambanos	Corse (France)	18 000 tonnes
29/03/1981	Sea Spirit and Hesperus	Gibraltar (Royaume-Uni)	12 200 tonnes
11/04/1991	MT Haven	Gênes (Italie)	144 000 tonnes
26/12/2000	Castor	Nador (Maroc)	9 900 tonnes
10/09/2017	Agia Zoni II	Pirée et au large de Salamine (Grèce)	700-2 500 tonnes

Source : informations incluses dans Kostianoy et Carpenter (2018)

y sont toutes situées : Torbay, Swansea et Blackpool. Sur les cinq régions restantes, quatre se trouvent en Grèce (Argolide, Arcadie, Corinthe et Béotie) et une en Espagne (Ceuta), sur la côte nord de l'Afrique. Au niveau des pays, les pays de la côte européenne atlantique, notamment (par ordre des risques) le Royaume-Uni, l'Allemagne, les Pays-Bas, la France, l'Espagne et le Portugal, étaient les plus à risque d'être concernés par des déversements d'hydrocarbures. Cependant, en Méditerranée, la Grèce, l'Italie et la Turquie font aussi partie des plus à risque.

La tendance méditerranéenne des incidents de pollution est cohérente avec celle observée à l'échelle mondiale. Les taux d'incidents ont diminué à l'échelle mondiale comme régionale malgré la hausse du trafic maritime, notamment grâce à l'impact du cadre réglementaire international adopté par le biais de l'OMI et des activités de coopération régionales (PNUE-PAM 2017). 19 des 20 plus grands déversements d'hydrocarbures jamais

enregistrés dans le monde (dont les deux événements méditerranéens du Haven et de l'Irenes Serenade et celui de l'Independenta dans le Bosphore en 1979) ont eu lieu avant 2000 (Tableau 20). La quantité d'hydrocarbures déversés lors d'incidents de navires-citernes a été réduite de 95 % depuis les années 1970. Le nombre moyen de déversements d'hydrocarbures supérieurs à 700 tonnes était de 24,5 dans les années 1970 et a radicalement diminué pour atteindre 1,8 lors de la décennie actuelle (Figure 70). Les causes des déversements d'hydrocarbures plus importants (calculés pour la période 1970-2019) sont les collisions (30 %), les échouements (32 %), les problèmes de coque (13 %), les incendies et explosions (11 %), les pannes d'équipements (4 %), d'autres problèmes comme des dégâts causés par des intempéries ou des erreurs humaines (7 %) et les causes inconnues (3 %) (ITOPF 2020). Sur la même période, on observe également une nette tendance à la baisse pour les déversements entre 7 et 700 tonnes.

Tableau 19. Déversements d'hydrocarbures dus à des accidents de navires en Méditerranée sur la période 1970-2015 enregistrés dans la base de données du CEDRE.

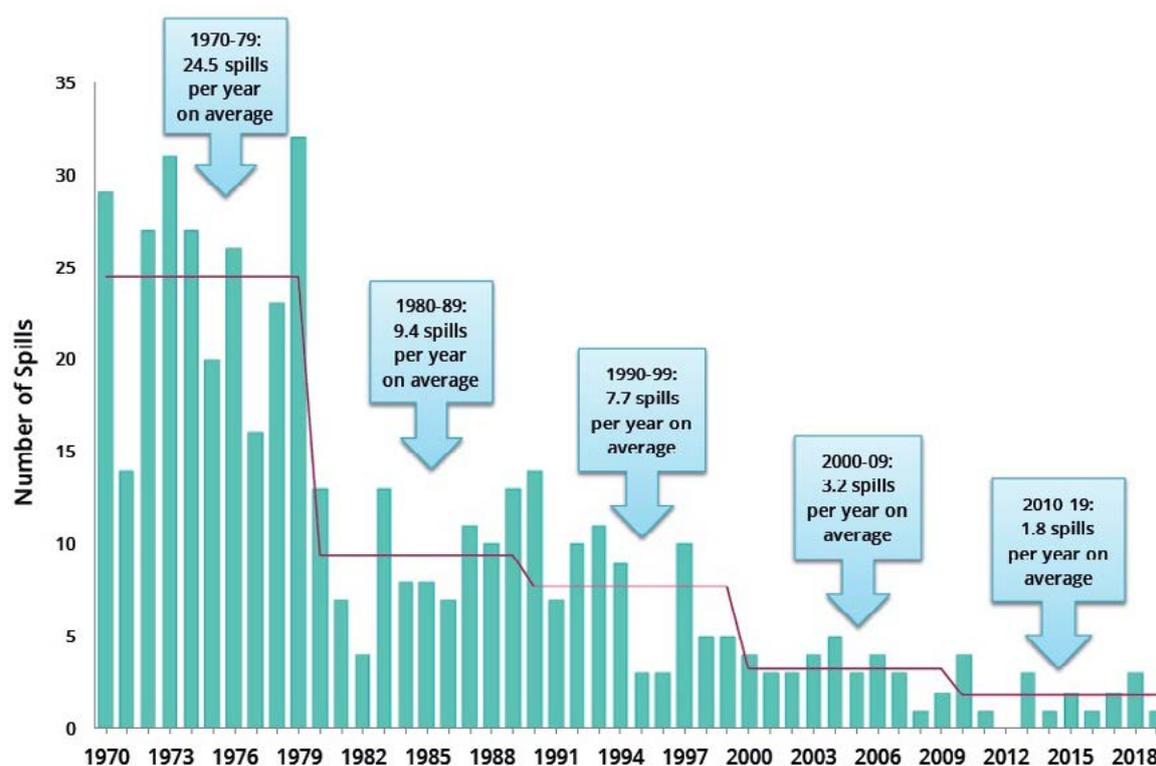
Année	Nom du navire/ usine	Lieu de l'incident	Type de navire et circonstances de la pollution	Type d'hydrocarbure déversé	En tonnes déversées
1977	Al Rawdatain	Au large du port de Gênes, Italie	Pétrolier. Erreur de manœuvre au déchargement	Pétrole brut	1 160
1978	Pavlos V	Au large de la Sicile, Italie	Pétrolier. Incendie à bord, en train de couler au moment du remorquage	Fuel-oil	1 500
1980	Irenes Serenade	Baie de Navarin, Grèce	Pétrolier. Explosion lors du mouillage, naufrage	Fuel-oil lourd + pétrole brut	20 000
1985	Patmos	Détroit de Messine, Italie	Pétrolier. Collision avec un autre navire	Pétrole brut	700
1991	Agip Abruzzo	Au large du port de Livourne, Italie	Pétrolier. Collision avec un ferry	Pétrole brut	2 000
1991	Haven	Au large du port de Gênes, Italie	Pétrolier. Incendie au mouillage, explosion, a coulé en trois parties	Pétrole brut	144 000
1991	Svangen	En cours de navigation pour Almeria, Espagne	Pétrolier. Naufrage lors d'une tempête	Carburant	180
1993	Iliad	Port de Pylos, Grèce	Pétrolier. Échoué sur des rochers en raison d'une tempête	Pétrole brut	200
1996	Kriti Sea	Port d'Agioi Theodori, Grèce	Pétrolier. Erreur de manœuvre au déchargement	Pétrole brut	50
1999	Enalios Thetis	Port de Sarroch, Sardaigne, Italie	Erreur de manœuvre au cours du chargement	Fuel-oil	56
2000	Castor	Au large de Nador, Maroc	Panne de structure durant une tempête	Essence	9 900
2005	MSC Al Amine	Golfe de Tunis, Tunisie	Porte-conteneurs. Panne mécanique durant une tempête	Fuel-oil lourd	150
2007	New Flame	Détroit de Gibraltar, Royaume-Uni	Navire à cargaisons. Collision avec un autre navire	Fuel-oil lourd	1 800
2010	CGM Strauss	Au large de Gênes - Port de Voltri, Italie	Porte-conteneurs. Collision avec un autre navire	Fuel-oil lourd	180
Total					181 876

Source : Girin et Carpenter (2018) ; sur la base des données du CEDRE

Tableau 20. Déversements d'hydrocarbures majeurs depuis 1967. Les quantités ont été arrondies au millier le plus proche.

Position	Nom du navire	Année	Lieu	Volume de déversement (tonnes)
1	ATLANTIC EMPRESS	1979	Au large de Tobago, Indes occidentales	287 000
2	ABT SUMMER	1991	À 700 milles nautiques de l'Angola	260 000
3	CASTILLO DE BELLVER	1983	Au large de la baie de Saldagne, Afrique du Sud	252 000
4	AMOCO CADIZ	1978	Au large de la Bretagne, France	223 000
5	HAVEN	1991	Gênes, Italie	144 000
6	ODYSSEY	1988	À 700 milles nautiques de la Nouvelle-Écosse, Canada	132 000
7	TORREY CANYON	1967	Îles Scilly, Royaume-Uni	119 000
8	SEA STAR	1972	Golfe d'Oman	115 000
9	SANCHI*	2018	Au large de Shanghai, Chine	113 000
10	IRENES SERENADE	1980	Baie de Navarin, Grèce	100 000
11	URQUIOLA	1976	La Corogne, Espagne	100 000
12	HAWAIIAN PATRIOT	1977	À 300 milles nautiques de Honolulu	95 000
13	INDEPENDENTA	1979	Détroit du Bosphore, Turquie	95 000
14	JAKOB MAERSK	1975	Porto, Portugal	88 000
15	BRAER	1993	Îles Shetland, Royaume-Uni	85 000
16	AEGEAN SEA	1992	La Corogne, Espagne	74 000
17	SEA EMPRESS	1996	Milford Haven, Royaume-Uni	72 000
18	KHARK 5	1989	À 120 milles nautiques de la côte atlantique du Maroc	70 000
19	NOVA	1985	Au large de l'île de Kharg, golfe Persique, Iran	70 000
20	KATINA P	1992	Au large de Maputo, Mozambique	67 000

Source : ITOPF (2020)

Figure 70. Nombre de déversements importants (>700 tonnes) dans le monde.


Source : ITOPF (2020)

Les Fonds internationaux d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (FIPOL) offrent une compensation financière pour les dommages dus à la pollution par des hydrocarbures persistants à la suite de déversements provenant de pétroliers dans leurs États membres (15). La base de données des FIPOL fournit une nouvelle perspective sur les accidents de navires impliquant des déversements d'hydrocarbures, plus particulièrement en soulignant l'indemnité financière accordée par le fonds pour compenser les impacts des déversements. Le Tableau 21 répertorie les sinistres méditerranéens ayant provoqué des déversements d'hydrocarbures suivis de demandes d'indemnisation et/ou d'actions récursoires gérées par les FIPOL.

La carte de la Figure 71 représente les incidents maritimes ayant provoqué des déversements d'hydrocarbures

ou de substances nuisibles survenus sur la période 2000-2009 en Méditerranée et d'autres informations (par ex., les principales routes maritimes). Dans la présente étude, nous avons créé deux cartes fournissant des informations similaires pour la période 2010-2019 à l'aide de données sur les incidents issues de la base de données Lloyd's List Intelligence. Les cartes commentées ci-dessous offrent un gros plan sur les périodes 2000-2009 et 2010-2019.

Selon le Tableau 18, seul un incident ayant provoqué un déversement d'hydrocarbures majeur a eu lieu lors de chacune de ces deux décennies. Les événements cartographiés sont de moindre importance et sont donc cohérents avec la baisse du nombre de déversements d'hydrocarbures majeurs dus à des incidents enregistrés à l'échelle mondiale et méditerranéenne.

Tableau 21. Sinistres liés à des déversements d'hydrocarbures en Méditerranée avec des demandes d'indemnisation et/ou des actions récursoires gérées par les FIPOL. Abréviations : USD = dollar américain, FFR = franc français, Din = dinar, £ = livre sterling, Lt = lire italienne, € = euro.

Navire	Date	Lieu	Cause	Quantité déversée (tonnes)	Jauge brute	Indemnité versée
Patmos	21/03/1985	Détroit de Messine (Italie)	Collision	700	51 627	Aucune
Oued Gueterini	18/12/1986	Alger (Algérie)	Rejet	15	1 576	1 133 USD 708 824 FFR 5 650 Din 126 120 £
Agip Abruzzo	10/04/1991	Livourne (Italie)	Collision	2 000	98 544	Aucune
Haven	11/04/1991	Gênes (Italie)	Incendie et explosion	Inconnue	109 977	71 584 970 783 Lt 23 510 228 FFR
Iliad	09/10/1993	Pylos (Grèce)	Échouement	200	32 511	Aucune
Kriti Sea	09/08/1996	Agioi Theodoroi (Grèce)	Erreur lors de l'approvisionnement en hydrocarbures	30	62 678	3 774 000 €
Slops	15/06/2000	Le Pirée (Grèce)	Incendie	1 000-2 500	10 815	4 022 099 €
Spabunker IV	21/01/2003	Gibraltar	Naufrage	Inconnue	647	Aucune
Alfa I	05/03/2012	Baie d'Eleusis (Grèce)	Collision avec une épave immergée	Inconnue	1 648	12 000 000 €
Agia Zoni II	10/09/2017	Golfe Saronique (Grèce)	Naufrage	550	1 597	Sinistre en cours

Source : <https://iopcfunds.org/fr/sinistres/sinistres-carte/> (consulté en juillet 2020)

Figure 71. Accidents maritimes avec déversements d'hydrocarbures ou de substances nocives sur la période 2000-2009 en Méditerranée.



Source : GRID-Arendal (2013) ; <https://www.grida.no/resources/5920>

(15) <https://iopcfunds.org/fr/>

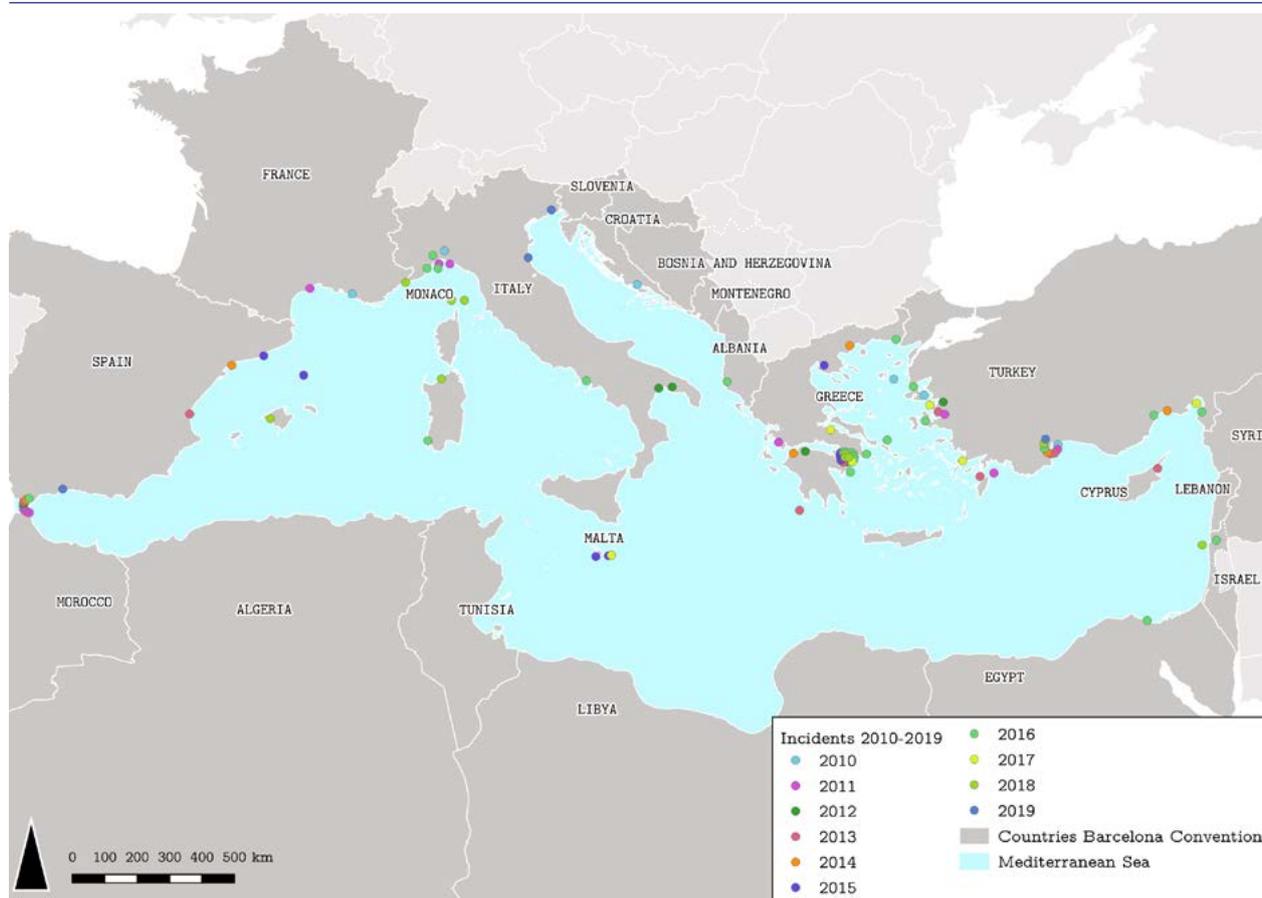
À partir de la base de données Lloyd's List Intelligence, nous avons récupéré les données de 93 incidents survenus en Méditerranée sur la période 2010-2019 ayant entraîné un déversement d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives⁽¹⁶⁾. La première carte (Figure 72) montre la répartition géographique des incidents enregistrés et leur classement selon l'année d'occurrence⁽¹⁷⁾. La consultation du rapport de chaque incident a aussi permis d'identifier la typologie des substances déversées, qui ont été classées comme hydrocarbures (ce qui comprend le pétrole brut, les eaux mélangées à des hydrocarbures, les carburants et les huiles de graissage) et comme autres substances nocives (principalement les eaux de ballast souillées, mais aussi les eaux usées, le GNL et la poussière de charbon). 77,4 % des incidents enregistrés ont provoqué des déversements d'hydrocarbures, et 15,1 % des déversements d'autres substances nocives. Dans 7 cas (7,5 %), il n'y a pas d'informations sur les polluants déversés. La répartition des incidents de navires classés par types de déversement est indiquée dans la Figure 73.

Sur la période 2010-2019, les porte-conteneurs ont été responsables de la plupart des incidents (31,2 %)

enregistrés par Lloyds et ayant provoqué des déversements d'hydrocarbures ou d'autres polluants (Figure 74). Les autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons, ainsi que les navires-citernes ont aussi contribué de manière significative au nombre total d'incidents. Les incidents de navires-citernes sont presque exclusivement dus à des pétroliers et des chimiquiers (15 cas sur 16), avec un seul transporteur de gaz.

Le REMPEC gère le MEDGIS-MAR, le système d'information géographique intégré méditerranéen pour l'évaluation du risque et la lutte contre la pollution maritime. Ce référentiel contient différents types de données, fournies et mises à jour par les états côtiers méditerranéens, dont des données sur les accidents de 1977 à 2018. Ces données ont été filtrées en sélectionnant les accidents ayant provoqué le déversement de polluants dans l'environnement marin⁽¹⁸⁾. 682 événements ont été identifiés : la grande majorité (68,9 %) correspond à de petits événements ayant provoqué le rejet de moins de 7 tonnes d'hydrocarbures ou d'autres polluants en mer. 19,5 % sont des événements de dimensions moyennes (7-700 tonnes) et 6,5 % sont des événements majeurs (>700 tonnes) (Figure 75).

Figure 72. Incidents de navires ayant provoqué des déversements de polluants en Méditerranée sur la période 2010-2019.



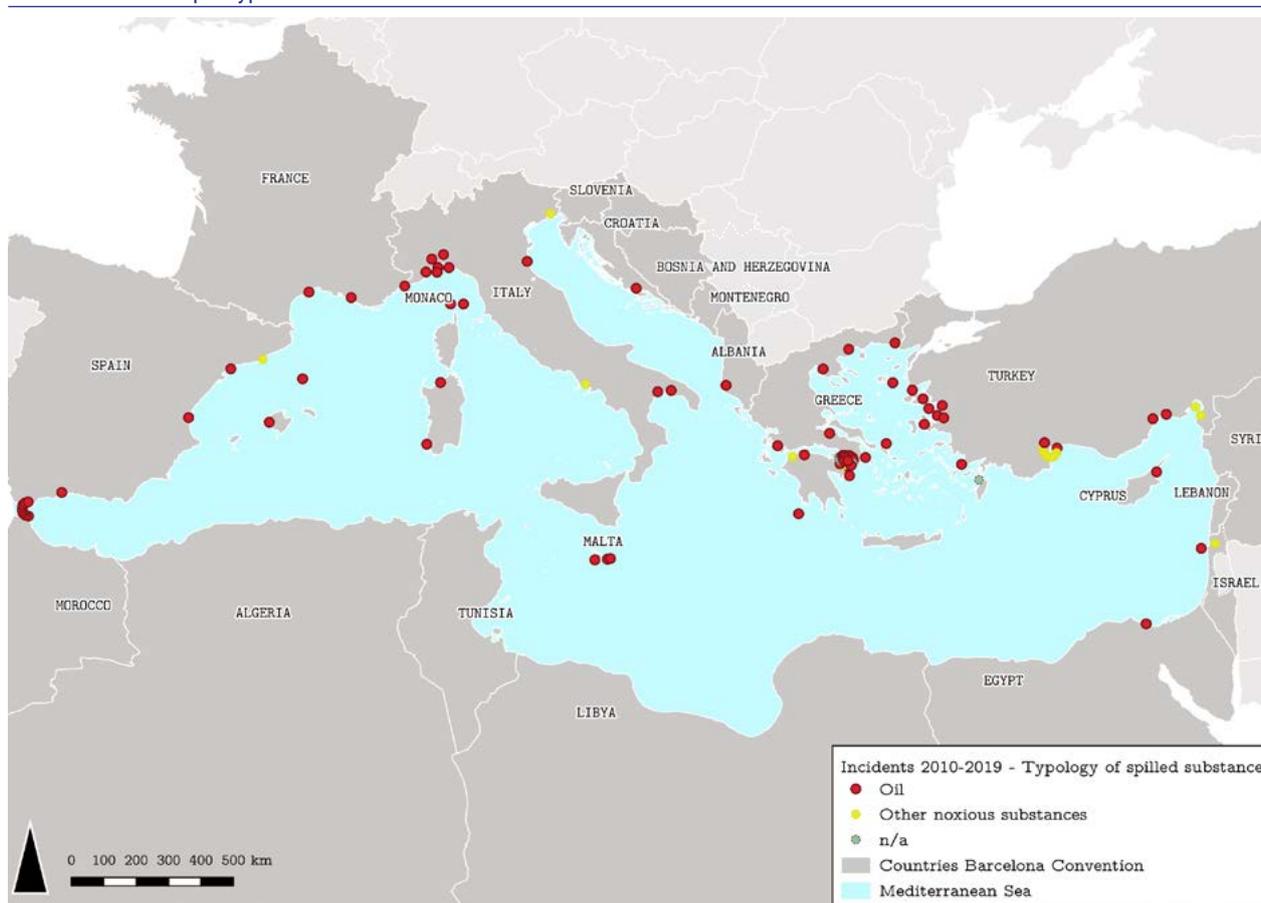
Source des données : base de données Lloyd's List Intelligence, données récupérées le 29 juin 2020

(16) Une recherche dans la base de données Lloyd's List Intelligence sur les incidents des régions orientales et méditerranéennes et des événements à l'origine de pollution renvoie 94 événements (sur la période 2010-2019). Ces événements ont été vérifiés individuellement. L'un de ces 94 incidents a été écarté, car il a eu lieu dans les Caraïbes, comme l'indique le rapport de causalité. Le nombre total des incidents avec déversement étudiés s'élève donc à 93.

(17) La fonction de déplacement de point a été utilisée pour visualiser correctement les incidents survenus dans la même région dans les cartes 2010-2019. Par conséquent, les cartes indiquent le lieu approximatif des incidents étudiés.

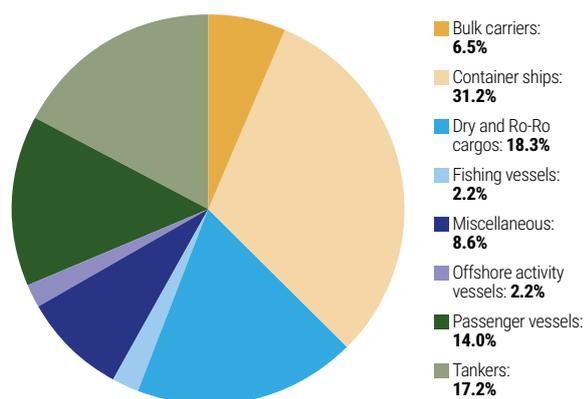
(18) Les données du MEDGIS-MAR sur les incidents ont plus particulièrement été filtrées sur la base du champ « Pollution = OUI » OU « Intervalle de pollution » différent d'une valeur nulle.

Figure 73. Incidents de navires ayant provoqué une pollution marine en Méditerranée sur la période 2010-2019, classés par types de substances déversées.



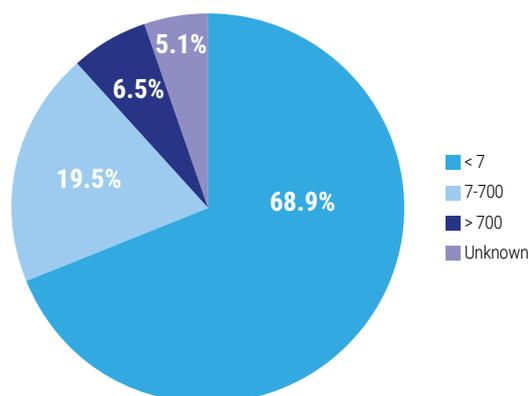
Source des données : base de données Lloyd's List Intelligence, données récupérées le 29 juin 2020

Figure 74. Incidents de navires ayant provoqué une pollution marine en Méditerranée sur la période 2010-2019 par type de navires.



Source des données : base de données Lloyd's List Intelligence, données récupérées le 29 juin 2020

Figure 75. Accidents ayant provoqué des rejets de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018 classés par volumes de polluants (tonnes).



Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

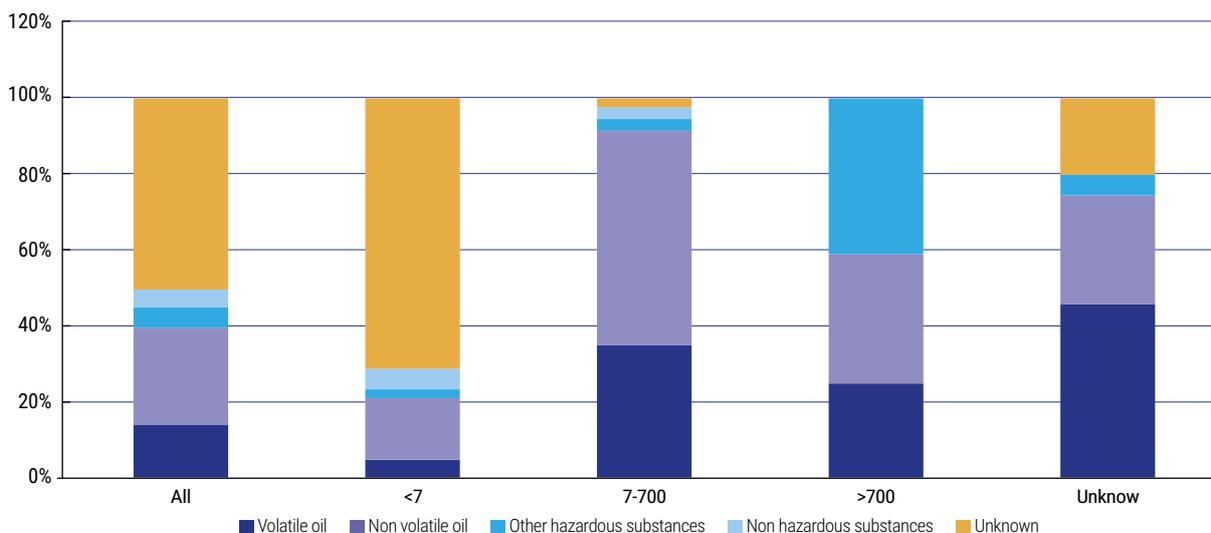
Dans plus de la moitié des cas, le type de substance déversée est inconnu. Cette incertitude est particulièrement élevée pour les petits événements (<7 tonnes) et baisse nettement pour les événements plus importants (Figure 76). Des huiles non volatiles ont été détectées dans 26 % des accidents si tous les cas sont pris en compte et dans 56 % et 34 % des accidents si les accidents moyens (7-700 tonnes) et plus importants (>700 tonnes) sont étudiés. Les huiles volatiles sont aussi présentes dans les déversements de moyenne et grande ampleurs, principalement les carburants. D'autres substances dangereuses (comme les lubrifiants, les autres produits chimiques liquides, les produits chimiques solides, le nitrate d'ammonium, l'acide nitrique, l'acide phosphorique, l'oxyde de fer, entre autres) sont le plus souvent signalées pour les accidents de grande ampleur (41 %).

Les données du MEDGIS-MAR concernent une grande diversité d'incidents (Figure 77). Contrairement à la base de données Lloyd's, ces données ne concernent pas exclusivement les accidents maritimes et ne sont pas uniquement axées sur le transport maritime. La majorité des cas est

classée dans « Autres » (41 %), ce qui réunit une grande variété d'incidents : rejets accidentels, quelques cas de rejets illégaux (5), incidents pendant les opérations de mazoutage, fuite à terre, dommages mécaniques généraux, problèmes lors d'opérations de guerre et beaucoup de causes inconnues. Les échouements (17 %), les naufrages (11 %) et les collisions (9 %) sont les causes les plus fréquentes d'incidents maritimes liés au transport maritime. Une part importante de la base de données MED-GIS (9 %) traite aussi des fuites de pétrole et de gaz pouvant être dues à des rejets accidentels, à des débordements de citerne, à des fuites de pipelines et à d'autres types d'incidents non définis.

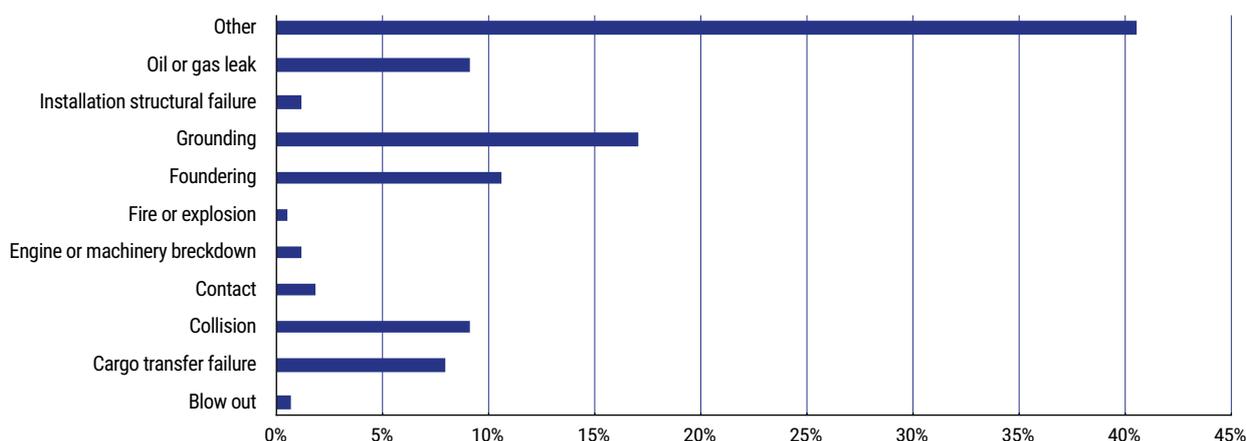
Les navires sont impliqués dans 85,3 % des accidents signalés (les 14,7 % restants sont non précisés ou sans rapport avec les navires). 38,5 % des accidents sont liés aux navires-citernes, dont 31,1 % de pétroliers sur les cas étudiés (Figure 78). Les autres types de navires les plus fréquemment impliqués dans les accidents répertoriés sont les autres navires à cargaisons sèches et rouliers à cargaisons (22,3 %) et dans une moindre mesure, les navires utilisés pour les opérations et services des ports (divers ; 10,1 %).

Figure 76. Accidents ayant provoqué un rejet de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par types de polluants déversés.



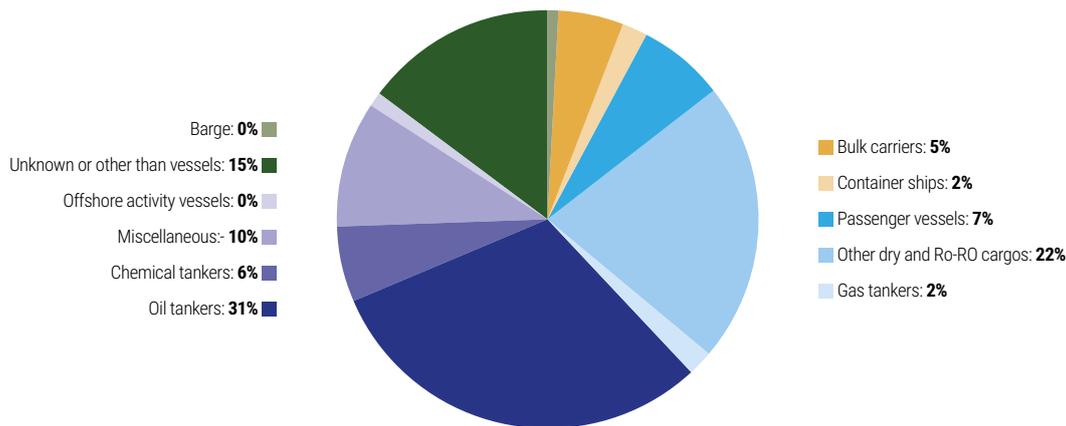
Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

Figure 77. Accidents ayant provoqué un rejet de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par types.



Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

Figure 78. Accidents ayant provoqué un rejet de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par types de navires.

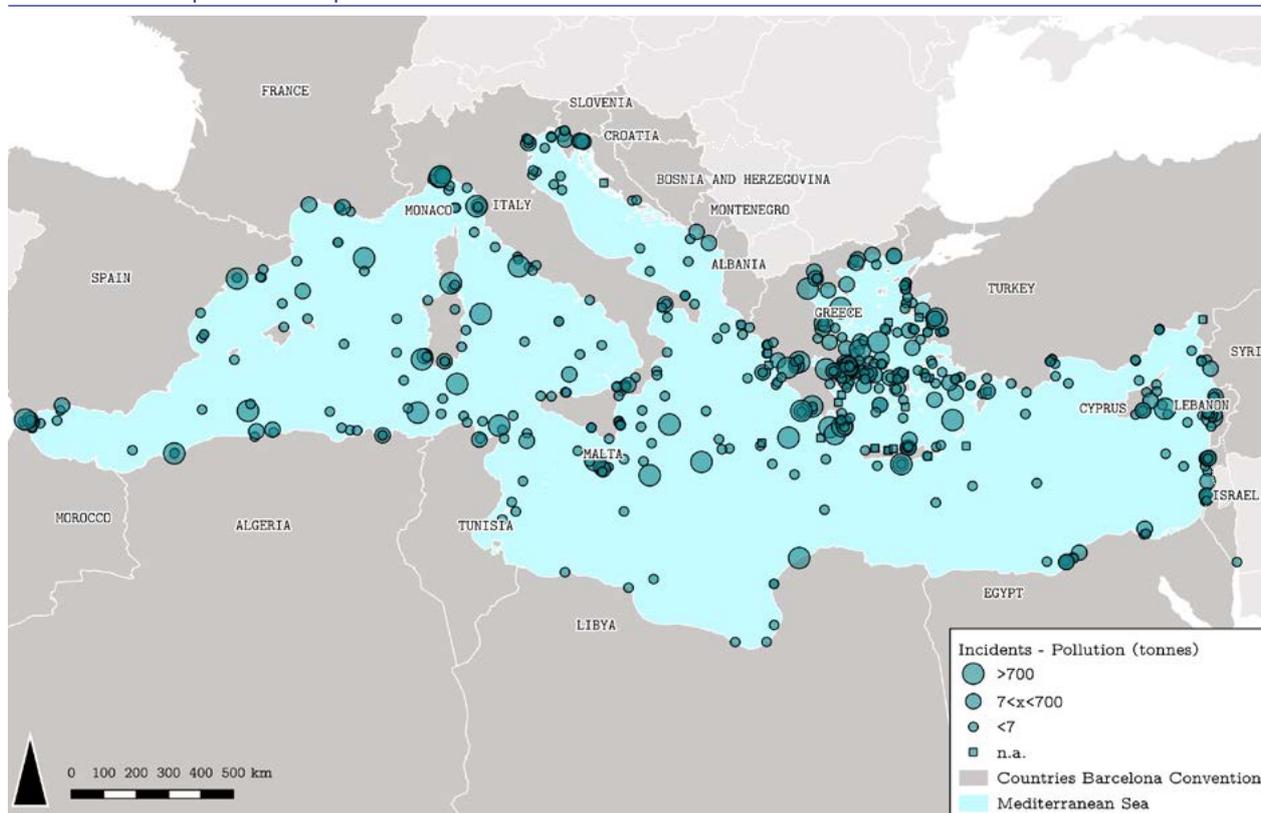


Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

La grande variété de ces cas joue un rôle dans le nombre élevé d'accidents répertoriés par le MEDGIS-MAR, également au cours de la dernière décennie (272 incidents entre 2009 et 2018). Par ailleurs, l'augmentation du nombre d'accidents signalés au REMPEC est avérée. Elle est certainement due au fait que les Parties contractantes de la Convention de Barcelone respectent davantage l'exigence de signaler les causes des incidents, conformément au Protocole Prévention et situations critiques de 2002 (PNUE-PAM 2017), ainsi qu'à une amélioration des capacités de détection et de surveillance. Bien que ce jeu de données ne vise pas à établir une tendance chronologique des incidents maritimes en Méditerranée,

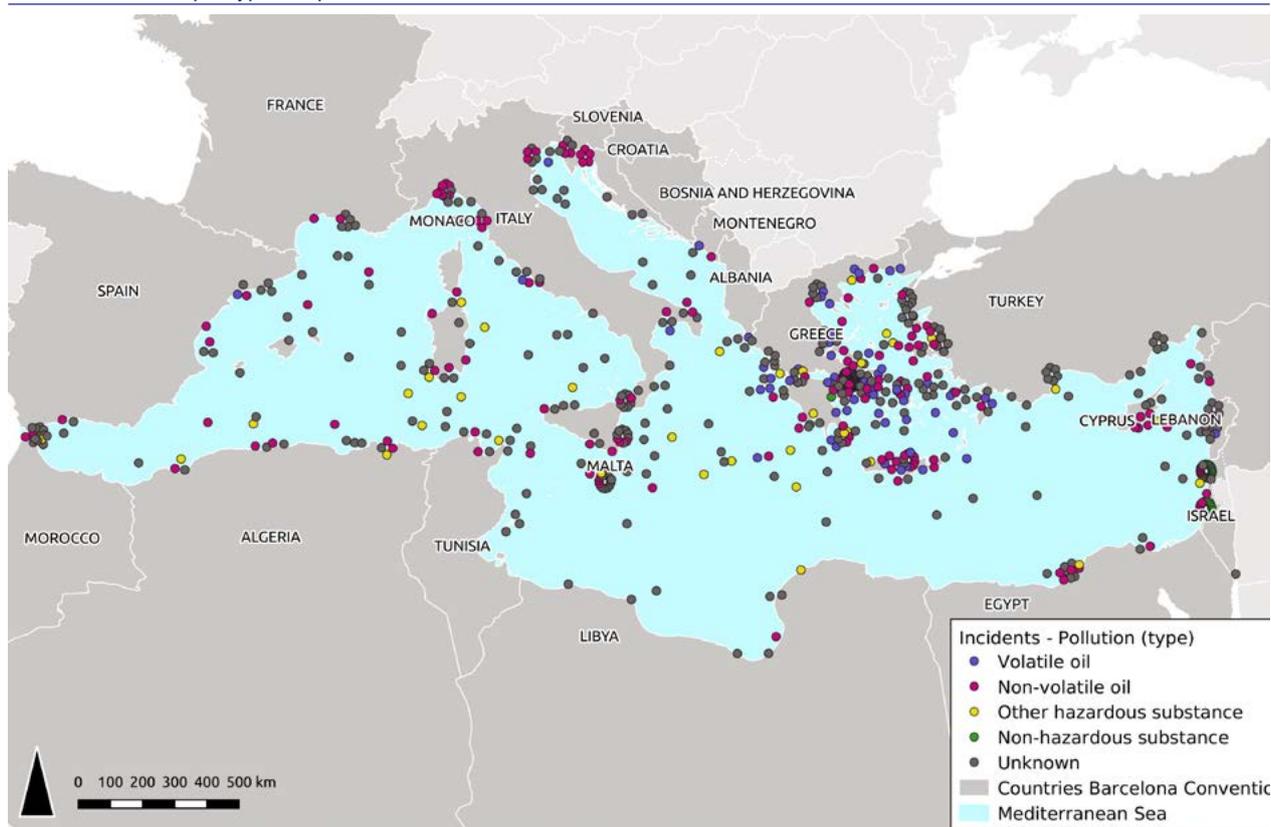
il met clairement en lumière que les causes des déversements des petits volumes d'hydrocarbures et d'autres polluants en Méditerranée restent nombreuses et exigent un suivi et des comptes rendus continus. Le MEDGIS-MAR a aussi été utilisé pour cartographier les accidents ayant provoqué le rejet d'hydrocarbures et d'autres polluants en mer. Les cartes de la Figure 79 et de la Figure 80 illustrent la répartition des 682 événements et leur classement, respectivement par quantités et par types de polluants rejetés. La carte de la Figure 81 se concentre sur les incidents où des déversements de substances chimiques (SNPD) ont été enregistrés et illustre les différents types de contaminants rejetés.

Figure 79. Carte des accidents ayant provoqué un rejet de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par volume de polluants.



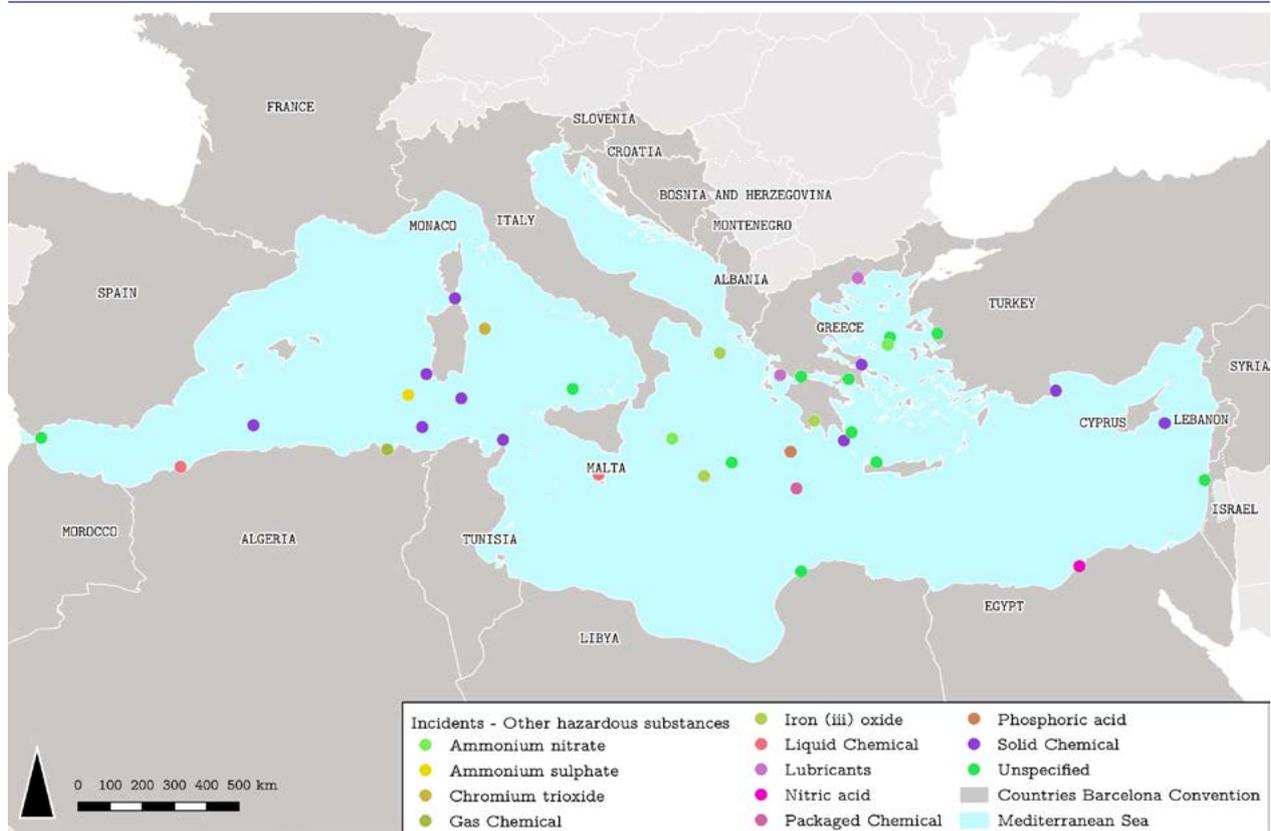
Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

Figure 80. Carte des accidents ayant provoqué un rejet de polluants en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par types de polluants.



Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

Figure 81. Carte des accidents ayant provoqué un rejet de SNPD en Méditerranée sur la période 1977-2018, classés par types de polluants.



Source des données : MEDGIS-MAR du REMPEC, données récupérées le 30 juin 2020

L'analyse du corpus de cartes de cette section met en lumière quelques points communs sur la répartition des incidents maritimes en Méditerranée.

- Le taux d'incidents a diminué à l'échelle régionale, malgré la hausse du trafic maritime, notamment grâce à l'impact du cadre réglementaire international adopté par le biais de l'OMI et des activités de coopération à l'échelle régionale.
- Les causes des rejets de petits volumes d'hydrocarbures et d'autres polluants en Méditerranée sont encore nombreuses et nécessitent une surveillance et des rapports continus.
- La plupart des incidents ont lieu près de la côte et en particulier près des grands ports et des zones de mouillage. C'est par exemple le cas des ports du Pirée en Grèce, d'Antalya en Turquie, de Gênes et Savone dans le nord de l'Italie, d'Augusta et de Gioia Tauro dans le sud de l'Italie, d'El Dekheila en Égypte, de Larnaca et de Limassol à Chypre, etc.
- Il existe une importante concentration d'incidents en mer Égée, l'une des zones les plus fréquentées de la Méditerranée, en raison de la route maritime provenant de la mer Noire, ainsi que des nombreuses connexions entre les îles et le continent.
- Le détroit de Gibraltar est une autre zone à haut risque.
- Quelques incidents sont situés offshore. L'incident survenu le 7 septembre 2015 dans les Baléares en est un exemple, quand le Nele Maersk a signalé un déversement d'hydrocarbures d'environ 35 tonnes (base de

données Lloyd's). La collision du navire tunisien Ulysse avec le porte-conteneurs chypriote CSL Virginia au nord du Cap Corse le 7 octobre 2018 est un exemple plus récent. L'incident a entraîné le déversement de 600 tonnes de fuel-oil lourd en Méditerranée et provoqué un déversement de presque 5 km de long ⁽¹⁹⁾ (Figure 82).

3.2.3. Pollution liée à l'exploitation des navires et rejets illicites

Les déversements en exploitation (ou pollution liée à l'exploitation des navires) désignent le rejet volontaire ou accidentel dans l'environnement marin d'hydrocarbures, de résidus d'hydrocarbures, d'eau de ballast mélangée à des hydrocarbures et d'autres produits pétroliers et chimiques provenant des navires. Ils peuvent être la conséquence d'une décision humaine, d'une erreur ou d'une défaillance technique. Ils sont légaux s'ils sont réalisés en haute mer, en dehors des zones reconnues comme « spéciales » par l'OMI et dans la limite de 15 parties d'hydrocarbures par million. Les rejets en exploitation sont illégaux partout au-delà de la limite des 15 ppm et, sous cette limite, dans les zones spéciales (Girin et Carpenter 2018).

Figure 82. Image satellite d'une résolution de 50 cm montrant les navires entrés en collision et la traînée d'hydrocarbures au large de la Corse (9/10/2018).



Source : WorldView-2 © European Space Imaging ; <https://www.espaceimaging.com/major-oil-spill-in-the-mediterranean/> (consulté en juillet 2020)

⁽¹⁹⁾ <https://www.rempc.org/en/our-work/pollution-preparedness-and-response/response/accident-map>

En vertu de l'Annexe I de la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL), toute la Méditerranée est identifiée comme zone spéciale pour les hydrocarbures⁽²⁰⁾. Par conséquent, en Méditerranée, tout rejet à la mer d'hydrocarbures ou de mélanges d'hydrocarbures provenant de la tranche de la cargaison d'un pétrolier est interdit. Dans les cas des navires d'une jauge brute de 400 tonnes ou plus, tout rejet dans la mer d'hydrocarbures ou d'un mélange d'hydrocarbures est aussi interdit, sauf quand les conditions suivantes sont remplies :

- le navire fait route ;
- le mélange d'hydrocarbures est filtré par un matériel de filtrage des hydrocarbures qui satisfait aux prescriptions de MARPOL ;
- la teneur en hydrocarbures de l'effluent non dilué ne dépasse pas 15 parties par million ;
- le mélange d'hydrocarbures ne provient pas des bouchains des chambres des pompes à cargaison, à bord des pétroliers ; et
- le mélange d'hydrocarbures, dans le cas des pétroliers, n'est pas mélangé avec des résidus de la cargaison d'hydrocarbures⁽²¹⁾.

La pollution liée à l'exploitation des navires est un problème majeur en Méditerranée. Les rejets d'hydrocarbures en exploitation sont devenus une pratique courante dans le bassin et représentent la principale source de pollution aux hydrocarbures par les navires. De petits rejets d'hydrocarbures (entre 1 et 10 tonnes) ont lieu toutes les semaines en Méditerranée, voire quotidiennement sur les principales routes. Ils représenteraient annuellement entre 1 500 et 2 500 déversements d'hydrocarbures dans le bassin (Kostianoy et Carpenter 2018).

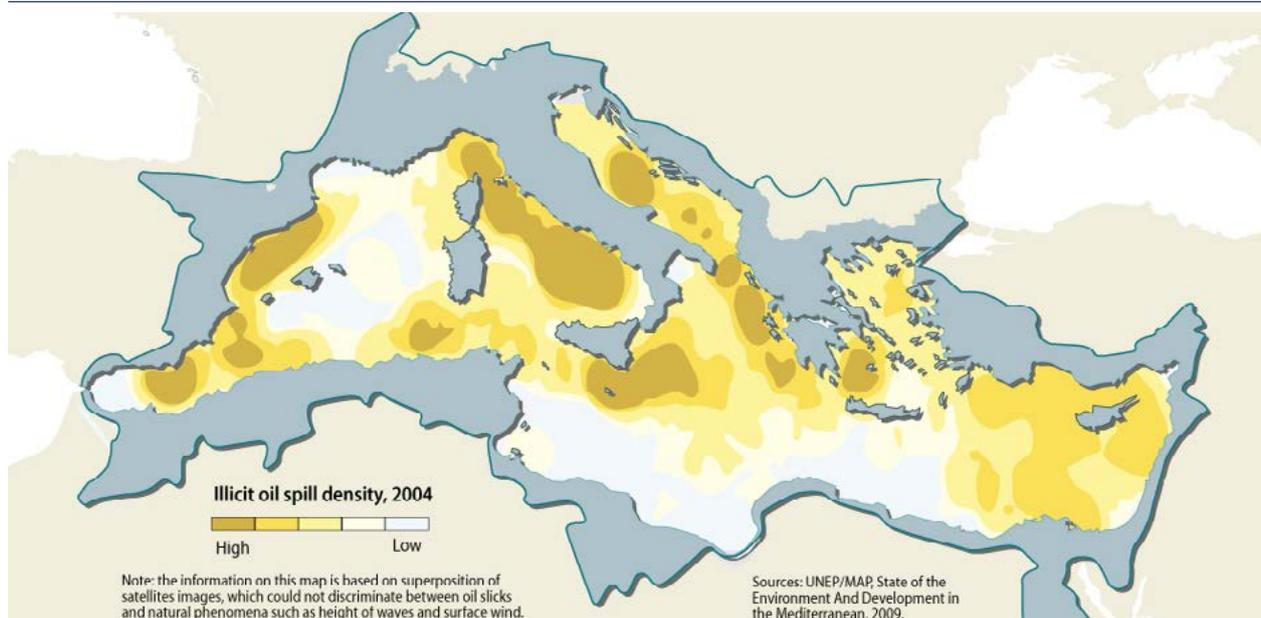
Comme le montre la Figure 69, la répartition des déversements d'hydrocarbures en exploitation en Méditerranée

est corrélée avec les principales routes maritimes. De nombreux déversements d'hydrocarbures ont lieu le long du principal axe ouest-est connectant le détroit de Gibraltar, via le canal de Sicile et la mer Ionienne, aux différentes branches de la Méditerranée orientale. Les routes pointant vers les principaux ports du littoral nord de l'Adriatique, de la mer Ligurienne, de la mer Tyrrhénienne et la zone maritime face aux ports du Pirée et de Barcelone (Abdulla et Linden 2008) se caractérisent aussi par une forte densité. Les données précédentes le confirment, comme le synthétise la Figure 83.

Une analyse réalisée sur une échelle moindre confirme que les rejets en exploitation représentent un problème majeur pour l'environnement marin méditerranéen. C'est par exemple le cas des déversements d'hydrocarbures observés de 2007 à 2011 dans le bassin Levantin, une zone caractérisée par un transport maritime intense et une activité offshore importante (en particulier pour l'extraction de gaz) (Figure 84).

La corrélation entre les déversements d'hydrocarbures détectés et les principales routes maritimes émerge clairement des autres études de cas sous-régionales et même nationales. La grande majorité des déversements d'hydrocarbures potentiels indiqués dans la Figure 85 est répartie le long des principaux axes de navigation qui traversent l'Adriatique et est principalement due aux déversements en exploitation. Dans l'Adriatique, les déversements d'hydrocarbures sont aussi provoqués par les opérations des nombreuses plates-formes offshore. Des cartes similaires et l'analyse de ce sous-bassin versant sont présentées par Morovic *et al.* (2018) et Perkovic *et al.* (2018). Les déversements d'hydrocarbures détectés dans les eaux espagnoles sur la période 2011-2014 sont répartis le long de la route maritime rejoignant le détroit de Gibraltar et face aux principaux ports (Figure 86).

Figure 83. Principales zones de déversement d'hydrocarbures.

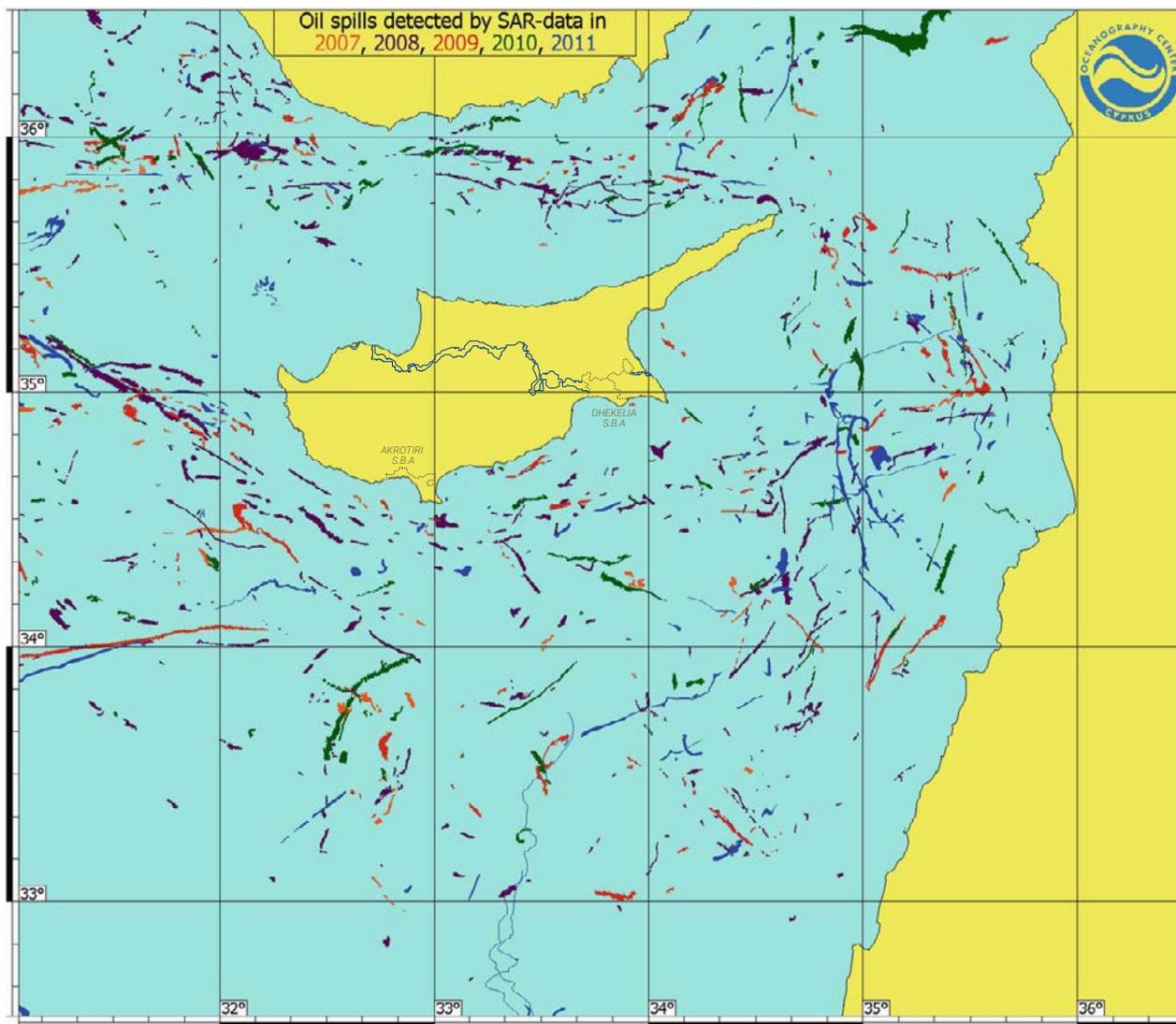


Source : données d'Abdulla et Linden (2008) ; carte de GRID-Arendal (2013), <https://www.grida.no/resources/5888>

(20) <http://www.imo.org/en/OurWork/Environment/SpecialAreasUnderMARPOL/Pages/Default.aspx>

(21) <https://www.rempoc.org/en/our-work/pollution-prevention/oil-pollution/oil-pollution/introduction>

Figure 84. Déversements d'hydrocarbures observés dans le bassin Levantin grâce aux images SAR sur la période 2007-2011.



Source : Zodiatis et al. (2012)

Les rejets illicites d'hydrocarbures, de mélange d'hydrocarbures et d'autres SNPD par les navires suscitent une grande inquiétude (PNUE-PAM, 2017). La surveillance et le suivi des rejets illicites restent un problème clé et sont insuffisants. Étant donné que ces opérations sont souvent illégales, il existe peu de données structurées sur les rejets illicites des navires en Méditerranée. Les données sont insuffisantes pour créer des tendances historiques. La surveillance maritime exige des moyens aériens et équipements (avions, radars aéroportés, kits d'échantillonnage) ou des technologies spéciales, comme des images satellites. L'acquisition et l'exploitation en temps quasi réel des images satellite des radars ont beaucoup progressé cette dernière décennie (Ferraro 2007 ; Girin et Carpenter 2018). Les techniques d'estimation de l'épaisseur des déversements enregistrés sur les images satellite, visant la surveillance des déversements d'hydrocarbures à des fins statistiques, ont aussi beaucoup évolué sur cette même période. Ces techniques sont désormais efficaces à presque 100 %. La plate-forme CleanSeaNet de l'AESM fournit un service de surveillance

des déversements d'hydrocarbures et de détection des navires par satellite, ce qui est une bonne ressource, mais réservée en principe aux seuls membres de l'UE.

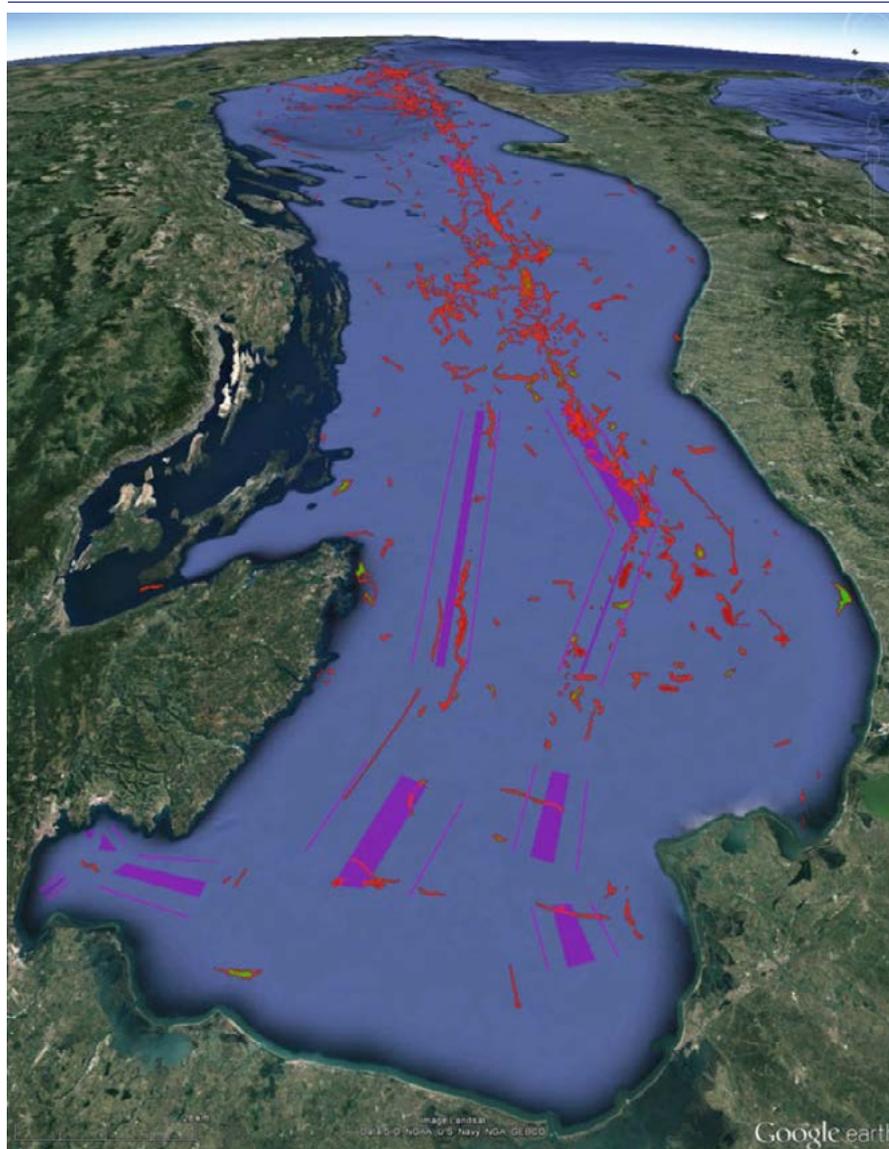
Il n'existe pas encore de système régional de sondage systématique des eaux méditerranéennes. Cependant, le réseau méditerranéen d'agents chargés de l'application des lois relatives à la Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL) dans le cadre de la Convention de Barcelone (MENELAS), auquel le REMPEC sert de Secrétariat, est actif (voir aussi le paragraphe 1.2.7). Dans le cadre du MENELAS, plusieurs outils de signalement des rejets illicites de polluants par les navires sont proposés : le système d'information géographique intégré méditerranéen pour l'évaluation du risque et la lutte contre la pollution marine (MEDGIS-MAR) (<https://medgismar.rempec.org/>) qui inclut une couche de données liée aux rejets de pollution illicites par les navires ; les rapports fournis par les Parties à la Convention MARPOL, qui doivent soumettre leurs rapports annuels au Secrétariat

de l'Organisation maritime internationale (OMI) ; les rapports sur la pollution causée par les navires dus par les États membres de l'Union européenne en application de la Directive 2005/35/CE.

En outre, un certain nombre de projets a été encouragé en Méditerranée (notamment par le REMPEC et l'Agence européenne pour la sécurité maritime, AESM) dans les domaines de la détection des déversements d'hydrocarbures et de la surveillance des activités maritimes (Zodiatis et Kirkos 2018). Le REMPEC a par exemple mis en œuvre le Projet de services d'information sur l'environnement marin et côtier (MARCOAST) et le Projet de surveillance aérienne et satellitaire de la pollution opérationnelle dans la mer Adriatique (AESOP) entre 2007 et 2009 et a organisé plusieurs activités, notamment des opérations de surveillance coordonnée aérienne des rejets des navires en Méditerranée (OSCAR-MED), en octobre 2009 et juin 2013.

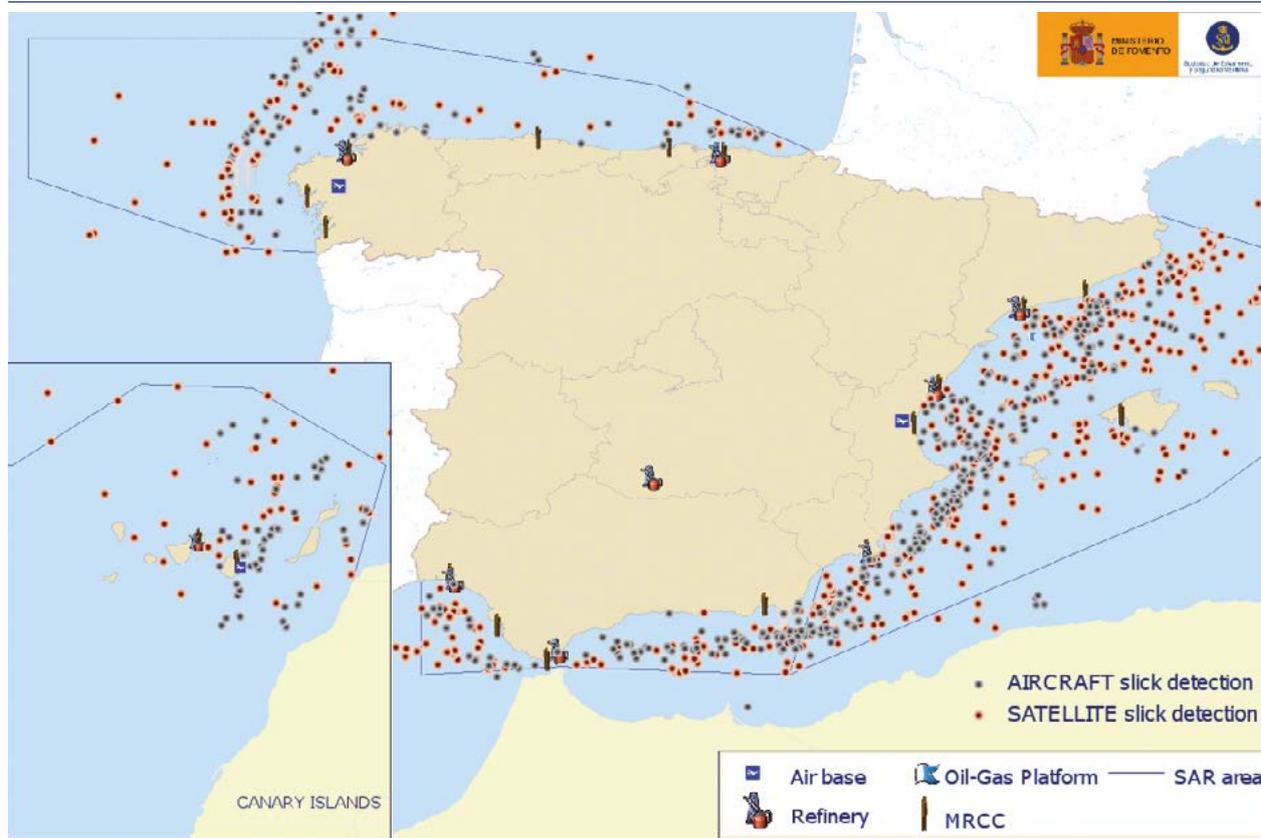
Les estimations quantitatives des rejets illicites et des volumes déversés montrent de grosses différences et une grande incertitude. À partir d'une vaste analyse documentaire, Kostianoy et Carpenter (2018) ont estimé que le volume total des hydrocarbures annuellement déversés en Méditerranée dus aux rejets en exploitation se situait entre 1 600 et 1 000 000 tonnes par an. Cette plage très large et cette énorme incertitude ne sont pas propres au bassin méditerranéen, mais concernent aussi d'autres mers régionales. Pour la mer Baltique, les estimations vont par exemple de 20 000 à 60 000 tonnes par an (Kostianoy et Lavrova 2014). Kostianoy et Carpenter (2018) estiment que la limite basse (1 600 tonnes par an) de la plage méditerranéenne est trop faible et que la limite haute (1 000 000 tonnes par an) est probablement trop haute. Ils suggèrent 50 000 à 100 000 tonnes par an comme une estimation possible du volume des hydrocarbures déversé de manière illicite chaque année en Méditerranée.

Figure 85. Possibles déversements d'hydrocarbures sur la période 2011-2016.



Source : Perkovic et al. (2018), sur la base des données CleanSeaNet

Figure 86. Détections de déversements par les avions et satellites dans les eaux espagnoles sur la période 2011-2014. Le système CleanSeaNet, développé en 2006 et basé sur la surveillance à télédétection, fournit progressivement une image plus nette des lieux de la pollution accidentelle et illégale. Des déversements possibles sont repérés quotidiennement. Les satellites couvrent une vaste zone et sont un outil de surveillance puissant. En 2015, le satellite Sentinel fonctionnait déjà, fournissant des images en très haute résolution. L'Espagne fournit des retours à l'AESM concernant les détections satellite par l'envoi d'une unité aérienne ou maritime.



Source : De la Torre et Albaiges (2018)

3.2.4. Conséquences post-déversement sur les biotes et les écosystèmes

Les déversements d'hydrocarbures peuvent avoir un impact grave sur l'environnement marin en raison de l'étouffement physique et des effets toxiques qu'ils provoquent. La gravité de cet impact dépend de la qualité et du type de déversement d'hydrocarbures, des conditions ambiantes et de la sensibilité aux hydrocarbures des organismes concernés et de leurs habitats. Un large éventail d'impacts a été étudié et documenté sur plusieurs décennies au sein de la documentation scientifique et technique.

Les hydrocarbures peuvent affecter l'environnement à travers un ou plusieurs des mécanismes suivants (ITOPF, Technical Information Paper n. 13) :

- un étouffement physique avec un impact sur les fonctions physiologiques ;
- une toxicité chimique provoquant des effets létaux et sublétaux ou la détérioration des fonctions cellulaires ;

- un changement écologique, principalement la perte d'organismes clés d'une communauté et la récupération des habitats par des espèces opportunistes ;
- des effets indirects, comme la perte d'habitats ou d'abris et l'élimination consécutive d'espèces écologiquement importantes.

La nature et la durée des effets d'un déversement d'hydrocarbures dépendent d'un vaste éventail de facteurs, notamment de la quantité et du type de déversement, de son comportement dans l'environnement marin, de l'emplacement du déversement en termes de conditions ambiantes et de caractéristiques physiques, de la saison et des conditions météorologiques prévalentes.

Les caractéristiques des hydrocarbures déversés sont importantes pour déterminer l'étendue des dégâts. Par exemple, les effets toxiques sont moins probables avec le fuel-oil lourd (HFO) puisque les composants chimiques des hydrocarbures ont une faible biodisponibilité. Par contre, ce type de déversement peut provoquer d'importants dégâts au niveau de la zone intertidale du littoral à cause de l'étouffement.

Les organismes marins subissent généralement les impacts ci-dessous (ITOPF, Technical Information Paper n. 13) :

- Planctons. Malgré la sensibilité des organismes planctoniques à l'exposition, la surproduction généralement massive des organismes aux premiers stades de vie offre la possibilité de recruter dans les zones adjacentes. Pour cette raison, aucune baisse significative n'a été observée sur les populations adultes à la suite de déversements.
- Poissons. Bien que les poissons juvéniles soient sensibles à des concentrations relativement faibles d'hydrocarbures dans la colonne d'eau, les poissons adultes sont bien plus résistants et l'on détecte rarement des impacts sur les populations de poissons sauvages. Les mortalités massives sont rares.
- Oiseaux marins. Les oiseaux marins sont les organismes les plus vulnérables. Lors des accidents majeurs, ils subissent un fort impact et peuvent être nombreux à mourir. Le mazoutage du plumage est une cause majeure de mortalité. En effet, le plumage perd alors ses propriétés isolantes et les oiseaux ingèrent des hydrocarbures en essayant de se nettoyer.
- Mammifères marins et reptiles. Les hydrocarbures flottants peuvent menacer les baleines, les dauphins et les autres cétacés quand ils remontent à la surface pour respirer ou sauter hors de l'eau. Ce sont les phoques qui subissent le plus les effets des hydrocarbures car ils passent du temps sur le littoral. Les hydrocarbures flottants peuvent aussi entraîner la perte des œufs de tortues en Méditerranée ou de leur éclosion si des hydrocarbures s'échouent sur les plages ou si les nids sont dérangés lors des opérations de nettoyage.
- Eaux littorales peu profondes. Les eaux peu profondes sont généralement endommagées quand les hydrocarbures se mélangent davantage dans la colonne d'eau en raison d'une forte action de la houle ou de l'utilisation inappropriée de dispersants trop près du littoral.
- Herbiers marins. Si des hydrocarbures ou leurs composants toxiques se mélangent aux eaux littorales peu profondes à des concentrations suffisamment élevées, les herbiers marins et les organismes associés peuvent être affectés.
- Littoraux. Plus que tout autre élément de l'environnement marin, les littoraux sont exposés aux effets des hydrocarbures, mais la flore et la faune littorales sont fondamentalement résilientes et peuvent résister et se remettre des effets des déversements.
- Littoraux rocailloux et sableux. Grâce à l'exposition aux effets de la houle, les littoraux rocailloux et sableux sont les plus résilients aux effets d'un déversement.
- Littoraux meubles. Les hydrocarbures peuvent s'infiltrer par floculation, avec la perturbation des sédiments par les tempêtes, ou par pénétration d'organismes biologiques (par exemple, les vers).
- Marais maritimes. Alors qu'il est peu probable qu'un seul événement provoque plus que des effets temporaires, des dégâts à plus long terme peuvent être infligés par une pollution chronique aux hydrocarbures et des activités de nettoyage agressives.

Oiseaux marins et pollution chronique par les hydrocarbures. Source : IFAW (2013)

Les oiseaux marins sont particulièrement vulnérables aux hydrocarbures, car cette substance endommage les propriétés isolantes de leur plumage qui leur sont nécessaires pour survivre dans un environnement marin. Les oiseaux marins passant la majorité du temps à flotter à la surface et ayant peu de contact avec la côte sont les plus vulnérables à la pollution aux hydrocarbures. Lorsqu'un oiseau a de petites quantités d'hydrocarbures dans son plumage, il arrête de s'alimenter. La plupart des oiseaux meurent alors de faim. De grandes quantités d'hydrocarbures immobilisent instantanément l'oiseau et peuvent le tuer par suffocation et noyade.

L'évolution possible de la répartition des oiseaux marins (hivernage) devrait être étudiée en tenant compte de la vulnérabilité de certaines zones, et une meilleure compréhension des exigences des habitats offshore est donc requise. Les données et connaissances sur la sensibilité à la pollution par les hydrocarbures manquent pour la mer du Groenland, les eaux islandaises, le golfe de Gascogne, les côtes atlantiques portugaises et espagnoles, la Macaronésie, la Méditerranée et la mer Noire.

Les effets directs sur les populations d'oiseaux marins, par exemple sur les taux de survie et la pyramide des âges, sont rarement détectés, car cela impliquerait que des études à long terme, avec marquage individuel des oiseaux, soient en place dans la zone concernée avant le déversement.

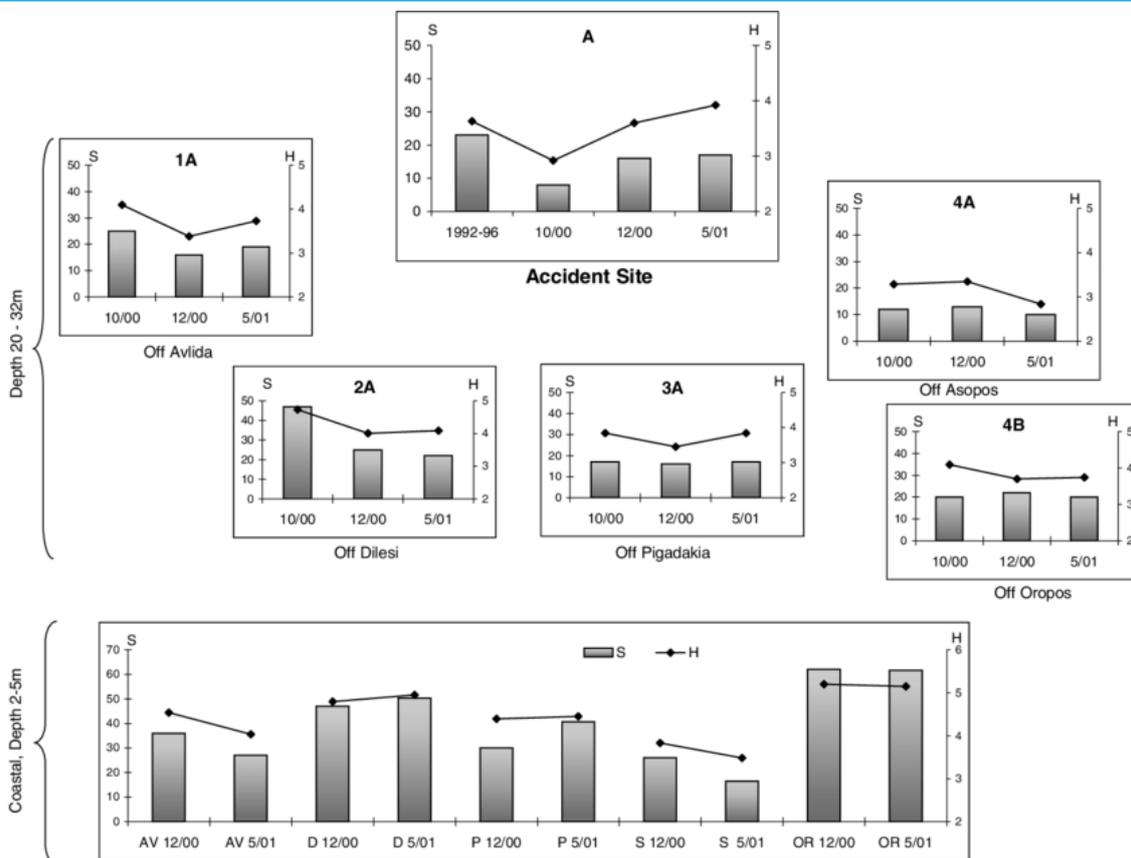
La quantité d'hydrocarbures déversée est moins importante que la saison à laquelle survient le déversement et l'emplacement de ce déversement. Des déversements relativement modestes (dont des rejets liés à la pollution chronique par les hydrocarbures) peuvent provoquer des dégâts importants et une forte mortalité. Les densités d'oiseaux marins présents dans une zone concernée à un moment donné et la vulnérabilité des espèces présentes à la pollution par les hydrocarbures sont dans ce contexte les facteurs clés pour déterminer la gravité des dégâts infligés à la vie sauvage.

Des études de cas sont synthétisées dans les encadrés ci-dessous et illustrent les conséquences de déversements d'hydrocarbures dans certaines régions de la Méditerranée.

Exemple 1 : naufrage de l'Eurobulker. Le naufrage du pétrolier Eurobulker dans le golfe Sud d'Eubée (mer Égée, Grèce) en septembre 2000 a entraîné un déversement de 700 tonnes de pétrole brut. Les effets les plus sérieux et les plus directs ont été observés dans les communautés benthiques de la vase du site de l'accident et dans les stations proches sur lesquelles des échantillons ont été prélevés peu après le déversement. Il a été démontré une diminution de la richesse des espèces et de la diversité des communautés, mais celles-ci étaient entièrement rétablies 8 mois plus tard.

L'impact du déversement a été plus indirect et moins immédiat dans les stations côtières. Les mesures d'hydrocarbures ont indiqué que les polluants avaient été transportés ultérieurement, avec des effets sur les communautés benthiques six mois après l'accident (Zenetos *et al.* 2004). La comparaison avec des données historiques a révélé une nette baisse du nombre d'espèces, sur le site de l'accident, qui est passé de 23 espèces en moyenne à 8 espèces/0,05 m². Les échinodermes et quelques crustacés ont fait partie des taxons éliminés. Cependant, 4 mois après l'accident, le nombre d'espèces était remonté à 16 et est resté constant jusqu'à la fin de la période d'étude de 8 mois (17 espèces/0,05 m²) (Zenetos *et al.* 2004).

Figure 87. Évolution temporelle des indicateurs écologiques (S : nombre d'espèces ; H : diversité des communautés) sur les sites d'échantillonnage sur la période d'étude de 8 mois. La position des graphiques dans la figure illustre l'orientation géographique des sites d'échantillonnage par rapport au site de l'accident.

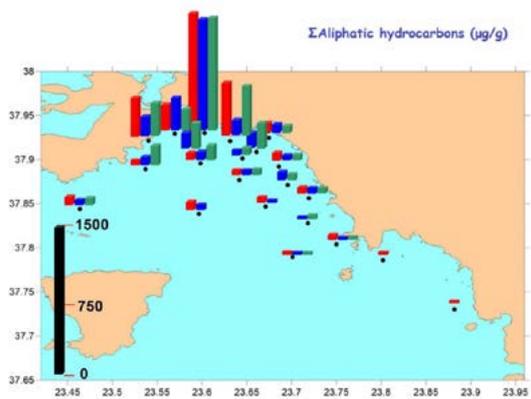


Source : Zenetos *et al.* (2004)

Exemple 2 : Naufrage de l'Agia Zoni II. Le 10 septembre 2017, le pétrolier Agia Zoni II a coulé dans la zone de mouillage du Pirée. Le jour même, des hydrocarbures ont été observés à la surface de la mer. Les jours suivants, ils se sont échoués sur environ 4 km de côtes sur l'île de Salamine et sur environ 25 km de côte entre le Pirée et le sud d'Athènes. Les autorités compétentes sont parvenues à sceller presque totalement le pétrolier, mais une grande nappe d'hydrocarbures a été déversée, contaminant les plages de l'île. La nappe a recouvert les côtes de l'île de Salamine et du sud d'Athènes. Des navires et des spécialistes de l'environnement ont été envoyés par les autorités pour nettoyer le déversement d'hydrocarbures.

Après l'incident, l'Institut d'océanographie du Centre hellénique de recherches marines (H.C.M.R.), sous la direction du ministère du Transport maritime et de la Politique insulaire et selon les dispositions des paragraphes 3.5.13 et 3.15.1 du Plan national d'urgence en cas d'incidents de pollution par les hydrocarbures, a mené une série d'enquêtes systématiques afin de surveiller les impacts possibles à court et moyen termes de l'incident sur l'écosystème marin du golfe Saronique.

Figure 88. Concentrations d'hydrocarbures aliphatiques totaux (en µg/g de sédiment sec) pour les échantillons de sédiments collectés les 21 et 22 septembre 2017 (rouge), les 13 et 14 novembre 2017 (bleu) et les 23 et 24 janvier 2018 (vert) dans le golfe Saronique.

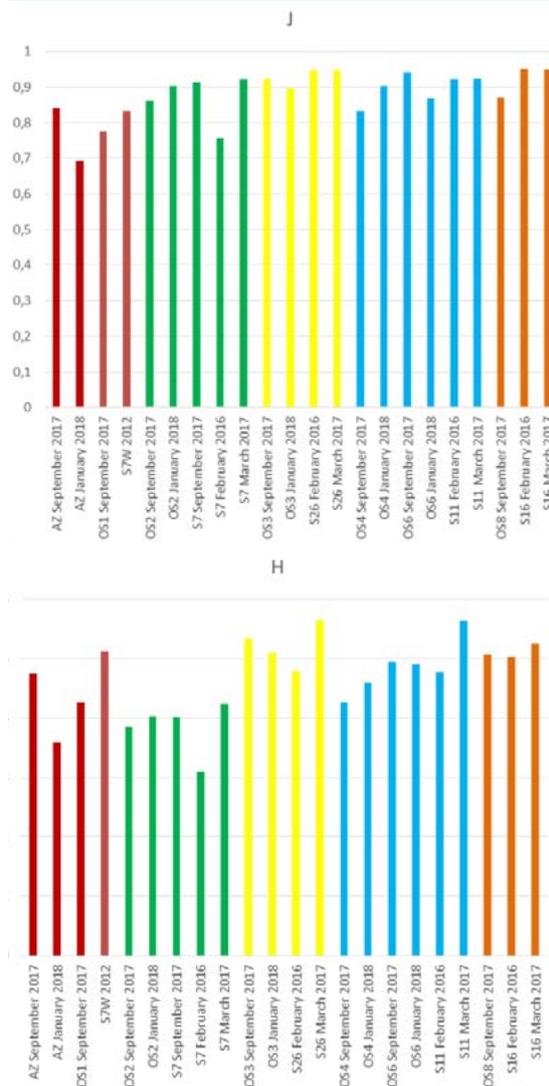


Source : REMPEC (2019)

Les conclusions générales de l'étude d'impact environnemental ont été les suivantes (REMPEC 2019) : (i) les principales conséquences du déversement d'hydrocarbures ont été limitées aux côtes et plus particulièrement aux régions de Salamine, Ellhniko et Glyfada pour une période de trois mois après

l'incident, et aucune découverte importante d'hydrocarbures n'a été faite le long des côtes après décembre 2017 ; (ii) les organismes marins ne semblent pas avoir été affectés par l'incident, tandis qu'aucune preuve de bioaccumulation n'a été découverte en lien avec l'incident ; et (iii) concernant la cartographie des fonds marins, aucun résidu pétrolier n'a été détecté entre 3 et 20 mètres de profondeur dans les zones étudiées à la fin des opérations de nettoyage.

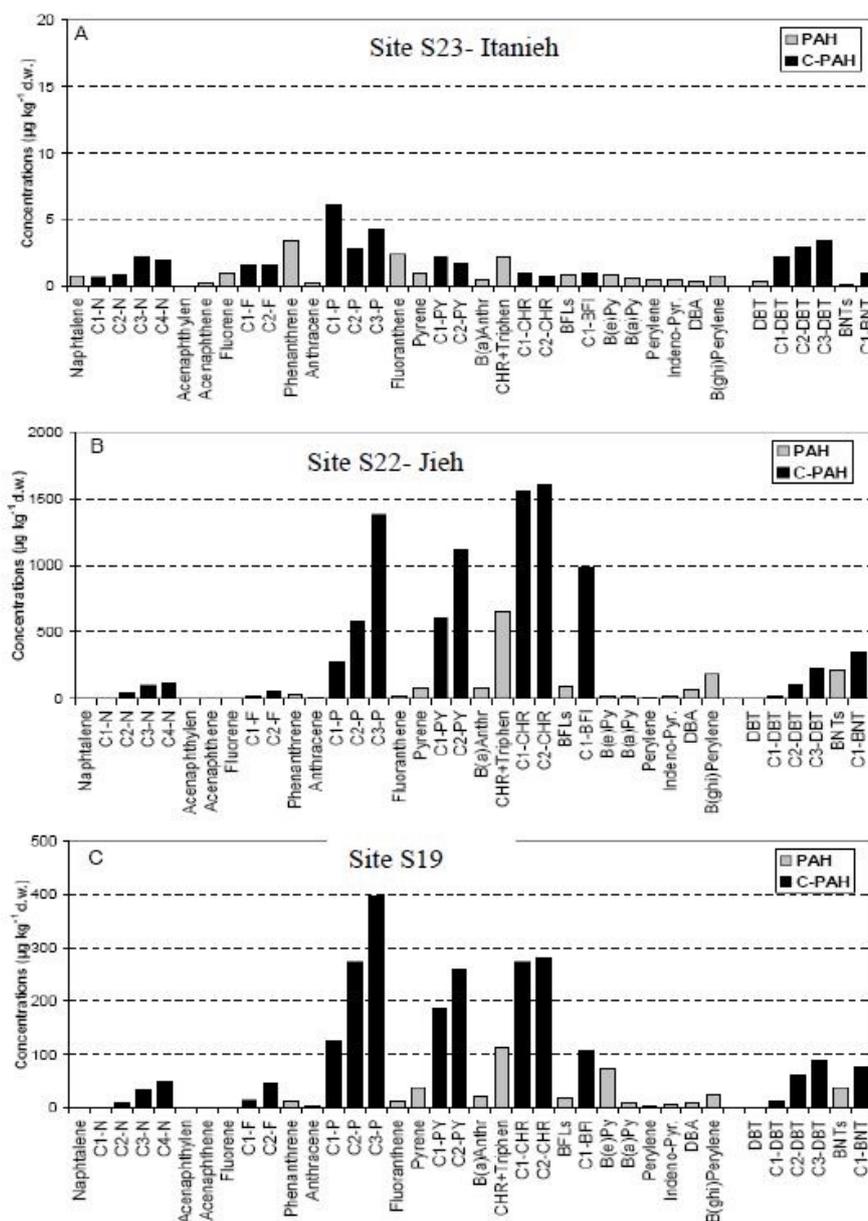
Figure 89. Indice de Shannon (H') et indice d'équitabilité (J) dans les stations d'échantillonnage et données comparatives avant l'incident de l'Agia Zoni II.



Source : REMPEC (2019)

Exemple 3 : Bombardement de la centrale électrique de Jieh (Liban). Les 13 et 15 juillet 2006, la centrale électrique de Jieh située à 30 km au sud de Beyrouth, sur la côte, a été frappée par des bombes israéliennes. Entre 15 000 et 20 000 tonnes de fuel-oil lourd se sont déversées dans la Méditerranée. Le fuel-oil qui s'est déversé des réservoirs de la centrale électrique de Jieh a touché environ 140 km de côtes libanaises au nord du site du déversement, ce qui a évidemment eu un impact sur l'écosystème marin. Les plages de sable et les trottoirs à vermetts ont été les parties les plus polluées des côtes. Une importante mortalité de gastéropodes, de crustacés, d'échinodermes, de poissons et d'algues macroscopiques a été enregistrée, en particulier sur les sites modérément et fortement pollués. La méiofaune a aussi été affectée par le déversement d'hydrocarbures, en particulier sur les plages de sable exposées aux mouvements des vagues et constamment polluées par le fuel-oil. À 10 mètres de profondeur, la communauté méiobenthique n'a pas semblé affectée. Les cinq espèces de poissons collectées sur les différents sites ont montré des concentrations de HAP inférieures à la concentration maximale recommandée par l'AFFSA, l'OMS et l'EPA. Les moules de deux autres sites situés au nord du déversement ont été sérieusement contaminées par les HAP en raison de leur distance vis-à-vis de la centrale électrique de Jieh (Khalaf et al. 2006).

Figure 90. Empreintes chimiques des HAP et des composés hétérocycliques soufrés dans les trois échantillons de moules collectés au sud du Liban (A, site S23 Itanieh), près de la centrale électrique de Jieh (B, site S22 Jieh) et de Beyrouth (C, site S19). Veuillez noter que les échelles de l'histogramme varient.



Source : Khalaf et al. (2006)

Impacts des substances nocives et potentiellement dangereuses

Les propriétés des SNPD pouvant avoir un impact sur la sécurité, l'environnement et l'activité socioéconomique incluent le potentiel inflammable, réactif, toxique, explosif, corrosif, etc. de ces substances. Cependant, c'est le destin physique des SNPD une fois déversées dans l'environnement qui détermine si ces propriétés auront un impact. Il détermine également s'il est possible de déployer des techniques de lutte contre la pollution et les options qui doivent être choisies.

En plus du risque toxique pour l'homme, les SNPD peuvent avoir un effet léthal sur les organismes marins. La toxicité d'une substance dépend de la dose requise pour tuer un organisme. Plus la dose requise est faible, plus la substance est toxique.

Quand ils sont rejetés dans l'environnement, les polluants se diluent dans les eaux et l'air, ce qui diminue la concentration des substances jusqu'à des doses non létales. Cependant, des doses plus faibles peuvent encore avoir des effets sublétaux sur les organismes marins sur une plus large zone. Ces effets peuvent dégrader de manière nuisible les organismes individuels, les espèces, les populations ou les communautés marines. Ces effets incluent les dommages provoqués aux nageoires et aux organes internes, les lésions précancéreuses, les déformations du squelette et/ou la diminution des capacités reproductives. Il n'est pas toujours possible de détecter rapidement ces effets chez les individus, mais ils peuvent avoir un impact sur la structure de la communauté d'une zone maritime touchée par un incident impliquant des SNPD.

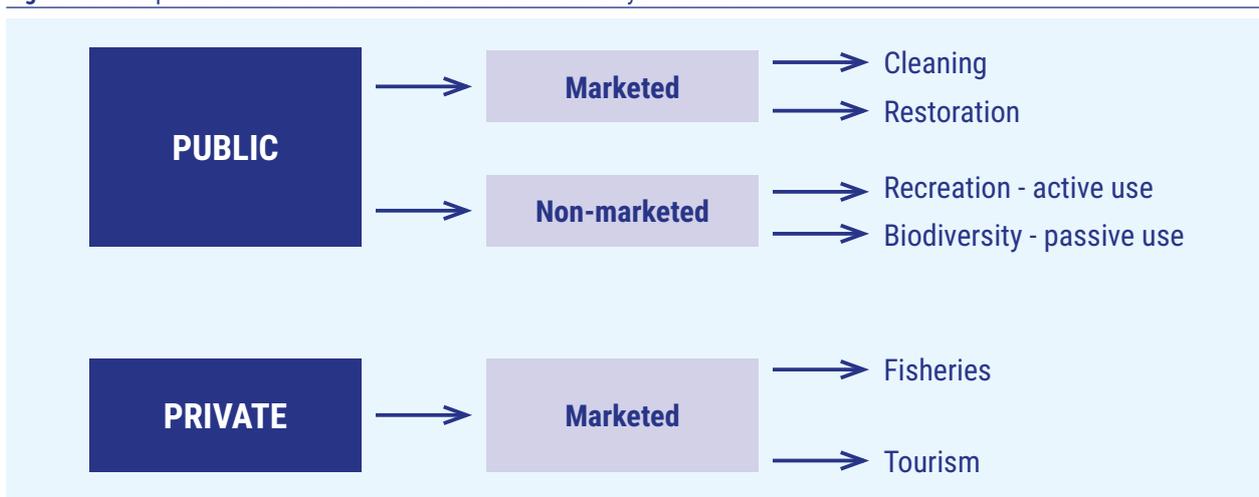
Même quand elles ne sont pas directement toxiques, certaines formes de SNPD peuvent endommager les écosystèmes marins en provoquant des changements dans l'environnement. Ces changements incluent une modification de la salinité et du pH, avec une désoxygénation quand les substances se décomposent ou sont utilisées biologiquement dans l'environnement marin (par ex., huile de palme, engrais, etc.). La modification des conditions environnementales peut avoir des effets létaux pour les écosystèmes marins.

3.2.5. Impacts socio-économiques post-déversements et impacts sur la santé humaine

Les déversements d'hydrocarbures peuvent avoir un vaste éventail d'impacts sur les activités humaines, en nuisant à des secteurs économiques, mais aussi en empêchant l'utilisation des écosystèmes marins et côtiers par les communautés locales, ce qui a des répercussions économiques et sociales.

L'évaluation du coût d'un déversement d'hydrocarbures doit englober un ensemble bien plus complet de dommages que l'évaluation d'indemnisation. De manière générale, des coûts privés et des dommages collectifs ou publics sont inclus (Figure 91). Les coûts privés sont ceux liés aux secteurs de la pêche et des produits de la

Figure 91. Composants des coûts sociaux d'un déversement d'hydrocarbures.



Source : Garza-Gil et al. (2006)

mer (sociétés de pêche, de transport, de traitement et de marketing), ainsi que du tourisme dans les régions côtières (Garza-Gil *et al.* 2006). Il s'agit de coûts privés car ils concernent un groupe restreint d'individus et sont liés à des activités économiques auxquelles des valeurs de marché sont attachées. Les pertes collectives ou publiques sont généralement évaluées à travers les coûts de nettoyage et de remise en état. Cependant, la perte de possibilités de loisir pour les habitants (utilisation des plages, paysages, etc.) et les pertes d'utilisation passive (valeurs culturelle, d'existence et patrimoniale) sont des dommages sociaux non indemnisables car il n'existe pas de marché pour les échanger et qu'ils n'ont donc pas de valeur marchande. Néanmoins, il existe des méthodes d'évaluation jugées fiables pour estimer les pertes collectives non marchandes.

Dans la gestion de l'impact économique d'un déversement d'hydrocarbures, on peut supposer que le coût total d'un déversement peut être estimé sur la base de l'indemnisation qui sera payée aux demandeurs.

L'indemnisation de la pollution aux hydrocarbures causée par les navires-citernes est régie par quatre conventions internationales : les Conventions internationales sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures de 1969 et de 1992 (« CLC de 1969 » et « CLC de 1992 ») et les Conventions internationales portant création d'un Fonds international d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (« Convention de 1971 portant création du Fonds » et « Convention de 1992 portant création du Fonds »). Ces conventions composent un système international dans le cadre duquel les coûts raisonnables du nettoyage et des dégâts sont couverts, tout d'abord par les propriétaires des navires-citernes dans la limite de la CLC à travers une assurance obligatoire, puis par les FIPOL si les montants demandés dépassent les limites de la CLC (Christos *et al.* 2010). Le Tableau 21 répertorie les sinistres méditerranéens ayant provoqué des déversements d'hydrocarbures suivis de demandes d'indemnisation et/ou d'actions récursoires gérées par les FIPOL.

Remboursement des dommages dus à la pollution : étude de cas du Prestige (océan Atlantique)

Le 13 novembre 2002, le navire-citerne Prestige (42 820 tjb), immatriculé aux Bahamas, qui transportait 76 972 tonnes de fuel-oil lourd, a commencé à donner de la gîte et à perdre des hydrocarbures à environ 30 kilomètres au large du Cap Finisterre, en Galice (Espagne). Le 19 novembre, alors qu'il est remorqué au large, le navire se brise en deux et coule à environ 260 km à l'ouest de Vigo, en Espagne. La section avant coule à une profondeur de 3 500 mètres, tandis que la section arrière plonge à 3 830 mètres. La rupture du navire et son naufrage ont libéré environ 63 200 tonnes de pétrole.

Les semaines suivantes, le pétrole a continué de s'échapper de l'épave à un rythme décroissant. Il a ensuite été estimé qu'environ 13 700 tonnes de pétrole restaient dans l'épave.

En raison du caractère particulièrement persistant de la cargaison du Prestige, les hydrocarbures déversés ont longtemps dérivé au gré des vents et des courants, et parcouru de grandes distances. La côte ouest de la Galice a été gravement contaminée et les hydrocarbures ont fini par gagner le golfe de Gascogne, polluant la côte nord de l'Espagne et la France. Des traces d'hydrocarbures ont été détectées au Royaume-Uni (dans les îles Anglo-Normandes, sur l'île de Wight et dans le Kent).

D'importantes opérations de nettoyage ont été menées au large et sur les côtes espagnoles. De vastes opérations de nettoyage ont aussi été organisées en France. D'autres ont eu lieu au large de la côte portugaise. Entre mai et septembre 2004, près de 13 000 tonnes de pétrole ont été retirées de la section avant de l'épave. Environ 700 tonnes ont été laissées dans la section arrière.

Le montant total des indemnités accordées, après quelques ajustements, a été de 1 439,08 millions d'EUR (884,98 millions d'EUR pour les dommages dus à la pollution + 554,10 millions d'EUR pour le préjudice écologique pur et le préjudice moral) :

- le montant accordé à l'état espagnol a été de 1 357,14 millions d'EUR (803,04 millions d'EUR pour les dommages dus à la pollution + 554,10 millions d'EUR pour le préjudice écologique pur et le préjudice moral) ;
- le montant accordé à l'état français correspond au montant total demandé, soit 5 millions d'EUR ;
- la Cour suprême a décidé d'inclure la TVA dans les indemnités accordées aux états français et espagnol ;
- le montant accordé aux demandeurs individuels en Espagne et en France a été de 44 millions d'EUR.

Source : IOPC (2020) (https://www.iopcfunds.org/?generate_case_study_pdf=1916&custom_lang=)

Impacts sur la pêche et la mariculture

Les déversements d'hydrocarbures peuvent gravement endommager les ressources halieutiques et de mariculture à travers une contamination physique, des effets toxiques sur les stocks et la perturbation des activités commerciales. La nature et l'étendue de l'impact sur la production de produits de la mer dépendent des caractéristiques des hydrocarbures déversés, des circonstances de l'incident et du type des activités de pêche ou d'aquaculture concernées. Les impacts les plus importants sur ces activités sont les suivants (ITOPF, Technical Information Paper n. 11).

- **Mécanismes de dommages et de pertes.** Les équipements de pêche et de culture peuvent être souillés par les hydrocarbures, avec un risque de contamination des prises ou de perturbation des activités jusqu'au nettoyage ou au remplacement de l'équipement. Les animaux en cage et les produits de la mer cultivés dans des lieux fixes sont potentiellement à risque puisqu'ils ne peuvent pas éviter l'exposition aux contaminants des hydrocarbures. Des dommages peuvent aussi être causés aux produits de la mer par les mesures de lutte contre les déversements d'hydrocarbures, telles que l'utilisation de dispersant ou de techniques de nettoyage agressives ou inappropriées, comme le lavage à haute pression.
- **Toxicité.** Les effets toxiques des hydrocarbures dépendent de la concentration des composés aromatiques légers dans les hydrocarbures et de la durée d'exposition à ces composés. Ils peuvent aller d'effets comportementaux sublétaux à une mortalité massive localisée de la vie marine.
- **Contamination physique.** Les hydrocarbures peuvent souiller les bateaux, les équipements de pêche et les installations de mariculture et peuvent donc se transférer aux prises ou aux produits. Les équipements flottants, comme les bouées et les flotteurs, les filets soulevés, les éperviers et les pièges fixes dépassant de la surface de la mer risquent particulièrement d'être contaminés par les hydrocarbures flottants. Les installations de culture côtières (par ex. les parcs à huîtres intertidaux) sont particulièrement vulnérables. Quand les installations de pisciculture sont touchées par les hydrocarbures flottants, la surface souillée peut être une source de contamination secondaire jusqu'à son nettoyage.
- **Altération.** L'altération est couramment définie comme une odeur ou une saveur inhabituelle pour un aliment. La contamination des produits de la mer par les hydrocarbures peut être détectée immédiatement par un goût ou une odeur de pétrole. Les bivalves et les autres animaux sédentaires qui s'alimentent par filtration sont particulièrement vulnérables à l'altération.

- **Problèmes de santé publique.** La contamination des organismes ou des produits issus de la mer après un déversement important peut conduire à des problèmes de santé publique et à la mise en place de limitations de pêche. La préoccupation principale concerne la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les hydrocarbures. Le pétrole brut pèse un faible poids moléculaire, qui est problématique en raison de sa forte toxicité. Les fuel-oils lourds contiennent généralement plus d'HAP de poids moléculaire élevé, y compris des HAP activement cancérogènes.
- **Perte de confiance du marché et perturbation des activités.** Les problèmes de santé publique et la détection d'une altération conduisent généralement au retrait du marché des produits. La couverture médiatique des contaminations par les hydrocarbures peut avoir des conséquences sur la vente des produits de la mer. Après le déversement d'hydrocarbures de l'Amoco Cadiz, le gouvernement français a par exemple demandé le retrait du marché des huîtres et d'autres produits de la mer supposés avoir été touchés par le déversement afin d'éviter tout impact sur la santé humaine pouvant résulter de la consommation de ces produits. En plus des effets à court terme sur l'industrie de la pêche, de telles interdictions gouvernementales peuvent aussi avoir un impact sur la demande des consommateurs à long terme en accentuant l'inquiétude à l'égard des risques sanitaires, qui peut prendre des proportions disproportionnées. En plus du secteur de la pêche, le tourisme est aussi très affecté par l'image qu'a le public après les déversements d'hydrocarbures. Outre la couverture médiatique, la perception par le public de la gravité du déversement d'hydrocarbures et de son danger pour la population peut aussi être influencée par d'autres facteurs, comme les actions gouvernementales

Impacts sur le tourisme

La perturbation d'activités côtières traditionnelles comme la baignade, la navigation de plaisance, la pêche à la ligne et la plongée peut avoir des répercussions pour les propriétaires d'hôtels, de restaurants et de bars, ainsi que pour les écoles de voile, les campings et bien d'autres entreprises et individus vivant du tourisme (ITOPF – Technical Information Paper 12). Par mauvais temps, les hydrocarbures peuvent entrer dans les terres par les projections aériennes des vagues qui se brisent sur les rochers. Les bâtiments, les voitures et les caravanes en front de mer ou proches du littoral peuvent être tachés par les hydrocarbures, ce qui peut imposer un nettoyage, voire des travaux de peinture. La perturbation physique des régions côtières et des activités de loisirs après un déversement d'hydrocarbures est généralement assez

brève. Une fois le littoral nettoyé, les échanges et activités habituelles peuvent reprendre. Cependant, la médiatisation peut entacher de manière disproportionnée l'image du secteur touristique local et aggraver les pertes économiques en contribuant à l'image publique d'une pollution prolongée à grande échelle (ITOPF – Technical Information Paper 12). Les déversements d'hydrocarbures peuvent avoir un impact direct sur les communautés vivant du tourisme car les hydrocarbures affectent les plages et les propriétés du front de mer, en plus de nuire à la réputation de la région à travers une image publique dégradée et une couverture médiatique négative. Les pertes économiques d'une baisse de l'activité touristique se répercutent sur de nombreux sous-secteurs, comme l'hébergement, le transport, les guides professionnels, les animations touristiques, la vente de souvenirs et la pêche sportive. Le tourisme a beaucoup souffert après l'incident de l'Exxon Valdez, avec une baisse observée des dépenses des visiteurs de 35 % dans la région par rapport au niveau pré-déversement, et 59 % des entreprises de tourisme locales ont signalé des annulations liées au déversement. Cette baisse se traduit aussi directement par une diminution des recettes des établissements de vente et des restaurants liés au secteur touristique. Par ailleurs, les entreprises et les institutions du secteur, bien que non liées au déversement ou non concernées, peuvent subir des dommages par association de leur nom.

Impacts sur les ports, les marinas et les ports de pêche (Source : ITOPF – Technical Information Paper 12)

Les déversements d'hydrocarbures peuvent perturber considérablement les opérations portuaires normales pendant le nettoyage des navires ou si les déplacements des navires doivent être interrompus. En général, puisque les ports et ports de pêche sont abrités et que les équipements de lutte contre la pollution sont facilement disponibles, l'intervention en cas de déversement d'hydrocarbures peut être rapide et efficace, en particulier si un plan d'urgence complet est en place.

Impacts sur les prises d'eau industrielles

(Source : ITOPF – Technical Information Paper 12)

L'eau de mer est largement utilisée dans un grand nombre d'industries : comme liquide de refroidissement pour les centrales thermiques et nucléaires et les raffineries, comme matière première et liquide de refroidissement pour les usines de dessalement. Après un déversement d'hydrocarbures, la prise d'eau des centrales électriques peut occasionnellement être arrêtée. L'eau de mer peut aussi servir à chauffer le gaz naturel liquéfié (GNL) lors de sa transformation en gaz avant sa distribution via les gazoducs. Avec les usines de dessalement à distillation à détentes étagées, l'expérience montre qu'un certain niveau d'hydrocarbures peut être toléré sans contaminer

l'eau fraîche. De l'autre côté, les systèmes à osmose inverse dépendent de membranes semi-perméables qui retirent le sel de l'eau de mer et la contamination par les hydrocarbures pourrait souiller la surface de ces membranes.

Impacts sur les populations du littoral

L'odeur de pétrole échoué sur le rivage ou flottant près des côtes peut être très désagréable et constitue une véritable nuisance pour les populations vivant le long des côtes concernées. Il est probable qu'une pollution importante de pétrole brut volatil près d'une zone d'habitation augmente les préoccupations sanitaires et les affections telles que les difficultés respiratoires, maux de tête et nausées. Dans certaines zones, les habitants vivent tout près du littoral. Dans de tels cas, la contamination du littoral peut être considérée comme bien plus qu'une nuisance et interférer avec la vie quotidienne. Dans les cas extrêmes, le pétrole peut constituer un risque d'incendie et obliger à évacuer les populations locales.

De plus, dans la société, tout le monde n'est pas affecté de la même manière par les déversements d'hydrocarbures. Finucane *et al.* (2020) ont étudié une série de capacités d'adaptation pouvant diminuer les impacts d'un désastre écologique tel que celui provoqué par la marée noire du Deep Water Horizon dans le golfe du Mexique et découvert que, bien que cette pollution ait eu des effets différents sur les industries de la pêche, du tourisme, du pétrole et gaz en rapport avec le lieu, l'impact total était essentiellement à court terme. En outre, au niveau des ménages, et plus particulièrement des plus pauvres, l'impact financier se faisait encore sentir des années plus tard. Qui plus est, de nombreuses études ont révélé des signaux de détresse émis par les populations, en raison de cette pollution. Cette détresse était exprimée différemment, dans des groupes distincts, ceux disposant des ressources naturelles comme moyen de subsistance affichant des taux de détresse plus élevés, y compris en raison d'une baisse de confiance (Finucane *et al.* 2020a). [...] En plus de ceux dépendant des ressources naturelles, les autres groupes identifiés comme ayant une plus grande vulnérabilité à la pollution aux hydrocarbures incluaient les populations désavantagées du fait de l'environnement rural, la dépendance, le vieillissement, les disparités d'instruction ou socioéconomiques, ainsi que de vivre en mobile-homes (Cope et Slack 2017), appartenir à une minorité ethnique (par ex., les Vietnamiens ; Patel *et al.* 2018) ou d'être une femme (Lightfoot *et al.* 2020).

Impacts sur la santé humaine

Les effets des marées noires sur les êtres humains sont beaucoup moins étudiés que les effets sur l'environnement, les effets sur la santé physique sont davantage

étudiés parmi les employés de l'industrie pétrolière que parmi d'autres populations, et la détresse en santé mentale est davantage étudiée parmi les habitants du littoral. Un grand nombre des effets sur la santé, si ce n'est tous, détectés chez les employés de l'industrie pétrolière s'applique probablement à la population générale qui serait exposée, bien que l'ampleur de l'exposition soit bien plus importante chez les employés (Sandifer *et al.* 2021).

Les hydrocarbures et leurs composants chimiques associés ont un grand nombre de conséquences toxiques supposées ou connues, telles que les perturbations endocriniennes, les effets cancérigènes, cytotoxiques, immunotoxiques, mutagènes et génotoxiques. On peut y être exposé par un contact physique avec des polluants dans l'air, l'eau, ou sur des matériaux ; des changements dans les comportements habituels, des effets socioéconomiques, ou encore par d'autres moyens (Sandifer *et al.* 2021 et références incluses).

Les problèmes de santé physiques ou les indicateurs associés à l'exposition aux hydrocarbures comprennent les problèmes respiratoires de toutes sortes ; irritation de la peau, des yeux, du nez, de la gorge, de la poitrine ; les maladies cardiovasculaires ; les douleurs gastro-intestinales ; les maux de tête, vertiges, fatigue, problèmes de mémoire ; les formules anormales de cellules sanguines et les troubles rénaux et hépatiques. Des expériences en laboratoire suggèrent que les dispersants et les mélanges de dispersants de produits pétroliers produisent des effets révélateurs de pathologies des poumons, telles que l'asthme et les troubles pulmonaires obstructifs chroniques, et que les mélanges de dispersants pourraient affecter le microbiome intestinal.

Des études mettant en évidence l'association entre la détresse mentale et la marée noire du Deep Water Horizon dans le golfe du Mexique montrent seulement de très modestes changements voire des changements minimaux en santé mentale ou du comportement (Gould *et al.* 2015). En outre, les résultats d'une série d'autres études plus ciblées indiquent des signalements accrus d'individus présentant des symptômes qui pourraient faire penser à la dépression, l'anxiété et le stress post-traumatique (Sandifer *et al.* 2021 et références incluses). Une part importante des ménages vivant sur le littoral a été impliquée directement ou indirectement dans les démarches de réclamations, accords ou procès liés au DWH. Une recherche menée sur le processus de compensation suggère que celui-ci a été perçu par la population comme arbitraire et manquant de transparence, et a eu comme conséquence un stress psychologique accru pour les individus et des effets destructeurs sur les populations (Sandifer *et al.* 2021 et références incluses).

La pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques sont des risques sanitaires importants en particulier pour les nouveaux-nés, les enfants et les femmes enceintes, bien qu'il soit nécessaire d'aller plus loin en recherche pour des résultats concluants, comme illustré par les exemples suivants.

Femmes et femmes enceintes

Sandifer *et al.* 2021 analysent les résultats d'études qui révèlent des effets négatifs sur la santé reproductive pour les personnes exposées aux hydrocarbures ce qui mène à se préoccuper d'effets éventuels sur les femmes enceintes dans le golfe du Mexique à la suite de la marée noire du Deep Water Horizon (DWH). Dans le cas de l'événement du DWH, les femmes physiquement exposées à la pollution ou qui ont été touchées par les effets néfastes sur le plan économique, ont signalé des symptômes physiques tels qu'une respiration bruyante ou le nez et les yeux irrités (Peres *et al.* 2016). De la même façon, les femmes enceintes vivant près du site pollué du Hebei-Spirit en Corée du Sud ont signalé davantage d'yeux irrités, de maux de tête et de douleurs que celles vivant plus loin (Kim *et al.* 2009). En ce qui concerne la santé reproductive, Harville *et al.* (2018) ont trouvé peu d'indices que l'exposition au DWH soit associée avec un nombre accru de fausses couches ou d'infertilité chez les femmes de Louisiane du Sud-Est, bien que les pollutions au Nigeria aient été associées à un taux supérieur de mortalité infantile parmi les nouveaux-nés (Bruederle et Hodler 2019). Parmi les patientes (en majorité des femmes Afro-Américaines) en quête de soins auprès d'un Centre de soins agréé dans une zone non desservie en soins touchée par le DWH, des troubles de stress post-traumatique ont été associés avec des maux de tête, des maux de poitrine, des vertiges, ou des troubles du sommeil (Langhinrichsen-Rohling *et al.* 2017). Pourtant, lorsque les patients ont reçu des soins de santé adaptés aux catastrophes, les perceptions de résilience personnelle ont augmenté et les symptômes physiques ont diminué (Osofsky *et al.* 2018).

Enfants

Sandifer *et al.* 2021 étudient aussi les manifestations chez les enfants. Les enfants sont tout particulièrement vulnérables aux pollutions aux hydrocarbures en raison de leur physiologie (taux métaboliques et respiratoires élevés, développement des systèmes immunitaire et hormonal, petite stature), comportement (Slack *et al.* 2020), et une faible capacité à estimer les risques (Fischhoff *et al.* 2010) (voir le paragraphe sur les expositions à la plage). Les enfants exposés à la marée noire du DWH avaient deux fois plus de risque de souffrir de problèmes de santé physique et mentale comparé à ceux qui n'ont pas été exposés, et les enfants Afro-Américains et ceux

de ménages à faibles revenus étaient davantage exposés aux problèmes de santé (Abramson *et al.* 2010). Sur la base de rapports d'états de santé concernant les enfants de quatre, six et huit ans après la marée noire, la santé générale et le nombre de problèmes de santé physiques récents (symptômes respiratoires, problèmes d'yeux et/ou de vision, problèmes de peau, maux de tête, ou saignements inhabituels) étaient pires dans les ménages qui avaient été exposés physiquement à la pollution ou à des pertes économiques ou d'emploi (Slack *et al.* 2020).

Bien-être psychologique

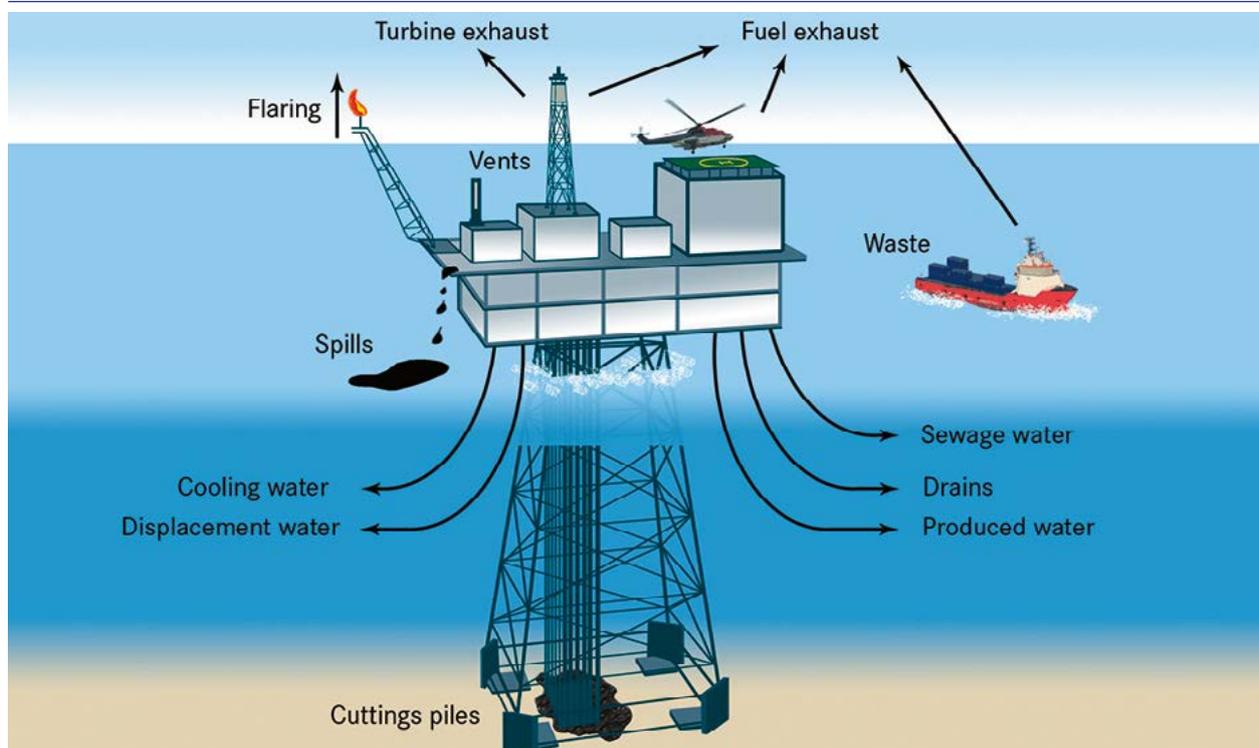
La dimension du bien-être psychologique selon les sexes est également importante car elle a aussi des effets sur le bien-être intergénérationnel. Des articles récents de critique par leurs auteurs et autres chercheurs ont révélé que très peu d'études avaient tenté d'évaluer le bien-être psychologique et la santé humaine à partir de plus de 40 désastres de pollution aux hydrocarbures dans le monde. Ces critiques ont découvert que la majorité des études ont signalé un pic dans les symptômes aigus de santé physique et mentale après une exposition à une pollution aux hydrocarbures. Ces symptômes comprenaient : maux de tête, respiration courte, fatigue, toux, éruption cutanée, diarrhée, douleur dans le bas-dos, dépression, anxiété, et syndrome de stress post-traumatique à la

suite de la pollution. Des études antérieures avaient également montré que les employés de ménage et les riverains étaient plus nombreux à ressentir des symptômes respiratoires juste après leur exposition à la pollution aux hydrocarbures et que ces effets persistaient pendant une période prolongée après la pollution. Une étude longitudinale récente sur les effets psychologiques de la pollution aux hydrocarbures a indiqué que les femmes qui avaient été beaucoup plus exposées ressentaient des symptômes plus aigus de dépression et de détresse mentale que les femmes qui avaient été moins exposées à la marée noire du DWH (Université d'État de Louisiane 2019).

3.2.6. Impact des activités pétrolières et gazières offshore

Les activités pétrolières et gazières sont une menace pour l'environnement marin, le fond de la mer et les habitats et espèces du fond de la mer pendant les phases d'exploration et de production pour plusieurs années, en fonction du type d'hydrocarbures, du lieu du déversement

Figure 92. Impact environnemental des activités pétrolières et gazières.



Source : Commission OSPAR (2010), Bilan de santé 2010 (qsr2010.ospar.org)

éventuel et de la zone de la contamination puisqu'une contamination par les hydrocarbures peut persister dans l'environnement marin. Quand des déversements d'hydrocarbures d'installations pétrolières offshore surviennent, les impacts attendus sont les mêmes ou assez similaires à ceux décrits dans les paragraphes précédents. Mais la plupart des impacts des activités offshore sur l'environnement marin sont incertains en raison de la complexité des interactions ayant lieu entre les différentes espèces au sein des écosystèmes marins et des difficultés associées aux recherches menées dans les profondeurs.

De plus, les innovations technologiques ont permis aux forages offshore de se déplacer vers les eaux profondes et très profondes. La multiplication des puits pétroliers et gaziers dans des eaux de plus en plus profondes a nécessairement des conséquences plus importantes et des risques plus grands pour l'environnement et les ressources naturelles, notamment parce que les eaux profondes, leurs espèces et fonctionnements particuliers sont bien moins connus et plus difficiles à étudier.

Les déversements d'hydrocarbures ne sont pas les seuls risques potentiels posés par les activités pétrolières et gazières offshore (Figure 92). Les autres risques à court et long termes sont principalement associés (a) à la contamination due aux déchets de forage (boues, eaux de production, sous-produits, etc.), aux émissions des sites de forage et aux ruissellements potentiels ; (b) aux fuites et déversements de gaz naturel/pétrole ; et (c) aux effets directs sur la santé humaine. Les boues de forage circulant dans le trou du puits contiennent des substances toxiques (notamment des huiles/grasses, de l'arsenic, du chrome, du cadmium, du plomb, du mercure et des matières naturellement radioactives). La composition des boues de forage et des eaux de production varie largement en fonction du lieu et de la profondeur du puits et du type de boue de forage. Les eaux de production risquant d'entrer en contact avec la surface ou les nappes phréatiques sont généralement entreposées dans un aquifère profond, mais il existe toujours un risque de rejet accidentel d'un stockage temporaire. Les émissions potentielles de sulfure d'hydrogène, présent dans les gisements de gaz naturel, contribuent à la pollution atmosphérique.

Grâce à une analyse approfondie des résultats de recherche sur les impacts des extractions offshore sur les écosystèmes marins en Méditerranée, Mangano et Sarà (2017) ont identifié plusieurs grands problèmes. En général, les composants des écosystèmes abiotiques et biotiques ont fait preuve d'une grande résilience et ont montré des délais de récupération assez courts. Les composants physiques sédimentaires à l'échelle de la particule n'ont pas semblé être affectés par la présence de plates-formes, malgré l'influence de la présence de ces structures sur la dynamique

des courants marins et la création possible d'un phénomène d'érosion (Frascati *et al.* 2000). C'est la présence de métaux lourds et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui a représenté le plus gros impact sur les sédiments selon l'échelle temporelle et spatiale étudiée. Quelques éléments ont présenté plusieurs anomalies de concentrations (pas de linéarité dans la tendance), surtout à proximité des anodes (par ex. le cadmium) (De Biasi *et al.* 2007, Gomiero *et al.* 2011). L'abondance et la biomasse des communautés macrobenthiques, à savoir les spécimens de l'endofaune vivant sur le fond de la mer meuble autour des pieds de la plate-forme et les macrosalissures organiques incrustantes, ont diminué. Cependant, ces communautés ont présenté des structures différentes par rapport aux zones de contrôle (Manoukian *et al.* 2010, Punzo *et al.* 2015). Globalement, l'importante attractivité des parties immergées de ces plates-formes, qui sont de vrais points névralgiques de la biodiversité, peut être étudiée dans le contexte de l'installation d'espèces non-indigènes (ENI), qui représentent de potentielles entrées pour de nouvelles invasions et des zones clés pouvant stimuler et favoriser les voies de propagation (Zenetos *et al.* 2005, Bolognini *et al.* 2015).

3.2.7. Mesures

3.2.7.1. Mesures préventives

Mesures définies au niveau international

La **Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL)** est la principale convention internationale consacrée à la pollution de l'environnement marin par les navires due à l'exploitation ou à des accidents. En 1997, un Protocole a été adopté en vue d'amender la Convention et une nouvelle Annexe VI a été ajoutée, qui est entrée en vigueur le 19 mai 2005. La Convention MARPOL a été amendée à plusieurs reprises au fil des années. La Convention comprend des réglementations visant à éviter et réduire la pollution par les navires, qu'elle soit accidentelle ou liée aux opérations de routine, et inclut actuellement six annexes techniques. Des zones spéciales associées à des contrôles stricts sur les rejets en exploitation sont incluses dans la plupart des annexes.

Les annexes suivantes traitent de la pollution pétrolière et chimique (source : site Web de l'OMI) :

Annexe I - Règles relatives à la prévention de la pollution par les hydrocarbures. Elle porte sur la prévention de la pollution par les hydrocarbures liée à l'exploitation ainsi qu'aux rejets accidentels ; les amendements de

1992 à l'Annexe I ont rendu obligatoire la double coque pour les pétroliers neufs et ont fixé un calendrier pour doter progressivement les navires-citernes existants d'une double coque, ils ont ensuite été révisés en 2001 et 2003.

La Convention MARPOL a introduit plusieurs concepts importants, en exigeant notamment des pétroliers neufs qu'ils soient équipés de citernes à ballast séparé pour que les eaux de ballast ne soient plus transportées dans les citernes à cargaison. Cette exigence a été remplacée par celle d'une double coque pour les pétroliers livrés après 1996. En matière de pollution par les hydrocarbures liée à l'exploitation des navires, la Convention MARPOL a introduit de nombreuses innovations sur les rejets autorisés d'eau de cale grâce au séparateur d'eau et d'hydrocarbures (avec la célèbre norme de 15 ppm) ou sur les eaux polluées par les hydrocarbures des citernes à cargaison à travers les dispositifs de surveillance et de contrôle des rejets d'hydrocarbures.

Annexe II - Règles relatives à la prévention de la pollution par les substances liquides nocives transportées en vrac. Elle précise les critères applicables aux rejets et décrit les mesures de prévention de la pollution par des substances liquides nocives transportées en vrac ; quelque 250 substances ont été évaluées et portées sur la liste annexée à la Convention. Leurs résidus doivent être déchargés uniquement dans des installations de réception jusqu'à ce que certaines concentrations et conditions (qui varient selon la catégorie des substances) soient atteintes. Dans tous les cas, aucun rejet de résidus contenant des substances nocives n'est autorisé à moins de 12 milles marins de la terre la plus proche. Des règles régissent le transport de produits chimiques par navire. Elles sont incluses dans la Convention internationale pour la sauvegarde de la vie humaine en mer (SOLAS).

Les règles de l'Annexe II établissent un système de classement de la pollution pour les substances liquides nocives. Les quatre catégories sont les suivantes. Catégorie X : substances liquides nocives qui sont réputées présenter un risque grave pour les ressources marines ou pour la santé humaine et justifient donc l'interdiction des rejets dans le milieu marin. Catégorie Y : substances liquides nocives qui sont réputées présenter un risque pour les ressources marines ou pour la santé humaine ou causer un préjudice aux valeurs d'agrément ou à d'autres utilisations légitimes de la mer et justifient donc une limitation de la qualité et de la quantité des rejets dans le milieu marin. Catégorie Z : substances liquides nocives qui sont réputées présenter un risque faible pour les ressources marines ou pour la santé humaine et justifient donc des restrictions moins rigoureuses des rejets. Autres substances : substances qui sont considérées, actuellement, comme ne présentant pas de danger pour les ressources marines, la santé

humaine, les valeurs d'agrément ou d'autres utilisations légitimes de la mer et ne font l'objet d'aucune exigence dans le cadre de l'Annexe II de MARPOL.

Annexe III - Prévention de la pollution par les substances nuisibles transportées par mer en colis. Elle contient des prescriptions générales relatives à l'établissement de normes précises en matière d'emballage, de marquage, d'étiquetage, de documentation, d'arrimage, de limites quantitatives, d'exceptions et de notifications. Aux fins de cette annexe, on entend par « substances nuisibles » les substances qui sont identifiées comme polluants marins dans le Code maritime international des marchandises dangereuses (Code IMDG) ou encore qui satisfont aux critères énoncés dans son appendice. Les produits chimiques transportés en colis, sous forme solide ou en vrac, sont régis par la partie A du Chapitre VII - Transport de marchandises dangereuses en colis de SOLAS, qui contient des dispositions portant sur la classification, l'emballage, le marquage, l'étiquetage et le placardage, la documentation et l'arrimage des marchandises dangereuses.

Désignation des zones spéciales dans le cadre de l'annexe 1 de MARPOL

La Convention MARPOL attribue à certaines zones marines la dénomination de « zones spéciales » pour lesquelles, pour des raisons techniques liées à leurs conditions océanographiques et écologiques et aux circonstances du trafic maritime, il est nécessaire d'adopter des méthodes spéciales obligatoires de prévention de la pollution marine. La Méditerranée a été désignée comme une zone spéciale en vertu des Annexes I (hydrocarbures) et V (ordures) de MARPOL.

Rejets dans les zones spéciales. Tout rejet à la mer d'hydrocarbures ou de mélanges d'hydrocarbures provenant de navires d'une jauge brute égale ou supérieure à 400 est interdit, à moins que toutes les conditions énoncées ci-après soient réunies : le navire fait route ; le mélange d'hydrocarbures est filtré par un matériel de filtrage des hydrocarbures qui satisfait aux prescriptions de la règle 14.7 de l'Annexe I de MARPOL ; la teneur en hydrocarbures de l'effluent non dilué ne dépasse pas 15 parties par million ; le mélange d'hydrocarbures ne provient pas des bouchains des chambres des pompes à cargaison, à bord des pétroliers ; et le mélange d'hydrocarbures, dans le cas des pétroliers, n'est pas mélangé avec des résidus de la cargaison d'hydrocarbures.

Rejets à l'intérieur des zones spéciales par les pétroliers. Tout rejet à la mer d'hydrocarbures ou de mélanges d'hydrocarbures provenant de la tranche de la cargaison d'un pétrolier est interdit pendant que le pétrolier se trouve dans une zone spéciale.

Réduction du risque de collision

Des mesures de gestion de la navigation peuvent aussi agir comme des mesures de protection environnementales si elles contribuent à éviter le rejet de polluants dans l'environnement marin.

Organisation du trafic maritime. L'objectif de l'organisation du trafic maritime est d'améliorer la sécurité de la navigation et la prévention de la pollution marine par les navires dans les zones critiques (densité du trafic, circulation réduite des navires). Des dispositifs de séparation du trafic (TSS) et d'autres systèmes d'organisation du trafic maritime ont été mis en place dans la plupart des principales zones maritimes encombrées et le nombre de collisions et d'échouements a souvent été radicalement réduit. D'autres mesures d'organisation du trafic maritime incluent les routes à double sens de circulation, les axes de circulation recommandés, les routes en eau profonde,

les zones de prudence et les zones à éviter. Certains systèmes d'organisation du trafic maritime ont déjà été mis en place en Méditerranée. Cependant, des systèmes supplémentaires pourraient être proposés dans les passages étroits et près des zones côtières les plus sensibles.

Zones maritimes particulièrement vulnérables (PSSA).

Les critères de désignation des PSSA sont disponibles auprès de l'OMI (Directives révisées) et incluent des critères écologiques liés à la présence d'écosystèmes rares, à leur diversité ou à leur vulnérabilité face aux dégradations ; des critères sociaux, culturels et économiques, tels que l'importance de la zone au regard des loisirs et du tourisme ; et des critères scientifiques et éducatifs. Dans les PSSA, des mesures sont utilisées pour contrôler les activités maritimes, telles que les mesures d'organisation du trafic, y compris des TSS et des zones à éviter ; l'application stricte des exigences de MARPOL en matière de

Tableau 22. État de l'application des conventions de l'OMI par les pays méditerranéens.

Au 15 septembre 2020	IMO Convention 48	SOLAS Convention 74	SOLAS Protocol 78	SOLAS Protocol 88	SOLAS Agreement 96	LOAD LINES Convention 66	LOAD LINES Protocol 88	TONNAGE Convention 69	COLREG Convention 72	CSC Convention 72	CSC amendments 93	SFV Protocol 93	Cape Town Agreement 2012	STCW Convention 78	STCW-F Convention 95	SAR Convention 79	STP Agreement 71	Space STP Protocol 73	IMSO Convention 76	INMARSAT OA 76	IMSO amendments 2006	IMSO amendments 2008	FACILITATION Convention 65	MARPOL 73/78 (Annex I/II)	MARPOL 73/78 (Annex III)	MARPOL 73/78 (Annex IV)	
Albanie	X	X	X			X		X	X					X		X							X	X	X	X	
Algérie	X	X	X	X		X	X	X	X					X		X				X	X			X	X	X	X
Bosnie-Herzégovine	X							X											X	X							
Chypre	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X		X		X			X	X			X	X	X	X	
Croatie	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X		X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
Égypte	X	X	X	X		X	X		X					X			X	X	X	X	X			X	X	X	X
Espagne	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
France	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X		X	X	X	X	X	X			X	X	X	X
Grèce	X	X	X	X		X		X	X	X				X						X	X			X	X	X	
Israël	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X		X		X				X	X			X	X	X	X
Italie	X	X	X			X	X	X	X	X				X		X				X	X			X	X	X	X
Liban	X	X	X	X		X	X	X	X					X		X				X	X			X	X	X	X
Libye	X	X	X	X		X	X	X	X					X		X				X	X			X	X	X	X
Malte	X	X				X		X	X							X				X	X			X	X	X	X
Maroc	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X		X				X			X	X	X	X	X
Monaco	X	X	X			X		X	X	X				X	X	X				X					X	X	X
Monténégro	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X		X								X	X	X	X
Slovénie	X	X	X	X		X	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X	X		X	X	X	X	X
Tunisie	X	X	X	X		X	X	X	X	X				X	X	X				X	X			X	X	X	X
Turquie	X	X	X			X	X	X	X	X				X		X				X	X			X	X	X	X

X=ratification | D=dénonciation

rejets et d'équipement pour les navires, tels que les pétroliers ; l'installation de STM ; etc. Ces mesures de protection associées sont rendues obligatoires par les conventions internationales concernées (ex. : SOLAS, MARPOL, etc.) et, par conséquent, les acteurs du transport international maritime doivent s'y conformer.

Contrôle du trafic maritime. Les services de trafic maritime (STM) contribuent à garantir la sauvegarde de la vie humaine en mer, la sécurité et l'efficacité de la navigation ainsi que la protection du milieu marin. Des systèmes de contrôle du trafic maritime, y compris des STM, ont déjà été établis dans certaines régions de la Méditerranée. En outre, il pourrait y avoir lieu d'installer des systèmes supplémentaires de contrôle du trafic maritime dans la région. Dans le cadre du projet SafeMed II, des efforts ont été déployés pour renforcer les capacités des États côtiers méditerranéens à prévenir les accidents maritimes.

Assistance aux navires en détresse

Les lignes directrices sur les lieux de refuge pour les navires ayant besoin d'assistance de la Résolution de l'OMI A.949(23) doivent être utilisées quand un navire a besoin d'assistance, mais ne concernent pas la sauvegarde de la vie humaine. Une deuxième résolution, A.950(23) Services d'Assistance Maritime (SAM), recommande l'établissement d'un service d'assistance maritime (SAM) par tous les États côtiers.

Le Tableau 22 suivant rend compte du statut de l'application de toutes les conventions de l'OMI. Il est important pour comprendre l'état de la mise en œuvre des instruments politiques, pour la prévention de la pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques, mais aussi pour d'autres thèmes présentés dans les chapitres suivants de cette étude.

MARPOL 73/78 (Annex V)	MARPOL Protocol 97 (Annex VI)	London Convention 72	London Convention Protocol 96	INTERVENTION Convention 69	INTERVENTION Protocol 73	CLC Convention 69	CLC Protocol 76	CLC Protocol 92	FUND Protocol 76	FUND Protocol 92	FUND Protocol 2003	NUCLEAR Convention 71	PAL Convention 74	PAL Protocol 76	PAL Protocol 90	PAL Protocol 02	LLMC Convention 76	LLMC Protocol 96	SUA Convention 88	SUA Protocol 88	SUA Convention 2005	SUA Protocol 2005	SALVAGE Convention 89	OPRC Convention 90	HNS Convention 96	HNS PROT 2010	OPRC/HNS 2000	BUNKERS CONVENTION 01	ANTI FOULING 2001	BALLASTWATER 2004	NAIROBI WRC 2007	HONG KONG CONVENTION	
X						D	X	X	X	X			D	D	D	X	X	X	X	X			X	X			X	X		X	X		
X				X	X	D		X		X							X		X	X	X	X	X	X									
																			X	X													
X	X	X		X	X	D		X		X	X		D	D	D	X	X	X	X	X			X	X				X	X	X	X		
X	X	X				D	X	X	X	X							X	X	X	X					X			X	X	X	X		
X	X	X	X	X	X	X	X	X					X		X		X		X	X			X	X			X	X	X	X	X		X
X	X	X				D	X	X	X	X	X		D	D		X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X		
X								X		X									X	X				X									
X	X	X	X	X	X	D	X	X	X	X	X								X	X			X	X				X	X	X	X		
X	X	X																	X	X					X								
X	X	X				X							X	X					X	X					X								
X	X	X	X	X	X	D	X	X	X	X	X								X	X			X	X	X			X	X	X	X		
X	X	X	X	X	X	D	X	X	X	X	X	X	D	D	D	X	D	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X	X			
X	X	X				D		X		X									X	X			X	X				X	X				
X	X							X		X	X							X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X		X

Source : site Web de l'OMI consulté le 25 septembre 2020

Mesures définies au niveau européen (Carpenter 2018)

Dans le cadre de la Directive relative à la sécurité des opérations pétrolières et gazières en mer (2013/30/UE), l'UE a mis en place un ensemble de règles visant à prévenir les accidents, ainsi qu'à y réagir rapidement et efficacement, le cas échéant.

Elles comprennent des obligations :

- pour les entreprises, qui doivent faire preuve de leur capacité à intervenir d'urgence ;
- pour les pays de l'UE qui doivent contrôler ces moyens et cette expertise technique ;
- pour les autorités nationales, qui doivent vérifier que les dispositions de sécurité sont respectées ;
- en matière technique et de communication au grand public (les citoyens peuvent donner leur avis et fournir des commentaires sur les effets environnementaux causés par les opérations d'exploration pétrolière et gazière offshore programmées).

Agence européenne de la sécurité maritime (AESM).

Le Plan d'action Hydrocarbures de l'AESM identifie la Méditerranée et en particulier la zone correspondant à l'axe emprunté par les navires-citernes partant de la mer Noire, comme une zone prioritaire des eaux européennes nécessitant des mesures supplémentaires. En complément de ce plan, le « Plan d'action SNPD de l'AESM » et le « Plan d'action de l'AESM pour la lutte contre la pollution marine provoquée par les installations pétrolières et gazières » sont disponibles.

Les services d'observation de la Terre de l'AESM

comprennent deux éléments : (i) **Observation de la Terre pour les Services maritimes intégrés** qui inclut la détection des navires et d'activités ciblées en soutien aux activités de contrôle maritime aux frontières de l'UE réalisées par FRONTEX, l'agence qui coordonne et développe la gestion européenne des frontières, y compris maritimes ; (ii) **CleanSeaNet (CSN)**, le service de détection des déversements d'hydrocarbures par satellite de l'UE. CSN est un service de détection des navires et des déversements d'hydrocarbures par satellite de l'UE qui aide les États participants à identifier et tracer la pollution par les hydrocarbures à la surface de la mer, à surveiller la pollution accidentelle en cas d'urgence et à contribuer à l'identification des pollueurs. Ces tâches sont des exigences de l'Article 10 de la Directive de l'UE 2005 sur la pollution par les navires.

Mécanisme de protection civile de l'Union (MPCU).

Le MPCU facilite la coopération dans le domaine de la protection civile pour améliorer l'efficacité des systèmes de prévention, de préparation et de lutte contre les catastrophes naturelles et causées par l'homme, y compris les

urgences liées à l'environnement marin. La Stratégie régionale pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2016-2021) devrait utiliser les aspects pertinents du MPCU et les traduire en actions appropriées à travers le REMPEC.

Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin ».

La Directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin » (2008/56/CE) établit un cadre pour l'action communautaire dans le domaine des politiques sur le milieu marin. Elle exige plus particulièrement des États membres partageant une région ou sous-région maritime qu'ils coopèrent afin de veiller à ce que les mesures requises pour atteindre les objectifs de la Directive soient cohérentes et coordonnées sur toute la région ou sous-région concernée. Pour parvenir à ce niveau de coordination, les États membres doivent utiliser des structures de coopération institutionnelles régionales existantes, y compris celles des Conventions de mers régionales, et déployer des efforts conséquents pour coordonner leurs actions avec les pays tiers exerçant leur souveraineté ou leur juridiction sur les eaux concernées. Les États membres ont aussi l'obligation, dans la mesure du possible, de se baser sur les activités et programmes existants dans le cadre de structures découlant des Conventions de mers régionales.

Au niveau européen, des mesures préventives sont en place et prennent la forme d'amendes. Selon la Directive 2005/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 septembre 2005 relative à la pollution causée par les navires et à l'introduction de sanctions en cas d'infractions, les rejets d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives par des navires doivent être considérés comme des infractions et sanctionnés en conséquence s'ils ont été commis intentionnellement, témérement ou à la suite d'une négligence grave. La Directive fait de ces rejets de substances polluantes un délit s'ils sont effectués dans : les eaux intérieures, y compris les ports, d'un État membre ; les eaux territoriales d'un État membre ; les détroits utilisés pour la navigation internationale soumis au régime du passage en transit, conformément à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer de 1982 ; la zone économique exclusive (ZEE) d'un État membre ; la haute mer.

Mesures définies dans le cadre de la Convention de Barcelone

Dans le cadre de la Convention de Barcelone, trois protocoles visent à protéger l'environnement marin contre la pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques due aux navires et activités offshore. Il s'agit du **Protocole relatif à la prévention et à l'élimination de la pollution de la mer Méditerranée par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs ou d'incinération**

en mer (Protocole « immersions ») ; le Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre (Protocole LBS) ; et le Protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée par les mouvements transfrontières de déchets dangereux et leur élimination (Protocole « déchets dangereux »). Le MED POL est le centre d'activités régional (CAR) responsable de la mise en œuvre de ces trois protocoles. Le deuxième CAR compétent en matière de pollution marine par les navires est le REMPEC, qui est géré par l'Organisation maritime internationale (OMI) en coopération avec le PNUE. Les principaux champs d'action du REMPEC sont la prévention de la pollution de l'environnement marin par les navires et la préparation à la lutte et la lutte contre la pollution marine accidentelle et la coopération en cas d'urgence.

La Stratégie régionale pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2016-2021) dresse la liste des actions prioritaires à mener dans le cadre de la mise en œuvre du Protocole Prévention et situations critiques de 2002 et inclut, pour chacune de

ces problématiques, des engagements précis et un calendrier de mise en œuvre des vingt-deux objectifs à réaliser d'ici 2021.

Rejet illicite

Le Réseau méditerranéen des agents chargés de l'application des lois relatives à MARPOL dans le cadre de la Convention de Barcelone (MENELAS) est un réseau d'individus issus des États participants, soutenu par un système d'information électronique. Le MENELAS vise à améliorer la compréhension et la coopération entre ses membres aux différentes étapes du processus d'exécution, à savoir les mesures de détection, d'enquête et d'application des lois prises par les autorités compétentes après une possible infraction.

Le REMPEC travaille activement à la mise en place de bases saines pour le développement de systèmes de surveillance et de suivi de la pollution marine dans la région en fournissant des connaissances à jour sur des aspects techniques de la détection à distance. Le REMPEC soutient l'organisation d'opérations de surveillance coordonnées en Méditerranée (OSCAR-MED).

La dimension de genre dans le contexte de mise en pratique de la Convention de Barcelone

Il est important de souligner que la dimension de genre aide les décideurs dans leur prise de décision et d'application grâce à l'élaboration et l'adoption de solutions plus durables qui puissent profiter à tous. Les cadres suivants sont définis sous l'égide de la Convention de Barcelone pour s'occuper de cet aspect :

2018 Gender mainstreaming strategy for Med programme

Le *Gender Mainstreaming Strategy of the MedProgramme* a été développé et adopté pendant la phase pour la dotation de préparation du projet (*Project Preparation Grant (PPG) Phase*) en 2018. Cette stratégie stipule que les priorités de genre du Programme, ses objectifs et ses composants, soient rendus opérationnels à travers le développement du Gender Action Plans for each Child Project afin de garantir une approche cohérente et harmonieuse ;

UNEP/MED WG.481/Inf.4: MedProgramme Gender Mainstreaming Strategy

Inception Meeting of the Mediterranean Sea Programme (MedProgramme)

The Mediterranean Sea Programme: Enhancing Environmental Security (2019 – 2024) Gender Mainstreaming Strategy Un Environment/Mediterranean Action Plan October 2018

L'environnement des Nations Unies reconnaît le rôle de l'égalité hommes-femmes comme « moteur du développement d'un environnement durable », en particulier pour mettre en valeur la sécurité environnementale et la résilience climatique ; pour alléger les pressions sur les ressources naturelles et les populations dépendantes de celles-ci, y compris la gestion non durable des ressources côtières ; et pour préserver la santé des grands écosystèmes marins (comme la Méditerranée) qui fournissent des services environnementaux et économiques aux populations du littoral. Par-dessus tout, l'organisation se concentre sur la visibilité accrue et la capacité des groupes vulnérables en matière de politique de développement durable et de prise de décisions. À cet égard, l'agence a produit un « Rapport des leçons apprises 10 » à travers la compilation d'études de cas sur l'égalité des genres, portant sur des questions homologues à l'ensemble du MedProgramme : intégration de l'égalité des genres dans la Gestion intégrée des zones côtières (*Integrated Coastal Zone Management (ICZM)*) et la Gestion intégrée des ressources en eau (*Water Resources Management (IWRM)*), pollution marine et du littoral, réduction des risques de catastrophe sur le littoral et adaptation au changement climatique, programme de développement du littoral, et plaidoyer pour la gestion et la recherche en faveur d'un écosystème marin qui intègre la dimension de genre.

Navires en détresse

Les Principes de prise de décision pour autoriser l'accès à un lieu de refuge pour les navires ayant besoin d'assistance (préparés par le REMPEC) sont disponibles. Trois accords régionaux de recherche et de sauvetage ont été établis : l'un dans l'ouest de la Méditerranée et deux dans le nord-est de la Méditerranée. Des dispositifs de remorquage d'urgence ont été préparés dans le cadre du projet SAFEMED.

3.2.7.2. Mesures de préparation à la lutte et de lutte contre la pollution marine

Mesures définies au niveau international

Au niveau international, le cadre légal traitant de la préparation et de la lutte contre la pollution marine, s'appuie sur deux instruments juridiques (source : site Web du REMPEC) :

- **la Convention internationale sur la préparation, la lutte et la coopération en matière de pollution par les hydrocarbures (OPRC 1990)**, adoptée le 30 novembre 1990 et entrée en vigueur le 13 mai 1995, qui fournit un cadre international en matière de préparation (planification des interventions d'urgence), de lutte (assistance internationale) et de coopération (recherche et développement, et coopération technique) ; et
- **le Protocole sur la préparation, la lutte et la coopération contre les événements de pollution par les substances nocives et potentiellement dangereuses (Protocole OPRC-HNS)**, adopté le 15 mars 2000 et entré en vigueur le 14 juin 2007, qui complète la Convention OPRC en fournissant un cadre global visant à permettre la coopération internationale et l'assistance mutuelle pour la préparation et la lutte contre les incidents de pollution majeurs ou les menaces de pollution marine en appliquant les mêmes principes aux incidents de SNPD.

La Convention SNPD établit le principe du « pollueur-payeur » en veillant à ce que les industries du transport maritime et des SNPD versent une indemnité aux victimes de pertes ou de dommages résultant d'un incident de SNPD. Les SNPD couverts par la Convention incluent, entre autres : les hydrocarbures ; les gaz liquéfiés ; les matières et substances dangereuses, potentiellement dangereuses et nocives transportées en colis ou en conteneurs ; et les matières solides en vrac possédant des propriétés chimiques dangereuses. La Convention SNPD actuelle a été adoptée en 2010, cependant elle n'est toujours pas entrée en vigueur, sa ratification par les États étant toujours en attente.

L'OMI a publié des **Directives pour l'élaboration de Plans d'urgence de bord contre la pollution des mers** en 2010. Ces directives indiquent que le plan doit inclure des instructions précises pour traiter toute une série de problèmes, par exemple les fuites de tuyaux, le débordement des citernes, les incidents sur les coques.

Mesures compensatoires

L'indemnisation de la pollution aux hydrocarbures causée par les navires-citernes est régie par quatre conventions internationales : les Conventions internationales sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures de 1969 et de 1992 (« CLC de 1969 » et « CLC de 1992 ») et les Conventions internationales portant création d'un Fonds international d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (« Convention de 1971 portant création du Fonds » et « Convention de 1992 portant création du Fonds »). Ces conventions composent un système international dans le cadre duquel les coûts raisonnables du nettoyage et des dégâts sont couverts, tout d'abord par les propriétaires des navires-citernes dans la limite de la CLC à travers une assurance obligatoire, puis par les FIPOL.

L'Offshore Pollution Liability Association Ltd (OPOL) est un accord de secteur ouvert aux exploitants offshore de nombreux États focaux. Les sociétés membres ont la garantie que les autres entreprises de l'association paieront leur dette si elles n'en ont pas les moyens financiers.

Mesures définies dans le cadre de la Convention de Barcelone

Les fondements de la coopération régionale dans le domaine de la prévention, de la préparation à la lutte et de la lutte contre la pollution marine provenant des navires en Méditerranée ont été posés par le **Protocole relatif à la coopération en matière de prévention de la pollution par les navires et, en cas de situation critique, de lutte contre la pollution de la mer Méditerranée (Protocole Prévention et situations critiques de 2002)**. La version 2002 du Protocole couvre la prévention, la préparation à la lutte et la lutte contre la pollution marine provenant de sources en mer. Son texte a été actualisé afin de l'aligner avec ceux d'autres instruments juridiques internationaux pertinents développés depuis l'adoption du Protocole de 1976, et en particulier avec le texte de la Convention internationale sur la préparation, la lutte et la coopération en matière de pollution par les hydrocarbures (Convention OPRC de 1990), en tenant aussi compte de la contribution de la Communauté européenne à la mise en œuvre de normes internationales relatives à la sécurité maritime et à la prévention de la pollution par les navires.

Des systèmes nationaux fiables de préparation et de lutte contre la pollution sont perçus comme le facteur le plus important pour assurer l'efficacité et la réussite de la lutte contre les incidents de pollution marine. Aucun système régional centralisé ne scrute les eaux méditerranéennes. Dans le cadre de la Convention de Barcelone, chaque Partie doit créer un système national lui permettant d'intervenir rapidement et efficacement en cas d'incident de pollution par les hydrocarbures. La législation, la nomination d'autorités nationales, les plans d'urgence, la coopération internationale, la formation, les exercices et les équipements d'intervention disponibles pour lutter contre les déversements d'hydrocarbures et de SNPD sont les éléments principaux d'un système national de préparation et d'intervention. Ces activités doivent être développées en accord avec l'article 6 de la Convention OPRC et l'article 4 du Protocole OPRC-HNS.

Des obligations et des exigences liées aux rapports sont imposées aux membres de la Convention de Barcelone dans le cadre de mesures juridiques et réglementaires, ainsi que de mesures opérationnelles (CdP 20, Décision IG.23/1 - « Modèle de rapport révisé pour l'application de la Convention de Barcelone pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses protocoles » - PNUE(DEPI)/MED IG.23/23, Décision IG.23/1).

Le REMPEC est chargé d'aider les Parties impliquées dans un événement de pollution. Cette assistance peut inclure des conseils d'experts ou la mise à disposition par ces autres parties de personnel spécialisé, de produits, d'équipements, etc. contribuant à lutter contre la pollution. Le REMPEC peut fournir une assistance à distance, notamment par des informations et des conseils par téléphone, en communiquant au nom du ou des États impliqués dans un incident de pollution, en conseillant si besoin d'autres sources d'information que le REMPEC, et en coordonnant l'assistance régionale. Le REMPEC peut aussi fournir une assistance sur place à travers l'envoi d'agents ou de représentants de l'Unité d'assistance méditerranéenne (UAM) qui prodiguent alors des conseils sur le site d'un accident. L'une des activités les plus importantes du REMPEC est de fournir une assistance aux Parties contractantes dans le cas d'incidents de pollution marine. Des systèmes nationaux fiables de préparation et de lutte sont donc perçus comme le facteur le plus important pour assurer l'efficacité et la réussite de la lutte contre de tels incidents.

Planification des interventions d'urgence et alerte rapide

(Source : PNUE/PAM 2016)

Le REMPEC a assisté les Parties contractantes dans la préparation et la mise en œuvre de plans et d'accords sous-régionaux d'intervention d'urgence, notamment

pour le sud-est de la Méditerranée (Chypre, Égypte et Israël), le sud-ouest de la Méditerranée (Algérie, Maroc et Tunisie) et l'Adriatique (Croatie, Italie et Slovénie) et a préparé des activités dans le cadre du RAMOGEPOL (France, Monaco et Italie) et du Plan Lion (France et Espagne). Le REMPEC a également assisté la Croatie, Chypre, la France, la Grèce, l'Italie, Malte, la Slovénie et l'Espagne (et ensuite l'Algérie, l'Égypte, le Liban, la Libye, le Maroc, la Tunisie et la Turquie) dans la mise en œuvre d'une coopération régionale (projet POSOW), par la cohésion de compétences dans le domaine de la pollution marine.

À ce jour, les plans suivants ont été développés dans différentes régions de la Méditerranée (source : site Web du REMPEC) :

- Ramoge entre la France, l'Italie, Monaco ;
- Lion entre la France et l'Espagne ;
- Sud-est de la Méditerranée entre Chypre, l'Égypte et Israël ;
- Sud-ouest de la Méditerranée entre l'Algérie, le Maroc et la Tunisie ;
- Adriatique entre la Croatie, l'Italie et la Slovénie ;
- Sud-est de la Méditerranée entre Chypre, la Grèce et Israël ;
- Sud-est de la Méditerranée entre Chypre, l'Égypte et la Grèce.

Le Réseau méditerranéen des agents chargés de l'application des lois relatives à MARPOL dans le cadre de la Convention de Barcelone (MENELAS), pour lequel le REMPEC agit en tant que Secrétariat, est un réseau d'individus issus des États participants. L'objectif du MENELAS est de faciliter la coopération entre ses membres afin d'améliorer l'application des règles internationales relatives aux rejets en mer.

Outils d'aide à la décision et outils techniques

Directives du REMPEC (Source : site Web du REMPEC)

Préparation à la lutte et lutte contre la pollution par les hydrocarbures. *Guide for combating accidental marine pollution in the Mediterranean* (REMPEC 2000) ; *Mediterranean Oiled Shoreline Assessment Guidelines* (REMPEC 2009) ; *Guidelines for the use of dispersants for combating oil pollution at sea in the Mediterranean region* (REMPEC 2011) ; Lignes directrices méditerranéennes pour la gestion des déchets issus de pollution marine par les hydrocarbures (REMPEC 2012).

Préparation à la lutte et lutte contre la pollution par les SNPD. *Theory and practice of foams in chemical spill response* (REMPEC 1992). *The significance of a material safety data sheet* (REMPEC 2001) ; *Personal protective equipment and monitoring devices for maritime chemical emergencies* (REMPEC 2003) ; *Risks of gaseous releases resulting from maritime incidents* (REMPEC 2018).

Le REMPEC a aussi développé et/ou mis à jour les outils suivants dans le cadre du MTWG :

- un système d'information géographique intégré méditerranéen (GIS) pour l'évaluation du risque et la lutte contre la pollution maritime (MEDGIS-MAR) ;
- un système maritime intégré d'information et d'aide à la décision sur le transport des substances chimiques (MIDSIS-TROCS) ;
- un outil d'aide à la décision en matière de gestion des déchets ; et
- d'autres outils mis en œuvre sur le long terme.

Mesures de lutte (Source : site Web du REMPEC)

L'Unité d'assistance méditerranéenne (UAM) a été créée conformément à la décision des Parties contractantes à la Convention de Barcelone, dans le cadre du Protocole d'urgence, lors de sa huitième réunion ordinaire (Antalya, Turquie, octobre 1993). L'Unité d'assistance méditerranéenne (UAM) est un réseau d'experts du domaine de la préparation à la lutte et de la lutte contre la pollution marine, qui peut être mobilisé pour fournir une assistance sur place et à distance aux Parties contractantes concernées par une pollution. Afin de faciliter la mobilisation des experts de l'UAM et de soulager les États côtiers méditerranéens, un fonds spécial de l'UAM géré par le REMPEC a été créé dans le cadre de la Convention de Barcelone pour rassembler les fonds requis pour mobiliser un expert sur une mission de terrain pouvant durer jusqu'à un mois.

Signalement des incidents. Le signalement et la vérification des premières informations sur les incidents de pollution doivent être réalisés au niveau national. Après avoir reçu et vérifié le rapport d'incident initial, les autres Parties doivent être informées directement ou via le REMPEC à l'aide d'un rapport de pollution (POLREP). Pour faciliter la procédure de signalement, le REMPEC a créé une Procédure de communication d'urgence en ligne qui permet aux Parties contractantes de signaler les incidents et d'échanger des informations. (Source : site Web du REMPEC).

Solutions de lutte contre les déversements d'hydrocarbures. Trois catégories d'actions peuvent être envisagées : i) s'occuper de la plus grande partie du déversement en mer afin de limiter les quantités qui devront être gérées sur le littoral ; ii) essayer d'arrêter, ou au moins de limiter, l'extension du déversement en « s'attaquant » aux bords avant (et en particulier au bord sous le vent), et donc de protéger le littoral risquant d'être touché ; iii)

protéger la côte avec tous les moyens disponibles et se préparer au nettoyage du littoral.

Méthodes et techniques de lutte contre les déversements d'hydrocarbures.

1. Élimination de la source du déversement d'hydrocarbures (ou d'autres polluants) ; 2. Confinement du déversement et protection des ressources sensibles ; 3. Retrait des hydrocarbures déversés de la surface de la mer (ce qui inclut la récupération mécanique des hydrocarbures déversés et de ceux considérés comme produits chimiques : utilisation de dispersants et d'autres produits de traitement) ; 4. Retrait des hydrocarbures délaissés (nettoyage du littoral). Malgré les méthodes et techniques variées déployées pour lutter contre un déversement d'hydrocarbures lorsque les hydrocarbures flottent (offshore), il est probable qu'une partie plus ou moins importante des hydrocarbures déversés s'échoue sur le littoral. L'expérience passée montre qu'une grande partie des marées noires et presque tous les déversements survenant relativement près du littoral entraînent une pollution par les hydrocarbures plus ou moins sévère des plages de sable, des rochers et des autres formations côtières. 5. Transport, stockage, traitement et élimination définitive des hydrocarbures/matières polluées par les hydrocarbures collectés. Le stockage temporaire et l'élimination définitive des hydrocarbures/matières mélangées à des hydrocarbures pendant un déversement d'hydrocarbures sont deux problèmes souvent négligés dans la planification des opérations de lutte contre la pollution par les hydrocarbures. Une grande quantité d'hydrocarbures et de débris d'hydrocarbures peut résulter d'un déversement d'hydrocarbures majeur. Une planification soignée est donc requise afin de prévoir leur élimination. Plusieurs techniques d'élimination existent et le choix de la plus appropriée dépend de plusieurs facteurs, qui peuvent, pour certains, être définis et développés à l'avance. Les mécanismes de lutte et les structures organisationnelles sont similaires pour les hydrocarbures et les SNPD. Cependant, au niveau technique, les compétences de lutte doivent s'adapter aux risques particuliers des SNPD.

Modélisation des déversements d'hydrocarbures

Dans le cadre de l'Unité d'assistance méditerranéenne (UAM), des centres océano-météorologiques de six pays méditerranéens ont signé un accord avec le REMPEC via le Réseau opérationnel méditerranéen du Système océanographique mondial (MONGOOS, auparavant MOON) qui fournit sur demande des bulletins de prévision sur les déversements d'hydrocarbures à tous les pays méditerranéens.

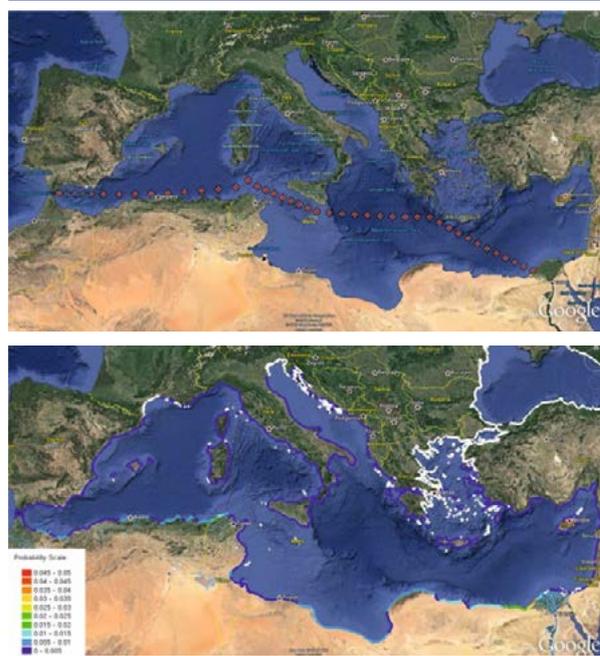
De très nombreuses études sont disponibles pour la Méditerranée sur la modélisation de la dispersion des déversements d'hydrocarbures (par ex. Alves *et al.* 2015, Janeiro *et al.* 2014, Oilta *et al.* 2012), des probabilités d'échouage (par ex. Goldman *et al.* 2015, Jimenez *et al.* 2016), la vulnérabilité des côtes et les risques associés (par ex. Al Shami *et al.* 2017, Liubarseva *et al.* 2015, Zodiatis *et al.* 2016, Garcia-Olivares *et al.* 2017). Une revue complète des projets financés par l'UE sur les déversements d'hydrocarbures en Méditerranée (évaluation des risques et capacités de lutte) est aussi disponible dans Zodiatis & Kirkos 2017. Des études sur la modélisation de la pollution par les hydrocarbures en Méditerranée orientale et occidentale sont aussi disponibles (voir respectivement Zodiatis *et al.* 2018 et Cucco & Daniel 2016).

Exemple – Cartes des probabilités d'échouage

Un modèle numérique peut être utilisé pour évaluer la probabilité d'échouage des déversements d'hydrocarbures provenant d'une ou de plusieurs sources en Méditerranée. Jimenez *et al.* 2016 ont développé des cartes de probabilité d'échouage en considérant comme une source d'hydrocarbures le principal axe de circulation des navires-citernes, entre le détroit de Gibraltar et le canal de Suez à travers la Méditerranée. Ils ont réparti équitablement un ensemble de points sur cet axe et ont libéré des particules tests à chacun des points choisis comme s'il s'agissait d'un lieu d'émission. Ils ont ensuite calculé le pourcentage de particules atteignant chaque segment littoral depuis tous les points de l'axe, répartis tous les 70-100 km le long de l'axe. Les résultats sont représentés dans la Figure 93. Ils montrent que le littoral nord de la Méditerranée serait bien moins touché que le littoral sud. Sur la côte sud, les régions les plus touchées correspondent aux segments

de la côte nord de la Tunisie et du littoral proche d'Alexandrie, du delta du Nil au golfe de Kenayis (segments orange, jaune et vert en 25), soit environ 250 km de côtes.

Figure 93. (En haut) Lieux d'émission choisis liés à l'axe des pétroliers allant du canal de Suez au détroit de Gibraltar. (En bas) Carte de la probabilité d'échouage d'hydrocarbures en lien avec le principal axe des pétroliers allant du canal de Suez au détroit de Gibraltar. La ligne verticale dans le détroit de Gibraltar indique le pourcentage de particules qui atteignent l'océan Atlantique.



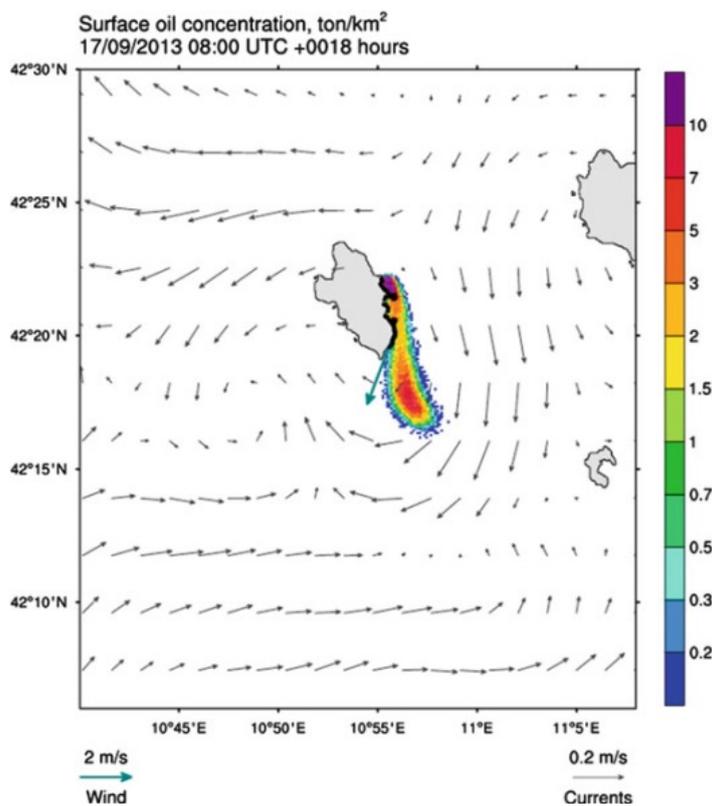
Source : Jimenez *et al.* (2016)

Exemples d'interventions sur des déversements d'hydrocarbures

Déversement du MT Haven. Le 11 avril 1991, une explosion sur le MT Haven a provoqué un incendie et le déversement d'environ 145 500 tonnes de pétrole brut lourd iranien près de Gênes, en Italie, dans la région côtière industrialisée du nord de la mer Ligurienne. Environ 30 000 tonnes de pétrole ont été déversées en mer. Un dixième de ce volume a atteint les plages littorales de la Riviera italienne. Une évaluation environnementale de la région concernée a révélé que les hydrocarbures déversés avaient endommagé les lits subtidiaux de Posidonia/Cymodocea (herbiers marins) et de la communauté benthique des grands fonds et des sociétés de pêche commerciale associées. Ce fut l'un des premiers déversements pour lequel il a été documenté que les sédiments subtidiaux souillés des eaux peu profondes (<10 m) avaient été efficacement nettoyés et que de grandes quantités d'hydrocarbures résiduels avaient atteint le lit des grands fonds (100 à 400 mètres) après l'incendie de la cargaison (Martinelli *et al.* 1995).

Échouement du Costa Concordia. Le 13 janvier 2012, le navire de croisière Costa Concordia a heurté un éperon rocheux, s'est échoué et a basculé sur le côté alors qu'il se trouvait au large de l'île de Giglio en Italie avec plus de 4 200 passagers et membres d'équipage à son bord (Figure 94). Avec 2 500 tonnes d'hydrocarbures dans son réservoir, le Costa Concordia a été immédiatement considéré comme un accident à haut risque de déversement d'hydrocarbures. La Garde côtière et les autorités de la Protection civile ont immédiatement lancé des opérations de recherche et de sauvetage et conçu des mesures de réduction des risques. En cas d'échec des opérations de désoutage, un déversement aurait pu polluer une zone marine protégée du Parc national de l'archipel toscan. À partir du 16 janvier, chaque jour jusqu'à la fin des opérations de déchargement des hydrocarbures, le modèle MEDSLIK-II a été exécuté afin de produire des prévisions de déversement à partir du Costa Concordia. Les bulletins quotidiens étaient envoyés au Centre des opérations de la Garde côtière italienne. Afin de calculer les possibles scénarios de fuites d'hydrocarbures, le modèle MEDSLIK-II a été associé à une série de modèles de circulation océanique (voir Zodiatis *et al.* 2018 et références).

Figure 94. Accident du Costa Concordia (en haut) (Photo : Getty). Source : <http://www.mirror.co.uk/news/world-news/doomed-costa-concordia-was-carrying-5432140>. Exemple de prévision de déversement d'hydrocarbures pendant le trévirage du Costa Concordia en septembre 2013 (en bas).



Source : Zodiatis *et al.* (2018)

Collision impliquant le CSL Virginia. (Source : site Web du Cedre) Le 7 octobre 2018, le navire tunisien Ulysse est entré en collision avec le porte-conteneurs chypriote CSL Virginia au nord du cap Corse. La coque du CSL Virginia a été percée lors de la collision. La brèche ouverte dans les soutes a entraîné le déversement de plus de 600 tonnes de fuel-oil lourd en Méditerranée et provoqué un déversement de presque 5 km de long. Des navires de lutte contre les déversements et de l'équipement ont été déployés par les autorités françaises et italiennes pour les opérations de nettoyage. L'extraction des hydrocarbures a été facilitée par des survols d'avions de surveillance. Le 8 octobre, le Préfet maritime de la Méditerranée a activé le plus haut niveau d'alerte du système de gestion des urgences maritimes français. Une équipe de gestion de crise a été créée afin de mettre en œuvre une intervention stratégique pour l'incident, ainsi qu'une équipe de gestion de l'intervention. Le Préfet maritime a aussi demandé l'activation du plan RAMOGEPOL.

L'état de la mer s'est dégradé (au départ légèrement) au fil des jours suivant l'incident. Le fuel-oil s'est alors dispersé sur une zone de plusieurs dizaines de milles marins de long, empêchant le confinement et la récupération efficaces des hydrocarbures. Les nappes d'hydrocarbures les plus importantes ont fait l'objet d'une surveillance aérienne quasi quotidienne. Des bouées ont aussi été déployées pour aider à suivre leurs mouvements. Pendant les journées qui ont suivi l'incident, en raison de la mer très forte, de nouveaux déversements d'hydrocarbures se sont échappés des soutes endommagées du porte-conteneurs. La nature fragmentée des nappes a permis l'utilisation de filets de surface et de récupérateurs à déversoir pour faciliter la récupération des hydrocarbures sur l'eau. Cette intervention en mer à grande échelle a mobilisé plus de 500 personnes, jusqu'à 41 navires (français et italiens) et 13 aéronefs : hélicoptères, avions et drones. Le déploiement de ces ressources a permis de récupérer la majorité des hydrocarbures en mer, mais une partie s'est toutefois échouée sur les côtes méditerranéennes françaises. Les interventions littorales ont été activées les jours suivants, quand les hydrocarbures ont atteint la plage de Pampelonne à Ramatuelle dans le Var (France).

Figure 95. Accident du CSL Virginia.



Source : Rapport d'enquête 2019 du BEA mer « Abordage du CSL VIRGINIA par l'ULYSSE le 7 octobre 2018 au large du cap Corse »

3.2.7.3. Mesures visant à protéger des secteurs particuliers contre les déversements

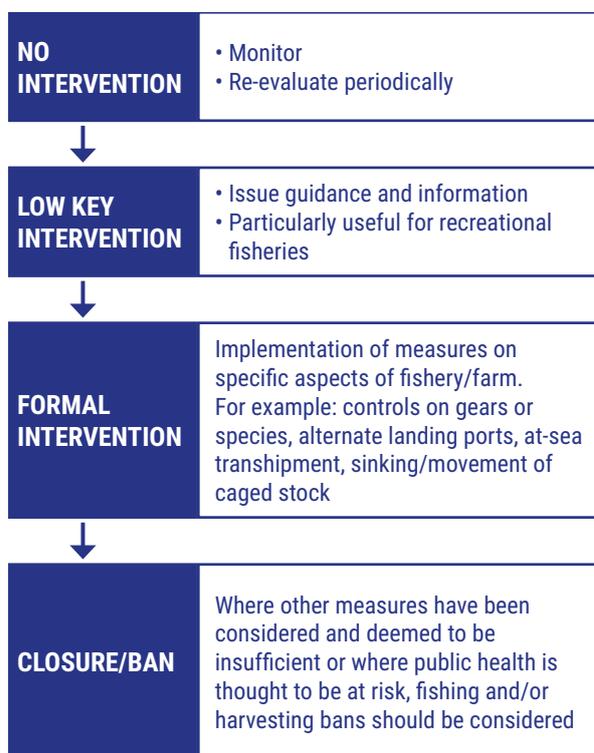
Les sociétés de pêche et la mariculture peuvent être particulièrement affectées par les impacts des déversements d'hydrocarbures. Immédiatement après un déversement d'hydrocarbures, l'objectif principal du secteur des produits de la mer est de protéger la santé humaine. C'est la motivation principale de la fermeture des sociétés de pêche et de mariculture. Les fermetures peuvent être imposées par les acteurs du secteur des produits de la mer eux-mêmes ou appliquées officiellement par les autorités. En général, après un incident, ces mesures sont mises en œuvre par précaution.

En 2016, le Secrétariat des Fonds internationaux d'indemnisation pour les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures (FIPOL) a adopté des directives de bonnes pratiques conçues afin d'aider les États membres à gérer les interdictions de pêche et de récolte de manière normalisée. Ces directives présentent un processus logique que les autorités sont invitées à envisager pour déterminer le niveau d'intervention requis dans les secteurs de la pêche et de la mariculture après un déversement d'hydrocarbures (Cariglia 2017).

Les directives recommandent de stopper la récolte. Au-delà des interdictions de pêche et de récolte, les mesures suivantes sont conseillées (Cariglia 2017) pour tenter de limiter les impacts physiques et économiques des déversements d'hydrocarbures :

- un engagement actif entre la gouvernance des sociétés de pêche locales et l'autorité centrale chargée de la préparation à la lutte et de la lutte contre les déversements d'hydrocarbures ;
- des installations fixes et coopératives de pêche. Les propriétaires et exploitants des installations fixes devraient être incités à identifier des mesures particulières de lutte contre les déversements d'hydrocarbures dans le cadre de leurs plans d'intervention généraux (pour limiter le risque de fuites, de pollution des fermes, etc.) ;
- l'intégration des plans d'intervention d'urgence spécifiques aux activités du secteur des produits de la mer aux plans généraux de lutte contre les déversements d'hydrocarbures : (i) Caractérisation du secteur des produits de la mer au sein de la zone du plan désignée ; (ii) Identification des mesures d'atténuation

Figure 96. Directives destinées aux gouvernements sur le processus logique pour la mise en œuvre de mesures de gestion d'urgence pour les sociétés de pêche et de mariculture lors d'un déversement.



Source : Cariglia (2017)

réalisables selon le type d'installation/de pêcherie ; (iii) Développement de critères sur les seuils devant déclencher des interdictions de pêche et de récolte. Le développement de normes de sécurité relatives aux produits de la mer est ainsi crucial, ainsi que celui de procédures d'échantillonnage d'urgence.

L'agriculture littorale peut aussi être concernée par les déversements d'hydrocarbures, en particulier l'agriculture "tidale" qui inclut la production de sel et l'élevage d'animaux à forte valeur ajoutée/races particulières (comme l'agneau de pré-salé). La reconnaissance des problèmes spécifiques à l'agriculture dans certaines zones vulnérables aux déversements d'hydrocarbures peut permettre d'informer les activités de planification et de préparation, avec des répercussions sur les phases opérationnelles et post-intervention, ce qui se traduit finalement par une réduction des impacts sociaux et des coûts économiques.

Tableau 23. Aperçu des considérations particulières aux ressources agricoles dans la lutte contre les déversements d'hydrocarbures.

	Prise en compte de la planification des interventions d'urgence	Considérations opérationnelles
Cycle de culture/ saisonnalité	Évaluation du risque en fonction du moment de l'année dans l'éventualité d'une pollution et évaluation par rapport au stade du cycle de culture des ressources agricoles.	Programmation des interventions afin d'incorporer les considérations de type cycle de culture dans la priorisation des réponses, et si nécessaire d'allouer des ressources pour limiter les dommages.
Ingénierie maritime/ hydraulique	Accès aux plans et cartes des structures (par ex. pour les crues) ou ingénierie hydraulique (par ex. canaux) dans la partie information du programme.	Liaison étroite et inclusion des personnes impliquées dans la maintenance habituelle de l'infrastructure.
Lutte contre les dommages causés	Identification des meilleures options de traitement et de leur impact sur l'infrastructure, et priorisation des actions adéquates d'atténuation/remise en état.	Engagement du personnel impliqué dans la maintenance habituelle de l'infrastructure pour entreprendre le nettoyage (si faisable) ou la remise en état.
Gestion traditionnelle/ coopérative	Identification des coopératives actives dans la région du programme des événements et insertion des précisions de contact dans la section information.	Diffusion de l'information relative aux réponses actuelles et programmées aux coopératives qui pourraient apporter leur assistance pour les questions agricoles.
Échantillonnage	Développement d'un protocole ressource d'échantillonnage spécifique.	Le processus de prise de décision doit établir si les ressources prises en compte sont à risque et nécessitent une surveillance.

Source : Cariglia & Laruelle (2017)

3.2.8. Références

Abdulla, A., Linden, O., (editors), 2008. Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea. Volume 1 - Review of impacts, priority areas and mitigation measures. Malaga, Spain: IUCN Centre for Mediterranean Cooperation. 184 pp.

Abramson, D., I. Redlener, T. Stehling-Ariza, J. Sury, A. Banister, and Y.S. Park (2010). Impact on Children and Families of the Deepwater Horizon Oil Spill: Preliminary Findings of the Coastal Impact Study. National Center for Disaster Risk Preparedness, Research Brief 2010:8, Columbia University, Mailman School of Public Health, New York, 19 pp.

Al Shami, A., G. Harik, I. Alameddine, D. Bruschi, D. Astiaso Garcia, M. El-Fadel (2017). Risk assessment of oil spills along the Mediterranean coast: A sensitivity analysis of the choice of hazard quantification. *Science of The Total Environment* 574: 234-245.

Alves, T. M., Kokinou, E., Zodiatis, G., Lardner, R., Panagiotakis, C., Radhakrishnan H. (2015). Modelling of oil spills in confined maritime basins: The case for early response in the Eastern Mediterranean Sea, *Environmental Pollution* 206: 390-399.

BakkeT., Klungsøyr, J., Sanni, S. (2013). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Mar. Environ. Res.*, 92 (2013), pp. 154-169.

Benmecheta, A., Belkhir, L. (2016). Oil pollution in the waters of Algeria. In: Carpenter, A., Kostianoy, A.G. (eds) *Oil pollution in the Mediterranean Sea: part II – national case studies. Handbook of environmental chemistry.* Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/698_2016_57.

Bolognini, L., Domenichetti, F., Grati, F., Polidori, P., Scarcella, G., Fabi, G. (2015). New record of the blue jack mackerel, *Trachurus picturatus* TE Bowdich, 1825 (Osteichthyes: Carangidae) from the northern Adriatic Sea. *Acta Adriat.*, 56 (2), pp. 305-307.

Bruederle, A., and Hodler, R. (2019). Effect of oil spills on infant mortality in Nigeria. *Proceedings of the National Academies of Sciences of the United States of America* 116(12):5,467–5,471. <https://doi.org/10.1073/pnas.1818303116>.

Cariglia, N. and Laruelle, F. (2017). Response considerations when marine spills affect coastal agriculture. 2017 International Oil Spill Conference.

Cariglia N. (2017). Implementation of oil spill impact mitigation measures in fisheries and mariculture. Response considerations when marine spills affect coastal agriculture. 2017 International Oil Spill Conference.

Carpenter, A. (2018). European Maritime Safety Agency Activities in the Mediterranean Sea. In: Carpenter, A. and Kostianoy, A. (Eds.) *Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I – The International Context. The Handbook of Environmental Chemistry Vol 83.* Springer.

Cope, M.R., Slack, T., Blanchard, T.C. and Lee, M.R. (2013). Does time heal all wounds? Community attachment, natural resource employment, and health impacts in the wake of the BP Deepwater Horizon disaster. *Social Science Research* 43:872–881. <https://doi.org/10.1016/j.ssresearch.2012.12.011>.

- Cucco, A., Daniel, P. (2016). Numerical Modeling of Oil Pollution in the Western Mediterranean Sea. In: Carpenter, A., Kostianoy, A. (eds) Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I. The Handbook of Environmental Chemistry, vol. 83. Springer, Cham.
- De Biasi, A.M., Fabi, G., Pacciardi, L., Puletti, M. (2007). Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons near an off-shore gas-platform (Adriatic Sea): a 3-year monitoring study. *Atti Soc. Toscana Sci. Nat. Mem. Ser. B*, 114: 23-33.
- De Dominicis, M., Falchetti, S., Trotta, F., Pinardi, N., Giacomelli, L., Napolitano, E., Fazioli, L., Sorgente, R., Haley Jr, P.J., Lermusiaux, P.F., Martins, F., Cocco, M. (2014). A relocatable ocean model in support of environmental emergencies. The Costa Concordia emergency case. *Ocean Dyn* 64:667–688.
- De la Torre, L., and Abaigés, J. (2018). Oil pollution in Spanish waters. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part II. National case studies. Pp. 13-48, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- EFTEC (2019). Economic impacts of the exploitation of hydrocarbons in Greece.
- EMSA (2012). Addressing Illegal Discharges in the Marine Environment.
- EMSA (2020). Annual overview of marine casualties and incidents 2019.
- Ferraro, G., Bernardini, A., David, M., Meyer-Roux, S., Muellenhoff, O., Perkovic, M., Tarchi, D., Topouzelis, K. (2007). Towards an operational use of space imagery for oil pollution monitoring in the Mediterranean basin: A demonstration in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 54 (4): 403-422.
- Finucane, M.L., A.G. Clark-Ginsberg, A.M. Parker, A.U. Becerra-Ornelas, N. Clancy, R. Ramchand, T. Slack, V. Parks, L. Ayer, A.F. Edelman, and others (2020a). Building Community Resilience to Large Oil Spills: Findings and Recommendations from a Synthesis of Research on the Mental Health, Economic, and Community Distress Associated with the Deepwater Horizon Oil Spill. RAND Corporation, Santa Monica, CA, 80 pp.
- Fischhoff, B., de Bruin, W.B., Parker, A.M., Millstein, S.G. and Halpern-Felsher, B.L. (2010). Adolescents' perceived risk of dying. *Journal of Adolescent Health* 46(3):265–269. <https://doi.org/10.1016/j.jadohealth.2009.06.026>.
- Frasconi, F., Marcaccio, M., Spagnoli, F., Modica, A. (2020). Effects of offshore drilling activities on the geochemical and sedimentological processes in the Northern Adriatic coastal area. *Period. Biol.*, 102: 225-241.
- García Negro, M.C., Villasante, C.S., Carballo Penela, A. (2007). Compensating system for damages caused by oil spill pollution: background for the Prestige assessment damage in Galicia, Spain. *Ocean & Coastal Management* 50: 57-66.
- García-Olivares, A., Agüero, A., Haupt, B.J., Marcos, M.J., Villar, M.V., de Pablos, J.L. (2017). A system of containment to prevent oil spills from sunken tankers, *Science of The Total Environment*, Volumes 593–594, 2017, Pages 242-252.
- Garza-Gil, Suris-Regueiro, J.C., Varela-Lafuente, M.M. (2006). Assessment of economic damages from the Prestige oil spill. *Marine Policy* 30: 544-551.
- Girin, M., Carpenter, A. (2018). Shipping and oil transportation in the Mediterranean Sea. In: Carpenter A, Kostianoy AG (eds.) Oil pollution in the Mediterranean Sea: part I – the international context. Handbook of environmental chemistry. Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/698_2017_6.
- Girin, M., Daniel, P. (2018). Oil pollution in French waters. In: Carpenter A, Kostianoy AG (eds.) Oil pollution in the Mediterranean Sea: part II – national case studies. Handbook of environmental chemistry. Springer, Berlin.
- Goldman, R., Biton, E., Brokovich, E., Kark, S., Levin N. (2015). Oil spill contamination probability in the southeastern Levantine basin. *Marine Pollution Bulletin* 91 (1): 347-356.
- Gomiero, A., De Biasi, A.M., Da Ros, L., Nasci, C., Spagnolo, A., Scarcella, G., Fabi, G. (2011). A multidisciplinary approach to evaluate the environmental impact of offshore gas platforms in the western Adriatic Sea. *Chem. Ecol.*, 27 (Suppl. 2) (2011), pp. 1-13.
- Gould, D.W., J.L. Teich, M.R. Pemberton, C. Pierannunzi, and S. Larson (2015). Behavioral health in the Gulf Coast region following the Deepwater Horizon oil spill: Findings from two federal surveys. *Journal of Behavioral Health Services and Research*. 42(1):6–22. <https://doi.org/10.1007/s11414-014-9441-8>.
- Harville, E.W., A. Shankar, K. Zilversmit, and P. Buekens (2018). The Gulf oil spill, miscarriage, and infertility: The GROWH study. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 91(1):47–56. <https://doi.org/10.1007/s00420-017-1257-4>.
- Hildebrand, L., Bellefontaine, N., Johansson, T. (2018). The International Maritime Organization and Oil Pollution in the Mediterranean Sea. In: Carpenter, A. & Kostianoy, A. (Eds.) Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I – The International Context. The Handbook of Environmental Chemistry Vol 83. Springer. UNEP/MAP (2017). 2017 Mediterranean Quality Status Report.
- Honkanen, M., Häkkinen, J., Posti, A. (2013). Assessment of the chemical concentrations and the environmental risk of tank cleaning effluents in the Baltic Sea. *WMU J. Marit. Aff.* (2013), 10.1007/s13437-013-0042-9.
- IFAW (2013). Chronic oil pollution in Europe. <https://nooilcanarias.files.wordpress.com/2013/05/chronic-oil-pollution-in-eu.pdf>.
- IMO (2000). Protocol on Preparedness, Response and Co-operation to Pollution Incidents by Hazardous and Noxious Substances (OPRC-HNS Protocol).

- ITOPF (2020). Oil tanker statistics 2019.
- ITOPF (2020). ITOPF Effect of oil pollution in the marine environment. Technical information paper n. 13.
- ITOPF (2020). ITOPF Effect of oil pollution on fisheries and mariculture. Technical information paper n. 11.
- ITOPF (2020). ITOPF Effect of oil pollution on social and economic activities. Technical information paper n. 12.
- Janeiro, J., Zacharioudaki, A., Sarhadi, E., Neves, A., Martins, F. (2014). Enhancing the management response to oil spills in the Tuscany Archipelago through operational modelling. *Marine Pollution Bulletin* 85 (2): 574-589.
- Jiménez Madrid, J.A., García-Ladona, E., Blanco-Meruelo, B. (2016). Oil Spill Beaching Probability for the Mediterranean Sea. In: Carpenter, A., Kostianoy, A. (eds) *Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 83. Springer, Cham.
- Khalaf, G., Nakhlé, K., Abboud-Abi Saab, M., Tronczynski, J., Mouawad, R., Fakhri, M. (2006). Preliminary results of the oil spill impact on Lebanese coastal waters. *Lebanese Science Journal*, Vol. 7 (2): 135-156.
- Kim, B.-M., Parks, E.K., Lee, S.Y., Ha, M., Kim, E.J., Kwon, H., Hong, Y.C., Jeong, W.C., Hur, J., Cheong, H.K. and others (2009). BTEX exposure and its health effects in pregnant women following the Hebei Spirit oil spill. *Journal of Preventive Medicine and Public Health* 42:96-103. <https://doi.org/10.3961/jpmph.2009.42.2.96>.
- Kontovas, C.A., Psaraftis, H.N., Ventikos, N.P. (2010). An empirical analysis of IOPCF oil spill cost data. *Marine Pollution Bulletin* 60 (9): 1455-1466. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.05.010>.
- Kostianoy, A.G., Lavrova, O.Y. (2014). Introduction. In: Kostianoy AG, Lavrova OY (eds) *Oil pollution in the Baltic Sea*, vol 27. Springer, Berlin, pp 1-14.
- Kostianoy, A.G. and Carpenter, A. (2018). History, Sources and Volumes of Oil Pollution in the Mediterranean Sea. In: Carpenter A. & Kostianoy A. (Eds.) *Oil Pollution in the Mediterranean Sea: Part I – The International Context. The Handbook of Environmental Chemistry Vol 83*. Springer.
- Langhinrichsen-Rohling, J., Selwyn, C.N., Jackson, S., Johns, K., Wornell, C., Finnegan, H., Smith-West, M.B. (2017). The prevalence and mental and physical health correlates of posttraumatic stress disorder symptoms in vulnerable and underresourced primary care patients referred to a behavioral health provider. *Journal of Public Health Management and Practice* 23(6 Suppl):S32-S39. <https://doi.org/10.1097/PHH.0000000000000654>.
- Lightfoot, E.S., Lesen, A.E., Ferreira, R.J. (2020). Gender and resilience in Gulf Coast communities: Risk and protective factors following a technological disaster. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 50:101716. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2020.101716>.
- Liubartseva, S., De Dominicis, M., Oddo, P., Coppini, G., Pinardi, N., Greggio N. (2015). Oil spill hazard from dispersal of oil along shipping lanes in the Southern Adriatic and Northern Ionian Seas. *Marine Pollution Bulletin* 90 (1-2): 259-272.
- Loureiro, M.L., Ribas, A., Lopez, E., Ojea, E. (2006). Estimated cost and admissible claims linked to the Prestige oil spill. *Ecological Economics*, 59 : 48-63.
- Louisiana State University Health Sciences Center. "Continued PTSD in women exposed to deepwater horizon oil spill." *ScienceDaily*. ScienceDaily, 25 March 2019. www.sciencedaily.com/releases/2019/03/190325112254.htm.
- Mangano, M.C., Sarà, G. (2017). Collating science-based evidence to inform public opinion on the environmental effects of marine drilling platforms in the Mediterranean Sea. *Journal of Environmental Management*: 188_ 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.013>.
- Manoukian, S., Spagnolo, A., Scarcella, G., Punzo, E., Angelini, R., Fabi, G. (2010). Effects of two offshore gas platforms on soft-bottom benthic communities (north-western Adriatic Sea, Italy). *Mar. Environ. Res.*, 70 (5), pp. 402-410.
- Martinelli, M., Luise, A., Tromellini, E., Sauer, T.C., Neff, J.M., Douglas, G.S. (1995). The M/C Haven oil spill environmental assessment of exposure and resource injury. *International Oil Spill Conference Proceedings: February-March 1995*, Vol. 1995, No. 1, pp. 679-685. <https://doi.org/10.7901/2169-3358-1995-1-679>
- McLaughlin, C., Falatko, D., Danesi, R., Albert, R. (2014). Characterizing shipboard bilgewater effluent before and after treatment. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21 :5637-5652.
- Morovic, M., Ivanov, A. and Marinko, O. (2018). Mapping of oil slicks in the Adriatic Sea: Croatia case study. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part II. National case studies*. Pp. 158-178, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Neuparth, T., Moreira, S.M., Santos, M.M., Reis-Henriques, M.A. (2011). Hazardous and Noxious Substances (HNS) in the marine environment: prioritizing HNS that pose major risk in a European context. *Mar. Pollut. Bull.*, 62: 21-28.
- Olita, A., Cucco, A., Simeone, S., Ribotti, A., Fazioli, L., Sorgente, B., Sorgente, R. (2012). Oil spill hazard and risk assessment for the shorelines of a Mediterranean coastal archipelago. *Ocean & Coastal Management* 57: 44-52.
- Osofsky, H.J., Weems, C.F., Graham, R.A., Osofsky, J.D., Hansell, T.C., King, L.S. (2018). Perceptions of resilience and physical health symptom improvement following post disaster integrated health services. *Disaster Medicine and Public Health Preparedness* 13(2):223-229. <https://doi.org/10.1017/dmp.2018.35>.

- Patel, M.M., Saltzman, L.Y., Ferreira, R.J., Lesen, A.E. (2018). Resilience: Examining the impacts of the Deepwater Horizon oil spill on the Gulf Coast Vietnamese American community. *Social Sciences* 7:203. <https://doi.org/10.3390/socsci7100203>.
- Peres, L.C., Trapido, E., Rung, A.L., Harrington, D.J., Oral, E., Fang, Z., Fonham, E., and Peters, E.S. (2016). The Deepwater Horizon oil spill and physical health among adult women in Southern Louisiana: The women and their children's health (WaTCH) study. *Environmental Health Perspectives* 124(8):1,208–1,213. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510348>.
- Perkovic, M., Harsch, R., and Ferraro, G. (2018). Oil spill in the Adriatic Sea. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part II. National case studies*. Pp. 97-131, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Perkovic, M., Harsch, U. and Harsch, R. (2018). Oil pollution in Slovenian waters: the threat to the Slovene coast, possible negative influences of shipping on an environment and its cultural heritage. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part II. National case studies*. Pp. 133-157, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Punzo, E., Straffella, P., Scarcella, G., Spagnolo, A., De Biasi, A.M., Fabi, G. (2015). Trophic structure of polychaetes around an offshore gas platform. *Mar. Pollut. Bull.*, 99 (1), pp. 119-125.
- REMPEC (2019). Study of the short and medium term environmental consequences of the sinking of the Agia Zoni II tanker in the marine ecosystem of the Saronikos Gulf. REMPEC/WG.45/INF.7.
- Sandifer, P.A., Ferguson, A., Finucane, M.L., Partyka, M., Solo-Gabriele, H.M., Hayward Walker A., Wowk, K., Caffey, R., Yoskowitz, D. (2021). Human Health and Socioeconomic Effects of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico. *Oceanography Volume 34*, No. 1: 174 – 191.
- Slack, T., Kroeger, R.A., Stroop, S., Keating, K.S., Sury, J., Brooks, J., Chandler, T. and Beedasy, J. (2020). Deepwater Horizon oil spill exposure and child health: A longitudinal analysis. *Population and Environment*. <https://doi.org/10.1007/s11111-020-00354-6>.
- Tornero, V., Hanke, G. (2016). Chemical contaminants entering the marine environment from sea-based sources: A review with a focus on European seas. *Marine Pollution Bulletin* 112 (1-2): 17-38. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.091>.
- Tournadre, J. (2014). Anthropogenic pressure on the open ocean: the growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophys. Res. Lett.*, 41 (2014), pp. 7924-7932.
- UNEP/MAP (2016). Regional Strategy for Prevention of and Response to Marine Pollution from Ships (2016-2021). Decision IG.22/4. UNEP(DEPI)/MED IG.22/28.
- UNEP/MAP (2019). 2019 Report on the State of the Environment and Development in the Mediterranean (SoED 2019). Draft Key Messages.
- Wirtz, K.W., Liu, X. (2006). Integrating economy, ecology and uncertainty in an oil-spill DSS: the Prestige accident in Spain, 2002. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 70: 525-532.
- World Ocean Review (2014). WOR 3 Marine Resources – Opportunities and Risks. Oil & Gas from the Sea.
- Zenetos, A., Hatzianestis, J., Lantzouni, M., Simboura, M., Sklivagou, E., Arvanitakis, G. (2004). The Eurobulker oil spill: mid-term changes of some ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin* 48 (1–2): 122-131. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(03\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(03)00370-9).
- Zenetos, A., Çinar, M.E., Pancucci-Papadopoulou, M.A., Harmelin, J.G., Furnari, G., Andaloro, F. et al. (2005). Annotated list of marine alien species in the Mediterranean with records of the worst invasive species. *Mediterr. Mar. Sci.*, 6 (2) :63-118.
- Zodiatis, A., Kirkos, K. (2018). Projects on Oil Spill Response in the Mediterranean Sea. In Carpenter and Kostianoy (eds.), 2018. *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part I – The International Context*, Hdb Env Chem.
- Zodiatis, G., Lardner, R., Solovyov, D., Panayidou, X., De Dominicis, M. (2012). Predictions for oil slicks detected from satellite images using MyOcean forecasting data. *Ocean Sci* 8:1105–1115 GESAMP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (2007). Estimations of oil entering the marine environment from sea-based activities. Rep. Stud. GESAMP #75. IMO, London. <http://www.gesamp.org/data/gesamp/files/media/Publications/>
- Zodiatis, G., Coppini, G., Perivoliotis, L., Lardner, R., Alves, T., Pinardi, N., Liubartseva, S., De Dominicis, M., Bourma, E., and Sepp Neves, A.A. (2018). Numerical Modeling of Oil Pollution in the Eastern Mediterranean Sea. In Carpenter and Kostianoy (eds.), 2018. *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part I – The International Context*, Hdb Env Chem.
- Zodiatis, G., and Kirkos, G. (2018). Projects on oil spill response in the Mediterranean Sea. In Carpenter A. and Kostianoy A.G., (eds.) *Oil pollution in the Mediterranean Sea: Part II. National case studies*. Pp. 275-303, Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-12236-2>.
- Zodiatis, G., De Dominicis, M., Perivoliotis, L., et al. (2016). The Mediterranean Decision Support System for Marine Safety dedicated to oil slicks predictions, Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography, Volume 133, 2016, Pages 4-20.

3.3. DÉCHETS MARINS

3.3.1. Présentation

Les déchets marins, disséminés dans le milieu marin, représentent un défi global. Leur origine, leur taille, leur composition, les chemins qu'ils empruntent jusqu'à la mer et leurs impacts sur la nature, la société et l'économie sont très variables. On estime à 86 millions de tonnes la quantité de plastiques qui reposent au fond des océans de la planète, avec un apport de 4,6 à 12,7 millions de tonnes supplémentaires chaque année (Jambek 2015).

Les débris marins proviennent aussi bien de sources terrestres que marines. Les déchets maritimes sont constitués d'un grand nombre de matériaux, ne se limitant pas au plastique, verre, métal, papier et bois. Cependant, 60 à 80 % des déchets marins mondiaux sont issus du plastique (Derraik 2002). Sur les plages, des densités dans la fourchette de 1 élément/m² ont été observées, hormis pour les très fortes concentrations dues à des événements locaux. La présence de débris marins flottants varie entre 0 et plus de 600 éléments/km². Sur les fonds marins, l'abondance des débris de plastique est très variable selon la localisation, avec des densités comprises entre 0 et > 7 700 éléments/km², essentiellement sur les zones côtières (Bergmann *et al.* 2015). Les mers fermées comme la Méditerranée ou la mer Noire peuvent abriter les plus fortes densités de déchets marins sur le fond de la mer, avec plus de 100 000 éléments/km² (Galgani *et al.* 2000). De récentes études ont démontré que la pollution aux microplastiques, des particules < 5 mm, s'est répandue à la surface des océans, dans la colonne d'eau et dans les sédiments, même en haute mer. Les concentrations à la surface de l'eau sont comprises entre des milliers et des centaines de milliers de particules/km² (Bergmann *et al.* 2015).

Les déchets marins, et en particulier les plastiques, affectent de différentes manières les écosystèmes marins et les activités humaines en mer. Ils impactent les organismes, par exemple lorsque des individus s'emmêlent dans ou ingèrent des déchets, par transfert de substances chimiques, comme vecteur de transport du biote et par l'altération et la modification des groupements d'espèces, par exemple en fournissant des habitats artificiels, ou encore par étouffement. Chaque année, des millions d'animaux vivant dans les océans se retrouvent affaiblis, mutilés et tués par les déchets marins. Ces déchets représentent aussi un risque pour la santé humaine et ont des répercussions non négligeables sur le

bien-être de l'homme, impactant négativement des secteurs économiques vitaux, comme le tourisme, la pêche, l'aquaculture ou l'approvisionnement en énergie, et se traduisant par des pertes économiques pour les individus, les entreprises et les communautés.

3.3.2. État des lieux de la pollution et tendances

Sources

La grande majorité des déchets marins provient de sources terrestres; toutefois, dans certaines régions, les sources en mer (navigation, pêcheries) représentent une part très importante. Un site donné ou une région peuvent subir une pollution par les déchets marins d'un certain nombre de sources, qui peuvent être locales, régionales voire plus éloignées, car ces déchets peuvent être transportés vers une zone donnée par les courants océaniques et la dérive due au vent.

Les sources en mer de déchets marins recouvrent la navigation marchande, les ferries et navires de croisière, les bateaux de pêche commerciale et de loisirs, les navires militaires, les bateaux de recherche, les bateaux de plaisance et les installations offshore, comme les plates-formes gazières et pétrolières, les plates-formes de forage et les parcs d'aquaculture. Dans certaines zones, comme la mer du Nord ou la mer Baltique, la grande diversité d'objets et la composition des déchets enregistrés pointent la navigation, les pêcheries et les installations offshore comme principales responsables des déchets échoués sur les plages (Fleet *et al.* 2009). Dans certains cas, les déchets peuvent être clairement attribués au trafic maritime, représentant parfois jusqu'à 95 % des objets trouvés dans une région donnée, une grande proportion ayant pour origine les activités de pêche, souvent sous la forme de filets abandonnés (par ex. Angiolillo *et al.* 2015; Consoli *et al.* 2018). Les déchets provenant du comportement des acteurs de la pêche/l'aquaculture atteignent souvent des proportions très élevées (> 50 %) de tous les déchets marins dans les zones éloignées, où les contributions d'autres sources sont faibles (Convey *et al.* 2002). Whiting (1998), par exemple, a constaté que la pêche commerciale, le trafic maritime marchand et les navires de plaisance contribuaient à plus de 85 % de tous les déchets retrouvés sur les îles inhabitées du nord de l'Australie.

On estime que le trafic maritime serait responsable de 12 % (OMI 2012) à 20 % (AESM 2013) des rejets globaux de déchets en mer. Toutefois, la variabilité des estimations est le plus souvent due à des différences entre les protocoles d'enregistrement des données et à des observations incomplètes.

Aucune évaluation spécifique des déchets provenant des navires en mer Méditerranée n'est pour l'heure disponible. Néanmoins, l'on évalue à un million de tonnes les déchets provenant des navires en Méditerranée (PNUE/PAM 2015). Les objets retrouvés sur les plages méditerranéennes indiquent une prédominance de déchets d'origine terrestre, provenant essentiellement des activités de loisir/tourisme (40 %-50 % et plus). Les déchets domestiques des foyers, y compris les déchets sanitaires, représentent également une part importante (40 %). La quantité de déchets provenant des activités de loisir/tourisme augmente fortement pendant et après la saison touristique. Les déchets liés à la consommation de tabac semblent être un problème d'importance en Méditerranée. Enfin, l'industrie de la pêche, ainsi que le secteur du transport maritime, en particulier au large des côtes africaines, contribuent également à ce problème (PNUE/PAM 2015).

Le projet DeFishGear a mis en évidence des sources présentes sur le rivage, y compris les mauvaises pratiques de gestion des déchets, le tourisme et les activités de loisir, qui représentaient 33,4 % des déchets marins ramassés sur 31 plages (échantillonnage de 180 plages) en Albanie, Bosnie et Herzégovine, Croatie, Italie, Grèce, Montenegro et Slovénie. Les sources de déchets maritimes (c.-à-d. la pêche et l'aquaculture, le transport maritime) représentaient quant à elles entre 1,54 % et 14,84 % selon les pays, avec une moyenne de 6,30 % au niveau régional pour les déchets échoués sur les plages (QSR MED 2017).

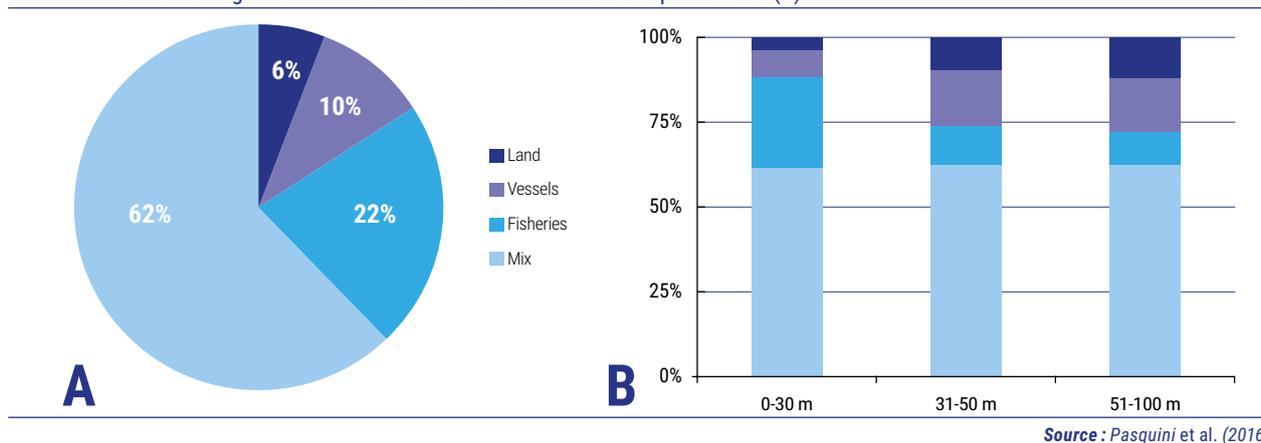
Les données spécifiques aux différents sites ont révélé une plage de variation assez importante de la répartition des sources de déchets marins. Par exemple, les rapports de la Grèce établissent respectivement à 69 % les déchets d'origine terrestre et à 26 % les déchets rejetés par les navires (Koutsodendris *et al.* 2008). Sur les plages du nord-ouest de l'Adriatique, les déchets provenant des activités des bateaux et des comportements des exploitants de pêcheries/fermes représentent une part substantielle du total (16,8 %) (Munari *et al.* 2016). Dans le golfe d'Alicante (Méditerranée espagnole), une corrélation a pu être établie entre les routes des navires marchands et la plus grande zone d'accumulation de métaux (García Rivera *et al.* 2017). Dans les profonds canyons sous-marins du nord-ouest de la mer Méditerranée (canyons de La Fonera et Cap de Creus), sous les principales voies de navigation, les déchets marins sont essentiellement constitués d'objets lourds d'origine marine. Dans ces canyons, 17 % des déchets identifiés provenaient des activités de pêche (Tubau *et al.* 2015).

En dépit du manque et de l'incohérence des données relatives aux engins de pêche abandonnés, il a été admis que ce point constitue une préoccupation majeure en Méditerranée. La récente étude régionale organisée par le PNUE/PAM-MED POL sur ce thème en Méditerranée a conclu que les engins de pêches abandonnés et les filets fantômes étaient considérés comme un problème sérieux (PNUE/PAM 2015). Les déchets de pêche peuvent être prédominants dans les zones marquées par une activité de pêche intense, comme la Méditerranée occidentale (Mordecai *et al.* 2011). Dans la mer Tyrrhénienne, il a été identifié que la présence de déchets marins était principalement due aux engins de pêche (Angiolillo *et al.* 2015), en particulier les lignes perdues, représentant environ 50 % dans les régions italiennes de la Campanie et de la Sardaigne et jusqu'à 80 % en Sicile. Les profonds bancs rocheux au large étudiés en Sicile abritent d'importants stocks halieutiques intéressants pour le commerce, qui attirent à la fois les navires de pêche professionnels et de loisirs, probablement responsables de l'abondance de lignes retrouvées dans cette zone. Les engins de pêche abandonnés se retrouvent généralement sur le fond de la mer, et en particulier dans les canyons sous-marins. Cela a par exemple été observé sur la marge continentale sarde (Méditerranée centre-ouest) à des profondeurs allant de 100 à 480 m (Cau *et al.* 2017). Dans le détroit du canal de Sicile, un véhicule commandé à distance (ROV) intervenant à des profondeurs entre 20 et 220 m a pu observer la présence de débris appartenant à des engins de pêche sur le fond de la mer : une analyse de la composition de ces déchets marins a permis d'établir le lien avec la pratique de la pêche démersale, essentiellement à travers la présence de palangres calées (LLS), comme activité principale sur les bancs étudiés (Consoli *et al.* 2018).

A contrario, une étude récente menée sur certaines plages de Méditerranée a révélé que les déchets émanant de sources à terre, comme le tourisme et les activités de loisirs, ainsi que des pratiques défectueuses de gestion des déchets, représentaient 38 % (fourchette de 14,4 % à 74 %) de tous les déchets collectés ; la part de déchets provenant des pêcheries et de l'aquaculture s'élevait à 3 % (fourchette : 0,7–8,8 %) ; les objets liés aux déchets sanitaires et eaux usées représentaient 7 %, et le trafic maritime, les décharges sauvages et les déchets d'origine médicale représentaient quant à eux 1 % chacun (Vlacogianni *et al.* 2020). De même, une étude sur certaines plages de Croatie a montré que 31,68 % des déchets avaient pour origine des activités à terre, 12,66 % la pêche et l'aquaculture, 5,37 % les déchets sanitaires et les eaux usées, 2,6 % les dépôts sauvages, 2,5 % le trafic maritime, 1 % les déchets médicaux et 0,08 % l'agriculture (Mokos *et al.* 2019).

Il convient toutefois de rappeler que le transport maritime (y compris le trafic des croisières) et/ou les activités de pêche et d'aquaculture ne peuvent être écartés comme sources potentielles de certains des déchets attribués

Figure 97. Composition des déchets marins au niveau benthique en fonction de l'activité de leur origine (A) et répartition par activité d'origine des déchets en fonction des strates en profondeur (B).



aux sources à terre. En fait, une étude complète des déchets marins au niveau benthique en mer Adriatique a révélé que, pour la plupart des objets, il n'était pas possible de désigner de manière univoque une source ou une activité d'origine spécifique. Une combinaison de sources représentait la proportion la plus élevée (62 %) des déchets, suivie par les activités de pêche (22 %), les navires (10 %) et les sources à terre (6 %) (Figure 97). 70 % des déchets issus des activités de pêche (y compris de l'aquaculture) étaient collectés à partir de stations jusqu'à 30 m de profondeur, alors que pour les stations offshore, les déchets provenaient essentiellement de sources à terre (56 %) et des navires (48 %) (Pasquini et al. 2016).

Déchets sur les plages

Même si cette étude se concentre sur les sources de pollution en mer (liées au transport maritime et aux activités offshore), il paraissait opportun de faire mention des déchets sur les plages. Cette catégorie de pollution est en effet une facette de la problématique complexe de la pollution par les déchets marins. Par ailleurs, tel que cela est illustré ci-dessous, il est courant de retrouver sur les côtes des déchets marins issus de sources situées en mer. Et rappelons que le système IMAP et son

Indicateur commun 22 soulignent la nécessité de surveiller les « Tendances relatives à la quantité de déchets répandus et/ou déposés sur le littoral ». Les évaluations du stock actuel de déchets marins trouvés sur les plages reflètent l'équilibre à long terme entre les entrées, qu'elles proviennent de sources telluriques ou d'échouage, et les sorties issues de l'exportation, de l'enfouissement, de la dégradation et des nettoyages (PNUE/PAM 2015). La majorité des études réalisées à ce jour ont fait état de densités autour de 1 objet/m², mais révèlent une forte variabilité selon l'utilisation ou les caractéristiques de chaque plage (cf. le Tableau 24).

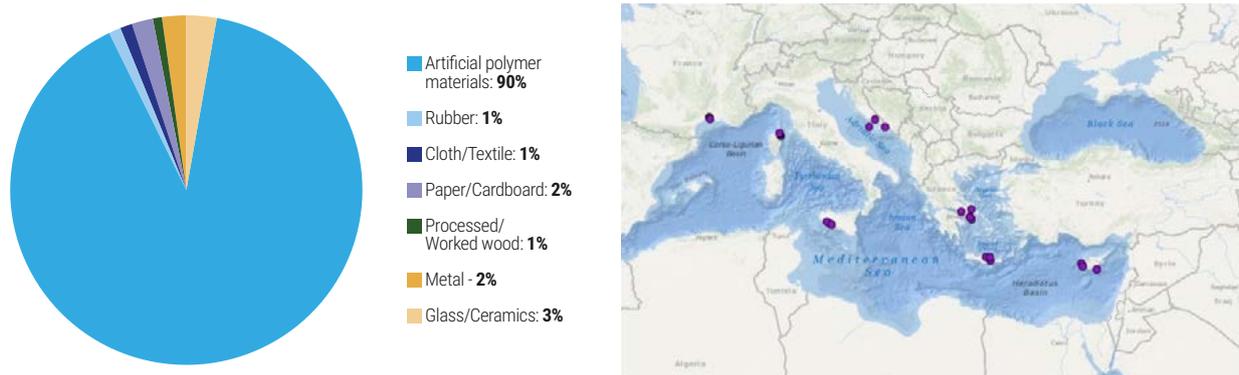
Dans une étude sur les macro-déchets sur les plages (Vlachogianni et al. 2020) réalisée sur 23 sites le long du littoral méditerranéen, la grande majorité des déchets (90 %) étaient constitués de matériaux polymères artificiels, une catégorie de déchets dominante sur les plages partout dans le monde. Le deuxième groupe de déchets le plus présent était constitué par le verre/la céramique (3 %) (Figure 98). Les objets constitués de métal et de papier représentaient 2 % pour chaque catégorie, le caoutchouc 1 %, le bois transformé 1 % et les tissus/textiles 1 %.

Tableau 24. Densités de déchets sur les plages rapportées pour les plages de Méditerranée.

Zone étudiée	Nbre. de plages étudiées	Densité moyenne de déchets (objets/m ²)	Référence
Slovénie	3	1,2	Palatinus, 2008
Slovénie	6	1,5	Laglbauer et al., 2014
Italie	5	0,2	Munari et al., 2016
Slovénie	3	0,45	Vlachogianni et al., 2018
Monténégro	2	0,37	Vlachogianni et al., 2018
Italie	7	0,28	Vlachogianni et al., 2018
Grèce	10	0,24	Vlachogianni et al., 2018
Albanie	3	0,22	Vlachogianni et al., 2018
Croatie	4	2,9	Vlachogianni et al., 2018
Bosnie-Herzégovine	2	0,17	Vlachogianni et al., 2018
Italie	5	1,06	Vlachogianni et al., 2018
Espagne	56	0,116	Asensio-Montesinos et al., 2019a
Maroc	14	0,054	Nachite et al., 2019

Source : Vlachogianni et al. (2020)

Figure 98. Qualification des déchets sur les plages de 23 sites le long du littoral méditerranéen.



Source : Vlachogianni et al. (2020)

L'étude menée sur 56 sites dans la province d'Alicante, sur la côte sud-est de l'Espagne, propose des résultats similaires. Les objets de déchets étaient composés de différents matériaux : plastique (82,6 %), papier et carton (5,6 %), poterie et céramique (3,4 %), métal (3,2 %), tissu (2,3 %), verre (1,5 %), caoutchouc (0,6 %), bois (0,5 %) et d'autres matériaux inconnus (0,3 %) (Asensios-Montesinos 2019).

Au Maroc, 14 plages entre Tanger à l'ouest et Saïdia à l'est ont fait l'objet d'une étude. La densité des déchets variait de 0,154 à 0,001 objet/m² respectivement pour Marina Smir (à l'automne) et Nador-Kariat Arekmane (au printemps), la valeur moyenne pour l'ensemble des plages se situant à 0,06 ± 0,04 objet/m² (Driss et al. 2017) (Figure 99).

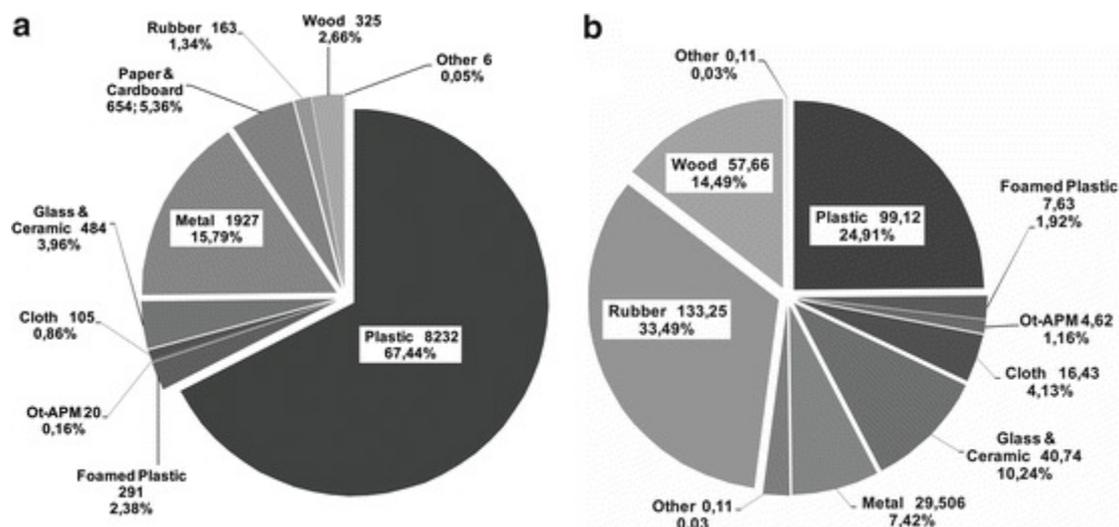
Déchets flottants

Les déchets flottants correspondent à la fraction mobile des débris dans le milieu marin car ils sont moins denses que l'eau de mer. Les polymères sont les composants principaux des débris marins flottants, pouvant atteindre

en proportion 100 %. Si les polymères synthétiques sont résistants aux processus de dégradation biologique ou chimique, ils peuvent être physiquement dégradés en fragments plus petits, et donc transformés en micro-déchets, c'est-à-dire des déchets mesurant moins de 5 mm (PNUE/PAM 2015).

La mer Méditerranée est souvent désignée comme l'une des zones concentrant le plus de déchets au monde. En réalité, les concentrations de microplastiques flottants se classent dans la même fourchette dans les 4 gyres subtropicaux. L'abondance des débris plastiques présente une forte variabilité spatiale, avec des densités moyennes entre 0 et plus de 7 700 objets/km² et des concentrations extrêmes atteignant 64 millions d'objets/km² (bassin Levantin). Les sites méditerranéens affichent les plus fortes densités en raison de la forte densité de population du littoral, du trafic maritime dans les eaux côtières et d'un très faible mouvement des marées. La Méditerranée est en outre un bassin fermé avec peu d'échanges d'eau au niveau du détroit de Gibraltar.

Figure 99. Composition des objets de déchets : (a) nombre d'objets et pourcentage du total des objets collectés ; (b) poids des objets en kg et pourcentage du poids total des objets collectés à partir des études des déchets sur les plages du littoral marocain méditerranéen.



Source : Driss et al. (2017)

Pour les déchets flottants, des niveaux extrêmement élevés de pollution plastique ont été relevés, mais les densités sont généralement comparables à celles rapportées pour de nombreuses zones côtières dans le monde. Dans la partie nord de la Méditerranée, sur une zone offshore d'environ 100 x 200 km située entre Marseille et Nice, et également dans le canal Corse, la quantification des déchets flottants a été réalisée à l'occasion d'études sur les mammifères marins. Un maximum de 55 pièces/km² a été comptabilisé, avec une forte variabilité spatiale (Gerigny et al. 2011). L'abondance de macro et de méga-déchets flottants, mesurant plus de 2 cm, a été rapportée dans les eaux méditerranéennes à raison de 0 à plus de 600 objets/km² (QSR MED 2017 et références dans le présent document). Les plastiques sont les composants prédominants des macro et micro-déchets marins flottants observés.

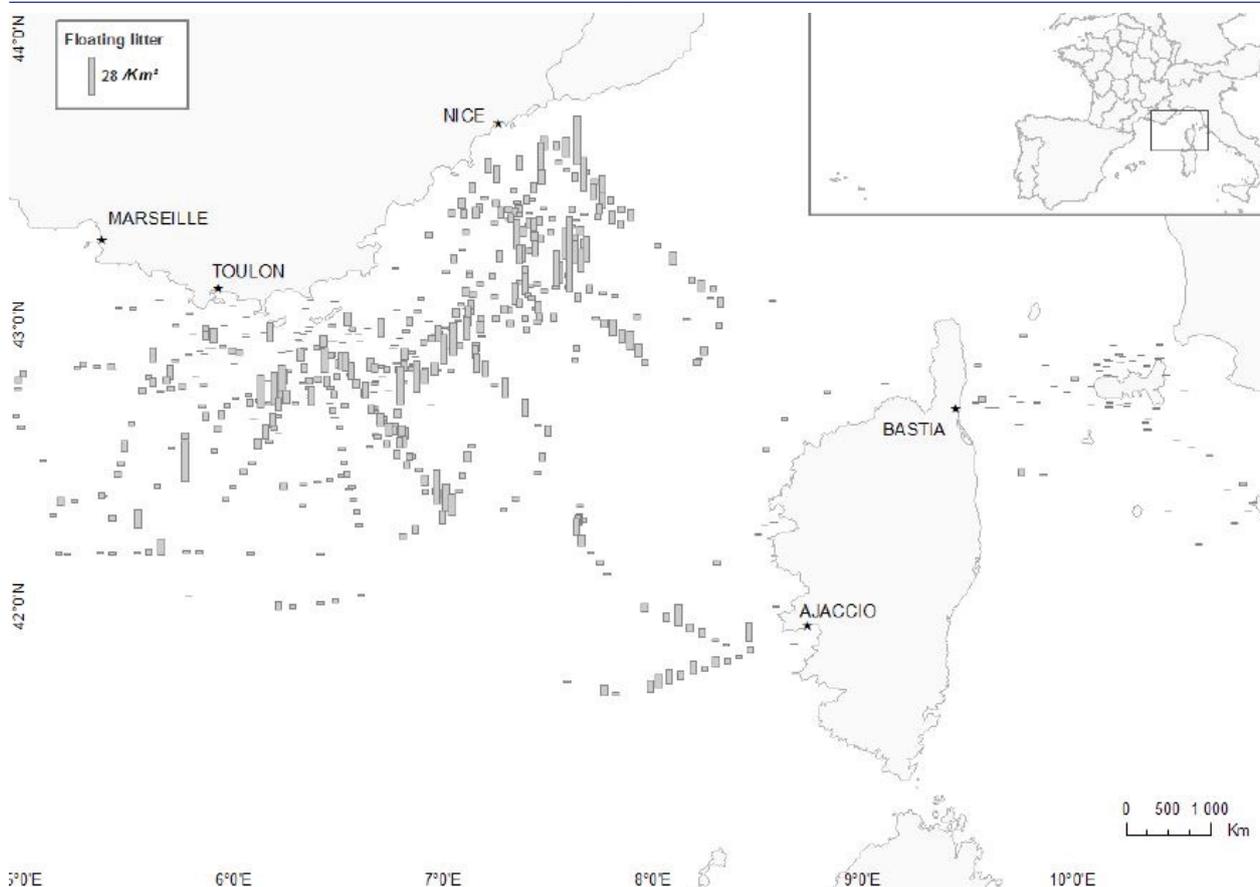
Une étude à grande échelle réalisée en mer Méditerranée a révélé que 78 % des objets observés de plus de 2 cm étaient d'origine anthropique (Suaria et Aliani 2014). 96 % de ces déchets étaient constitués de plastique. Si les plus hautes densités (> 52 objets/km²) ont été trouvées en mer Adriatique et dans le bassin algérien, les densités les plus faibles (< 6,3 objets/km²) ont été observées en mer Tyrrhénienne centrale et en mer de Sicile. Les autres régions présentent des densités comprises entre 11 et 31 objets/km² (Suaria et Aliani 2014). Les densités de déchets

fabriqués par l'homme observées dans l'Adriatique et le long des côtes d'Afrique du nord-ouest sont liées à certaines des densités de population côtière les plus fortes. Les pays d'Afrique du nord en particulier présentent aussi les plus hauts taux de croissance de densité de population côtière, y compris en densité touristique. En outre, dans de nombreux pays nord-africains en développement, des installations de recyclage appropriées n'ont pas encore été pleinement mises en œuvre (PNUE 2009). Le trafic maritime peut également jouer un rôle dans cette répartition : le principal couloir emprunté par les navires traversant le détroit de Gibraltar longe très exactement la pente algérienne, où les densités de déchets fabriqués par l'homme les plus marquées ont été observées (Suaria et Aliani 2014).

Environ 82 % des objets de déchets flottants comptabilisés étaient constitués essentiellement de fragments, bouteilles, contenants, emballages, conditionnements et sacs en plastique. Le polystyrène représentait 13,6 %, essentiellement sous forme de caisses de stockage de poisson fragmentées. Dans l'Adriatique, 59 % des objets de déchets étaient constitués de polystyrène. En termes de taille, la grande majorité (86,7 %) des déchets flottants comptabilisés faisait moins de 50 cm, 52,9 % faisaient entre 10 et 50 cm, 34,7 % faisaient moins de 10 cm, 10,4 % faisaient entre 50 et 100 cm, et seulement 2 % entraient dans la classe des plus de > 1 m (Suaria et Aliani, 2014).

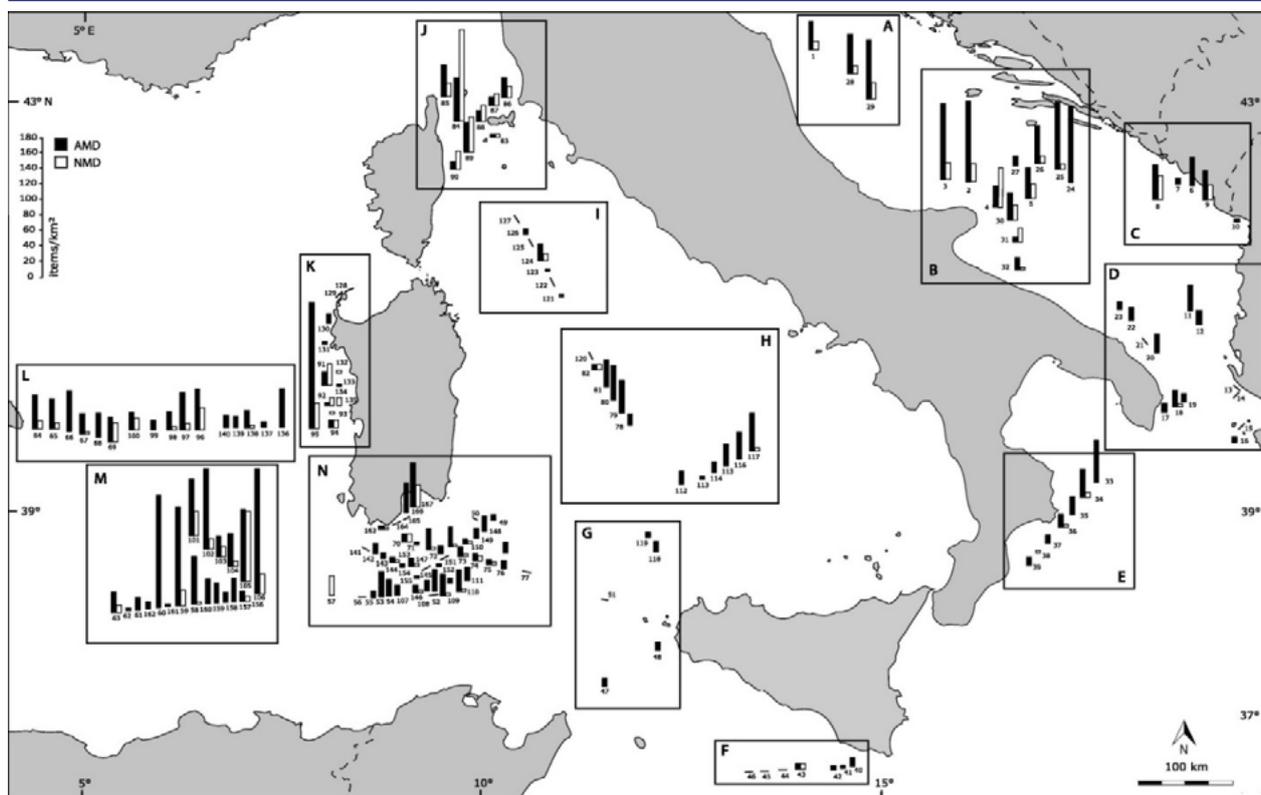
Figure 100. Répartition des déchets flottants dans le nord-ouest de la Méditerranée (2006-2008) (observations visuelles).

Carte IFREMER/SHOM utilisant des données du projet Ecocean/ParticipeFutur pour l'évaluation initiale de la MSFD.



Source : Galgani et al. (2012)

Figure 101. Carte de la mer Méditerranée centrale-occidentale mettant en évidence la zone d'étude, l'emplacement de tous les transects et secteurs, ainsi que la répartition des densités de déchets marins anthropiques (barres noires) et naturels (barres blanches) (exprimées sous la forme d'un nombre d'objets/km²) sur tous les transects étudiés.



Source : Suaria et Aliani (2014)

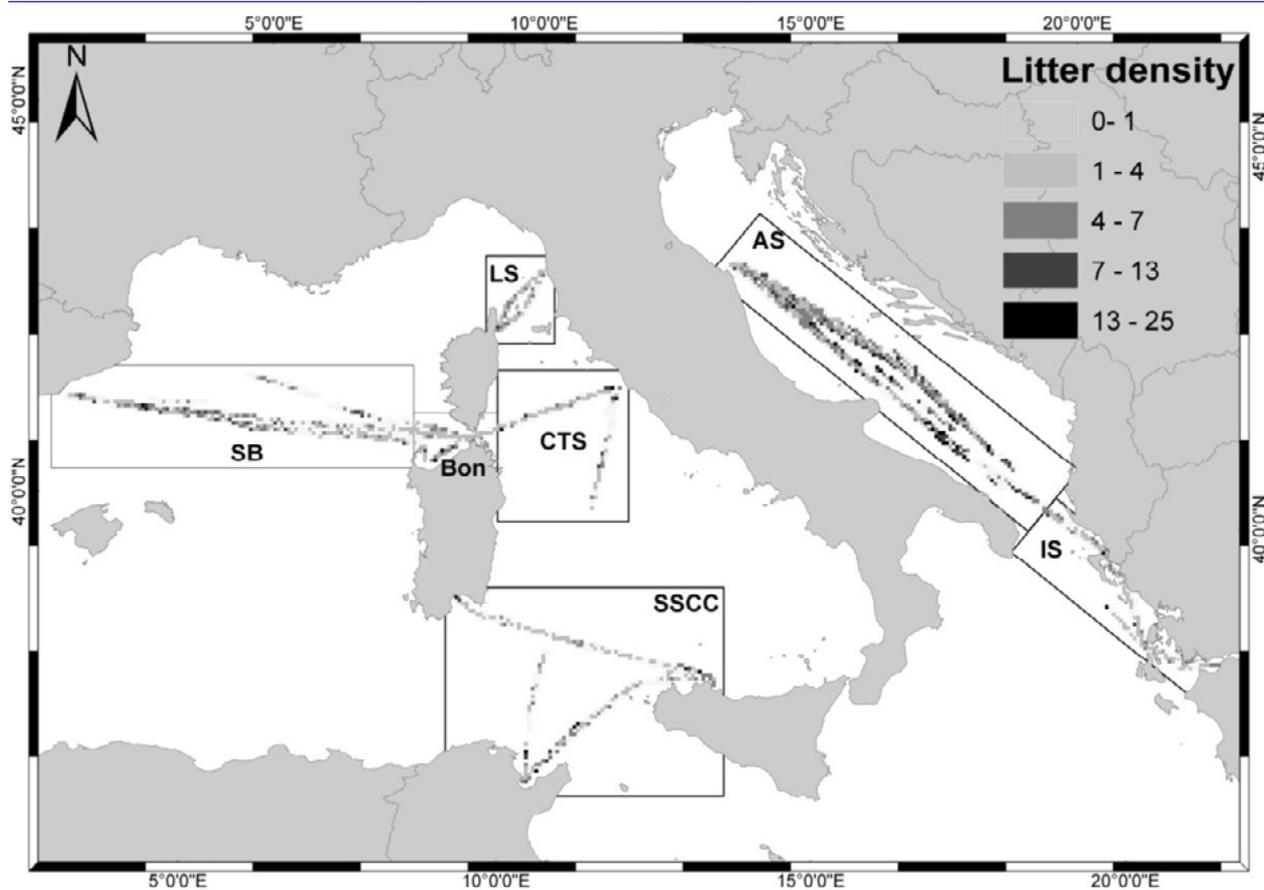
Les déchets marins anthropiques représentaient 78 % (1 095 objets) de tous les objets repérés, 82 % d'entre eux (898 objets) étaient en plastique (principalement des fragments, bouteilles, contenants, emballages, conditionnements et sacs plastique), 13,6 % (149) étaient en polystyrène (caisses de stockage de poisson entières ou fragmentées), et 4,4 % (48) étaient d'autres objets fabriqués par l'homme, comme du bois transformé, des cannettes en aluminium, des bouteilles en verre, des contenants Tetra Pak, des bandes de caoutchouc, du papier et des boîtes en carton. Globalement, 95,6 % de tous les objets fabriqués par l'homme (74,7 % de tous les objets repérés) étaient des dérivés de produits pétrochimiques (c.-à-d. plastique et polystyrène). La grande majorité des objets repérés (86,7 %) faisaient moins de 50 cm 52,9 % (579 objets) de tous les débris marins anthropiques faisaient entre 10 et 50 cm de long, 34,7 % (380 objets) faisaient moins de 10 cm, 10,4 % (114 objets) faisaient entre 50 et 100 cm et seuls 22 objets (2 %) mesuraient plus de 1 m (Suaria et Aliani 2014).

Une étude plus récente (Arcangeli *et al.* 2018) a confirmé que la mer Adriatique était une zone enregistrant une densité plus élevée de déchets flottants ($4,7 \pm 0,5$ objets/km²),

devant le canal de Sicile-Sardaigne ($2,8 \pm 0,5$) et les mers Ionienne ($1,9 \pm 0,2$ objets/km²) et de Ligurie ($1,8 \pm 0,2$ objets/km²). La densité de la fraction de débris naturels était au contraire plus élevée dans des zones plus côtières (mer de Ligurie, détroit de Bonifacio, mer Ionienne et mer Tyrrhénienne), alors que des occurrences plus faibles étaient relevées dans les canaux de Sicile-Sardaigne. Cela suggère de manière générale des schémas de distribution différents des matériels flottants et différentes origines des fractions anthropiques et naturelles.

Des densités plus élevées de débris flottants ont été enregistrées dans le sous-bassin Levantin, en Méditerranée orientale (étude sur 32 jours, 137 transects, 1 784 km). La densité des déchets flottants variait entre 18 et 1 593 objets/km² (pour une moyenne de 232 ± 325 objets km²) et les petits déchets plastique représentaient > 90 % des objets étudiés. Ces valeurs ont tendance à être plus élevées que les densités rapportées pour les zones méditerranéennes centrales et occidentales, ce qui peut être lié aux flux de circulation et apports des sources côtières. Des corrélations significatives entre la densité de macro-déchets flottants et la force du vent et l'état de la mer ont été observées (Costantino *et al.* 2019).

Figure 102. Densité des déchets calculée par cellule de 5 × 5 km dans les sept zones de l'étude.



Source : Arcangeli et al. (2018)

Déchets des fonds marins

La majorité des déchets sont constitués de matériaux à haute densité et, par conséquent, coulent. Même les polymères synthétiques de faible densité, tels que le polyéthylène et le polypropylène, peuvent sombrer sous le poids de l'encrassement ou des additifs. La répartition géographique des déchets de plastique sur les fonds marins est fortement impactée par l'hydrodynamique, la géomorphologie et le facteur humain. Le plateau continental est une zone d'accumulation constatée, mais les déchets s'y rassemblent souvent dans des concentrations plus faibles que dans les canyons ; les déchets sont emportés au large par les courants associés à des vents de terre et des panaches fluviaux (PNUE/PAM 2015).

Concernant la composition des déchets marins, les plastiques ont été observés partout dans le milieu marin, dans des quantités élevées, et même dans les zones les plus reculées de la planète. Dans certaines parties du globe, le problème est flagrant avec les plastiques représentant plus de 80 % des déchets marins comptabilisés. On retrouve de telles zones (ou « hot-spots », zones d'accumulation) en Méditerranée.

Ioakeimidis et al. (2017) a compilé 15 études de la mer Méditerranée, dédiées à l'évaluation et l'accumulation des déchets sur les fonds marins à l'aide de chalutiers.

Les résultats sont synthétisés dans la carte de répartition de la Figure 104.

L'abondance et la composition des déchets benthiques en mer Adriatique du nord et centrale ont été étudiées au niveau de 67 stations à partir de filets de chalutage de fond (Pasquini et al. 2016). La densité moyenne des déchets benthiques était de 913 ± 80 objets/km², classant l'Adriatique au premier rang des bassins les plus pollués au monde. Le plastique était dominant en termes de nombre (80 %) et de poids (62 %), essentiellement sous forme de sacs, films et filets à moules. Des quantités plus élevées de déchets ont été trouvées dans les zones côtières, en particulier à l'embouchure des estuaires et face aux villes côtières et parcs à moules. En haute mer, les « hot spots » étaient liés aux voies de navigation les plus encombrées, révélant ainsi un apport supplémentaire de déchets dans le bassin. Il s'est avéré que la composition des déchets benthiques était largement corrélée à la proximité de sources locales, par ex. des installations de parcs à moules et des voies de navigation les plus fréquentées. Les densités moyennes des six catégories de déchets collectés dans l'étude étaient : le plastique avec 706 ± 72 objets/km² (49 ± 25 kg/km²), le verre avec 71 ± 18 objets/km² (4 ± 1 kg/km²), d'autres matériaux avec 56 ± 18 objets/km² (14 ± 8 kg/km²), le métal avec 29 ± 7 objets/km² (9 ± 6 kg/km²), des déchets naturels 25 ± 7 objets/km² (4 ± 2 kg/km²), le

caoutchouc 25 ± 5 objets/km² (3 ± 1 kg/m²). Le plastique apparaît omniprésent (Figure 105). Les « hot spots » de déchets plastiques étaient plus particulièrement localisés à l'embouchure de l'estuaire du Pô et face aux stations balnéaires touristiques. Les métaux et le verre étaient plus abondants au niveau des stations offshore (51-100 m de profondeur), à proximité des grandes voies de navigation. Le verre était également abondant dans les stations à proximité du littoral (0-30 m de profondeur) face à l'embouchure des principaux ports du nord de l'Italie, Venise et

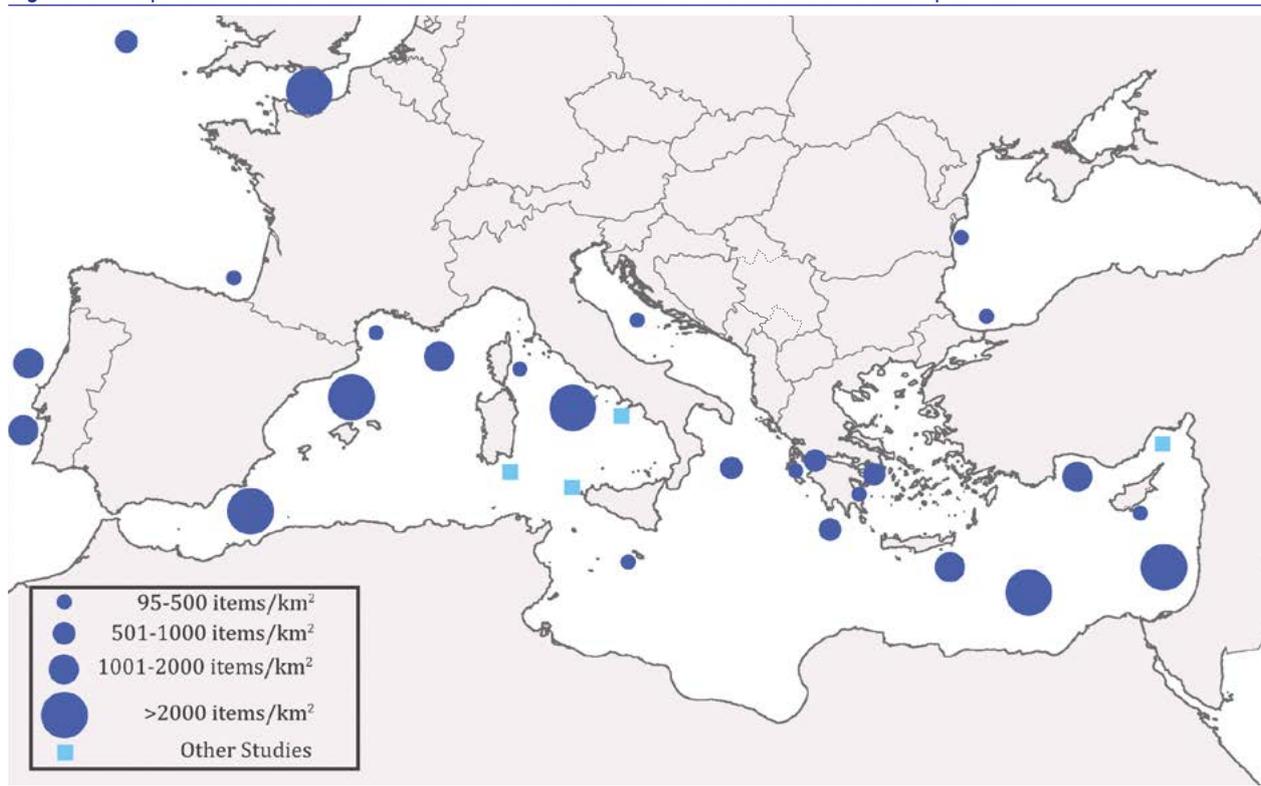
Trieste. Des densités élevées de matériaux « autres » (vêtements, chaussures et autres) ont été constatées jusqu'à 30 m de profondeur au large des plus grandes villes de la côte nord, et entre 51 et 100 m de profondeur le long des principales voies de navigation. Les déchets naturels (essentiellement du bois ouvré ou transformé) étaient abondants le long de la côte centrale ; jusqu'à 30 m, tandis que le caoutchouc (ballons, pneus, bobines de pêche, bottes et gants) était peu présent et réparti de manière hétérogène sur la zone étudiée (Pasquini *et al.* 2016).

Figure 103. Zones dites « hot spots » d'accumulation de plastique sur les fonds marins à travers le monde, où le plastique dépasse les 80 %.



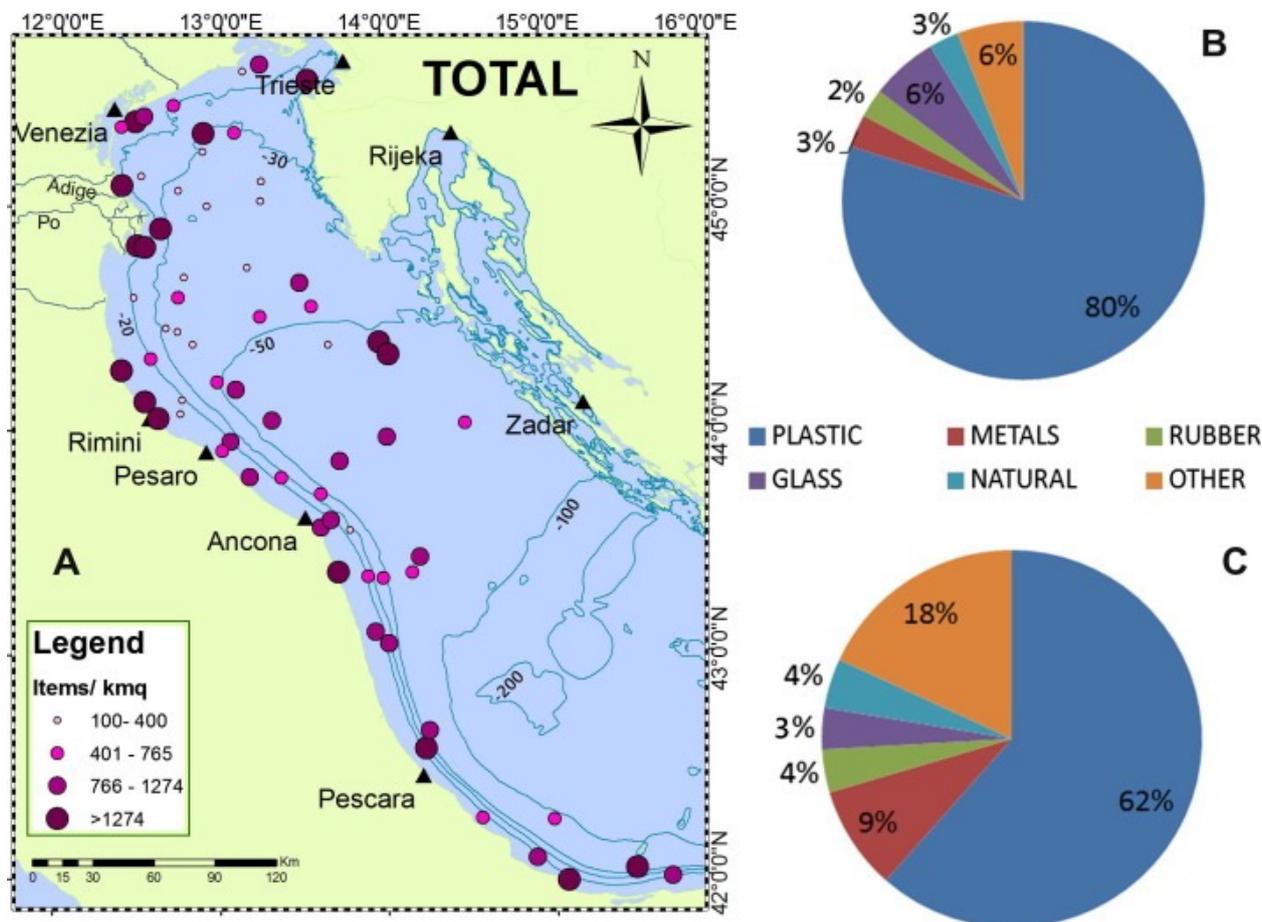
Source : Ioakeimidis *et al.* (2017)

Figure 104. Répartition des déchets sur les fonds marins en Méditerranée et d'autres mers européennes.



Source : Ioakeimidis *et al.* (2017)

Figure 105. Répartition spatiale et composition des déchets benthiques. Répartition spatiale de l'ensemble des déchets collectés sur les fonds marins (A) et composition des déchets marins en termes de nombre (B) et de poids (C).

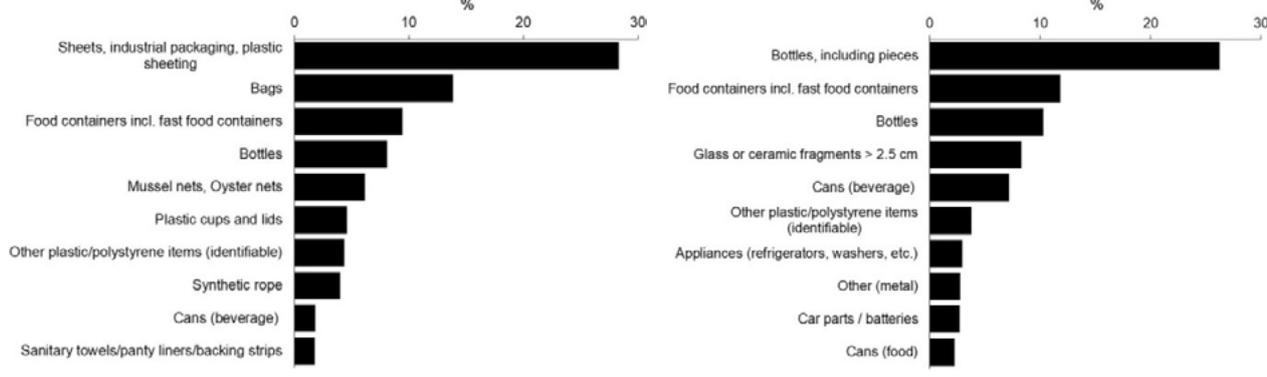


Source : Pasquini et al. (2016)

Les résultats ci-dessus concernant la composition des déchets marins reposant sur les fonds marins ont été confirmés par une étude récente réalisée dans la macro-région Adriatique-Ionienne (Fortibuoni *et al.* 2019) : les plastiques étaient largement dominants (86,3 %) et la grande majorité (77 %) des objets de déchets trouvés étaient des objets à courte durée de vie et à usage unique (avec de légères différences selon les pays, de

73 % en Croatie à 86 % au Monténégro). Les 10 sous-catégories les plus abondantes représentaient la grande majorité des déchets trouvés (82,5 %). La sous-catégorie « feuilles, emballage industriel, plastique souple » était la plus présente (28,3 %), devant les « sacs » (14 %), « les contenants alimentaires, y compris les contenants de la restauration rapide » (9 %), les « bouteilles en plastique » (8 %) et les « filets à moules, filets à huîtres » (6 %).

Figure 106. Les 10 principaux objets collectés sur les fonds marins de la macro région Adriatique-Ionienne par les études de chalutage (à gauche) et les études visuelles en plongée (à droite).



Une autre étude réalisée dans la partie marocaine de la Méditerranée a révélé des quantités entre 26 ± 68 et 80 ± 133 kg/km² (Loulad *et al.* 2019). Les résultats sont comparables aux quantités dans la mer Adriatique centrale (82 ± 34 kg/km²) évaluées par Pasquini *et al.* (2016) et légèrement supérieures aux densités constatées par Alvito *et al.* (2018) en Méditerranée centrale-occidentale. Les plastiques représentaient 73 % des déchets collectés, suivis par le caoutchouc (12 %), le textile (8 %), les métaux (3 %), le verre (0,32 %) et certains matériaux non identifiés (2,7 %). L'analyse des résultats révèle que l'abondance et la répartition des déchets marins sont fortement influencées par les activités anthropiques locales et par les apports des rivières.

Microplastiques

En 2011 et 2012, dans l'une des premières études faites en Méditerranée, on trouva une concentration moyenne en particules de 147 500 objets/km²; la concentration maximum était de 1 164 403 objets/km². Ces résultats ont permis d'extrapoler la quantité totale de plastiques flottants dans toute la région de la Méditerranée à 1 455 tonnes de masse sèche (DW).

Une étude en Méditerranée centrale (Suaria *et al.* 2016) (Figure 108) a estimé la présence de 1,25 million de fragments de plastique/km² en moyenne. Parmi les valeurs les plus élevées, 10 kg/km² ont été mesurés entre la Toscane (Italie) et la Corse (France) et 2 kg/km² au large de la côte occidentale de la Sardaigne (Italie) et le long de la partie nord de la côte des Pouilles (Italie).

Les travaux de Gajst *et al.* ont évalué des microplastiques à la surface de l'eau dans la partie slovène de la baie de

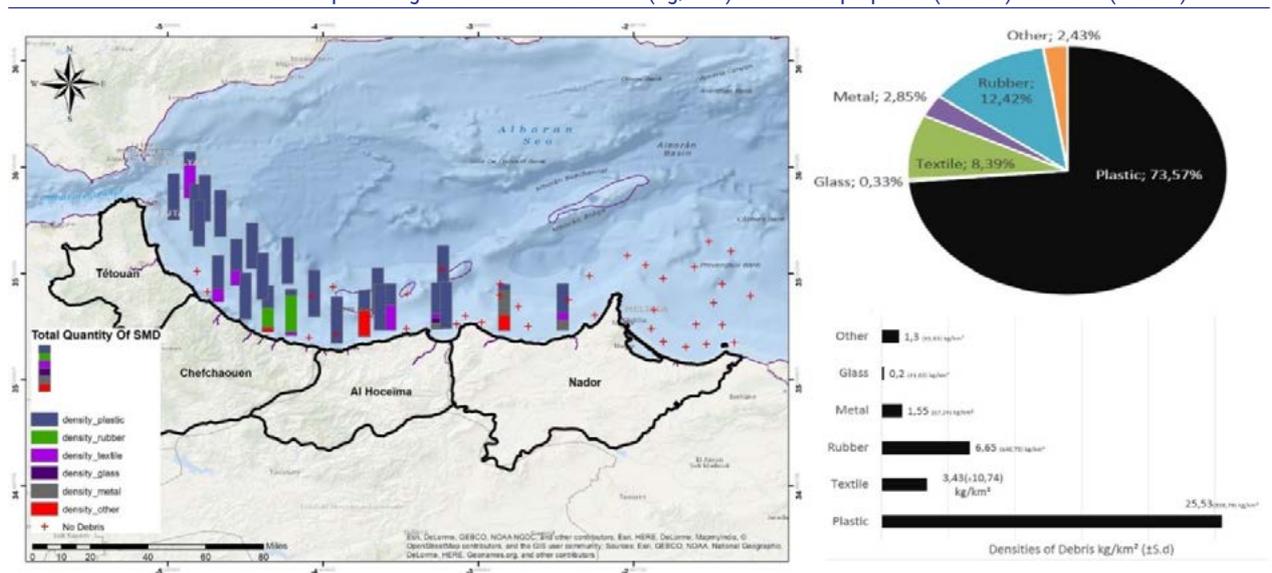
Trieste, dans le nord de la mer Adriatique. Une concentration moyenne de 406 000 particules jusqu'à 5 mm par km² a été observée, et plus de 80 % de ces particules ont été identifiées comme étant du PE. Dans une autre étude, des MP flottants ont été évalués dans la partie nord-ouest de l'Adriatique. Les concentrations les plus élevées ont été trouvées au niveau de la station offshore du transect de Pellestrina (10 400 000 particules/km²) et des deux stations côté terre au large du delta du Pô (2 100 et 4 300 000 particules/km²).

Ces résultats ont mis en lumière l'influence des écoulements des rivières et des facteurs hydrodynamiques et météorologiques sur de courtes échelles temporelles. Un travail plus récent a évalué les macro-plastiques et MP flottants en Adriatique centrale au large des côtes croates. La concentration moyenne de macro-plastiques flottants était de 175 objets/km² et de MP flottants de 127 000 particules/km², des valeurs comparables à celles d'autres études publiées pour la Méditerranée.

L'évaluation dans la mer de Ligurie et la mer Tyrrhénienne a montré que la concentration moyenne de méso-plastiques et de MP était de $28\,376 \pm 28\,917$ particules/km², avec une masse moyenne de $268,61 \pm 421,18$ g/km². Le ratio des formes de particules était le suivant : 65 % de fragments, 19 % de films, 10 % de lignes, 4 % de mousses et 2 % de billes.

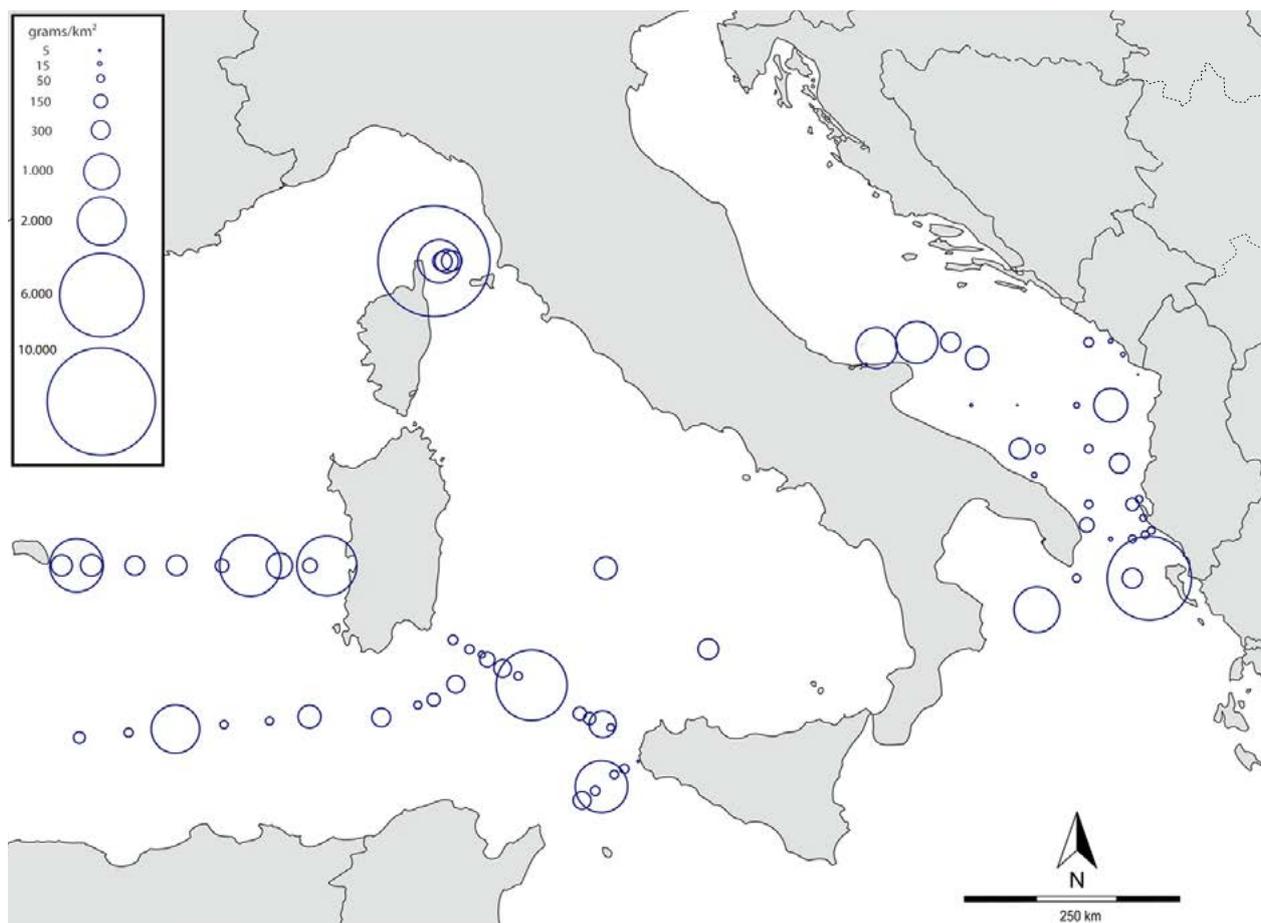
Dans la section orientale du golfe du Lion, entre 2014 et 2016, les concentrations variaient entre 6 000 objets/km² et 1×10^6 objets/km² (avec une moyenne de 112 000 objets/km²) et la masse variait entre 0,30 g/km² et 1 018 g/km² DW (moyenne de $61,92 \pm 178,03$ g/km²).

Figure 107. Résultats d'une étude des déchets déposés sur les fonds marins dans la Méditerranée marocaine. Répartition et abondance de chaque catégorie de déchets marins (kg/km²) entre le cap Spartel (5°50W) et Saidia (2°17W).



Source : Loulad *et al.* (2019)

Figure 108. Carte du centre-ouest de la Méditerranée montrant la répartition des densités de plastique, exprimées en grammes de plastique par km².



Source : Suaria et al. (2016)

Le long de la côte libanaise (bassin méditerranéen oriental), l'abondance des microplastiques était de 6,7 objets/m³. Le long de la côte méditerranéenne israélienne, a été détectée une abondance moyenne de $7,68 \pm 2,38$ particules/m³ ou 1 518 340 particules/km². Dans certains cas, des particules de MP ont été observées flottant en grandes nappes. L'une de ces nappes contenait un nombre extraordinaire de particules plastiques : 324 particules/m³ ou 64 812 600 particules/km². Les valeurs moyennes d'abondance des microplastiques étaient 1-2 fois plus élevées que celles rapportées dans d'autres parties du monde.

Les résultats disponibles révèlent différents rapports en raison de l'importante variabilité spatiale et temporelle de la répartition des microplastiques flottants due à l'influence des sources telluriques, des écoulements des rivières et des conditions hydrodynamiques. Par ailleurs, les différents travaux n'ont pas tous fait appel aux mêmes méthodes de prélèvement des échantillons, tailles de filets et approches d'analyse pour l'examen des particules. Globalement une variabilité spatio-temporelle

extrêmement élevée des concentrations de MP à la surface de l'eau a été suggérée pour la Méditerranée à partir d'évaluations basées sur des modèles, sans accumulations stables à long terme, soulignant l'importance et l'utilité de la quantification des flux de MP (fréquence) au lieu des mesures de concentrations de MP individuelles.

Tendances

Les tendances d'évolution des déchets marins ne sont pas clairement établies, les quantités ayant légèrement diminué au cours de ces 20 dernières années dans certains endroits, notamment dans l'ouest de la Méditerranée. Dans le même temps, aucun changement dans les quantités de déchets ne ressort dans les zones de convergence des bassins océaniques ou des plages. À d'autres endroits toutefois, y compris sur les hauts-fonds marins, les densités ont augmenté (Bergmann et al. 2015). Les travaux de Gerigny et al. (2019) ont démontré une augmentation significative des quantités de déchets sur le fond de la mer Méditerranée française sur une période de 24 ans. Dans la même zone, les densités de déchets, plastiques et engins de pêche dans leur

ensemble sont stables, ce qui démontre que la densité et le poids des déchets du fond de la mer sont complémentaires et ne doivent pas être examinés séparément dans l'analyse des tendances. D'autres études récentes ont montré que la pollution par les déchets marins est en hausse et devient une problématique environnementale de grande ampleur pour la mer Adriatique et la mer Ionienne (Munari *et al.* 2016 ; Pasquini *et al.* 2016 ; Renzi *et al.* 2018, 2019 ; Vlachogianni *et al.* 2018).

3.3.3. Impacts environnementaux

Il a été démontré que les déchets marins avaient des effets délétères sur les organismes marins, avec des conséquences létales ou sous-létales directes. Les cas d'enchevêtrement ou d'ingestion altèrent la condition biologique et écologique des individus, jusqu'à compromettre leur capacité à attraper la nourriture ou à la digérer, à ressentir la faim, à échapper à leurs prédateurs et à se reproduire, et à détériorer leur condition physique et leur mobilité, y compris dans un contexte migratoire (CBD, 2012). La fragmentation des déchets plastiques par des facteurs abiotiques ainsi que par des processus biologiques (Kühn *et al.* 2015) génère des microplastiques, venant s'ajouter à des rejets directs en provenance de sources terrestres. La fréquence des cas d'ingestion de microplastiques est particulièrement préoccupante : de par l'ampleur de leur répartition et leur petite taille, ils sont susceptibles d'être ingérés par un large spectre d'organismes. Plus les particules sont petites, plus elles sont à la portée des animaux de petite taille dont le rôle est déterminant puisqu'ils sont à la base du réseau alimentaire. La faune marine dépositivore et se nourrissant par filtration sera tout particulièrement exposée à l'absorption ou l'ingestion de microplastiques, ainsi que les invertébrés planctoniques dans les régions de gyres océaniques où les concentrations de microplastiques sont élevées (CBD 2016). Par ailleurs, dans des conditions environnementales normales, la disponibilité de polluants hydrophobes dans l'eau de mer augmente en raison de l'adsorption sur les déchets plastiques, phénomène qui augmente leur persistance dans l'environnement et souligne l'importance des plastiques comme vecteurs de transfert polluant entre organismes.

Selon Deudero & Alomar (2015), l'interaction avec et les effets des déchets marins sur le biote s'organisent en deux grands sous-groupes : (a) ingestion et enchevêtrement, et (b) colonisation/flottage. Il a été observé que les poissons étaient impactés par les deux sous-groupes, la plus grande part des interactions (67 %) étant liée à l'utilisation de déchets marins disséminés sur le fond de la mer ou d'objets flottants comme abri ; il convient

toutefois de se montrer prudent dans l'interprétation de ces résultats puisqu'ils ne tiennent compte que d'un petit nombre d'études. Les mammifères marins et les tortues de mer ne sont touchés par le plastique que par ingestion/enchevêtrement, tandis que les invertébrés, les algues et les herbiers colonisent les objets de déchets marins.

Enchevêtrement

Les engins de pêche perdus peuvent impacter l'environnement de différentes manières, y compris par la pêche continue d'espèces ciblées et des tortues de mer, mammifères marins, oiseaux marins, l'ingestion de déchets liés aux engins de pêche par la faune marine, l'impact physique des engins sur l'environnement benthique, et le sort des engins perdus dans le milieu marin (PNUE/PAM 2015). Ces phénomènes ont également été observés en Méditerranée.

Par exemple, dans le nord-ouest de la mer Adriatique, le long de la côte de Chioggia (Italie), une densité moyenne de 3,3 (\pm 1,8) objets de déchets/100 m² a été enregistrée (Melli *et al.* 2017), avec une forte dominance de déchets dérivés des activités de pêche et d'aquaculture, représentant respectivement 69,4 % et 18,9 % du total. Dans cette zone, les interactions déchets-faune étaient importantes, la plupart des débris (65,7 %) étant enchevêtrés avec ou recouvrant les organismes benthiques, en particulier les constructeurs d'habitats, comme l'éponge de mer *Geodia cydonium*, espèce protégée.

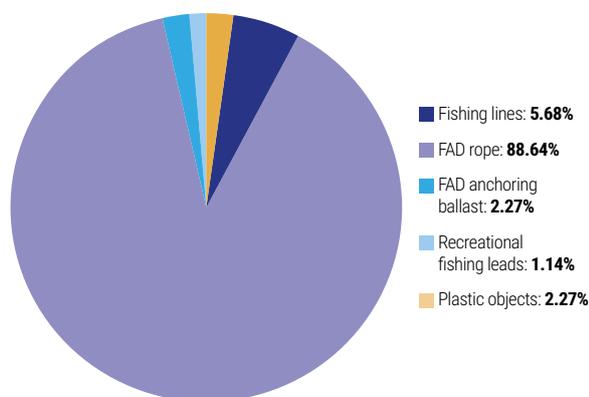
Dans une zone d'étude située au niveau du cap de Milazzo (Sicile, Italie – sud-est de la mer Tyrrhénienne), la densité de déchets variait entre 0,24 et 8,01 objets/100 m², avec une moyenne de 3,49 (\pm 0,59) objets/100 m² (Consoli *et al.* 2019). Les engins de pêche abandonnés, essentiellement des lignes de pêche, étaient la principale source de déchets marins, représentant 77,9 % de l'ensemble des déchets. Sur ce site, l'enchevêtrement d'espèces arborescentes sessiles était la principale conséquence de la présence de déchets marins : 91,1 % des impacts observés sur la faune benthique étaient causés par l'enchevêtrement dans des palangres.

Le long d'un fond marin rocheux bordant les extrémités supérieures du graben de Malte, séparant les îles maltaises des îles Pélages et de Pantelleria, les engins de pêche abandonnés, principalement des cordes de DCp, représentaient la principale source de déchets marins, à savoir 96,2 % de l'ensemble des déchets (Consoli *et al.* 2020). Environ 47 % des objets de déchets (environ 83 % des cordes de DCp) présentaient un enchevêtrement avec des colonies de corail noir protégé, *Leiopathes glaberrima*. Ces déchets ont occasionné d'importants dommages aux habitats et aux espèces benthiques associées, dont bon nombre sont protégées par des directives et conventions internationales. Les cordages

étaient présents partout, principalement enchevêtrés dans des colonies de corail noir ; les spécimens observés montraient des signes de dommages provoqués par le frottement des palangres abandonnées contre leurs ramifications chitineuses, qui étaient partiellement colonisées par des épibiontes, tels que des hydroides et éponges.

L'enchevêtrement dans les déchets marins a également un impact majeur sur les grands vertébrés (Fossi *et al.* 2012). Il a en effet été constaté qu'ils représentaient une entrave majeure pour les éclosions de tortues de mer sur une plage de Méditerranée (Triessning *et al.* 2012). Les nouveau-nés se retrouvaient gravement enchevêtrés dans les filets de pêche et piégés dans des contenants simples, comme des tasses en plastique et des boîtes ouvertes. La densité totale de déchets sur le site de l'étude atteignait en moyenne 1,03 objet/m², essentiellement sous forme de plastique, et 2 nouveau-nés sur 3 entraient en contact avec ces déchets avant de rejoindre la mer. Les déchets marins représentent un nouvel aspect de la qualité de l'habitat pour les efforts de préservation et de surveillance des sites de nidification des tortues de mer et pourraient expliquer la diminution à long terme du nombre de nids sur cette plage.

Figure 109. Pourcentage d'objets de déchets en interaction avec la faune sessile dans le canal de Sicile.



Source : Consoli *et al.* (2020)

Ingestion

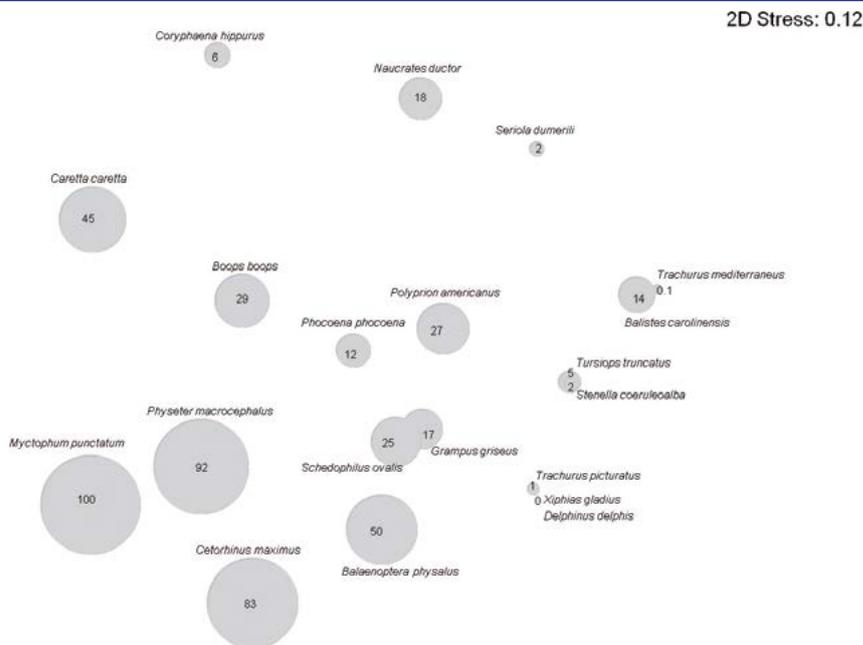
L'ingestion de déchets marins est l'une des menaces les plus sérieuses qui pèse sur la biodiversité en Méditerranée. Ce phénomène a été observé dans divers organismes, touchant invertébrés et vertébrés, y compris des espèces menacées. Les organismes marins peuvent ingérer des déchets marins délibérément en raison de leur ressemblance avec des proies, ou de manière accidentelle en s'alimentant sur leurs proies, par exemple en se nourrissant par filtration, en chassant sur des hauts-fonds ou par ingestion secondaire (déchets au préalable ingérés par la proie). Selon la taille des déchets

et les espèces, les particules de déchets marins peuvent être expulsées ou bien s'accumuler dans le tractus gastro-intestinal, et provoquer des lésions physiques et mécaniques (abrasion, inflammation, obstruction des appendices d'alimentation ou filtres, obstruction du tractus gastro-intestinal) ou entraîner une pseudo-satiété débouchant sur une prise alimentaire insuffisante. Les déchets marins, en particulier les microplastiques (< 5 mm), représentent également un vecteur direct et indirect d'introduction de substances chimiques dans le réseau alimentaire ; les effets sous-létaux et chroniques de l'ingestion de déchets risquent de mettre en danger les espèces et, par voie de conséquence, les écosystèmes avec des implications à long terme.

Selon l'analyse préparée par Deudero & Alomar (2015), en Méditerranée, les espèces touchées par l'ingestion sont essentiellement les organismes de grande taille, comme les baleines *B. physalus* et *P. macrocephalus*, avec des taux d'ingestion de 100 %, et le grand élasmobranch *C. maximus* (83 %), suivi par la tortue *C. caretta*. Le poisson *M. punctatum* présentait un taux d'ingestion de 100 %, malgré sa petite taille ; il est toutefois à noter qu'un seul individu a été évalué. L'ingestion de plastique par l'invertébré *Holothuria forskali* (monofilaments) a été observée. Les déchets génériques et plastiques étaient les principaux types ingérés par les organismes. Les objets plastiques et monofilaments étaient présents dans 60 % des individus, avec une ingestion à plus de 1 %. L'ingestion d'objets métalliques par l'élasmobranch *G. melastomus* a été avérée. Les espèces pélagiques présentaient des degrés variables d'ingestion (Figure 110). Les poissons mésopélagiques de la famille des Myctophydés étaient touchés par les déchets, suivis par les poissons pélagiques de taille moyenne, comme le *Boops boops*, et les poissons épipélagiques, comme le *Schedophilus ovalis*, le poisson-dauphin *Coryphaena hippurus*, le *Seriola dumerili* et le *Balistes carolinensis*. Les juvéniles de *Trachurus spp.* étaient moins affectés par les déchets.

La tortue caouanne (*Caretta caretta*), le chélonien le plus abondant en Méditerranée, peut ingérer des sacs en plastique qu'elle confond avec des méduses lorsqu'elle se nourrit dans les habitats néritiques et offshore. Cette espèce est particulièrement sensible aux déchets marins et l'une des plus étudiées. Même si elle est susceptible d'ingérer n'importe quel type de déchets, les plastiques semblent être plus importants que les autres catégories. La tortue affiche une très grande tolérance aux déchets anthropiques qu'elle ingère et est généralement capable de les expulser (Casale *et al.* 2008). L'étude de Camedda *et al.* 2014 a observé que les tortues rejetaient les matériaux anthropiques dans leurs excréments pendant plus d'un mois d'hospitalisation, l'essentiel des déchets étant expulsé les 2 premières semaines.

Figure 110. Mise à l'échelle multidimensionnelle non-métrique (MDS) calculée pour les espèces pélagiques (mammifères marins, poissons, tortues de mer) pour les valeurs moyennes d'ingestion de déchets après normalisation et distance Euclidienne. Chaque cercle représente le % d'ingestion de déchets moyen par espèce.



Source : Deudero et Alomar (2015)

Les observations ont montré que toutes les tortues de Méditerranée (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas* et *Dermochelys coriacea*) et certains mammifères marins (*Physeter macrocephalus*, *Balaenoptera physalus*, *Tursiops truncatus*, *Grampus griseus* et *Stenella coeruleoalba*) étaient touchés par l'ingestion de déchets (Fossi et al. 2018). L'ingestion de déchets marins par les oiseaux marins est un phénomène bien documenté à l'échelle mondiale, mais peu étudié en Méditerranée (pour les procellariiformes, suliformes et charadriiformes). Des cas d'ingestion de déchets marins ont également été documentés chez des invertébrés marins, tels que les annelés, les crustacés, les échinodermes et les mollusques (Fossi et al. 2018). Du point de vue de l'habitat, l'ingestion de déchets a également été rapportée chez des espèces issues de différents habitats, la plupart des études ayant été conduites sur les espèces démersales (32,9 %), pélagiques (27,7 %), suivies des espèces benthiques (14,7 %), benthopélagiques (16,5 %), néritiques (5,3 %) et mésopélagiques (2,9 %) (Fossi et al. 2018).

L'ingestion de déchets plastiques par des requins bleus (*Prionace glauca*), classés comme « espèce en danger critique d'extinction » en Méditerranée par l'UICN, capturés dans l'ASPIM du sanctuaire Pelagos (nord-ouest de la Méditerranée), a été documentée. Les résultats ont montré que 25,26 % des requins avaient ingéré des déchets plastiques de différentes tailles, des microplastiques (< 5 mm) à des macroplastiques (> 25 mm). Les plastiques de grande consommation sous forme de films de polyéthylène, largement utilisés comme matériau d'emballage, sont les déchets les plus ingérés (Bernardini et al. 2018).

La présence de déchets plastiques a également été documentée dans le contenu stomacal de grands poissons pélagiques (*Xiphias gladius*, *Thunnus thynnus* et *Thunnus alalunga*) capturés en mer Méditerranée entre 2012 et 2013. Les résultats ont mis en lumière l'ingestion de plastiques dans 18,2 % des échantillons. Les plastiques ingérés étaient des microplastiques (< 5 mm), des mésoplastiques (5-25 mm) et des macroplastiques (> 25 mm) (Romeo et al. 2015).

3.3.4. Impacts sur la santé humaine

Impacts sur la santé humaine

La présence de déchets peut avoir des conséquences directes sur la santé physique et mentale. Que ce soient les visiteurs à la plage, où gît un grand nombre de débris, ou les travailleurs de la mer, tous sont exposés à une série de blessures, comme se couper sur des déchets pointus, s'emmêler dans des filets, être au contact d'objets peu hygiéniques. Il a été démontré que les zones côtières jonchées de débris sont moins propices à la bonne humeur et au bien-être mental que les zones sans déchets (PNUE 2021 et références incluses).

Quant aux préjudices éventuels que l'exposition aux microplastiques et aux produits chimiques associés au plastique issus de la mer cause aux êtres humains, il est important de constater que ces derniers sont exposés aux mêmes polluants dans leur vie quotidienne (PNUE

2021). Il est probable que toute exposition en provenance d'une source marine le soit par l'ingestion de fruits de mer plutôt que par l'inhalation de microplastiques suspendus dans l'air. Une exposition aux microplastiques dans les denrées alimentaires va bien au-delà des fruits de mer : d'autres types de nourriture contiennent des microplastiques, comme le miel, le sucre et le sel de table. Les gens peuvent aussi être exposés aux micro-particules de plastique en buvant de l'eau (et dans la nourriture, comme le pain, les produits industriels issus de la viande, les produits laitiers et les légumes).

En général, une famille aux revenus moyens a peu de connaissances en matière d'origine des microplastiques et de la contamination provoquée par les micro-fibres, de même que des effets négatifs éventuels que ces concentrations pourraient causer à la santé humaine.

Dimension de genre

Les différences biologiques entre hommes et femmes comme la taille, la masse grasseuse, les organes de reproduction, les hormones, et autres différences physiologiques et biologiques ont aussi un impact sur les effets et l'élimination des substances toxiques dans le corps (Landrigan *et al.* 2020). Des microplastiques ont maintenant été détectés dans le placenta (Ragusa *et al.* 2021). Une masse grasseuse plus importante chez la femme fournit un plus grand réservoir aux produits chimiques bioaccumulables et lipophiles ; par exemple, le *United States Centers for Disease Control and Prevention* a indiqué que les femmes, par rapport aux hommes, avaient des niveaux plus élevés que les hommes pour 10 des 116 produits chimiques testés, trois d'entre eux étant les phtalates que l'on trouve de façon courante dans les produits d'hygiène et de beauté (Lynn *et al.* 2017).

En plus de l'assimilation directe par les plastiques marins des plastiques et produits chimiques associés, la lixiviation des produits chimiques issus de la production de plastique en provenance des centres d'enfouissement dans les systèmes marins a pour résultat une absorption importante de produits chimiques tels que le Bisphénol A (BPA) par la chaîne alimentaire marine (Kang *et al.* 2006). Les femmes et les hommes ont des vulnérabilités différentes et quand ils sont exposés aux effets du BPA tels que troubles endocriniens et imitation des œstrogènes, ils souffrent de problèmes de santé distincts. Ils ont été fortement associés, chez la femme, au cancer du sein et aux troubles reproductifs (Rochman *et al.* 2013). Les poissons et toute autre vie marine sauvage qui ingèrent des microbilles de plastique ingèrent aussi les produits chimiques associés aux microbilles durant la phase de production dits « polluants hydrophobiques » comme les biphényles polychlorés (BPC), le DDT et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) que l'on recueille à la surface des microbilles dans le sel ou l'eau douce. Peu d'études sont encore disponibles sur les effets différenciés sur les femmes et les hommes de ces produits

chimiques, transmis par la chaîne alimentaire jusqu'aux humains, de même que les microbilles.

Dimension sociale

Les impacts socio-économiques des déchets marins ne sont pas ressentis de la même manière à tous les niveaux. Les plus vulnérables doivent passer au premier plan de toutes les solutions durables.

La prospérité sociale et économique de toutes les populations repose sur une biosphère en bonne santé et en bon état de fonctionnement. Le bien-être humain et les droits humains sont menacés par la pollution due aux plastiques et la dégradation résultante des écosystèmes côtiers et marins et des services qu'ils fournissent. Ces effets sont ressentis de façon disproportionnée par les groupes sociaux désavantagés tels que les femmes en zones rurales ou faisant partie des pauvres en zone urbaine, qui pourraient être seules exposées aux menaces environnementales tout en étant confrontées à un accès limité à la protection sociale et aux ressources pour construire leur résilience (PNUE 2019). Dans le même temps, les femmes sont des agents essentiels de changement, dont le fort potentiel à prendre part à la protection environnementale demeure inexploité.

3.3.5. Mesures

Mesures définies au niveau international

Au niveau international, la **Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires** (de 1973, telle que modifiée par les Protocoles de 1978 et 1997), MARPOL, est l'une des conventions internationales les plus importantes pour la régulation du milieu marin. Elle a été élaborée par l'Organisation maritime internationale (OMI) dans le but de protéger le milieu marin en éliminant totalement la pollution provoquée par les rejets d'exploitation d'hydrocarbures et autres substances nuisibles provenant des navires et de réduire les déversements accidentels de telles substances. Avec ses six annexes couvrant la pollution par les hydrocarbures, par les substances chimiques, par les substances nuisibles transportées en colis, par les eaux usées des navires, par les ordures des navires et par les émissions dans l'atmosphère, la Convention MARPOL forme un cadre complet : les articles traitent essentiellement des questions de juridiction, des pouvoirs d'application et d'inspection, tandis que les annexes exposent des règles anti-pollution plus détaillées. À cet égard, il est également nécessaire de faire référence à ce que l'on appelle les « Zones spéciales », dans lesquelles s'appliquent des critères plus spécifiques et plus stricts sur les rejets d'exploitation, inclus dans la plupart des Annexes MARPOL.

Dans ce contexte, la Méditerranée a été désignée comme Zone spéciale au titre de l'Annexe V de la

Convention MARPOL 73/78. Par conséquent, les rejets en Méditerranée ont été interdits pour tous les navires : cela vaut pour tous les plastiques. Cela a impliqué la mise en œuvre de considérations spéciales pour le contrôle par l'état du port, comme des affiches pour les navires de passagers, des plans de gestion des ordures (Résolution MEPC.220-63), des registres des ordures, les résidus de cargaisons et des incinérateurs embarqués.

En juillet 2011, le MEPC 62 a adopté l'Annexe V MARPOL révisée, qui est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2013. Cette Annexe oblige également les gouvernements à garantir la mise à disposition d'installations de réception adéquates dans les ports et terminaux pour la collecte des ordures.

Même si les règles MARPOL sont devenues de plus en plus strictes au fil des années, il est toujours permis, dans des conditions spécifiques, de rejeter certains types de déchets en mer. Le Tableau 25 présente de manière synthétique les restrictions applicables au rejet d'ordures en mer en vertu des règles 4, 5 et 6 de l'Annexe V MARPOL et du chapitre V de la partie II-A du Recueil sur la navigation polaire (source : OMI).

Le MEPC a adopté en 2018 le **Plan d'action de l'OMI qui vise à traiter le problème des déchets plastiques en mer provenant des navires** (OMI 2018).

Des mesures spécifiques incluent : la proposition d'une étude pour analyser la disponibilité et le caractère adapté des installations de réception portuaires ; la possibilité de rendre obligatoire le marquage des engins de pêche ; l'incitation au signalement de la perte d'engins de pêche ; l'accès à des installations à terre pour le dépôt des engins de pêche récupérés ; l'encouragement à la formation et à la prise de conscience du personnel des bateaux de pêche ainsi que des marins ; l'étude de la possibilité d'établir un mécanisme obligatoire de déclaration de perte de containers en mer ; et le renforcement de la coopération internationale avec la FAO et le programme des Nations Unies pour l'environnement.

Un projet global (Projet de partenariats GloLitter) (PNUE(DEPI)/MED IG.22/28) a été lancé par l'OMI et la Food and Agriculture Organization des Nations Unies (FAO), ciblant certains des objectifs du Plan d'action de l'OMI : identifier les opportunités de prévenir et réduire les déchets marins, à partir des secteurs du transport maritime et des pêcheries, et réduire l'utilisation des plastiques dans ces secteurs, y compris la réutilisation et le recyclage des plastiques.

Mesures définies au niveau européen

L'Union européenne a adopté en 2000 un outil réglementaire spécifique traitant de la prévention de la pollution du milieu marin par les déchets provenant des navires. La

directive 2000/59/CE sur les installations de réception portuaires pour les déchets d'exploitation des navires et les résidus de cargaison a pour objet de réduire les rejets de déchets d'exploitation des navires et résidus de cargaison en mer, en particulier les rejets illicites, provenant des navires utilisant les ports de l'Union européenne, en améliorant la disponibilité et l'utilisation des installations de réception, et par conséquent la protection du milieu marin. Si l'objectif de cette directive PRF est comparable à l'objectif premier de la convention MARPOL, les deux textes se distinguent dans leurs exigences clés (cf. Tableau 26).

La directive 2019/883 du Parlement européen et du Conseil du 17 avril 2019 relative à la disponibilité d'installations de réception portuaires et au dépôt des déchets dans ces installations vise à protéger le milieu marin en réduisant les rejets de déchets provenant des navires et à améliorer l'efficacité des opérations maritimes dans les ports, en cherchant à garantir des dépôts plus importants des déchets à terre, en particulier des ordures, y compris des déchets du secteur de la pêche, comme les engins de pêche abandonnés.

Mesures définies dans le contexte de la Convention de Barcelone

Dans le cadre de la Convention de Barcelone, les pays méditerranéens ont adopté en 1980 un **Protocole relatif à la protection de la mer Méditerranée contre la pollution provenant de sources et activités situées à terre**. Ce Protocole a été modifié en 1996.

L'instrument le plus important pour la lutte contre la pollution par les déchets marins en Méditerranée est le **Plan d'action régional sur la gestion des déchets marins** (PNUE 2013) qui vise à :

- a) Prévenir et réduire au minimum la pollution par les déchets marins en Méditerranée et ses impacts sur les services écosystémiques, les habitats, les espèces – en particulier les espèces en danger –, la santé publique et la sécurité ;
- b) Enlever dans la mesure du possible les déchets marins déjà existants en utilisant des méthodes respectueuses de l'environnement ;
- c) Accroître les connaissances sur les déchets marins ; et
- d) S'assurer que la gestion des déchets marins en Méditerranée est réalisée conformément aux normes et approches internationales reconnues ainsi qu'à celles des organisations régionales et, selon le cas, en harmonie avec les programmes et mesures appliquées dans d'autres mers.

Le Plan d'action régional prévoit des mesures spécifiques concernant la prévention de la pollution provenant de sources en mer, y compris des navires, comme : l'imputation de coûts raisonnables pour l'utilisation des installations de réception portuaires ou, le cas échéant,

Tableau 25. Restrictions applicables au rejet d’ordures en mer au titre des règles 4, 5 et 6 de l’Annexe V MARPOL, chapitre 5 de la partie II-A du Recueil sur la navigation polaire.

Type de déchets ⁽¹⁾	Tous les navires excepté les plates-formes		Règle 5 Plates-formes offshore situées à plus de 12 milles nautiques de la terre la plus proche et navires quand situés le long ou dans les 500 mètres desdites plates-formes ⁽⁴⁾
	Règle 4 Hors zones spéciales (distance à compter de la terre la plus proche)	Règle 6 À l’intérieur des zones spéciales (distance à compter de la terre la plus proche ou de la barrière de glace la plus proche)	
Déchets alimentaires broyés ou échoués ⁽²⁾	≥ 3 milles nautiques, en route et aussi loin que possible	≥ 12 milles nautiques, en route et aussi loin que possible ⁽³⁾	Rejets autorisés
Déchets alimentaires non broyés ou échoués	≥ 12 milles nautiques, en route et aussi loin que possible	Rejets interdits	Rejets interdits
Résidus de cargaison ⁽⁵⁾ (6) non contenus dans l’eau de lavage	> 12 milles nautiques, en route et aussi loin que possible		
Résidus de cargaison ⁽⁵⁾ (6) contenus dans l’eau de lavage		≥ 12 milles marins, en route et aussi loin que possible (sous condition des règles 6.1.2 et du paragraphe 5.2.1.5 du paragraphe II-A du Code polaire)	
Agents de nettoyage et additifs ⁽⁵⁾ contenus dans l’eau de lavage des marchandises	Rejets autorisés		
Agents de nettoyage et additifs ⁽⁶⁾ contenus dans l’eau de lavage du pont et des surfaces extérieures		Rejets autorisés	
Carcasses d’animaux (doivent être en morceaux ou traitées de telle manière que les carcasses couleront immédiatement)	Doivent être en route et aussi loin que possible de la terre la plus proche. Doivent être à > 100 milles nautiques et à une profondeur d’eau maximale		
Tous les autres déchets y compris les plastiques, filins synthétiques, filets de pêche, sacs-poubelles en plastique, cendres d’incinérateurs, briques, huile de friture, bois flotté, matériaux de revêtement et d’emballage, papier, chiffon, verre, métal, bouteilles, vaisselle et ordures similaires	Rejets interdits	Rejets interdits	

(1) Quand les ordures sont mélangées avec, ou contaminées par, d’autres substances nocives dont le rejet est interdit ou fait l’objet d’exigences particulières, ce sont les exigences les plus strictes qui s’appliqueront.

(2) Les déchets alimentaires broyés ou échoués doivent passer dans un filtre dont les orifices ne dépassent pas 25 mm.

(3) Les rejets de produits aviaires introduits sont interdits en région antarctique sauf s’ils ont été incinérés, stérilisés par autoclave ou traités de telle manière qu’ils sont devenus stériles. Dans les eaux polaires, les rejets seront effectués le plus loin possible des zones de concentration glaciaire dépassant 1/10^e; dans tous les cas, les déchets alimentaires ne peuvent pas être rejetés sur la glace.

(4) Les plates-formes offshore situées à 12 milles nautiques de la terre la plus proche, ainsi que les navires associés incluent toutes les plates-formes fixes ou flottantes utilisées pour l’exploration ou l’exploitation (ou les processus qui y sont liés) des ressources minérales des fonds marins, et tous les navires quand ils sont situés le long ou dans les 500 mètres desdites plates-formes.

(5) Les résidus de cargaisons signifient uniquement les résidus de cargaisons qui ne peuvent pas être récupérés lors de l’utilisation des méthodes ordinaires de déchargement.

(6) Ces substances ne doivent pas présenter de danger pour l’environnement.

Source : REMPEC (2019) rapportant des informations de l’OMI

Tableau 26. Principales différences concernant les exigences PRF entre MARPOL et la directive de l'UE 2000/59/CE.

	MARPOL	Directive UE 2000/59/CE
Définitions :	Bien qu'à la fois MARPOL et la Directive PRF UE contiennent quelques définitions de déchets et résidus, il n'y a pas ⁽⁵⁾ de définitions communément admises, qui pourraient parfois entraîner différentes compréhensions. Aussi, la version actuelle de la Directive PRF utilise quelques références faites à MARPOL qui sont obsolètes du fait des mises à jour MARPOL ou de ses lignes directrices (par exemple "déchets associés aux navires" que MARPOL a redéfini comme "déchets d'exploitation")	
Clauses PRF adéquates :	Exigées par MARPOL	Exigées par la Directive PRF
Processus et traitement en aval	Pas d'exigences MARPOL	Traitement, recyclage, récupération ou économie d'énergie devant être effectués selon la législation européenne sur les déchets
Programme de traitement des déchets des ports :	Pas d'exigences MARPOL	Devant être développé et mis en place pour chaque port. Le contenu requis du programme est défini dans l'Annexe I de la Directive UE
Livraison obligatoire des déchets des navires :	Pas d'exigences MARPOL, excepté pour certains types de résidus et d'eau de lavage des navires (MARPOL Annexe II)	Livraison obligatoire de tous les déchets générés par les navires, sauf en cas de capacité de stockage dédié suffisante et exception faite de certains types de résidus et d'eau de lavage des navires (MARPOL Annexe II)
Notification approfondie des déchets :	Pas d'exigences MARPOL, bien qu'elle soit encouragée par les recommandations IMOs ⁽⁶⁾	Exigée par la Directive PRF, y compris l'utilisation d'un format standard (Annexe 2)
Systèmes de récupération du coût :	Pas d'exigence MARPOL, bien qu'encouragés par les recommandations IMO ⁽⁷⁾	Exigés par la Directive PRF : le coût pour le PRF, y compris la collecte et le traitement, doivent être réglés via une redevance due par les navires. Le système de récupération de coût est défini pour inciter au traitement des déchets et non pour les rejeter en mer

Source : REMPEC (2019) rapportant des informations du Secrétariat de la Convention de Bâle

l'application d'un système sans redevance spéciale à acquitter (No-Special-Fee); les mesures nécessaires pour offrir aux navires utilisant les ports des Parties contractantes des informations à jour relatives aux obligations découlant de l'Annexe V de la Convention MARPOL; la promotion de pratiques de « pêche aux déchets »; la prévention de la pollution marine par les activités de dragage; la lutte contre le rejet de détritrus, y compris les dépôts sur les plages et l'évacuation illégale d'eaux usées dans la mer, la zone côtière et dans les cours d'eau.

Le Plan d'action régional prévoit la mise en œuvre de mesures visant à éliminer les déchets marins existants des sites d'accumulation/« hot spots », comme des campagnes nationales de nettoyage, des pratiques pour « adopter une plage », des pratiques de « pêche aux déchets », une facturation allégée pour accéder aux installations d'accueil portuaires.

Le Plan d'action régional inclut également des mesures relatives à un programme de surveillance intégrée, basé sur les objectifs écologiques de l'approche écosystémique, comme la préparation du Programme régional de surveillance des déchets marins.

Le projet « Marine Litter-MED », financé par l'UE, avait pour vocation d'accompagner le PAM du PNUE et les Parties contractantes du sud de la Méditerranée à la

Convention de Barcelone dans la mise en œuvre des mesures communes clés prévues par le Plan régional sur la gestion des déchets marins en Méditerranée, et des Plans d'action nationaux mis à jour pour atteindre le bon état écologique (BEE).

Les principaux objectifs du projet étaient les suivants :

- améliorer la mise en œuvre de mesures communes de réduction et prévention réglementaires/de politique ML au niveau sous-régional/national et partager les meilleures pratiques applicables telles qu'identifiées dans les plans d'action nationaux mis à jour dans les pays de la Méditerranée du sud/du voisinage de l'UE;
- développer et appliquer des approches, des lignes directrices et des outils harmonisés au niveau régional afin de garantir une mise en œuvre efficace des mesures retenues (participation de toutes les Parties contractantes, y compris de l'UE avec une participation sans coût);
- établir des mécanismes de coordination régionale pour la prévention et la gestion ML en Méditerranée dans le but d'améliorer les synergies à travers la coopération et l'échange de meilleures pratiques; et
- établir des mécanismes de coordination ML régionale avec d'autres acteurs régionaux et Conventions sur les mers régionales européennes, avec une attention particulière sur la collaboration avec la Commission de la mer Noire.

Le projet travaille à développer un ensemble de lignes directrices techniques dans le cadre de l'Article 14 du Plan régional pour la gestion des déchets marins. Le REMPEC, en qualité d'organe agissant dans le cadre de la Convention de Barcelone et engagé en faveur de la protection de l'environnement, a activement pris part à des missions portant sur la question des déchets marins. Le Centre a coordonné les activités pertinentes affectées par le projet « Marine Litter-MED » financé par l'UE et l'Accord de coopération avec le ministère italien de l'Environnement, de la protection du territoire et de la mer (MATTM) et le PNUE/PAM visant à étudier les moyens d'inciter le dépôt des déchets générés par les navires dans les ports plutôt qu'en mer, en particulier via l'adoption du système sans redevance spécifique à acquitter pour l'utilisation des installations de réception portuaires. Une étude a été préparée à partir d'une analyse de la littérature sur les meilleures pratiques existantes en Méditerranée, et dans d'autres mers régionales d'Europe, pour l'application de redevances d'un montant raisonnable et d'un régime sans redevance spéciale pour l'utilisation d'installations de réception portuaires (REMPEC 2019). Le Centre a par ailleurs mis en œuvre des projets pilotes, organisé des réunions nationales et préparé le « **Document d'orientation visant à déterminer l'application des systèmes de facturation raisonnable des prestations des installations de réception portuaires ou, le cas échéant, l'application du système « sans redevance spéciale à acquitter » en Méditerranée » et les « Lignes directrices opérationnelles sur la mise à disposition d'installations de réception portuaires et la livraison des déchets provenant des navires en Méditerranée »**, ces deux documents ayant été adoptés par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 2019 (PNUE/MED IG.24/22 (EXTRAIT : Décision IG.24/11)).

Au titre de la Stratégie régionale pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2005-2015), le REMPEC, en étroite coopération avec l'OMI, a préparé les **Lignes directrices concernant les activités de plaisance et la protection de l'environnement marin en Méditerranée** pour assister les gouvernements dans le développement et l'amélioration des législations nationales et dans la mise en œuvre des réglementations internationales et régionales. Ces lignes directrices sont également destinées aux utilisateurs de navires de plaisance et aux gestionnaires de marinas en vue de les encourager à appliquer des pratiques environnementales adéquates.

Le REMPEC a été missionné pour garantir les synergies entre le Plan d'action régional sur la gestion des déchets marins et le Plan d'action de l'OMI visant à traiter le problème des déchets plastiques rejetés dans le milieu marin par les navires. Dans ce contexte, un dialogue a été entamé pour établir les synergies entre le projet à venir Marine Litter Med II et le Projet de partenariats GloLitter.

Mesures clés de prévention et de réduction

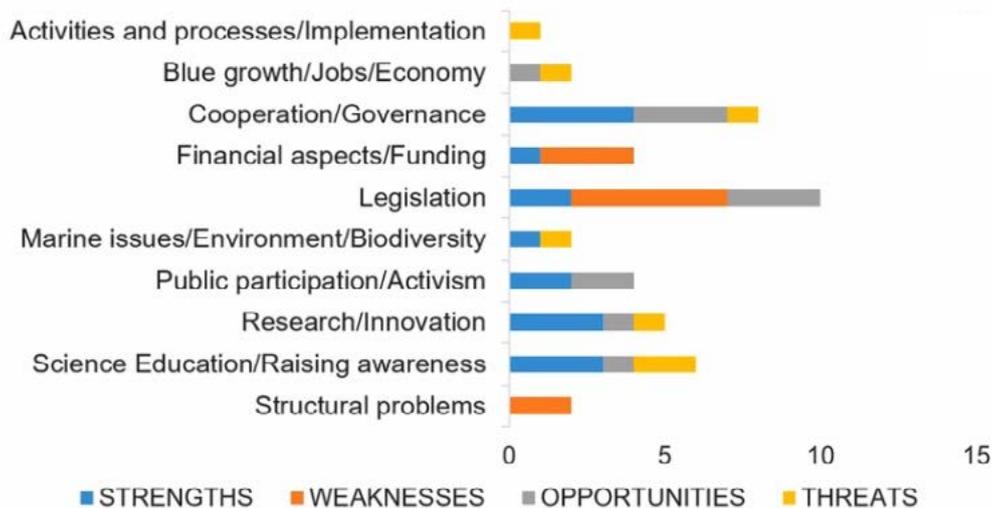
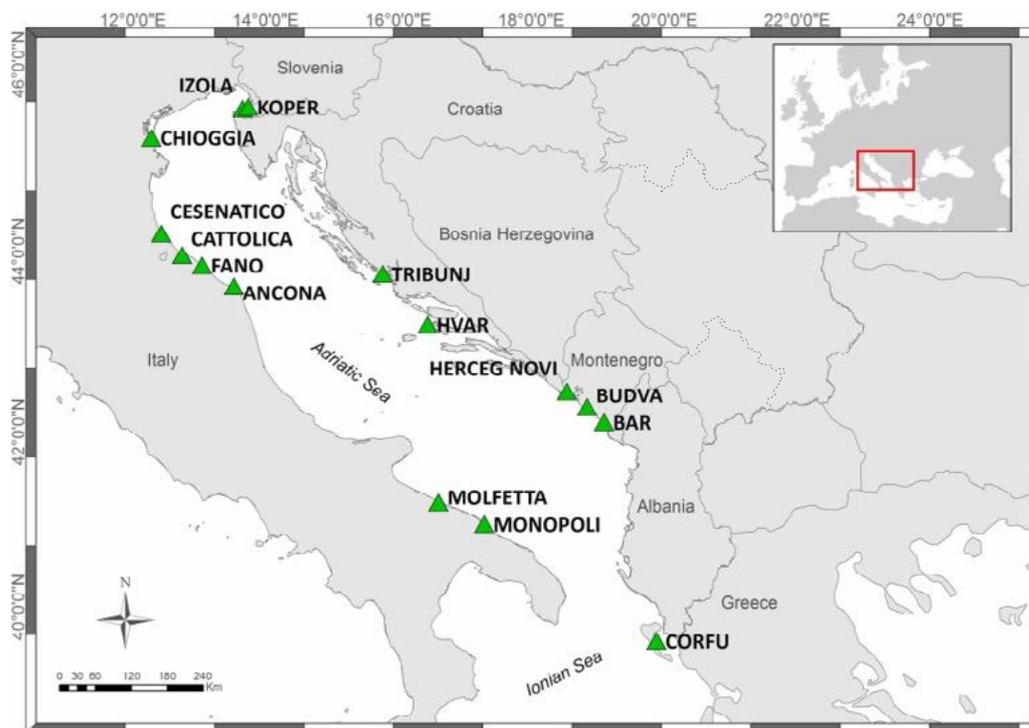
Outre les mesures de politique ciblant la prévention de la pollution par les déchets marins, il est possible de déployer des mesures opérationnelles, par exemple concernant les actions de dépollution. Fishing for Litter (Ffl) est l'une des mesures les plus importantes visant à la réduction et à l'élimination des déchets marins en mer. Cette initiative est devenue l'un des concepts les plus efficaces en impliquant l'une des parties prenantes clés : l'industrie de la pêche. Cette initiative contribue à faire évoluer les pratiques et la culture au sein du secteur de la pêche. Les pêcheurs ne reçoivent aucune compensation financière pour leur engagement, mais l'accès aux moyens logistiques d'élimination est gratuit (PNUE/PAM 2015).

Comme décrit ci-dessus, le projet FfL est envisagé par le **Plan d'action régional sur la gestion des déchets marins** du PNUE/PAM. Par ailleurs, le PNUE/PAM a préparé un guide des Lignes directrices sur les meilleures pratiques concernant la pêche aux déchets en Méditerranée (2016). L'objectif de ces lignes directrices est de fournir une assistance technique sur le mécanisme de retrait des déchets de la mer de manière écologique afin d'éviter les impacts négatifs sur l'environnement et les écosystèmes marins, et de fournir des orientations concernant le processus d'implication des parties prenantes responsables de la mise en œuvre et de la coordination des pratiques FfL.

L'initiative Ffl a également été reconnue par les gouvernements européens comme une méthode susceptible d'aider à atteindre un bon état écologique (BEE) dans les mers européennes à l'horizon 2020 en vertu de la Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin de l'UE (DCSMM, 2008/56/CE).

Les activités pilotes menées dans la macro-région Adriatique-Ionienne dans le cadre du projet DeFishGear (Derelict Fishing Gear Management System dans la région Adriatique) cofinancé illustre les pratiques de pêche aux déchets en Méditerranée (2014-2016). Six institutions scientifiques implantées dans cinq pays (Italie, Slovaquie, Croatie, Monténégro et Grèce) étaient parties prenantes. Une analyse SWOT réalisée à la fin de l'expérience (Ronchi *et al.* 2019) a révélé que les plus grandes faiblesses de l'initiative Fishing for Litter dans la macro-région Adriatique-Ionienne relèvent de facteurs législatifs et bureaucratiques. L'un des problèmes communs à tous les pays était l'absence de législation générale traitant des déchets marins et l'absence d'approche coordonnée qui en résulte. Des politiques nationales et sous-nationales non harmonisées et mal coordonnées, ainsi qu'une autorité et une gouvernance fragmentées ont abouti à une mise en œuvre inégale du projet FfL dans la région et des politiques visant à réduire les déchets marins.

Figure 111. Ports dans lesquels des projets pilotes FFL ont été mis en œuvre dans le cadre du projet DeFishGear (partie supérieure) et répartition SWOT (forces, faiblesses, opportunités et menaces) (nombre de facteurs) entre les différentes catégories pour les pays de la macro-région Adriatique-Ionienne (A).



Source : Ronchi et al. (2019)

3.3.6. Références

- Angiolillo, M., di Lorenzo, B., Farcomeni, A., Bo, M., Bavestrello, G., Santangelo, G., Cau, A., Mastascusa, V., Cau, A., Sacco, F., Canese, S. (2015). Distribution and assessment of marine debris in the deep Tyrrhenian Sea (NW Mediterranean Sea, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 92 (1–2): 149-159. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.12.044>
- Arcangeli, A., Campana, I., Angeletti, D., Atzori, F., Azzolin, M., Carosso, L., Di Miccoli, V., Giacoletti, A., Gregoriotti, M., Luperini, C., Paraboschi, M., Pellegrino, G., Ramazio, M., Sarà, G., Crosti, R. (2018). Amount, composition, and spatial distribution of floating macro litter along fixed trans-border transects in the Mediterranean basin. *Marine Pollution Bulletin* 129 (2): 545-554. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.028>.
- Asensio-Montesinos, F., Anfuso, G., Williams, A.T. (2019). Beach litter distribution along the western Mediterranean coast of Spain. *Marine Pollution Bulletin* (141):119-126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.02.031>.
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., Eds. (2015). *Marine anthropogenic litter*. Springer Open. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-16510-3>.
- Bernardini, I., Garibaldi, F., Canesi, L., Fossi, M.C., Baini, M. (2018). First data on plastic ingestion by blue sharks (*Prionace glauca*) from the Ligurian Sea (North-Western Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 135: 303-310. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.022>.
- Camedda, A., Marra, S., Matiddi, M., Massaro, G., Coppa, S., Perilli, A., Ruiu, A., Briguglio, P., De Lucia, G. (2014). Interaction between loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) and marine litter in Sardinia (Western Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research*, 100, 25-32.
- Casale, P., Abbate, G., Freggi, D., Conte, N., Oliviero, M., Argano, R. (2008). Foraging ecology of loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the central Mediterranean Sea: evidence for a relaxed life history model. *Marine Ecology Progress Series* 372, 265-276.
- Cau, A., Alvito, A., Moccia, D., Canese, S., Pusceddu, A., Cannas, R., Angiolillo, M., Follesa, M.C. (2017). Submarine canyons along the upper Sardinian slope (Central Western Mediterranean) as repositories for derelict fishing gears. *Marine Pollution Bulletin* 123 (1–2): 357-36. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.010>.
- CBD - Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2016). *Marine Debris: Understanding, Preventing and Mitigating the Significant Adverse Impacts on Marine and Coastal Biodiversity*, Montreal, Technical Series No. 83, 78 pages.
- CBD - Secretariat of the Convention on Biological Diversity and the Scientific and Technical Advisory Panel— GEF (2012). *Impacts of Marine Debris on Biodiversity: Current Status and Potential Solutions*, Montreal, Technical Series No. 67, 61 pp.
- Consoli, P., Andaloro, F., Altobelli, C., Battaglia, P., Campagnuolo, S., Canese, S., Castriota, L., Cillari, T., Falautano, M., Pedà, C., Perzia, P., Sinopoli, M., Vivona, P., Scotti, G., Esposito, V., Galgani, F., Romeo, T. (2018). Marine litter in an EBSA (Ecologically or Biologically Significant Area) of the central Mediterranean Sea: Abundance, composition, impact on benthic species and basis for monitoring entanglement. *Environmental Pollution* 236: 405-415 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.097>.
- Consoli, P., Sinopoli, M., Deidun, A., Canese, S., Berti, C., Andaloro, F., Romeo, T. (2020). The impact of marine litter from fish aggregation devices on vulnerable marine benthic habitats of the central Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 252: Volume 152. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110928>.
- Consoli, P., Romeo, T., Angiolillo, M., Canese, S., Esposito, V., Salvati, E., Scotti, G., Andaloro, F., Tunesi, L. (2019). Marine litter from fishery activities in the Western Mediterranean sea: The impact of entanglement on marine animal forests. *Environmental Pollution* 249: 472-481. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.072>.
- Constantino, E., Martins, I., Salazar, Sierra, J.M., Bessa, F. (2019). Abundance and composition of floating marine macro litter on the eastern sector of the Mediterranean Sea. *Mar Pollut Bull.* 138:260-265. [doi:10.1016/j.marpolbul.2018.11.008](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.008)
- Convey, P., Barnes, D., Morton, A. (2002). Debris accumulation on oceanic island shores of the Scotia Arc, Antarctica. *Polar Biol.*, 25: 612-617.
- Deudero, S., Alomar, C. (2015). Mediterranean marine biodiversity under threat: Reviewing influence of marine litter on species. *Marine Pollution Bulletin* 98 (1–2): 58-68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.012>.
- EMSA (2013). *Addressing Illegal Discharges in the Marine Environment*. Lisbon: European Maritime Safety Agency (EMSA).

- Fleet, D., van Franeker, J. A., Dagevos, J., & Hougee, M. (2009). Marine litter. Thematic Report No. 3.8. In H. Marencic & J. Vlas, de (Eds.), *Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat* (p. 12). Wilhelmshaven, Germany: Trilateral Monitoring and Assessment Group.
- Fortibuoni, T., Ronchi, F., Mačić, V., Mandić, M., Mazziotti, C., Peterlin, M., Prevenios, M., Prvan, M., Somarakis, S., Tutman, P., Bojanić D., Kovac Virsek, V.M., Vlachogianni, T., Zeri, C. (2019). A harmonized and coordinated assessment of the abundance and composition of seafloor litter in the Adriatic-Ionian macroregion (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 139: 412-426. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.01.017>.
- Fossi, M., Giannetti, M., Guerranti, C., Marsili, L., Coppola, D., Panti, C., Minutoli, R. (2012). Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*) *Mar. Pollut. Bull.*, 64 (11) (2012), pp. 2374-2379.
- Fossi, M.C., Pedà, C., Compa, M., Tsangaris, C., Alomar, C., Claro, F., Ioakeimidis, C., Galgani, F., Hema, T., Deudero, S., Romeo, T., Battaglia, P., Andaloro, F., Caliani, I., Casini, S., Panti, C., Bains, M., (2018). Bioindicators for monitoring marine litter ingestion and its impacts on Mediterranean biodiversity. *Environmental Pollution* 237: 1023-1040, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.019>.
- Galgani, F., Gerigny, O., Henry, M., Tomasino, C., (2012). Méditerranée occidentale. Pression physique et impacts associés. Autres perturbations physiques. Déchets en mer et sur le fond.
- Galgani, F., Fleet, D., van Franeker, J. A., Hanke, G., De Vrees, L., Katsanevakis, S., et al. (2011). Monitoring marine litter within the European marine strategy framework directive (MSFD): Scientific and technical basis. 5th International Marine Debris Conference, Honolulu, Hawaii (pp. 164–168). 20–25 March, 2011, Oral Presentation Extended Abstracts 4.c.5.
- Galgani, F., Leaute, J. P., Moguedet, P., Souplet, A., Verin, Y., Carpentier, A., et al. (2000). Litter on the sea floor along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40, 516–527.
- García-Rivera, S., Sánchez Lizaso, J. L., Bellido, Millán, J.M. (2017). Composition, spatial distribution and sources of macro-marine litter on the Gulf of Alicante seafloor (Spanish Mediterranean), *Marine Pollution Bulletin* 121 (1–2): 249-259.
- Gerigny, O., Henry, M., Tomasino, C., Galgani, F. (2011). Déchets en mer et sur le fond. In rapport de l'évaluation initiale, Plan d'action pour le milieu marin - Méditerranée Occidentale, rapport PI Déchets en mer V2 MO, pp. 241-246. http://www.affairesmaritimes.mediterranee.equipement.gouv.fr/IMG/pdf/Evaluation_initiale_des_eaux_marines_web-2.pdf.
- Gerigny, O., Brun, M., Fabri, M.C., Tomasino, C., Le Moigne, M., Jadaud, A., Galgani, F. (2019). Seafloor litter from the continental shelf and canyons in French Mediterranean Waters: Distribution, typologies and trends. *Marine Pollution Bulletin* 146: 653-666, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.030>.
- IMO (2012). *International Shipping Facts and Figures – Information Resources on Trade, Safety, Security, Environment*. London: International Maritime Organization.
- IMO (2018). Action Plan to address marine plastic litter from ships. Resolution MEPC.310(73).
- Ioakeimidis, C., Galgani, F., Papatheodorou, G., (2017). Occurrence of Marine Litter in the Marine Environment: A World Panorama of Floating and Seafloor Plastics. In H. Takada, H. K. Karapanagioti (eds.), *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment*, *Hdb Env Chem* (2019) 78: 93–120, DOI 10.1007/698_2017_22, Springer International Publishing AG 2017, Published online: 30 April 2017.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347 (6223): 768-771 DOI: 10.1126/science.1260352.
- Koutsodendris, A., Papatheodorou, G., Kougiourouki, O., & Georgiadis, M. (2008). Benthic marine litter in four Gulfs in Greece, Eastern Mediterranean; abundance, composition and source identification. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 501–512.
- Laglbauer, B.J.L., Franco-Santos, R.M., Andreu-Cazenave, M., Brunelli, L., Papadatou, M., Palatinus, A., Grego, M., Deprez, T. (2014). Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Mar. Pollut. Bull.*, 89: 356-366, [10.1016/j.marpolbul.2014.09.036](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.09.036)

- Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fénichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F., Gaze, W. H., ... Rampal, P. (2020). Human Health and Ocean Pollution. *Annals of global health*, 86(1), 151. <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>.
- Loulad, S., Houssa, R., EL Ouamari, N., Rhinane, H. (2019). Quantity and spatial distribution of seafloor marine debris in the Moroccan Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 139: 163-173. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.036>.
- Melli, V., Angiolillo, M., Ronchi, F., Canese, S., Giovanardi, O., Querin, S., Fortibuoni, T. (2017). The first assessment of marine debris in a Site of Community Importance in the north-western Adriatic Sea (Mediterranean Sea). *Marine Pollution Bulletin* 114 (2): 821-830. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.012>.
- Mokos, M., Zamora Martinez, I. & Zubak, I. (2019). Is central Croatian Adriatic Sea under plastic attack? Preliminary results of composition, abundance and sources of marine litter on three beaches. *Rend. Fis. Acc. Lincei* 30, 797-806.
- Mordecai, G., Tyler, P.A, Masson, D.G., Huvenne, V.A.I. (2011). Litter in submarine canyons off the west coast of Portugal Deep-Sea Res. Part II, 58: 2489-2496.
- Munari, C., Corbau, C., Simeoni, U., Mistri, M. (2016). Marine litter on Mediterranean shores: analysis of composition, spatial distribution and sources in north-western Adriatic beaches. *Waste Manage.*, 49: 483-490, [10.1016/j.wasman.2015.12.010](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.12.010).
- Nachite, D., Maziane, F., Anfuso, G., Macias, A. (2018). Beach Litter Characteristics Along the Moroccan Mediterranean Coast: Implications for Coastal Zone Management. In: Botero C., Cervantes O., Finkl C. (eds) *Beach Management Tools - Concepts, Methodologies and Case Studies*. Coastal Research Library, vol 24. Springer, Cham.
- Palatinus, A. (2008). Pollution of the Slovenian coast with solid waste, Graduation thesis. University of Nova Gorica.
- Pasquini, G., Ronchi, F., Strafella, P., Scarcella, G., Fortibuoni, T. (2016). Seabed litter composition, distribution and sources in the Northern and Central Adriatic Sea (Mediterranean). *Waste Manage* 58:41–51. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.08.038>.
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Rongioletti, M.C.A., Baiocco, F., Draghi, S., D'Amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., Giorgini, E. (2021). Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International* 146. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>.
- REMPEC (2019). Study based on a literature review on existing best practices in the Mediterranean as well as other European Regional Seas for the application of charges at reasonable costs and of the no-special-fee system for the use of port reception facilities. <https://www.rempec.org/en/knowledge-centre/online-catalogue/e-fpm-2019-wg-45-inf-8-marine-litter-study.pdf>.
- Renzi, M, Blašković, A. (2018). Litter and microplastics features in table salts from marine origin: Italian versus Croatian brands. *Mar Pollut Bull* 135:62–68. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.065>.
- Renzi, M., Blašković, A., Bernardi, G., Russo, G.F. (2018). Plastic litter transfer from sediments towards marine trophic webs: a case study on holothurians. *Mar Pollut Bull* 135:376–385. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.038>.
- Rochman, C.M. (2013). Plastics and priority pollutants: a multiple stressor in aquatic habitats. *Environ Sci Technol* 2013(47):2439–2440.
- Romeo, T., Battaglia, P., Pedà, C., Consoli, P., Andaloro, F., Fossi, M.C. (2015). First evidence of presence of plastic debris in stomach of large pelagic fish in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin* 95 (1): 358-361. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.04.048>.
- Ronchi, F., Galgani, F., Binda, F., Mandić, M., Peterlin, M., Tutman, P., Anastasopoulou, A., Fortibuoni, T. (2019). Fishing for Litter in the Adriatic-Ionian macroregion (Mediterranean Sea): Strengths, weaknesses, opportunities and threats. *Marine Policy* 100: 226-237. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.11.041>.
- Schmidt, N., Thibault, D., Galgani, F., Andrea Paluselli, Richard Sempéré 2018. Occurrence of microplastics in surface waters of the Gulf of Lion (NW Mediterranean Sea), *Progress in Oceanography* 163: 214-220, ISSN 0079-6611. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.010>.
- Suaria, G., Avio, C.G., Mineo, A., Lattin, G.L., Magaldi, M.G., Belmonte, G., Moore, C.J., Regoli, F., Aliani, S. (2016). The Mediterranean Plastic Soup: synthetic polymers in Mediterranean surface waters. *Nature Scientific Reports* 6: 37551. [Doi:10.1038/srep37551](https://doi.org/10.1038/srep37551).

Suaria, G., Aliani, S. (2014). Floating debris in the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 86 (1–2): 494–504.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.025>.

Triessnig, P., Roetzer, A., Stachowitsch, M. (2012). Beach Condition and Marine Debris: New Hurdles for Sea Turtle Hatchling Survival. *Chelonian Conservation and Biology* 11 (1): 68–77.
<https://doi.org/10.2744/CCB-0899.1>.

Tubau, X., Canals, M., Lastras, G., Rayo, X., Rivera, J., Amblas, D. (2015). Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: The role of hydrodynamic processes. *Progress in Oceanography* (134): 379–403.
<https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.03.013>.

UNEP - United Nations Environmental Program (2009). *Marine litter: a global challenge* (p. 232). Nairobi: UNEP.

UNEP MAP (2013). *Regional action plan on marine litter*, UNEP (DEPI)/MED WG. 379/5, 28 pages.

UNEP MAP (2015). *Marine Litter Assessment in the Mediterranean*.

UNEP (2021). *From Pollution to Solution. A global assessment of marine litter and plastic pollution* Nairobi.

UNEP, Coordinating Body on the Seas of East Asia (2019). *Gender Equality and Preventing Plastic Pollution*, Issue Brief. Bangkok: UNEP.

Vlachogianni, T., Skocir, M., Constantin, P., et al. (2020). Plastic pollution on the Mediterranean coastline: Generating fit-for-purpose data to support decision-making via a participatory-science initiative. *Sci Total Environ*.711:135058. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.135058

Vlachogianni, T., Fortibuoni, T., Ronchi, F., Zeri, C., Mazziotti, C., Tutman, P., Bojanić Varezić, D., Palatinus, A., Trdan, S., Peterlin, M., Mandić, M., Markovic, O., Prvan, M., Kaberi, H., Prevenios, M., Kolitari, J., Kroqi, G., Fusco, M., Kalampokis, E., Scoullou, M. (2018). Marine litter on the beaches of the Adriatic and Ionian Seas: An assessment of their abundance, composition and sources, *Marine Pollution Bulletin* 131(A): 745–756.

Vlachogianni, T., Skocir, M., Constantin, P., Labbe, C., Orthodoxou, D., Pesmatzoglou, I., Scannella, D., Spika, M., Zissimopoulos, V., Scoullou, M. (2020). Plastic pollution on the Mediterranean coastline: Generating fit-for-purpose data to support decision-making via a participatory-science initiative. *Science of The Total Environment* 711.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135058>.

Whiting, D. (1998). Types and sources of marine debris in Fog Bay, Northern Australia. *Mar. Pollut. Bull.*, 36: 904–910.

3.4. POLLUTION ATMOSPHERIQUE

3.4.1. Présentation

Le transport maritime fait très largement appel aux combustibles fossiles. Le secteur a consommé environ 3,5 millions de barils de fuel-oil résiduaire à haute teneur en soufre (combustible de soute) par jour sur l'année 2017, ce qui représente environ 50 % de la demande globale en fuel-oil (McKinsey and Company 2018). Pour l'essentiel, ce fuel-oil affiche une forte teneur en soufre, entraînant l'émission d'oxydes de soufre dans l'atmosphère. Le secteur a consommé tout juste un peu plus de 1 million de barils par jour de gas-oil à usage maritime, qui constitue un fuel distillé à plus faible teneur en soufre et de plus grande valeur (Hellenic Shipping News Worldwide 2018). Cela représente seulement 5 % de la demande globale en diesel et gas-oil, dont la majorité est consommée par le secteur du transport par poids lourds (Hellenic Shipping News Worldwide 2018).

Le transport maritime est responsable globalement de 33 % de l'ensemble des émissions liées aux échanges commerciaux dues à la combustion de combustibles fossiles, dont 3,3 % des émissions globales de dioxyde de carbone (CO₂) (Cristea 2009), (Cristea *et al.* 2013). Les émissions dépendent du type de combustible, du moteur et du rendement du moteur. Les combustibles incluent le diesel à usage maritime (MDO), le fuel-oil marin (MFO) et le fuel-oil lourd (HFO). Si elles sont difficiles à quantifier, les émissions imputables à la navigation maritime ont augmenté ces 50 dernières années (Cristea *et al.* 2013). Il convient de noter que près de 70 % des émissions de polluants conventionnels et GES provenant des navires se produisent < 400 km du rivage (Cristea *et al.* 2013).

Les émissions de gaz à effet de serre et particules des navires de mer contribuent de manière importante aux émissions totales du secteur du transport (Corbett et Fischbeck 1997 ; Eyring *et al.* 2005a) et se répercutent donc sur la composition chimique de l'atmosphère, le climat, ainsi que la qualité de l'air et la santé au niveau régional. Les principales molécules émises sont le dioxyde de carbone (CO₂), les oxydes d'azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO), les composants organiques volatiles (COV), les dioxydes de soufre (SO₂), le carbone suie (CS) et les matières organiques particulaires (MOP).

Des études récentes suggèrent que les navires de mer ont consommé entre 200 et 290 millions de tonnes métriques (Mt) de combustible et émis entre 600 et 900 Tg de CO₂ sur l'année 2000 (Corbett et Köhler, 2003 ; Endresen *et al.* 2003 ; Endresen *et al.* 2007 ; Eyring *et al.* 2005a). Ces études estiment que 15 % de toutes les émissions anthropiques globales de NO_x et 4 à 9 % des émissions de SO₂ sont imputables aux navires.

Les émissions de NO_x et autres précurseurs d'ozone imputables à la navigation maritime ont conduit à la formation d'ozone troposphérique (O₃) et perturbé les

concentrations de radicaux hydroxyles (OH), et donc la durée de vie du méthane (CH₄). Le composant aérosol dominant résultant des émissions des navires est le sulfate (SO₄²⁻, ci-après SO₄), qui est formé par oxydation de SO₂. Les émissions de NO_x provenant des navires sont relativement élevées car la plupart des moteurs marins tournent à des températures et des pressions élevées sans technologies efficaces de réduction. Le niveau élevé d'émissions de SO₂ s'explique par la teneur moyenne en soufre (2,4-2,7 %) élevée des combustibles lourds marins utilisés par la plupart des navires de mer (Endresen *et al.* 2005).

Par ailleurs, les émissions des navires sont véhiculées dans l'atmosphère sur des centaines de kilomètres, contribuant ainsi à la détérioration de la qualité de l'air à terre, même si ces émissions ont lieu en mer (Eyring *et al.* 2010). Les gaz d'échappement des navires contribuant à la pollution mondiale de l'air et de la mer, les navires sont soumis à un nombre croissant de règles et de réglementations, mais aussi d'appels volontaires de la part des législateurs internationaux, nationaux et locaux. Des solutions ont été avancées pour améliorer la qualité de l'air dans les zones côtières et les ports, comme la mise en place de zones de vitesse réduite, des zones de contrôle des émissions ou encore l'adaptation des technologies d'électrification disponibles à terre pour les navires lorsqu'ils sont à quai (Smith *et al.* 2014 ; Winkel *et al.* 2015).

3.4.2. État des lieux de la pollution et tendances

Les émissions des navires contribuent de manière importante à la pollution de l'air dans le bassin méditerranéen. La contribution des émissions des navires au poids de la colonne d'aérosol sulfaté total sur la Méditerranée en été est estimée à 54 % (Marmer & Langann 2005). Les ports sont particulièrement soumis aux effets des émissions des navires et peuvent contribuer de manière notable à la pollution de l'air au niveau local (Isakson *et al.* 2001), (Cooper 2003), (Saxe & Larsen 2020).

La navigation maritime internationale génère environ 2 % des émissions globales de CO₂, avec une contribution plutôt stable d'environ 800 millions de tonnes par an (Chambre internationale de la marine marchande 2019) (Figure 112).

En Europe, les émissions de GES de l'ensemble des activités de transport (à terre et en mer) ont augmenté d'environ un quart entre 1990 et 2016 (comprenant le transport aérien international, mais excluant le transport maritime international). La part du transport dans les émissions totales de GES dans l'UE a augmenté de 15 % à 24 % sur la même période. Cela s'explique essentiellement par le recours continu du système de transport de l'UE à des combustibles fossiles et par l'essor de la demande en transport. L'UE a récemment décidé de se doter d'une importante nouvelle législation

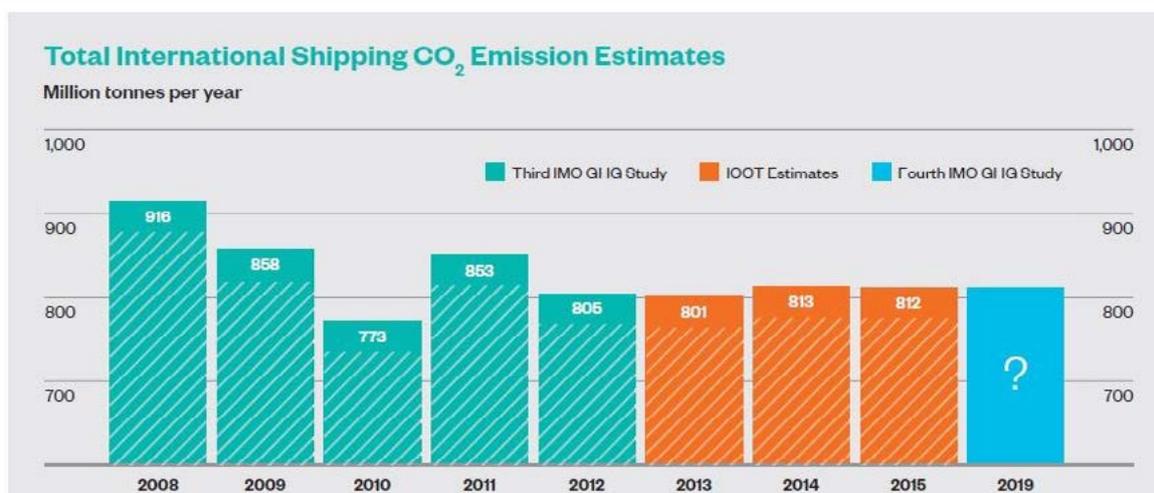
destinée à inverser cette tendance, mais il reste à voir dans quelle mesure elle pourrait compenser la hausse attendue de la demande en transport. Le secteur routier occupe une place centrale dans l'ensemble du secteur du transport et, en 2016, il représentait 72 % de l'ensemble des émissions de GES imputables au transport (y compris le transport aérien international et le transport maritime international). Les voitures de tourisme et utilitaires représentent 72,5 % des émissions du transport routier, devant les camions et les bus à 26,3 %. La navigation maritime et l'aérien sont les deuxième et troisième sources d'émissions de GES par le secteur du transport, derrière le transport routier ; le transport international par avion a enregistré une augmentation rapide de ses émissions de GES au cours de ces deux dernières décennies (AEE 2020).

Plus précisément : on a estimé que le transport maritime international en Europe était responsable, sur l'année 2015, de l'émission d'environ 134 millions de tonnes CO₂, 1 230 kt de SO₂, 2 830 kt de NOx et 175 kt de PM2.5. Ces chiffres sont à comparer aux 3,6 % d'émissions de CO₂ à terre dans l'UE des 28, 44 % d'émissions de SO₂ d'origine terrestre, 36 % d'émissions de NOx et 13 % d'émissions de

PM2.5, la plus grosse part des émissions étant imputable aux porte-conteneurs, suivis des navires-citernes et navires de charge (IIASA 2019). Pour ce qui concerne le CO₂, la Méditerranée représente environ 40 % des émissions globales imputables au transport maritime en Europe. Les pays de la région méditerranéenne (les 21 Parties contractantes à la Convention de Barcelone) ont contribué en 2015 aux émissions globales de CO₂ dues aux activités à terre à hauteur de 1 970 millions de tonnes (Indicateurs de suivi des objectifs de développement durable des Nations Unies ⁽²²⁾), avec une contribution du trafic maritime à hauteur de 3,0 % par rapport aux émissions d'origine terrestre, et avec une valeur légèrement inférieure, mais comparable, de la contribution relative rapportée au niveau européen.

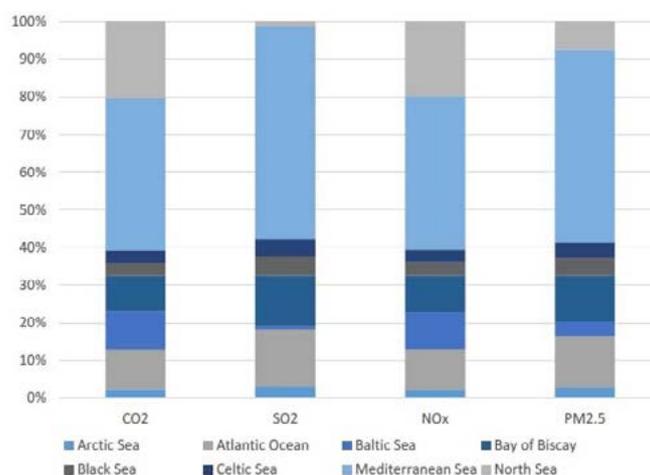
Le schéma spatial des émissions de NOx reflète étroitement les volumes de consommation de combustibles, tandis que pour les SO₂ et PM, les contrôles des émissions appliqués dans les régions SECA (mer Baltique et mer du Nord) donnent lieu à de grandes différences. Jusqu'à 57 % de l'ensemble des émissions du transport maritime international en Europe concernent la mer Méditerranée (Figure 113).

Figure 112. Estimations des émissions totales de CO₂ imputables au transport maritime international.



Source : Troisième étude de l'OMI sur les GES et chiffres de l'ICCT, Chambre internationale de la marine marchande (2019)

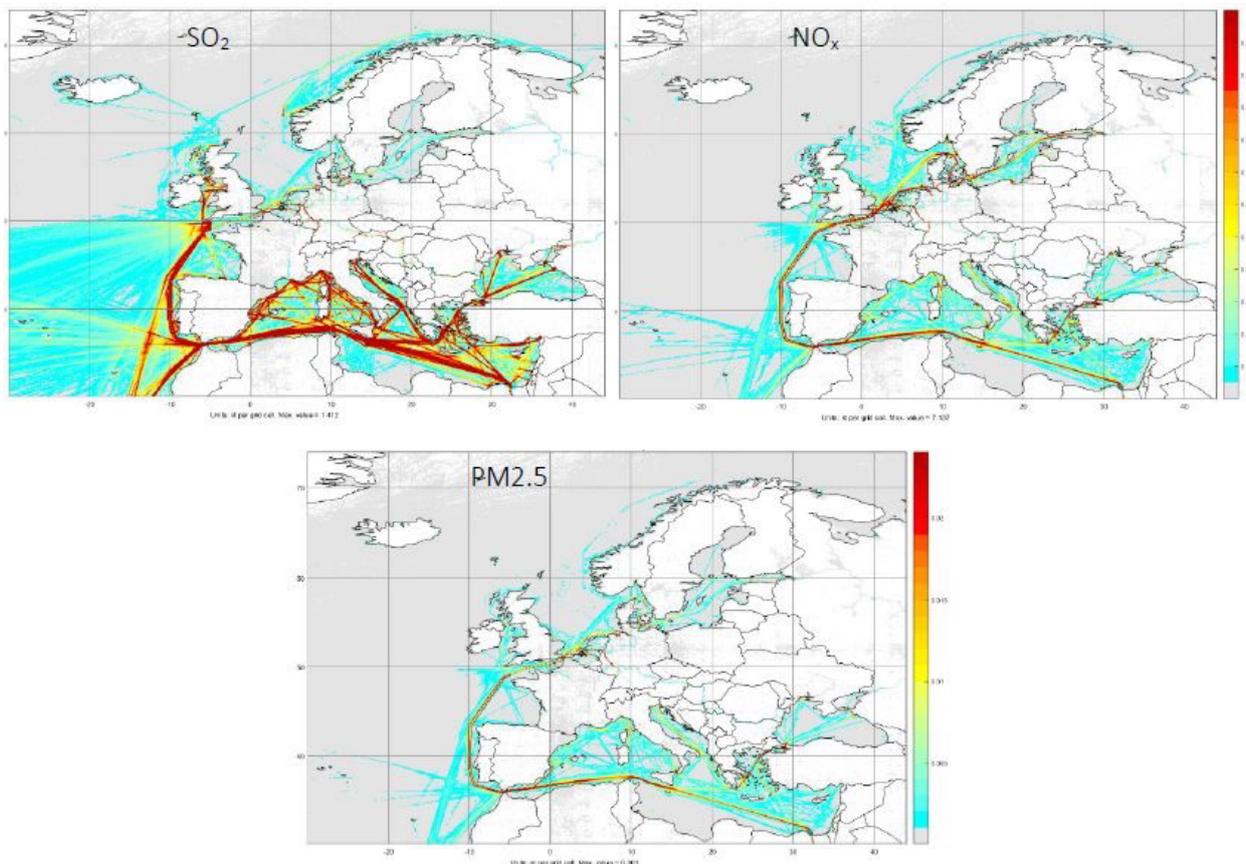
Figure 113. Émissions du transport maritime international en 2015, par région maritime.



Source : IIASA (2019)

(22) <https://unstats.un.org/sdgs/indicators/database/>

Figure 114. Émissions maillées de SO₂ et NO_x (partie supérieure) et de PM_{2.5} (partie inférieure) en 2015.



Source : IIASA (2019)

Jusqu'à un tiers des émissions se produisent dans les zones de 12 milles nautiques au large des côtes et environ deux-tiers dans les zones des 200 milles nautiques adjacentes, pour l'essentiel sur les couloirs de navigation dédiés à des distances variables de la côte. Les activités à quai ou dans les ports ne représentent qu'un faible pourcentage de toutes les émissions imputables au transport maritime international. En Méditerranée, environ deux tiers des émissions ont pour origine les eaux de l'UE (IIASA 2019).

Le REMPEC (2019) a rapporté l'attribution nationale des émissions à partir des résultats des émissions maillées et des désignations des zones terrestres+maritimes, déterminées par le Flanders Marine Institute, sur la base des traités internationaux et de l'affectation géospatiale des eaux au pays le plus proche⁽²³⁾ (Tableau 27).

D'après Folkert Boersma *et al.* (2015), les facteurs d'émissions moyennes de NO_x par navire en Méditerranée avaient chuté de ~46 % en 2009 (les émissions globales avaient reculé de 69 %) et sont restés relativement constants ensuite. L'évolution temporelle de la vitesse moyenne des navires affiche une réduction, distincte, de 30 % entre 2008 et 2009, et des vitesses toujours plus basses les années suivantes. Les auteurs ont interprété ce constat comme une preuve directe que la pratique de

la navigation à vitesse réduite (c.-à-d. abaisser la vitesse du navire pour réduire la consommation de combustible) a été largement appliquée, débouchant sur des réductions notables des émissions de NO_x. La Figure 115a met en lumière une forte augmentation générale des émissions (croix rouges) de 71 % entre 2005 et 2008, suivie par une réduction renouant avec les niveaux de 2005 en 2009. Les émissions de NO_x provenant des navires au-dessus de la mer Méditerranée restent aux alentours du niveau de 2009 les années suivantes. L'évolution temporelle de la densité des navires détectée par altimétrie satellitaire au-dessus de la Méditerranée est également illustrée sur la Figure 115a (losanges noirs). La densité des navires détectée par l'altimétrie augmente sur la mer Méditerranée, plus particulièrement après 2007. Cette intensification du trafic maritime implique que : (1) des navires toujours plus nombreux et toujours plus imposants sillonnent la Méditerranée ; ou (2) les navires adoptant des vitesses plus faibles, leur temps de séjour en Méditerranée est plus long.

Ces divers résultats indiquent que la mise en œuvre de la navigation à vitesse réduite en 2009 a contribué à compenser l'augmentation sur 2005–2007 des émissions de NO_x au-dessus des voies maritimes européennes, mais la contribution relative du secteur de la navigation aux émissions de NO_x européennes totales a augmenté de 11 % en 2005 à 14 % en 2012.

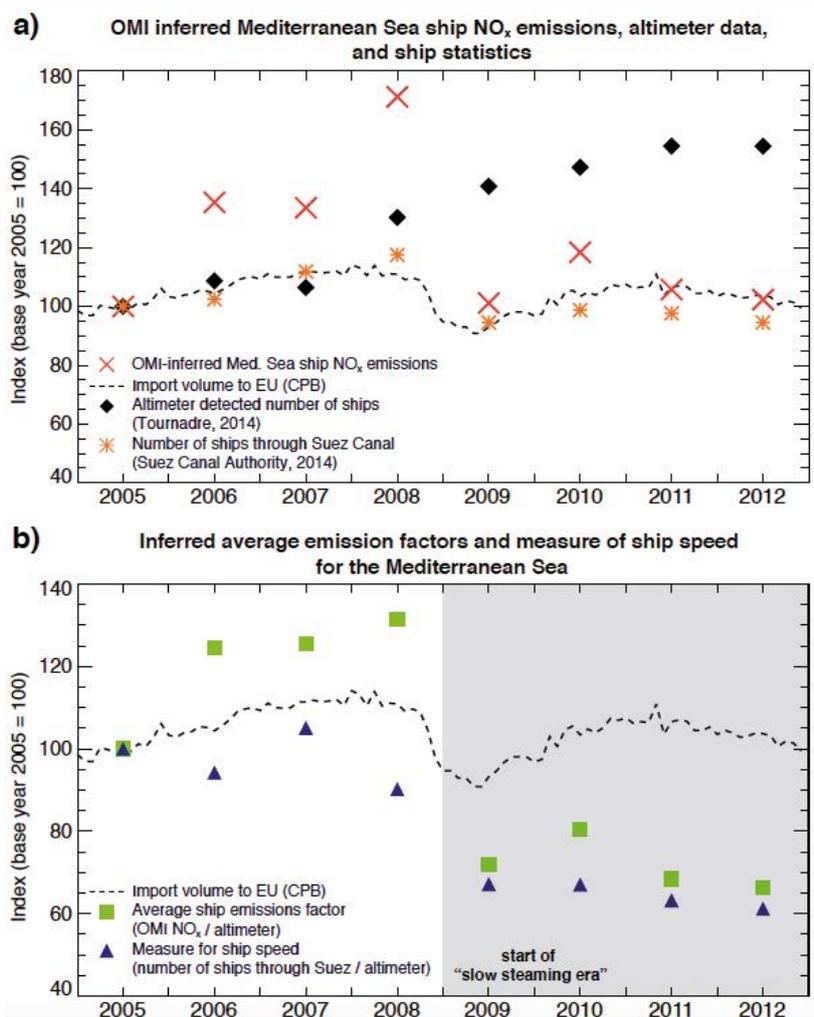
(23) Il est important de noter que bon nombre d'États côtiers méditerranéens n'ont pas officiellement défini de zones économiques exclusives et que les zones auxquelles sont attribuées les émissions ici ne correspondent pas nécessairement à des revendications territoriales officielles.

Tableau 27. Répartition nationale par régions maritimes des émissions de polluants provenant des navires dans la zone de la mer Méditerranée. Aucun chiffre n'apparaît pour la Bosnie-Herzégovine et Monaco dans leurs EEZ respectives en raison d'un artefact de la résolution utilisée pour modéliser les émissions.

Pays	2016 référence SO _x		2016 référence PM _{2.5}		2016 référence NO _x		2016 référence CO ₂	
	680 780 MT	Pourcentage	97 490 MT	Pourcentage	1 332 800 MT	Pourcentage	58 074 560 MT	Pourcentage
Albanie	1 180	0,2 %	180	0,2 %	3 050	0,2 %	136 030	0,2 %
Bosnie Herzégovine*	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %
Chypre	8 930	1,3 %	1 290	1,3 %	18 420	1,4 %	802 110	1,4 %
Algérie	74 920	11,0 %	10 310	10,6 %	133 750	10,0 %	5 563 940	9,6 %
Égypte	51 060	7,5 %	7 240	7,4 %	92 300	6,9 %	4 063 640	7,0 %
Espagne	113 080	16,6 %	16 360	16,8 %	223 870	16,8 %	9 864 660	17,0 %
France	20 170	3,0 %	3 120	3,2 %	46 650	3,5 %	2 193 300	3,8 %
Grèce	155 110	22,8 %	21 820	22,4 %	298 410	22,4 %	12 643 060	21,8 %
Croatie	11 720	1,7 %	1 690	1,7 %	24 020	1,8 %	1 077 100	1,9 %
Israël	5 160	0,8 %	820	0,8 %	11 800	0,9 %	579 260	1,0 %
Italie	159 440	23,4 %	23 140	23,7 %	323 430	24,3 %	14 257 030	24,5 %
Liban	1 650	0,2 %	260	0,3 %	3 780	0,3 %	181 710	0,3 %
Libye	13 240	1,9 %	1 850	1,9 %	24 790	1,9 %	1 032 640	1,8 %
Maroc	2 130	0,3 %	340	0,3 %	4 760	0,4 %	249 630	0,4 %
Monaco*	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %	0	0,0 %
Malte	10 990	1,6 %	1 770	1,8 %	25 590	1,9 %	1 258 570	2,2 %
Monténégro	470	0,1 %	80	0,1 %	1 360	0,1 %	67 000	0,1 %
Slovénie	70	0,0 %	10	0,0 %	230	0,0 %	12 680	0,0 %
République arabe syrienne	530	0,1 %	80	0,1 %	1 200	0,1 %	54 200	0,1 %
Tunisie	34 960	5,1 %	4 800	4,9 %	62 250	4,7 %	2 593 310	4,5 %
Turquie	15 970	2,3 %	2 330	2,4 %	33 140	2,5 %	1 444 690	2,5 %

Source : REMPEC (2019)

Figure 115. a) Évolution temporelle : des émissions de NO_x par les navires déterminées par l’OMI pour la mer Méditerranée (croix rouges) ; du volume d’importations vers l’Union européenne (ligne en pointillés (CPB 2014)) ; du nombre de navires détectés par l’altimétrie satellitaire au-dessus de la mer Méditerranée (losanges noirs) (Tournadre 2014) ; et du nombre de navires traversant le canal de Suez par an (astérisques orange) (Suez Canal Authority 2014). (b) Facteur moyen d’émissions de NO_x provenant des navires, indiqué par les carrés verts ; la vitesse moyenne des navires en mer Méditerranée (équation (2)) est indiquée par les triangles bleu foncé. Toutes les données des deux graphiques ont été indexées par rapport à l’année 2005.



3.4.3. Impacts environnementaux

Les émissions provenant des navires ont des impacts à l’échelle globale et à l’échelle locale. Les premiers concernent essentiellement les émissions pendant la navigation même. Le principal impact environnemental des émissions des navires au niveau global est représenté par la contribution aux émissions de polluants responsables du changement climatique. Les répercussions en termes de forçage climatique des émissions imputables aux navires sont liées aux produits dérivés du fuel-oil lourd et, dans une moindre mesure, à la combustion du diesel à usage maritime (MDO). Ces sous-produits sont : le dioxyde de carbone (CO₂) qui a un impact direct, global et durable sur le forçage climatique, le carbone suie (CS) qui

a également un impact direct, mais légèrement moindre et plus limité au niveau régional que le CO₂. L’impact du carbone suie sur le réchauffement est essentiellement lié aux dépôts en surface et à l’absorption de chaleur dans les zones recouvertes de neige et de glace (c.-à-d. les pôles et les glaciers de haute altitude). Les oxydes d’azote (NO_x) sont formés par la combustion à haute température dans les moteurs des navires et jouent le rôle de précurseurs d’ozone troposphérique (O₃), lui-même un puissant gaz à effet de serre. Dans certaines conditions toutefois, les émissions de NO_x peuvent entraîner une destruction de méthane (CH₄) plus importante, et ainsi contribuer à un réchauffement atmosphérique réduit. Le dioxyde de soufre (SO₂) est transformé en sulfate (SO₄) dans l’atmosphère, qui semblerait avoir un net effet refroidissant sur le climat. Le monoxyde de carbone (CO) est un précurseur

d'ozone troposphérique et de méthane. Parmi ces émissions, le CO₂ est celui qui, de loin, a le plus fort impact à long terme. Le reste de ce chapitre sera donc consacré à ce gaz à effet de serre, même si, comme l'indique l'encadré 1, l'impact climatique des autres dérivés de HFO et MDO ne peut être ignoré.

Au niveau local, les émissions provenant des navires dans les ports ne représentent qu'une petite part des émissions globales associées au transport maritime (Dalsøren *et al.* 2008). Elles peuvent néanmoins avoir un effet environnemental important sur les régions côtières, qui ont souvent des ports à proximité de centres urbains et industriels. C'est particulièrement vrai en Méditerranée. Un grand nombre d'études ont cherché à évaluer les émissions provenant des navires dans les ports (Saxe et Larsen 2004 ; Battistelli *et al.* 2012 ; Saraçoglu *et al.* 2013 ; Fan *et al.* 2016 ; Merico *et al.* 2017 ; Nunes *et al.* 2019 ; Sorte *et al.* 2019 ; Chen *et al.* 2018).

À Brindisi (Italie), par exemple, grande ville portuaire de l'Adriatique, la caractérisation des sources de pollution pour les PM_{2.5} a été analysée (Cesari *et al.* 2014). Les contributions de huit sources ont été estimées : particules crustales (16,4 ± 0,9 % de PM_{2.5}), sédiments marins âgés (2,6 ± 0,5 %), carbonates crustaux (7,7 ± 0,3 %), sulfate d'ammonium (27,3 ± 0,8 %), feux de combustion de biomasse (11,7 ± 0,7 %), trafic (16,4 ± 1,7 %), activité industrielle (0,4 ± 0,3 %) et une source mixte de combustion d'hydrocarbures/industrielle, y compris les émissions des navires dans les ports (15,3 ± 1,3 %). Il n'a pas été possible de dissocier la contribution des émissions provenant des navires dans les ports des rejets industriels. Mais la corrélation entre la contribution estimée et la météorologie a révélé un caractère directionnel avec une hausse de la contribution de la combustion d'hydrocarbures et des sulfates dans la direction des ports par rapport à la direction de la zone urbaine et une augmentation du ratio V/Ni.

Les travaux de Merico *et al.* (2017) ont évalué l'impact des polluants gazeux et particulaires présents dans les émissions des navires dans quatre villes portuaires de la région Adriatique-Ionienne : Brindisi et Venise (Italie), Patras (Grèce) et Rijeka (Croatie). La contribution aux concentrations totales de HAP (gaz plus particules) était de 82 % à Venise et de 56 % à Brindisi, avec une répartition différente entre les gaz et les particules, conséquence probable des conditions météorologiques différentes dans les deux zones. Les impacts sur les PM_{2.5} variaient entre 0,5 % (Rijeka) et 7,4 % (Brindisi), ceux sur les PM₁₀ étaient de l'ordre de 0,3 % (Rijeka) et 5,8 % (Brindisi). La concentration du nombre de particules contribuait à hauteur de 6 % (Venise) et 23 % (Brindisi), équivalent donc à un impact 2 à 4 fois supérieur à celui sur les concentrations en termes de masse. Il en ressort que la concentration en nombre de particules, alors qu'elle n'est pas incluse dans les normes de qualité de l'air européennes, pourrait être un étalon de mesure plus adapté pour examiner l'impact de cette source spécifique. La navigation

maritime avait un impact nettement plus important sur les polluants gazeux (NO_x et SO₂) en termes de PM_{2.5} ou de PM₁₀. Les tendances interannuelles des impacts sur les concentrations de matières particulaires et sur les HAP étaient évidentes sur certains sites (Figure 116). Les impacts sur la concentration en PM présentaient une tendance à la baisse sur Venise et Rijeka, même lorsque le trafic maritime a augmenté. Cela s'explique probablement par la baisse de la contribution clé aux concentrations en masse de particules induite par l'application de la législation européenne relative à l'utilisation de combustibles à faible teneur en soufre. En revanche, l'effet n'était pas observé sur d'autres polluants comme les concentrations en HAP. À Brindisi, les mesures ont été faites après l'entrée en vigueur de la législation européenne et cette baisse n'a pas été constatée.

À Barcelone, l'étude de Pérez *et al.* 2016 a montré qu'environ 50-55 % des PM₁₀ et PM_{2.5} mesurées au niveau du port avaient pour origine les activités portuaires : matières minérales émises par la poussière des routes et les travaux de construction d'une nouvelle zone portuaire ; trafic routier et combustion de fuel-oil. La contribution estimée des émissions portuaires au fond urbain atteignait 9-12 % pour les PM₁₀ et 11-15 % pour les PM_{2.5}, et est liée aux émissions primaires de la combustion de fuel-oil, mais également à la formation d'aérosols secondaires. Les résultats ont démontré la prévalence des émissions de la navigation maritime à Barcelone par rapport aux processus globaux de combustion de fuel-oil. La contribution de la combustion de fuel-oil était plus élevée dans le port que dans la zone urbaine (2,9 vs. 1,0 µg/m³ pour les PM₁₀), reflétant les émissions directes de la navigation maritime dans la zone portuaire, même si la différence n'est pas si importante si on tient compte du fait que le port est une zone d'émissions et que la ville de Barcelone se déploie tout autour de cette zone.

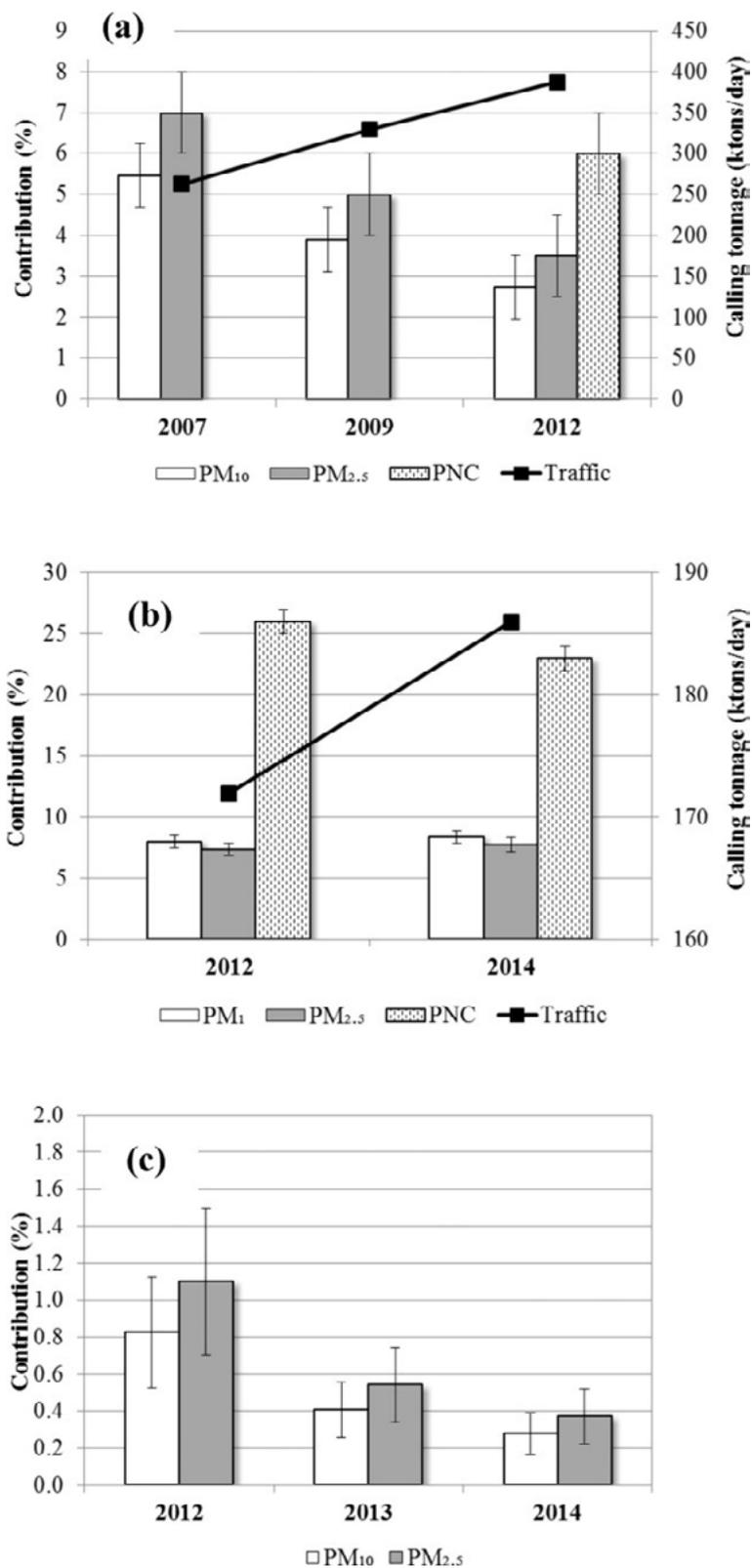
Certaines études traitent spécifiquement des émissions provenant des navires de croisière et des impacts sur la qualité de l'air des villes portuaires. Par exemple, dans les ports grecs (Papaefthimiou *et al.* 2016), la prévalence des NO_x a été observée (2 487,9 tonnes), en termes d'inventaire total dans le port, devant les SO₂ et PM_{2.5} (995,3 et 121,3 tonnes respectivement), tandis que les émissions totales de gaz à effet de serre (GES) s'élevaient à 124 767,8 tonnes d'eq-CO₂ (CO₂, N₂O et CH₄). Les émissions durant les escales correspondaient à 89,2 % du total, dépassant largement les émissions pendant les activités de manœuvre des navires (10,8 % du total).

Une étude réalisée dans le port de Naples (Murena *et al.* 2018) a mis en lumière que les émissions provenant des navires de croisière étaient particulièrement importantes au regard des valeurs de pointe. Si l'on considère les concentrations de pointe sur 1 h, la contribution des navires de croisière à la pollution peut atteindre 86,2 %, mais se situe en moyenne à 5,18 % durant la haute saison (juin-sept.) et à 3,65 % sur l'année solaire.

Non seulement la concentration atmosphérique de polluants est affectée par les émissions des navires, mais aussi par les dépôts de composés azotés et soufrés dont on a démontré qu'ils augmentaient de manière significative le long des voies de navigation en Méditerranée

occidentale (Aksoyoglu *et al.* 2016). Les dépôts d'azote oxydé (essentiellement de HNO_3) sont estimés supérieurs en raison du trafic maritime. Les dépôts secs de SO_2 semblent également significatifs sur les voies de navigation.

Figure 116. Tendances des contributions du transport maritime sur les concentrations de $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} et CNP, avec indication du trafic maritime (en ktonnes/jour de tonnage brut des navires) à Venise (a), Brindisi (b) et Rijeka (c).



Source : Merico *et al.* (2017)

3.4.4. Impacts sur la santé humaine

La littérature décrit les impacts sur la santé de l'exposition aux matières particulaires atmosphériques, y compris celles émises par les navires. La navigation maritime ressort comme la troisième des six catégories de sources d'émissions de pollution atmosphérique majeures (sur un total de 16) présentant un risque émergent pour la santé, après le transport routier, le chauffage domestique et la climatisation (Héroux *et al.* 2015). Les émissions dues à la combustion d'hydrocarbures/navigation contribuent à hauteur de 1-10 % de la masse de PM10 (jusqu'à 19 % pour les sources de combustion d'hydrocarbures) et 2-17 % de la masse de PM2.5 (jusqu'à 20 % pour la combustion d'hydrocarbures) dans les villes côtières de Méditerranée.

Une étude récente (Viana *et al.* 2020) a estimé les impacts imputables aux PM2.5 sous la forme d'une mortalité prématurée et d'hospitalisations pour pathologies cardiovasculaires et respiratoires dues à une exposition prolongée aux émissions provenant des navires. Une évaluation de l'impact sur la santé (EIS) a été réalisée dans 8 villes côtières méditerranéennes, à partir de conditions de référence prises dans la littérature et d'une étude de cas représentant les règles de l'Annexe VI MARPOL imposant l'utilisation de carburants plus propres à l'horizon 2020. L'exposition prolongée aux PM2.5 émises par les navires était responsable de 430 (95 % de l'IC : 220–650) morts prématurées par an dans les 8 villes, selon la répartition suivante : Barcelone et Athènes pour > 100 morts prématurées par an d'une part, et Nicosie, Brindisi, Gênes, Venise, Msida et Melilla avec des dizaines de morts prématurées/an d'autre part. Selon les auteurs, les normes plus strictes valables à compter de 2020 devraient faire baisser le nombre de morts prématurées imputables aux PM2.5 de 15 % en moyenne. Cette étude a offert une évaluation comparative du poids sur la santé des émissions provenant des navires dans les villes côtières de Méditerranée. Cette analyse pourrait servir d'aide dans les décisions d'urbanisme ciblant particulièrement les zones portuaires et dans la perspective de la réduction de la teneur en soufre des combustibles marins prévue avec l'application de l'Annexe VI MARPOL en 2020.

Aspects du sexe et de l'âge

Plusieurs études sur l'exposition au dioxyde de soufre et autres matières particulaires montrent des effets différenciés sur les hommes, femmes et enfants.

Par exemple, les conclusions de Kim *et al.* (2019) suggèrent que les effets négatifs de la pollution de l'air extérieur (PM10, PM2.5-10 et NO2) sur les fonctions cognitives semblaient être plus élevés chez la femme que chez l'homme. Une autre étude (Zhang *et al.* 2018) mettait en évidence qu'une exposition à long terme aux matières particulaires, dioxyde de soufre et dioxyde d'azote entraînait un déclin

cognitif chez les participants à l'étude pour les plus âgés, avec des effets en particulier chez les hommes ayant un niveau d'instruction moindre, qui présentaient des troubles du langage et une dyscalculie.

Il est essentiel de mettre en lumière ces différences pour encourager une recherche ultérieure portant sur les résultats distincts et particuliers de la pollution marine sur la santé et la mortalité, et qui pourrait permettre de mener à des solutions réactives en lien avec le sexe et l'âge dans ce contexte très particulier.

3.4.5. Mesures

Mesures mondiales

Le principal cadre réglementaire international définissant les prescriptions visant à contrôler les émissions provenant des navires est posé par l'Annexe VI de MARPOL. Cette Annexe VI, adoptée en 1997, limite les principaux polluants atmosphériques présents dans les gaz d'échappement des navires, notamment les oxydes de soufre (SOx) et oxydes d'azote (NOx), et interdit les émissions délibérées de substances appauvrissant la couche d'ozone (SACO). L'Annexe VI de MARPOL réglemente également l'incinération à bord des navires et les émissions de composés organiques volatiles (COV) des navires-citernes.

L'Annexe VI prévoit une limite globale de 4,5 % m/m de teneur en soufre pour le fuel-oil et appelle l'OMI à contrôler la teneur en soufre moyenne des combustibles à l'échelle mondiale.

L'Annexe VI contient également des dispositions autorisant la désignation de zones spéciales de contrôle des émissions de SOx (SECA) avec des contrôles plus stricts sur les émissions de soufre. Dans ces zones, la teneur en soufre du fuel-oil utilisé à bord des navires ne doit pas dépasser 1,5 % m/m. À défaut, les navires doivent installer un système d'épuration des gaz d'échappement ou utiliser une autre méthode technologique pour limiter les émissions de SOx. La zone de la mer Baltique a été désignée comme zone de contrôle des émissions de SOx dans le Protocole. La mer du Nord a été adoptée comme zone de contrôle des émissions de SOx en juillet 2005.

L'Annexe VI interdit les émissions délibérées de substances appauvrissant la couche d'ozone, notamment les hydrocarbures halogénés et chlorofluorocarbones (CFC). Les nouvelles installations contenant des substances appauvrissant la couche d'ozone sont interdites sur l'ensemble des navires. Toutefois, les nouvelles installations contenant des hydro-chlorofluorocarbones (HCFC) ont été autorisées jusqu'au 1^{er} janvier 2020.

Enfin, l'Annexe VI définit également des limites sur les émissions d'oxydes d'azote (NOx) par les moteurs diesel.

La Conférence, par la Résolution 2, a adopté un Code technique sur les NOx à caractère obligatoire qui définit les modalités. L'Annexe interdit également l'incinération à bord des navires de certains produits, comme les matériaux d'emballage contaminés et les polychlorobiphényles (PCB).

Suite à l'entrée en vigueur de l'Annexe VI de MARPOL, le Comité de la protection du milieu marin (MEPC) a convenu de réviser cette Annexe VI de MARPOL dans le but de renforcer de manière significative les limites d'émissions au regard des améliorations technologiques et de l'expérience acquise depuis la mise en œuvre. Le MEPC 58 (octobre 2008) a adopté l'Annexe VI de MARPOL révisée et le Code technique sur les NOx associé de 2008, entrés en vigueur le 1^{er} juillet 2010. Les principales évolutions dans l'Annexe VI de MARPOL sont une réduction progressive des émissions de SOx, de NOx et de matières particulaires au niveau mondial, ainsi que l'introduction de zones de contrôle des émissions (ECA) afin de réduire de manière encore plus nette les émissions de ces polluants atmosphériques dans des zones maritimes désignées. En vertu de l'Annexe VI de MARPOL révisée, la limite globale de teneur en soufre devait passer de 3,50 % à 0,50 % au 1^{er} janvier 2020, à l'issue d'une étude de faisabilité devant être finalisée au plus tard en 2018.

Le MEPC 70 (octobre 2016) a envisagé une évaluation de la disponibilité de fuel-oil afin d'éclairer la prise de décision par les Parties à l'Annexe VI de MARPOL et a décidé que la spécification standard pour le fuel-oil (teneur limite en soufre de 0,50 %) devait entrer en vigueur au 1^{er} janvier 2020. Les limites applicables dans les ECA pour les SOx et matières particulaires ont été abaissées à 0,10 % à compter du 1^{er} janvier 2015. Des baisses progressives des émissions de NOx provenant des moteurs au diesel marin installés sur les navires ont également été incluses, avec une limite d'émissions de niveau II (Tier II) pour les moteurs installés sur les navires construits à compter du 1^{er} janvier 2011, et une limite plus stricte de niveau III (Tier III) pour les moteurs installés sur les navires construits à compter du 1^{er} janvier 2016 et navigant dans les ECA (Zone de contrôle des émissions de l'Amérique du Nord et Zone de contrôle des émissions de la mer Caraïbes des États-Unis).

L'indice nominal de rendement énergétique de l'OMI (EEDI), approuvé en juillet 2011, est la première norme de construction contraignante à l'échelle mondiale visant à lutter contre le changement climatique induit par la navigation maritime. Cet outil, entré en vigueur en 2013, s'applique à (presque) tous les navires neufs. Il impose une amélioration du rendement énergétique des navires neufs, avec des normes vouées à être de plus en plus strictes au fil du temps.

En 2018, l'OMI a adopté la Stratégie initiale de l'OMI concernant la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) provenant des navires, dont voici les axes clés (Chambre internationale de la marine marchande 2019) :

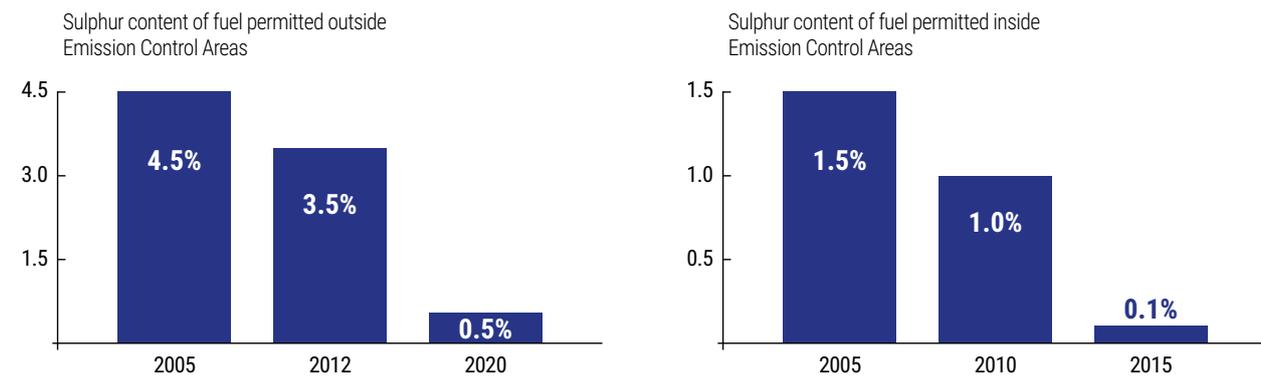
- L'intensité des émissions de carbone par les navires doit décroître grâce à la mise en place de nouvelles phases de l'indice nominal de rendement énergétique (EEDI) applicables aux navires neufs
 - Passer en revue, afin de les renforcer, les prescriptions relatives au rendement énergétique des navires en déterminant le pourcentage d'amélioration correspondant à chaque phase pour chaque type de navire, selon qu'il convient ;
- L'intensité des émissions de carbone par les transports maritimes internationaux doit décroître
 - Réduire les émissions de CO₂ par activité de transport, en moyenne pour l'ensemble des transports maritimes internationaux, d'au moins 40 % d'ici à 2030, en poursuivant l'action menée pour atteindre 70 % d'ici à 2050, par rapport à 2008 ; et
- Les émissions de GES provenant des transports maritimes internationaux doivent atteindre un point culminant, puis décroître
 - Parvenir au point culminant des émissions de GES provenant des transports maritimes internationaux aussitôt que possible et réduire le volume total d'émissions de GES annuelles d'au moins 50 % d'ici à 2050, par rapport à 2008, tout en poursuivant l'action menée en vue de leur élimination progressive, comme cela est préconisé dans la vision, ce qui marquera un jalon dans un profil d'évolution vers une réduction des émissions de CO₂ conforme aux objectifs de température de l'Accord de Paris.

Cette stratégie dresse également une liste de mesures potentielles pour des réductions supplémentaires des émissions de CO₂ qui seront étudiées par l'OMI, y compris des mesures qui peuvent être mises en œuvre avant 2023 (Chambre internationale de la marine marchande 2010).

À compter du 1^{er} janvier 2020, la limite globale de l'OMI sur la teneur en soufre est pleinement en vigueur et appliquée par les autorités mondiales de contrôle de l'état du port. Les navires opérant en dehors des zones existantes de contrôle des émissions de soufre (ECA) doivent utiliser des combustibles à faible teneur en soufre conformes. À l'exception d'une minorité de navires qui ont choisi d'utiliser du GNL ou d'installer des systèmes d'épuration des gaz d'échappement (« épurateurs »), la majorité des navires se conforment aux prescriptions en utilisant une variété de combustibles affichant une teneur en soufre de 0,5 % ou moins. Cette limite est à comparer à la teneur de 3,5 % qui a été autorisée en dehors des ECA depuis 2012 (Chambre internationale de la marine marchande 2019).

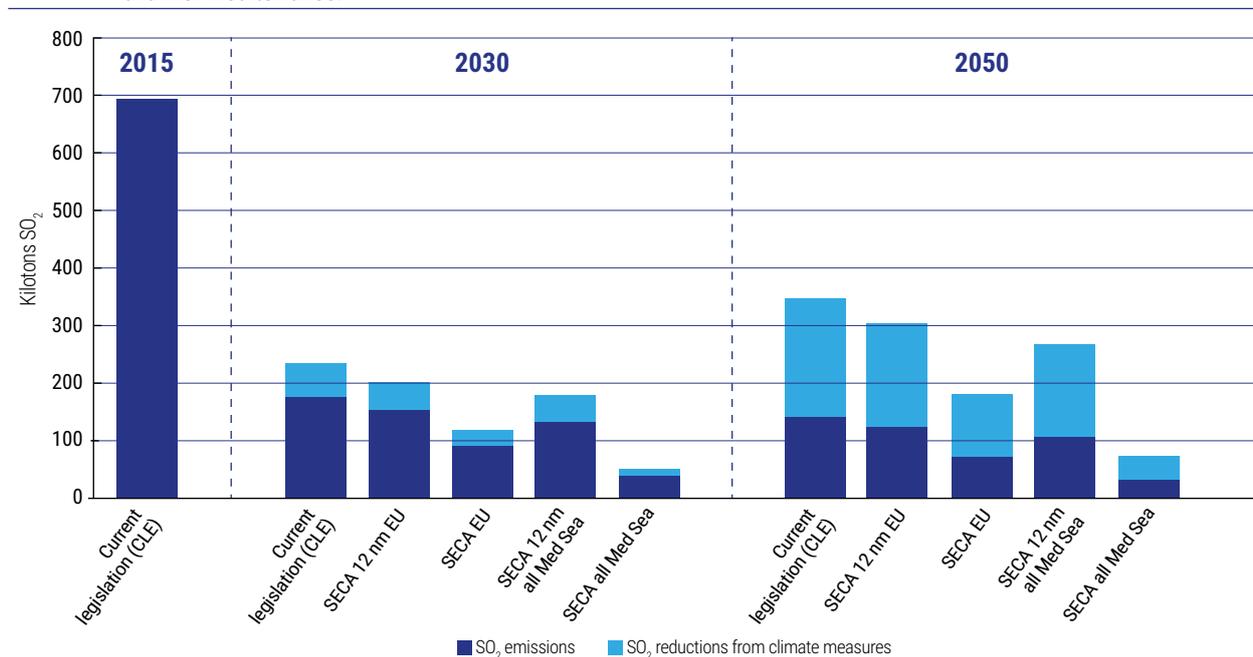
La Figure 117 synthétise les limites imposées sur la teneur en soufre du fuel-oil utilisé à bord des navires, qui ont fait l'objet d'une série de modifications au fil des ans.

Figure 117. Limite mondiale de la teneur en soufre – Accord de l’OMI visant à réduire la pollution atmosphérique provenant des navires.



Source : Chambre internationale de la marine marchande (2019)

Figure 118. Émissions de SO₂ imputables au transport maritime international dans les mers européennes, mesures appliquées à la mer Méditerranée.



Source : IIASA (2019)

Mesures de l’UE

La directive (UE) 2016/802 traite des émissions d’oxydes de soufre provenant des navires dans l’UE, concernant une réduction de la teneur en soufre de certains combustibles liquides. Elle contient les dernières limites applicables aux combustibles marins mentionnés ci-avant. La directive 1999/32/CE a été modifiée en 2005 par la directive 2005/33/CE afin de tenir compte des dispositions de l’Annexe VI de la Convention sur la pollution marine de l’OMI, MARPOL 73/78. Au titre de ces dispositions, la mer Baltique, la mer du Nord et la Manche ont été désignées comme zones ECA des SO_x, avec l’obligation correspondante de limiter à 1,5 % la teneur en soufre des combustibles utilisés dans ces zones. La législation de l’UE a été alignée en 2012 sur les nouvelles limites MARPOL

(amendement de 2008 de l’Annexe VI de la Convention MARPOL) par l’adoption de la directive 2012/33/UE. Dans les deux amendements de la directive, de 2005 et de 2012, les normes de teneur en soufre des combustibles étaient également appliquées aux navires de passagers assurant un service régulier en dehors des ECA pour les SO_x.

La Stratégie de transport maritime de 2009, le Livre blanc sur le transport de 2011, la Stratégie de 2016 pour une mobilité à faibles taux d’émissions et la Déclaration de la Valette de 2017 contribuent à la définition d’une stratégie de l’UE pour l’amélioration environnementale d’un transport maritime durable.

Depuis 2018, le Règlement de l'UE concernant la surveillance, la déclaration et la vérification des émissions de dioxyde de carbone du secteur du transport maritime (Règlement (UE) 2015/757) impose aux compagnies maritimes de surveiller leurs émissions de CO₂, leur consommation de combustible et d'autres informations utiles pendant la navigation vers et à partir des ports de l'EEE, lorsqu'elles transportent des marchandises ou des passagers à des fins commerciales.

En 2019, la Commission a présenté le Pacte vert pour l'Europe, feuille de route qui définit comment faire de l'Europe le premier continent climatiquement neutre d'ici à 2050, en dynamisant l'économie, en améliorant la santé et la qualité de vie des populations, en prenant soin de la nature et en veillant à ce qu'il n'y ait pas de laissés-pour-compte. Le Pacte vert pour l'Europe couvre tous les secteurs de l'économie, y compris le transport maritime et fluvial. Dans ce contexte, la Commission européenne étudiera l'extension du système d'échange de quotas d'émission pour couvrir le secteur maritime, ainsi que d'autres mesures possibles visant à améliorer la contribution du secteur à la lutte contre le changement climatique.

Bénéfice d'une ECA méditerranéenne de contrôle des SOx (Med SOx ECA) à l'échelle de l'UE

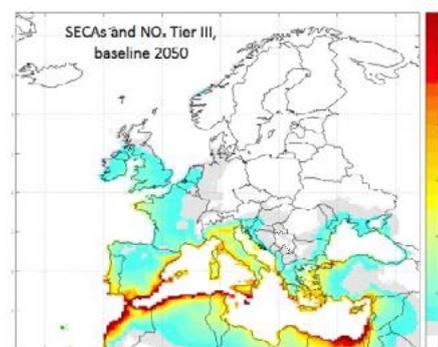
D'autres mesures de contrôle des émissions du transport maritime international pourraient améliorer la qualité de l'air pour une part importante de la population européenne étant donné qu'environ la moitié de la population de l'UE vit à moins de 50 km de la mer.

Une SECA dans la zone des 12 milles nautiques des États membres de l'UE permettrait de réduire les émissions de SO₂ d'environ 15 % par rapport à la situation de référence, et de 50 % avec une extension à la zone des 200 milles nautiques de ces mêmes États. Appliquée à l'ensemble des états côtiers méditerranéens, une SECA à 12 milles nautiques permettrait de réduire les émissions de SOx d'environ 25 % et une zone à 200 milles nautiques de 80 % (IIASA 2019).

Ces mesures permettraient également une baisse des PM2.5: une SECA dans les eaux de l'UE en mer Méditerranée pourrait réduire les concentrations de PM2.5 d'environ 0,5 µg/m³ par rapport aux niveaux de référence en 2050, et jusqu'à 1 µg/m³ pour Algeciras/ES, Valence/ES et Marsaxlokk/MT. Les normes « Tier III » pour les NOx pourraient permettre une réduction supplémentaire de 0,2 à 0,3 µg/m³ dans les villes portuaires à l'horizon 2050. Typiquement, les SECA et NECA couvrant l'ensemble de la mer Méditerranée pourraient réduire les concentrations ambiantes de PM2.5 dans les ports hors UE de 1 µg/m³ d'ici à 2050 (IIASA 2019). Les améliorations les plus notables pourraient concerner les côtes des pays méditerranéens,

en particulier la côte nord-africaine, où les concentrations de PM2.5 pourraient diminuer jusqu'à 1,2 µg/m³ en 2030 et jusqu'à 1,5 µg/m³ en 2050 (IIASA 2019).

Figure 119. Baisse des concentrations de PM2.5 dans l'air ambiant (µg/m³) en 2050 due à la mise en œuvre de SECA et des normes « Tier III » pour les NOx dans toutes les régions maritimes européennes.



Source : IIASA (2019)

ECA méditerranéenne de contrôle des SOx

Pour traiter la problématique des effets dangereux des polluants émis par les navires, en particulier des oxydes de soufre, sur la santé humaine et l'environnement en Méditerranée, la possible désignation de la mer Méditerranée comme zone de contrôle des émissions pour les oxydes de soufre (Med SOx ECA) a été étudiée par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone via les Stratégies régionales pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2005-2015 et 2016-2021).

Conformément à l'Étude technique et de faisabilité réalisée par le REMPEC (REMPEC 2019), la désignation d'une Med SOx ECA offrirait les résultats suivants :

- réduction des émissions de 78,7 % pour les SOx et de 23,7 % pour les PM2.5, par rapport à la limite de teneur en soufre fixée par l'OMI (0,5 %) ;
- possibilité d'éviter 1 000 décès prématurés et plus de 2 000 cas d'asthme infantile ;
- réduction des impacts de l'acidification sur les systèmes aquatiques par les dépôts humides et secs de sulfates de 1,16 % et 1,95 % respectivement ; les pourcentages maximum de baisse pourraient atteindre 14,23 % et 48,13 % respectivement dans certaines zones de la région ;
- diminution de la formation de brouillard améliorant la visibilité, particulièrement notable au niveau du détroit de Gibraltar et au nord du Maroc et de l'Algérie, ainsi que le long de la principale voie de navigation reliant le détroit de Gibraltar, Malte et le canal de Suez.

Le Tableau 28 indique les volumes de combustibles utilisés et les émissions prises en compte par cette étude.

Tableau 28. Résumé des consommations totales de combustibles et critères et émissions de GES pour l'année de référence 2016 et les scénarios MARPOL VI et de proposition de Med ECA.

	Inventaire actuel		
	2016	2020 Marpol VI	2020 ECA
Utilisation de combustibles	19 160	17 100	17 100
SOx	681	168	36
PM	98	48	37
NOx	1 330	1 160	1 170
CO ₂	58 070	51 700	51 880

Source : REMPEC (2019)

Cette étude a également examiné la répartition spatiale de la consommation de combustible en Méditerranée, laquelle est influencée par les mouvements de transport régionaux (Figure 120). La consommation la plus élevée est observée à l'extrémité ouest de la Méditerranée, à l'entrée du détroit de Gibraltar, dans la partie centrale du bassin méditerranéen au large de la côte nord de la Tunisie, et à l'extrémité est, à l'entrée du canal de Suez. Les schémas spatiaux de consommation de combustible ne varient pas sur les différentes années analysées.

Les limites de MARPOL VI devraient permettre de réduire les émissions de SOx d'environ 75 % par rapport

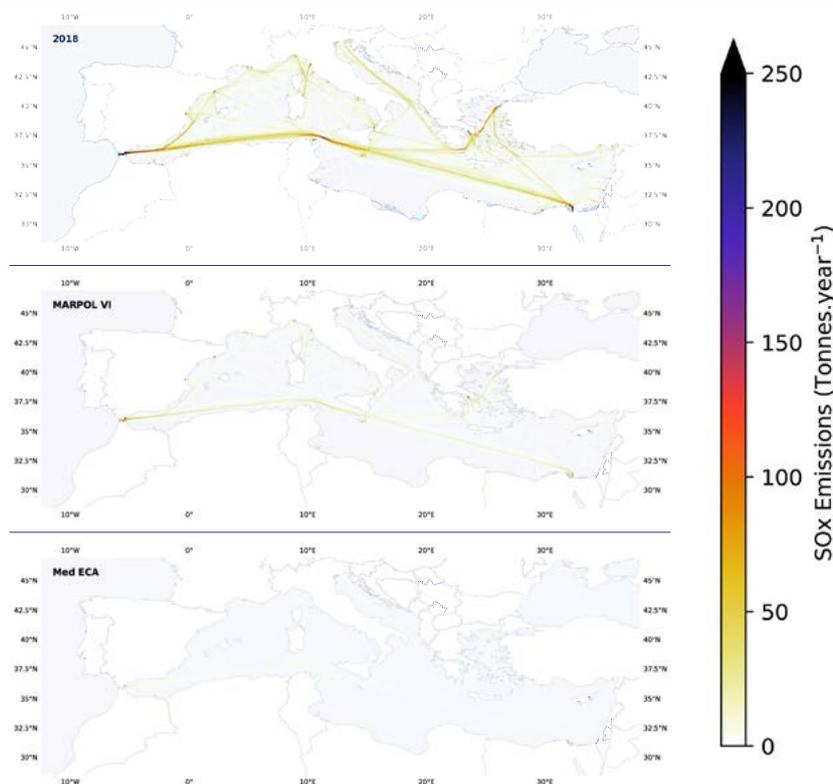
aux scénarios d'exploitation habituels utilisant des combustibles résiduaux. L'application des limites SECA permettrait d'atteindre une réduction d'environ 95 % des émissions de SOx provenant des navires par rapport à la situation actuelle. Des réductions de PM d'environ 51 % sont associées aux limites de MARPOL VI et les normes SECA permettraient de faire passer ce chiffre à environ 62 % d'émissions en moins (REMPEC 2019) (cf. le Tableau 29 et la Figure 121).

Tableau 29. Estimation des émissions de SOx et PM2.5 selon différents scénarios réglementaires et de conformité en Méditerranée.

Type de politique	SOx		PM2.5	
	Émissions	Réduction	Émissions	Réduction
Pas d'action	681 000	N/A	97 500	N/A
MARPOL VI (0,5 % S)	168 000	513 000	48 100	49 400
Proposé par MED Eca (0,1 % S)	35 800	132 200	36 700	11 400
Proposé par MED Eca (avec épurateurs)	35 800	132 200	36 700	11 400

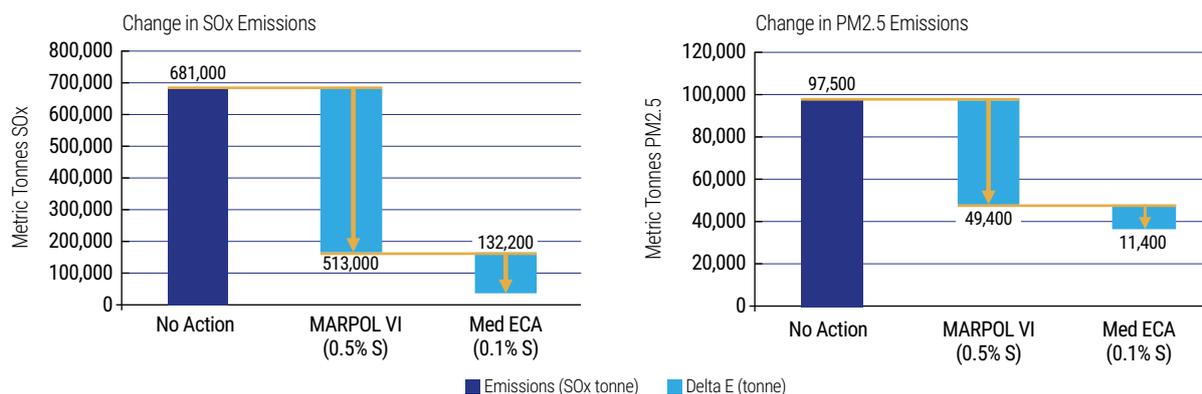
Source : REMPEC (2019)

Figure 120. Émissions de SOx pour l'année de référence 2016 et les scénarios MARPOL VI 2020 et Med ECA 2020.



Source : REMPEC (2019)

Figure 121. Évolution des émissions de SOx et PM2.5 selon différents scénarios réglementaires en Méditerranée.



Source : REMPEC (2019)

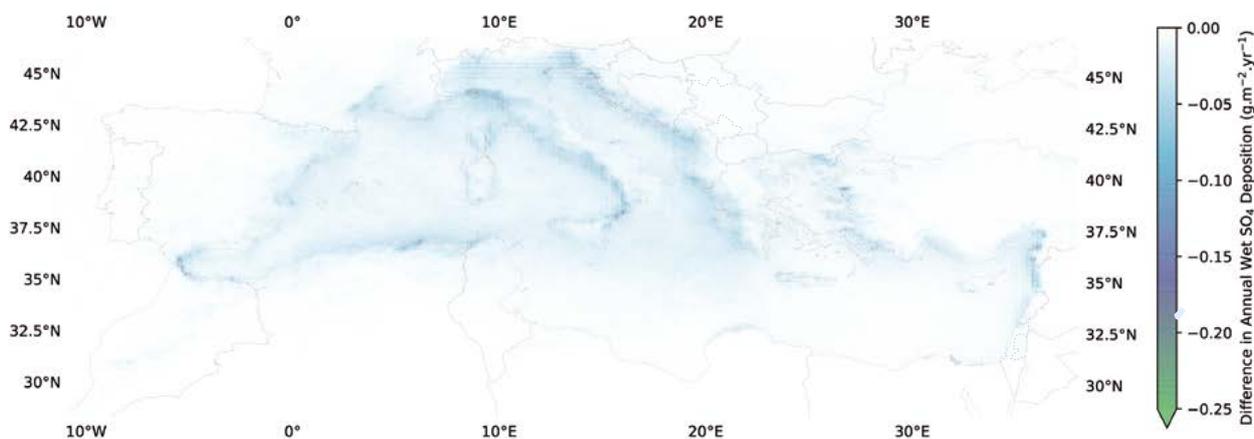
Les diminutions des dépôts de sulfate (SO_4) humides (Figure 122) et secs associées au scénario d'une Med ECA affichent des ordres de grandeur comparables aux SO_x , mais des répartitions différentes. Les diminutions des dépôts de sulfate humides sont les plus marquées à l'ouest et au nord de la Méditerranée, avec des réductions des dépôts de SO_4 observables loin dans les terres. Les réductions des dépôts de sulfate secs sont plus étroitement corrélées aux voies de navigation très fréquentées. Considérant la zone d'étude dans son ensemble, la réduction moyenne des dépôts de sulfate humides s'élève à 43,3 g.ha-1.an-1, et la réduction maximum observée est de 3 127,8 g.ha-1.an-1 (REMPEC 2019).

La réduction des émissions provenant des navires opérant en mer Méditerranée permettra de réduire les concentrations de polluants dans l'air ambiant et de limiter l'exposition aux $PM_{2.5}$ des populations des pays bordant la Méditerranée. La baisse de ces expositions a pour corollaire des bénéfices supplémentaires pour la santé, à savoir un risque réduit de mortalité prématurée par maladie

cardiovasculaire et cancer du poumon, et un risque réduit d'asthme infantile (Figure 123). Les bénéfices sanitaires résultant de l'implémentation d'une SECA sont moins importants que la mortalité et la morbidité évitées grâce à l'adoption du plafond global MARPOL VI. Cela s'explique par le fait que la réduction des émissions par le passage à des seuils de 0,5 % S à 0,1 % S est moins importante que la première étape vers les conditions SECA. Cette condition se vérifiera probablement pour toutes les propositions de SECA envisagées après la mise en œuvre de MARPOL VI en 2020.

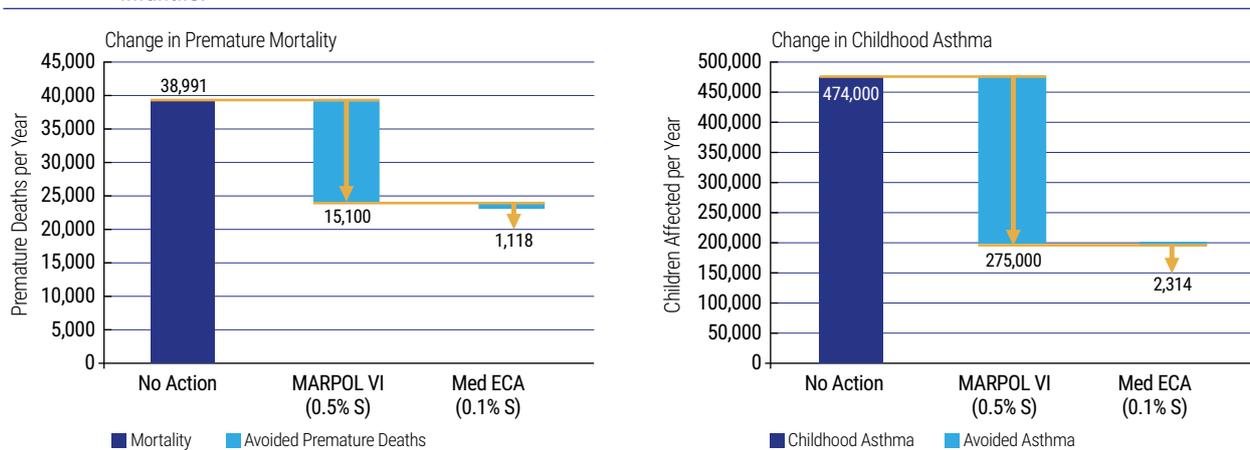
Les Parties contractantes à la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses Protocoles ont adopté, lors de leur 21^e réunion, la décision IG.24/8 relative à la Feuille de route pour une proposition de désignation éventuelle de la mer Méditerranée dans son ensemble en tant que zone de contrôle des émissions d'oxydes de soufre en vertu de l'Annexe VI de MARPOL, dans le cadre de la Convention de Barcelone, qui souligne le processus et le détail des activités qui en découlent.

Figure 122. Diminution des dépôts annuels de sulfates humides entre les scénarios MARPOL VI et Med ECA.



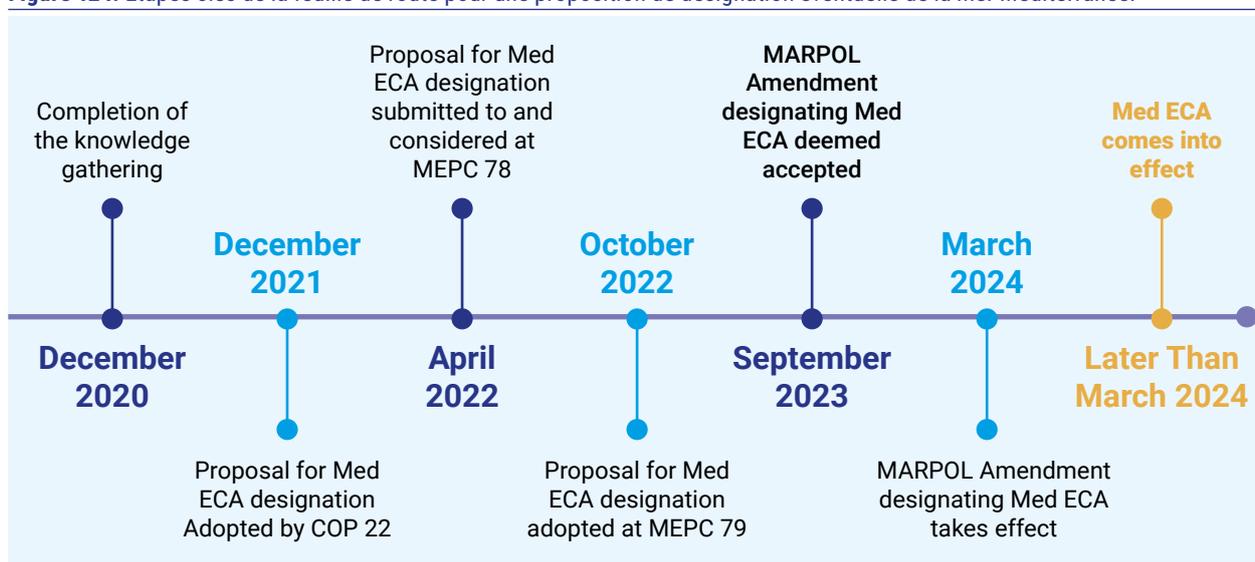
Source : REMPEC (2019)

Figure 123. Évolution de la mortalité par cancer du poumon et maladies cardiovasculaires et de la morbidité due à l’asthme infantile.



Source : REMPEC (2019)

Figure 124. Étapes clés de la feuille de route pour une proposition de désignation éventuelle de la mer Méditerranée.



3.4.6. Références

Battistelli, L., Coppola, T., Fantauzzi, M., Quaranta, F. (2012). The Environmental Impact of Cruise Ships in the Port of Naples: Analysis of the Pollution Level and Possible Solutions. MT 2012-Barcelona, 27-28-29 June 2012.

Cesari, D., Genga, A., Ielpo, P., Siciliano, M., Mascolo, G., Grasso, F.M., Contini D. (2014). Source apportionment of PM2.5 in the harbour–industrial area of Brindisi (Italy): Identification and estimation of the contribution of in-port ship emissions. Science of The Total Environment 497–498: 392-400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.007>.

Chen, D., Zhao, N., Lang, J., Zhou, Y., Wang, X., Li, Y. et al. (2018). Contribution of ship emissions to the concentration of PM2.5: a comprehensive study using AIS data and WRF/Chem model in Bohai Rim Region. Sci Total Environ 610-611:1476-1486. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.07.255.

Cooper, D.A. (2003). Exhaust emissions from ships at berth. Atmospheric Environment, 37: 3817-3830.

- Coppola, L.T., Fantauzzi, M., Quaranta, F. (2012). The Environmental Impact of Cruise Ships in the Port of Naples: Analysis of the Pollution Level and Possible Solutions. MT 2012-Barcelona, 27-28-29 June 2012.
- Corbett, J.J., Köhler, H.W. (2003). Updated emissions from ocean shipping. *Journal of Geophysical Research*, 108 doi:10.1029/2003JD003751.
- Corbett, J.J., Fischbeck, P.S. (1997). Emissions from ships. *Science*, 278 (5339): 823-824.
- Crist, P. (2009). Greenhouse gas emissions reduction potential from international shipping (No. 2009-11). OECD/ITF joint transport research centre discussion paper. Retrieved from: <http://hdl.handle.net/10419/68758> Google Scholar.
- Cristea, A., Hummels, D., Puzello, L., Avetisyan, M. (2013). Trade and the greenhouse gas emissions from international freight transport *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 153-173.
- Dalsoren, S. et al. (2008). Update on emissions and environmental impacts from the international fleet of ships; the contribution from major ship types and ports". *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 8, 18323-18384.
- EEA (2020). The European environment - state and outlook 2020. Available at: <https://www.eea.europa.eu/publications/soer-2020>.
- Endresen, Ø., Sørsgård, E., Behrens, H.L., Brett, P.O., Isaksen, I.S.A. (2007). A historical reconstruction of ships fuel consumption and emissions. *Journal of Geophysical Research*, 112: D12301. doi:10.1029/2006JD007630.
- Endresen, Ø., Sørsgård, E., Sundet, J.K., Dalsøren, S.B., Isaksen, I.S.A., Berglen, T.F., Gravir, G. (2003). Emission from international sea transportation and environmental impact. *Journal of Geophysical Research*, 10: 4560 doi:10.1029/2002JD002898.
- Endresen, Ø., Bakke, J., Sørsgård, E., Berglen, T.F., Holmvang, P. (2005). Improved modelling of ship SO₂ emissions – a fuel-based approach. *Atmospheric Environment*, 39: 3621-3628.
- Eyring, V., Köhler, H.W., van Aardenne, J., Lauer, A. (2005a). Emissions from international shipping: 1. The last 50 years. *J. Geophys. Res.*, 110: D17305 doi:10.1029/2004JD005619.
- Eyring, V., Isaksen, I.S.A., Berntsen, T., Collins, W.J., Corbett, J.J., Endresen, O., Grainger, R.G., Moldanova, J., Schlager, H., Stevenson, D.S. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Shipping. *Atmos. Environ.*, 44: 4735-4771.
- Fan, Q., Zhang, Y., Ma, W., Ma, H., Feng, J., Yu, Q., Yang, X., Ng, S.K.W., Fu, Q., Chen, L. (2016). Spatial and seasonal dynamics of ship emissions over the Yangtze River delta and the East China Sea and their potential environmental influence. *Environ. Sci. Technol.*, 50: 1322-1329.
- Folkert Boersma, K. et al. (2015). *Environ. Res. Lett.* 10 074007. doi.org/10.1088/1748-9326/10/7/074007.
- Hellenic Shipping News Worldwide (2018). IMO 2020: Mayhem or opportunity for the refining and marine sectors? 6 September.
- Héroux, M.E., Anderson, H.R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., Hurley, F., Katsouyanni, K., Krewski, D., Krzyzanowski, M., Künzli, N., Mills, I., Querol, X., Ostro, I., Walton, H. (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *Int. J. Public Health*, 60: 619-627.
- Hyunmin, K., Juhwan, N., Young, N., Sung Soo, P., Sang-Baek, K., Changsoo, K. (2019). Gender Difference in the Effects of Outdoor Air Pollution on Cognitive Function Among Elderly in Korea. *Frontiers in Public Health* 7 : 375. www.frontiersin.org/article/10.3389/fpubh.2019.00375.
- IFAW (2013). Chronic oil pollution in Europe. Available at: <https://noOilcanarias.files.wordpress.com/2013/05/chronic-oil-pollution-in-eu.pdf> consulted on 28/07/2020.
- IIASA (2019). The potential for cost-effective air emission reductions from international shipping through designation of further Emission Control Areas in EU waters with focus on the Mediterranean Sea. Final report.
- Impact of harbour emissions on ambient PM₁₀ and PM_{2.5} in Barcelona (Spain): Evidences of secondary aerosol formation within the urban area (2016). *Science of The Total Environment* 571: 237-250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.025>.
- International Chamber of Shipping (2019). Annual review 2019.
- Jalkanen, J.P., Johansson, L., Kukkonen, J., Brink, A., Kalli, J., Stipa, T. (2012). Extension of an assessment model of ship traffic exhaust emissions for particulate matter and carbon monoxide. *Atmos. Chem. Phys.*, 1: 2641-2659.
- Marmer, E., Langmann, B. (2005). Impact of ship emissions on Mediterranean summertime pollution and climate: a regional model study. *Atmospheric Environment*, 39: 4659-4669.

- McKinsey and Company (2018). IMO 2020 and the outlook for marine fuels. September.
- Merico, E., Gambaro, A., Argiriou, A., Alebic-Juretic, A. et al. (2017). Atmospheric impact of ship traffic in four Adriatic-Ionian port-cities: comparison and harmonization of different Approaches. *Transport. Res. Part D*, 50: 431-445.
- Monteiro, A., Russo, M., Gama, C., Borrego, C. (2018). How important are maritime emissions for the air quality: At European and national scale. *Environ. Pollut.*, 242 (2018), pp. 565-575.
- Murena, F., Mocerino, L., Quaranta, F., Toscano, D. (2018). Impact on air quality of cruise ship emissions in Naples, Italy. *Atmospheric Environment* 187: 70-83. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.056>.
- Nunes, R.A.O., Alvim-Ferraz, M.C.M., Martins, F.G., Sousa S.I.V. (2019). Environmental and social valuation of shipping emissions on four ports of Portugal. *Journal of Environmental Management* 235: 62-69. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.039>.
- Papaefthimiou, S., Maragkogiannim, A. & Andriosopoulos, K. (2016). Evaluation of cruise ship emissions in the Mediterranean basin: The case of Greek ports. *International Journal of Sustainable Transportation* 10 (10).
- REMPEC (2019). Technical and feasibility study to examine the possibility of designating the Mediterranean Sea, or parts thereof, as SOx ECA(s) under MARPOL Annex VI.
- Saraçoğlu, H., Deniz, C., Kjiç, A. (2013). An investigation on the effects of ship sourced emissions in Izmir port, Turkey. *Sci. World J.*, 2013, p. 8 218324.
- Saxe, H., Larsen, T. (2004). Air pollution from ships in three Danish ports *Atmospheric Environment* 38 2004, pp. 4057-4067.
- Saxe, H., Larsen, T. (2020). Air pollution from ships in three Danish ports. *Atmospheric Environment*, 38:4057-4067.
- Smith, T., Jalkanen, W.P., Anderson, J.P., Corbett, B.A., et al. (2014). Third IMO GHG study (2014). London, UK: International Maritime Organization (IMO).
- Sorte, S., Arunachalam, S., Naess, B., Seppanen, C., et al. (2019). Assessment of source contribution to air quality in an urban area close to a harbour: Case-study in Porto, Portugal. *Science of The Total Environment* 662: 347-360. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.185>.
- Viana, M., Rizza, V., Tobías, A., Carr, E., Corbett, J., Sofiev, M., Karanasiou, A., Buonanno, G., Fann, N. (2020). Estimated health impacts from maritime transport in the Mediterranean region and benefits from the use of cleaner fuels. *Environment International*, 138.
- Winkel, R., Weddige, U., Johnson, D., Hoen, V., & Papaefthimiou, S. (2015). Shore side electricity in Europe: Potential and environmental benefits. *Energy Policy*. doi: 10.1016/j.enpol.2015.07.013.
- Xin Zhang, Xi Chenb, and Xiaobo Zhangd (2018). The impact of exposure to air pollution on cognitive performance. *PNAS* 115 (37).

3.5. ESPÈCES NON-INDIGÈNES

3.5.1. Présentation

Avec l'augmentation constante de la population humaine et la mobilité des biens et personnes ayant atteint une intensité inédite au niveau mondial, la propagation des espèces non-indigènes (ENI) a connu une accélération au cours de la dernière décennie (Seebens *et al.* 2017). Par conséquent, la propagation des ENI est désormais un sujet d'actualité à l'échelle mondiale (Dawson *et al.* 2017), et les « invasions biologiques » font l'objet de recherches dans de nombreuses disciplines, notamment en économie, en écologie, en préservation et en sécurité alimentaire. Plus particulièrement, la Méditerranée est une des mers les plus touchées par les ENI en termes de taux d'introduction, de nombre de taxons enregistrés et de durée de permanence (Galil 2008 ; Zenetos *et al.* 2012 ; Nunes *et al.* 2014 ; Marchini *et al.* 2015). La biodiversité méditerranéenne est effectivement assez riche en ENI appartenant à différents groupes, tels que les macrophytes, les poissons, les mollusques, les polychètes, les bryozoaires et les crustacés (Harmelin *et al.* 2016 ; Zenetos *et al.* 2017).

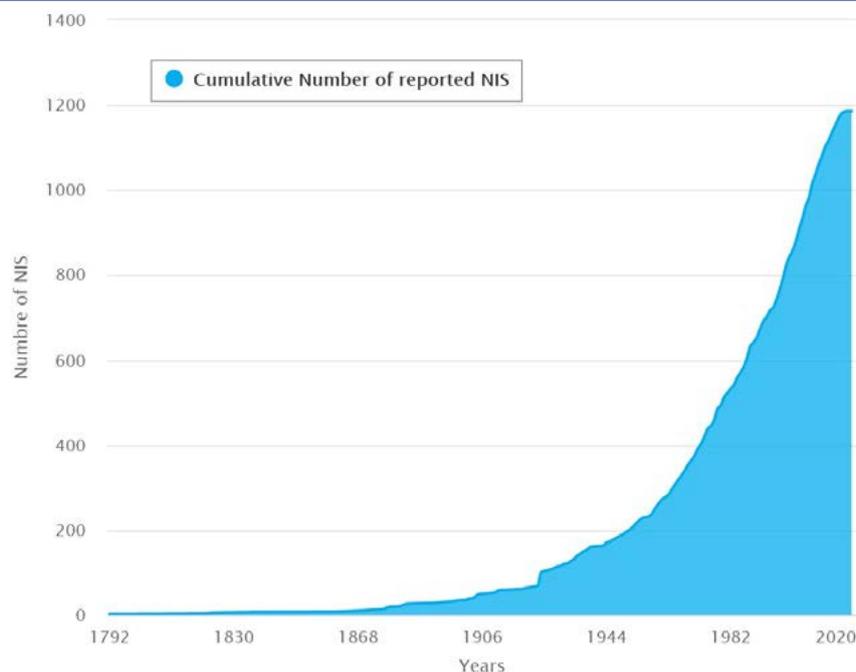
Au cours de ces deux dernières décennies, des changements dans la biodiversité marine en Méditerranée liés à l'introduction d'ENI ont été rapportés. Ils sont la conséquence d'un trafic maritime intense (Petrocelli *et al.* 2019 ; Sardain *et al.* 2019), de l'existence de couloirs (Galil 2006 ; Galil *et al.* 2017) et des activités d'aquaculture (Savini *et al.* 2010). Au cours de la dernière décennie, les données indiquent que la diversité des espèces d'organismes marins

dans la mer Méditerranée a atteint ~17 000 taxons, parmi lesquels quelque 820 taxons peuvent être considérés comme des ENI (Maninno *et al.* 2018). Selon le PNUE/PAM (CAR/ASP - MAMIAS 2020), ce chiffre atteint 1 200 taxons si l'on considère les introductions cumulées depuis la fin du 18^e siècle (Figure 125). Les ENI incluent des espèces marines parmi tous les taxons, du phytoplancton aux poissons, avec les espèces zoobenthiques représentant le plus fort pourcentage (43,2 %), suivies par les poissons de fond (14,4 %) et les plantes benthiques (11,9 %) (Figure 126). Ces chiffres relatifs aux ENI présentes dans le bassin méditerranéen évoluent en permanence car les listes de contrôle des ENI sont régulièrement modifiées du fait des similarités morphologiques, et par conséquent de l'identification erronée des taxons, ou de données historiques insuffisantes, et du fait des données issues des nouvelles analyses moléculaires à haut rendement et de nouvelles études phylogénétiques.

Le transport maritime est considéré comme étant la principale voie d'introduction des espèces non-indigènes (ENI) à travers le monde, en transportant les organismes et propagules principalement dans les eaux de ballast ou l'encrassement des coques de navires (Carlton 1985 ; Hewitt *et al.* 2009 ; Galil *et al.* 2014 ; Bailey 2015).

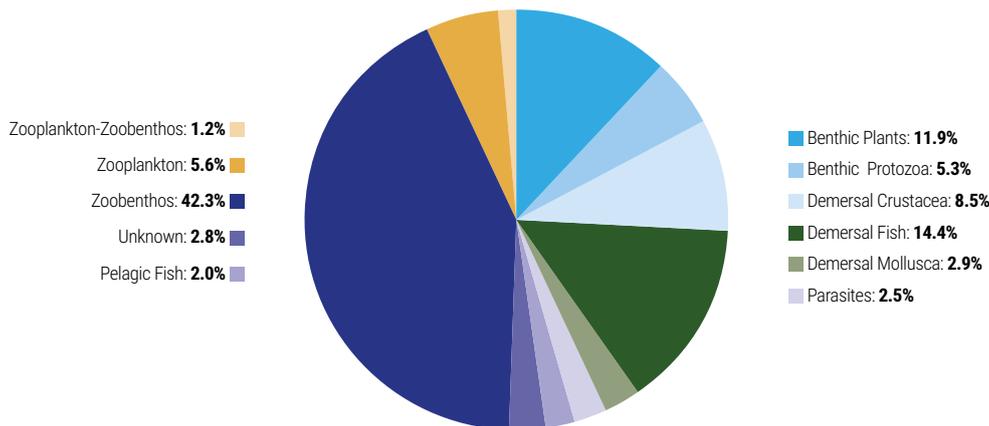
Il est estimé que les couloirs représentent le principal vecteur pour l'introduction d'ENI en Méditerranée (33,7 %), devant les vecteurs associés au transport maritime (encrassement 17 % ; eaux de ballast 6 % ; autres vecteurs liés au transport maritime en général 6 %).

Figure 125. Nombre cumulé de nouvelles espèces non-indigènes (ENI) marines recensées (1792-2020).



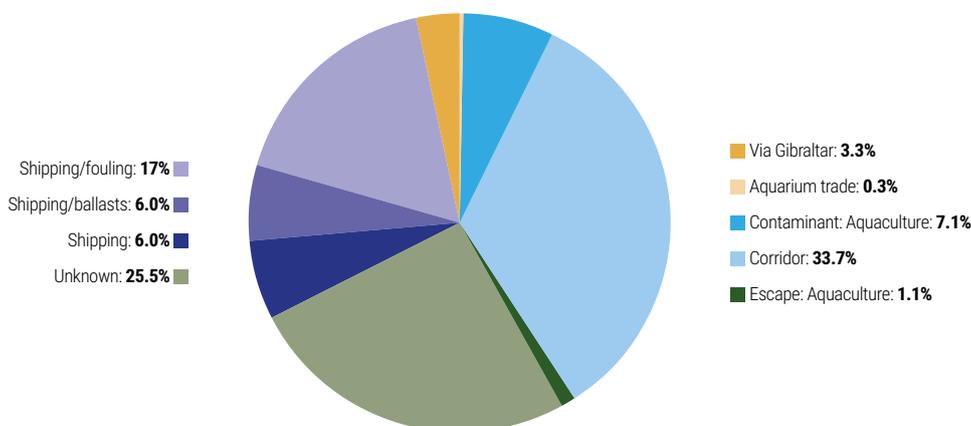
Source : MAMIAS

Figure 126. Répartition des espèces non-indigènes (ENI) par groupes écofonctionnels (2020).



Source : MAMIAS

Figure 127. Nombre d'espèces non-indigènes (ENI) par voie d'introduction/vecteur (2020).



Source : MAMIAS

Les navires de transport, avec les eaux de ballast, les citernes à ballast, le mouillage et l'encrassement, sont collectivement considérés comme un vecteur d'introduction. Les eaux de ballast des navires posent particulièrement problème du fait des grandes quantités d'eaux de ballast provenant de différents environnements marins à travers le monde déchargées dans les ports méditerranéens. La gestion des sédiments de ballast est également problématique car ils constituent un substrat pour une variété d'espèces marines, notamment les dinoflagellés (PNUE/PAM 2012).

En tenant compte des mouvements des navires de charge et des conditions environnementales des ports et de la biogéographie, Seebens *et al.* (2013) a estimé le risque d'invasion en Méditerranée comme étant élevé. Les ports sont également des sites importants en termes de probabilité d'invasion. Outre les grands ports accueillant des navires transocéaniques, bon nombre de ports de plus petite taille et de marinas servent de plate-forme locale de transport. Dans les ports et marinas, les structures artificielles comme les docks et pontons flottants offrent des habitats adéquats pour des espèces opportunistes provenant de l'encrassement, et donc facilitent et accélèrent le processus d'introduction primaire connu pour les ENI (Darbyson *et al.* 2009 ; Davidson *et al.* 2010 ; Mineur *et al.* 2012 ; Airoldi *et al.* 2015 ; López-Legentil *et al.* 2015).

La navigation de plaisance est un autre vecteur d'importance pour les NIS en Méditerranée : 55 % des « superyachts » à travers le monde sont enregistrés dans un port de la Méditerranée (Superyacht Business Happening 2015). Bien souvent, ils sont amarrés près de ports commerciaux, à proximité de fermes conchylicoles ou de zones marines protégées, jouant le rôle de vecteur pour la propagation secondaire d'ENI (Galil *et al.* 2018). Il n'est pas étonnant de constater que les signalements d'ENI provenant des marinas sont en augmentation (Galil *et al.* 2018 et références dans le présent document).

Malgré le nombre modéré de propagules véhiculées par rapport au vecteur que sont les eaux de ballast, l'encrassement biologique des coques de navires est un vecteur à prendre en compte dans l'introduction d'ENI (Drake and Lodge 2007 ; Sylvester *et al.* 2011). Le niveau d'encrassement biologique sur les coques des navires dépend des habitudes de nettoyage et méthodes antisalissures, de la durée de mouillage, de la fréquence d'utilisation de l'embarcation et des ensembles artificiels dans l'environnement immédiat. Le processus d'encrassement biologique débute généralement avec une simple couche de biofilm, qui est ensuite colonisée par des organismes dans les macrosalissures, qui peuvent aller de très petites zones formées d'un seul taxon à des assemblages de diverses espèces couvrant presque toute la coque.

Les impacts des ENI en Méditerranée sont bien connus et elles affectent également la santé et les activités humaines. Il a été signalé que la méduse *Rhopilema nomadica* affecte négativement les installations de génération d'énergie côtières, et impacte également les pêcheries, la santé humaine et le tourisme. Les espèces *Lagocephalus sceleratus* et *Pterois volitans*, qui sont toutes les deux issues de la migration lessepsienne⁽²⁴⁾, sont des exemples d'espèces de poissons toxiques et venimeuses, respectivement. Le poisson-flûte (*Fistularia commersonii*), autre poisson de la migration lessepsienne, est un prédateur extrêmement vorace qui se montre agressif lorsqu'il se présente en bancs, tandis que les deux espèces de sigans *Siganus luridus* et *Siganus rivulatus* ont largement supplanté la saupe (*Sarpa salpa*) native dans les zones levantines du bassin méditerranéen.

3.5.2. Introduction d'espèces non-indigènes : état des lieux et tendances

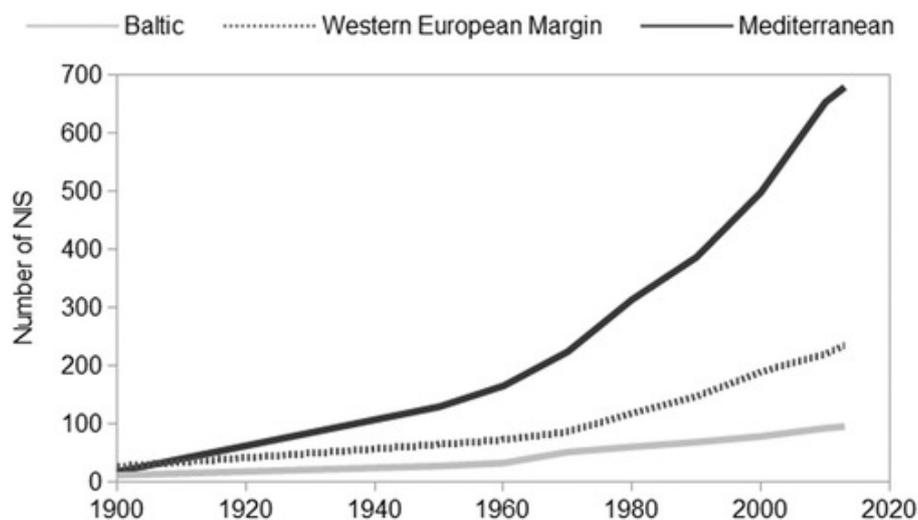
Au cours de la dernière décennie, la diversité des espèces d'organismes marins dans la mer Méditerranée a atteint

~17 000 taxons, parmi lesquels quelque 820 taxons peuvent être considérés comme des ENI (Katsanevakis *et al.* 2013 ; Galil *et al.* 2016 ; Zenetos *et al.* 2017). Les ENI incluent des espèces marines parmi tous les taxons, du phytoplancton aux poissons. Cependant, seulement 12 % environ de toutes les ENI présentes en Méditerranée sont aujourd'hui considérées comme envahissantes ou potentiellement envahissantes (Rotter *et al.* 2020).

L'étude de Galil *et al.* (2014) sur la diversité des ENI dans les mers européennes a montré que le nombre d'ENI présentes en Méditerranée est largement supérieur à celui pour la marge Atlantique européenne ou la mer Baltique. Sur les 879 ENI multicellulaires répertoriées dans les mers européennes, 95 se trouvaient dans la Baltique, 237 dans la marge Atlantique européenne et 680 dans la Méditerranée. Le nombre d'ENI recensées a augmenté sur la période 1970–2013 (Figure 128). En Méditerranée, les ENI ont augmenté de 204 % (contre 86 % dans la mer Baltique et 173 % dans la marge Atlantique européenne).

Pour la Méditerranée, la plupart des espèces introduites ont été reconnues comme des ENI (77,6 %), tandis que les espèces cryptogéniques⁽²⁵⁾ représentent 16,5 % selon les estimations et que des espèces questionnables (ou discutables)⁽²⁶⁾ ont également été recensées (5,9 %).

Figure 128. Nombre cumulé d'espèces non-indigènes (ENI) recensées dans la mer Baltique, la marge Atlantique européenne et la mer Méditerranée.



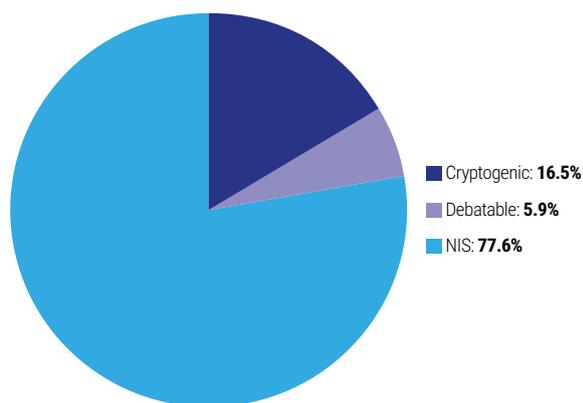
Source : Galil *et al.* (2014)

(24) La migration lessepsienne (également appelée migration érythréenne) désigne les espèces marines qui ont migré par le canal de Suez, généralement de la mer Rouge vers la Méditerranée et plus rarement dans l'autre sens. Ce phénomène est toujours d'actualité. Il tire son nom de Ferdinand de Lesseps, le diplomate français qui a supervisé la construction du canal.

(25) Espèces sans preuve tangible de leur statut natif ou non indigène du fait d'origines inconnues ou d'un mode d'introduction non défini depuis le milieu natif : propagation naturelle vs. par intermédiaire humain (Tsiamis *et al.* 2019).

(26) ENI avec des informations insuffisantes, nouvelles entrées non vérifiées par des experts ou ENI avec un statut taxonomique non résolu (Tsiamis *et al.* 2019).

Figure 129. État des ENI répertoriées en Méditerranée.



Source : CAR/ASP – MAMIAS (2020)

La répartition par pays montre un fort maillage géographique dans la diversité des ENI. En Méditerranée, les pays comptant le plus grand nombre de clusters d'ENI sont Israël et la Turquie, suivis de l'Italie, la Grèce, le Liban et l'Égypte (Figure 130). 46,2 % des ENI méditerranéennes ont été recensées dans la partie orientale de la Méditerranée (CAR/ASP – MAMIAS 2020) (Figure 131).

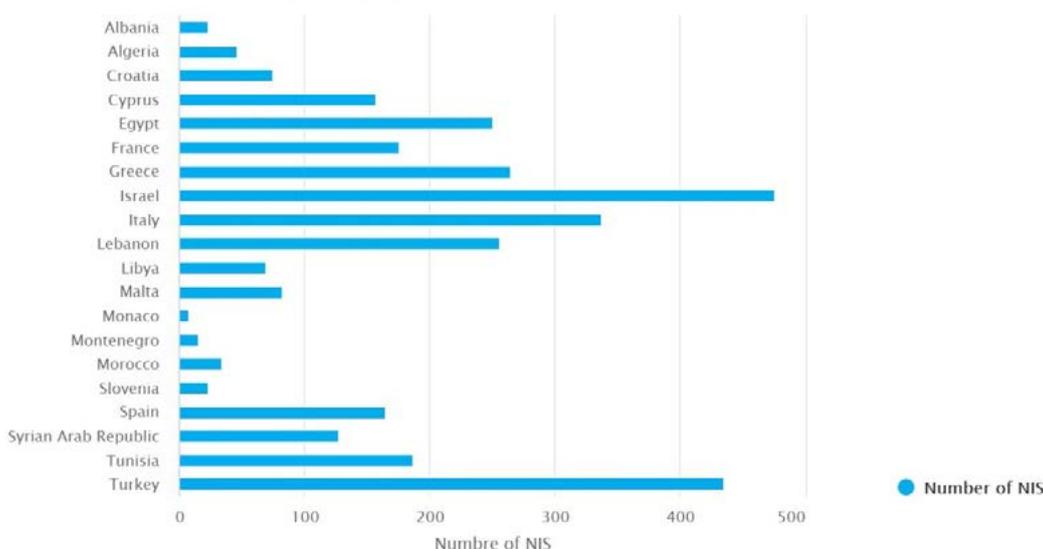
Un pourcentage plus élevé d'introduction par des navires est à noter pour les ENI les plus répandues : 26 % en Méditerranée (contre 80 % et 77 % dans la mer Baltique et la marge Atlantique européenne respectivement) si l'on considère les ENI les plus répandues après 1990 (Galil et al. 2014).

Il est estimé qu'environ 350 ENI sont entrées en Méditerranée via le canal de Suez après 1970, dont 280 étaient des espèces lessepsiennes⁽²⁷⁾ et environ 70 sont entrées avec des navires via le canal de Suez. Le rythme de la migration lessepsienne est en baisse, particulièrement sur la dernière décennie, et ce malgré l'expansion du canal (Zenetos 2017). Sur les 280 espèces lessepsiennes, environ 200 espèces sont établies, mais seulement 50 sont envahissantes et se répandent à travers la Méditerranée. Les autres sont établies localement et leur répartition est limitée à la partie orientale de la Méditerranée. Une des dernières espèces envahissantes issue de la migration lessepsienne est le poisson-lion (*Pterois miles*) qui, au cours des 6 années suivant son établissement (2012-2017), s'est répandu jusqu'au centre de la Méditerranée (Karachle et al. 2017).

En mer Méditerranée, comme dans le reste du monde, la mondialisation et les canaux transocéaniques ont contribué à une augmentation spectaculaire du nombre d'ENI introduites par le transport maritime. L'augmentation du trafic des navires pendant et après la seconde guerre mondiale a laissé des traces avec de nouvelles cohortes d'ENI (Galil et al. 2018). Cela a donc entraîné une augmentation nette du nombre d'ENI à travers toute la Méditerranée, avec les chiffres les plus élevés enregistrés dans la partie orientale de la Méditerranée.

Une fois établies, les ENI peuvent se répandre plus encore, transportées par les navires ou par d'autres vecteurs (par ex. la mariculture), et par les courants (Galil et al. 2018).

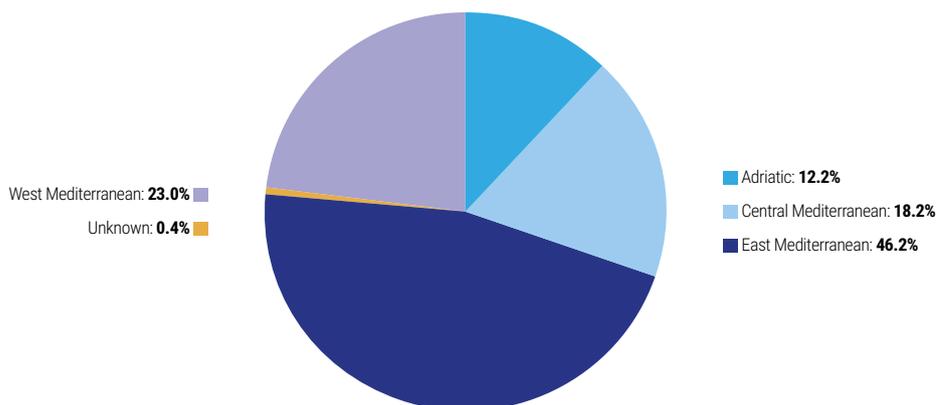
Figure 130. Nombre d'espèces non-indigènes (ENI) répertoriées par pays en mer Méditerranée.



Source : CAR/ASP – MAMIAS (2020)

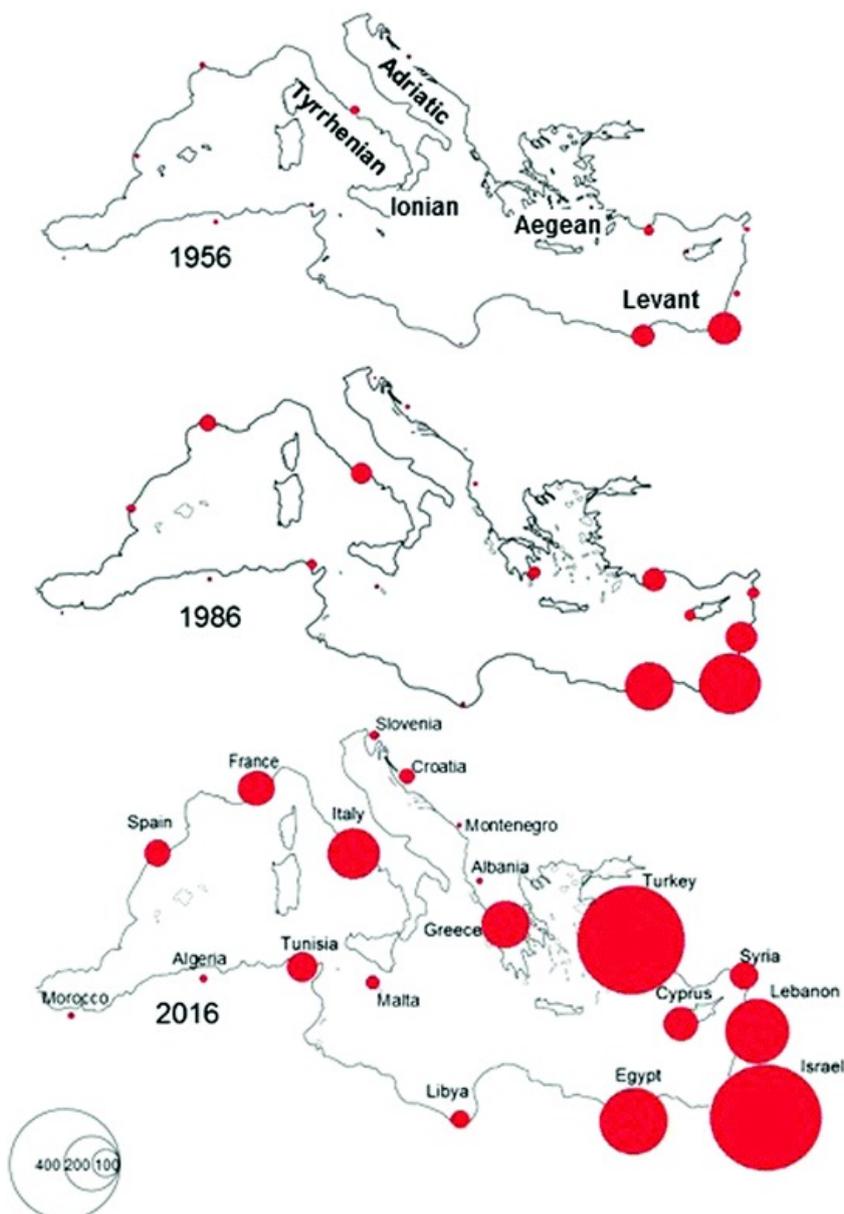
(27) Espèces ayant fait leur apparition en Méditerranée en se déplaçant dans les eaux.

Figure 131. Nombre d'ENI répertoriées par sous-région EcAp.



Source : CAR/ASP – MAMIAS (2020)

Figure 132. Carte de la mer Méditerranée indiquant le nombre d'espèces non-indigènes (ENI) par pays en 1956, 1986 et 2016. La taille des cercles est proportionnelle au nombre d'ENI.



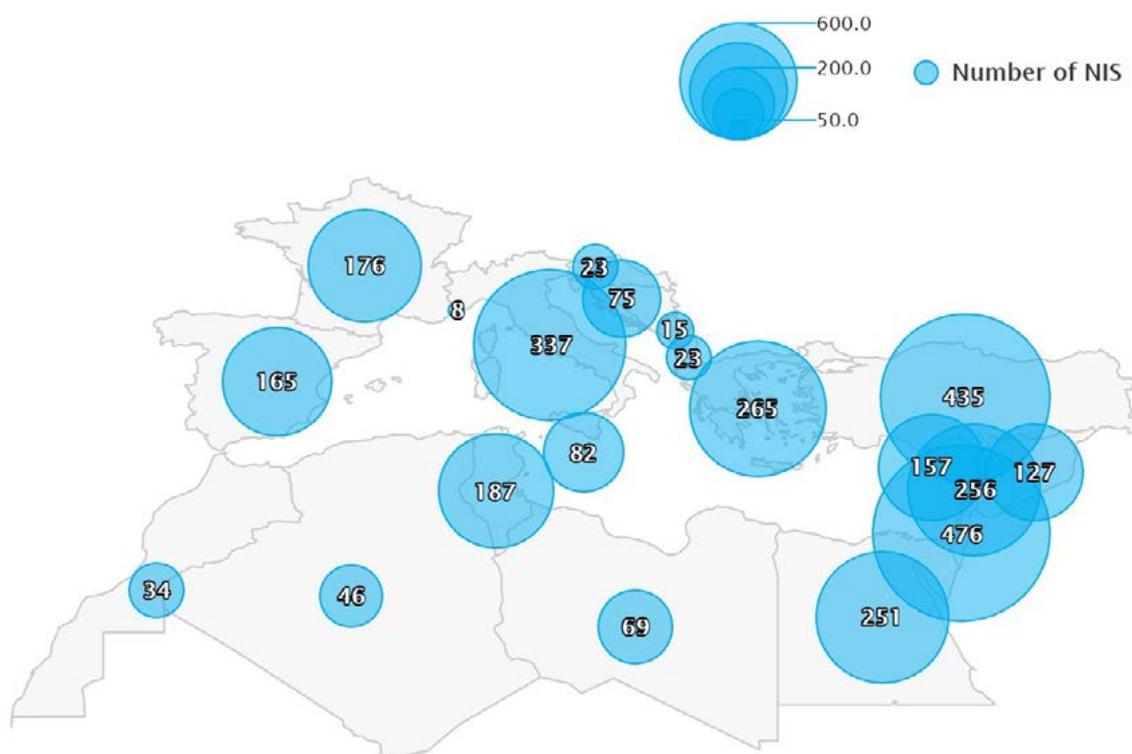
Source : Galil et al. (2018)

La répartition la plus récente du nombre d'ENI par pays est proposée par le CAR/ASP – MAMIAS (2020) et confirme les chiffres plus élevés enregistrés pour la partie orientale de la Méditerranée (Figure 133).

La tendance haussière au cours des décennies des 20^e et 21^e siècles est présentée dans la Figure 134, qui met également en lumière la contribution relative des différents vecteurs. Les données pour la dernière décennie ont enfin montré une baisse du nombre de nouvelles ENI introduites en Méditerranée. Selon une étude portant sur l'ensemble des mers européennes (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/trends-in-marine-alien-species-1/assessment>, dernier accès en juin 2020), le taux d'introduction, qui a connu un pic entre 2000 et 2005, présente depuis une tendance à la baisse dans toutes les mers régionales, tout comme au niveau paneuropéen (voir les séries de données pour les sous-régions méditerranéennes de la Figure 135). Bien que des ENI continuent d'être introduites, le taux d'introduction est en baisse sur la période 2006-2017. Cette tendance à la baisse peut être attribuée à l'efficacité des politiques ainsi qu'à d'autres facteurs comme la diminution du pool d'ENI potentielles, les variations dans l'effort d'échantillonnage ou l'expertise disponible.

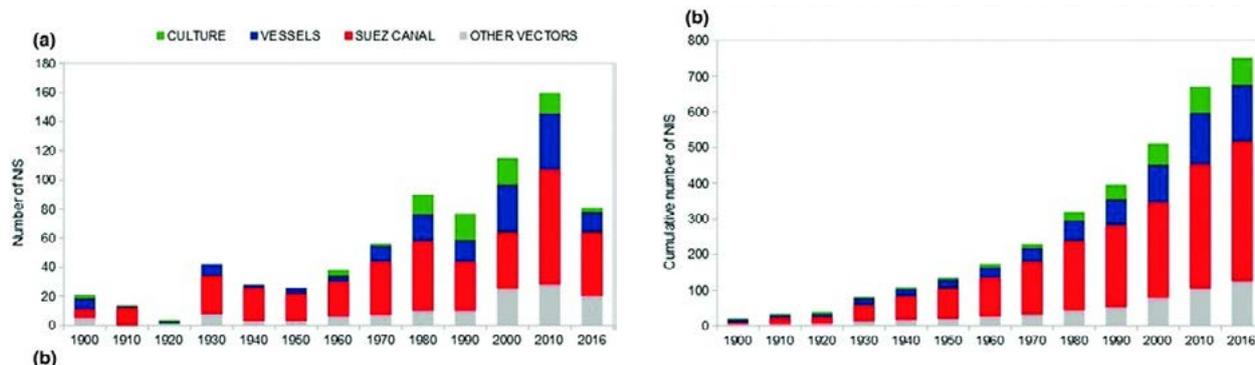
trends-in-marine-alien-species-1/assessment, dernier accès en juin 2020), le taux d'introduction, qui a connu un pic entre 2000 et 2005, présente depuis une tendance à la baisse dans toutes les mers régionales, tout comme au niveau paneuropéen (voir les séries de données pour les sous-régions méditerranéennes de la Figure 135). Bien que des ENI continuent d'être introduites, le taux d'introduction est en baisse sur la période 2006-2017. Cette tendance à la baisse peut être attribuée à l'efficacité des politiques ainsi qu'à d'autres facteurs comme la diminution du pool d'ENI potentielles, les variations dans l'effort d'échantillonnage ou l'expertise disponible.

Figure 133. Répartition du nombre d'ENI recensées par pays.



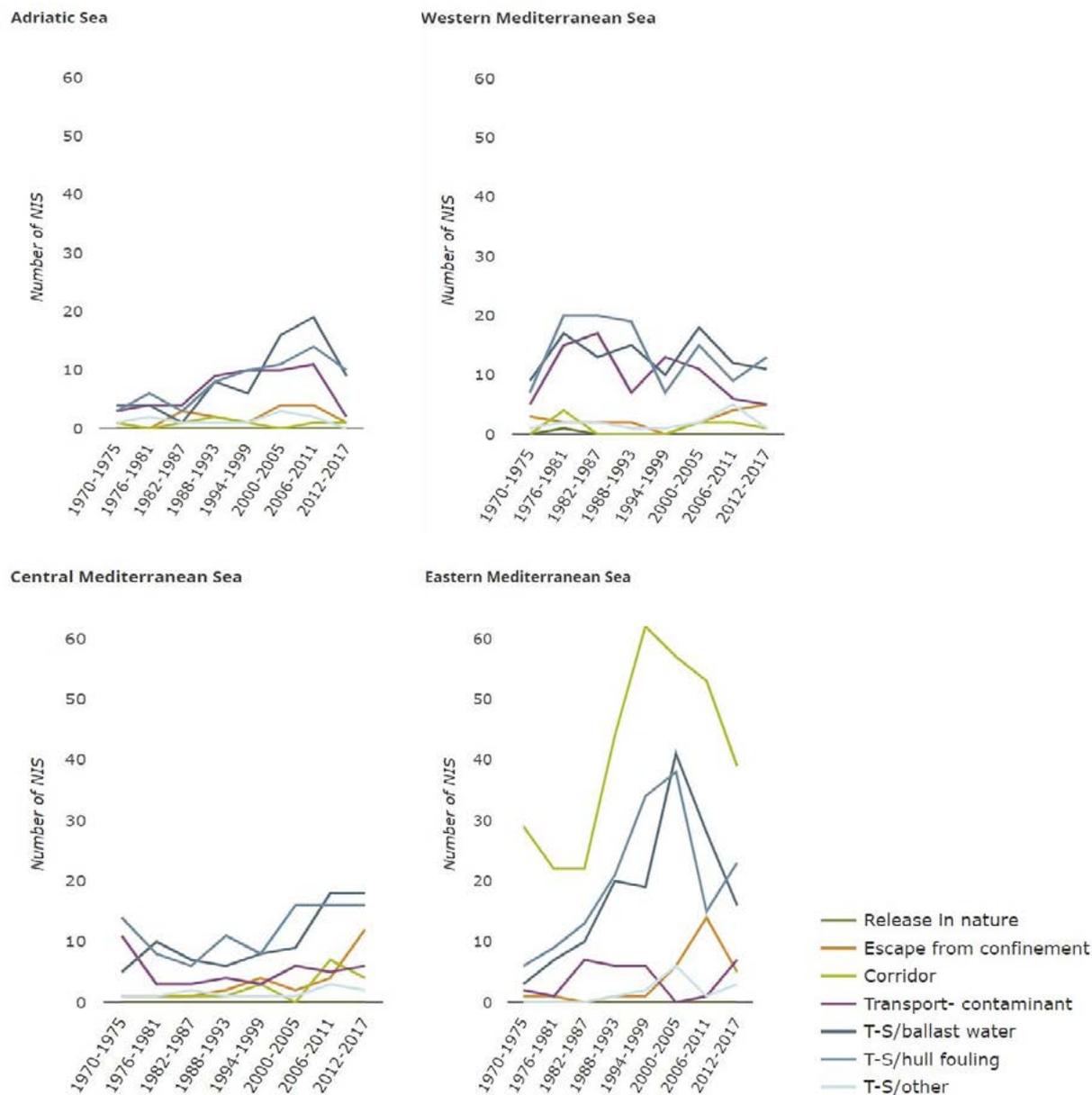
Source : CAR/ASP – MAMIAS (2020)

Figure 134. (a) Nombre d'ENI dans la mer Méditerranée introduites au cours des différentes décennies entre 1990 et 2016 par différents vecteurs ; (b) nombre cumulé d'ENI.



Source : Galil et al. (2018)

Figure 135. Variabilité temporelle de l'introduction d'ENI associée à chaque voie entre 1970 et 2017 dans les sous-régions marines de la Méditerranée. Transport clandestin : déplacement d'organismes vivants à travers le transport maritime via divers vecteurs : eaux de ballast et sédiments (T-S/eaux de ballast), encrassement biologique des navires, bateaux, plates-formes gazières et pétrolières offshore et autres vaisseaux aquatiques (T-S/salissure de la coque) et dragage, pêche à la ligne ou équipement de pêche (T-S/autre). Libération dans la nature : introduction intentionnelle d'organismes exotiques vivants (par ex. pour la pêche ou la chasse dans la nature). Fuite de confinement : déplacement d'espèces exotiques (potentiellement) envahissantes de leur confinement (par ex. aquaculture). Contamination du transport : déplacement accidentel d'organismes vivants (par ex. nuisibles) via le commerce international. Couloir : déplacement d'organismes exotiques via une infrastructure de transport (par ex. des canaux).



Source : Hellenic Centre for Marine Research (HCMR) <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/trends-in-marine-alien-species-1/assessment> (accès en juin 2020)

Espèces envahissantes communes provenant de l'encrassement des coques

L'encrassement biologique des coques de navires est un vecteur ancien et important dans l'introduction d'organismes aquatiques (Hewitt and Campbell 2007). Son rôle majeur dans l'introduction marine est reconnu depuis les années 1970. Le site Internet de l'OMI fournit une liste des Espèces aquatiques envahissantes les plus répandues, qui sont capables de translocation via l'encrassement

biologique. Cette liste inclut par exemple le *Charybdis japonica*, le didemne étendard (*Didemnum vexillum*), l'étoile de mer du Pacifique nord (*Asterias amurensis*), la moule verte asiatique (*Perna viridis*), la moule à rayures noires (*Mytilopsis sallei*), le spirographe (*Sabella spallanzanii*), le crabe vert (*European shore crab*). Cette liste est de nature informative et il existe un grand nombre d'autres espèces impliquées dans des invasions sérieuses qui ont été signalées à travers le monde.

3.5.3. Impacts environnementaux

L'introduction d'espèces marines dans une région en dehors de son aire de répartition naturelle peut entraîner des modifications de l'habitat, des changements dans le fonctionnement de l'écosystème, l'introduction de nouvelles maladies et de nouveaux parasites, ainsi que des modifications génétiques comme une hybridation avec un taxon natif (Cook *et al.* 2016). Cependant, l'impact écologique global des ENI sur la mer Méditerranée reste relativement difficile à quantifier et est principalement qualitatif. Néanmoins, des tentatives de quantification intéressantes ont été réalisées (Katsanevakis *et al.* 2014, 2016 ; Gallardo *et al.* 2016). Plus particulièrement, les analyses de Katsanevakis *et al.* (2014) ont abouti à la conclusion que la majorité des espèces envahissantes reconnues dans les mers européennes (72 %) ont à la fois des impacts négatifs et positifs sur le biote natif. Peu d'espèces ne comptent que des effets positifs (8 %), tandis qu'une plus grande part (~20 %) ne compte que des effets négatifs sur l'environnement hôte.

Par exemple, les macroalgues envahissantes affichent le plus fort impact parmi tous les groupes taxonomiques, avec les espèces *Caulerpa cylindracea* (Sonder), *Womersleyella setacea* (Hollenberg) R.E. Norris, et *Lophocladia lallemandii* (Montagne) F. Schmitz indiquées

comme étant les plus envahissantes en mer Méditerranée (Katsanevakis *et al.* 2016). L'algue verte *C. cylindracea* est également considérée comme fortement envahissante en mer Adriatique (pour révision, voir Orlando-Bonaca *et al.* 2019) et plus spécifiquement le long de la côte orientale de la Croatie.

Les habitats rocheux avec une dominante d'algues de l'est de la Méditerranée, y compris les prairies de *Cystoseira*, ont été décimés par des poissons herbivores introduits via le canal de Suez, *Erythraean rabbitfish* *Siganus luridus* et *S. rivulatus* (Sala *et al.* ; Giakoumi 2014 ; Vergés *et al.* 2014).

L'exploitation commerciale des ENI a également eu un impact : la pêche de palourdes japonaises de culture dans le lagon du nord de l'Adriatique a débuté à la fin des années 1980 et s'est largement répandue au milieu des années 1990 (Canu *et al.* 2011), altérant la structure physique, le cycle des nutriments et les processus biologiques des lagons.

Certaines des ENI les plus importantes d'un point de vue commercial (par ex. les poissons *U. moluccensis*, *S. lesepianus*, *Siganus spp.*, la crevette *P. pulchricaudatus* et le crabe *P. segnis*) ont remplacé les espèces natives, tandis que d'autres ENI, comme *P. segnis* et *Lagocephalus spp.*, interfèrent avec les pêcheries artisanales locales, endommageant les équipements et abîmant les prises déjà dans les filets (J. Ben Souissi pers. com.) (Galil *et al.* 2018).

Tableau 30. Espèces ayant un impact sur la santé humaine introduites en mer Méditerranée.

Espèces	Phylum	Premier signalement en Méditerranée	Pays du premier signalement	Nombre de pays méditerranéens avec signalement (juin 2017)
<i>Rhopilema nomadica</i>	Cnidaria	1976	Israël	10
<i>Macrorhynchia philippina</i>	Cnidaria	1991	Liban	3
<i>Diadema setosum</i>	Echinodermata	2006	Turquie	4
<i>Lagocephalus sceleratus</i>	Chordata	2003	Turquie	13
<i>Plotosus lineatus</i>	Chordata	2001	Israël	5
<i>Pterois miles</i>	Chordata	1991	Israël	7
<i>Synanceia verrucosa</i>	Chordata	2010	Israël	3

Source : Galil *et al.* (2018)

Quelques-unes des ENI présentes en Méditerranée sont venimeuses ou toxiques et représentent une menace pour la santé humaine (Tableau 30). Elles incluent des signalements récents (par ex. le poisson-chat rayé *Plotosus lineatus*, le poisson-ballon *L. sceleratus*, l'oursin-diadème de l'Indo-pacifique *Diadema setosum*, le poisson-pierre *Synanceia verrucosa*) ou des espèces qui se sont largement répandues au cours de la dernière

décennie (par ex. la rascasse volante *Pterois miles* et la méduse nomade *Rhopilema nomadica*) (Galil *et al.* 2018).

Les ENI peuvent aussi avoir un impact négatif sur l'industrie du fait de l'encrassement biologique des coques et de l'augmentation de la consommation de carburant. Les ensembles d'organismes fixés aux surfaces immergées des navires (encrassement biologique) réduisent

significativement l'efficacité de la propulsion en augmentant la traînée, ce qui entraîne une augmentation de la consommation de carburant et des émissions. Une part significative de ce carburant est utilisée pour contrer la résistance au frottement entre la coque du navire et l'eau, et cette valeur peut atteindre jusqu'à 40-80 % de la consommation totale de carburant d'un navire donné. Des peintures antisalissures et revêtements aidant à contrôler l'encrassement biologique des coques de navires sont maintenant utilisés depuis plusieurs décennies (Fernades *et al.* 2016).

3.5.4. Mesures

La Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (Article 196) pose le cadre global pour combattre la pollution du milieu marin, y compris pour ce qui concerne l'introduction intentionnelle ou accidentelle en une partie du milieu marin d'espèces étrangères ou nouvelles pouvant y provoquer des changements considérables et nuisibles.

En novembre 1997, l'assemblée de l'OMI a adopté, avec la résolution A.868(20), les Directives internationales visant à prévenir l'introduction d'organismes aquatiques et d'agents pathogènes indésirables par suite des rejets d'eaux de ballast et de sédiments par les navires.

La **Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires** (Convention BWM) a été adoptée le 13 février 2004 et est entrée en vigueur le 8 septembre 2017. Cette Convention impose à tous les navires de mettre en œuvre un plan de gestion des eaux de ballast. Tous les navires doivent avoir à bord un registre des eaux de ballast et sont tenus d'appliquer des procédures de gestion des eaux de ballast répondant à une certaine norme. Des Directives ont été développés pour appuyer la mise en œuvre de la Convention BWM.

Les Directives (G8) ont été révisées en 2016 et converties en Code obligatoire pour l'approbation des systèmes de gestion des eaux de ballast (Code BWMS).

Les initiatives de l'OMI ont également compris le développement du Programme GloBallast, un projet de coopération technique financé par le Fonds pour l'environnement mondial (FEM) et aussi cofinancé par des États et d'autres partenaires internationaux, et mis en œuvre par le Programme des Nations Unies pour le développement (PNUD) et l'OMI à travers le Groupe de coordination du Programme (PCU) au sein de la Division du milieu marin (MED) de l'OMI. Ce Programme a pour objectif d'aider les états éligibles du FEM à acquérir les connaissances nécessaires et les outils pour intégrer dans leurs systèmes nationaux les mesures relatives à la prévention et au contrôle de l'introduction d'espèces envahissantes via les eaux de ballast et sédiments des navires.

Le Programme GloBallast incluait une phase pilote de gestion de la problématique dans six Pays pilotes (2000-2004). Cette phase pilote a été suivie d'une seconde phase intitulée « Partenariats GloBallast » (2008-2012), qui a été mise en œuvre dans six régions prioritaires, y compris la Méditerranée. Bien que ce projet ait été initialement prévu pour une durée de cinq ans, il a d'abord été étendu jusqu'à fin 2014, puis jusqu'à septembre 2016 afin de tirer profit du cofinancement significatif mobilisé par le Projet au cours des dernières années et pour continuer à soutenir les efforts des Pays partenaires principaux (LPC) et les activités de vulgarisation du projet afin de préparer la mise en œuvre de la Convention BWM.

Les Directives pour le contrôle et la gestion de l'encrassement biologique des navires en vue de réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques envahissantes (2011) fournissent une approche cohérente à l'échelle mondiale dans la gestion de l'encrassement biologique. Les États des ports, les États des pavillons, les États côtiers et les autres parties doivent mettre en œuvre les Directives dans toute la mesure du possible.

Les Directives ont ensuite été complétées par les Recommandations pour réduire au minimum le transfert d'espèces aquatiques envahissantes par le biais de l'encrassement biologique (salissures de la coque) dans le cas des embarcations de plaisance (2012). Ces Recommandations sont destinées à tous les propriétaires et opérateurs d'embarcations de plaisance de moins de 24 mètres de long, qui peuvent constituer un vecteur important pour le transfert d'espèces aquatiques envahissantes du fait de leur grand nombre et de leurs profils opérationnels qui les rendent particulièrement sujets à l'encrassement biologique.

Au niveau européen, la Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) [DIRECTIVE 2008/56/CE] est entrée en vigueur en 2008. Sur les 11 descripteurs de haut niveau d'un « bon état écologique » exposés dans la Directive, le deuxième indique : « Les espèces non-indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes ». La DCSMM est la mesure la plus importante prise par l'Union européenne concernant les ENI marines. En fait, le règlement 1143/2014 de l'UE relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes (règlement IAS), qui est entré en vigueur en 2015, n'inclut pas les espèces marines. Ce règlement expose les règles à appliquer pour prévenir, réduire et atténuer les impacts négatifs de l'introduction et de la propagation, qu'elles soient intentionnelles ou accidentelles, d'un sous-ensemble d'EEE « préoccupantes pour l'Union » (49 espèces à ce jour, aucune espèce marine) qui constituent une menace pour la biodiversité et les services écosystémiques associés.

Un « Code de conduite européen sur la navigation de plaisance et les espèces exotiques envahissantes » a récemment été présenté au Conseil de l'Europe.

Au niveau méditerranéen, dans le cadre de la Convention de Barcelone, la **Stratégie méditerranéenne pour la gestion des eaux de ballast des navires** (BWM), y compris son Plan d'action, Calendrier et les « Orientations générales sur l'application volontaire provisoire de la norme D1 sur le renouvellement des eaux de ballast des navires opérant entre la mer Méditerranée et l'Atlantique du Nord-Est et/ou la mer Baltique », a été adoptée par les Parties contractantes à la Convention de Barcelone en 2009 (Décision IG.20/11). La Stratégie méditerranéenne est compatible avec les exigences et normes de la Convention BWM : selon la Convention BWM, lors des déplacements en mer Méditerranée, les navires sont tenus de procéder au renouvellement des eaux de ballast aussi loin que possible de la terre la plus proche et, dans tous les cas, dans des eaux à une distance d'au moins 50 milles marins de la terre la plus proche et par 200 mètres de fond au moins (Figure 136).

Le Plan d'action de la Stratégie BWM méditerranéenne identifie les huit (8) mesures principales suivantes à prendre au niveau régional, sous-régional ou national en conformité avec les Priorités stratégiques :

- Action 1 – Ratifier la Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast des navires et des sédiments (Convention BWM) ;
- Action 2 – Adopter un régime harmonisé pour le renouvellement des eaux de ballast dans la région méditerranéenne ;
- Action 3 – Mettre en place un système robuste de respect, de suivi et d'application dans la région méditerranéenne ;
- Action 4 – Mettre en place un système d'enquête, de suivi biologique et d'évaluation des risques pour les ports de la Méditerranée ;
- Action 5 – Renforcer l'expertise, faciliter le transfert des connaissances et le renforcement des capacités dans la région méditerranéenne ;
- Action 6 – Renforcer la sensibilisation du public sur les questions concernant la gestion des eaux de ballast des navires et les espèces exotiques envahissantes ;
- Action 7 – Mettre sur pied un mécanisme méditerranéen d'échange d'informations accessible sur Internet ; et
- Action 8 – Incorporer l'évaluation du Plan d'Action dans le système et les procédures de rapport de la Convention de Barcelone.

La Stratégie méditerranéenne pour la gestion des eaux de ballast des navires (BWM) est actuellement en cours de révision.

Concernant la mise en œuvre du Projet de Partenariats GloBallast dans la région méditerranéenne, le REMPEC a été identifié par l'OMI comme Organisme régional de coordination (RCO) pour diriger la mise en œuvre du

projet dans la région du fait de la pertinence directe des objectifs du Partenariat avec le mandat du Centre. Le REMPEC a coordonné la mise en œuvre du projet en collaboration avec le Centre d'Activités Régionales pour les Aires Spécialement Protégées (CAR/ASP) du PNUE/PAM. Au début du Projet, la Croatie et la Turquie se sont portées volontaires comme Pays partenaires principaux (LPC) pour la mise en œuvre du Projet dans la région méditerranéenne. Le Projet de Partenariats GloBallast a permis de mettre en œuvre, au cours de la période de compte rendu, un certain nombre d'activités aux niveaux mondiaux, régionaux et nationaux afin d'accélérer le développement légal, politique et institutionnel dans les LPC et les Pays partenaires (PC) dans l'objectif de préparer la mise en œuvre de la Convention BWM.

Ces dernières années, la communauté scientifique et les organisations internationales, comme le PNUE/PAM, ont montré un intérêt marqué pour la surveillance des invasions biologiques en mer Méditerranée, évaluant leur impact sur la biodiversité et les services écosystémiques, menant des recherches sur les voies et portes d'introduction et proposant des mesures de gestion.

À cette fin, les pays méditerranéens ont adopté depuis 2003, avec une mise à jour en 2016, dans le cadre de la mise en œuvre du Protocole relatif aux aires spécialement protégées et à la diversité biologique en Méditerranée (Protocole ASP/DB), le Plan d'action relatif aux introductions d'espèces et aux espèces envahissantes en mer Méditerranée comme moyen efficace pour guider, coordonner et augmenter les efforts entrepris par les États méditerranéens pour préserver le patrimoine naturel de la région.

Dans ce cadre, deux outils importants ont été développés : les « Lignes directrices pour le contrôle des vecteurs d'introduction d'espèces non-indigènes et des espèces envahissantes marines en Méditerranée⁽²⁸⁾ » et le « Guide pour l'analyse des risques et l'évaluation des impacts des introductions d'espèces non-indigènes⁽²⁹⁾ ».

Comme prévu par le Plan d'action relatif aux introductions d'espèces et aux espèces envahissantes en mer Méditerranée, une première version d'un système régional de collecte, d'analyse et de diffusion de l'information sur les espèces exotiques et envahissantes a été développée. La base de données en ligne sur les espèces marines envahissantes en mer Méditerranée (MAMIAS ; www.mamias.org) fournit des informations sur les espèces non-indigènes envahissantes en Méditerranée (liste des espèces exotiques, liste des espèces marines envahissantes, liste des vecteurs, etc.) et permet d'utiliser différents filtres afin de trouver les données requises et de récupérer des statistiques au niveau régional et national concernant les espèces exotiques et envahissantes. La

(28) https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_alien/ld_controle.pdf

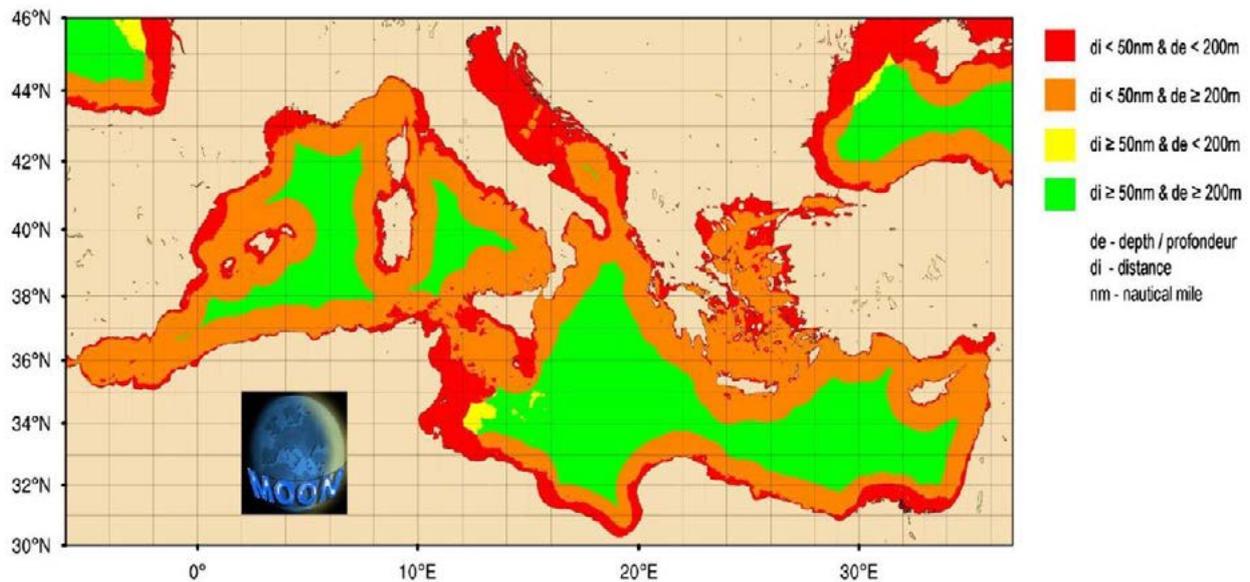
(29) https://www.rac-spa.org/sites/default/files/doc_alien/ld_analyse.pdf

base de données MAMIAS est actuellement hors ligne car elle est en phase de test final avant sa publication, mais elle sera ensuite disponible à l'adresse www.mamias.org.

Dans le cadre de l'IMAP, l'indicateur commun relatif aux ENI est l'INDICATEUR COMMUN 6 : Tendances de l'abondance, occurrence temporelle et distribution spatiale des espèces non-indigènes, en particulier les espèces invasives non-indigènes, principalement dans les zones à risques.

La surveillance des espèces non-indigènes en Méditerranée doit se concentrer sur les espèces exotiques envahissantes (EEE) dans les « points névralgiques » (par ex. les ports et les zones environnantes, les docks, les marinas, les installations d'aquaculture, les sites de libération d'effluents chauffés de centrales électriques, les structures offshore) pour l'introduction d'EEE. En outre, des zones d'intérêt spécial, telles que des aires marines protégées ou des lagons, peuvent être sélectionnées.

Figure 136. Zones de la mer Méditerranée répondant aux critères définis dans la Règle B-4.1.2 de la Convention sur la gestion des eaux de ballast (à une distance d'au moins 50 milles marins de la terre la plus proche et par 200 mètres de fond au moins).



Source : Stratégie méditerranéenne et plan d'action pour la gestion des eaux de ballast des navires. PNUE(DEPI)/MED IG 20/8 Annexe II

3.5.5. Références

Airoldi, L., Turon, X., Perkol-Finkel, S., Rius, M. (2015). Corridors for aliens but not for natives: effects of marine urban sprawl at a regional scale. *Divers Distrib.* 21(7):755–768. doi:10.1111/ddi.12301.

Bailey SA. 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquat Ecosyst Health Manag.* 18(3):261–268.

Boero, F., Putti, M., Trainito, E., Prontera, E., Piraino, S., and Shiganova, T. A. (2009). First records of *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora) from the Ligurian, Tyrrhenian and Ionian Seas (western Mediterranean) and first record of *Phyllorhiza punctata* (Cnidaria) from the western Mediterranean. *Aquat. Invas.* 4, 675–680. doi: 10.3391/ai.2009.4.4.13

Bonanno Giuseppe, Martina Orlando-Bonaca 2019. Non-indigenous marine species in the Mediterranean Sea—Myth and reality. *Environmental Science & Policy* 96: 123-131.

Bulleri, F., Piazzini, L. (2015). Variations in importance and intensity of competition underpin context dependency in the effects of an invasive seaweed on resident assemblages. *Mar Biol* 162(2): 485–489.

Bulleri, F., Bruno, J.F., and Benedetti-Cecchi, L. (2008). Beyond competition: incorporating positive interactions between species to predict ecosystem invasibility. *PLoS Biol.* 6:e162. doi: 10.1371/journal.pbio.0060162.

Canu, D.M., Campostrini, P., Riva, S.D. et al (2011). Addressing sustainability of clam farming in the Venice Lagoon. *Ecol Soc* 16(3):26.

- Cardeccia, A., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A. et al. (2017). Assessing biological invasions in European Seas: Biological traits of the most widespread non-indigenous species. *Estuar Coast Shelf Sci.* <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.02.014>.
- Carlton, J.T. (1985). Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev.* 23:313–371.
- Cook, E. J., Payne, R. D., Macleod, A. K., and Brown, S. F. (2016). Marine biosecurity: protecting indigenous marine species. *Res. Rep. Biodiv. Stud.* 5, 1–14.
- Darbyson, E., Locke, A., Hanson, J.M., Willison, J.H.M. (2009). Marine boating habits and the potential for spread of invasive species in the Gulf of St. Lawrence. *Aquat Invasions.* 4(1):87–94. doi:10.3391/ai.2009.4.1.9.
- Davidson, I.C., Zabin, C.J., Chang, A.L., Brown, C.W., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M. (2010). Recreational boats as potential vectors of marine organisms at an invasion hotspot. *Aquat Biol.* 11:179–191. doi:10.3354/ab00302.
- Dawson, W., Moser, D., van Kleunen, M., Kreft, H., Pergl, J., Pysek, P., Weigelt, P., Winter, M., Lenzner, B., Blackburn, T.M. (2017). Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nat. Ecol. Evol.*, 1: 0186.
- Drake, J. & Lodge, D. (2007). Hull fouling is a risk factor for intercontinental species exchange in aquatic ecosystems. *Aquatic Invasions.* 2. 121-131. 10.3391/ai.2007.2.2.7.
- Fernandes, J.A., Santos, L., Vance, T., Fileman, T., Smith, D., Bishop, J.D.D., Viard, F., Queirós, A.M., Merino, G., Buisman, E., Austen, M.C. (2016). Costs and benefits to European shipping of ballast-water and hull-fouling treatment: Impacts of native and non-indigenous species. *Marine Policy* Volume 64: 148-155. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2015.11.015>.
- Galil, B.S. (2008). Alien species in the Mediterranean Sea – which, when, where, why? *Hydrobiologia*, 606 (1): 105-116.
- Galil, B. S., Marchini, A., and Occhipinti-Ambrogi, A. (2018). Mare Nostrum, Mare Quod Invaditur—The History of Bioinvasions in the Mediterranean Sea. In: Queiroz Ana Isabel & Simon Pooley Eds. Editors. *Histories of Bioinvasions in the Mediterranean*. Springer.
- Galil, B.S, Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Minchin, D., Narščius, A., Ojaveer, H., Olenin, S. (2014). International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethol Ecol Evol.* 26(2–3):152–171. doi:10.1080/03949370.2014.897651.
- Galil, B.S. (2006). The marine caravan – the Suez Canal and the Erythrean invasion, in *Bridging Divides: Maritime Canals as Invasion Corridors*. *Monographiae Biologicae* 83, eds S. Gollasch, B. S. Galil, and A.N. Cohen (Dordrecht: Springer), 207–300.
- Galil, B.S., Marchini, A., and Occhipinti-Ambrogi, A. (2016). East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 201, 7–16. doi: 10.1016/j.ecss.2015.12.021
- Galil, B., Kress, N., and Shiganova, T.A. (2009). First record of *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 (Ctenophora; Lobata; Mnemiidae) off the Mediterranean coast of Israel. *Aquat. Invas.* 4, 357–360. doi: 10.3391/ai.2009.4.2.8
- Galil, B., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., and Ojaveer, H. (2017). The enlargement of the Suez Canal–Erythraean introductions and management challenges. *Manag. Biol. Inv.* 8, 141–152.
- Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., and Vilà, M. (2016). Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* 22, 151–163. doi: 10.1111/gcb.13004
- Giakoumi, S. (2014). Distribution patterns of the invasive herbivore *Siganus luridus* (Rüppell, 1829) and its relation to native benthic communities in the central Aegean Sea, Northeastern Mediterranean. *Mar Ecol* 35 (1):96–105
- Harmelin, J.G., Bitar, G., Zibrowius, H. (2016). High xenodiversity versus low native diversity in the South-Eastern Mediterranean: bryozoans from the coastal zone of Lebanon. *Mediterr. Mar. Sci.*, 17 (2): 417-439.
- Hewitt, C.L., Gollasch, S., Minchin, D. (2009). The vessel as a vector – biofouling, ballast water and sediments. In: Rilov G, Crooks JA, editors. *Biological invasions in marine ecosystems*. Berlin Heidelberg: Springer; p. 117–131. doi:10.1007/978-3-540-79236-910.1007/978-3-540-79236-9
- Karachle, P.K., Corsini-Foka, M., Crocetta, F., Dulcic, J., & Djhembekova, N., Zenetos, A. (2017). Setting up a billboard of marine invasive species in the ESENIAS area: current situation and future expectancies. *Acta Adriatica*, 58(3): 429-458. http://jadran.izor.hr/acta/pdf/58_3_pdf/58_3_4.pdf.
- Katsanevakis, S., Tempera, F., and Teixeira, H. (2019). Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Divers. Distrib.* 22, 694–707. doi: 10.1111/ddi.12429.

- Katsanevakis, S., Wallentinus, I., Zenetos, A., Leppäkoski, E., Çinar, M. E., Oztürk, B., et al. (2014). Impacts of marine invasive alien species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat. Invas. 9*, 391–423. doi: 10.3391/ai.2014.9.4.01.
- Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C., and Cardoso, A.C. (2013). Invading European seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. *Ocean Coast. Manag. 76*, 64–74. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2013.02.024.
- Kettunen, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Pagad, S., Starfinger, U., ten Brink, P., et al. (2008). Technical Support to EU Strategy on Invasive Species (IAS) – Assessment of the Impacts of IAS in Europe and the EU (Final Module Report for the European Commission). Brussels: Institute for European Environmental Policy (IEEP), 44.
- Kružić, P., Žuljević, A., and Nikolić, V. (2008). The highly invasive alga *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* poses a new threat to the banks of the coral *Cladocora caespitosa* in the Adriatic Sea. *Coral Reefs 27*:441. doi: 10.1007/s00338-008-0358-7.
- López-Legentil, S., Legentil, M.L., Erwin, P.M., Turon, X. (2015). Harbor networks as introduction gateways: contrasting distribution patterns of native and introduced ascidians. *Biol Invasions. 17*(6):1623–1638. doi:10.1007/s10530-014-0821-z.
- Malej, A., Tirelli, V., Lučić, D., Paliaga, P., Vodopivec, M., Goruppi, A., Ancona, S., Benzi, M., Bettoso, N., Camatti, E., Ercolessi, M., Ferrari, C.R., Shiganova, T. (2017). *Mnemiopsis leidyi* in the northern Adriatic: here to stay? *Journal of Sea Research 124*: 10-16. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.04.010>.
- Mannino, A.M., Bertolino, F., Deidun, A., and Balistreri, P. (2018). Effects of NIS on Mediterranean marine ecosystems: the case study of Egadi Island MPA (Sicily, Tyrrhenian Sea). *Geophysical Research Abstracts Vol. 20*, EGU2018-16858-2.
- Marchini, A., Galil, B.S., Occhipinti-Ambrogi, A. (2019). Recommendations on standardizing lists of marine alien species: lessons from the Mediterranean Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 101 (1): 267-273.
- Mineur, F., Cook, E.J., Minchin, D., Bohn, K., Macleod, A., Maggs, C.A. (2012). Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanogr Mar Biol. 50*:189–234. doi:10.1201/CRCOCEMARBIO10.1201/CRCOCE.
- Nunes, A.L., Katsanevakis, S., Zenetos, A., Cardoso, A.C. (2014). Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquat. Invasions, 9* (2):133-14.
- Occhipinti-Ambrogi, A., and Savini, D. (2003). Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Mar. Pollut. Bull. 46*, 542–551. doi: 10.1016/s0025-326x(02)00363-6.
- Petrocelli, A., Antolić, B., Bolognini, L., Cecere, E., Cvitković, I., Despalatović, M., et al. (2019). Port baseline biological surveys and seaweed bioinvasions in port areas: what's the matter in the Adriatic Sea? *Mar. Pollut. Bull. 147*, 98–116.
- Rotter, A., Klun, K., Francé, J., Mozetič, P., Orlando-Bonaca, M. (2020). Non-indigenous Species in the Mediterranean Sea: Turning from Pest to Source by Developing the 8Rs Model, a New Paradigm in Pollution Mitigation. *Frontiers in Marine Science 7*: 178. 10.3389/fmars.2020.00178
- Sala, E., Kizilkaya, Z., Yildirim, D. et al (2011). Alien marine fishes deplete algal biomass in the eastern Mediterranean. *PLoS ONE 6*(2):e17356.
- Sardain, A., Sardain, E., and Leung, B. (2019). Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nat. Sustainab. 2*, 274–282.
- Savini, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., Tricarico, E., Gherardi, F., Olenin, S., et al. (2010). The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *J. Appl. Ichthyol. 26*, 1–7.
- Seebens, H., Gastner, M.T., Blasius, B. (2013). The risk of marine bioinvasion caused by global shipping. *Ecology letters 16* (6): 782-790. <https://doi.org/10.1111/ele.12111>.
- Seebens, H., Blackburn, T.M., Dyer, E.E., Genovesi, P., Hulme, P.E., Jeschke, J.M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nat. Commun.*, 8: 14435.
- SPA/RAC (2020). MAMIAS - Marine Mediterranean Invasive Alien Species, www.mamias.com. NOTE: MAMIAS Web Site will soon be operational online. For questions please contact Mr. Khalil ATTIA, Director, SPA/RAC, director@spa-rac.org or Mr. Atef OUERGHI, Programme Officer - Ecosystem Conservation, SPA/RAC, atef.ouerghi@spa-rac.org
- Superyacht Business Happening 2015 Mediterranean as a strategic area. In: Industry outlook. http://www.yarenetworking.com/wp-content/uploads/2015/01/YR15_Catalogue_Low_EXE.pdf.

Sylvester, F., Kalaci, O., Leung, B., Lacoursière-Roussel, A., Clarke, C., Francis, M., Choi M., Bravo, A.M., Therriault, T.W., MacIsaac, H.J. (2011). Hull fouling as an invasion vector: can simple models explain a complex problem? *Journal of Applied Ecology* 48 (2): 415-423. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01957.x>.

Triessnig, P., Roetzer, A., Stachowitsch, M.A.F. (2012). Beach Condition and Marine Debris: New Hurdles for Sea Turtle Hatchling Survival. *Chelonian conservation and biology* 11 (1): 68-77.

Tsiamis, K., Palialexis, A., Stefanova, K., Ničević Gladan, et al. (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 145: 429-435. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.06.012>.

UNEP/MAP (2012). Mediterranean Strategy on Ships' Ballast Water Management. UNEP(DEPI)/MED IG 20/8.

Vergés, A., Tomas, F., Cebrian, E. et al. (2014). Tropical rabbitfish and the deforestation of a warming temperate sea. *J Ecol* 102(6):1518–1527.

Zenetos, A., Çinar, M.E., Crocetta, F., Golani, D., Rosso, A., Servello, G., Shenkar, N., Turon, X., Verlaque, M. (2017). Uncertainties and validation of alien species catalogues: the Mediterranean as an example. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 191: 171-187.

Zenetos, A., Gofas, S., Morri, C., Rosso, A., Violanti, D., García Raso, J.E., Çinar, M.E., Almogi-Labin, A. et al. (2012). A contribution to the application of European Union's Marine strategy framework directive (MSFD). Part 2. Introduction trends and pathways. *Mediterr. Mar. Sci.*, 13 (2): 328-352.

Zenetos, A. (2017). Progress in Mediterranean bioinvasions two years after the Suez Canal enlargement. *Acta Adriatica*, 58(2): 347-358. http://jadran.izor.hr/acta/pdf/58_2_pdf/58_2_13.pdf.

3.6. BRUIT SOUS-MARIN

3.6.1. Présentation

Au cours du siècle dernier, les activités humaines comme le transport maritime, la navigation de plaisance, les levés sismiques et sonars basses fréquences de l'armée ou encore l'exploration à la recherche de ressources énergétiques ont augmenté le long des côtes, offshore et dans les mers profondes. Le bruit généré par ces activités parcourt de longues distances sous l'eau, ce qui entraîne des augmentations et changements dans les niveaux de bruit sous-marin. L'augmentation des niveaux de bruit peut avoir un impact négatif sur les animaux et les écosystèmes marins. Ces niveaux de bruit plus élevés peuvent réduire la capacité des animaux à communiquer avec de possibles partenaires, d'autres membres d'un groupe, leur progéniture ou des partenaires pour la nourriture. Le bruit peut également réduire la capacité d'un animal à entendre des indices environnementaux essentiels pour sa survie, y compris masquer des éléments sonores clés pour éviter les prédateurs, trouver de la nourriture et naviguer vers ses habitats de prédilection.

La pollution sonore générée par ces activités est un problème souvent négligé dans les examens de la pollution marine, alors que les bruits à basses fréquences ont doublé à chaque décennie depuis 1950 (ACCOBAMS 2009).

Le bruit océanique ambiant affecte de nombreuses espèces marines qui dépendent du son pour leur survie, notamment les animaux marins qui utilisent l'ouïe comme sens principal pour chasser et communiquer. Si les études sur le bruit d'origine anthropique et son atténuation se sont plus particulièrement intéressées aux mammifères marins (principalement les cétacés et pinnipèdes) ainsi qu'à quelques autres vertébrés (par ex. les tortues marines), les préoccupations sont de plus en plus fortes concernant l'impact d'un tel bruit sur les poissons, oiseaux aquatiques et invertébrés marins (Abdulla & Linden 2008). Une exposition sur le long terme à un bruit intensif entraîne une modification du comportement et de l'utilisation de l'habitat chez certaines espèces de poissons (Bass & McKibben 2003 ; Slabbekoorn *et al.* 2010).

Les animaux marins se fient au panorama acoustique pour recueillir des informations d'origine biotique ou abiotique. L'exposition à des niveaux de pollution sonore sous-marine plus élevés entraîne des effets négatifs sur les organismes à différentes échelles (effets aigus vs. chroniques) et à différents degrés, allant d'une baisse temporaire de la sensibilité auditive et des effets comportementaux à des effets plus catastrophiques comme la mort (Slabbekoorn *et al.* 2010 ; Radford *et al.* 2014).

Les sources de pollution sonore marine incluent le trafic maritime, l'exploration et l'exploitation pétrolières et minières, l'utilisation industrielle et militaire de sonars, l'utilisation de sources acoustiques expérimentales, les explosions sous-marines, et les travaux de construction industriels offshore et sur les côtes. En particulier, le trafic maritime peut être considéré comme un réseau mondial de sources de bruit mobiles avec des caractéristiques variables. Le bruit généré par le transport maritime est principalement produit par cavitation, avec la majeure partie de l'énergie située dans les basses fréquences, c'est-à-dire moins de 1 kHz (Leaper et Renilson 2012). Les sons à basses fréquences peuvent parcourir de longues distances (Tasker *et al.* 2010 ; Van der Graaf *et al.* 2012 ; Dekeling *et al.* 2014), et le bruit généré par le transport maritime contribue donc à augmenter les niveaux de bruit de fond. À l'échelle mondiale, le transport maritime est la principale source de bruit ambiant sous-marin à des fréquences inférieures à 300 Hz (Andrew *et al.* 2011 ; Hildebrand 2009) et, dans le cas de la Méditerranée, même pour les fréquences jusqu'à 500 Hz (Pulvirenti *et al.* 2014).

3.6.2. Pollution sonore sous-marine : état des lieux et tendances

Les niveaux de bruit de fond en Méditerranée sont plus élevés que dans n'importe quel autre bassin océanique (Ross 2005), avec le bruit des navires et les levés sismiques comptant parmi les principales sources de bruit (Abdulla et Linden 2008). Au sein de la Méditerranée, la mer Adriatique, et plus particulièrement sa partie septentrionale, se caractérise par des niveaux de bruit sous-marin élevés comme cela a été relevé à Trieste (Italie) (Codarin & Picciulin 2015), Monfalcone (Italie) (Picciulin *et al.* 2011) , Venise (Italie) (Bolgan *et al.* 2015) et Cres-Lošinj (Croatie) (Rako *et al.* 2013). La principale cause de bruit d'origine anthropique en mer Adriatique est le transport maritime (Rako *et al.* 2012).

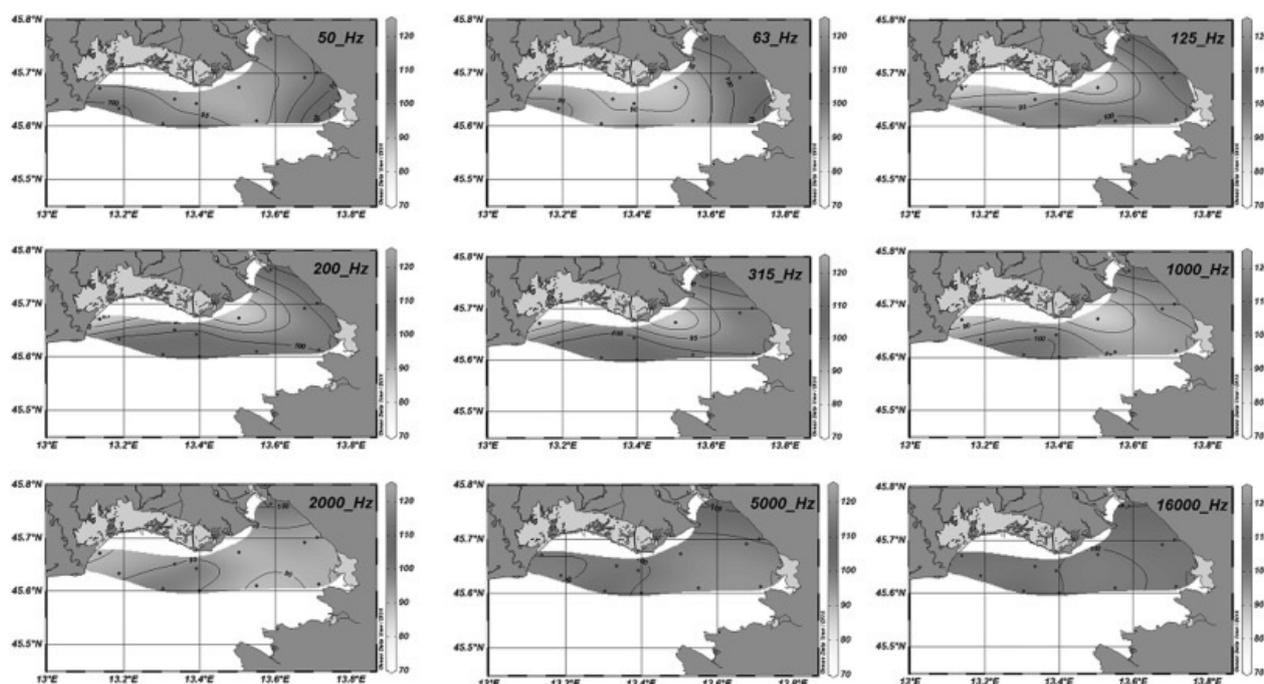
Dans le golfe de Trieste (Codarin & Picciulin, 2015), les niveaux de bruit sous-marin rapportés étaient d'environ 100 dB réf. 1 µPa pour les bandes de 63 et 125 1/3 d'octave et d'environ 125 dB réf. 1 µPa en considérant toute la large bande. Ces valeurs sont similaires à celles obtenues dans le cadre d'études locales précédentes : le bruit sous-marin mesuré en 2006-2007 dans la WWF-Réserve Naturelle Marine de Miramare (Trieste) allait de 97 à 127 dB réf. 1 µPa sur la large bande de 40 Hz-20 kHz (Picciulin et Codarin 2007 ; Codarin 2008 ; Codarin *et al.*

2009 ; Picciulin *et al.* 2010) et s'étendait de 81 à 110 dB réf. 1 μ Pa et de 89 à 110 dB réf. 1 μ Pa pour les bandes de 63 et 125 1/3 d'octave, respectivement (Picciulin, données non publiées). Des valeurs élevées avaient également été relevées précédemment à l'entrée principale de la zone portail de Monfalcone, où le bruit ambiant enregistré dans la mer était d'environ 124 dB réf. 1 μ Pa (large bande ; Picciulin *et al.* 2011). Dans la partie slovène du golfe de Trieste, un bruit d'environ 130 dB réf. 1 μ Pa, large bande, a été enregistré (Ferdinand Deželak, comm. personnel dans Codarin & Picciulin 2015), qui est probablement dû à un trafic de navires comparable en hauteur mer et autour du port de Koper. Des niveaux de pression acoustique équivalents (en moyenne d'environ 125 dB réf. 1 μ Pa, large bande) ont également été détectés à proximité, dans la ville de Venise et son lagon (nord de la mer Adriatique, Italie) (Bolgan *et al.* 2015), avec un bruit plus intense dans la passe intertidale de Malamocco et dans le « Bacino San Marco » (à l'intérieur de la ville) du fait du fort trafic de navires (transports publics, navires marchands et de passagers). Des niveaux de bruit sous-marin d'environ 130 dB réf. 1 μ Pa sur la plage de fréquence à large bande (63 Hz–20 kHz) ont été rapportés pour l'archipel de Cres et Losinj (Croatie) par Rako *et al.* 2013. L'ensemble de ces données indique que les eaux marines de la sous-région de l'Adriatique nord connaissent une forte pression acoustique, ce qui n'est pas surprenant étant donné le peu de profondeur et le fort trafic maritime qui caractérisent cette zone (Codarin & Picciulin 2015).

Dans une zone côtière du nord de la mer Tyrrhénienne (port de Civitavecchia, Italie), les variations spatiales et temporelles du niveau de bruit et le type et le nombre de navires passant par le port ont été enregistrés avec des enregistrements à court terme (Cafaro *et al.* 2018). Il a été mis en avant une corrélation significative entre les ferries et les niveaux de pression acoustique, démontrant leur rôle comme source prévalente de bruit sous-marin à basses fréquences dans la zone du projet. De manière générale, le trafic maritime peut être vu comme la principale source de bruit d'origine anthropique dans cette zone. Les résultats des niveaux de pression acoustique large bande obtenus avec les enregistrements de 60 secondes montrent de fortes variations dans les valeurs avec un minimum et un maximum enregistrés en mai et août respectivement. Au cours du mois d'août, la forte présence de bateaux de plaisance liée à la marina de Riva di Traiano (située du côté sud de Civitavecchia) peut avoir une influence sur les niveaux de bruit élevés enregistrés.

Dans le golfe de Naples (Italie) (Pieretti *et al.* 2020), la zone étudiée était aussi caractérisée par une pression acoustique d'origine anthropique élevée. Les niveaux de bruit ambiant en cet endroit étaient principalement produits par le transport maritime et la biophonie des invertébrés (par ex. claquement des crevettes). Le transport maritime était la principale source de bruits sous-marins à basses fréquences (<1 kHz) sur les deux sites. Cette activité a induit une élévation constante des niveaux de bruit dans

Figure 137. Cartes de répartition du bruit sous-marin annuel pour certaines des bandes de 1/3 d'octave (50 Hz, 63 Hz, 125 Hz, 200 Hz, 315 Hz, 1 000 Hz, 2 000 Hz, 5 000 Hz et 16 000 Hz). Les cartes ont été générées avec une grille d'interpolation spatiale des données (Data-Interpolating Variational Analysis - DIVA). Les cartes obtenues offrent une représentation graphique des données recueillies ; aucun modèle acoustique pour l'interpolation n'a été appliqué aux données.



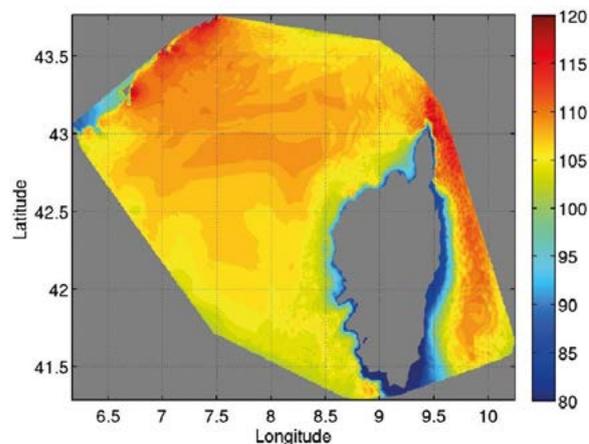
Source : Codarin & Picciulin (2015)

l'environnement acoustique et produit des variations temporaires imprévisibles du fait des passages des navires à proximité. Les niveaux de pression acoustique étaient plus forts en journée, même si des niveaux nocturnes relativement élevés ont été rapportés lorsque les signaux biologiques sont prédominants en mer Méditerranée.

Maglio *et al.* (2015) a mené une étude dans la mer Ligurienne en 2012 et démontré que, dans la majeure partie de la zone de l'étude, les niveaux de pression acoustique large bande moyens calculés à 80 m de profondeur étaient supérieurs à 100 dB, tandis que le bruit ambiant naturel attendu se situe entre 60 et 80 dB (Wenz 1962). La Figure 138 montre qu'un niveau de 120 dB est dépassé 5 % du temps le long de la partie centrale et orientale de la Côte d'Azur et au NE de la Corse, tandis que presque toute la zone se situe à un niveau supérieur à 100 dB 5 % du temps. Toutes les cartographies de bruit mettent en évidence la zone côtière entre Monaco et Saint-Tropez (Côte d'Azur) comme étant une zone caractérisée par des valeurs de bruit constamment plus élevées que dans le reste de la zone étudiée. D'un autre côté, les eaux corses montrent une plus grande variabilité. Toutes les eaux à l'est de la Corse apparaissent moins affectées par le bruit du transport maritime tandis que la partie nord-est est tout aussi bruyante que la Côte d'Azur. Cette variabilité pourrait être liée au trafic de ferries plus important qui peut être observé pendant la « haute saison » en période estivale. De même, la contribution des embarcations de plaisance dans le panorama sonore dans son ensemble doit être évaluée, plus particulièrement dans les eaux

côtières de la Côte d'Azur, où l'on sait que cette navigation connaît une exploitation intense.

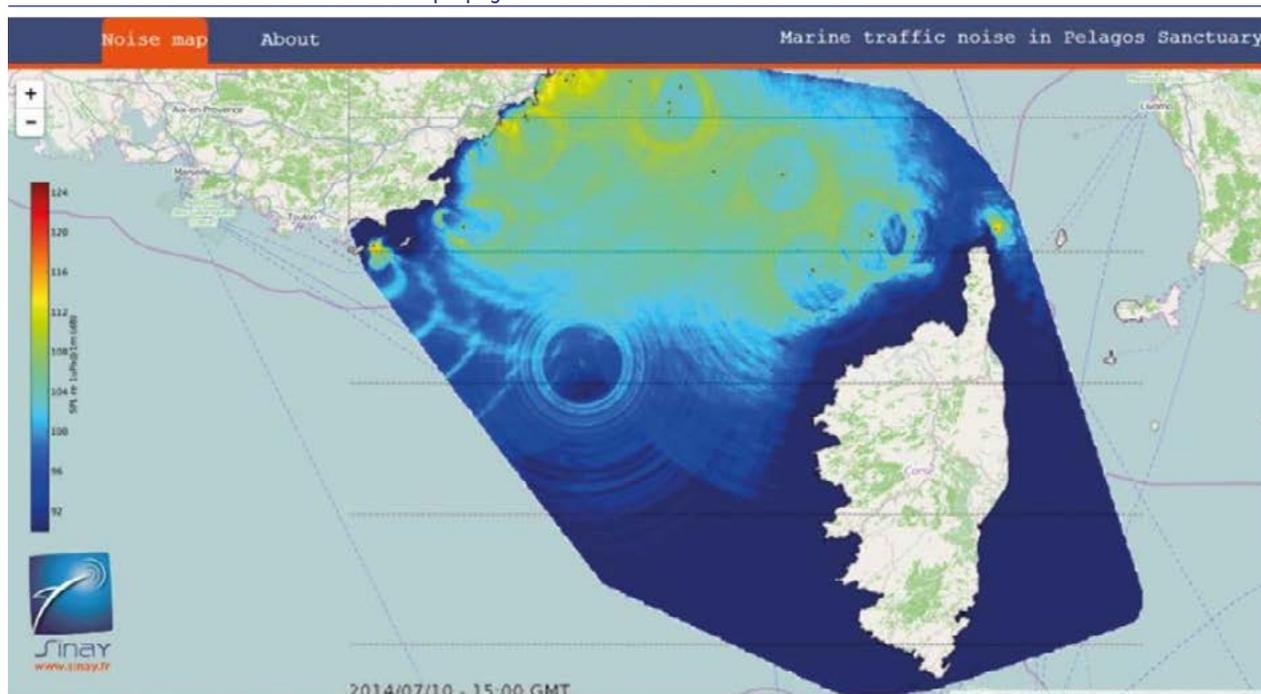
Figure 138. Niveaux de dépassement de bruit en centile (ou niveaux de dépassement). La carte représente les niveaux dépassés 5 % du temps.



Source : Maglio *et al.* (2015)

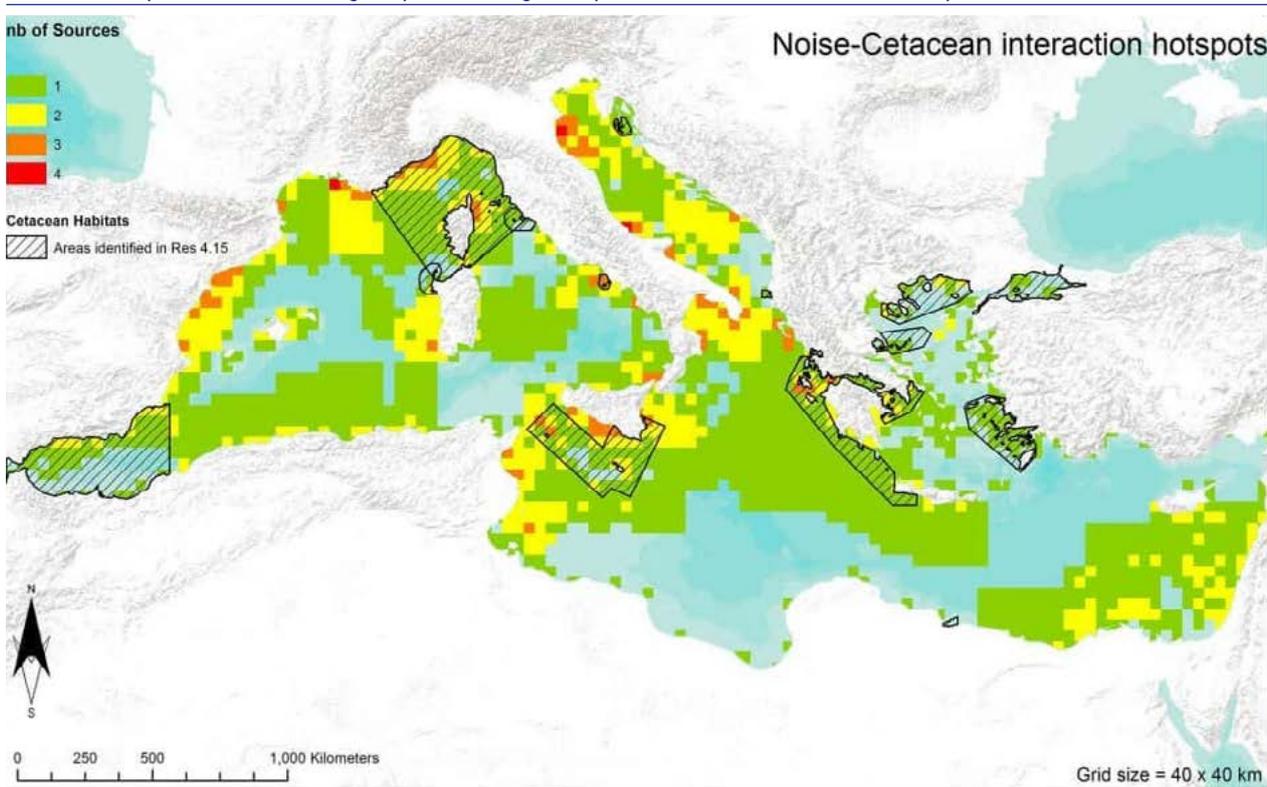
Comme l'illustre la Figure 139, plusieurs sources de bruit continu (navires) créent des champs sonores se propageant sur des dizaines voire des centaines de km, se chevauchant les uns les autres, et ayant pour conséquence, au final, une augmentation diffuse des niveaux de bruit ambiant. Cette augmentation constitue une modification des conditions acoustiques naturelles pour les organismes marins.

Figure 139. Niveaux des champs sonores se chevauchant créés par les multiples navires sillonnant la mer Ligurienne. La couche de profondeur est de 80 mètres ; date/heure : 10 octobre 2014 à 15h00 GMT (heure du méridien de Greenwich). Sur cette illustration, 22 navires sillonnent la zone au même moment. Les points rouge foncé représentent les niveaux de bruit exactement sous la position des navires. Les cercles concentriques sont les zones où le bruit est plus élevé à l'écart de la source du fait de la propagation sinusoïdale des ondes sonores.



Source : Maglio *et al.* (2015)

Figure 140. Vue d'ensemble des points névralgiques de bruit impulsionnel dans la zone de l'ACCOBAMS. Les sources de bruit comprennent les ports, les sites de forage de pétrole et de gaz, les parcs éoliens offshore, les levés sismiques, les zones militaires.



Source : Maglio et al. (2016)

Récemment, un rapport commandé par l'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente (ACCOBAMS) a présenté une carte à l'échelle de tout le bassin qui montre la densité des principales sources de bruit anthropique impulsionnel (c.-à-d. hors transport maritime) en mer Méditerranée (Maglio *et al.* 2016). Ce rapport a été élaboré à partir d'un jeu de données couvrant 1 446 ports et marinas, 228 plates-formes de forage pétrolier, 830 prospections sismiques, 7 millions de positions de navires, 52 projets de parcs éoliens, ainsi que les informations disponibles au grand public concernant les activités militaires pour la période allant de 2005 à 2015. En parallèle de l'augmentation du trafic maritime, l'augmentation des activités sismiques, notamment pour l'exploration pétrolière et gazière, est particulièrement marquante. Si en 2005 l'utilisation des canons à air, qui envoient un bruit impulsionnel fort allant jusqu'à 260 décibels vers le fonds marin, affectait 3,8 % de la surface méditerranéenne, cette part a augmenté pour atteindre 27 % en 2013. La cartographie du rapport révèle que les points névralgiques de bruit empiètent sur des zones protégées et/ou des zones revêtant une importance particulière pour les espèces de mammifères marins sensibles au bruit. Ces zones incluent le Sanctuaire Pelagos pour la protection des mammifères marins en mer Ligurienne, le canal de Sicile, certaines zones de la fosse Calypso, ainsi que les eaux entre les îles Baléares et l'Espagne continentale où les activités génératrices de bruit se cumulent.

3.6.3. Impacts environnementaux

Le bruit sous-marin d'origine anthropique peut avoir divers impacts sur les espèces marines, allant d'expositions sans aucun effet négatif à des perturbations du comportement, une perte de l'audition, voire des décès. Les effets potentiels dépendent de différents facteurs, y compris de la concordance spatiale et temporelle de l'organisme et de la source de bruit, de la durée, de la nature et de la fréquence du son, du niveau reçu (niveau acoustique pour l'animal) et du contexte de l'exposition (par ex. les animaux peuvent être plus sensibles aux sons à des moments critiques, comme l'alimentation, la reproduction/ponte/nidification ou le soin/l'éducation des jeunes). Dans des zones avec des niveaux de bruit anthropique élevés, les horizons d'écoute sont significativement réduits par la hausse des niveaux de bruit de fond.

Le bruit ambiant est défini comme le bruit de fond sans sources identifiables (JRC 2010). Il comprend les bruits naturels (processus biologiques et physiques) et anthropiques. Des recherches ont démontré une augmentation des niveaux de bruit ambiant au cours des 50 dernières années, principalement due aux activités de transport maritime (JRC 2010). Cette augmentation pourrait entraîner un masquage de signaux biologiques importants (par ex. les appels de communication chez les mammifères

marins et les poissons), réduisant considérablement la portée sur laquelle les individus sont capables d'échanger des informations (Figure 141). Les mammifères marins modifient leurs signaux de communication dans les environnements bruyants, ce qui peut avoir des conséquences négatives. Une exposition chronique au bruit peut altérer de manière permanente des fonctions biologiques importantes et avoir des conséquences aussi graves que celles provoquées par une exposition aiguë.

Les systèmes de sonar avec sondage à écho sur les petits navires utilisent généralement des fréquences comprises entre 50 et 200 kHz. L'utilisation de sonars augmente, en particulier sur les embarcations de plaisance, sans que cette utilisation ne soit encadrée réglementairement. Ces embarcations ont tendance à naviguer dans les zones côtières où il y a une concentration de certains mammifères marins. Ces animaux utilisent des fréquences allant jusqu'à environ 180 kHz pour la communication, ce qui crée donc un chevauchement dans l'utilisation des fréquences (JRC, 2010).

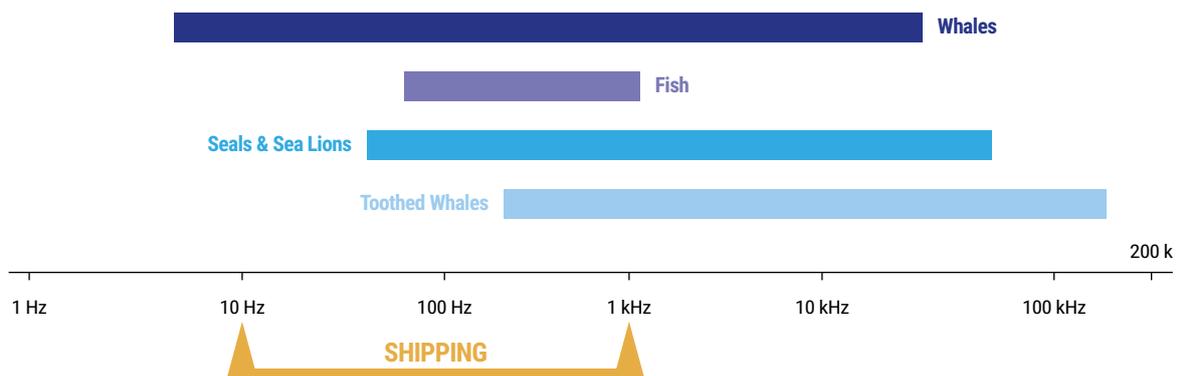
Une étude menée sur cinq sites dans la région occidentale de la mer Méditerranée (déroit de Gibraltar, mer d'Alboran, bassin des Baléares et bassin provençal) et la région adjacente de l'Atlantique NE (archipel des Açores) entre août 2006 et janvier 2009 (Castellote *et al.* 2012) a démontré que les rorquals communs mâles de deux sous-populations différentes modifiaient les caractéristiques de leur chant lorsque le bruit de fond était plus élevé. Ces résultats montrent que les caractéristiques temporelles et spectrales mesurées pour les notes du chant à 20 Hz du rorqual commun de deux sous-populations, sur des échelles spatiales à la fois petites et larges, diminuent face aux deux types de bruit anthropique : des niveaux de bruits élevés causés par le transport maritime et le bruit des canons à air utilisés dans les levés sismiques.

Le bruit sous-marin généré par les opérations industrielles (prospection pétrolière et gazière via des levés sismiques) et les sonars de navigation, ainsi que la pêche illégale à l'explosif, qui sont tous identifiés comme des facteurs hautement perturbateurs pour le comportement des cétacés (Weir 2008), est une source d'inquiétude depuis au moins deux décennies car ils perturbent le comportement et peuvent même mener à des échouages collectifs atypiques de cachalots en Méditerranée (Notarbartolo di Sciara et Gordon 1997).

Une relation entre bruit et réactions des cétacés a également été établie dans le cas des baleines à bec et du bruit des navires (Aguilar de Soto *et al.* 2006 ; Pirota *et al.* 2012). Enfin, d'après de récentes évaluations de l'UICN, plusieurs espèces de cétacés présentent une tendance à la baisse de leurs populations, comme par exemple le dauphin à gros nez et le cachalot (Notarbartolo di Sciara *et al.* 2014 ; Bearzi *et al.* 2012).

Les effets du bruit des navires ont aussi été démontrés sur le comportement du thon rouge *Thunnus thynnus* dans les îles Égades (Sarà *et al.* 2007). Cette étude a montré que la pollution sonore locale générée par les bateaux entraînait des écarts comportementaux dans les bancs de thons. Le déplacement en banc améliore la précision d'orientation des thons pendant leur migration de frai et une altération du comportement des bancs peut affecter la précision de leur migration vers leurs habitats de frai et d'alimentation. En l'absence de bruit de navigation, les thons adoptaient une structure de banc concentrée et coordonnée avec une nage unidirectionnelle et sans forme précise. Lorsqu'un transbordeur a approché, les thons ont changé de direction et augmenté leur mouvement vertical vers la surface ou le fond. Le banc a alors montré une structure éparse et des comportements de nage non coordonnés. Les hydroptères semblaient

Figure 141. Bandes de fréquences types des sons produits par les mammifères marins et poissons par rapport aux sons nominaux basses fréquences associés au transport maritime commercial. À noter que certains organismes sont sensibles à des fréquences au-delà de celles qu'ils émettent.



Source : JRC (2010)

provoquer une réponse similaire, mais sur des périodes plus courtes. Un comportement agonistique est apparu plus évident lors de l'exposition aux bruits de moteurs hors-bords de petites embarcations.

Le trafic nautique a également été reconnu comme source de bruit anthropique pour le zooplancton dans les aires marines protégées de Capo Gallo et Isola delle Femmine (Sicile, sud de la Méditerranée, Italie) (Bracciali *et al.* 2012). Les fréquences d'alimentation, la réaction de fuite et la densité des bancs de castagnoles (*Chromis*) ont été étudiées. *C. chromis* est l'espèce zooplanctivore la plus courante et la plus abondante dans les écosystèmes côtiers marins de la mer Méditerranée. Une modification significative des habitudes d'alimentation quotidiennes de *C. chromis* a été observée du fait du bruit des navires, qui a été légèrement atténuée par les zones d'interdiction de pêche et de collecte au sein de l'AMP. Une augmentation du volume du trafic a coïncidé avec des fréquences d'alimentation plus faibles. La réaction de fuite a été plus longue (>1 mn.) au passage d'un bateau à proximité, tandis que les embarcations amarrées n'ont pas entraîné de réaction de fuite.

L'étude de Perez *et al.* (2000) s'est intéressée aux effets de la pollution sonore produite par un fort trafic maritime (principalement des navires commerciaux, puis les flottes de pêche et les embarcations de plaisance) dans la mer d'Alboran. Ils ont utilisé à la fois des méthodes acoustiques (en estimant l'intensité des bruits de navires et des sons des cétacés sur une échelle de 0 à 5) et visuelles (en enregistrant les nombres de navires et cétacés présents simultanément). Les résultats visuels ont démontré que les cétacés n'évitent pas totalement les navires de passage. En revanche, ils ont pu établir une corrélation négative entre les clics et sifflements des cétacés et le bruit des navires, ce qui peut être interprété soit comme une réponse des petits cétacés au bruit des navires, soit comme un masquage de la capacité de l'analyste à détecter les sons des cétacés par le bruit des navires. Dans les deux cas, les chercheurs ont conclu que les possibilités d'exploration de leur environnement via la production de sons par les cétacés (dans le premier cas par une diminution de leurs appels) et leur réception (dans le second cas en masquant les sons qui devraient être perçus) pourraient être grandement réduites.

3.6.4. Mesures

Mesures définies au niveau international

En 2014, l'OMI a adopté des Directives techniques non-obligatoires pour réduire la survenance de bruits sous-marins liés aux opérations des navires de commerce, afin d'atténuer leurs impacts sur la faune marine. Ce document avait pour objectif de fournir des conseils

généraux et non obligatoires aux concepteurs, constructeurs et opérateurs de navires pour la réduction du bruit sous-marin causé par les navires de commerce, qui ont des conséquences négatives à court et long terme sur la faune marine, notamment les mammifères marins. Les Directives se concentrent sur les principales sources de bruit sous-marin, à savoir les hélices, la forme de la coque, les machines se trouvant à bord et les autres aspects liés à l'exploitation et à l'entretien, comme le nettoyage de la coque. Les principales recommandations sont les suivantes :

- utiliser des modèles de calcul pour estimer le niveau de bruit prévu total et pour identifier les mesures d'atténuation ;
- utiliser des normes et références : (i) pour mesurer le bruit sous-marin (par ex. ISO/PAS 17208-1, ISO/DIS 16554) ; (ii) pour concevoir de nouveaux navires de commerce conformes aux spécifications internationales relatives au bruit ;
- adopter certaines considérations dans la conception, notamment pour les navires neufs (conception des hélices et de la coque de manière à réduire la cavitation), et des technologies supplémentaires pour les navires existants ;
- sélectionner des machines à bord appropriées ainsi qu'adopter des mesures adaptées de lutte contre les vibrations ;
- adopter des modifications opérationnelles et des mesures d'entretien (nettoyage de l'hélice, polissage de la surface de la coque sous l'eau, choix de la vitesse du navire, décisions en matière de routage et d'exploitation pouvant réduire les effets néfastes sur la faune marine).

Les Directives incluent également des définitions et des normes de mesure du bruit sous-marin.

Zones maritimes particulièrement vulnérables et mesures de routage

Le bruit sous-marin et de ses effets sur la faune marine est également prise en compte dans les « zones maritimes particulièrement vulnérables » (PSSA) désignées par l'OMI. Des mesures de routage des navires peuvent être proposées à l'adoption en lien avec une PSSA, afin de protéger la faune marine. L'OMI a également adopté une série de mesures de routage visant à protéger les baleines et autres cétacés des collisions avec des navires pendant les saisons de reproduction, en tenant les navires à l'écart de zones spécifiques. Ces mesures peuvent aussi avoir un effet positif en termes de réduction des impacts du bruit sous-marin.

Bruit causé par les activités de dragage

La question du bruit sous-marin s'inscrit également dans le cadre des travaux menés en vertu de la Convention et du Protocole de Londres pour protéger le milieu marin contre la pollution résultant de l'immersion de déchets. En effet, les opérations de dragage, dont les déblais sont les principaux matériaux pouvant être rejetés à la mer

en vertu de ces deux instruments, sont elles aussi une source de bruits anthropiques. L'Organisation mondiale des associations de dragage (WODA) a soumis des orientations techniques relatives aux bruits sous-marins produits lors des opérations de dragage aux Groupes scientifiques de la Convention et du Protocole de Londres. Celles-ci fournissent des conseils aux décideurs, aux parties prenantes et aux scientifiques sur la manière de gérer les conséquences des bruits sous-marins essentiellement dus à ces activités.

Au niveau européen, l'introduction de la Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (2008/56/CE, UE, 2008) impose aux États membres de l'Union européenne, afin d'assurer un haut niveau de protection de l'environnement marin, en particulier des espèces et des habitats, que les procédures d'évaluation et de contrôle de l'impact environnemental des projets sur l'environnement marin tiennent compte des caractéristiques de ces projets, avec un intérêt particulier sur les technologies utilisées (par exemple les levés sismiques utilisant des sonars actifs).

À travers la Directive et la Décision de la Commission de septembre 2010 (2010/477/UE, relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines), le bruit sous-marin a été reconnu comme une source de pollution et inclus dans les descripteurs de haut niveau qualitatifs pour l'atteinte d'un bon état écologique. Afin d'aider à la mise en œuvre de la DCSMM, le Groupe de travail 11 s'est penché sur le « Bruit sous-marin et les autres formes d'énergie » et a publié son premier rapport en avril 2010. Une grande partie

des travaux s'est portée sur la définition d'indicateurs communs à utiliser pour surveiller le bruit sous-marin (Tableau 31).

Comme précisé dans le guide *Monitoring Guidance of Underwater Noise* (Dekeling et al. 2014), l'Indicateur 11.2.1 évalue le problème de l'exposition chronique de la faune marine au bruit ambiant à basses fréquences, dont le principal contributeur est le bruit lié au transport maritime de commerce. Cet Indicateur impose une surveillance de la tendance du niveau de bruit ambiant sur les bandes de 1/3 d'octaves 63 Hz et 125 Hz (fréquence centrale; réf. 1 µPa RMS, le niveau de bruit moyen sur ces bandes d'octaves sur une année), mesurée sur différentes stations d'observation.

Mesures et initiatives définies au niveau méditerranéen

Le Programme de surveillance et d'évaluation intégrées (IMAP), établi dans le cadre de la Convention de Barcelone, inclut un Objectif écologique (OE11) et deux Indicateurs possibles (IP 26 et 27) relatifs au bruit sous-marin. Bien que pour l'instant la surveillance de cet OE ne soit pas obligatoire et que la plupart des données actuellement disponibles pour la région proviennent d'autres sources (ACCOBAMS, projet QuietMedII, cf. ci-dessous), l'existence de cet OE démontre que l'importance du bruit sous-marin est reconnue et pose un problème pour les écosystèmes de la Méditerranée.

Le projet européen quietMED vise à obtenir une meilleure coordination entre les États membres partageant

Tableau 31. Indicateurs proposés dans le Rapport du Groupe de travail 11 d'avril 2010.

Caractéristique	Critères pour évaluer le descripteur	Indicateurs devant être mesurés
Bruit sous-marin - Émissions impulsives de basse et moyenne fréquences	Sons anthropiques impulsifs de grande amplitude dans une bande de fréquence située entre 10 Hz et 10 kHz, évaluée soit en utilisant l'énergie du son au fil du temps (Niveau d'exposition acoustique – <i>Sound Exposure Level SEL</i>) soit le pic d'activité acoustique de la source d'émission. Les seuils d'émissions fixés à la suite de l'étude des niveaux reçus sont susceptibles d'affecter les dauphins ; ces niveaux de bruit peuvent aussi être inappropriés pour certaines espèces du biote marin. Cet indicateur concerne l'extension temporelle et spatiale de ces sons.	La proportion des jours d'une année, sur des zones 15°N X 15°E/W dans lesquelles les sources de bruit anthropique excèdent l'un des deux niveaux, 183 dB re 1µ Pa2.s (c'est-à-dire mesurées comme niveau d'exposition acoustique, SEL) ou 224 dB re 1µ Pa _{peak} (c'est-à-dire mesurée comme niveau de pression acoustique maximal) quand extrapolée à un mètre, est située sur une bande de fréquence de 10 Hz à 10 kHz.
Bruit sous-marin - Émissions impulsives de haute fréquence	Il apparaît que les émissions provenant de sonars en dessous de 200 kHz pouvant avoir des effets néfastes potentiels, surtout sur les mammifères marins, sont en augmentation.	Le nombre total de navires équipés de systèmes sonar générant des impulsions sonar en dessous de 200 kHz devrait diminuer d'au moins X % ⁽¹⁾ par an à compter de [c.a.d 2012].
Bruit sous-marin - Émissions continues de basse fréquence	Le bruit ambiant sans sources distinctement détectables peut entraîner le masquage des signaux biologiques, modifier les communications des animaux marins, et par son exposition chronique, pourrait de manière permanente altérer des fonctions biologiques essentielles. L'apport anthropique à ce bruit ambiant a augmenté. Cet indicateur nécessite un programme d'observations des émissions sonores permettant aux tendances sur le bruit ambiant anthropique d'être suivies.	Le niveau de bruit ambiant mesuré par une série de stations d'observation de représentation statistique dans les mers régionales, situé dans les bandes de tiers d'octave 63 et 125 Hz (fréquence centrale) ne devrait pas dépasser la valeur de référence de l'année [c.a.d 2012] soit 100 dB (re 1µ Pa rms ; niveau de bruit moyen sur ces bandes d'octave sur un an).

(1) La diminution du pourcentage cible (x) d'usage serait fixée par les États membres selon la rapidité à laquelle cette réduction est jugée nécessaire.

des régions et sous-régions marines afin d'augmenter le niveau de protection et le statut de préservation des espaces marins en mer Méditerranée contre les dommages causés par le bruit sous-marin résultant d'activités anthropiques. Ce projet a pour objectif d'améliorer le niveau de cohérence et de compatibilité concernant le Descripteur 11 (bruit sous-marin) en optimisant la coopération entre les États du bassin méditerranéen pour la mise en œuvre du second cycle de la Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin ».

L'Accord sur la conservation des cétacés de la mer Noire, de la mer Méditerranée et de la zone Atlantique adjacente (ACCOBAMS) a traité de l'impact du bruit sous-marin sur les espèces de cétacés à travers diverses actions. D'un point de vue réglementaire, les Résolutions 2.16 (2004), 3.10 (2007), 4.17 (2010), 5.13 (2013) et 6.17 (2016) constituent des outils juridiques pour promouvoir l'adoption et la diffusion de mesures d'atténuation pour les parties prenantes de chaque Partie contractante. La Résolution 5.13 : Conservation des baleines à bec de Cuvier en Méditerranée et la Résolution 5.15 : Agir pour traiter l'impact du bruit d'origine anthropique renforcent les engagements pris par la Résolution 4.17 : Lignes Directrices pour faire face à l'impact du bruit d'origine anthropique sur les cétacés dans la zone de l'ACCOBAMS, qui exhorte les Parties à l'ACCOBAMS à reconnaître que le bruit océanique d'origine anthropique est une forme de pollution causée par l'introduction d'énergie dans l'environnement marin qui peut avoir des effets négatifs sur la faune marine, allant de perturbations à des blessures et décès. Cette Résolution encourage également les Parties à l'ACCOBAMS à :

saisir pleinement du problème du bruit anthropique dans l'environnement marin, y compris des effets cumulés, à la lumière des meilleures informations scientifiques disponibles et à prendre en compte la législation applicable des Parties, notamment en ce qui concerne la nécessité d'évaluations d'impact environnemental approfondies avant d'approuver les activités génératrices de bruit proposées.

En 2013, l'ACCOBAMS a préparé un Guide méthodologique examinant les pratiques et technologies existantes qui doivent être utilisées pendant ou à la place des activités maritimes conventionnelles produisant un bruit sous-marin impulsif. Ce Guide présente également des références quant aux technologies susceptibles d'être de plus en plus utilisées (et disponibles sur le marché) dans un futur proche. Les principales sources de bruit sous-marin impulsif recensées sont les suivantes : explorations sismiques (emploi de canons à air) ; constructions offshore (battage de pieux) ; sonar militaire ; explosions sous-marines. Les Lignes Directrices sur le bruit de l'ACCOBAMS récemment mises à jour (ACCOBAMS, 2019) fournissent de plus amples détails sur chacune des activités génératrices de bruit marin. Cette troisième version du guide traite à la fois des sources de bruit continu et impulsif, toutes deux potentiellement dangereuses pour la faune marine. Ce guide met en avant les pratiques et technologies qui pourraient être utilisées pendant ou à la place des activités maritimes conventionnelles produisant un bruit sous-marin. Ce Guide présente également des références quant aux technologies susceptibles d'être de plus en plus utilisées (et disponibles sur le marché) dans un futur proche.

Tableau 32. Outils d'atténuation pour le transport maritime (liste non exhaustive).

Conception des navires	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hélices à faibles émissions sonores : beaucoup de modèles à rendement plus élevé ou à cavitation réduite sur les pales 2. Interaction réduite hélice/gouvernail : gouvernail tordu, ailerons de gouvernail, forme de la coque... 3. Configuration des machines à bord : installation et emplacement adéquat des équipements, structures de fondation, type de propulsion, isolation antivibratoire
Technologies supplémentaires pour les navires existants	<ol style="list-style-type: none"> 1. Amélioration du flux de sillage pour réduire la cavitation : canal de Schneekluth, canal de Mewis... 2. Modifications ou ajouts d'appendices sur la coque : ailerons courbes (spoilers à ailettes), injection d'air sur l'hélice
Considérations opérationnelles et de maintenance	<ol style="list-style-type: none"> 1. Nettoyage de l'hélice/de la coque et autres travaux d'entretien classiques 2. Régulation de la vitesse du navire. Il s'agit d'un problème critique, car la vitesse du navire influence d'autres problèmes tels que le risque de collision entre baleiniers, les émissions de gaz atmosphériques, la consommation de carburant, le délai de livraison, la durée de navigation, etc. Le concept de Smart Steaming est en cours d'élaboration pour résoudre le problème du compromis entre les facteurs environnementaux et économiques 3. Déroutage et autres mesures opérationnelles

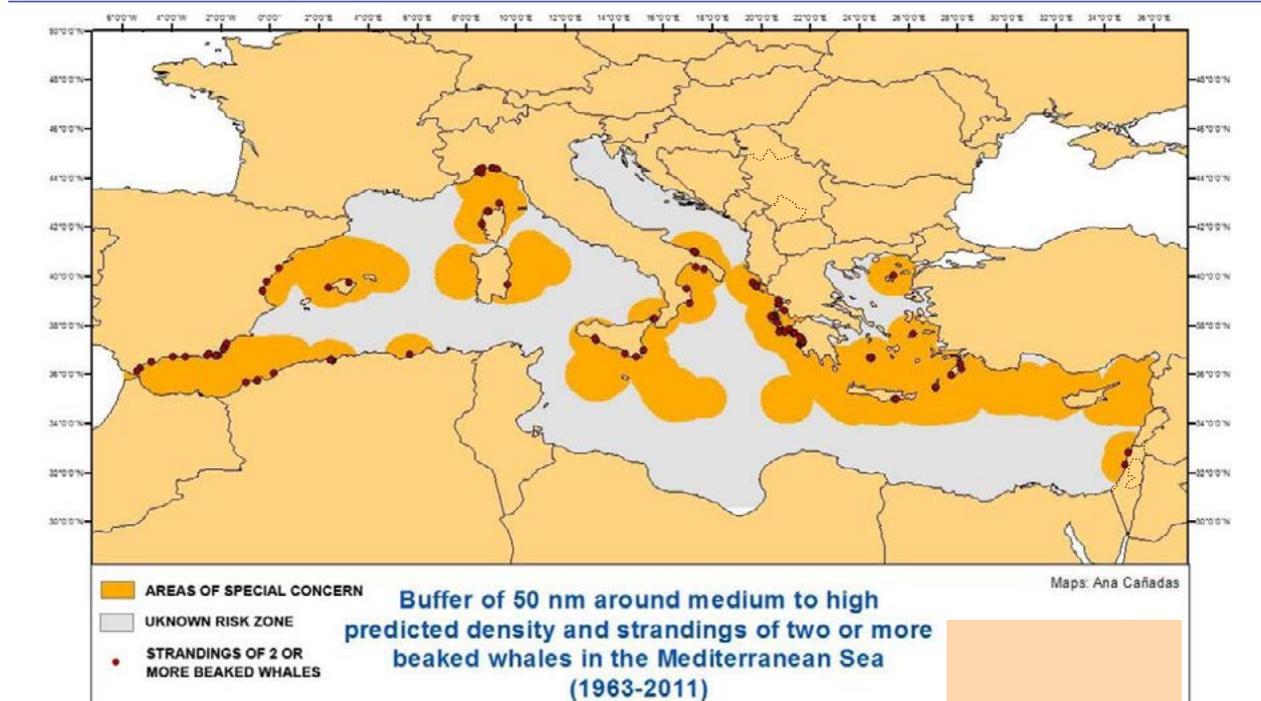
Source : ACCOBAMS (2019) (adaptation de la Circ. 883 de l'OMI/MEPC et de Renilson Marine Consulting Pty Ltd 2009)

Concernant le transport maritime, les Lignes directrices suggèrent que le bruit des navires devrait être contrôlé au travers de mesures de gestion appropriées.

En outre, ce guide examine les informations sur les zones où des mesures d'atténuation spatiale devraient être appliquées en mer Méditerranée, c'est-à-dire les zones où les activités ayant un impact sonore sur les cétacés devraient être évitées.

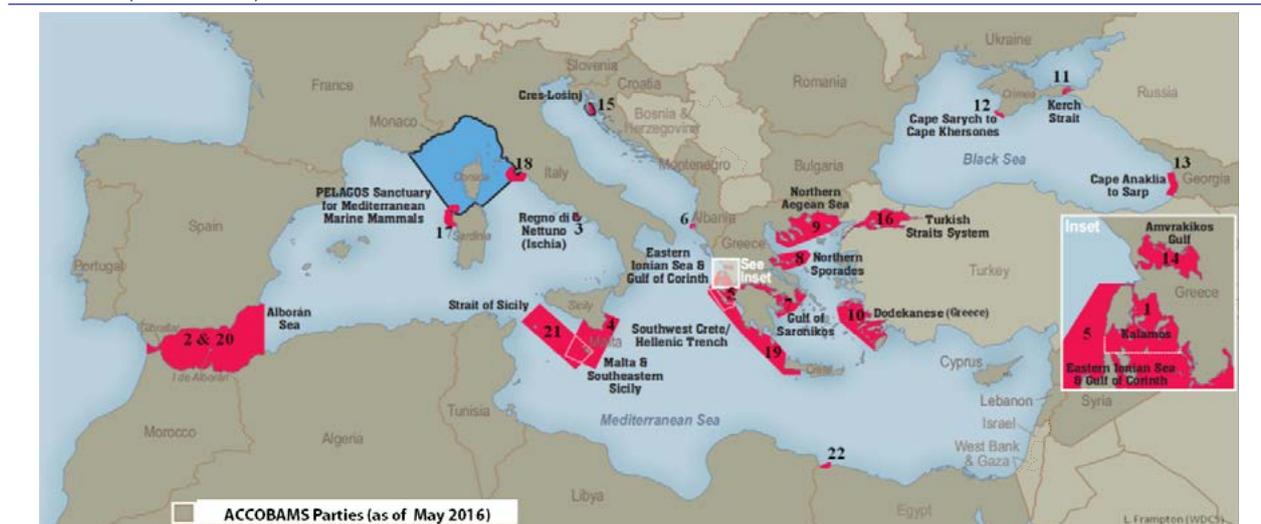
La Résolution 5.13 de l'ACCOBAMS « Conservation des baleines à bec de Cuvier en Méditerranée » souligne que le concept de zones d'intérêt spécial dans lesquelles le bruit serait atténué devrait être amélioré et inclure dans les exigences d'atténuation des études dédiées et des efforts de surveillance de tous les habitats potentiels de la baleine à bec de Cuvier avec des zones tampons autour des activités bruyantes prévues.

Figure 142. Zones d'intérêt spécial pour les baleines à bec.



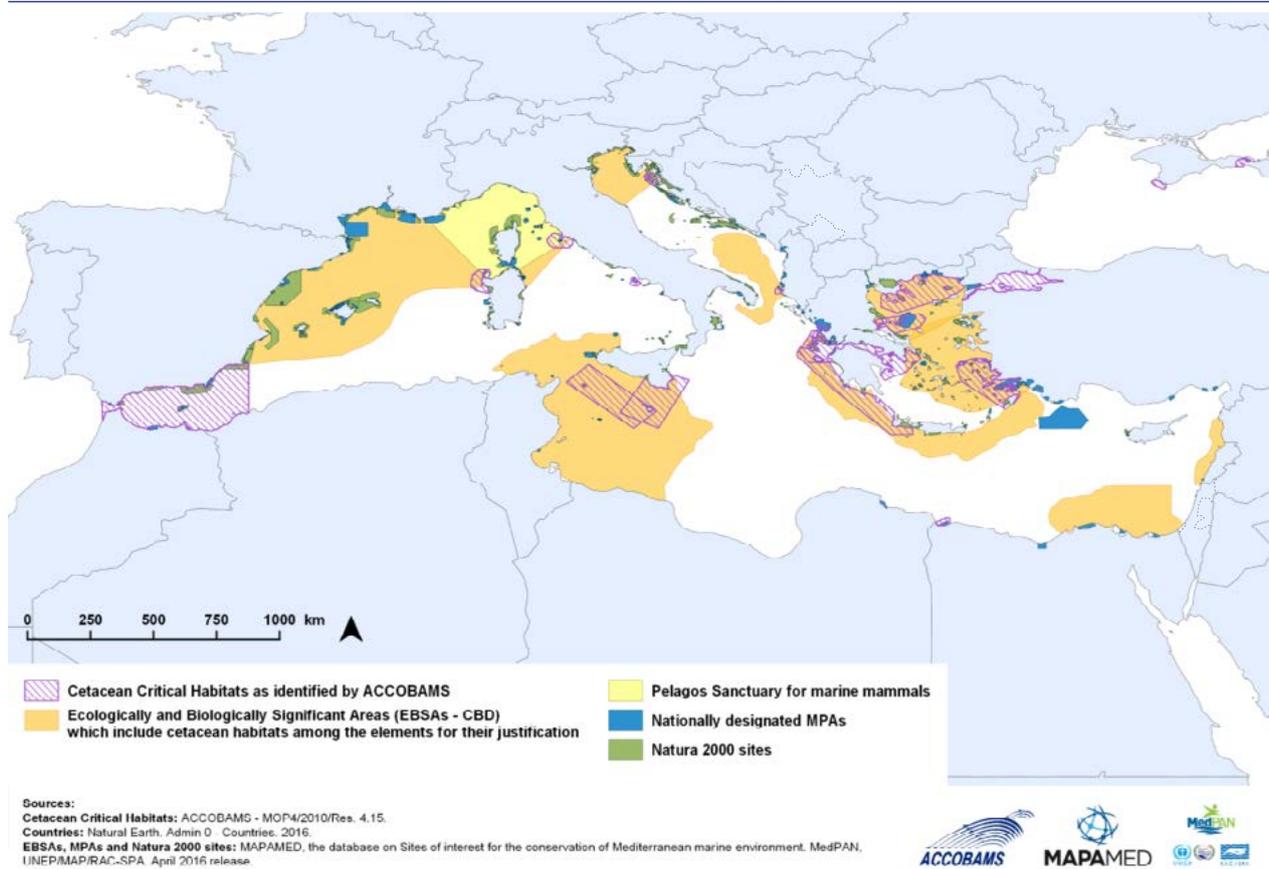
Source : ACCOBAMS

Figure 143. Habitats critiques pour les cétacés (zones en rouge) et Sanctuaire Pelagos pour la protection des mammifères marins (zone en bleu).



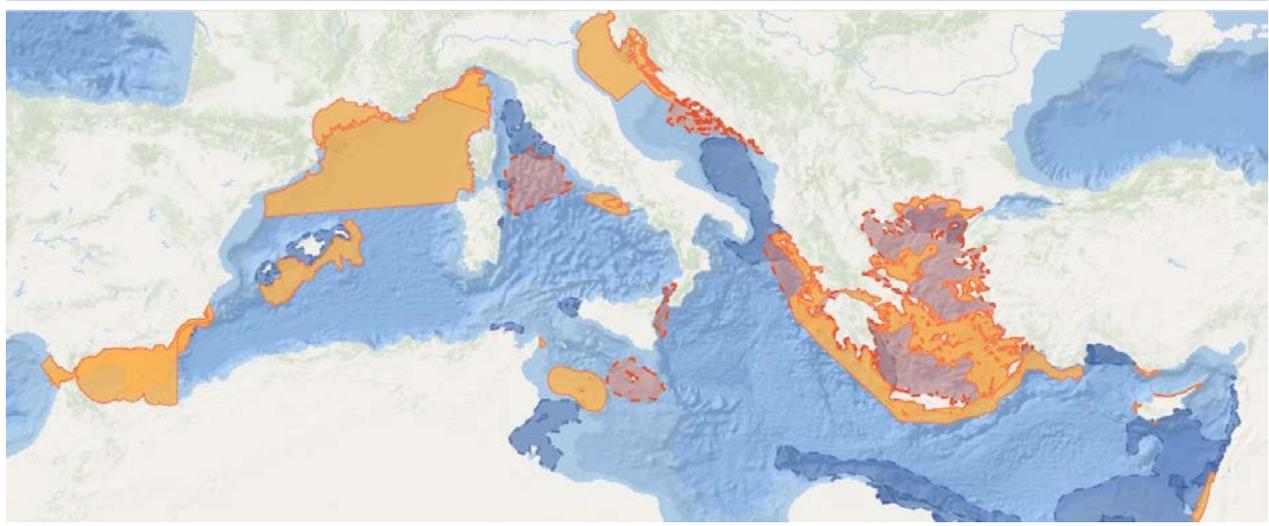
Source : ACCOBAMS

Figure 144. Habitats critiques pour les cétacés et autres zones de préservation pertinentes pour les cétacés.



Source : ACCOBAMS

Figure 145. Aires importantes pour les mammifères marins (IMMA, en orange), IMMA potentielles (cIMMA, en rouge) et Zones d'intérêt (ZI, en bleu).



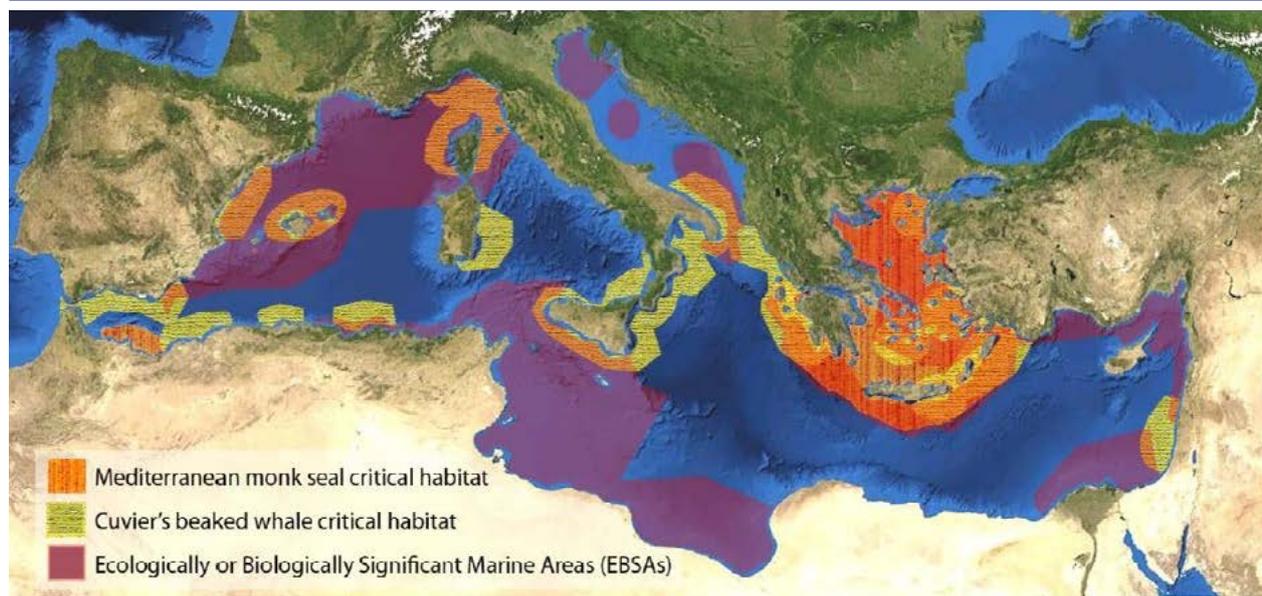
Source : Groupe de travail sur les Aires importantes pour les mammifères marins www.marinemammalhabitat.org

Lors de la 10^e Réunion du Comité scientifique de l'ACCOBAMS, il a également été proposé d'établir des « zones calmes » comme solution possible pour atténuer les impacts négatifs du bruit anthropique sur certaines des espèces les plus sensibles (Lüber *et al.* 2015). Afin d'assurer un bon fonctionnement de ces « zones calmes », il a été recommandé d'établir quatre aires spécialement protégées d'importance méditerranéenne en vertu de la Convention de Barcelone (ASPIM), qui couvriraient les habitats critiques pour la baleine à bec de Cuvier et le phoque moine en mer Méditerranée.

Enfin, l'ACCOBAMS a aussi développé un Registre du bruit pour la Méditerranée. Il s'agit d'une base de données regroupant des données sur la répartition temporelle et spatiale des activités humaines générant de forts signaux acoustiques impulsionnels sur la gamme des basses à moyennes fréquences. Concernant la mise en œuvre du registre régional pour la mer Méditerranée, un Mémoire d'accord définit depuis 2016 la coopération entre l'ACCOBAMS et la Convention de Barcelone sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée.

Dans le cadre de la Convention de Barcelone, la Stratégie régionale pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2016-2021) (PNUE(DEPI)/MED IG.22/28) a inclus dans ses résultats attendus : la préparation d'un Programme de suivi de l'EcAp et l'intégration de l'EcAp aux activités globales du PNUE-PAM dans le contexte de la Convention de Barcelone, la réduction du bruit marin généré par des activités humaines étant un des objectifs écologiques. La Stratégie régionale a reconnu que les États membres de l'OMI s'étaient inquiétés depuis des années qu'une part significative du bruit sous-marin généré par l'activité humaine puisse être imputable au transport maritime de commerce et la communauté internationale reconnaît que le bruit sous-marin rayonné des navires de commerce peut avoir des conséquences négatives à la fois à long terme et à court terme sur la faune marine, en particulier sur les mammifères marins. Par conséquent, la Stratégie régionale souligne l'importance de la mise en œuvre des Directives visant à réduire les bruits sous-marins produits par les navires de commerce pour atténuer leurs incidences néfastes sur la faune marine de l'OMI et a invité les États Membres à utiliser ces Directives.

Figure 146. « Zones calmes » proposées en mer Méditerranée.



Source : Lüber *et al.* (2015)

3.6.5. Références

- Abdulla, A., Linden, O. (2008). Maritime traffic effects on biodiversity in the Mediterranean Sea: review of impacts, priority areas and mitigation measures, IUCN Centre for Mediterranean Cooperation, Malaga, Spain.
- ACCOBAMS (2019). Methodological guidance on underwater noise mitigation measures. ACCOBAMS-MOP7/2019/Doc 31Rev1.
- Aguilar de Soto, N., Johnson, M., Madsen, P.T., Tyack, P.L., Bocconcelli, A., Borsani, F.J. (2006). Does Intense Ship Noise Disrupt Foraging in Deep-Diving Cuvier's Beaked Whales (*Ziphius Cavirostris*)? *Marine Mammal Science* 22: 690–699.
- ASCOBAMS (2009). Report of the ASCOBANS Intersessional Working Group on the Assessment of Acoustic Disturbance.
- Bass, A.H., McKibben, J.R. (2003). Neural mechanisms and behaviors for acoustic communication in teleost fish. *Progress in Neurobiology* 69 (1): 1-26.
- Bolgan, M., Picciulin, M., Codarin, A., Fiorin, R., Zucchetta, M., Malavasi, S. (2015). Is the Venice lagoon noisy? First passive listening monitoring of the Venice lagoon: possible effects on the typical fish community.
- Bracciali C, Campobello D, Giacoma C, Sarà G 2012. Effects of Nautical Traffic and Noise on Foraging Patterns of Mediterranean Damselfish (*Chromis chromis*). *PLoS ONE* 7(7): e40582. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0040582>.
- Castellote, M., Clark, C.W., Lammers, M.O. (2012). Acoustic and behavioural changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biological Conservation* 147 (1): 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.021>.
- Codarin, A. (2008). Nautica da diporto e sue emissioni sonore subacquee: implicazioni sulla detezione di suoni di conspecifici e sulla sensibilità acustica di *Sciaena umbra* (Linnaeus, 1758) e *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758) presso la Riserva Naturale Marina di Miramare (Golfo di Trieste, Nord Adriatico). Master Thesis in Ethology of marine organisms, University of Trieste. 112 pp.
- Codarin, A., Wysocki, L.E., Ladich, F., Picciulin, M. (2009). Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area (Miramare, Italy). *Mar. Pollut. Bull.*, 58: 1880-1887.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, S., Andersson, M.H. et al. (2014). Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary. 10.2788/29293.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A. et al. (2014). Monitoring guidance for underwater noise in European seas. Part I: executive summary. Part II: monitoring guidance specifications. Part III: background information and annexes. Joint Research Centre Scientific and Policy Reports EUR 26557, 26555, and 26556 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Hildebrand, J.A. (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Mar Ecol Prog Ser* 395:5-20. <https://doi.org/10.3354/meps08353>.
- JRC (2010). Marine Strategy Framework Directive. Task Group 11. Report – Underwater noise and other forms of energy.
- Leeper, R.C. & Renilson, M.R. (2012). A review of practical methods for reducing underwater noise pollution from large commercial vessels. Faculty of Mechanical, Maritime and Materials Engineering. Department of Marine and Transport Technology Research group Ship Hydromechanics and Structures Report number T2012-2. <http://resolver.tudelft.nl/uuid:6890adcd-f200-427d-b583-632495327700>.
- Lüber, S., Frey, S., Prideaux, M., and Prideaux, G. (2015). Protecting Cuvier's beaked whale and Mediterranean monk seal critical habitat from anthropogenic noise in the Mediterranean Sea.
- Maglio, A., Soares, C., Bouzidi, M., Zabel, F., Souami, Y., Pavan, G. (2015). Mapping shipping noise in the Pelagos Sanctuary (French part) through acoustic modelling to assess potential impacts on marine mammals. *Sci. Rep. Port-Cros natl. Park*, 29: 167-185.
- Maglio, A., Pavan, G., Castellote, M., Frey, S. (2016). Overview of the noise hotspots in the Accobams area. Part I - Mediterranean Sea.
- Notarbartolo Di Sciara, G. (2014). Sperm whales, *Physeter macrocephalus*, in the Mediterranean Sea: a summary of status, threats, and conservation recommendations. *Aquatic conservation* 24 (1). Supplement: Ecology, Behaviour and Conservation of Sperm Whale in the Mediterranean Sea: 4-10. <https://doi.org/10.1002/aqc.2409>.

- Perez, A., Canadas, A.M., Sagarminaga, R., San Martin, G. (2000). The effects of acoustic pollution on the cetaceans of the Alborán Sea (Spain). Proceedings of the 14th annual conference of the European Cetacean Society, Cork, Ireland 2-5 April, 2000:191.
- Picciulin, M., Codarin, A. (2007). Valutazione dell'impatto acustico sull'ambiente marino del promontorio di Miramare e definizione di linee guida per la sua gestione. WWF-Riserva Naturale Marina di Miramare. Internal report.
- Picciulin, M., Codarin, A., Sebastianutto, L. (2011). C'è qualcosa sotto: valutazione degli impatti biologici dell'inquinamento acustico subacqueo nelle acque costiere provinciali e sensibilizzazione degli stakeholders per la realizzazione di misure di mitigazione. Dipartimento di Scienze della Vita, University of Trieste (internal report).
- Picciulin, M., Sebastianutto, L., Codarin, A., Farina, A., Ferrero, E.A. (2010). In situ behavioural responses to boat noise exposure of *Gobius cruentatus* (Gmelin, 1789; fam. Gobiidae) and *Chromis chromis* (Linnaeus, 1758; fam. Pomacentridae) living in a marine protected area. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 386: 125-132.
- Pieretti, N., Lo Martire, M., Corinaldesi, C., Musco, L., Dell'Anno, A., Danovaro R. (2020). Anthropogenic noise and biological sounds in a heavily industrialized coastal area (Gulf of Naples, Mediterranean Sea). *Marine Environmental Research* 159, 105002. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2020.105002>.
- Pirotta, E., Milor, R., Quick, N., Moretti, D., Di Marzio, N., Tyack, P., Boyd, I., Hastie, G. (2012). Vessel noise affects beaked whale behavior: results of a dedicated acoustic response study. *PlosOne* 7: e42535.
- Popper, A. Hawkins (Eds.) (2016). *The Effects of Noise on Aquatic Life*, Springer, New York.
- Pulvirenti, S., Inerra, P., Caruso, F., Giovanetti, G. et al. (2014). Analisi del rumore acustico sottomarino e correlazione con il traffico navale presente nell'area del Golfo di Catania. Associazione Italiana di Acustica. 41° Convegno Nazionale. Pisa, 17-19 giugno 2014.
- Radford, A.N., Kerridge, E., Simpson, S.D., (2014). Acoustic communication in a noisy world: can fish compete with anthropogenic noise? 2014. *Behavioral Ecology* 25 (5): 1022-1030.
- Rako, N., Fortuna, C.M., Holcer, D., Mackelworth, P., Nimak-Wood, M., Pleslic', G., Sebastianutto, L., Vilibic', I., Wiemann, A., Picciulin, M. (2013). Leisure boating noise as a trigger for the displacement of the bottlenose dolphins of the CresLošinj archipelago (northern Adriatic Sea, Croatia). *Mar. Pollut. Bull.*, 68: 77-84.
- Rako, N., Picciulin, M., Mackelworth, P., Holcer, D., Fortuna, C.M. (2012). Long-Term Monitoring of Anthropogenic Noise and Its Relationship to Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Distribution in the Cres-Lošinj Archipelago, Northern Adriatic, Croatia. In: Popper A.N., Hawkins A. (eds) *The Effects of Noise on Aquatic Life. Advances in Experimental Medicine and Biology*, vol 730. Springer, New York, NY.
- Rex, A.K., Howe, B.M., Mercer, J.A. (2011). Long-time trends in ship traffic noise for four sites off the North American West Coast. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129 (2) doi.10.1121/1.3518770.
- Ross, D. (2005). Ship sources of ambient noise. *IEEE J. Ocean Eng.*, 30: 257-261.
- Sarà, G., Dean, J.M., D'Amato, D., Buscaino, G., Oliveri, A., Genovese, S., Ferro, S., Buffa, G., Lo Martire, M., Mazzola, S. (2007). Effect of boat noise on the behaviour of bluefin tuna *Thunnus thynnus* in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* 331: 243-253. doi:10.3354/meps331243.
- Slabbekoorn, H., Bouton, N., van Opzeeland, I., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A.N. (2010). A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (7): 419-427.
- Tasker, M.L., Amundin, M., André, M., Hawkins, A., Lang, W., Merck, T., Scholik-Schlomer, A., Teilmann, J., Thomsen, F., Werner, S., Zakharia, M. (2010). Marine Strategy Framework Directive Task Group 11 Report – underwater noise and other forms of energy. Available at <http://www.ices.dk/projects/MSFD/TG11final.pdf>.
- Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., André, M., Brensing, K., Dalen, J., Dekeling, R.P.A., Robinson, S., Tasker, M.L., Thomsen, F., Werner, S. (2012). European marine Strategy Framework Directive Good Environmental Status (MSFD GES). Report of the Technical Subgroup on underwater noise and other forms of energy, 27 February 2012. Available at http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/MSFD_reportTSG_Noise.pdf.





4.

État des lieux et perspectives de la pollution marine provenant des navires et activités offshore en Méditerranée : conclusions clés et recommandations

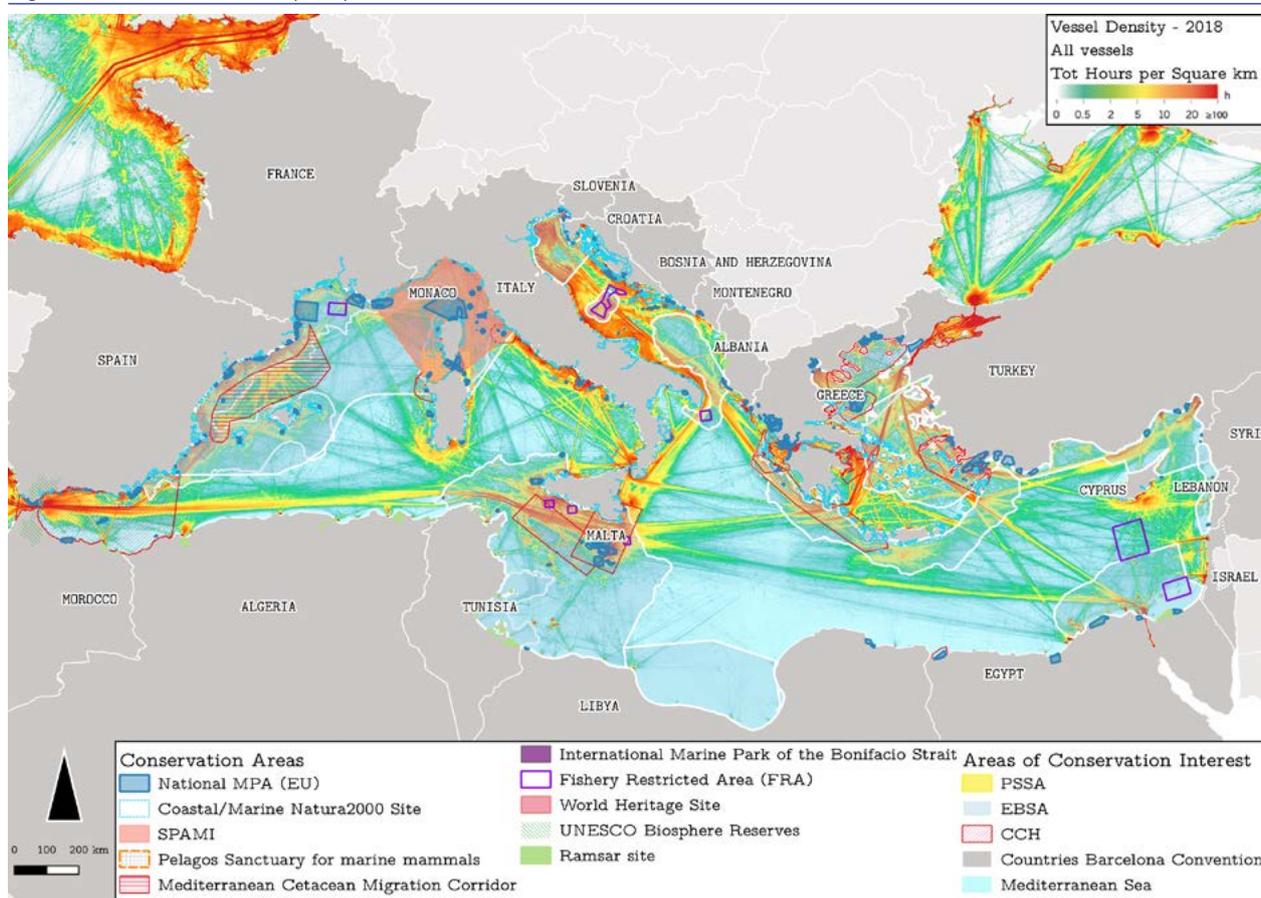
Le trafic maritime, d'une part, et l'exploration et la production de pétrole et de gaz (O&G) offshore, d'autre part, sont des activités maritimes stratégiques en Méditerranée. Même si par rapport à d'autres, la mer Méditerranée est une région peu productrice de pétrole et de gaz offshore, elle représente un point névralgique du trafic maritime. Elle occupe en effet une place stratégique au carrefour de trois continents (l'Afrique, l'Asie et l'Europe) et de trois couloirs maritimes importants : le détroit de Gibraltar, le canal de Suez et le détroit du Bosphore.

Le trafic maritime et l'exploration et la production de pétrole et de gaz (O&G) offshore constituent des vecteurs importants de pollution marine dans le bassin. Les impacts environnementaux et les risques qu'ils impliquent constituent des menaces pour les écosystèmes marins et la biodiversité, ainsi que pour d'autres activités humaines maritimes et côtières (par ex. la mariculture, le tourisme). Ces activités sont responsables d'un certain nombre de pressions exercées sur le milieu marin : perte ou rejet de déchets solides contribuant à la présence polluante de déchets marins, émissions de substances gazeuses polluantes et de particules dans l'atmosphère, émission de bruits et de vibrations sous-marins de nature impulsionnelle ou continue, rejet d'hydrocarbures et autres contaminants en mer, introduction d'espèces envahissantes par les eaux de ballast et l'encrassement des coques.

Ces exemples ne sont qu'une partie des pressions subies par la Méditerranée. Dans certains cas, des contributions importantes au même type de pressions que celles déterminées pour le trafic maritime sont également occasionnées par d'autres activités menées à terre : la prévalence générale des sources à terre de pollution par les déchets marins en est une illustration. La difficulté à identifier l'origine de la pollution rend la détermination des mesures de prévention encore plus complexe, tout comme l'évaluation de leur efficacité.

Le trafic maritime et les activités pétrolières et gazières offshore déterminent un nombre d'impacts sur le milieu marin à tous les niveaux d'organisation, des individus aux écosystèmes. Les impacts ont été observés aussi bien au niveau local qu'à une échelle spatiale plus large. Les rejets d'hydrocarbures, les collisions de navires avec des cétacés en danger et des tortues de mer piégées dans des filets de pêche sont peut-être les impacts les plus visibles, mais les bruits sous-marins, la contamination chimique, l'introduction d'espèces non-indigènes et la pollution atmosphérique sont également associés à ces secteurs. Responsable de différents types de pressions, le trafic maritime peut avoir des impacts multiples et cumulatifs : les cétacés sont un exemple des espèces particulièrement impactées, par les collisions avec les navires, l'ingestion de plastiques, l'exposition aux bruits sous-marins et à la pollution de l'eau.

Figure 147. Densité annuelle (2018) des navires transitant en Méditerranée.



Sources des données relatives à la densité de navires et aux ports : portail des activités humaines EMODnet (données récupérées le 2 juin 2020)

Les observations présentées dans cette étude permettent de constater généralement une bonne corrélation entre l'intensité du trafic maritime et les différentes pollutions provoquées. Pour faciliter l'identification des « hot spots » de pression imputables au trafic maritime, une synthèse est proposée par la Figure 147, illustrant la distribution de la densité des navires (2018) et les zones de préservation en place en Méditerranée. Cette carte est une actualisation de celle préparée par Randone *et al.* (2019).

Elle présente un chevauchement important entre certaines des zones présentant la plus forte densité de navires et certaines zones de préservation. Des exemples pertinents sont présentés ici. La zone des Habitats critiques pour les cétacés (CCH) identifiée dans l'ACCOBAMS à l'extrémité de la Méditerranée occidentale présente une intersection avec le principal couloir maritime emprunté par les navires marchands passant par le détroit de Gibraltar. Le couloir de migration des cétacés récemment établi (2019), entre les Baléares et le continent espagnol (provinces de Valence et de la Catalogne), et officiellement approuvé comme aire spécialement protégée d'importance méditerranéenne (ASPIM), se trouve également dans une zone impactée par le trafic maritime, en particulier par le trafic de passagers. Le Sanctuaire Pelagos pour les mammifères marins est une zone dans laquelle le trafic maritime a été identifié comme source majeure de pressions (collisions avec des navires, bruits sous-marins, gaz à effet de serre et autres polluants de l'atmosphère). Le couloir de Sicile est un autre point névralgique d'interaction entre le trafic maritime et les zones de préservation avec deux zones CCH et l'AIEB de Méditerranée centrale coupant le principal couloir maritime transméditerranéen et également certaines zones de routes de trafic courte distance très fréquentées entre la Sicile, les autres îles et archipels italiens et Malte. Dans l'Adriatique, les hot spots de trafic maritime se recoupent avec l'AIEB de l'Adriatique du nord et avec la FRA de l'Adriatique centrale. La partie la plus orientale de la Méditerranée représente elle aussi un hot spot d'interaction avec les CCH du détroit du Bosphore, du nord de la mer Égée (face à la province grecque de Macédoine centrale) et de la partie orientale de la mer Égée (au large de la côte turque). L'AIEB du sud de la mer du Levantin, au large d'Israël et de l'Égypte, se trouve également dans une zone de trafic maritime intense.

De vastes efforts de réduction de la pollution provenant des navires ont été engagés en vertu de la Convention internationale pour la prévention de la pollution provenant des navires (MARPOL). Ce texte édicte des règles visant à prévenir et réduire la pollution provoquée par les navires, tant accidentelle que liée à l'exploitation, et compte à ce jour six Annexes techniques. La mer Méditerranée a été reconnue comme Zone spéciale soumise à des contrôles stricts au titre de l'Annexe I (pollution par les hydrocarbures) et de l'Annexe V (pollution par les ordures). Sa désignation comme zone spéciale en vertu de l'Annexe VI est à l'étude. De nombreuses initiatives ont été mises en place dans le cadre de la Convention de Barcelone, en particulier à travers le REMPEC, afin d'accompagner et

de faciliter la mise en œuvre des mesures internationales ciblant la prévention et la réduction de la pollution provenant des navires par les États méditerranéens.

Dans ce rapport, nous avons compilé diverses données sur le trafic maritime et les activités O&G offshore dans leur rôle de vecteurs de pollution marine en Méditerranée et leurs impacts sur le milieu marin, en analysant en particulier cinq aspects clés : la pollution par les hydrocarbures et produits chimiques, les déchets marins, la pollution atmosphérique, les espèces non-indigènes (ENI) et les bruits sous-marins. Les principaux faits et chiffres concernant les vecteurs, impacts et mesures de riposte sont indiqués ci-après dans le paragraphe 4.1.1. Le schéma Forces–Pressions–État–Impact–Réponses (FPEIR) de la Figure 148 illustre de manière extrêmement synthétique les conclusions de cette étude.

Le trafic maritime en Méditerranée étant un secteur en plein essor et les activités O&G offshore étant stables/en léger recul, la pression globale sur le milieu marin devrait s'accroître. Mais parallèlement, des politiques ciblées, les avancées technologiques et les avancées de la science et de la recherche offrent de plus en plus de solutions efficaces pour améliorer la situation. Même si l'efficacité des mesures en place n'est que peu confirmée pour le moment, un certain nombre de considérations sur l'évolution anticipée de la pollution marine sont avancées au paragraphe 4.1.2. Les lacunes au niveau des connaissances et des recommandations pour de futures actions sont identifiées au paragraphe 4.1.3.

4.1.1. Principaux faits et chiffres

Trafic maritime

La Méditerranée représente moins de 1 % des océans de la planète. Elle occupe toutefois une position stratégique au carrefour de trois continents (l'Asie, l'Europe et l'Afrique) et de trois couloirs maritimes. La Méditerranée est l'une des mers les plus fréquentées au monde avec, sur l'année 2019, 24 % de la flotte mondiale de navires faisant escale ou traversant la Méditerranée, y compris les porte-conteneurs, les gaziers et les pétroliers et navires-citernes pour les produits chimiques représentant 36,5 %, 32,6 % et 27 % de la flotte mondiale respectivement. La Méditerranée est par ailleurs le deuxième marché mondial de la croisière (après les Caraïbes), avec 17,3 % des croisières mondiales en 2019.

En dépit de sa taille limitée, la Méditerranée est fortement impactée par le trafic maritime, à la fois commercial et de passagers. Plus de la moitié du trafic marchand en Méditerranée est intérieur (environ 58 %). Mais le bassin joue également un rôle important dans le trafic marchand international, avec les navires empruntant la route Suez-Gibraltar et pénétrant dans le bassin depuis le détroit du Bosphore, en plus du trafic maritime méditerranéen,

c.-à-d. les mouvements de navires entre un port de Méditerranée et un port situé en dehors du bassin.

La Méditerranée occidentale, la mer Égée, le bassin Levantin et les mers Adriatique et Ionienne sont les zones où le trafic maritime est le plus dense. Le trafic de passagers se concentre presque exclusivement sur les pays du nord du bassin méditerranéen. Les principales routes traversant la Méditerranée sont dominées par le trafic maritime de marchandises et de navires-citernes. Les grands porte-conteneurs empruntent essentiellement la route reliant l'est à l'ouest de la Méditerranée, avant de continuer vers les ports du nord de l'Europe, tandis que les cargos moins imposants relient les ports méditerranéens, également reliés par les activités de transbordement. La route est-ouest et celle provenant de la mer Noire sont également empruntées pour le transport du pétrole provenant des zones de production (golfe Persique, mer Noire et Moyen-Orient).

En 2019, on a dénombré 14 403 navires en Méditerranée et environ 453 000 escales portuaires. L'activité des navires traversant la Méditerranée sans escale en 2019 a représenté 5 251 navires pour un tpl total de 510 millions ; il s'agissait principalement de gros navires. Un peu plus de 24 % de la flotte mondiale a fait escale ou a traversé la Méditerranée en 2019. La majorité des navires a moins de 15 ans, mais les vieux navires restent nombreux. Globalement, la flotte navigant en Méditerranée est plus jeune que la flotte mondiale.

Sur la période 2010-2019, le commerce maritime depuis et vers les pays de la Méditerranée a augmenté de 284 millions de tonnes. Le vrac sec a le plus augmenté en nombre de tonnes, tandis que les cargaisons conteneurisées ont le plus augmenté en termes relatifs. Le vrac liquide n'a augmenté que de façon marginale (3 %), tandis que les marchandises diverses non conteneurisées ont baissé.

Les escales dans les ports méditerranéens ont nettement augmenté sur cette même période (+74,5 %). Cette progression a été particulièrement évidente pour les navires de passagers (x1,6). Ce constat s'explique peut-être également par une meilleure prise en compte des portions très fréquentes du trafic de passagers depuis 2010. Le nombre d'escales portuaires a fortement augmenté pour tous les types de navires marchands, à l'exception des porte-conteneurs qui affichent une augmentation plus faible entre 2010 et 2019 (11,4 %), et une baisse depuis 2016. La taille moyenne des navires et la capacité de charge associée des porte-conteneurs ont nettement augmenté dans le monde au fil des années et l'élargissement du canal de Suez a permis à des navires plus grands d'entrer en Méditerranée. Cela a probablement contribué à une baisse des escales portuaires sans diminution des volumes transportés.

À l'échelle internationale, on s'attend à une augmentation du commerce maritime de 3,4 % sur la période 2019-2024. Le transport marchand en Méditerranée est amené à se développer, sous l'impulsion du doublement

de capacité du canal de Suez et de la Route maritime de la soie du 21^e siècle, dans le cadre de l'initiative Belt and Road du gouvernement chinois qui vise à améliorer encore les échanges maritimes entre la Chine et l'Europe. Le trafic commercial et le transport de passagers devraient croître, y compris dans le premier cas avec l'accélération de la tendance déjà amorcée vers l'exploitation de méga porte-conteneurs, et dans le second, l'essor continu du secteur de la croisière.

Globalement, le commerce maritime en Méditerranée devrait se développer, dans les deux scénarios envisagés par le REMPEC (2020). Le premier scénario prend pour hypothèse de départ une croissance économique plus forte, un pic de la consommation énergétique plus tardif et une baisse plus lente de la consommation de pétrole et de charbon que le scénario 2. Les deux scénarios misent sur un essor des échanges commerciaux maritimes en Méditerranée. Dans le scénario 1, le commerce maritime de vrac sec affiche la plus forte croissance en tonnes, tandis que les marchandises conteneurisées enregistrent la croissance la plus rapide. La croissance du commerce de vrac liquide ralentit, avant de repartir à la hausse sur la fin de la période. Dans le scénario 2, le commerce maritime devrait connaître une croissance plus limitée : alors que le commerce de vrac sec et de conteneurs devrait augmenter (comme dans le scénario 1), celui des marchandises diverses et en particulier du vrac liquide devrait diminuer. Le nombre total d'escales portuaires devrait diminuer dans les deux scénarios, de manière plus notable dans le scénario 2 (-20,1 % d'ici 2050) que dans le scénario 1 (-11,2 % d'ici 2050). En revanche, le nombre de navires passant par la Méditerranée sans faire escale devrait augmenter : +38,2 % d'ici 2050 pour le scénario 1 et +6,8 % d'ici 2050 pour le scénario 2.

Production de pétrole et de gaz

Par rapport à d'autres, la mer Méditerranée est une région peu productrice de pétrole et de gaz offshore. Les activités d'extraction sont essentiellement concentrées autour de quatre zones : le bassin Levantin (principalement pour le gaz), le canal de Sicile, le golfe de Gabès et la zone maritime libyenne avoisinante, et le nord de l'Adriatique (principalement pour le gaz). La Libye et l'Égypte sont les principaux producteurs de pétrole offshore. L'Égypte est également le principal acteur de la production gazière offshore. Avec la découverte récente de grands gisements de gaz dans le bassin Levantin, Israël s'est également fait une place dans ce secteur. La majorité des gisements connus se concentrent dans les eaux peu profondes (profondeur < 500 m). Les découvertes récentes dans la mer Levantine ont étendu l'extraction de gaz offshore aux eaux profondes, voire très profondes.

Contrairement au développement du gaz offshore, il n'y a pas eu de découverte majeure pour le secteur pétrolier offshore depuis 2010 et le nombre de gisements en eaux profondes et très profondes est globalement très limité. L'évolution historique de la production de pétrole offshore présente une variation sur la période 1980-2019, avec un

pic au début des années 1990 et une baisse depuis. Sur la même période, la production de gaz offshore a fortement augmenté.

L'exploration offshore s'est développée ces dernières années et de nouveaux pays devraient faire leur entrée sur ce marché (c.-à-d. Chypre, Malte, le Monténégro et le Liban). Toutes les explorations ne déboucheront pas nécessairement sur une exploitation effective des gisements, car cela dépend aussi d'autres facteurs économiques, réglementaires, environnementaux et géopolitiques. La production de pétrole offshore devrait légèrement décroître en Méditerranée, tandis que l'extraction de gaz devrait croître de manière notable en raison de l'expansion du secteur en Méditerranée orientale.

En Méditerranée, le pétrole est principalement transporté par navires-citernes, tandis que l'acheminement du gaz se fait essentiellement par pipelines. De nouveaux pipelines sont prévus pour améliorer l'approvisionnement en gaz du marché européen en plein essor.

Un certain nombre de plates-formes offshore approchent de la fin de leur durée de vie d'exploitation. Leur mise à l'arrêt est un défi de taille qu'il va falloir relever dans un avenir proche et qui recouvre également des implications environnementales. Au terme de leur durée d'exploitation, ces plates-formes sont généralement entièrement démantelées et éliminées sur le continent. D'autres solutions existent, notamment le démantèlement partiel, la réutilisation à d'autres fins (également dans une perspective multi-usage) et le transfert dans un lieu proche. Le destin des plates-formes offshore obsolètes dépend du contexte et des sites ; la sélection de la meilleure option doit s'appuyer sur une analyse multidimensionnelle.

Pollution par les hydrocarbures et les produits chimiques

La pollution liée à l'exploitation des navires est une cause majeure de pollution par les hydrocarbures dans la région de la Méditerranée. On estime jusqu'à 1 500-2 000 le nombre de cas de déversements d'hydrocarbures liés à l'exploitation des navires chaque année dans le bassin. La répartition de ces déversements est largement corrélée aux grands axes maritimes traversant la Méditerranée d'est en ouest et reliant les principaux ports.

Les déversements d'hydrocarbures peuvent avoir un impact grave sur l'environnement marin en raison de l'étouffement physique et des effets toxiques qu'ils provoquent. La gravité de cet impact dépend de la qualité et du type de déversement d'hydrocarbures, des conditions ambiantes (y compris les conditions météorologiques influençant la dispersion des substances déversées) et de la sensibilité aux hydrocarbures des organismes concernés et de leurs habitats.

Incidents

La majorité des grands déversements d'hydrocarbures résultant d'accidents de navigation maritime ont eu lieu en Méditerranée avant l'année 2000. Les innovations

appliquées à la construction des navires et les progrès en termes de maintenance, d'exploitation et de routage ont permis de faire baisser la fréquence de ces événements dans le bassin et à l'échelle mondiale.

Les causes de petits déversements d'hydrocarbures et autres substances nocives restent nombreuses. Il est impératif de renforcer encore la surveillance et le signalement des incidents, même ceux de faible envergure, afin d'évaluer leur évolution et leurs impacts sur le milieu marin.

Dans la plupart des cas, les incidents maritimes se produisent à proximité des côtes, et en particulier des grands ports. Les zones de la Méditerranée qui concentrent le nombre le plus élevé d'incidents incluent le détroit du Bosphore, la mer Égée et le détroit de Gibraltar.

Rejets illicites

Si la pollution accidentelle de grande ampleur a considérablement diminué, les rejets illicites d'hydrocarbures, de mélanges d'hydrocarbures et d'autres substances nocives et potentiellement dangereuses (SNPD) par les navires restent une cause majeure d'inquiétude pour la Méditerranée.

Les estimations quantitatives des volumes déversés suite à des rejets illicites en Méditerranée sont soumises à un degré élevé d'incertitude en raison du manque de données systématiques. Les travaux de Kostianoy et Carpenter (2018) avancent le chiffre de 50 000 à 100 000 tonnes d'hydrocarbures illicitement déversés chaque année.

De nombreuses mesures existent pour contrer la pollution par les hydrocarbures en Méditerranée. Des mesures de prévention sont en place en vertu des règles de l'OMI/MARPOL, de la Convention de Barcelone et des règlements de l'UE. Les mesures de préparation et de lutte en matière de pollution sont disponibles au niveau national et sous-régional, coordonnées, promues et soutenues par le REMPEC. De nombreux outils opérationnels, des modèles numériques, des lignes directrices pour les actions de lutte et des outils d'aide à la décision sont disponibles.

Déchets marins

Aucune estimation spécifique des déchets provenant des navires en mer Méditerranée n'est pour l'heure disponible. Avec une évaluation d'une contribution des navires à hauteur de 6 millions de tonnes à l'échelle mondiale et une proportion de 30 % du trafic maritime mondial localisé en mer Méditerranée, il est possible de tabler sur un chiffre de plus d'un million de tonnes de déchets en provenance des navires en Méditerranée.

Les données spécifiques aux différents sites ont révélé une plage de variation assez importante de la répartition des sources de déchets marins. Les densités les plus fortes de déchets d'origine humaine en surface ont été observées le long du principal couloir maritime emprunté par les navires traversant le détroit de Gibraltar qui longe très exactement la pente algérienne.

En dépit du manque et de l'incohérence des données relatives aux engins de pêche abandonnés, il a été admis que ce point constitue une préoccupation majeure en Méditerranée. Il a été démontré que les déchets de pêche étaient prédominants dans les zones marquées par une activité de pêche intense, comme la Méditerranée occidentale, le canal de Sicile et le littoral d'Afrique du nord.

Les tendances concernant les déchets marins pour la Méditerranée ne sont pas claires.

Les déchets marins impactent les organismes à différents niveaux de l'organisation biologique et les habitats de différentes manières, plus précisément lorsque les animaux se retrouvent piégés par ou ingèrent des déchets, par transfert de substances chimiques, comme vecteur de transport du biote et par l'altération ou la modification des regroupements d'espèces (par ex. en fournissant des habitats artificiels) ou encore par étouffement.

Des mesures de prévention de la pollution par les déchets marins provenant des navires ont été mises en place au niveau international dans le cadre de la Convention MARPOL, au niveau européen et au niveau méditerranéen dans le cadre de la Convention de Barcelone.

Pollution atmosphérique

Les émissions provenant des navires pèsent lourdement sur la pollution atmosphérique dans le bassin méditerranéen. Jusqu'à 57 % de l'ensemble des émissions du transport maritime international en Europe concernent la mer Méditerranée. En Méditerranée, environ deux-tiers des émissions ont pour origine les eaux de l'UE, où se concentre la majorité du trafic maritime.

Si les émissions provenant des navires dans les ports ne représentent qu'une petite part des émissions globales associées au transport maritime, elles peuvent avoir un effet environnemental important sur les régions côtières, qui ont souvent des ports à proximité de centres urbains et industriels.

Les incidences sur la santé (y compris une mortalité prématurée et les maladies cardiovasculaires et respiratoires) d'une exposition prolongée aux émissions provenant des navires ont été démontrées dans les villes côtières de Méditerranée.

Des mesures ont été déployées dans le cadre de la Convention MARPOL/de l'OMI. La mise en place d'une ECA méditerranéenne pour les SOx permettrait en particulier d'atteindre les résultats suivants :

- réduction des émissions de 78,7 % pour les SOx et de 23,7 % pour les PM2.5, par rapport à la limite de teneur en soufre fixée par l'OMI (0,5 %) ;
- possibilité d'éviter 1 000 décès prématurés et plus de 2 000 cas d'asthme infantile ;
- réduction des impacts de l'acidification sur les systèmes aquatiques par les dépôts humides et secs de sulfates de 1,16 % et 1,95 % respectivement ; les

pourcentages maximum de baisse pourraient atteindre 14,23 % et 48,13 % respectivement dans certaines zones de la région ;

- diminution de la formation de brouillard améliorant la visibilité, particulièrement notable au niveau du détroit de Gibraltar et au nord du Maroc et de l'Algérie, ainsi que le long de la principale voie de navigation reliant le détroit de Gibraltar, Malte et le canal de Suez.

Certains éléments supportant l'efficacité des mesures déjà prises sont disponibles en termes de tendances à la baisse des concentrations de polluants dans certaines zones.

Espèces non-indigènes

Au cours de ces deux dernières décennies, des changements dans la biodiversité marine en Méditerranée liés à l'introduction d'ENI ont été signalés comme conséquences d'un certain nombre d'activités : trafic maritime intense, ouverture de canaux artificiels et fermes d'aquaculture.

Au cours de la dernière décennie, les données indiquent que la diversité des espèces d'organismes marins dans la mer Méditerranée a atteint ~17 000 taxons, parmi lesquels quelque 820 taxons peuvent être considérés comme des ENI.

Les couloirs représentent le principal vecteur pour les nouvelles introductions en Méditerranée, devant le transport maritime et l'aquaculture. Les ENI introduites par des navires représentent 26 % en Méditerranée contre 80 % et 77 % dans la mer Baltique et la marge Atlantique européenne respectivement (si l'on considère les ENI les plus répandues après 1990) (Galil *et al.* 2014).

Les eaux de ballast des navires constituent un vecteur d'introduction d'espèces exotiques envahissantes en mer Méditerranée du fait des grandes quantités d'eaux de ballast provenant de différents environnements marins à travers le monde déchargées dans les ports méditerranéens.

Malgré le nombre modéré de propagules véhiculées par rapport au vecteur que sont les eaux de ballast, l'encrassement biologique des coques de navires est aussi un vecteur à prendre en compte dans l'introduction d'ENI.

Les différents pays méditerranéens présentent des tendances d'introduction d'ENI variées en fonction du probable vecteur d'introduction. 46 % des ENI ont été signalées dans l'est de la Méditerranée (CAR/ASP – MAMIAS 2020).

Bien que des ENI continuent d'être introduites, une baisse du taux d'introduction des ENI a été observée pour la première fois sur la période 2006-2017 (Galil *et al.* 2018). Cette tendance à la baisse peut être attribuée à l'efficacité des politiques, ainsi qu'à d'autres facteurs comme la diminution du pool d'ENI potentielles, les variations dans l'effort d'échantillonnage ou l'expertise disponible.

Les impacts des ENI en Méditerranée sont bien connus et elles affectent également la santé et les activités humaines. Cependant, l'impact écologique global des ENI sur la mer Méditerranée reste relativement difficile à quantifier et est principalement qualitatif. Au niveau européen, la majorité des espèces marines envahissantes reconnues (72 %) ont à la fois des impacts positifs et négatifs sur le biote d'origine. Peu d'espèces ne comptent que des effets positifs (8 %), tandis qu'une plus grande part (~20 %) ne compte que des effets négatifs sur l'environnement hôte.

Des mesures d'atténuation sont en place au niveau international dans le cadre de la Convention MARPOL de l'OMI et au niveau de la Méditerranée dans le cadre de la Convention de Barcelone.

Bruit sous-marin

Les niveaux de bruit de fond en Méditerranée sont plus élevés que dans n'importe quel autre bassin océanique, le bruit des navires et les levés sismiques comptant parmi les principales sources de bruit. Au sein de la Méditerranée, la mer Adriatique, et particulièrement sa partie septentrionale, se caractérise par des niveaux de bruit sous-marin élevés. La principale cause de bruit d'origine anthropique en mer Adriatique est le transport maritime.

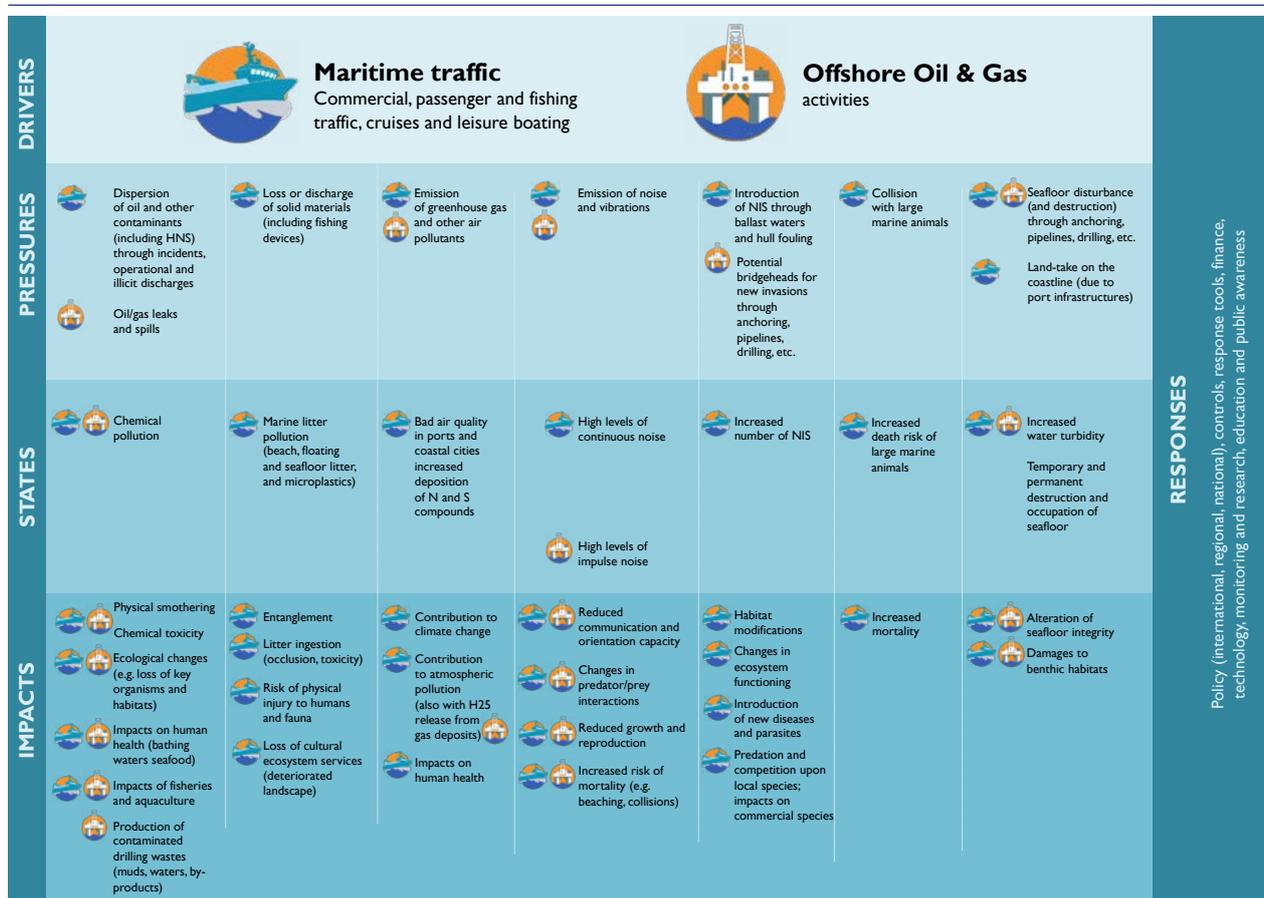
Une corrélation a été établie dans de nombreux ports méditerranéens et zones côtières entre le bruit sous-marin et le trafic maritime, y compris des navires de passagers (ferries) et de la navigation de plaisance.

Certains points névralgiques de bruit significatif chevauchent des aires protégées et/ou des zones revêtant une importance spéciale pour les cétacés.

Le bruit sous-marin d'origine anthropique peut avoir divers impacts sur les espèces marines, allant d'une exposition n'entraînant aucun impact négatif à des perturbations du comportement, une perte de l'audition, voire des décès. Les effets potentiels dépendent de plusieurs facteurs, y compris de la concordance spatiale et temporelle de l'organisme et de la source de bruit, de la durée, de la nature et de la fréquence du son, du niveau reçu (niveau acoustique pour l'animal) et du contexte de l'exposition (par ex. les animaux peuvent être plus sensibles aux bruits à des moments critiques, comme l'alimentation, la reproduction/ponte/nidification ou le soin/l'éducation des jeunes). Plusieurs cas montrant des impacts ont été recensés et documentés pour la Méditerranée.

Des mesures d'atténuation sont en place sous l'égide de l'OMI, au niveau européen et au niveau régional sous l'égide de l'ACCOBAMS.

Figure 148. Schéma Forces-Pressions-État-Impact-Réponses (FPEIR) pour le trafic maritime et les activités O&G en Méditerranée.



4.1.2. Perspectives

Le trafic commercial en Méditerranée dans son ensemble devrait croître de 3,4 % sur la période 2019-2024, alimenté par les échanges internationaux et le processus de mondialisation. Le transport marchand en Méditerranée va également se développer sous l'impulsion de deux facteurs majeurs : le récent doublement de la capacité de passage du canal de Suez et la Route maritime de la soie du 21^e siècle, qui fait partie de l'initiative Belt and Road du gouvernement chinois visant à améliorer plus avant la liaison entre la Chine et l'Europe.

Le trafic commercial et le transport de passagers devraient tous deux se développer en Méditerranée, y compris dans le premier cas avec l'accélération de la tendance déjà amorcée vers l'exploitation de méga porte-conteneurs et, dans le second, l'essor continu du secteur de la croisière. Les scénarios pour 2019-2050 prévoient une augmentation initiale du commerce maritime de pétrole brut et de produits pétroliers avant une diminution après l'atteinte d'un pic (entre 2025-2030 selon les scénarios envisagés).

Les projections de l'évolution à venir du trafic maritime restent toutefois extrêmement incertaines car elles dépendent d'un large spectre de facteurs géopolitiques, des politiques commerciales et des crises socio-économiques. Récemment, la rapide propagation du COVID-19 a mis en lumière la vulnérabilité du secteur. Cette crise a profondément impacté les marchés mondiaux du transport maritime, avec une baisse de la demande pour les marchandises provenant de Chine, ce qui a eu des répercussions sur l'ensemble du transport maritime, des porte-conteneurs aux pétroliers.

Les prévisions tablent sur un léger recul de la production de pétrole offshore en Méditerranée, tandis que l'extraction de gaz offshore devrait fortement augmenter en raison de l'expansion du secteur dans le bassin Levantin, impliquant également des grandes et très grandes profondeurs sous-marines. Les ressources situées dans l'est de la Méditerranée ne sont que partiellement exploitées (par l'Égypte et Israël) et devraient probablement susciter l'intérêt des autres pays de la région.

Sur le front de la pollution chimique et aux hydrocarbures, une tendance nette à la baisse du nombre d'accidents de grande ampleur a été constatée au cours de ces dernières décennies, à l'échelle de la planète et en Méditerranée. On peut en conclure que le cadre réglementaire international adopté au travers de l'OMI, ainsi que les activités de coopération engagées au niveau régional ont eu un impact extrêmement positif, en particulier sur le plan de la prévention des pollutions accidentelles (PNUE(DEPI)/MED IG.23/23). Il est raisonnable de s'attendre à une stabilisation de cette situation, si ce n'est même à d'autres améliorations, pour l'avenir. On peut aussi s'attendre à une diminution des grands déversements d'hydrocarbures causés par des incidents.

En revanche, de nombreux incidents de petite envergure sont toujours signalés, notamment à proximité des ports. Dans un scénario d'augmentation du trafic maritime, une baisse de l'occurrence de tels incidents est improbable, même en renforçant l'attention sur les procédures de sécurité. Mais l'amélioration de la préparation et la disponibilité de mesures d'intervention opérationnelles devraient contribuer à réduire l'impact de tels incidents, à la fois dans leur magnitude et dans leur extension spatiale. Concernant les rejets illicites, une amélioration de la surveillance et la rapidité des sanctions pourraient aider à réduire cette pratique. Si l'on peut légitimement tabler sur une plus grande efficacité et rapidité de détection à l'avenir, et ce également grâce à des efforts continus de recherche et d'innovation (par ex. sur l'utilisation des satellites), il n'est pas possible de prédire si les systèmes de sanction vont évoluer et seront en mesure de favoriser la mise en œuvre des mesures de prévention de la pollution.

Comme documenté dans cette étude, l'identification des sources des déchets marins est un sujet complexe, un même type de déchet pouvant être attribué à différentes sources (basées en mer ou à terre). Il n'est pas facile de quantifier la contribution du transport maritime à la pollution par les déchets marins, ce qui rend l'évaluation de l'efficacité des mesures de prévention encore plus compliquée. Le Plan d'action récemment adopté par l'OMI (2018) qui vise à traiter le problème des déchets plastiques en mer provenant des navires a pour objectif, *inter alia*, d'améliorer la disponibilité et le caractère adapté des installations de réception portuaires, de faciliter le dépôt des engins de pêche récupérés dans des installations à terre et de considérer l'établissement d'un mécanisme obligatoire de déclaration des pertes de conteneurs en mer. La mise en œuvre du Plan d'action est soutenue par différentes initiatives, y compris le Projet de partenariats GloLitter visant à prévenir et réduire les déchets plastiques en mer provenant des navires et pêcheries. Il est en outre possible de penser que les nombreuses expériences pilotes de pêche aux déchets vont déboucher sur une meilleure disponibilité des installations portuaires dans toute la Méditerranée, sur l'amélioration des législations nationales et sur la résolution des obstacles bureaucratiques actuels relatifs à la réception des déchets dans les ports. Au regard de ces mesures mises en place récemment, on peut s'attendre à ce que la quantité de déchets rejetés par les activités de transport maritime et de pêche connaisse une baisse dans un avenir proche et que la pression de cette pollution sur l'environnement marin de la Méditerranée se relâche.

Les émissions de gaz et de particules liées au transport maritime devraient augmenter, au moins à court terme, avec l'augmentation du trafic maritime en Méditerranée. Concernant les GES, les effets de la récente mise en œuvre (2018) de la Stratégie de l'OMI concernant la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) provenant des navires devraient se faire sentir à moyen/long terme. L'objectif de cette Stratégie est d'atteindre une réduction annuelle des émissions de CO₂ provenant

des navires à l'échelle mondiale de 40 % à l'horizon 2030 et une réduction globale des émissions de GES de 50 % d'ici 2050. Ces mesures s'ajoutent aux efforts européens dans le cadre du Pacte vert pour l'Europe de 2019, qui inclut de mesurer la contribution du secteur du transport maritime afin de lutter contre le changement climatique.

La limite mondiale de la teneur en soufre fixée par l'OMI est pleinement en vigueur depuis le 1^{er} janvier 2020 (avec une teneur en soufre du combustible autorisée en dehors des Zones de contrôle des émissions de 0,5 %). Les normes définies par l'Annexe VI de la Convention MARPOL devraient permettre de réduire les émissions de SOx d'environ 75 % par rapport aux exploitations type utilisant des combustibles résiduels. Par ailleurs, la possible désignation de la mer Méditerranée comme zone de contrôle des émissions pour les oxydes de soufre (ECA de SOx méditerranéenne, teneur en soufre du carburant de 0,1 %) devrait permettre, selon les estimations, d'abaisser les émissions en Méditerranée de 78,7 % supplémentaires pour les SOx et de 23,7 % pour les PM2.5 par rapport à la mise en œuvre de la limite de la teneur en soufre de l'OMI. Grâce à ces mesures, on peut s'attendre à ce que les émissions imputables au secteur du transport maritime en Méditerranée diminuent à moyen/long terme. Ces mesures n'empêcheront pas totalement la survenue de situations critiques de pollution atmosphérique dans les grands ports, qui constituent des hotspots de concentration du trafic.

Une tendance haussière dans l'introduction d'ENI a été observée en Méditerranée sur un siècle, avec cependant des introductions graduellement en baisse sur la période 2006-2017. Cette diminution peut être attribuée à la mise en œuvre efficace des politiques (y compris la Stratégie méditerranéenne pour la gestion des eaux de ballast des navires de 2012), ainsi qu'à d'autres facteurs, comme la réduction du pool d'ENI potentielles, les variations dans les efforts d'échantillonnage ou l'expertise disponible. Les couloirs constituant le principal vecteur d'introduction d'ENI en Méditerranée, devant les navires, il n'est pas possible d'estimer si et quand la mise en œuvre des mesures de prévention d'introduction d'ENI par les navires pourrait offrir des résultats tangibles à l'échelle régionale.

Malgré la disponibilité de données collectées localement, les connaissances intégrées sur le bruit sous-marin à l'échelle régionale en Méditerranée restent encore limitées en ce qui concerne les niveaux mesurés et les impacts. Cependant, les principales sources d'émissions de bruit dans la région ont récemment été cartographiées. Les mesures mises en œuvre via l'OMI et l'ACCOBAMS vont contribuer à limiter les émissions de bruit sous-marin à l'avenir. La recherche et le développement des technologies offrent plusieurs solutions techniques afin de minimiser les émissions de bruit provenant des navires, notamment concernant la conception des navires et les besoins en énergie, l'élimination du bruit des hélices et la réduction du bruit des machines à bord, ainsi que des

mesures qui peuvent être appliquées au niveau de l'exploitation et du contrôle du trafic des navires. Sur la base des données actuellement disponibles, il n'est pas possible d'estimer l'évolution future des niveaux de bruit en Méditerranée. La mise en œuvre de l'arsenal complet des mesures politiques et technologiques innovantes pourrait atténuer les impacts du bruit sous-marin, alors même que l'essor annoncé du trafic maritime en Méditerranée devrait accentuer la pression.

4.1.3. Lacunes et recommandations

Sur la base des éléments probants présentés dans l'étude, il a été possible d'identifier un certain nombre de lacunes dans les connaissances et les actions, ainsi que des recommandations connexes.

Les actions recommandées s'inscrivent dans le cadre du projet de Stratégie méditerranéenne pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2022-2031) qui est encore à l'étude. Cette Stratégie identifie sept Objectifs stratégiques communs (OSC) (Figure 149).

La question de l'égalité entre hommes et femmes joue aussi un rôle important. Les femmes et les hommes utilisent et gèrent l'écosystème marin et côtier différemment, ils disposent de connaissances, d'aptitudes et de besoins spécifiques en ce qui le concerne et sont affectés différemment par les modifications environnementales, qu'elles soient dues au changement climatique, à la pollution ou à la mondialisation. On a traditionnellement puis de manière habituelle ignoré et sous-estimé, au niveau de la recherche, de la gestion et de la politique la contribution des femmes dans les pêcheries à terre, l'aquaculture, la transformation et le commerce des produits marins, la gestion du plastique et autres déchets provenant de la croissance urbaine et industrielle, ainsi que leur rôle significatif dans les prises d'initiatives pour la sauvegarde et la réduction des risques en zones maritimes et côtières. On reconnaît maintenant de manière accrue qu'une gestion durable et intégrée de l'écosystème marin et côtier nécessite un programme, une mise en œuvre, une surveillance et une évaluation qui prennent en compte de manière sensible et réactive la question d'égalité hommes-femmes aux niveaux du projet, de la politique et de la conception (PNUE 2019).

Lacunes dans les connaissances et recommandations

Les données maritimes intégrées ciblant spécifiquement la mer Méditerranée restent rares. Les données économiques et relatives au transport maritime (telles que les données de la CNUCED ou les données Eurostat et d'autres bases et analyses de données) ne considèrent bien souvent pas la Méditerranée dans son ensemble. Dans la plupart des cas, les États côtiers méditerranéens

sont répartis en divers groupes géographiques (Europe, Afrique, Moyen-Orient) ou sont classés selon leur niveau de développement économique.

→ Il est recommandé d'agir pour garantir la disponibilité de données intégrées sur le trafic maritime dans le bassin méditerranéen au système de la Convention de Barcelone.

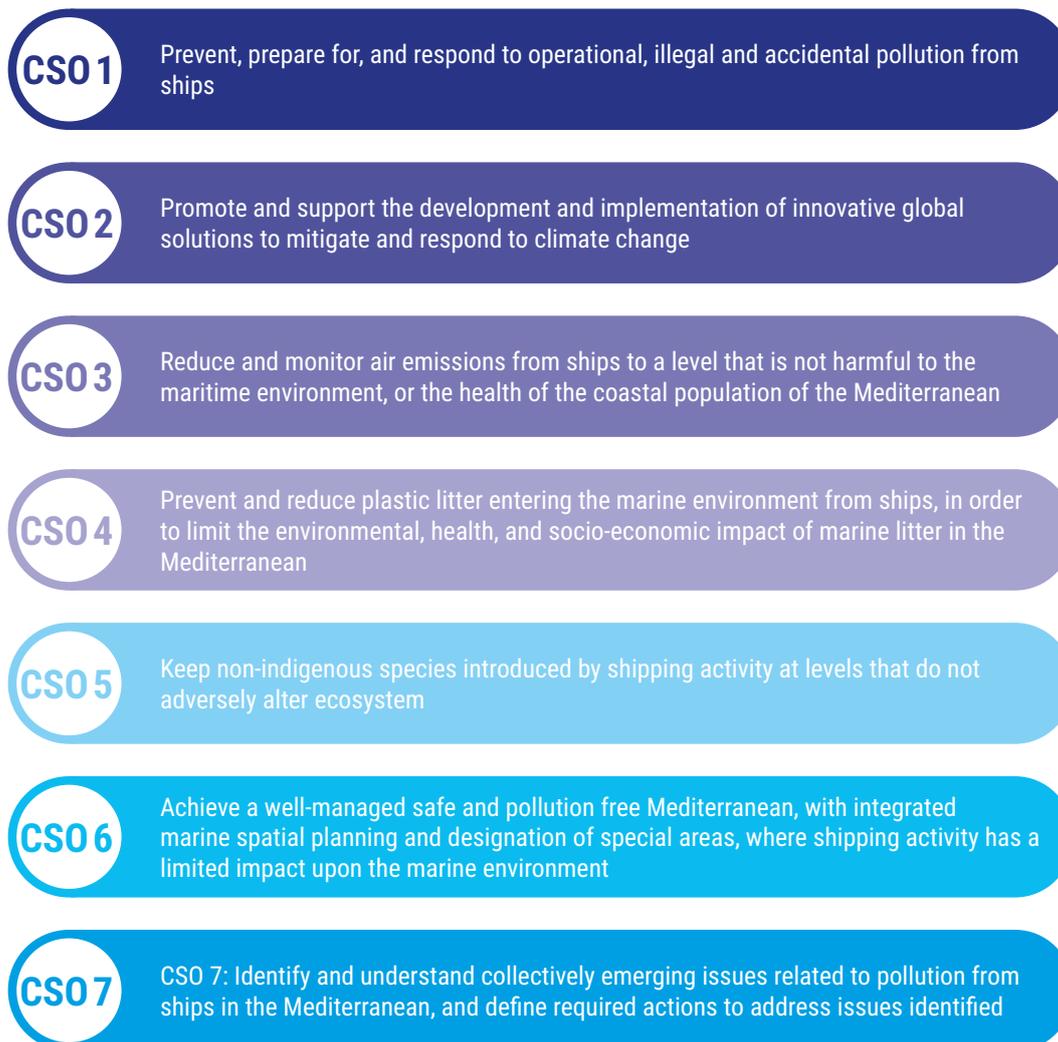
Peu d'informations sont disponibles sur l'impact des événements de pollution causés par le transport maritime sur le biote et les habitats. Cela est dû au fait que l'impact de la pollution causée par les navires est souvent envisagé sous le prisme de la lutte (protection des zones sensibles et des installations) et qu'il n'existe aucune obligation pour les pays de mener des études environnementales sur les mers et littoraux affectés par un déversement (PNUE(DEPI)/MED IG.23/23).

→ Un renforcement de la surveillance et des signalements des incidents, y compris ceux de petite ampleur, est nécessaire pour évaluer leur évolution et leurs impacts sur l'environnement marin.

→ Des études environnementales des mers et littoraux touchés par un déversement devraient être menées afin d'évaluer les impacts des événements de pollution aiguë. Il est nécessaire de définir les conditions déclenchant une surveillance des impacts post-déversement (par ex. étendue spatiale de la pollution et volumes rejetés).

La surveillance, le suivi et le signalement des rejets illicites continuent de constituer une lacune critique. Ces opérations étant de nature illégale (lorsqu'elles ne s'inscrivent pas dans les limites définies par MARPOL), il est extrêmement difficile d'obtenir des informations sur les occurrences et l'étendue des déversements. La surveillance maritime exige des moyens aériens et équipements (avions, radars aéroportés et jeux d'échantillonnage) ou des technologies spéciales, comme l'utilisation d'images satellites. Il n'existe pas de système centralisé au niveau régional pour la surveillance des eaux méditerranéennes comme cela est défini dans la Convention de Barcelone. La plate-forme CleanSeaNet, qui est le service européen de suivi des déversements d'hydrocarbures et de détections

Figure 149. Objectifs stratégiques communs (OSC) du projet de Stratégie méditerranéenne pour la prévention et la lutte contre la pollution marine provenant des navires (2022-2031).



des navires par satellite, est une bonne ressource, mais n'est ouverte en principe qu'aux États membres de l'Union européenne (PNUE(DEPI)/MED IG.23/23).

→ Outre la surveillance par avion et par les navires de patrouille, la coopération et l'échange d'informations sur la surveillance satellite devraient être renforcés pour améliorer la détection des rejets illicites dans l'ensemble de la région méditerranéenne. En fait, des progrès importants ont été réalisés dans l'utilisation des images satellites pour la détection des déversements d'hydrocarbures. Ces innovations devraient être exploitées dans un service couvrant toute la Méditerranée.

Des connaissances régionales complètes/intégrées concernant certains facteurs de pollution clés liés au transport maritime, à savoir les tendances de pollution atmosphérique (par ex. dans les ports de la Méditerranée), la pollution par les déchets marins et le niveau de bruit sous-marin, font défaut.

→ Une pleine mise en œuvre de l'IMAP et des rapports associés est nécessaire. L'intégration avec les données relatives à la pollution atmosphérique pourrait être envisagée. En parallèle, il est recommandé de préparer des études compilant et intégrant les données existantes (de sources autres que l'IMAP) au niveau régional.

La compréhension de la contribution du transport maritime et des activités O&G offshore dans la pollution par les déchets marins reste limitée et n'est pas complète au niveau régional.

→ Le développement de stratégies de surveillance doit être encouragé au niveau régional, sur la base de méthodes de surveillance et d'évaluation harmonisées et standardisées, contribuant ainsi au processus global via le Plan d'action de l'OMI qui vise à traiter le problème des déchets plastiques en mer provenant des navires. Plus spécifiquement, les Parties contractantes à la Convention de Barcelone et les organisations internationales ou régionales pertinentes ayant mené des études scientifiques concernant les déchets marins en Méditerranée sont encouragées à :

- partager les résultats de telles études, y compris toute information sur les zones polluées par des déchets marins provenant de navires dans la Méditerranée ;
- apporter leur contribution à l'étude de l'OMI sur les déchets marins en plastique, y compris les macro et microplastiques, provenant de tous les navires ; et
- entreprendre des études pour mieux comprendre le problème des microplastiques venant des navires en mer Méditerranée.

Une surveillance des ENI régulière et dédiée, et une estimation quantitative de leurs impacts font défaut.

→ Il faudrait fournir une base plus solide pour l'estimation quantitative des impacts des ENI, y compris via des expériences ou des modélisations écologiques ; il convient d'instaurer une surveillance régulière et dédiée, avec des séries à long terme, afin de fournir des informations sur les tendances ; la capacité

d'identification des ENI doit être renforcée, notamment en ayant recours à des approches moléculaires, ce qui inclut les identifications par code-barres, en plus des mesures d'identification traditionnelles des espèces. Ces recommandations sont incluses dans la décision PNUE(DEPI)/MED IG.23/23 et confirmées par les résultats de cette étude.

→ Il est nécessaire d'instaurer une meilleure coordination aux niveaux nationaux et sous-régionaux concernant la surveillance des ENI.

Peu d'informations sont disponibles sur les pressions et les impacts des installations et activités offshore sur l'environnement marin. Des connaissances régionales complètes font défaut.

→ Les procédures et programmes de surveillance des installations et activités offshore devraient être définis dans le cadre du Plan d'action offshore pour la Méditerranée (sous l'Objectif spécifique 9). Tout IC du système IMAP devrait être intégré/mis à jour le cas échéant.

Lacunes dans les actions et recommandations

Des mesures supplémentaires visant à minimiser la pollution liée à l'exploitation des navires et à lutter contre les rejets illicites sont requises.

→ En sus des opérations existantes (par ex. Oskarmed, avec le soutien du RAMOGE), des contrôles des registres de combustible par les autorités portuaires permettraient de limiter le nombre de rejets et inciteraient à utiliser les installations de réception.

Pour répondre à la taille toujours plus importante des navires (porte-conteneurs et navires de croisière), la capacité d'intervention doit être ajustée.

→ Il est recommandé de renforcer la capacité d'intervention pour les incidents impliquant de grands porte-conteneurs ou navires de croisière, par exemple en améliorant les caractéristiques des remorqueurs offshore.

La mise en œuvre des IMAP nationaux reste partielle et limitée.

→ L'Approche écosystémique de l'IMAP du PNUE/PAM et la surveillance et l'évaluation de l'IMAP menées dans ce cadre visent à permettre la prise de décisions éclairées et à identifier les autres actions et mesures nécessaires pour atteindre le Bon état écologique de la Méditerranée. Certains des Objectifs écologiques et Indicateurs communs de l'IMAP (OE2 – IC 6, OE3 – IC 19, OE10 – IC 22 et 23, OE11 – Indicateurs potentiels 26 et 27) concernent spécifiquement le champ de cette étude et peuvent être envisagés comme des mesures opérationnelles pour lutter contre la pollution marine provenant du transport maritime et des activités O&G. Nous pouvons donc conclure qu'il est nécessaire de renforcer la mise en œuvre des IMAP nationaux pour assurer une meilleure surveillance et évaluation future des problèmes identifiés dans le rapport.

Malgré les efforts consentis par le Secrétariat pour promouvoir les obligations de production de rapports, la majorité des 22 Parties contractantes, à l'exception de quatre (4) seulement, ne sont toujours pas en conformité avec leurs obligations de rapports en vertu de l'Article 9 du Protocole Prévention de 2002. La même observation peut être faite concernant l'obligation de produire des rapports définie par la Circulaire de l'OMI MEPC/Circ.318. Cela a un impact sur le suivi de l'IC19 et sur l'évaluation des progrès réalisés vers l'OE9.

- Le Comité de respect des obligations de la Convention de Barcelone et ses Protocoles a recommandé, dans la Décision IG.24/1 :
- de favoriser la collecte des données sur les incidents de pollution via un système de signalement en ligne simple et convivial.
 - d'encourager les Parties contractantes à signaler les incidents de pollution dans le cadre du Système de rapports de la Convention de Barcelone (BCRS).
 - d'aider le Secrétariat à réaliser (aux plans régional et international) un exercice de comparaison entre les procédures et formats de rapports existants.

L'analyse comparative des obligations de signalement de la pollution marine provenant des navires par les États méditerranéens a mis en lumière des opportunités de réduire les recoupements, d'améliorer la cohérence entre les différents systèmes de rapports et de combler certaines lacunes quant aux signalements.

- Les recoupements dans les obligations de signalement de la pollution marine provenant des navires devraient être réduits, la cohérence devrait être améliorée entre les systèmes de rapports et les lacunes dans les signalements devraient être comblées. Cela vaut

particulièrement pour les rapports sur les incidents de transport maritime susceptibles d'entraîner un rejet d'hydrocarbures ou de substances nocives et potentiellement dangereuses, les rapports sur les déversements de déchets, les rapports sur la perte accidentelle ou le rejet d'engins de pêche.

4.1.4. Références

Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Minchin, D., Narščius, A., Ojaveer, H., Olenin, S. (2014). International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethol Ecol Evol.* 26(2–3):152–171. doi:10.1080/03949370.2014.897651.

Randone, M., Bocci, M., Castellani, C., Laurent, C. (2019). Safeguarding Marine Protected Areas in the growing Mediterranean Blue Economy. Recommendations for Maritime Transport. PHAROS4MPAs project. 64 pages.

REMPEC (2020). Maritime traffic trends in the Mediterranean for the period 2020-2050.

SPA/RAC (2020). MAMIAS - Marine Mediterranean Invasive Alien Species, www.mamias.com. NOTE: MAMIAS Web Site will soon be operational online. For questions please contact Mr. Khalil ATTIA, Director, SPA/RAC, director@spa-rac.org or Mr. Atef OUERGHI.

United Nations Environment Programme and Gender and Water Alliance (2019). Gender Mainstreaming in the Management of the Marine and Coastal Ecosystems.



REMPEC

Sa Maison Hill
Floriana, FRN 1613, Malta
Tel: +356 21 337 296/7/8
Fax: +356 21 339 951

rempec@rempec.org - www.rempec.org