



**Composante T4 - Suivi de la qualité des  
eaux portuaires dans la zone  
transfrontalière**

**Output T 4.1**

**Lignes directrices et carte géoréférencée pour le suivi des impacts  
environnementaux dérivant des interventions anthropiques dans les ports**

Coopération au cœur de la Méditerranée

ce programme est cofinancé par le Fonds européen de développement régional

<b>Acronyme du projet</b>	<b>GRRinPORT</b>
<b>Titre du projet</b>	Gestion durable des déchets et des eaux usées dans les ports
<b>Convention n°</b>	UniCa – Prot. N. 0082843 du 09/05/2018 – [Classif. III/19]
<b>CUP</b>	
<b>Programme</b>	INTERREG ITALIA-FRANCIA MARITTIMO 2014-2020
<b>Axe prioritaire</b>	2
<b>Objectif spécifique</b>	6C2
<b>Date de début du projet</b>	01.04.2018
<b>Durée</b>	39 mois
<b>Produit No.</b>	Output T4.1
<b>Nom du Document</b>	LIGNES DIRECTRICES ET CARTE GEOFERENTIÉE POUR LE SUIVI DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX RESULTANT DES INTERVENTIONS ANTHROPIQUES DANS LES PORTS
<b>Révision/Approbation du (date)</b>	Juin 2021
<b>Composant</b>	T4 – SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX PORTUAIRES DANS LA ZONE TRANSFRONTALIÈRE
<b>Date de soumission du produit du projet approuvé</b>	30/06/2021
<b>Date de soumission effective</b>	30/06/2021
<b>Auteurs Principaux</b>	Fabiano Pilato, Simona Macchia, Davide Sartori
<b>Institution</b>	ISPRA
<b>E-mail</b>	fabiano.pilato@isprambiente.it
<b>Abstract</b>	Cette directive fournit des indications sur les activités de surveillance environnementale à mener en cas d'impacts anthropiques dans la zone portuaire
<b>Mots Clés</b>	Surveillance, qualité, eaux, port,

## Auteurs

Nom	Institution	Contact
Fabiano Pilato	ISPRA	fabiano.pilato@isprambiente.it
Andrea La Camera	ISPRA	andrea.lacamera@isprambiente.it
Simona Macchia	ISPRA	simona.macchia@isprambiente.it
Davide Sartori	ISPRA	davide.sartori@isprambiente.it
Ilaria Chicca	ISPRA	ilaria.chicca@biologia.unipi.it
Valentina Vitiello	ISPRA	valentina.vitiello@isprambiente.it
Gianluca Chiaretti	ISPRA	gianluca.chiaretti@isprambiente.it
Enrichetta Barbieri	ISPRA	enrichetta.barbieri@isprambiente.it
Alice Scuderi	ISPRA	alice.scuderi@isprambiente.it
Stefano Ferrari	ISPRA	stefano.ferrari@isprambiente.it
David Pellegrini	ISPRA	david.pellegrini@isprambiente.it
Alessandro Lai	SarLand Srls (per conto di RAS)	info@sarland.it
Alice Scanu	SarLand Srls (per conto di RAS)	info@sarland.it
Elena Tamburini	Università degli Studi di Cagliari - UNICA	etamburini@unica.it
Raffaella Lussu	Università degli Studi di Cagliari - UNICA	raffaella.lussu@unica.it

## Reviseur

Nom	Institution	Contact
Carla Mancosu	Regione Autonoma della Sardegna	camancosu@regione.sardegna.it
Mariano Tullio Pintus	Regione Autonoma della Sardegna	mpintus@regione.sardegna.it
Paola Signorile	Regione Autonoma della Sardegna	psignorile@regione.sardegna.it
Antonio Corda	Regione Autonoma della Sardegna	ancorda@regione.sardegna.it

## Index

Auteurs .....	2
Reviseur .....	2
1. INTRODUCTION .....	5
2. CADRE COGNITIF .....	8
2.1. <i>Le contexte italien</i> .....	8
2.1.1. Mouvements de sédiments dus aux interventions prévues sur les fonds marins.....	8
2.1.2. Eaux de drainage des réservoirs de pontage.....	14
2.1.3. Évènements accidentels sur les navires en proximité des ports.....	17
2.2. <i>Le contexte français</i> .....	20
2.2.1. La législation française relative aux rejets.....	21
2.2.2. La notion de dommage environnemental dans la législation française.....	23
3. CADRE DE ZONE D'INTERET .....	26
3.1. <i>Classification Géomorphologique</i> .....	27
3.2. <i>Analyse Hydrologique</i> .....	28
3.3. <i>Système de collecte et de gestion des eaux pluviales et des eaux usées</i> .....	28
3.4. <i>Données Bathymétriques Et Topographiques</i> .....	28
3.5. <i>Données Météo Marines</i> .....	29
3.6. <i>Qualité Des Eaux</i> .....	29
3.6.1. Test écotoxicologique.....	30
3.6.2. Bioaccumulation avec <i>Mytilus galloprovincialis</i> .....	30
3.6.3. Biomarqueurs .....	31
3.6.4. Tests <i>in situ</i> .....	31
3.6.5. Microorganismes .....	32
3.7. <i>Présence de cingles sensibles</i> .....	33
3.7.1. Population biocénotique.....	33
3.7.2 Prairie de <i>Posidonia océanica</i> .....	33
4. LE PLAN DE SURVEILLANCE .....	35
4.1. <i>Surveillance des activités de manutention des sédiments au port</i> .....	36
4.2. <i>Surveillance des interventions de confinement et d'élimination des déversements accidentels d'hydrocarbures et autres eaux usées</i> .....	40

---

ANNEXE 1 – EXEMPLES DE CARTES SIG.....	43
ANNEXE 2- BIBLIOGRAPHIE CITÉE ET DE CONSULTATION .....	54

## 1. INTRODUCTION

Le projet GRRinPORT "Gestion durable des déchets et des eaux usées dans les ports" est un projet financé dans le cadre du Programme Interreg Italie-France Maritime 2014-2020 (programme transfrontalier cofinancé par le Fonds Européen de Développement Régional), dont le partenariat est composé de 7 sujets, situés entre la Sardaigne, la Toscane et la Corse: l'Université de Cagliari - chef de file - (DICAAR - Département d'Ingénierie Civile, Environnementale et Architecture et DISB - Département des Sciences Biomédicales), la Région Autonome de Sardaigne (Agence Régionale du District Hydrographique de Sardaigne, RAS-ADIS), la Fondation MEDSEA (Fondation Mer Méditerranée et Littoral), l'Université de Pise (Département Ingénierie de l'Énergie, des Systèmes, du Territoire et des Constructions) l'Institut Supérieur de Recherche et de Protection de l'Environnement (ISPRA, Section Expérimentale pour l'évaluation du risque écologique marin côtier relevant du CN-COS, Livourne), l'Université de Corse Pasquale Paoli (UMR CNRS 6240 Lieux, Identités, eSpaces et Activités) et l' Office des Transports de la Corse (OTC).

Le projet GRRinPORT vise à améliorer la qualité des eaux marines dans les ports, en limitant l'impact des activités portuaires et du trafic maritime sur l'environnement à travers la définition d'une série de bonnes pratiques de gestion des déchets, des eaux usées et des sédiments qui seront dans un premier temps appliquées aux ports du projet et, espérons-le, extensibles à tous ceux du bassin méditerranéen.

La complexité des systèmes portuaires modernes et leur développement continu représentent une ressource économique incontestable et indispensable pour les territoires du Programme Interreg Italie-France Maritime 2014-2020, cependant les eaux portuaires sont souvent le récepteur final des polluants issus des rejets et des activités anthropiques qui compromettent la qualité des eaux portuaires et des milieux marins et côtiers voisins.

Comme on le sait, les bassins portuaires sont potentiellement sujets à des phénomènes de pollution générés par un mauvais échange d'eau, par des rejets d'eau, par d'éventuels polluants véhiculés par les pluies qui s'écoulent des places, parkings, toitures et autres surfaces utilisées, par l'entretien et le nettoyage des bateaux (construction navale) ainsi que le trafic maritime général et la construction d'infrastructures. Dans les activités portuaires, l'impact indirect le plus fréquent est généré par la mise en suspension de sédiments pouvant avoir des effets négatifs sur les organismes benthiques présents dans la zone de traitement et par l'effet « abrasif » des particules en suspension sur les systèmes respiratoires (ex. branchies chez les poissons) et filtrage des organismes filtrants sessiles. De plus, dans le cas particulier des zones contaminées, les opérations d'excavation peuvent provoquer la dispersion de polluants présents dans les sédiments avec des effets négatifs sur les composantes abiotiques et biotiques du milieu aquatique environnant. Autres événements négatifs sur le compartiment abiotique attribuables à une diminution temporaire de la concentration en oxygène dissous dans la colonne d'eau et à la solubilisation des contaminants suite au changement physico-chimique du sédiment. Enfin, l'introduction de micro-organismes pathogènes, potentiellement nocifs pour la santé humaine et d'autres organismes ou en raison de changements dans la communauté microbienne indigène, ainsi que les altérations qualitatives des biocénoses sensibles et l'entrée possible dans la chaîne

alimentaire de particules contaminées, représentent le potentiel effets des rejets d'eau et/ou des activités de manutention des sédiments sur le compartiment biotique à l'intérieur de la zone portuaire.

Pour évaluer l'impact environnemental des activités anthropiques, qui insistent sur les ports par rapport aux zones côtières voisines et sur les éventuelles cibles et objectifs sensibles proches de la zone portuaire, il faut tout d'abord partir d'une analyse des caractéristiques hydrodynamiques et environnementales de la zone côtière dans laquelle s'insère la zone d'intérêt portuaire. Par la suite, une stratégie d'échantillonnage et de caractérisation chimique/physique/biologique des eaux et sédiments des ports étudiés doit être choisie et mise en œuvre.

Les problèmes d'impacts négatifs potentiels sur l'environnement liés aux activités portuaires et aux phénomènes de pollution accidentelle ont été abordés durant la période triennale du projet dans la Composante T4 - « Suivi de la qualité des eaux portuaires dans la zone transfrontalière, au sein des trois ports pilotes de Livourne, Cagliari et Bastia ».

Dans le cadre de la composante T4, au sein des trois ports pilotes de Livourne, Cagliari et Bastia, une stratégie commune a été définie par les partners pour le prélèvement et la caractérisation chimique / physique / biologique de l'eau afin de définir sa qualité initiale et d'identifier d'éventuelles conditions critiques (Cit. Rapport de suivi T4.3.1).

En particulier, dans le cas du port de Livourne, un suivi de la qualité de l'eau a été réalisé *ante operam, en cours d'oeuvre et post operam*, relatif à une opération de dragage d'environ 12.000 mètres cubes de matériau pour l'approfondissement des fonds marins surplombant un quai du port. Dans le port de Bastia, le suivi a permis de déterminer les caractéristiques qualitatives de l'eau dans la zone portuaire et dans la zone face au même. La caractérisation du Port de Cagliari, en phase *ante operam*, a contribué à l'identification de la zone sur laquelle mettre en œuvre les actions pilotes visées dans la composante T2 - Développement de stratégies de gestion intégrée et transfrontalière et innovante des eaux usées dans les ports - de GRRinPORT, c'est-à-dire la construction d'une première zone équipée pour la collecte et le stockage des déchets et huiles végétales usagées et une seconde zone équipée de matériaux naturels, éocompatibles, fabriqués à partir de fibres de laine de mouton 100% naturelles pour le confinement, l'absorption et l'élimination biologique des hydrocarbures accidentellement relâchés dans les eaux. Le suivi a également permis de définir l'évolution de la qualité de l'eau dans la zone portuaire et d'identifier les principaux problèmes environnementaux.

Les résultats du Contrôle des ports et les informations recueillies lors de la réalisation des Actions pilotes du projet GRRinPORT ont contribué à la rédaction de ces lignes directrices pour la surveillance des impacts environnementaux dérivant des interventions anthropiques dans les ports, afin de diriger efficacement les actions à entreprendre pour améliorer la qualité des eaux portuaires. Dans ce document, en plus d'un cadre de la législation sectorielle et du contexte dans lequel l'environnement portuaire s'insère, des indications générales sont données pour la conception d'un plan de surveillance environnementale visant à vérifier et évaluer toute criticité environnementale y compris l'état trophique, et les impacts des interventions anthropiques dans les zones portuaires, telles que le mouvement des sédiments et le confinement et l'élimination des

déversements accidentels d'hydrocarbures et d'autres eaux usées dans l'eau.



## 2. CADRE COGNITIF

### 2.1. Le contexte italien

#### 2.1.1. Mouvements de sédiments dus aux interventions prévues sur les fonds marins

La gestion des opérations de manutention des sédiments dans les zones marines et côtières représente un sujet de grande importance en Europe et dans le monde. Dans la plupart des cas, les interventions de manutention des sédiments dans les zones côtières ont pour but le maintien ou l'amélioration de la fonctionnalité des bassins portuaires et de l'utilisabilité des canaux navigables et des zones côtières, la restauration morphologique des zones intertidales dans les milieux de transition, la réouverture des embouchures des rivières ou le remblayage des plages émergées et submergées.

En pratique, le cycle de traitement des sédiments (caractérisé de manière appropriée si la loi l'exige) comprend généralement les phases opérationnelles suivantes :

- l'excavation (ou dragage),
- le transport,
- le déversement (ou son emplacement final).

Les activités de dragage peuvent être classées dans les types suivants :

- **Dragage d'entretien** (Maintenance Dredging) : ramener la profondeur des fonds marins à une valeur originale ;
- **Dragage Principal ou Infrastructural** (Capital Dredging) : amener la profondeur des fonds marins à une valeur supérieure à celle d'origine ;
- **Dragage d'assainissement** (Environnemental / curatif) : enlever une couche de sédiments du fond marin car il est contaminé.

Les effets environnementaux chimiques, physiques et biologiques causés par les opérations de dragage sur les écosystèmes marins peuvent être multiples ; en particulier, il est possible de distinguer les impacts en différentes catégories selon que les effets se produisent sur des compartiments abiotiques (substrat et colonne d'eau) ou sur des compartiments biotiques (benthique, halieutiques, etc.).

D'un point de vue distribution spatiale, les effets sur les compartiments abiotiques et biotiques peuvent être localisés :

- *à l'intérieur des sites d'intervention, à proximité du véhicule de dragage* : l'action directe du retrait et du déversement des sédiments provoque des effets localisés principalement associés aux modifications morphologiques et bathymétriques des fonds marins, ainsi qu'à la défaunation et aux phénomènes d'enfouissement et d'étouffement des populations benthiques présentes. De plus, les altérations morpho-bathymétriques peuvent induire des changements dans l'hydrodynamique locale et, lorsque le dragage et le déversement exposent des sédiments avec des caractéristiques granulométriques et texturales

différentes, changements dans la composition et la structure des communautés benthiques;

- à *différentes distances des sites d'intervention* : principalement du fait du transport et du dépôt de sédiments fins suite à la formation de panaches turbides (superficiels et profonds) lors des activités. En particulier, les effets physiques directs sur le compartiment abiotique sont principalement dus aux altérations des caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau (par exemple, diminution temporaire de la pénétration de la lumière et de la concentration d'oxygène dissous, mobilisation et solubilisation des éventuels contaminants associés aux sédiments en suspension, etc.) et du fond (par exemple pour le dépôt de sédiments fins sur des substrats de différents types). Sur le secteur biotique, en revanche, les effets directs sont essentiellement liés aux possibles phénomènes d'enfouissement et d'étouffement (piégeage et traînage sur le fond, inefficacité de l'activité de filtration et colmatage de l'appareil branchial, recouvrement, abrasion des tissus, etc.).

Aux effets déjà mis en évidence ceux de type indirect s'ajoutent, tels que la perturbation des zones de *nurserie*, ceux liés aux variations de la quantité de matière organique présente dans les fractions sédimentaires plus fines qui, en cas de manipulation de volumes importants de sédiments, peuvent provoquer des situations d'anoxie, et surtout en présence d'habitats sensibles, comme les herbiers de *Posidonia oceanica* ou la biocénose Coralligène, à proximité des zones d'intervention, des altérations de la capacité photosynthétique. De plus, dans le cas de la manipulation de sédiments contaminés, d'autres effets indirects sur le compartiment biotique peuvent être provoqués par la mobilisation des contaminants présents (ex : bioaccumulation de contaminants dans les tissus des organismes, bioamplification et transfert dans la chaîne trophique, altération microbiologique de l'eau et sédiments, etc.).

Dans le cas particulier des interventions impliquant le mouvement massif de grands volumes de sédiments dans la zone côtière, l'augmentation temporaire de la turbidité dure normalement au-delà de la fin des opérations et, dans le cas du déversement, jusqu'à ce que le nouveau profil d'équilibre soit atteint, en raison de la plus grande mobilité des sédiments déposés ayant un degré de compactage inférieur. Enfin, il est souligné que dans ces cas les effets (court et long terme) induits par les modifications morpho-bathymétriques dues au déversement direct des sédiments dans les sites de destination peuvent également être pertinents et qui peuvent conduire à des changements, parfois substantiels, également sur la morphodynamique à une certaine distance de la zone d'intervention (par exemple les changements dans le transport des sédiments et l'évolution du trait de côte).

Résumant, les **effets sur le secteur abiotique** peuvent être résumés dans les points suivants :

- altérations morphologiques et bathymétriques ;
- augmentation de la turbidité associée à la remise en suspension des sédiments ;
- diminution temporaire de la concentration d'oxygène dissous dans la colonne d'eau ;
- variation de la concentration des nutriments dans la colonne d'eau ;
- mobilisation des contaminants associés aux particules en suspension (c'est particulièrement vrai pour les dragages de dépollution) ;

- la solubilisation des contaminants suite au changement des conditions physico-chimiques du sédiment (c'est particulièrement vrai pour le dragage de récupération) ;
- modifications possibles de l'hydrodynamique locale

Les **effets sur le secteur biotique** peuvent être résumés dans les points suivants :

- les impacts directs de type strictement physique sur les organismes et les biocénoses sensibles, provoqués par l'augmentation de la turbidité et de la concentration des particules de matières en suspension (diminution de la pénétration de la lumière et par conséquent de l'activité photosynthétique ; piégeage et entraînement sur le fond ; augmentation de l'activité de filtration ; couverture ; dommages à l'appareil respiratoire ; abrasion des tissus ; perturbation des zones de nurserie, etc.);
- effets des contaminants remis en circulation par les activités de dragage, présents en phase dissoute dans la colonne d'eau ou associés à des particules de matières en suspension, sur différents organismes marins, contamination microbiologique possible des organismes présents dans la zone ;
- bioaccumulation possible de contaminants dans les tissus des organismes, avec transfert conséquent dans la chaîne trophique, bioamplification et entrée possible dans la chaîne alimentaire (particulièrement critique, par exemple, en cas de présence d'activités de pêche et d'installations aquacoles) ;
- d'éventuelles altérations qualitatives des biocénoses sensibles présentes dans la zone potentiellement affectée par l'augmentation de la turbidité.

Sur le plan réglementaire, la question du mouvement des sédiments dans les zones marines-côtières et de transition est encadrée de diverses manières dans le cadre de Conventions internationales (Convention de Barcelone, Convention de Londres, OSPAR, etc.) et de Directives communautaires (Directive-Cadre Eaux 2000/60/CE, Directive Habitat 92/43/CEE, Directive-Cadre sur la Stratégie pour le Milieu Marin 2008/56/CE, Directive sur l'Evaluation des incidences sur l'environnement 2014/52/UE, etc.) et la législation nationale associée.

En conformité avec les obligations découlant de ces règlements, en particulier la Directive 2000/60/CE (et les décrets nationaux de transposition connexes: Décret Législatif 152/2006, Décret Ministériel 260/2010, Décret Législatif 219/2010, Décret Législatif 172/2015 et modifications ultérieures), qui prévoient le maintien ou la réalisation des objectifs de « bon état chimique et écologique », les activités de manutention des sédiments doivent être menées de manière à garantir d'une part la « non aggravation » de l'état constaté, en revanche, la compatibilité avec la réalisation des objectifs de qualité envisagés.

Dans cette perspective, au niveau italien, les opérations de dragage dans la zone maritime portuaire et côtière (à l'exception des zones relevant des Sites de bonification d'Intérêt National) sont régies par le Décret ministériel 15 juillet 2016, n. 173 : « *Règlement fixant les procédures et critères techniques pour l'autorisation de l'immersion en mer des matériaux excavés des fonds marins* ».

Le présent règlement détermine les modalités de délivrance de l'autorisation visée à l'article 109, alinéa 2, du Décret-loi 3 avril 2006, n. 152, pour l'immersion délibérée dans la mer de matériaux d'excavation provenant de fonds marins ou de terres saumâtres ou côtières qui ont émergé visées au paragraphe 1, lettre a) du même article. Il fournit également des critères homogènes sur l'ensemble du territoire national pour l'utilisation des sédiments de dragage pour le remblayage ou pour le refoulement dans les milieux voisins.

En particulier, l'Annexe Technique du Décret régit l'ensemble du parcours de caractérisation et de gestion des sédiments à manipuler, y compris les phases de planification et de mise en œuvre des prélèvements, des analyses en laboratoire (physique, chimique, écotoxicologique et biologique) et de la classification de la qualité des sédiments, jusqu'à la formulation d'hypothèses de gestion respectueuses de l'environnement et à l'élaboration de plans de suivi des activités.

Dans les Sites d'assainissement d'Intérêt National conformément à l'art. 252 du Décret Législatif 3 avril 2006, n. 152 et modifications ultérieures, les opérations de dragage sont régies par l'art. 5 bis de la loi n. 84 et modifications ultérieures du 28 janvier 1994.

Les décrets d'application y afférents :

- Décret Ministériel 7 novembre 2008 « *Discipline des opérations de dragage dans les sites d'assainissement d'intérêt national, en application de l'article 1er, alinéa 996, de la loi n° 296 du 27 décembre 2006* » ;
- Décret Ministériel 15 juillet 2016, n. 172 « *Règlement régissant les méthodes et normes techniques des opérations de dragage dans les Sites d'Intérêt National, conformément à l'art. 5bis, c. 6, de la loi no. 84* » ;

ils régissent les principaux aspects du processus de manutention des sédiments au sein des Sites d'Intérêt National, depuis la caractérisation (prélèvement, analyses en laboratoire, restitution des résultats) jusqu'aux modalités d'intervention et de gestion des matériaux (technologies de dragage et de transport, gestion des déblais de dragage, mesures d'atténuation et de surveillance). En particulier, l'Annexe A du Décret ministériel 172/2016, bien que faisant référence aux opérations de dragage dans des zones principalement contaminées, représente un point de référence important pour la protection des compartiments abiotiques et biotiques du milieu marin-côtier contre les effets physiques induits par les interventions de dragage.

Le texte du Décret Ministériel 172/16 introduit des changements importants dans la législation sectorielle, notamment :

- l'obligation d'élaborer un plan de surveillance permettant d'évaluer les effets sur l'environnement de l'ensemble du processus de manutention (du dragage à la relocalisation) ;
- la liste des facteurs environnementaux à prendre en compte dans le choix des modes opératoires, du dragage au déplacement du matériau selon la législation en vigueur ;
- l'obligation d'acquiescer, lors de toutes les activités de manutention, des informations sur les conditions météorologiques et maritimes, les données opérationnelles de dragage et de trafic maritime, afin de corréler les résultats de la surveillance avec les variations des

- conditions environnantes et ainsi comprendre les processus mis en jeu ;
- l'obligation de prévoir des mesures d'atténuation appropriées pour les impacts attendus, avec un *accent* technique sur les barrières physiques pour contenir le panache produit par les activités de dragage ;
  - la définition d'un modèle conceptuel des impacts, basé sur la connaissance de la zone d'intervention (ex. présence et type d'objectifs sensibles à protéger conformément aux indications européennes et internationales, comme *Posidonia oceanica*, formations coralliennes, etc.), à utiliser pour mesurer l'ampleur des impacts attendus
  - l'obligation de prévoir la divulgation et l'évaluation rapides des résultats du Suivi, par la constitution d'une base de données dédiée. Bien qu'en pratique les projets qui incluent la manipulation des sédiments soient autorisés par les organismes compétents sur la base de la qualité des sédiments, établie à la suite des résultats de caractérisations spécifiques, ceux-ci font souvent aussi l'objet d'Évaluations d'Impact Environnemental (Directive 2011/92 /UE et modifications ultérieures, mises en œuvre en Italie dans les mises à jour ultérieures de la partie II du Décret Législatif 152/2006).

Une conception adéquate de l'intervention de dragage doit prendre en compte :

- les facteurs environnementaux dans le choix des modes opératoires ;
- des informations sur les conditions météorologiques et maritimes, sur les conditions d'exploitation du dragage, sur le trafic maritime ;
- la nécessité d'adopter un plan de surveillance permettant d'évaluer les effets sur l'environnement de l'ensemble du processus de manutention ;
- les mesures d'atténuation appropriées ;
- définir un modèle conceptuel des impacts ;
- la réalisation d'une Étude d'Impact Environnemental dans les cas prévus par la loi.

Les technologies (dragage mécanique, hydraulique, etc.) avec lesquelles le dragage est réalisé peuvent avoir des effets différents sur l'environnement.

Le dragage environnemental utilise les meilleures technologies disponibles, intégrées à des mesures appropriées pour atténuer les effets sur l'écosystème. En particulier, par rapport au dragage traditionnel, il diffère par :

- haute sélectivité et précision dans le positionnement et le retrait ;
- prévention et minimisation de l'augmentation de la turbidité et de la dispersion des contaminants
- prévention et minimisation des pertes matérielles (déversement) ;
- minimisation de la teneur en eau du mélange dragué ;
- haut niveau d'automatisation des opérations ;
- optimisation de la concentration des déblais de dragage ;
- une plus grande Sécurité ;
- un suivi plus précis.

Le dragage et la gestion des sédiments associés nécessitent l'adoption de mesures d'atténuation appropriées de tout impact sur le milieu environnant, à dimensionner en fonction de :

- les caractéristiques physiques, chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques des déblais de dragage, définies sur la base de la caractérisation ;
- les caractéristiques hydrodynamiques et morpho-bathymétriques des zones d'intervention ;
- présence de cibles sensibles et/ou d'aires protégées pour diverses raisons ;
- les méthodes de dragage, de transport et de placement choisies ;
- options de gestion sélectionnées.

Selon l'ampleur des impacts environnementaux attendus, des mesures d'atténuation doivent être choisies qui agissent sur :

- différentes sources d'impact telles que, par exemple, des mesures opérationnelles aux différentes étapes du processus, des limitations de temps, l'utilisation de barrières physiques autour du système de dragage ;
- des cibles possibles comme, par exemple, des restrictions temporaires d'utilisation, l'utilisation de barrières physiques pour protéger des cibles sensibles.

Dans certains cas, il est possible d'atténuer les impacts des activités de dragage en utilisant des barrières physiques pour limiter la propagation du nuage de lisier et/ou réduire les interactions potentielles eau-sédiment et la mobilisation conséquente de tout contaminant présent.

Ces barrières peuvent être utilisées pour :

- l'incorporation totale du système de dragage, dans le cas des systèmes de dragage stationnaires et des sédiments extrêmement contaminés ;
- fermeture partielle de la zone d'excavation ;
- la fermeture totale de la zone d'excavation, généralement en cas d'utilisation de dragues mécaniques, avec la création éventuelle d'une cavité pour permettre le passage des bateaux de support ;
- la protection d'une cible potentiellement impactée par des activités de manutention.

L'utilisation d'éventuelles barrières physiques doit être appuyée par une évaluation de leur stabilité et de leur efficacité effective basée sur une étude des conditions hydrodynamiques locales et en relation avec le type de contamination présente. De plus, des inspections régulières doivent être effectuées sur le terrain afin de vérifier la présence éventuelle de déchirures et coupures sur les barrières.

L'identification des zones les plus critiques en termes d'étendue des effets (attendus et/ou observés) et l'importance des niveaux d'exposition doit prendre en compte, en plus des caractéristiques hydrodynamiques locales, également les volumes et le type de sédiments à manipuler, les méthodes techniques et opérationnelles utilisées et la position, par rapport aux zones d'intervention, des objectifs sensibles et des contraintes environnementales qui pourraient

s'y présenter.

Ainsi, bien que le choix des modalités techniques et opérationnelles soit souvent lié aux finalités de l'intervention et à leur impact sur la durée et les coûts d'exécution, les différentes phases de planification et de gestion des interventions doivent être précédées d'études spécialisées visant à identifier les éventuelles criticités environnementales et les modes opératoires à adopter pour minimiser les éventuels effets environnementaux (physiques, chimiques, biologiques et écotoxicologiques) qui pourraient résulter, à différentes échelles spatiales et temporelles, des opérations de manutention.

Des études internationales recommandent d'adopter, dans la phase de conception et de gestion des interventions, des modèles mathématiques capables de reproduire les processus de génération et de développement des panaches de turbidité (surface et fond) où l'apparition d'éventuels problèmes environnementaux est reconnue. Ces modèles doivent permettre de reproduire la dynamique des sédiments remis en suspension à partir de l'analyse des interactions entre facteurs opérationnels (type de drague, vitesse et productivité du cycle dragage/déversement, volumes totaux à traiter, etc.) et facteurs environnementaux (composition et granulométrie des sédiments à déplacer, caractéristiques hydrodynamiques et morpho-bathymétriques, etc.) qui conditionnent les processus de transport (dispersion, diffusion et dépôt) à différentes profondeurs et distances du site d'intervention.

#### 2.1.2. Eaux de drainage des réservoirs de pontage

Une des options de gestion des sédiments déplacés dans les zones portuaires et plus généralement dans les eaux marines côtières est le refoulement dans des réservoirs ou des bassins de remblayage. Les réservoirs remplis sont des milieux caractérisés par une structure partiellement immergée ou émergée, confinés avec des matériaux qui assurent un degré différent de rétention des particules solides ou liquides (bassins étanches) au sein desquels les matériaux de dragage sont déposés. Une fois rempli et stabilisé, l'espace au-dessus peut être converti en cours pour le stockage de marchandises ou pour d'autres fonctions.

En raison des caractéristiques des matériaux qui y sont stockés, les eaux entrantes provenant des réservoirs de remblai peuvent constituer une source potentielle d'impacts sur les eaux marines côtières situées à proximité du point ou des points d'entrée.

Au niveau national, les activités liées aux opérations de dragage dans la zone maritime portuaire et côtière (à l'exception des zones relevant des Sites d'Assainissement d'Intérêt National) sont régies par le Décret ministériel 15 juillet 2016, n. 173 : « Règlement fixant les procédures et critères techniques pour l'autorisation de l'immersion en mer des matériaux excavés des fonds marins ». Le règlement détermine les modalités de délivrance de l'autorisation visée à l'article 109, alinéa 2, du Décret-Loi 3 avril 2006, n. 152, pour l'immersion délibérée dans la mer de matériaux d'excavation provenant de fonds marins ou de terres saumâtres ou côtières qui ont émergé visées au paragraphe 1, lettre a) du même article.

Il fournit également des critères homogènes sur l'ensemble du territoire national pour l'utilisation

des sédiments de dragage pour l'alimentation ou le refoulement au sein des milieux voisins.

Dans les Sites d'assainissement d'Intérêt National (SIN) conformément à l'art. 252 du Décret législatif. 3 avril 2006, n. 152 et modifications ultérieures, les opérations de dragage sont régies par l'art. 5 bis de la loi n. 84, et modifications ultérieures du 28 janvier 1994. Les Décrets d'exécution y afférents :

- Décret Ministériel 7 novembre 2008 « Discipline des opérations de dragage dans les sites de bonification d'intérêt national, en application de l'article 1er, alinéa 996, de la loi n° 296 du 27 décembre 2006 » ;
- Décret Ministériel 15 juillet 2016, n. 172 « Règlement régissant les méthodes et normes techniques des opérations de dragage dans les Sites d'Intérêt National, conformément à l'art. 5bis, c. 6, de la loi no. 84 du 28 janvier 1994" ;

ils régissent les principaux aspects du processus de manutention des sédiments au sein du SIN, de la caractérisation (prélèvement, analyse en laboratoire, restitution des résultats) aux modalités d'intervention et de gestion des matériaux (technologies de dragage et de transport, gestion des matériaux dragués, atténuation et mesures de surveillance).

L'annexe technique au Décret Ministériel 173/2016 fournit une série d'indications générales pour le dépôt dans les zones voisines submergées, partiellement submergées ou domaniales émergées et souligne qu'une *[...]attention particulière doit être portée à la gestion des rejets d'eau (eaux d'écoulement) et des eaux pluviales provenant de l'environnement limitrophe, la mise en œuvre de mesures de réduction des apports solides vers l'extérieur (par exemple bassins de décantation et/ou de clarification des eaux, systèmes de filtration), les puits de contrôle et de prélèvement des échantillons (par exemple puits piézométriques le long des berges, au moins jusqu'à la couche sous la zone) [...].*

En ce qui concerne les activités de surveillance des effluents des réservoirs de remblai, l'annexe technique au Décret ministériel 173/2016 ne donne que des indications générales, prévoyant notamment que les activités de surveillance doivent être proportionnées à la qualité et à la quantité des matériaux dragués et déposés en milieu confiné et aux caractéristiques de l'ouvrage de confinement.

En particulier, l'Annexe Technique précitée fournit quelques indications générales relatives aux modalités de dépôt des matériaux dans de telles structures, dont un extrait est rapporté :

- placer le matériau dragué à forte concentration de solide, en évitant la couche incontrôlée de matériau résultant;
- favoriser et diversifier les processus de sédimentation des matériaux en augmentant le temps de conservation de la profondeur du miroir d'eau et la longueur du nombre de voies de sortie de la matrice aqueuse ;
- éviter l'utilisation d'additifs chimiques qui pourraient compromettre la qualité des eaux et sédiments présents au sein des rejets et dans les eaux d'efflux ;
- faciliter la collecte, le traitement et la réutilisation des eaux (eaux de surface, effluents,



- lixiviats et eaux de drainage) en tant qu'eaux usées, également en utilisant des procédés naturels pour la réduction des contaminants dissous;
- déposer les sédiments les moins contaminés (de la meilleure classe) au fond de la cuve, le long des périmètres externes et dans la partie supérieure de celle-ci (dépôt sélectif) ;
  - créer les conditions d'un suivi de la qualité des eaux sortant des bassins, en effluents superficiels, ou le long des périmètres exposés à la mer, par la mise à disposition de piézomètres positionnés le long des berges et dans les couches importantes des fonds marins.

La même Annexe technique prévoit que les indications détaillées sur la surveillance des effluents des réservoirs de remblai doivent être décrites dans un Plan de surveillance qui doit au moins prévoir l'acquisition d'informations relatives :

- la qualité physique, chimique, écotoxicologique et la présence de matières en suspension dans les zones correspondant à la rentrée en mer des eaux d'efflux sortant des milieux voisins ;
- la qualité des eaux piézométriques logées dans les gisements naturels et dans les matériaux constituant le latéral et le fond du bassin ;
- la qualité de l'eau, des sédiments et du biote dans la zone marine entourant le bassin, favorisant l'utilisation d'indicateurs biologiques ;
- les éventuelles pertes de matière et le rejet de contaminants tant dans les effluents que par les voies préférentielles ;
- les données météorologiques aux fins d'évaluer le degré d'intrusion marine.

Pour les sédiments des Sites d'Intérêt National, l'Annexe A du Décret Ministériel 172/2016 prévoit que la surveillance des activités de refoulement des déblais de dragage à l'intérieur des «réservoirs de remblayage, réservoirs de collecte ou ouvrages de confinement situés en zone côtière » doit viser principalement à contrôler l'absence de fuites accidentelles lors du remplissage de l'ouvrage et à la maîtrise des effluents de l'ouvrage lui-même, se traduisant par :

- augmentation de la turbidité des eaux autour des zones de refoulement et d'exutoire ;
- dispersion et/ou diffusion des contaminants présents dans les sédiments dragués.

Pour l'évaluation des impacts attendus sur l'écosystème marin-côtier, le Plan de Surveillance doit considérer :

- les caractéristiques physiques, chimiques, microbiologiques et écotoxicologiques des déblais de dragage ;
- les caractéristiques morpho-bathymétriques et hydrodynamiques de la zone entourant le bassin de comblée ;
- les objectifs du projet de dragage ;
- les caractéristiques de conception de l'ouvrage de confinement ;
- la typologie des systèmes de refusion choisis ;
- les éventuelles mesures d'atténuation envisagées ;

- la présence d'objectifs sensibles et/ou de zones protégées pour diverses raisons.

Sur la base de ce qui précède, le plan de surveillance peut prévoir le contrôle des éléments suivants :

- caractéristiques météorologiques et maritimes et régime courantmétrique (direction et intensité des courants) ;
- caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau ;
- les niveaux de turbidité in situ et la concentration de matières en suspension dans la colonne d'eau ;
- des concentrations de contaminants importants, émergés lors de la phase de caractérisation, présents dans la colonne d'eau et/ou en association avec des matières en suspension.

Comme indiqué ci-dessus, il apparaît clairement que le cadre réglementaire actuellement en vigueur en Italie traite le problème de l'eau en sortie des réservoirs de remblai de manière assez générale, sans fournir d'indications précises sur le programme de surveillance à mettre en œuvre et notamment sur les substances à recherchées et sur les limites relatives des tables à appliquer.

### 2.1.3. Évènements accidentels sur les navires en proximité des ports

La pollution accidentelle (ainsi que systématique) due au déversement d'eau contaminée dans la mer lors des opérations de lavage des citernes de navire (slop), des eaux de ballast ou des eaux de cale a entraîné la publication de règles spécifiques visant à une plus grande protection et conservation de l'environnement marin.

Du point de vue européen, la lutte contre la pollution des mers a eu lieu avec la stipulation de la Convention de Londres de 1954 «OILPOL 1954», amendée en 1962 mise en œuvre avec le traité international «Protocole 1973».

Par la suite, la prévention de la pollution marine a été abordée au début des années 1970 avec la convention internationale MARPOL '73/78 (Convention sur la Pollution Marine). La Convention, actuellement composée de 20 articles, 3 protocoles et 6 Annexes, est entrée en vigueur le 2 octobre 1983 et ratifiée en Italie par les lois n°662/80 (Marpol '73) et n°438/82 (TSPP '78) .

Suite à la Convention MARPOL '73/78 (Convention sur la Pollution Marine), la Convention de Montego Bay de 1982 sur le Droit de la Mer a été signée, mise en œuvre en Italie avec la loi no. 689 du 2 décembre 1994. Art. 211 paragraphe 2 fait obligation aux États membres d'adopter des lois et règlements visant à prévenir, réduire et contrôler la pollution marine causée par les navires battant leur drapeau et immatriculés par eux, établissant que ces lois et règlements ne doivent pas être moins efficaces que les normes et règles internationales généralement acceptées (article 211, paragraphe 5). Par ailleurs, outre cette obligation prévue pour l'État du drapeau, la Convention prévoit pour chaque État côtier contractant le pouvoir d'édicter des réglementations de prévention de la pollution par les navires applicables dans la mer territoriale : ces réglementations ne doivent,

en aucun cas, entraver le passage inoffensif de navires étrangers (article 211, paragraphe 4).

La Convention de Montego Bay, de 1982, établit également que la compétence pour la prévention de la pollution marine par les navires appartient à l'État côtier dans sa mer territoriale ou la zone économique exclusive (article 220, paragraphe 1). Plus généralement, en ce qui concerne les procédures d'arraisonnement, d'inspection et de "saisie du navire" ainsi que l'établissement de procédures judiciaires, la compétence appartient à l'État du drapeau (article 220 alinéa 2).

Au niveau national, il est important de rappeler les dispositions de la loi du 31 décembre 1982 n. 979 (loi sur la défense de la mer) qui établit, à l'art. 16 paragraphe 1, l'interdiction pour tous les navires (sans distinction de nationalité) de déverser ou de provoquer des déversements dans les eaux territoriales et les eaux maritimes internes (y compris les ports), d'hydrocarbures ou de mélanges d'hydrocarbures, y compris les eaux de ballast et de lavage de pétroliers comme ainsi que d'autres substances nocives indiquées dans une liste spécifique jointe.

Le même article (article 16), au paragraphe 2, interdit le déchargement des substances visées au paragraphe 1 sur les navires battant drapeau italien, même en dehors des eaux territoriales. Le paragraphe 3 de l'art. 16, d'autre part, traite du rejet dans les eaux marines de matières issues des fonds marins des milieux marins, saumâtres ou fluviaux, en se référant aux dispositions en vigueur qui prévoient la délivrance d'une autorisation spécifique par le ministère de la Transition Écologique (MiTE, ancien ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire et des mers).

Si la violation, par des navires battants n'importe quel drapeau, (articles 20 L. n. 979/1982 et 4, alinéa 2, L. n. 662/1980) est constatée dans les eaux territoriales italiennes (et en ce qui concerne les navires italiens, même en eaux internationales), l'officier de police judiciaire opérant, doit procéder à la transmission « sans délai » de la notification relative du délit (conformément à l'art. 347 du CPP) à l'Autorité Judiciaire compétente. Si, par contre, le déversement irrégulier est effectué par des navires étrangers dans les eaux internationales, les données relatives doivent être communiquées au ministère de l'Environnement et de la Protection du Territoire, afin que ce dernier puisse informer, par l'intermédiaire du Ministère des Affaires Étrangères, l'État du drapeau, conformément aux dispositions de l'art. 4, alinéa 2 de la loi no. 662/1980.

La violation, comme l'exige l'art. 20 de la loi n. 979/1982, n'est configuré que lorsque le rejet d'hydrocarbures ou d'autres polluants n'est pas imputable à un événement accidentel indépendant de la volonté ou de la faute du Commandant. Cependant, même dans ce cas, quel que soit le caractère volontaire du déversement, l'art. 21 de la loi n. 979/1982 oblige le Commandant et l'armateur ou l'armateur du navire à rembourser (conjointement) à l'État les frais engagés pour le nettoyage des eaux et des plages, ainsi qu'à indemniser les dommages causés aux ressources marines.

Les conventions internationales en vigueur dans le cadre de la coopération européenne en matière de sécurité maritime et d'amélioration de la protection du milieu marin contre les pollutions causées par les navires sont énumérées ci-dessous :

- London Dumping Convention 1972 qui régleme la immersion volontaire en mer de déchets ou de substances nocives en provenance d'autres lieux (immersion) en insérant les deux, en fonction de leur dangerosité, dans trois groupes distincts (dite Liste Noire, Liste Grise, Liste Blanche).
- La Convention Solas 74 (Safety Of Life At Sea) qui, en plus de constituer, au niveau international, la source fondamentale de législation dans le domaine de la sécurité de la navigation, est également d'une importance considérable dans le domaine de la législation anti-pollution. En effet, le Protocole '78, entré en vigueur en Italie le 1er janvier 1983, a été adopté à la suite de la même conférence internationale consacrée à la sécurité des pétroliers et à la prévention de la pollution marine (le TSPP précité de '78) qui a donné vie au Protocole '78 de Marpol '73.
- De plus, avec les amendements de 83 à Solas, le Comité de la sécurité maritime (M.S.C.) de l'I.M.O. a également adopté le "Code international pour la construction et l'équipement des navires transportant des produits chimiques dangereux en vrac" (Recueil IBC) et le "Code international pour la construction et l'équipement des navires transportant des gaz liquéfiés en vrac" (Recueil IGC).
- De plus, avec les Amendements de 83 à Solas, le Comité de la Sécurité Maritime (M.S.C.) de l'I.M.O. a également adopté le "Code international pour la Construction et l'Équipement des Navires transportant des produits chimiques dangereux en vrac" (Code IBC) et le "Code International pour la Construction et l'Équipement des navires transportant des gaz liquéfiés en vrac" (Code IGC).
- Convention de Barcelone de 1976 : ratifiée en Italie avec la loi 25.01.1979, n. 30. Cela concerne la zone de la mer Méditerranée et contient des dispositions visant à améliorer la coopération entre les États contractants dans la lutte contre la pollution marine résultant des activités normales des unités navales ou de l'exploitation des ressources minérales marines par les navires, plates-formes ou avion. Le contenu de cette Convention a été étendu par quatre Protocoles, dont deux sont consacrés, respectivement, aux rejets opérés par des navires ou des aéronefs et aux situations d'urgence critique.

Il existe d'autres Accords régionaux qui concernent notre Pays et certains Pays voisins, dont l'accord trilatéral RAMOGE (Saint Raphaël - MONaco - GENE) concernant le littoral entre Hyères (France) et Gênes, conclu en mai 1976, avec la France et la Principauté de Monaco, qui tire son nom des premières syllabes des trois villes qui délimitaient à l'époque son champ d'action : Saint-RAPhaël à l'ouest, Monaco et Gênes à l'est. Cet accord relatif à la protection des eaux du littoral méditerranéen, qui fait partie de la Convention de Barcelone et du Plan d'action pour la Méditerranée y afférent, a été ratifié par les trois pays et est entré en vigueur au cours des six premiers mois de 1981. A cette occasion, la zone de juridiction d'origine a été étendue de Marseille à La Spezia, plus précisément de l'embouchure du Rhône à l'embouchure du fleuve Magra, pour mieux tenir compte des subdivisions administratives des différents États. Ce faisant, l'ensemble du territoire de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur et de la Ligurie a été inclus dans le champ d'application de l'Accord.

Dans le cadre de la coopération européenne en matière de sécurité maritime et de protection du

milieu marin, la Directive 2005/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 septembre 2005 relative à la pollution causée par les navires et l'introduction de sanctions en cas d'infraction (Position commune (CE) n° 3/2005). Avec la Directive en cause, le Conseil de l'Union Européenne est intervenu pour engager une procédure homogène du régime de sanctions prévu en référence à la pollution causée par des mélanges contenant des huiles minérales ou par des substances liquides nocives transportées en vrac, visées aux annexes I et II de MARPOL 73/78.

Parmi les dispositions de la Directive en question, dont l'application est conforme au droit international de la convention des Nations Unies de 1982 sur le droit de la mer, il convient de relever les suivants :

- le champ d'application de la directive en question est déterminé en se référant aux rejets de substances polluantes, effectués par tous les navires "à l'exception des navires de guerre" ou d'autres navires spécifiquement identifiés dans les eaux internes et territoriales, dans la zone économique et en haute mer, en identifiant la personne responsable ou les personnes responsables de la pollution causée par les navires auxquels des sanctions appropriées sont appliquées ;
- il existe des exceptions obligatoires à la prescription de sanctions si le rejet remplit certaines conditions, conformément à la convention MARPOL 73/78 ;
- les mesures de coopération entre États membres - Commission Européenne - EMSA (Agence européenne pour la sécurité maritime) sont indiquées, afin de programmer les systèmes d'information nécessaires à l'application effective de la directive en question.

Aux frais des États membres, il est prévu :

- l'identification des infractions appropriées lorsque les rejets en mer sont effectués intentionnellement, par imprudence ou par négligence grave (article 4) ;
- la procédure d'inspection appropriée en vertu du droit national dans les ports ou terminaux offshore desquels un navire soupçonné de rejeter des polluants (article 6).
- l'obligation de prendre les mesures nécessaires pour s'assurer que les violations, conformément à l'art. 4 de la directive elle-même, sont passibles de sanctions effectives, proportionnées et dissuasives (tant pénales qu'administratives) (article 8).

## **2.2. Le contexte français**

En France, la législation sur l'eau s'est construite progressivement et n'est donc pas contenue dans un seul Code. La législation découle de « trois grandes lois sur l'eau » qui ont été adoptées en France et ont permis de poser les bases de la législation actuelle en vigueur :

- loi du **16 décembre 1964** relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution ;
- loi du **3 janvier 1992** sur l'eau ;
- loi du **30 décembre 2006** relative à l'eau et aux milieux aquatiques.

Le premier texte qui introduit la législation sur la pollution des ressources en eau dans le cadre juridique est la loi du 16 décembre 1964. Le législateur a prévu la création d'une circonscription administrative qui reconnaît la spécificité du bassin hydrographique et a adopté une série d'infractions applicables aux pollueurs. Avec cette loi, des bassins hydrographiques sont identifiés et des comités de bassin sont constitués, organismes institutionnels, toujours en vigueur aujourd'hui, dotés de moyens financiers. Elle établit également un système d'autorisations de déversement dans l'eau afin d'atteindre un objectif de qualité de l'eau. Certaines dispositions de la loi de 1964 n'ont pas été appliquées ou se sont avérées insuffisantes.

Pour remédier à ces insuffisances, le législateur français a adopté une loi sur l'eau le 3 janvier 1992 (loi n° 92-3).

La loi de 1992 introduit la notion d'unité de ressource en termes de gestion et instaure, par la planification, une gestion prédictive de la ressource en eau et renforce le pouvoir de police sur son utilisation. Cette loi entraîne également pour la première fois l'unification du régime juridique de l'eau. La législation sur l'eau s'est donc articulée autour de quatre grands principes : le principe de l'unité de la ressource en eau, le principe de la capitalisation de l'eau, l'affirmation du caractère d'intérêt général de la protection de l'eau et le principe de la gestion équilibrée et durable du plan d'eau.

#### 2.2.1. La législation française relative aux rejets.

Les rejets d'eaux usées industrielles, agricoles et côtières sont soumis au droit commun du code de l'environnement selon la nomenclature du décret 93-743 du 29 mars 1993 (CR 214-1) dont le titre IV fait référence à « l'impact sur le milieu marin », sans l'exclusion des travaux ou activités qui relèvent d'autres rubriques et qui s'appliquent également au littoral.

D'autres interdictions de déchargement découlent de la réglementation sur l'aquaculture d'huîtres et de mollusques, la réglementation sur l'aquaculture marine, la protection du domaine public maritime et les conventions internationales sur la pollution marine.

Les eaux de baignade, soumises à la directive CEE du 8 décembre 1975, remplacée par la directive 2006-7 du 15 février 2006, font l'objet de mesures régulières selon les objectifs de qualité du décret 81-324 du 7 avril 1981, modifié par le décret 91 - 280 du 20 septembre 1991. Le contrôle côtier s'exerce sur plus de 1900 points situés dans 663 communes.

La politique de l'eau consiste à veiller au respect des lois relatives à l'eau et aux milieux aquatiques. Elle s'applique à toutes les eaux de surface, souterraines et territoriales à compter du 3 janvier 1992 (loi unifiant le régime juridique de la politique de conservation de l'eau).

Cependant, la situation reste encore complexe, malgré la directive no. 2005-805 du 18 juillet 2005 portant simplification, harmonisation et adaptation des politiques de l'eau et des milieux aquatiques, de la pêche et des rejets.

La Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23/10/2000 a été transposée en France par la loi no. 2004-338 du 21 avril 2004.

Cette loi s'inscrit dans un cadre réglementaire qui se compose déjà d'une série de lois et d'actes juridiques qui, au fil des années, se sont ajoutés aux précédents sans toutefois les abroger. Par conséquent, le régime réglementaire original, modifié ou complété par l'introduction de la nouvelle réglementation, existe.

Cependant, pour remédier aux nombreuses lacunes présentes dans cette loi, le législateur a adopté le 3 janvier 1992 la loi n. 92-3. Entre-temps, la loi de 1964 avait déjà été partiellement modifiée par la loi no. 84-512 du 29 juin 1984 relatif à la pêche en eau douce et à la gestion des ressources halieutiques.

Cependant, pour remédier aux nombreuses lacunes présentes dans cette loi, le législateur a adopté le 3 janvier 1992 la loi n. 92-3. Entre-temps, la loi de 1964 avait déjà été partiellement modifiée par la loi no. 84-512 du 29 juin 1984 relatif à la pêche en eau douce et à la gestion des ressources halieutiques.

Suite à l'ordonnance n. 2000-914 du 18 septembre 2000 sur la partie législative du Code de l'environnement, les dispositions relatives à la protection des eaux sont presque entièrement codifiées aux articles de L. 210-1 à L. 218-81 du Code de l'Environnement sous le titre I du deuxième ouvrage consacré aux milieux physiques intitulé « L'eau et les milieux aquatiques ».

D'autres règles de nature générale sur la protection de l'environnement ont complété le régime juridique en matière de l'eau, en particulier la loi no. 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement (dite loi Barnier).

D'autres lois, ayant des objectifs plus spécifiques, ont été ajoutées plus tard, alimentant la loi sur l'eau, en particulier la loi n. 2003-699 du 30 juillet 2003 relative à la prévention des risques technologiques et naturels et à la réparation des dommages ou encore la loi n. 2005-157 du 23 février 2005 relative à l'aménagement des zones rurales. Il y a aussi des dispositions sur l'eau dans plusieurs codes comme le Code de l'urbanisme ou le Code de la construction et de l'Habitat.

A la suite d'une confrontation nationale entamée en 2002, un projet de loi sur l'eau et les milieux aquatiques a été voté, destiné à constituer le texte central de la politique française en la matière.

La Loi n. 2006-1772 sur l'eau et les milieux aquatiques a été adoptée le 30 décembre 2006, est composée de 102 articles regroupés en cinq titres concernant respectivement la conservation des masses d'eau et des milieux aquatiques (titre 1), l'approvisionnement en eau et l'assainissement des systèmes (titre II), la conservation des espaces publics fluviaux (titre III), de la planification et de la gouvernance (titre IV), des dispositions finales et transitoires (titre V).

Le texte, qui reprend les principes énoncés dans la loi de 1992, a été mis en œuvre par de nombreux décrets d'application. Parmi les innovations majeures réalisées figure la reconnaissance

de l'usage prioritaire de l'eau pour la consommation humaine et la consécration d'un droit d'accès à l'eau potable dans des conditions économiquement acceptables pour tous.

Récemment, les lois adoptées à la suite des dispositions votées par le président Nicolas Sarkozy en 2007, dans le Grenelle de l'environnement, contiennent également des dispositions sur la protection de l'eau.

La loi « Grenelle I » du 3 août 2009 (Loi n° 2009-967 du 3 août 2009) rappelle l'objectif d'atteindre d'ici 2015 le bon état écologique ou le bon potentiel de toutes les masses d'eau. Pour atteindre cet objectif, il a notamment prévu : d'interdire l'utilisation des phosphates dans les lessives à partir de 2012 ; la mise en place de plans d'action en collaboration avec les compagnies des eaux pour protéger les cinq cents systèmes de captage des eaux (bassins) les plus menacés par les pollutions diffuses (nitrates notamment) ; moduler les prélèvements d'eau sur les ressources ; mettre aux normes toutes les stations d'épuration des eaux.

La loi prévoit également la récupération et la réutilisation des eaux de pluie, la réduction des substances dangereuses et la surveillance des milieux aquatiques. L'objectif poursuivi est d'assurer l'approvisionnement durable en eau de bonne qualité nécessaire pour répondre aux besoins essentiels de la population.

La loi « Grenelle II » du 12 juillet 2010 relative à l'engagement national pour l'environnement (L. n. 2010-788 du 12 juillet 2010) crée un titre VII dédié à la « grille verte » et à la « grille bleue » dans le livre II du Code de l'environnement concernant les espaces naturels (code de l'environnement L. 371-1 à L. 371-6) qui comprend les cours d'eau et les zones humides dans le but de préserver et de restaurer leur continuité écologique. Ça modifie les dispositions du Code de l'environnement relatives à l'assainissement, notamment sur la question de mesures d'hygiène collectives et non collectives des eaux usées et des ressources en eau.

#### 2.2.2. La notion de dommage environnemental dans la législation française

La loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 « *pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages* » vise à introduire, dans le Code civil français, la notion de responsabilité et l'obligation d'indemnisation (conjointement et solidairement) à cause du « dommage environnemental "ou "dommage écologique". La loi impose aux acteurs responsables des atteintes à l'environnement de restaurer l'environnement lui-même, ou en cas de dommage irréversible, d'indemniser économiquement l'État ou un organisme désigné par l'État et dédié à la protection de l'environnement comme une ONG.

La responsabilité civile résultant d'une pollution par les hydrocarbures en France est régie par les articles L5122-25 et suivants du Code des Transports, par les articles 544 et 1382 du Code Civil, par l'article L160-1 du Code de l'Environnement, par la Directive 2004/35/CE du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale dans le domaine de la prévention et de la réparation des dommages environnementaux, par la Convention sur la responsabilité civile de 1992 (CLC 1992), par la Convention portant création du Fonds d'indemnisation des dommages dus à la pollution par



les hydrocarbures de 1992 ( et protocole connexe de 2003), par la Convention Bunker de 2001 et par les résolutions de l'OMI dont la France est partie contractante.

Jusqu'à la catastrophe du pétrolier "ERIKA", selon la loi française, il n'y avait pas de droit de réclamer la perte environnementale réelle causée par les *marées noires* car les dommages environnementaux causés par la marée noire n'étaient pas codifiés par la Directive européenne 2004/35/ CE.

Suite à l'affaire « ERIKA », sur laquelle la Cour de Cassation Française s'est prononcée le 25 septembre 2012, il a été jugé nécessaire d'introduire dans le Code de l'Environnement, par la loi du 1er août 2008, la notion de responsabilité environnementale et la notion de « pollueur payer ». Mais cette loi a immédiatement mis en évidence ses limites puisqu'elle n'a examiné que les dommages à l'environnement causés par l'activité d'un exploitant au sens du Code de l'Environnement ; en outre, cette loi faisait référence à des événements survenus avant le 30 avril 2007 ou à des activités qui, bien que causant des dommages environnementaux, avaient cessé en 2007.

La nouvelle loi, dite « Chapitre III du Code civil relatif à l'indemnisation des dommages environnementaux » entre en vigueur le 10 août 2016. Concrètement, l'article 1246 du Code Civil dispose que « quiconque cause un dommage environnemental est tenu responsable de ces dommages endommager ». Les dommages environnementaux acquièrent un sens beaucoup plus large dans le Code car ils peuvent résulter à la fois de la compromission importante du fonctionnement et/ou des éléments qui composent un écosystème et du manque, pour la collectivité, des bénéfices collectifs générés par l'environnement (Art 1247). Sur la base du nouveau système juridique, l'environnement prend les connotations de « partie civile » dans l'ordre juridique français et il n'est donc plus nécessaire qu'un individu subisse un préjudice résultant d'un dommage environnemental pour introduire une demande d'indemnisation.

Une demande d'indemnisation d'un dommage environnemental peut être formée par toute personne ayant la capacité et l'intérêt à poursuivre en justice celui qui cause le dommage, tels que l'État, l'Agence Française de la biodiversité, les autorités territoriales et associations d'un territoire touché, ainsi que les établissements publics et associations certifiées. (Article 1248). Cependant, la loi limite le droit de réclamation aux associations qui, au moment de la demande, sont présentes sur le territoire depuis au moins 5 ans. La nouvelle loi ne s'applique pas aux dommages résultant d'événements survenus avant le 1er octobre 2016, sauf si la demande a été introduite avant cette date.

L'indemnisation consiste à restaurer le milieu naturel affecté ou à le remettre dans son état naturel (article 1249). Si la restauration est impossible ou insuffisante, le juge peut ordonner à la personne responsable d'indemniser le demandeur pour avoir pris les mesures utiles pour restaurer l'environnement endommagé, ou à défaut, d'indemniser l'État (article 1249).

L'article 1249 prévoit également que pour l'évaluation des dommages, les mesures compensatoires déjà adoptées, notamment les mesures imposées par le code de l'environnement,

sont prises en compte. L'évaluation du dommage doit être proportionnée à son impact sur l'environnement et le dommage est évalué au cas par cas par le Tribunal compétent.

En vertu de l'article L.160-1 et suivants du Code de l'Environnement, en cas de dégradation de l'environnement, il est possible d'ordonner aux organismes responsables de prendre les mesures de prévention ou de réparation nécessaires et l'on peut être l'objet de procédures administratives initiées par préfet compétent de la zone touchée. L'action en réparation du dommage environnemental peut être introduite dans un délai de 10 ans à compter de la date de la survenance du fait (article 2226-1).

Le droit national ne prévoit aucune limitation de responsabilité, contrairement aux conventions internationales adoptées par la France telles que: Convention internationale sur la limitation de responsabilité pour les créances maritimes (Convention LLMC), Convention sur la responsabilité civile pour les dommages dus à la pollution des navires par les carburants (Convention Bunker Oil) et la Convention de 1992 sur la responsabilité civile pour les dommages résultant de la pollution par les hydrocarbures (Convention CLC), et est indépendante de toute erreur.

### 3. CADRE DE ZONE D'INTERET

La définition du **Cadre Cognitif** est la première étape nécessaire à la **classification de la zone affectée par toute intervention de surveillance environnementale**. Les informations à trouver ne doivent pas se limiter à la seule masse d'eau, mais la zone d'intérêt au sens large doit être considérée, par exemple en examinant les bassins hydrographiques des éventuels cours d'eau et canaux en interaction avec la zone portuaire.

Les types de données à trouver peuvent être de diverses natures et sont rapportés ici à titre d'exemple et non de manière exhaustive dans le schéma suivant (Figure 1).

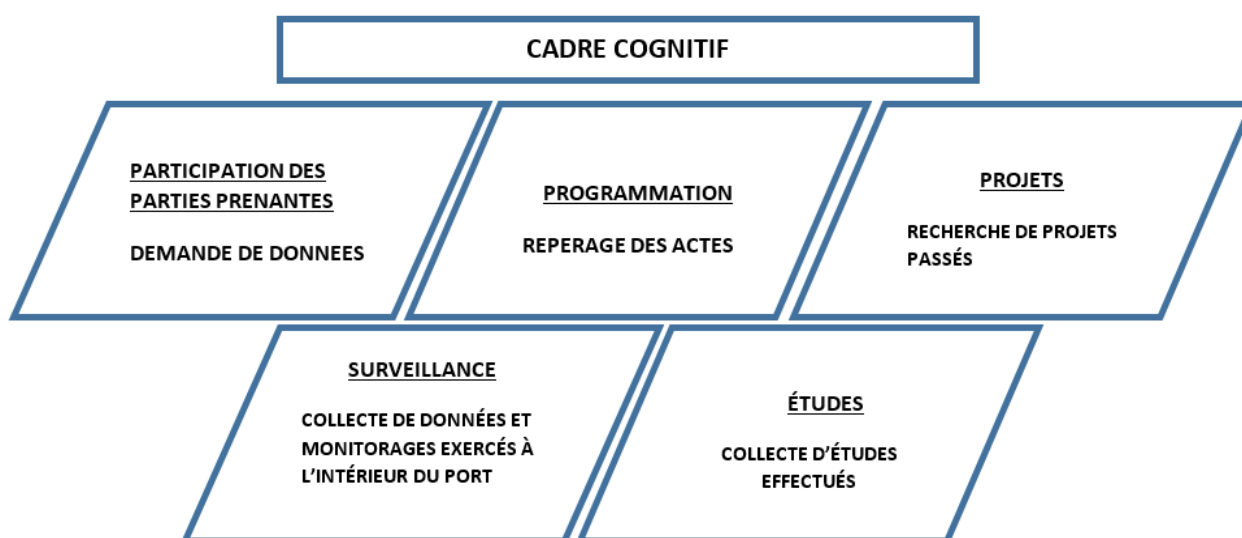


Figure 1 - Schéma-cadre cognitif

L'identification et l'implication des **parties prenantes** vise à trouver le plus grand nombre de données produites par les organismes et opérateurs qui ont un intérêt ou un titre au sein de la zone d'étude, y compris les organismes gouvernementaux et de contrôle Ministériels, Régionaux, Provincial, Municipal, Militaire.

Il est important de procéder à la définition du **Cadre de Planification** Portuaire ou de celles qui relèvent des compétences et particularités du Gouvernement et des Organismes de Contrôle, en trouvant les outils d'orientation et de développement portuaires, tels que le Plan de Régulation Portuaire, le Règlement Communal, etc. Ces outils contiennent souvent des analyses à différentes échelles qui peuvent être utilisées dans les phases de travail ultérieures. De plus, ils mettent en évidence certains aspects critiques qui doivent être pris en considération dans l'étude de la zone touchée.

Pour la définition du cadre cognitif, les phases précédentes seront suivies de celles de récupération des projets, tant antérieurs qu'en cours, et la récupération des données des **Suivis** et

**Études** réalisés au sein du port, y compris celles relatives au dragage et à la manutention d'interventions de sédiments.

Pour compléter la documentation trouvée, il est certainement utile d'effectuer une recherche approfondie des données dans la bibliographie et sur le web.

Une fois le cadre cognitif général défini, l'étape suivante est **l'organisation de la zone d'intérêt portuaire**.

De manière synthétique et non exhaustive, le schéma montre les composantes à étudier afin de bien cadrer la zone d'étude (Figure 2).

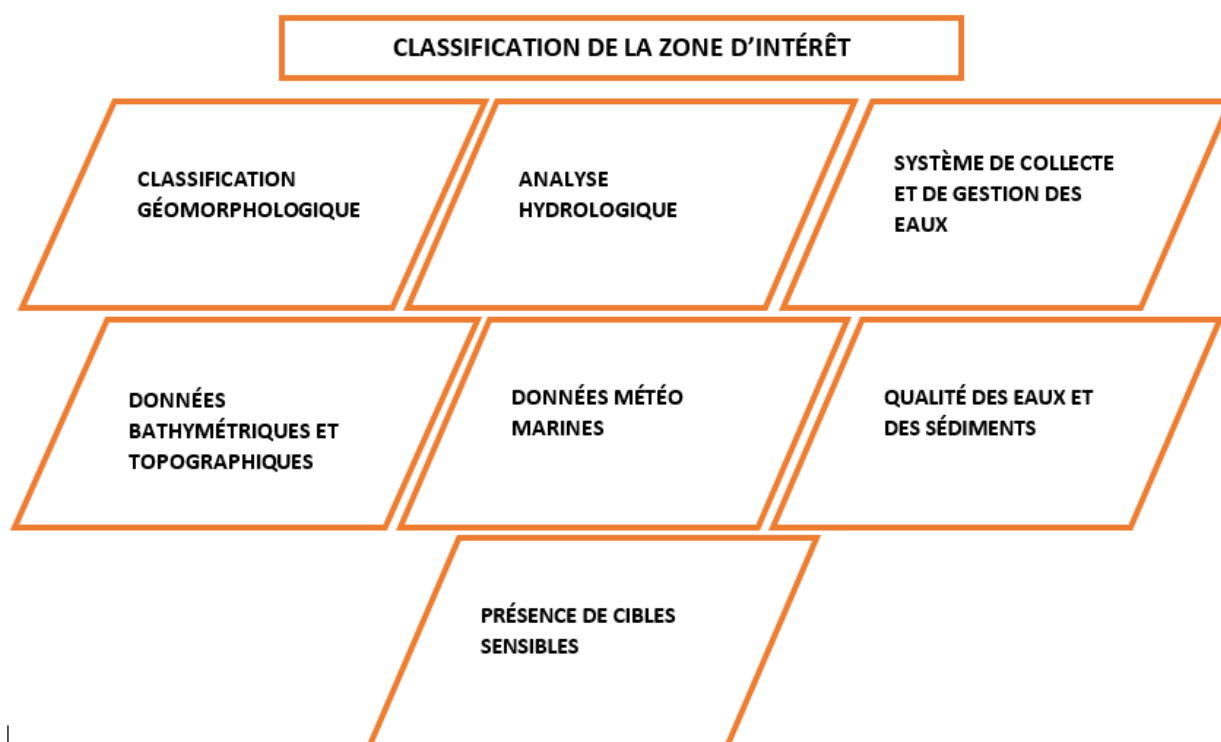


Figure 2 - Cadre de la zone d'intérêt

### 3.1. Classification Géomorphologique

Pour le cadre géomorphologique, il faut tenir compte à la fois du cadre côtier, compte tenu de l'unité physiographique et du site, et des informations complémentaires disponibles, telles que la direction moyenne des courants, le flux longitudinal de l'énergie des vagues, etc.

Il est également conseillé de réaliser une analyse géomorphologique visant à identifier les bassins hydrographiques des cours d'eau et canaux entrant dans le bassin portuaire.

### **3.2. Analyse Hydrologique**

Pour une Analyse Hydrologique correcte, s'il y a des canaux et des rivières, il est essentiel de connaître leurs débits d'entrée, afin de pouvoir évaluer correctement les débits d'eau dans le plan d'eau du port.

Pour chaque élément du réseau hydrographique, au moins les aspects suivants doivent être analysés :

- Plein débit en cas d'événements ordinaires
- Plein Débit en cas d'événements extraordinaires
- Transport solide
- Opération de marée
- Injection de polluants

### **3.3. Système de collecte et de gestion des eaux pluviales et des eaux usées**

Pour la classification de la zone d'intérêt, la présence éventuelle de systèmes de collecte des eaux pluviales et des eaux usées et des stations d'épuration associées doit également être évaluée, afin d'identifier s'il existe des criticités.

### **3.4. Données Bathymétriques Et Topographiques**

Pour l'analyse de la zone d'intérêt, il est essentiel d'étudier la bathymétrie, tant au large qu'à l'intérieur du bassin à l'étude. Les changements de hauteur des fonds marins sont généralement utilisés comme paramètres indirects pour évaluer qualitativement les zones avec le plus grand dynamisme.

Il est également conseillé d'intégrer les données bathymétriques avec le trait de côte obtenu à partir du relief topographique ou, s'il n'est pas soumis à des variations naturelles (ex. quais portuaires), à partir d'orthophotos ou d'images satellites.

Les données bathymétriques / topographiques peuvent être trouvées à partir de diverses sources :

- Cartes marines et bathymétriques officielles
- Projets
- Études techniques
- Acquisition par instrumentation *monofaisceaux* ou *multifaisceaux* selon la précision et la profondeur de relief recherchées

De plus, les données bathymétriques sont fondamentales comme données d'entrée dans le cas du recours à des modèles numériques.

### 3.5. Données Météo Marines

L'analyse météo-marine vise à définir le climat anémométrique et ondamétrique (des vagues) de la zone d'intérêt.

Pour évaluer les conditions d'exposition possible aux états de mer de la zone d'étude, il est nécessaire d'identifier dans un premier temps **la zone de détresse**, c'est-à-dire la zone à partir de laquelle l'agitation marine peut provenir du large. Parallèlement, les données de vent incident doivent être prises en considération en étudiant le régime des vents et les **données anémométriques**.

Les données anémométriques sont généralement obtenues ponctuellement par des mesures instrumentales, qui sont bien réparties sur l'ensemble du territoire et offrent des séries de données suffisamment robustes pour réaliser les analyses statistiques corrélées.

Les données ondamétriques sont également fondamentales pour la caractérisation du site. Cependant, celles-ci sont affectées par la faible diffusion des bouées et des séries historiques dans de nombreux cas limitées.

Lorsqu'on ne dispose pas d'une série historique précise de données ondamétriques, la connaissance du régime des vents est d'une importance fondamentale. En effet, il est possible de déterminer le **régime ondamétrique** de la zone à partir des données de vent enregistrées à proximité du miroir d'eau d'intérêt et des modèles numériques de circulation atmosphérique et de génération et propagation du mouvement des vagues peuvent également nous aider.

### 3.6. Qualité Des Eaux

En plus de l'acquisition de données préalables, pour définir la qualité des eaux portuaires étudiées, il est nécessaire d'identifier une série d'activités à réaliser sur place et en laboratoire.

L'analyse de la **qualité de l'eau** doit considérer en priorité la **turbidité de l'eau et des matières en suspension**. Considérant que la turbidité peut être associée à la fois à des causes anthropiques (par exemple hélices des moteurs) qu'à causes naturelles (apports fluviaux, hydrodynamique portuaire), il est nécessaire que dans l'analyse, les variations saisonnières soient prises en compte de manière appropriée, en essayant d'identifier les causes principales qui déterminent la présence de Solides en Suspension (SS) et l'augmentation de la turbidité.

Une série d'éléments physico-chimiques et biologiques déterminent quantitativement et qualitativement l'état de la colonne d'eau même à l'intérieur d'un port. Certains paramètres directs et indirects peuvent être mesurés pour l'évaluation de la qualité de l'eau dans les zones étudiées. Pour évaluer la qualité de l'eau et son impact sur le biote, une série d'analyses doit être réalisée comprenant : **des Tests Ecotoxicologiques, des Tests De Bioaccumulation, des Biomarqueurs, des Tests In Situ et des Analyses Microbiologiques**. L'intégration des paramètres biologiques avec les paramètres physico-chimiques est une stratégie gagnante pour une évaluation correcte de la qualité de l'eau.

### 3.6.1. Test écotoxicologique.

Le test écotoxicologique est une expérience biologique conçue pour vérifier si un composé potentiellement toxique, ou un échantillon environnemental, provoque une réponse biologique pertinente chez les organismes utilisés pour le test.

Habituellement, les organismes sont exposés à différentes concentrations ou doses d'une substance d'essai ou d'un échantillon (eaux usées, boues d'épuration, sol, sédiments fluviaux ou marins, etc.) dilués dans un milieu approprié. L'approche écotoxicologique est également utilisée pour la détermination et l'évaluation des effets toxiques aigus et chroniques exercés par des matrices environnementales contaminées sur des organismes ou des groupes d'organismes : l'effet toxique « aigu » se manifeste en un temps court et, en tout cas, inférieur au temps de génération de l'organisme en question, et implique l'évaluation de paramètres facilement identifiables (par exemple, l'immobilisation ou la mort des organismes utilisés dans les tests) ; l'effet toxique « chronique » se développe, à l'inverse, sur une plus longue période de temps, peut concerner plus de générations d'individus exposés et produit des réponses qui ne compromettent pas la survie des organismes.

La toxicité est généralement recherchée sur des matrices liquides (échantillons d'eaux usées, eaux de surface, eaux souterraines, éluviats de matrices solides) ou solides (sols/sédiments). Les tests de toxicité sont réalisés sur la phase aqueuse pour évaluer la toxicité due à la présence et à la biodisponibilité de contaminants inorganiques et de micropolluants hydrosolubles.

La force d'une analyse écotoxicologique réside dans le choix judicieux des tests à effectuer, des organismes clés à utiliser et des critères d'évaluation à évaluer. La toxicité des matrices complexes doit donc être évaluée à l'aide d'une batterie de bioindicateurs, composée d'au moins 3 tests biologiques appartenant à des niveaux trophiques différents et à des taxons phylogénétiquement distants, afin d'analyser le plus large spectre d'effets sur les organismes avec des réponses différentes aux différents composés présent dans les matrices.

### 3.6.2. Bioaccumulation avec *Mytilus galloprovincialis*

L'utilisation de mollusques bivalves, en particulier la moule commune *Mytilus galloprovincialis*, pour le suivi de la contamination chimique des milieux côtiers est utilisée depuis des décennies aussi bien aux États-Unis que dans de nombreux Pays européens dans les programmes internationaux de Mussel Watch. L'espèce choisie comme bioindicateur doit être caractérisée par l'absence de mécanismes biochimiques ou physiologiques capables de réguler les concentrations tissulaires de contaminants, mais doit en même temps posséder des caractéristiques biologiques qui la rendent apte à cette fin (dans ce cas précis, la filtration active de bivalves), de cette façon, en effet, l'organisme concentre les substances dans ses propres tissus d'une manière proportionnelle à leur niveau environnemental.

Les principaux avantages offerts par un programme de surveillance mené grâce à l'utilisation de

Mussel Watch peuvent être résumés dans les points suivants :

- évaluation du degré de contamination selon une mesure « intégrée dans le temps » ;
- possibilité de mettre facilement en évidence les gradients spatiaux et temporels ;
- estimation de la « biodisponibilité » des substances toxiques présentes dans le milieu marin;
- évaluation du risque lié au transfert de ces éléments à travers les chaînes alimentaires.

### 3.6.3. Biomarqueurs

Le biomarqueur peut être défini comme une réponse biologique à un ou plusieurs produits chimiques qui donne une mesure de l'exposition et, parfois, également de l'effet toxique sur un organisme.

Ces variations ou réponses peuvent être recherchées à des niveaux de complexité croissants (Focardi et Leonzio, 2001) : la toxicité primaire d'un contaminant se situe au niveau biochimique et moléculaire (modifications des activités enzymatiques, altérations au niveau de l'ADN, etc.) et, ce n'est qu'ensuite que les effets se retrouvent, avec un mécanisme de cascade, dans les niveaux supérieurs d'organisation, c'est-à-dire les cellules, les tissus, les organes, jusqu'au niveau des organismes et de la population.

Les biomarqueurs ne fournissent pas d'informations directes sur le type de contaminant environnemental, mais ils informent à un stade précoce de l'exposition aux polluants, permettant des interventions à court terme et le développement de programmes de gestion durable adéquats pour l'environnement en question.

La variabilité biologique des organismes détermine que l'analyse d'un seul biomarqueur est difficile de répondre correctement aux demandes du plan de surveillance, étant donné qu'un paramètre peut être soumis à la variabilité inhérente aux organismes vivants et fournir des résultats ambigus, provoquant des surestimations, ou sous-estimation des effets sur les biocénoses.

Il est donc nécessaire d'utiliser une batterie de biomarqueurs, afin de produire un résultat intégré, qui d'une part minimise les effets de la variabilité biologique et d'autre part est confirmé par plus d'une enquête.

### 3.6.4. Tests *in situ*

Les tests biologiques menés *in situ* prévoient l'exposition des espèces testées directement sur le terrain afin de vérifier l'apparition d'éventuels effets toxiques. Par rapport aux dosages conduits dans des conditions de laboratoire contrôlées, les dosages *in situ* permettent de réduire la manipulation des échantillons et d'intégrer les effets possibles dans le temps dus aux changements de paramètres environnementaux (hydrodynamique, température, lumière, sédimentation, etc.) qui peuvent influencer sur la toxicité des substances contaminées présentes dans l'environnement. Par conséquent, il est possible d'arriver à une interprétation plus réaliste de la pollution présente dans l'écosystème à l'étude.



### 3.6.5. Microorganismes

Bien que les bactéries soient actuellement majoritairement incluses dans la surveillance marine en tant que microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme, dans le but de minimiser le risque pour la santé publique, les microorganismes présentent une abondance, une biomasse, une activité et une biodiversité bien plus importantes que les organismes supérieurs et jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes marins (Pomeroy et al., 2007). Grâce à leurs taux de croissance élevés, les procaryotes réagissent rapidement aux changements et aux perturbations environnementales, une caractéristique qui en fait des indicateurs précoces valables de la qualité de l'eau marine (Caruso et al., 2016). La démonstration que seule une fraction de la diversité microbienne présente dans les écosystèmes naturels est cultivable (<0,1-1%), un écart connu sous le nom de "*grande anomalie du comptage sur plaque*", fait que les techniques de microscopie et l'utilisation de techniques moléculaires se sont ajoutées aux techniques de culture plus traditionnelles pour déterminer l'abondance des procaryotes et sa biodiversité.

Le picoplancton comprend l'ensemble des organismes microscopiques d'une taille comprise entre 0,2 et 2  $\mu\text{m}$ , à la fois hétérotrophes et autotrophes, et comprend les bactéries hétérotrophes, les bactéries autotrophes (principalement les cyanobactéries des genres *Synechococcus* et *Prochlorococcus*), les Archaea et les petits eucaryotes autotrophes et hétérotrophes.

Le **picoplancton phototrophe** est responsable d'une fraction importante de la production primaire dans de nombreux environnements pélagiques, représentant un constituant important dans les cycles biogéochimiques du carbone et des nutriments (MacIsaac & Stockner, 1993). Parallèlement, le **picoplancton hétérotrophe**, et en particulier sa composante procaryote, est un élément essentiel du réseau trophique, en tant que décomposeur, il rend l'azote et le phosphore disponibles pour le phytoplancton et véhicule le carbone organique dissous dans la biomasse des niveaux trophiques supérieurs. L'abondance du picoplancton constitue donc un indicateur de l'**état trophique** d'un milieu marin (HELCOM, 2017), y compris les eaux portuaires (Rossano et al., 2020).

En plus de jouer un rôle vital dans le réseau trophique, les procaryotes présentent un très large spectre de diversité phylogénétique et métabolique. Des groupes spécifiques de micro-organismes sont donc utilisés dans la surveillance de fonctions écologiques spécifiques.

La dégradation des hydrocarbures et autres polluants organiques est strictement liée à la présence dans un environnement de micro-organismes aux capacités cataboliques appropriées. Les **microorganismes dégradant les hydrocarbures** sont un groupe hétérogène de microorganismes hétérotrophes capables d'utiliser les hydrocarbures pétroliers et, plus rarement, les xénobiotiques (ou composés organiques de synthèse) comme source de carbone et d'énergie. Les différentes fractions d'un mélange d'hydrocarbures contaminant possèdent une biodégradabilité et une récalcitrance remarquablement différentes et leur dégradation est opérée par différents groupes métaboliques de micro-organismes (Head et al., 2006). En milieu marin, les bactéries hydrocarbonoclastiques obligés sont alors spécialisées dans l'utilisation d'hydrocarbures aliphatiques ou aromatiques (Cappello & Yakimov, 2010). Le dénombrement des microorganismes

dégradant des hydrocarbures spécifiques, grâce à l'utilisation de méthodes classiques de culture sélective ou de techniques de quantification moléculaire, permet d'évaluer le potentiel intrinsèque d'auto-épuration d'un écosystème vis-à-vis des hydrocarbures et autres polluants organiques (Zhu et al., 2001). L'analyse de la biodiversité de la communauté procaryote par des techniques *d'empreintes digitales* et de séquençage massif (NGS) permet également de diagnostiquer des différences locales dans les sources d'émission d'hydrocarbures spécifiques dans l'environnement portuaire, représentant un outil complémentaire à l'analyse chimique pour la désignation de stratégies optimales. contrôle, gestion et assainissement de la pollution (Vitali et al., 2019 ; Tamburini et al., 2020).

### **3.7. Présence de cingles sensibles**

#### 3.7.1. Population biocénotique

Toutes les altérations induites par des événements naturels ou des activités anthropiques doivent être évaluées, également en tenant compte des effets possibles qu'elles génèrent en termes de perte d'habitat et de diminution de la biodiversité, notamment en présence d'habitats et/ou d'espèces sensibles.

Le terme "communautés zoobenthiques" désigne les associations d'animaux qui vivent au contact du fond des systèmes aquatiques, ou qui lui sont étroitement liés, par des relations trophiques et écologiques. L'étude de la composante macrobenthique fait partie intégrante de l'évaluation des caractéristiques du milieu marin et fournit des paramètres importants pour évaluer sa qualité. La composition des communautés benthiques des fonds marins peut être utilisée pour détecter toute espèce à haute valeur naturaliste et caractériser les conditions environnementales des zones à étudier.

Ces organismes, étant donné l'association étroite avec le fond et le manque de mobilité, sont des descripteurs efficaces de l'écosystème, car ils sont directement exposés à la variation des paramètres environnementaux.

La réponse des communautés au stress environnemental consiste en une altération plus ou moins marquée de la structure des populations, à commencer par une modification de la composition spécifique, avec la disparition des espèces les plus sensibles. L'étude des communautés benthiques des fonds meubles et l'élaboration d'indices de biodiversité sont donc d'autres moyens de suivre l'état de la qualité des milieux marins-côtiers.

#### 3.7.2 Prairie de *Posidonia océanica*

Comme mentionné ci-dessus, l'étude des espèces sensibles aux altérations naturelles ou anthropiques est importante pour évaluer la qualité de l'eau. Parmi ceux-ci, l'étude des prairies de *Posidonia océanica* se distingue certainement, l'un des écosystèmes de plus grande valeur environnementale dans le milieu marin côtier méditerranéen.

D'un point de vue écologique, les prairies de *P. oceanica* constituent un habitat capable d'héberger une grande variété d'espèces et représentent des zones importantes d'abri, de reproduction et d'alevinage pour diverses espèces de poissons, bivalves et gastéropodes (Guidetti et Fabiano,

2000; Boudouresque et al., 2006). Grâce au développement foliaire extraordinaire, ils ont des taux de productivité primaire très élevés et produisent de grandes quantités d'oxygène, qui pénètrent dans le milieu marin (Gobert et al., 2006). Ils jouent un rôle clé dans le cycle du carbone en milieu marin, notamment dans le stockage de ce dernier dans les rhizomes et dans la « *matte* ».

Quant aux aspects géomorphologiques, la prairie, grâce à ses faisceaux de feuilles denses/compacts et longs, est capable de consolider le substrat sableux, d'augmenter la rugosité du fond, réduisant ainsi l'hydrodynamisme des masses d'eau et des courants de fond ; cela provoque un ralentissement du transport des matières en suspension et favorise donc la sédimentation et l'accumulation de matière inorganique et organique.

Les prairies de *P. oceanica* sont très sensibles aux changements environnementaux et à la pression produite sur les zones côtières par les activités humaines, c'est pourquoi ils sont considérés comme un bon indicateur de la qualité de l'environnement (Dumay et al., 2002 ; Montefalcone et al., 2008) .

Parmi les causes de perturbation anthropique, il est possible d'inclure l'urbanisation massive des côtes, avec une augmentation conséquente des rejets de nutriments / polluants des différents centres habités situés le long des zones côtières, ainsi que des activités industrielles et agricoles, qui également déterminent la contribution de divers types de contaminants le long des zones côtières, y compris les nutriments (ISPRA, 2010). Une autre menace pour la conservation des prairies de *P. oceanica* due aux activités humaines est liée à la construction d'infrastructures côtières (ports et barrières artificiels, brise-lames, oléoducs, gazoducs, etc.) qui provoquent des dommages mécaniques directs et une augmentation de la sédimentation les taux.

La régression des prairies est également due aux contraintes mécaniques liées à l'utilisation excessive des bateaux et de leurs ancres, ainsi qu'au développement des installations aquacoles, à la surexploitation de la pêche et à l'utilisation de certains outils de pêche très impactants, tels que comme le « chalut », qui, bien qu'interdit à moins de trois milles de la côte, est utilisé illégalement (ISPRA, 2010). De plus, les prairies sont fortement menacées par des altérations indirectement liées aux activités humaines, telles que l'introduction d'espèces exotiques, qui associées aux variations climatiques affectent constamment la mer Méditerranée, et provoquent une variation progressive et cohérente des biocénoses présentes.

#### 4. LE PLAN DE SURVEILLANCE

Outre les caractéristiques météorologiques et marines et le régime courantmétrique des zones soumises à surveillance, en général les éléments à surveiller sont représentés par :

- caractéristiques physico-chimiques de la colonne d'eau (conductivité, température, pression, pH, potentiel redox, concentration en oxygène dissous, concentration en éléments nutritifs, chlorophylle "a");
- les niveaux de turbidité in situ et la concentration de matières en suspension dans la colonne d'eau ;
- concentration de contaminants importants sur les différents composants de la colonne d'eau (telle qu'elle est, particulaire, dissoute);
- concentration possible de contaminants dans les sédiments superficiels par analyse chimique des paramètres les plus critiques en phase de caractérisation ;
- concentration de contaminants biodisponibles dans les tissus d'organismes bioindicateurs, sélectionnés en fonction des caractéristiques environnementales de la zone d'intervention, éventuellement à combiner avec l'analyse de biomarqueurs pour l'évaluation précoce des effets ;
- les micro-organismes, à la fois les bactéries indicatrices en cas de risque potentiel pour la santé et l'hygiène et la composante planctonique indigène pour l'évaluation des effets précoces, de l'état trophique et des fonctions écologiques spécifiques (par exemple les micro-organismes dégradants) ;
- structure de biocénoses benthiques sensibles et/ou de haute valeur naturaliste potentiellement influencée par une intervention anthropique (ex. activités de manutention).

Pendant toute la durée des activités de l'intervention anthropique, les informations relatives aux conditions météorologiques et maritimes et aux paramètres hydrographiques doivent être acquises aux stations marégraphiques, météorologiques et hydrographiques de référence. De plus, toutes les données opérationnelles des activités de manutention (zone de travail, cycles de travail, méthodes spécifiques, mise en œuvre de mesures d'atténuation, événements particuliers) et les informations relatives au trafic maritime doivent être acquises.

Chaque activité réalisée au cours de la phase de surveillance doit être signalée sur des fiches spécifiques qui doivent décrire les modalités d'exploitation et les caractéristiques environnementales du territoire. Les fiches doivent également rapporter des informations relatives aux stations d'échantillonnage et d'acquisition de données telles que : le nom de la station, les coordonnées géographiques détectées par GPS différentiel, la profondeur des fonds marins, la date et l'heure de l'étude, le type d'étude et les informations techniques, le nom des échantillons prélevés et des fichiers acquis, les notes générales.

Les paramètres à surveiller doivent être identifiés en fonction des caractéristiques de la zone d'intervention, de la qualité des eaux et des sédiments, de l'impact environnemental d'un événement accidentel ou non, dans le respect des dispositions de la réglementation sectorielle et

selon le principe de progressivité.

Le plan de surveillance doit également contenir la description du contexte environnemental dans lequel se déroulent les interventions et la préparation et la conception d'un système de gestion des données pour la collecte de toutes les données disponibles et mesurées avant, pendant et après l'intervention anthropique fait partie intégrante du plan de surveillance. A cet effet il convient de créer une base de données fonctionnelle aux finalités, facilement gérable et utilisable par les sujets impliqués dans les activités, et également interfacée avec un *Système d'Information Géographique* (SIG) pour le **géoréférencement** des informations.

L'**annexe** fournit quelques cartes géoréférencées relatives aux campagnes de surveillance menées dans les trois ports pilotes du projet (Livourne, Cagliari et Bastia) avec certains paramètres considérés comme les plus significatifs pour les activités de prospection réalisées.

Pour prendre en charge toutes les phases de surveillance, une **modélisation numérique** peut être appliquée qui représente un outil valable grâce auquel il est possible de prédire, selon certains scénarios, le comportement des sédiments déplacés et les processus associés de dispersion et/ou de diffusion de toute contamination associée. Cet outil doit être mis en œuvre de manière appropriée en fonction des caractéristiques environnementales du site et des modes d'exploitation spécifiques identifiés et, par la suite, calibré lors de la construction par la surveillance elle-même.

#### **4.1. Surveillance des activités de manutention des sédiments au port**

La conception d'un plan de surveillance des activités de manutention des **sédiments** doit avoir comme objectif principal la vérification des changements importants dans les paramètres environnementaux qui caractérisent les zones marines potentiellement affectées par la remise en suspension des sédiments et la propagation possible des contaminants qui y sont associés.

Le largage des sédiments le long de la colonne d'eau durant toutes les phases de manutention est strictement dépendant des techniques et méthodes de dragage, de transport et de localisation finale adoptées, des caractéristiques physico-chimiques des sédiments et des caractéristiques hydrodynamiques et morphobatimétriques du site. Ainsi, bien que les techniques de dragage et de gestion soient de plus en plus conservatrices pour limiter la dispersion des sédiments, il convient de combiner les opérations de manutention avec une activité de surveillance adéquate, en fonction des modes opératoires adoptés, mais surtout des caractéristiques des sédiments à être déplacé, du site et de tout récepteur sensible présent dans les zones environnantes.

Comme indiqué dans le D.M. 172/2016 et dans l'Annexe Technique du Décret Ministériel 173/2016, les activités de dragage, de transport et d'immersion doivent faire l'objet d'un suivi environnemental dans le but de vérifier l'hypothèse d'impact, ou l'étendue des effets sur le secteur abiotique et biotique, et de vérifier la tendance à restaurer les conditions précédant la manutention en accordant une attention particulière à la variation de la biodisponibilité des substances potentiellement toxiques, à l'apparition de modifications "précoces" (biomarqueurs) dans les systèmes d'indicateurs biologiques et d'effets toxiques à court ou plus long terme, ainsi qu'aux

altérations affectant la biocénose, notamment des habitats et les espèces d'intérêt pour la conservation. Ces investigations doivent porter sur l'évaluation des impacts possibles sur la colonne d'eau et/ou sur les fonds marins, en privilégiant l'utilisation de bioindicateurs.

En plus d'être strictement dépendante des caractéristiques des différentes zones portuaires (extension, caractéristiques morpho-bathymétriques, pression du trafic des navires, objectifs sensibles, etc.), la conception du plan de surveillance doit impliquer une fenêtre temporelle très large, par rapport à la durée effective du traitement, au sein de laquelle se divisent trois phases distinctes : *ante operam*, *in progress* et *post operam*.

Le suiti *ante operam*, préalable aux activités prévues de manutention des sédiments, a pour objectif principal d'obtenir une connaissance approfondie de la zone soumise à l'intervention et de définir les valeurs de référence de la zone pour les paramètres d'intérêt (blanc) et leur relative variabilité spatio-temporelle. Cette phase, qui a également pour fonction de calibrer la stratégie de surveillance, est essentielle pour identifier le bon emplacement des stations de mesure, y compris des stations de contrôle spécifiques, représentatives des caractéristiques environnementales de la zone (*hydrodynamique, caractéristiques physico-chimiques de la colonne eau, typologie des organismes sensibles, usages légitimes*) et leur variabilité naturelle et non influencée par les activités de manipulation. De plus, dans cette phase, tous les récepteurs sensibles sont identifiés.

Par ailleurs, si nécessaire, par exemple dans le cas de sédiments contaminés et/ou de présence de cibles sensibles, les informations acquises en phase de suivi *ante-operam* seront également fondamentales pour définir les niveaux d'attention auxquels se référer lors du travail en cours pour permettre l'intervention en temps avec des mesures d'atténuation appropriées.

Le suiti *in progress* est réalisé lors de l'activité de manutention des sédiments, et vise à identifier et quantifier les impacts attendus dans les différents secteurs environnementaux et à vérifier la pertinence des modes opératoires adoptés et à évaluer l'efficacité des éventuelles mesures correctives et/ou d'atténuation mises en place. En fonction des résultats obtenus, il est possible de modifier la stratégie adoptée, tant en termes de simplification des activités qu'en termes d'intensification des contrôles. En cas d'événements critiques (*défaillances, pertes de matériel, événements météo-marins exceptionnels*) des activités de contrôle supplémentaires doivent être réalisées par rapport à celles régulièrement programmées.

Le suiti *post operam*, après la fin des activités de manutention, est nécessaire pour vérifier le rétablissement des conditions physico-chimiques initiales (*ante operam*) ou l'atteinte d'un état d'équilibre. Il est également nécessaire de vérifier l'absence d'impacts sur les biocénoses sensibles et/ou les espèces d'intérêt pour la conservation.

Toutes les activités concernant le mouvement des sédiments doivent faire l'objet d'un suivi environnemental selon le **principe de gradation** : le nombre de stations et les paramètres à surveiller dans la colonne d'eau, dans les sédiments superficiels et dans le biote doivent être proportionnés aux caractéristiques des matériaux à manipuler, la durée et les modalités de fonctionnement des interventions spécifiques, ainsi que la présence d'éventuels récepteurs

sensibles.

Les **stations de surveillance** doivent être positionnées de manière à pouvoir contrôler les processus en cours et les impacts possibles sur le milieu environnant et sur les éventuels récepteurs sensibles présents dans la zone d'influence. La stratégie de surveillance doit donc prévoir un **système intégré de stations fixes et mobiles**, en correspondance desquelles mesurer les changements des paramètres physico-chimiques des matrices eau, sédiments et biote.

Les stations fixes sont généralement utilisées pour le positionnement d'instruments pour l'acquisition en continu des paramètres physico-chimiques de la colonne d'eau (dont la turbidité) et doivent donc être positionnées en des points fonctionnels pour comprendre les processus en cours, comme par exemple, autour de la zone de dragage et le long du cours d'eau principal, ainsi qu'en correspondance avec des cibles sensibles (installations aquacoles, prairies marines de phanérogame, coralligène, etc.) qui pourraient être affectées par la propagation de la *plume* turbide.

Les stations mobiles doivent être positionnées à la fois en fonction de l'extension et du tracé possibles de la *plume* turbide, et en fonction des caractéristiques environnementales (hydrodynamiques, physiques, biologiques, etc.) de la zone potentiellement affectée par les effets du mouvement.

La localisation des stations peut également être fonctionnelle à l'acquisition de données utiles à l'étalonnage, en cours d'étude, des modèles mathématiques pouvant être utilisés pour l'étude des processus de transport, de dispersion et/ou de remise en suspension.

La **fréquence** des activités de surveillance doit être définie en fonction de la quantité et de la qualité des matériaux à manipuler, de la méthode adoptée et du calendrier des interventions et des caractéristiques environnementales de la zone : elle doit être plus importante dans la phase initiale et en conjonction avec chaque nouvelle activité, puis redimensionner une fois que la dynamique et les entités des processus en cours sont comprises.

Les activités de surveillance de la phase d'ante *operam* doivent être démarrées suffisamment avant le début des activités de manutention et le nombre de campagnes de relevés doit être représentatif des conditions météorologiques moyennes de la zone.

Le nombre de campagnes de prospection à réaliser *en cours d'œuvre* doit en revanche être choisi en fonction de la qualité des sédiments à manipuler, du type de dragage, des modes opératoires retenus (*productivité, cycles, durée, mesures d'atténuation*) et l'étendue des effets attendus.

Enfin, le nombre de campagnes de prospection à réaliser en phase *post operam* doit être choisi en fonction de l'ampleur des impacts constatés et du type d'espèces concernées, mais ne doit en aucun cas être inférieur à 2.

Les **éléments à surveiller** doivent être choisis en fonction des caractéristiques des sédiments à manipuler, des caractéristiques des zones d'intervention, du type de manipulation envisagée et des modalités d'exploitation relatives et de la présence de cibles sensibles.

Ces objectifs sont représentés par les compartiments abiotiques et biotiques des écosystèmes aquatiques présents dans les zones concernées : un exemple est représenté par les prairies marines et notamment de *Posidonia oceanica* et la biocénose du coralligène et précoraligène, les installations aquacoles, les plages de baignade, les SIC.

Les effets possibles sur le compartiment abiotique sont généralement associés à l'augmentation de la turbidité due à la remise en suspension des sédiments, à la mobilisation des contaminants associés aux particules en suspension, à la diminution temporaire de la concentration d'oxygène dissous dans la colonne d'eau et à la solubilisation des contaminants dans suite au changement des conditions physico-chimiques du sédiment.

Les conséquences possibles sur le secteur biotique peuvent être divisées en :

- les impacts physiques directs, provoqués par l'augmentation de la turbidité et de la concentration des particules de matières en suspension, qui agissent sur la diminution de la pénétration de la lumière et par conséquent sur l'activité photosynthétique, sur le piégeage et l'entraînement sur le fond (floculation), sur l'augmentation de l'activité de filtration par les organismes filtrants, avec pour conséquence des dommages au système respiratoire, des perturbations dans les zones d'alevinage ;
- les impacts indirects, liés au transport et à la diffusion des contaminants remis en circulation lors des activités de dragage pouvant affecter la bioaccumulation de contaminants dans les tissus des organismes marins, la bioamplification et le transfert éventuel dans la chaîne trophique, la contamination microbiologique des organismes marins et qualitative éventuelles altérations des biocénoses sensibles.

Concernant l'utilisation de la modélisation numérique, pour une discussion plus approfondie de la question, se référer au manuel ISPRA *Modélisation mathématique dans l'évaluation des aspects physiques liés au mouvement des sédiments dans les zones marines-côtières*. (Lisi I., Feola A., Bruschi A., Di Risio M., Pedroncini A., Pasquali D., Romano E (2017). ISPRA Manuel et Lignes directrices, 169/2017, pp. 144) et le *Manuel pour l'application des lignes directrices sur l'utilisation de la modélisation pour soutenir la gestion des activités de dragage dans la zone portuaire* " (ARPAL - ISPRA, AA.VV, 2019) élaborées dans le cadre de l'Action T1 du Projet Interreg Marittimo SEDRIPORT.



#### **4.2. Surveillance des interventions de confinement et d'élimination des déversements accidentels d'hydrocarbures et autres eaux usées**

L'objectif premier du plan de surveillance d'une intervention d'atténuation des déversements de polluants en mer est de vérifier l'efficacité des actions entreprises en termes de confinement de la propagation des contaminants et de réduction de leurs effets négatifs potentiels sur la zone touchée et sur celles proches. Dans ce contexte, la stratégie d'intervention adoptée vise donc à atténuer les impacts négatifs de l'événement de déversement, qu'il soit accidentel ou délibéré. Pendant le projet GRRinPORT ont été étalonnées les stratégies d'intervention et de surveillance spécifiques pour les ports, elles sont le résultat de l'expérience acquise dans le port de Cagliari, lors de la mise en œuvre d'actions pilotes pour la gestion durable des eaux usées et des déversements accidentels tels que définis par l'accord MARPOL (pétrole de l'annexe I et eaux usées de l'annexe IV) [RÉSULTAT T2.3 « Plan d'action pour la gestion durable des eaux usées et des déversements accidentels dans les eaux portuaires], et des résultats de la surveillance de l'eau dans les trois ports pilotes.

Dans le contexte portuaire, le rejet à la mer d'hydrocarbures et d'autres produits chimiques dangereux est causé à la fois par des accidents sporadiques, responsables de phénomènes de pollution aiguë, et par des opérations de routine liées à la navigation maritime et aux activités de réparation et d'entretien de la construction navale, cause de contamination chronique, très répandue. Les pollutions organiques, microbiologiques, mais aussi chimiques, sont plutôt imputables aux rejets d'eaux noires et grises des bateaux, en particulier des bateaux de plaisance (ex: installation sanitaires et des eaux grises). Enfin, les eaux portuaires peuvent être le collecteur de polluants et de nutriments provenant du contexte urbain, industriel et territorial dans lequel se situe le port, en particulier lorsque la zone portuaire est affectée par les débits fluviaux. Les contaminations des eaux portuaires se caractérisent donc par une hétérogénéité marquée à la fois spatiale (dans les différentes zones du miroir d'eau) et temporelle (dans les différentes saisons ou années) et les deux marquée autant sur le plan quantitatif (taux de polluants individuels et de nutriments) que qualitatif (composition des mélanges contaminants) en raison de la très grande variabilité des composants et de leur origine. Par rapport au contexte d'urgence dans lequel sont mises en œuvre les interventions et les suivis associés liés aux accidents en mer, les opérations d'atténuation de la contamination des eaux portuaires sont plutôt caractérisées comme des interventions de gestion de phénomènes chroniques; bien que, surtout dans les ports et marinas, les activités portuaires et le trafic maritime soient nettement saisonniers.

Compte tenu des spécificités des zones portuaires, la définition de plans de surveillance pour le confinement des polluants dans une zone portuaire doit nécessairement prendre en compte le contexte territorial dans lequel se situe le port, les activités portuaires spécifiques, la taille du port, le type de bateaux qui y font escale, ainsi que toute fréquence de trafic maritime et autres pressions liées aux activités touristiques.

L'emplacement des stations de surveillance doit considérer les différents usages des secteurs spécifiques de la zone du port, cause potentielle de pressions différentes, mais aussi les caractéristiques hydrodynamiques du bassin portuaire, cause d'éventuelles discontinuités (forçage des marées et des vagues) et les zones préférentielles d'accumulation de contaminants, ainsi que

les apports du sol. Le positionnement des stations de surveillance à l'entrée du port (interface entre la zone portuaire et la mer) et dans la zone en face permet de mieux comprendre le contexte environnemental dans lequel se situe le port (d'une importance particulière pour la compréhension des phénomènes non directement liés activités portuaires) et d'évaluer la dispersion possible de la contamination de la zone portuaire vers la côte adjacente. D'autre part, en raison des caractéristiques spécifiques des zones portuaires, la définition de stations de contrôle non soumises aux pressions anthropiques est difficile, et dans la plupart de cas impossible, et donc, l'évaluation des effets d'amélioration des actions entreprises doit nécessairement être évalué à la lumière des résultats d'une surveillance constante et prolongée de la zone.

La fréquence de la surveillance doit nécessairement tenir compte de la saisonnalité marquée des phénomènes physiques/chimiques/biologiques du secteur de l'eau qui peut également influencer considérablement l'efficacité de l'intervention. Au contraire, les impacts résultant des pressions anthropiques peuvent être profondément différents selon la période de l'année où ils surviennent. Dans le cas des hydrocarbures, les impacts causés par les déversements peuvent être significativement plus élevés en hiver qu'en été, à la fois en raison de la plus faible biodisponibilité du polluant et des taux plus faibles de dégradation microbienne. En ce sens, les résultats du suivi, si, d'une part, permettent d'évaluer l'efficacité de l'intervention en cours, d'autre part, permettent d'améliorer la planification rationnelle des interventions futures.

Le choix des paramètres de surveillance doit tenir compte de la spécificité de la contamination dans la zone faisant l'objet de l'intervention. S'il est à la fois essentiel de surveiller les niveaux de polluants visés par l'action, qu'il s'agisse d'hydrocarbures ou de déchets organiques, la présence d'autres polluants, comme les métaux, peut- elle provoquer des effets toxiques synergiques. Dans les deux cas, il est nécessaire d'évaluer l'état trophique de la masse d'eau en mesurant les paramètres physico-chimiques (saturation en oxygène, azote et phosphore totaux, chlorophylle) et la composante microbienne responsable de la capacité d'autoépuration du système dans lequel l'intervention est mise en œuvre.

Dans le cas de l'utilisation de dispersants comme stratégie d'atténuation de la contamination par les hydrocarbures et d'autres substances organiques dangereuses, l'évaluation préliminaire et continue de la présence de conditions propices à la dégradation microbienne et, plus précisément, des niveaux élevés de saturation en oxygène, un rapport équilibré entre carbone: azote: phosphore (environ égal à 100: 10: 1) et la présence de microorganismes dégradants. Des facteurs limitatifs, tels que de faibles teneurs en oxygène, de faibles teneurs en azote et en phosphore, la présence de co-contaminations toxiques (comprenant le dispersant lui-même dans le cas des dispersants de synthèse chimique), l'absence de microorganismes capables d'une dégradation appropriés, peuvent en effet rendre l'action de stimulation de l'activité microbienne, par le dispersant, extrêmement réduite voire nulle (Atlas & Hazen, 2011). Même dans le cas du confinement et de l'élimination des hydrocarbures par l'utilisation de produits absorbants, la surveillance biologique doit nécessairement compléter la seule surveillance chimique traditionnelle. S'agissant de systèmes d'élimination mécanique, ces produits sont particulièrement adaptés aux zones/périodes à faible activité d'autoépuration (ex: secteurs à déficit en oxygène à cause d'une circulation d'eau réduite, phénomènes d'eutrophisation, basses températures hivernales); d'autre part, les produits absorbants participent à l'élimination du contaminant non seulement avec un

mécanisme mécanique mais aussi avec un mécanisme biologique, accélérant les processus d'auto-épuration dues à la dégradation microbienne des hydrocarbures grâce à leur capacité d'améliorer l'interaction entre les microorganismes et le contaminant (Setti et al., 1999), et donc dans l'évaluation de leurs performances il doit être pris en compte le contexte environnemental de l'écosystème dans lequel ils sont installés.

---

## ANNEXE 1 – EXEMPLES DE CARTES SIG

Voici quelques exemples de représentations graphiques de cartographies géoréférencées réalisées dans un environnement SIG.



**Carte 1** - Concentrations de **turbidité** (FTU) trouvées dans les opérations de pre, pendant et post dragage des sédiments menées dans le port de Livourne d'octobre 2020 à janvier 2021. Pour chaque station de surveillance, sont indiqués les valeurs minimales et maximales enregistrées dans les trois phases.



**Carte 2** - Concentrations de **chlorophylle** ( $\mu\text{g/l}$ .) trouvées dans les opérations de pre, pendant et post dragage des sédiments menées dans le port de Livourne d'octobre 2020 à janvier 2021. Pour chaque station de surveillance, sont indiqués les valeurs minimales et maximales enregistrées dans les trois phases.



**Carte 3** - Concentrations de **mercure** (mg/kg s.s.) détectées dans les échantillons de sédiments prélevés dans le port de Cagliari. Les valeurs sont comparées aux niveaux chimiques de référence (L1 et L2) mentionnés dans le tableau 2.5 du D.M. 173/2016.



**Carte 4** - Concentrations de **zinc** (mg/kg s.s.) détectées dans des échantillons de sédiments prélevés dans le port de Cagliari. Les valeurs sont comparées aux niveaux chimiques de référence (L1 et L2) mentionnés dans le tableau 2.5 du D.M. 173/2016.

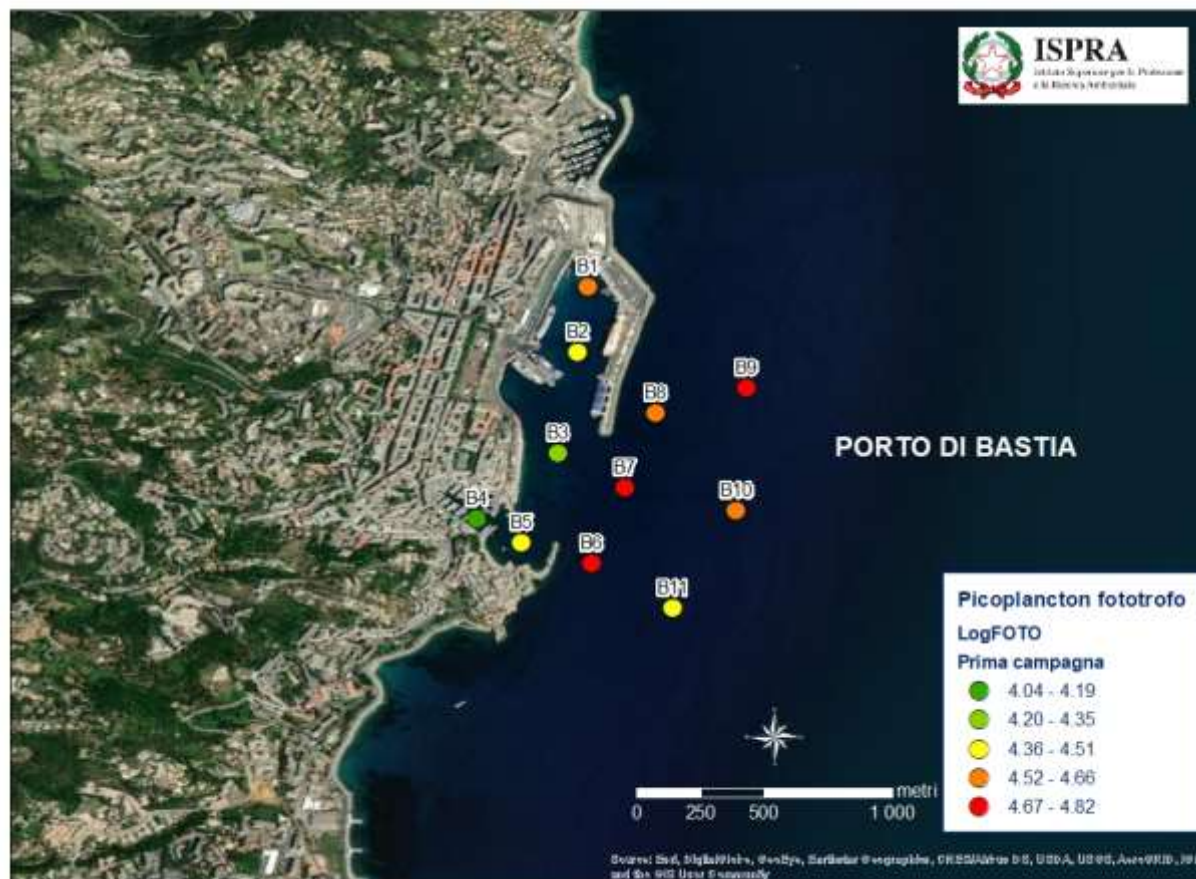




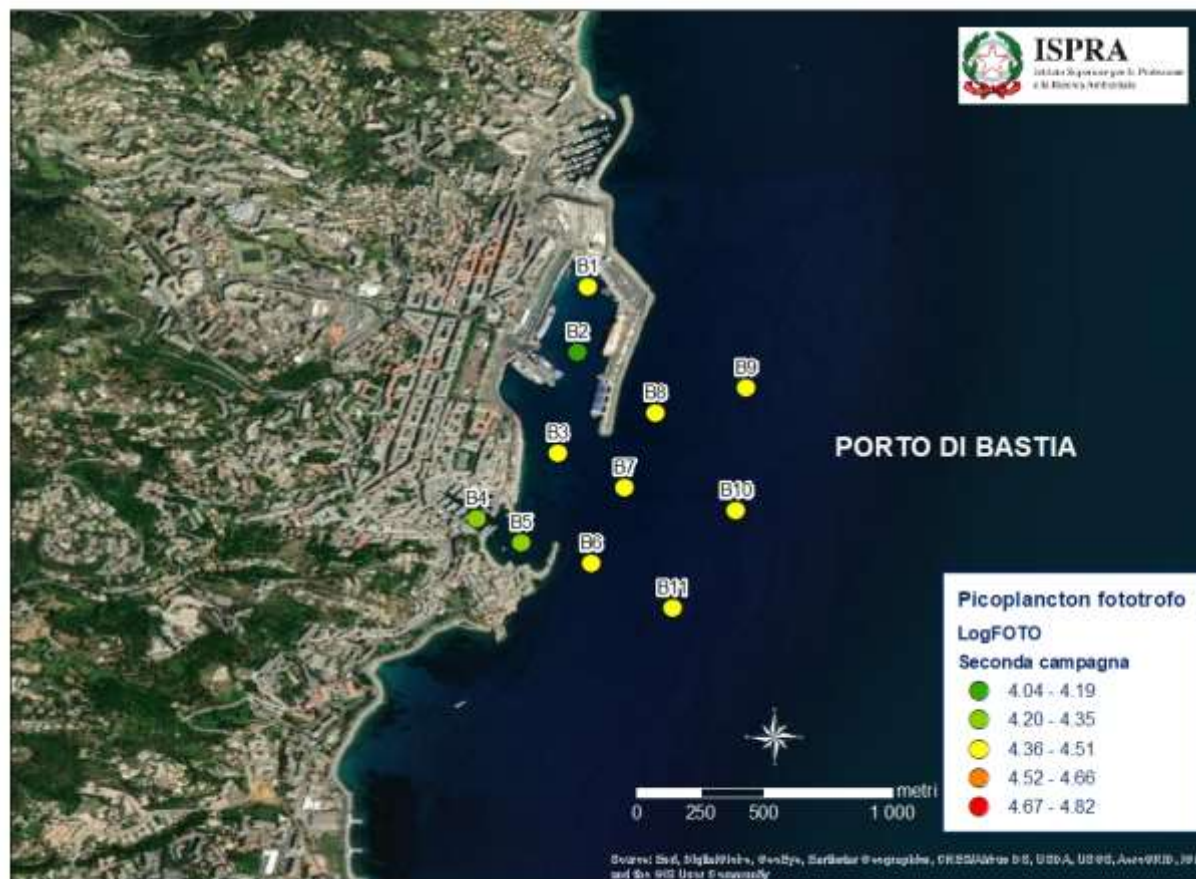
**Carte 5** - Concentrations de **plomb** (mg/kg s.s.) détectées dans des échantillons de sédiments prélevés dans le port de Cagliari. Les valeurs sont comparées aux niveaux chimiques de référence (L1 et L2) mentionnés dans le tableau 2.5 du D.M. 173/2016.



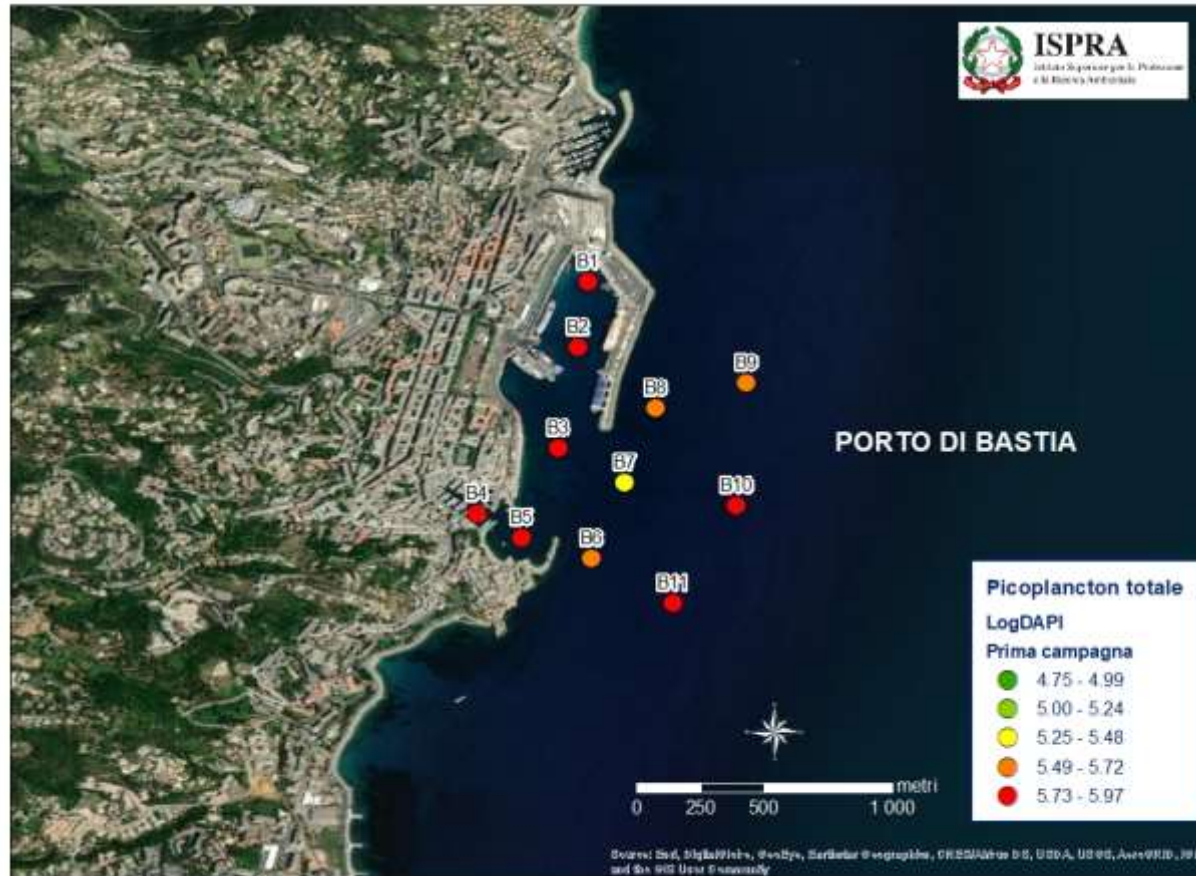
Carte 6 - **Embryotoxicité** détectée avec le dosage biologique réalisé avec *Paracentrotus lividus* sur des éluviats d'échantillons de sédiments prélevés dans le port de Cagliari. Les stations d'échantillonnage où a été détectée une toxicité élevée sont indiquées en rouge, les stations dans lesquelles aucune toxicité n'est présente en vert.



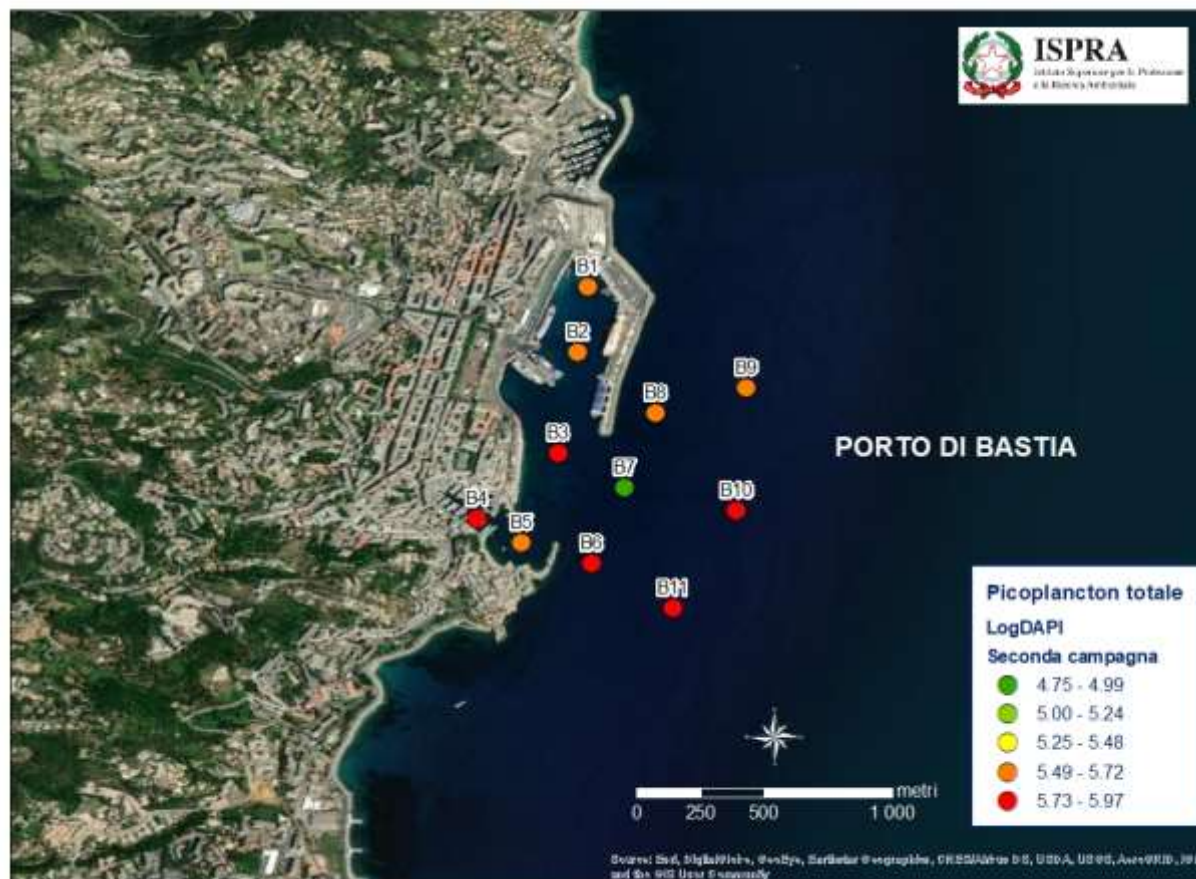
Carte 7 - Concentration logarithmique (cellules / mL) du **picoplancton phototrophe** (PHOTO) dans les eaux de surface du port de Bastia détectées par UNICA lors de la première campagne de prospection (mars 2021).



Carte 8 - Concentration logarithmique (cellules / mL) du **picoplancton phototrophe** (PHOTO) dans les eaux de surface du port de Bastia détectées par UNICA lors de la deuxième campagne de prospection (mai 2021).



Carte 9 - Log concentration (cellules / mL) du **picoplankton total** (DAPI)  
 dans les eaux de surface du Port de Bastia détectées par UNICA lors de la première campagne de prospection (mars 2021).



Carte 10 - Log concentration (cellules / mL) du **picoplancton total** (DAPI) dans les eaux de surface du port de Bastia détectées par UNICA lors de la deuxième campagne de prospection (mai 2021).

## ANNEXE 2- BIBLIOGRAPHIE CITÉE ET DE CONSULTATION

Accordo RAMOGE: Prevenzione e lotta contro l'inquinamento dell'ambiente marino.  
<http://www.ramoge.org/it/default.aspx>

Amendola G., "Le nuove disposizioni contro l'inquinamento idrico". Milano II Ed.

APAT-ICRAM, 2006. Manuale per la movimentazione dei sedimenti marini.

ARPAL - ISPRA, AA.VV., 2019. Manuale per l'applicazione delle linee guida sull'utilizzo della modellistica a supporto della gestione delle attività di dragaggio in ambito portuale. Redatto nell'ambito dell'Azione T1 del progetto SEDRIPORT

Atlas, R. M., & Hazen, T. C. (2011). Oil biodegradation and bioremediation: a tale of the two worst spills in U.S. history. *Environmental Science & Technology*, 45, 6709–6715.

Atzeni A., "Studio idrodinamico del Porto Storico di Cagliari", gennaio 2010. Autorità Portuale di Cagliari.

Atzeni A., "Valutazione dei regimi di moto ondoso nel Golfo di Cagliari", 1986. Progetto per la realizzazione della condotta sottomarina per la diffusione in mare dei reflui urbani.

Autorità di Sistema Portuale del Mare di Sardegna, Bando di gara Attività di caratterizzazione, ai sensi del DM 173/2016, dei sedimenti marini dei fondali dello specchio acqueo compreso tra i Moli Sabauda e Rinascita del Porto di Cagliari, da eseguirsi per il progetto "SE.D.R.IPORT - sedimenti, dragaggi, rischi portuali" nell'ambito del programma di cooperazione transfrontaliera Italia - Francia marittimo 2014 – 2020. 2019.

Autorità di Sistema Portuale del Mare di Sardegna, Impianto acque di trattamento – piazzali per la sosta dei semirimorchi in Loc. Sa Perdixedda, giugno 2019.

Autorità di Sistema Portuale del Mare di Sardegna, Piano Operativo Triennale 2018-2020 dell'Autorità di Sistema Portuale del Mare di Sardegna approvato con Delibera del Comitato di Gestione n. 3 del 14.02.2018.

Blanfuné A., Thibaut T., Palomba L., 2017. Préfiguration du réseau macroalgues – Bassin Rhône Méditerranée Corse – Application de la directive Cadre Eau – Rapport d'état écologique des masses d'eau – Littoral rocheux méditerranéen français – Deuxième phase de réévaluation. Contrat Agence de l'eau RMC.

BMP Ingegneria s.r.l. "Fornitura e installazione vasche di prima pioggia, Planimetria di Progetto e Particolari", giugno 2019. Autorità di Sistema Portuale del Mare di Sardegna.

Boudouresque C.F., Mayot N., Pergent G., 2006. The outstanding traits of the functioning of the *Posidonia oceanica* seagrass ecosystem. *Biol. Mar. Med.* 13 (4): 109-113.

Buia M.C., Gambi M.C., Dappiano M., 2004. Seagrass systems. *Biol. Mar. Med.* 11 (1): 133–183.

Convenzione delle Nazioni Unite sul diritto del mare Montego Bay 1982.  
<https://fedlex.data.admin.ch/filestore/fedlex.data.admin.ch/eli/cc/2009/416/20090531/it/pdf-a/fedlex-data-admin-ch-eli-cc-2009-416-20090531-it-pdf-a.pdf>

Cappello, S., & Yakimov, M. M. (2010). Alcanivorax. In K. N. Timmis (Ed.), Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology (pp. 1738–1748). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Caruso, G., Azzaro, M., Caroppo, C., Decembrini, F., Monticelli, L. S., Leonardi, M., ... La Ferla, R. (2016). Microbial community and its potential as descriptor of environmental status. ICES Journal of Marine Science, 73(9), 2174–2177.

Convenzione di Barcellona: Convenzione per la protezione del Mare Mediterraneo dall'inquinamento 1976. GU delle Comunità Europee L 240 20° anno del 19.09.1977

Convenzione di Londra Memorandum d'intesa fra i Governi d'Italia, del Regno Unito, degli Stati Uniti e di Jugoslavia, firmato a Londra il 5 ottobre 1954 0.814.288.1.

Convenzione internazionale del 1992 sull'istituzione di un fondo internazionale per il risarcimento dei danni dovuti ad inquinamento da idrocarburi (Convenzione del 1992 sull'istituzione del Fondo).

Convenzione internazionale sulla responsabilità civile per i danni derivanti da inquinamento da idrocarburi conclusa a Bruxelles il 29 novembre 1969, come modificata dal Protocollo firmato a Londra il 27 novembre 1992 (CLC).

D.L. 22 giugno 2012, n. 83. Testo del decreto-legge 22 giugno 2012, n. 83 (in supplemento ordinario n. 129/L alla Gazzetta Ufficiale - serie generale - n. 147 del 26 giugno 2012), coordinato con la legge di conversione 7 agosto 2012, n. 134 (in questo stesso supplemento ordinario alla pag. 1), recante: «Misure urgenti per la crescita del Paese.». (12A08941). GU n.187 del 11-08-2012 - Suppl. Ordinario n. 171.

D.Lgs. 10 dicembre 2010, n.219. Attuazione della direttiva 2008/105/CE relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE e recepimento della direttiva 2009/90/CE che stabilisce, conformemente alla direttiva 2000/60/CE, specifiche tecniche per l'analisi chimica e il monitoraggio dello stato delle acque. GU n. 296 del 20 dicembre 2010.

D.Lgs. 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. G.U. n. 88 del 14 aprile 2006.

D.Lgs. 9 novembre 2007, n. 205. Attuazione della direttiva 2005/33/CE che modifica la direttiva 1999/32/CE in relazione al tenore di zolfo dei combustibili per uso marittimo. GU n. 261 del 9 novembre 2007.

D.M. 15 luglio 2016, n. 172. Regolamento recante la disciplina delle modalità e delle norme tecniche per le operazioni di dragaggio nei Siti di Interesse Nazionale, ai sensi dell'art. 5 bis, c. 6, della L. 28 gennaio 1994, n. 84. GU n. 208 del 06.09.2016.

D.M. 22 dicembre 2016. Adozione del Piano nazionale delle ispezioni di stabilimenti, imprese,



intermediari e commercianti in conformita' dell'art. 34 della direttiva 2008/98/CE, nonché delle spedizioni di rifiuti e del relativo recupero o smaltimento. (17A00047) GU n. 7 del 10-1-2017.

D.M. 7 novembre 2008. Disciplina delle operazioni di dragaggio nei siti di bonifica di interesse nazionale, ai sensi dell'articolo 1, comma 996, della legge 27 dicembre 2006, n. 296. GU n. 284 del 04.12.2008 .

D.M. 8 novembre 2010, n. 260. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali. GU n. 30 del 07-02-2011 - Suppl. Ordinario n. 31.

D.M.15 luglio 2016 n. 173. Regolamento recante modalità e criteri tecnici per l'autorizzazione all'immersione in mare dei materiali di escavo di fondali marini. GU n. 208 del 06.09.2016 - Suppl. Ordinario n. 40.

De Groot R., Brander L., Van Der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., Mc Vittie A., Portela R., Rodriguez L.C., Ten Brink P., Van Beukering P., 2012. Globalestimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*: 1: 50–61.

DIRETTIVA 2000/59/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 27 novembre 2000 relativa agli impianti portuali di raccolta per i rifiuti prodotti dalle navi e i residui del carico. GU dell'Unione Europea L 332 del 28.12.2000.

DIRETTIVA 2000/60/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. GU dell'Unione Europea L 327 del 22.12.2000.

DIRETTIVA 2004/35/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 21 Aprile 2004 in vista dell'adozione della direttiva 2005/.../CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del....., relativa all'inquinamento provocato dalle navi e all'introduzione di sanzioni per violazioni. GU dell'Unione Europea C 25 E/29 dell'1.2.2005.

DIRETTIVA 2005/33/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 6 luglio 2005 che modifica la direttiva 1999/32/CE in relazione al tenore di zolfo dei combustibili per uso marittimo. GU dell'Unione Europea L 191/59 del 22.7.2005.

DIRETTIVA 2005/35/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 7 settembre 2005 relativa all'inquinamento provocato dalle navi e all'introduzione di sanzioni per violazioni. GU dell'Unione Europea L 255/11 del 30.9.2005.

DIRETTIVA 2006/7/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 15 febbraio 2006 relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e che abroga la direttiva 76/160/CEE. GU dell'Unione Europea L 64/37 del 4.3.2006.

DIRETTIVA 2008/56/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 17 giugno 2008 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica per l'ambiente marino (direttiva quadro sulla strategia per l'ambiente marino). GU dell'Unione Europea L 164/19 del

25.6.2008.

DIRETTIVA 2009/30/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 23 aprile 2009 che modifica la direttiva 98/70/CE per quanto riguarda le specifiche relative a benzina, combustibile diesel e gasolio nonché l'introduzione di un meccanismo inteso a controllare e ridurre le emissioni di gas a effetto serra, modifica la direttiva 1999/32/CE del Consiglio per quanto concerne le specifiche relative al combustibile utilizzato dalle navi adibite alla navigazione interna e abroga la direttiva 93/12/CEE. GU dell'Unione Europea L 140/88 del 5.6.2009.

DIRETTIVA 2011/92/UE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO del 13 dicembre 2011 concernente la valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati (codificazione). GU dell'Unione Europea L 26/1 del 28.1.2012.

DIRETTIVA 2014/52/UE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO che modifica la direttiva 2011/92/UE concernente la valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e private. GU dell'Unione Europea L124/1 del 16.4.2014.

DIRETTIVA 92/43/CEE DEL CONSIGLIO del 21 maggio 1992 relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. GU dell'Unione Europea L 206 del 22.7.1992.

DUMAY O., FERNANDEZ C., PER-GENT G., 2002. Primary production and vegetative cycle in *Posidonia oceanica* when in competition with the green algae *Caulerpa taxifolia* and *Caulerpa racemosa*. Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom, 82: 379-387.

Durante L., Valutazioni sullo stato delle acque del canale del Terramaini. Campagna di indagine febbraio 2018, Parco del Molentargius.

Egis, EON1509\_00B - Etude des courants marins et de la houle directionnelle - Bastia - Octobre 2017.

Egis, Etudes des houles incidentes pour le projet d'extension du Port de Bastia R16-082-RevA.

Évaluation, au titre du programme REFIT, de la directive 2000/59/CE sur les installations de réception portuaires pour les déchets d'exploitation des navires et les résidus de cargaison Port de Primel – le Diben: Plan de reception & de traitement des dechets d'exploitation et residus de cargaison des navires du port de peche, de commerce, a dominante plaisance - Établi conformément à la directive 2000/59/CE Annexé à la délibération de l'autorité portuaire N° D14-065 du 17 février 2014.

Focardi S. e Leonzio C., 2001. I bioindicatori nel monitoraggio costiero. Biol. Mar. Medit., 8 (2): 136-145.

Head, I. M., Jones, D. M., & Röling, W. F. M. (2006). Marine microorganisms make a meal of oil. Nature Reviews Microbiology, 4(March), 173–182.

HELCOM (2017) Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM <https://helcom.fi/media/publications/Manual-for->

Marine-Monitoring-in-the-COMBINE-Programme-of-HELCOM.pdf.

Gobert S., Cambridge M.L., Velimirov B., Pergent G., Lepoint G., Bouquegneau J.M., Dauby P., Pergent-Martini C., Walker D.I., 2006. Biology of Posidonia. In: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM (eds) Seagrasses: biology, ecology and conservation. Springer, Dordrecht, pp 387–408.

Guidetti P. e Fabiano M., 2000. The use of lepidochronology to assess the impact of terrigenous discharges on the primary leaf production of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. Marine Pollution Bulletin, 40: 449-453.

<https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/PROTOCOLAmended2006.pdf>.

IBC Code International Code for the Construction and Equipment of Ships carrying Dangerous Chemicals in Bulk.

IFREMER Atlas DCE website : [http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas\\_DCE;](http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas_DCE;)

IFREMER de Nantes - Belin C., Claisse D., Daniel A., Fleury E., Miossec L., Piquet J-C., Ropert M., avec le soutien du service DYNECO/VIGIES Boisseaux A., Lamoureux A., Soudant D. - mars 2015 – ODE/DYNECO/VIGIES/15-07 - Qualité du Milieu Marin Littoral Synthèse Nationale de la Surveillance 2013, Ed.2015.

IGC Code The international code of the construction and equipment of ships carrying liquefied gases in bulk has been mandatory under SOLAS chapter VII since 1 July 1986.

Il trasporto delle merci pericolose via mare - [www.dirittoambiente.com](http://www.dirittoambiente.com).

International Convention, 2005 on Civil Liability for Bunker Oil Pollution Damage, 2001. London, 23 March 2001 Miscellaneous No.8.

ISPRA, Manuali e Linee Guida 169/2017, Dicembre 2017. La modellistica matematica nella valutazione degli aspetti fisici legati alla movimentazione dei sedimenti in aree marino-costiere.

ISPRA, Manuali e Linee Guida 55/2010. Formazione e gestione delle banquettes di *Posidonia oceanica* sugli arenili. ISBN: 978-88-448-0426-8.

ISPRA-Rapporti 214/2015. La gestione dei rifiuti nei porti italiani -- ISBN 978-88-448-0697-2.

L'implementazione della nuova Direttiva quadro sulle acque (2000/60/CE) - Arpa Emilia-Romagna - Annuario dei dati ambientali 2010; <http://www.direttivaacque.minambiente.it>.

Lauria F. "L'unione Europea – Origine, sviluppi, problemi attuali" 4<sup>a</sup> ed., Torino 1996.

LEGGE 2 dicembre 1994, n. 689 Ratifica ed esecuzione della convenzione delle Nazioni Unite sul diritto del mare, con allegati e atto finale, fatta a Montego Bay il 10 dicembre 1982, nonché dell'accordo di applicazione della parte XI della convenzione stessa, con allegati, fatto a New York il 29 luglio 1994. GU n. 295 del 19.12.1994 - Suppl. Ordinario n. 164.

LEGGE 25 gennaio 1979, n. 30 Ratifica ed esecuzione della convenzione sulla salvaguardia del mar Mediterraneo dall'inquinamento, con due protocolli e relativi allegati, adottata a Barcellona il 16 febbraio 1976. GU n. 40 del 09.02.1979 - Suppl. Ordinario.

LEGGE 28 gennaio 1994, n. 84 Riordino della legislazione in materia portuale. GU n. 28 del 04.02.1994 - Suppl. Ordinario n. 21.

LEGGE 31 dicembre 1982, n. 979 Disposizioni per la difesa del mare. GU n.16 del 18.01.1983 - Suppl. Ordinario.

Lenza U., *Il diritto degli spazi internazionali*. Torino 1999.

Linee guida per l'istruttoria autorizzativa dei sistemi di trattamento delle acque reflue domestiche ed assimilate - Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure Revisione 02 del 01/05/15.

London Convention/ London Protocol, 1996. Protocol to the convention on the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter, 1972.

Maclsaac, E. A., & Stockner, J. G. (1993). Enumeration of Phototrophic Picoplankton by Autofluorescence Microscopy. In *Handbook of Methods in Aquatic Microbial Ecology* (pp. 187–197). Lewis Publishers.

Mannai A., *Pratica relativa alla richiesta di autorizzazione scarico a mare acque meteoriche provenienti dai piazzali della darsena pescherecci sita in zona Sa Scafa – Relazione tecnica*, Giugno 2017, Autorità Portuale di Cagliari.

Medtrix, *une plateforme en ligne au service des experts du milieu marin pour la surveillance des eaux côtières et des écosystèmes de Méditerranée*. Guide méthodologique 2016. Edition Andromède Océanologie / Agence de l'Eau RMC.

Modimar s.r.l., *Studio della circolazione idrica e della qualità delle acque, Progetto per la realizzazione della Nuova Darsena Pescherecci del porto di Cagliari - novembre 2011*, Autorità Portuale di Cagliari.

Montefalcone M., Chiantore M., Lanzone A., Morri C., Bianchi C.N., Albertelli G., 2008. BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1637–1645.

OSPAR Convention 1992. *Convention for the protection of the marine environment of the north-east atlantic*.

Piazzini M., *“Il trasporto marittimo delle merci pericolose”*, Livorno 1997; R.I.N.A..

Piazzini M., *“Tecniche antinquinamento del mare – Inquinamento da idrocarburi e prodotti chimici”*, Livorno 1997.

Pomeroy, L., leB. Williams, P., Azam, F., & Hobbie, J. (2007). The microbial Loop. *Oceanography*,

20(2), 28–33.

Quaderno ICRAM, gennaio 2002. Aspetti tecnico-scientifici per la salvaguardia ambientale nelle attività di movimentazione dei fondali marini: dragaggi portuali.

Rapport de la commission au parlement européen et au conseil - Bruxelles, le 31.3.2016 COM (2016) 168 final.

Regione Autonoma della Sardegna, Piano di Assetto Idrogeologico approvato con approvato Decreto del Presidente della Regione Sardegna n. 67 del 10.07.2006.

Regione Autonoma della Sardegna, Piano di Gestione del Rischio Alluvioni approvato con Deliberazione del Comitato Istituzionale n. 2 del 15.03.2016 e con Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri del 27.10.2016. GU n. 30 del 06.02.2017.

Regione Autonoma della Sardegna, Piano Stralcio delle Fasce Fluviali approvato con Delibera del Comitato Istituzionale dell'Autorità di bacino della Regione Sardegna n. 2 del 17.12.2015.

Regione Autonoma della Sardegna, Programma Azione Coste, 2013.

Regolamento (CE) n.1013/2006 14 giugno 2006 relativo alle spedizioni di rifiuti. GU dell'Unione Europea L 190/1 del 12 luglio 2006.

Regolamento (CE) n.660/2014 15 maggio 2014 recante modifica del regolamento (CE) n. 1013/2006 relativo alle spedizioni di rifiuti. GU dell'Unione Europea L 27/06/2014, n. 189.

Ris R.C., Booij N., Holthuijsen L.H., 1999. A third generation wave model for coastal regions, Part II, Verification. Journal of Geophysical Research, Vol. 104, No. C4: 7667-7682.

Romano E., Ausili A., Bergamin L., Celia Magno M., Pierfranceschi G., Venti F., 2018. Linee Guida SNPA 18/2018. Analisi granulometriche dei sedimenti marini.

Ronzitti N., "Diritto internazionale per Ufficiali delle Marina Militare", Rivista Marittima 1996.

Rossano, C., Milstein, A., Nuccio, C., Tamburini, E., & Scapini, F. (2020). Variables Affecting the Plankton Network in Mediterranean Ports. Marine Pollution Bulletin, (December 2019), 111362.

Rovito C., "La disciplina dei rifiuti portuali: aspetti tecnico – pratici a quasi due anni dall'entrata in vigore del D.Lgs 182/2003" - [www.dirittoambiente.com](http://www.dirittoambiente.com).

Rovito C., "La struttura della Marpol 73/78" (International Convention for prevention the pollution from ships).

Salamone L., "La direttiva (ce) n. 2005/c 25e/03 sull'armonizzazione del sistema sanzionatorio previsto al fine di aumentare la sicurezza marittima e migliorare la protezione dell'ambiente marino

dall'inquinamento provocato dalle navi" - Diritto & Diritti - Electronic Law Review.

Santoni G., "Infrazioni e sanzioni marittime – Prontuario", Roma VII ed.

Setti, L., Mazzieri, S., & Pifferi, P. G. (1999). Enhanced degradation of heavy oil in an aqueous system by a *Pseudomonas* sp. in the presence of natural and synthetic sorbents. *Bioresource Technology*, 67, 191–199.

Site characterization report Cagliari Port - Sardinia, Italy, MAPMED project - Management of Port areas in the Mediterranean Sea Basin.

SOLAS Convenzione internazionale del 1974 per la salvaguardia della vita umana in mare 0.747.363.33 Londra il 1° novembre 1974.

Spalding M., Taylor M., Ravilious C., Short F., Green E., 2003. The distribution and status of seagrasses. In: Green E.P., Short F.T. (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press, Berkeley, CA.

Systèmes portuaires d'alerte précoce et de vigilance Étude documentaire - 2010 Programme des Nations Unies pour l'environnement.

Tamburini, E., Doni, L., Lussu, R., Meloni, F., Cappai, G., Carucci, A., ... Vitali, F. (2020). Impacts of anthropogenic pollutants on benthic prokaryotic communities in Mediterranean touristic ports. *Frontiers in Microbiology*, 11(June), 1–16.

Tilocca G. e MMI s.r.l., Fase 2 – Campagna di monitoraggio dei canali Santa Gilla e San Bartolomeo – Relazione Tecnica - Studi di settore del nuovo Piano Regolatore Portuale, riguardanti le caratteristiche idrogeologiche ed idrauliche dei corsi d'acqua e l'inquadramento idrogeologico, geologico e geotecnico dell'ambito portuale; luglio 2010, Autorità Portuale di Cagliari.

Tilocca G. e MMI s.r.l., Relazione idrologica e idraulica - Studi di settore del nuovo Piano Regolatore Portuale, riguardanti le caratteristiche idrogeologiche ed idrauliche dei corsi d'acqua e l'inquadramento idrogeologico, geologico e geotecnico dell'ambito portuale, settembre 2009, Autorità Portuale di Cagliari.

Tomasicchio U., "Manuale di ingegneria portuale e costiera". Editoriale Bios, Cosenza.

Tricoli D., "Studio idraulico del Canale Terramaini", giugno 2019, Comune di Cagliari.

Verna P., "Prontuario per l'attività di polizia marittima", Rimini 2001.

Vitali, F., Mandalakis, M., Chatzinikolaou, E., Dailianis, T., Senatore, G., Casalone, E., ... Tamburini, E. (2019). Benthic prokaryotic community response to polycyclic aromatic hydrocarbon chronic exposure: importance of emission sources in Mediterranean ports. *Frontiers in Marine Science*, 6(September), 1–13.

Zhu, X., Venosa, A. D., Suidan, M. T., & Lee, K. (2001). Guidelines for the bioremediation of

marine shorelines. U.S. Environmental Protection Agency.