

Progetto - Projet

**GEREMIA**

**Gestione dei reflui per il miglioramento  
 delle acque portuali - Gestion des eaux usées pour  
 l'amélioration des eaux portuaires**



**PRODOTTO:** REPORT SULL'APPLICAZIONE DI SISTEMI DI  
 SEGREGAZIONE NELL'AMBITO PORTUALE

**PRODUIT:** RAPPORT SUR L'APPLICATION DES SYSTÈMES DE  
 CONFINEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT PORTUAIRE

Partner responsabile - Partner responsable: Università di Genova

Partner contributori - Partenaires contributeurs: Servizi Ecologici Porto di Genova

Nome del prodotto	Redatto da:	Verificato da:	Validato da:
T3.2.1 - Report applicazione sistemi di segregazione nell'ambito portuale	Grazia Cecchi (UNIGE), Francesca Spotorno (SEPG)	Mirca Zotti e Laura Cutroneo (UNIGE), Andrea Dorigo (SEPG)	Marco Capello e Giovanni Besio (UNIGE)

**Descrizione del Prodotto:** In questo prodotto sono censiti i materiali e le tecniche disponibili sul mercato per la segregazione e cattura degli inquinanti insieme ai metodi di risanamento delle diverse matrici ambientali, valutandone l'applicabilità e l'efficacia. Inoltre, si descrivono l'installazione dei sistemi e le loro applicabilità.

**Description du livrable:** Dans ce produit, les matériaux et les techniques disponibles sur le marché pour la séparation et la capture des polluants sont étudiés, ainsi que des méthodes d'assainissement pour les différentes matrices environnementales, en évaluant leur applicabilité et leur efficacité. En outre, l'installation des systèmes et leurs performances sont décrites.

## Index

1. Introduction .....	1
2. Le confinement et l'enfermement des polluants .....	4
2.1 Types de barrages.....	4
2.2 Positionnement de les barrages.....	8
3. Récupération des polluants.....	10
3.1 <i>Écumeurs</i> .....	10
3.2 Autres équipements mécaniques.....	14
3.3 Produits absorbants et dispersants .....	14
4. Contaminazione da metalli ecotossici e biorisanamento .....	16
4.1 Biorémédiation (bactéries et microalgues) pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des métaux .....	18
4.2 La mycoremédiation pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des métaux.....	20
5. Contamination par des polluants organiques et biorémédiation .....	21
5.1 Bioremédiation (bactéries et microalgues) pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des composés organiques.....	23
5.2 La mycoremédiation pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des composés organiques .....	25
6. Biorémédiation à l'aide de biosurfactants .....	27
6.1 Les biosurfactants dans les processus de biorémédiation des sédiments et des eaux marines contaminés par des composés organiques et/ou des métaux.....	28
7. Technologies intégrées .....	31
8. Bibliografia .....	33

## 1. Introduction

Chaque fois qu'une cause de pollution ou une menace soudaine pèse sur le milieu marin, des choix doivent être faits rapidement et généralement dans un climat d'urgence. Il est donc nécessaire d'être clair sur les priorités d'action, qui sont essentiellement les suivantes :

- limiter la pollution à l'endroit même où elle s'est produite ou dans le voisinage le plus proche;
- utiliser les moyens les plus efficaces pour protéger la zone autour de l'accident, notamment pour éviter que la pollution ne quitte la zone portuaire et ne risque de contaminer la bande côtière.

Il est évident que les deux actions tendent, avec le temps, à se fondre en une seule phase d'intervention, car une cause soudaine de pollution se présente généralement comme un événement dynamique.

Il s'ensuit que les techniques d'intervention possibles sont de différents types en fonction de différents facteurs, tels que :

- la nature de la substance polluante,
- la quantité de la substance polluante,
- l'environnement dans lequel vous devez opérer,
- les conditions météorologiques et marines.

Actuellement, le contraste résultant de la présence d'un polluant dans la mer, surtout lorsqu'il s'agit d'hydrocarbures, peut être mis en œuvre par le biais de trois méthodes d'intervention comme suit :

- le confinement et la récupération du produit à l'aide de bancs de confinement, d'écrémeurs, de bateaux écologiques et de pompes ;
- l'application de produits absorbants ;
- application de produits à action dispersante.

Le choix de la méthodologie la plus appropriée au cas concret, ou d'une combinaison de celles-ci, est fondamental pour déterminer le succès de l'intervention, pour maximiser la

quantité de produit récupéré et pour minimiser l'étendue des conséquences environnementales, économiques et sociales de la pollution.

Les techniques connues pour être utilisées lors des interventions de lutte contre la pollution marine sont énumérées ci-dessous :

**Confinement** : la source polluante est isolée dans la zone sujette à la pollution, et si nécessaire elle est dirigée là où il est possible de réaliser un confinement plus facile du déversement. Le confinement peut se faire à l'aide de bancs flottants. Leur positionnement est effectué soit par le même moyen qui effectuera ensuite la collecte (ex. *rec-oil*), soit avec l'aide d'un autre bateau.

**Enfermement** : consiste en toute intervention visant à contenir la propagation du produit déversé.

**Dépollution** : c'est l'ensemble des actions menées afin de réduire la pollution, ainsi que de rétablir, dans la mesure du possible, les conditions préexistantes des zones, lieux et biens affectés par la pollution.

**Élimination** : en théorie, elle prévoit l'élimination totale du polluant de la mer. Elle peut se faire par l'utilisation de moyens mécaniques, de matériaux absorbants ou de produits chimiques.

**Dispersion** : elle utilise des dispersants qui agissent sur la base d'un principe d'action physique, provoquant le fractionnement du pétrole en brisant sa cohésion moléculaire, augmentant la surface de séparation huile/eau et, par conséquent, favorisant et accélérant jusqu'à 1000 fois le processus de métabolisation du pétrole par les bactéries omniprésentes dans la mer. Elle est utilisée en dernier recours en raison de son impact sur l'environnement marin.

Une fois l'urgence est passée, des mesures sont prises pour récupérer et restaurer l'environnement touché afin de reconquérir le site et de le remettre dans un état aussi proche que possible de l'état initial. Une alternative récente et prometteuse aux technologies

traditionnelles de remédiation physico-chimique consiste en un ensemble de technologies connues sous le nom de biorémédiation, dans lesquelles certains organismes, et en particulier leurs activités métaboliques, sont exploités d'une part pour interagir avec les métaux écotoxiques, améliorant ainsi leur mobilisation et leur solubilisation, et d'autre part pour dégrader les polluants organiques. Parmi les organismes les plus exploités à ces fins figurent les micro-organismes, en particulier les bactéries, les microalgues et les micromycètes. En fonction des organismes utilisés, les techniques de biorémédiation prennent des définitions différentes : biorémédiation *sensu strictu*, lorsque des bactéries et des microalgues sont utilisées ; mycoremédiation lorsque des mycètes sont utilisés.

Les stratégies sont donc multiples et dépendent non seulement des micro-organismes utilisés, mais aussi des conditions créées pour stimuler le métabolisme microbien lui-même. À cet égard, il existe deux approches principales : la bioaugmentation, dans laquelle des souches microbiennes spécifiques sont inoculées dans la matrice à régénérer, et la biostimulation, dans laquelle le métabolisme de la communauté microbienne autochtone (déjà présente dans la matrice et/ou l'environnement à régénérer) est stimulé par l'inoculation de substrats spécifiques riches en nutriments. Récemment, plusieurs techniques ont été développées et modélisées ; cependant, en raison de la nature et/ou du type de polluant et de l'environnement dans lequel il est présent, il n'existe pas de méthodologie unique applicable. De nombreuses études ont montré que les micro-organismes naturellement présents dans les environnements pollués (autochtones) sont la clé pour résoudre la plupart des défis associés à la biorémédiation des substances toxiques, car ils sont mieux adaptés aux conditions environnementales difficiles dans lesquelles ils se trouvent. Les micro-organismes qui occupent des niches écologiques extrêmes ont évolué et prospèrent dans ces environnements grâce à la persistance, l'adaptation et la spécialisation, servant de réservoirs de génotypes et de phénotypes spécialisés. Cette plasticité phénotypique et génotypique rend les micro-organismes extrêmophiles prometteurs d'un point de vue biotechnologique car ils sont adaptés à des environnements défavorables et fournissent des cellules, des enzymes et des systèmes catalytiques efficaces dans des

conditions extrêmes. En raison de leurs caractéristiques physiologiques et enzymatiques uniques, ces micro-organismes offrent des applications potentielles pour l'assainissement des sols, des sédiments et des eaux contaminés par des polluants toxiques.

## 2. Le confinement et l'enfermement des polluants

La première opération à mettre en place en cas d'urgence est de confiner le polluant par l'utilisation de bancs. L'application des barrages de confinement est réalisée dans les cas où l'on veut :

- empêcher un déversement de s'étendre et permettre sa récupération avec des écrémeurs et des unités navales appropriées ;
- protéger des portions de littoral ou des environnements sensibles ;
- détourner la marée noire des zones sensibles ou des zones où une récupération est prévue.

### 2.1 Types de barrages

Les barrages consistent en une barrière flottante qui empêche le déplacement de la masse polluante à la surface de la mer et donc son expansion. Ils se composent généralement d'un franc-bord pour empêcher le passage de matériaux au-dessus, d'une jupe pour empêcher le passage sous le niveau de l'eau, d'une réserve de flottabilité pour soutenir l'engin, de poids de lestage pour enfoncer la jupe et la maintenir verticale, et de systèmes d'accouplement pour relier les différentes sections.

La capacité des barrages à retenir les polluants est déterminée par le comportement de l'équipement par rapport au mouvement de l'eau. Ils doivent donc être façonnés pour résister aux vagues et retenir les hydrocarbures. Ils doivent être souples pour se conformer au mouvement des vagues mais aussi suffisamment rigides pour retenir les hydrocarbures. Aucun type de barrage n'est capable d'être efficace avec un courant d'eau de plus d'un nœud agissant perpendiculairement à sa surface.

Il existe différents types de barrages, diversifiés en fonction de leur conformation et de leur utilisation. Ils peuvent donc être divisés en deux catégories :

**Barrages rigides portuaires et en milieu confiné** (ports, bassins, etc.) : constituées d'une bande de matériau rigide ou semi-rigide (PVC ou autre matière plastique à laquelle sont jointes de petites chambres de flottaison en mousse) qui agit comme une barrière verticale confinant les polluants flottants. Ils sont faciles à installer, rapides à placer, faciles à manipuler, résistants aux dommages, faciles à stocker même dans des espaces réduits et ont une structure simple avec des coûts généralement faibles. Comme inconvénients, ils présentent une faible adaptabilité au profil des vagues due à la rigidité longitudinale, une faible flottabilité. Ils ont également tendance à se positionner horizontalement en présence de vent, de courant et de vagues.



*Barrages rigides*

**Barrages de rideau** (haute mer, hydrodynamisme élevé) : avec une jupe flexible libre de se déplacer indépendamment des flotteurs. Ils ont une flottabilité due à une chambre gonflée d'air ou de gaz inerte, ou à des cylindres de mousse qui peuvent être souples, solides ou granulaires. Ils existent également avec une chambre à air qui s'expande automatiquement et qui est donc autogonflante.

Prodotto n. T3.2.1

Les barrages à rideau de flottabilité solide ont une réserve de flottabilité constituée de cylindres rigides en mousse à cellules fermées, insérés dans des poches. À leur base se trouve généralement un câble ou une chaîne qui maintient la jupe tendue. Ces types de barrages sont résistants aux perforations, mais sont peu flexibles et s'adaptent mal au profil des vagues. En outre, ils sont difficiles à stocker et à manipuler.



*Barrages de rideau flottant solide*

Les barrages de rideau gonflables ont des chambres gonflables qui donnent une réserve de flottabilité. Généralement en PVC, polyuréthane ou néoprène/nitrile. Les chambres de flottaison sont équipées de valves de gonflage et parfois de valves d'aération. Des chaînes ou des poids en plomb fournissent un poids vers le bas. Ce type de chambre de flottaison suit bien le profil des vagues et nécessite peu d'espace pour le stockage et le transport puisqu'elle peut être gonflée sur place. En revanche, ils présentent l'inconvénient qu'un seul trou compromet le fonctionnement de toute une section de ballast, et ils sont également lents à mettre en place en raison du temps nécessaire au gonflage.



*Barrages de rideau gonflables*

Enfin, les barrages de rideaux autogonflantes sont fabriquées en PVC ou en polyuréthane, ils ont une forme similaire aux barrages gonflables. Dans ce cas, cependant, la chambre de flottaison est dotée d'un mécanisme d'auto-expansion qui consiste en une sorte de ressort métallique qui la fait se gonfler lorsqu'elle est déroulée. Des poids et des chaînes sont placés à la base. Ce type de chambre de flottaison n'est pas sujet à des perforations et les temps d'autogonflage sont courts. Ils sont également manœuvrables et leur mise en place en mer est rapide et nécessite peu de personnel. D'autre part, ils ont une réserve de flottabilité instable.



*Barrages de rideaux autogonflantes*

**Les barrages pour les milieux intertidaux** (eaux peu profondes sujettes à l'excursion des marées) : nécessaires lorsque le schéma de positionnement prévoit leur point de départ à partir de la côte, où la vague et l'excursion des marées rendraient inefficace l'application des autres défenses. Ils se composent de trois chambres placées côte à côte, la chambre supérieure étant remplie d'air et les deux chambres inférieures d'eau. Lorsque la marée descend, ils reposent sur le fond, de manière à fermer hermétiquement la zone côtière à protéger.



*Barrages intertidaux*

Les caractéristiques techniques et de construction des barrages sont variées et chaque type sera mieux adapté à certaines conditions environnementales et d'exploitation. Les paramètres fondamentaux pour le choix du type de barrages sont ceux de l'environnement dans lequel ils seront utilisés et ceux des conditions climatiques marines auxquelles ils devront faire face. Il faut également évaluer la possibilité qu'ils aient à supporter et à retenir des débris susceptibles de les endommager, d'où la nécessité d'une certaine résistance à la perforation et à la déchirure. Enfin, les aspects opérationnels doivent être évalués, par exemple si le barrage doit être remorqué, par quel moyen et comment.

## 2.2 Positionnement de les barrages

La meilleure façon de placer les barrages dépend principalement du scénario et des conditions météorologiques à affronter. En outre, la prédiction de la façon dont les barrages seront placés est utilisée pour calculer la quantité nécessaire.

Les méthodes de positionnement normalement utilisées sont les suivantes :

**Encerclement** : consiste à entourer la source de la fuite. S'il s'agit d'un navire, une longueur totale d'au moins trois fois sa longueur est requise. Si le navire se trouve à proximité du rivage, du quai ou d'un autre navire, ceux-ci peuvent être utilisés comme partie de la barrière. Si le navire est proche du quai, il est également possible d'ancrer les barrages au quai au moyen de rails dans lesquels les extrémités des barrages peuvent être glissées afin de rendre le confinement étanche. Cette technique est généralement utilisée dans les premières phases d'un déversement afin d'éviter la propagation du polluant, de confiner les déversements et de favoriser la récupération. Ce dispositif est de préférence utilisé dans des eaux confinées et protégées en raison des conditions météorologiques maritimes.

**L'écrasement** : est utilisé lorsqu'il n'y a pas de barrages suffisantes et que la source du déversement ne peut pas être complètement entourée. Il est encore possible de contenir et de capturer le polluant avant qu'il ne s'étende à partir de la source de rejet. Les barrages sont placés sous tension à une certaine distance pour intercepter le produit.

**La déviation** : elle est obtenue en disposant les barrages en séquence et en angle par rapport à la direction du courant. De cette manière, la nappe peut être déviée pour éviter tout contact avec des zones sensibles ou être transportée vers une position où la récupération est plus facile.

**Remorquage** : Les nappes d'hydrocarbures à la dérive peuvent être interceptées en remorquant une ligne de nappes d'hydrocarbures entre deux navires, soit côte à côte (U), soit en quinconce (J). Un écumeur sera utilisé dans la zone d'accumulation pour récupérer le pétrole. C'est ce qu'on appelle les opérations intégrées de confinement et de récupération. Le remorquage doit se faire dans le sens du courant pour diminuer la vitesse relative entre l'eau et la crème, et ainsi éviter les phénomènes de perte d'efficacité.

**Le confinement** : il consiste à entourer la nappe avec les barrages, en les maintenant ancrées au fond. Si le courant est trop fort pour tenter d'arrêter la nappe par le système de

barrages ancrées, les barrages, fermées en anneau, sont libérées et amenées à dériver avec la nappe (confinement dans le courant). De cette manière, les phénomènes de drainage sont évités.

**Disposition multiple** : lorsque des phénomènes de drainage se produisent en raison d'un courant élevé, il est nécessaire de fixer d'autres rangées de barrages contre le courant à la première rangée. Il est préférable de poser une deuxième ou une troisième rangée de barrages même dans des conditions jugées bonnes si possible.

### 3. Récupération des polluants

Après avoir circonscrit et contenu la pollution, nous intervenons généralement dans la phase de récupération. Il existe différentes techniques de récupération des polluants en mer, qui reposent principalement sur des méthodes mécaniques ou chimiques. Voici une description des principaux dispositifs utilisés aujourd'hui dans les activités de dépollution.

#### 3.1 Écumeurs

Les écumeurs d'hydrocarbures sont définis comme des pompes aspirantes permettant de récupérer les hydrocarbures à la surface de la mer, des équipements spécifiques montés sur des navires pour aspirer et collecter les hydrocarbures ou des dispositifs capables de séparer par écumage les polluants flottant sur un liquide.

Les écumeurs d'huile sont des dispositifs conçus pour séparer et récupérer les liquides huileux émulsionnés dans une masse d'eau ou flottant sur celle-ci.

Ils basent toujours leur fonctionnement sur la différence de gravité spécifique et de tension superficielle des fluides à séparer.

Il existe des navires écrémeurs complets ou il peut s'agir de dispositifs auxiliaires permettant d'équiper des navires ou des navires de soutien.

Les facteurs qui déterminent le type d'écumeur de pétrole à utiliser et les méthodes d'intervention sont les suivants :

- la zone d'intervention : mer ouverte, océan, rivières, ports ou zones réglementées ;
- la présence ou l'absence de vents ou de courants ;
- la quantité de pétrole brut à récupérer : de quelques dizaines de kilos (par exemple dans les zones portuaires pour les pollutions courantes) à des millions de tonnes (par exemple dans le Golfe du Mexique).

Les écremeurs sont divisés en écremeurs à adhérence, écremeurs à déversoir et écremeurs à séparation mécanique.

Les écremeurs d'adhérence comprennent :

**Écumeurs à disques ou à tambour** : ils fonctionnent grâce à une série de disques juxtaposés, de forme circulaire, carrée ou cylindrique, qui tournent grâce à un moteur oléodynamique, traversant la surface de l'eau de bas en haut et faisant adhérer les hydrocarbures à leur surface. Les disques sont ensuite nettoyés à l'aide de brosses qui nettoient la surface et drainent les hydrocarbures vers une fosse de collecte centrale d'où le produit sera aspiré. Les disques sont généralement en métal et le principe d'adsorption oléophile permet d'obtenir un rapport huile/eau élevé dans le mélange collecté. Ils fonctionnent bien avec des produits moyennement légers et peu visqueux et avec des épaisseurs de produit à partir de quelques mm. Pour les épaisseurs supérieures à 5 mm, ils ont un bon taux de recouvrement. Il fonctionne bien par mer calme jusqu'à un grade "2" sur l'échelle de Beaufort, au-delà, il perd rapidement de son efficacité. Il s'adapte bien au travail entre les matières végétales et les débris.

Il est inefficace pour les hydrocarbures qui ont subi des phénomènes de vieillissement ou d'altération et commencent à se solidifier en formant des boules de goudron et les hydrocarbures qui ont été traités avec des dispersants (l'adhérence oléophile sur les disques est perdue). Il existe également des écumeurs similaires avec des tambours, généralement en plastique, à la place des disques.

**Écumeurs à brosses** : ils sont constitués de rouleaux avec des brosses oléophiles qui tournent et collectent le produit à la surface de l'eau. Ce dispositif peut également recueillir

un produit émulsifié ou un produit ayant déjà subi des processus d'altération. En revanche, l'écumeur à brosse fonctionne bien s'il n'y a pas de débris et si la mer est calme.

**Écumeur avec dessus en brosse:** consiste en une brosse oléophile en forme d'anneau qui tourne entre deux points sur la nappe d'hydrocarbures. Lorsque la ligne passe dans les dispositifs qui la tirent, elle est comprimée entre deux rouleaux et libère le produit. Ce dispositif peut être placé depuis le rivage ou depuis un bateau. Ce type d'écumeur peut également fonctionner dans des conditions de mer difficiles (état du vent supérieur au grade "3" sur l'échelle de Beaufort) car il est insensible au mouvement des vagues ; il peut également fonctionner dans des espaces confinés.

**Écumeur à ruban oléophile à mouvement descendant :** ce type d'écumeur à ruban oléophile tourne et pousse les hydrocarbures flottants sous la surface de l'eau. La partie des hydrocarbures qui n'est pas adsorbée se détache à l'extrémité inférieure de la bande, la partie adsorbée remonte et est retirée de la bande par un racleur. Fonctionne bien dans une mer agitée de niveau supérieur à "3" sur l'échelle de Beaufort.

Parmi les écumeurs de barrage, on distingue :

**Écumeur classique à déversoir :** dans ce dispositif, l'huile à la surface tombe dans un collecteur dont le bord se trouve juste en dessous de la surface de l'eau. Le produit écrémé est récupéré dans le collecteur et pompé dans des cuves de décantation. Ce type d'écumeur est adapté aux déversements massifs où la couche d'huile est épaisse et en tout cas supérieure à 5 mm. Dans ces conditions, l'écumeur assure des taux de collecte élevés. La fonctionnalité de ce type de dispositif est désavantagée par des conditions de mer difficiles ou des courants supérieurs à 1 nœud et par la présence de débris en surface.

**Écumeur à déversoir remorqué :** il est incorporé dans une structure en caisson qui est remorquée, exploitant ainsi une séparation mécanique. Un flux d'eau entre dans le dispositif et un profilé sépare un flux descendant d'eau et un flux laminaire d'hydrocarbures qui seront capturés dans une chambre puis pompés. Ce dispositif ne peut être utilisé que dans des conditions de mer calme, mais il garantit la récupération de

grandes nappes d'hydrocarbures en haute mer. En revanche, il n'est pas très sélectif, de sorte que le rapport eau/huile de l'émulsion peut être très élevé.

**Écumeur à aspiration** : réalise l'aspiration des hydrocarbures à travers une tête flottante semi-circulaire dans laquelle la fente ou les trous d'aspiration sont maintenus à la surface de l'eau. Cette écumeoire fonctionne avec des produits moyennement légers et est très efficace pour les couches de produits d'une épaisseur supérieure à 5 mm. L'exploitation est limitée aux conditions de mer plate (grade "0" sur l'échelle de Beaufort).

Enfin, on distingue les écrémeurs à séparation mécanique :

**Écumeoire à aile immergée inclinée** : il s'agit d'un type d'écumeoire à eau dans lequel le flux est forcé vers le bas sur une aile immergée à l'extrémité de laquelle se trouve une chambre dans laquelle l'huile monte vers le haut tandis que l'eau qui reste en bas est libre de s'écouler.

**L'écumeur à bande élévatrice** : il fonctionne grâce à une bande transporteuse qui se déplace sur un plan incliné dans la direction opposée à celle dans laquelle l'appareil est avancé. Le produit reste sur la bande et, à l'extrémité de celle-ci, tombe dans un réservoir de stockage. Il peut être utile lorsque divers types de débris huileux sont présents avec les hydrocarbures et fonctionne sur une large gamme de viscosités jusqu'à des viscosités élevées ou des agglomérats juste sous la surface de l'eau. Il fonctionne également dans les situations de mer agitée jusqu'à un grade sur l'échelle de Beaufort "3". Ils sont généralement installés sur un navire construit de manière à permettre à sa partie initiale de sortir à l'avant et de pouvoir s'immerger. Dans la pratique, le récipient et le ruban ne font qu'un et deviennent "le dispositif". Ces dispositifs sont particulièrement adaptés à la collecte des ordures mais sont aussi spécialement conçus et construits pour la collecte des émulsions gélatineuses et des morceaux de pétrole. Pour recueillir le pétrole liquide, la bande doit être constituée ou recouverte de fibres oléophiles absorbantes. Les coûts d'achat et de fonctionnement sont ceux d'un bateau ainsi que la manœuvrabilité. L'entretien consiste également à nettoyer les mailles de la courroie de l'encrassement par

l'huile, tandis que l'huile collectée est versée dans un réservoir de confinement, qui occupe la partie sans structure du pont du bateau, qui doit ensuite être vidé à l'aide d'une grue.

### 3.2 Autres équipements mécaniques

En plus de ce qui a déjà été décrit ci-dessus, il existe également d'autres équipements que nous pouvons définir comme des moyens mécaniques tels que :

**Les bras convergents** : ce sont des dispositifs destinés à ratisser (traduction impropre de l'anglais "*to sweep*") qui donne le nom à cette catégorie de machines : "*sweeping arms*") la surface de l'eau. Les bras rigides et convergents sont mieux contrôlables et plus efficaces que les barrières flottantes car ils sont plus lourds que ces dernières et peuvent être d'une hauteur considérable de sorte qu'ils peuvent être manœuvrés pour maintenir une hauteur fixe au-dessus du niveau de la mer, insensible au mouvement des vagues. Des récupérateurs d'huile peuvent être placés à l'intérieur des bras des barrières pour extraire l'huile. Cependant, ils sont difficiles à gérer, peu maniables et très coûteux.

**Bateaux écologiques** : bateaux de secours polyvalents équipés de fonctions de lutte contre l'incendie, de sauvetage, d'antipollution et de patrouille. Ils peuvent avoir différentes configurations, comme la proue qui s'ouvre avec une pince (comme dans les modèles Pelikan), être équipés d'un tapis roulant, d'un panier pour les polluants solides, de caisses pour les polluants liquides, d'une grue, de rouleaux pour enrouler les barrages.

### 3.3 Produits absorbants et dispersants

Ce type de produit est généralement utilisé après être intervenu à l'aide des procédures et des équipements décrits ci-dessus. Ces produits sont classés en trois catégories :

**Produits absorbants inertes** : ils exercent une action absorbante contre les hydrocarbures et sont composés de substances inertes du point de vue chimique et biologique. Ils peuvent être d'origine synthétique, minérale, animale ou végétale ;

**Produits absorbants non inertes** : ils ont une action absorbante contre les hydrocarbures mais sont composés de substances qui ne sont pas inertes du point de vue chimique et

biologique. Ils peuvent être d'origine synthétique ou naturelle et sont insolubles dans l'eau: ils peuvent cependant interagir avec les organismes vivants, c'est pourquoi le degré de toxicité pour les organismes marins doit être évalué au préalable ;

**Produits dispersants** : ce sont des substances chimiques d'origine synthétique ou naturelle qui, en exerçant une fonction tensioactive, favorisent la désintégration et la dispersion de la couche d'hydrocarbures dans la colonne d'eau. Les produits dispersants n'ont donc pas pour fonction d'éliminer physiquement les hydrocarbures du milieu marin, mais d'accélérer les processus naturels de dégradation.

Les **produits absorbants** sont constitués de matériaux qui, lorsqu'ils sont immergés dans l'eau, absorbent les hydrocarbures de manière préférentielle, fonctionnant comme une éponge sélective qui peut être récupérée avec le produit huileux et ensuite éliminée. Normalement, les absorbants captent une quantité de polluant égale à son volume, mais d'un point de vue opérationnel, il est approprié d'utiliser une quantité d'absorbant égale à deux-quatre fois le volume estimé de polluant afin d'assurer une élimination efficace. L'efficacité maximale des produits absorbants est obtenue dans des conditions de mer calme ou presque calme, en fait les contextes les plus favorables où ils peuvent être utilisés sont des étendues d'eau limitées. Ils sont souvent utilisés en combinaison avec des bancs de confinement, de manière à combiner l'action de confinement avec celle d'absorption du polluant. Les produits absorbants sont disponibles sous différentes formes : feuilles, rouleaux, coussins, barrages absorbants, pon-pons.

Les **produits à action dispersante** sont définis comme des agents chimiques qui, par un mécanisme de micellation, favorisent la dispersion des hydrocarbures dans la colonne d'eau. En augmentant la dispersion des hydrocarbures dans l'eau, ils facilitent leur biodégradation ; cependant, l'utilisation de ces produits entraîne une augmentation de l'exposition des organismes marins aux hydrocarbures dispersés. L'utilisation de ces produits en cas de déversement accidentel en mer peut être envisagée et pondérée pour éviter que les hydrocarbures n'atteignent des environnements sensibles et/ou de grande valeur écologique.

Par conséquent, la décision d'utiliser ou non des dispersants est fondée sur une analyse coûts-avantages pour l'environnement. Si l'utilisation de dispersants est jugée bénéfique, les produits seront distribués par bateau ou par avion.

#### **4. Contaminazione da metalli ecotossici e biorisanamento**

L'exposition aux métaux lourds a été associée à de nombreux troubles pouvant survenir chez l'homme, tels que des troubles neurologiques, circulatoires, endocriniens et du système immunitaire, le diabète, la mutagenèse, la tératogenèse et le cancer. Il est bien connu que ces substances sont capables de provoquer des changements au niveau moléculaire et cellulaire. Il s'agit notamment du stress oxydatif, de l'inhibition des enzymes, de la génotoxicité et de la régulation de l'expression génétique. En raison de la grande variété de propriétés chimiques qui peuvent être attribuées aux métaux, aucun mécanisme uniforme de toxicité n'a été reconnu.

Dans ce contexte, certains micro-organismes ont développé des mécanismes de résistance et de tolérance pour s'adapter à ces contaminants et se sont montrés prometteurs pour les processus de biorémédiation et de mycoremédiation. Par conséquent, les mécanismes de résistance aux métaux peuvent être explorés pour le développement de technologies propres permettant de traiter ce type de contamination dans le but de promouvoir l'atténuation des impacts environnementaux. Les contaminants inorganiques ne peuvent pas être dégradés directement en composés inoffensifs. Cependant, les micro-organismes peuvent modifier la forme chimique, la mobilité, la toxicité et la biodisponibilité des métaux par le biais du métabolisme et des produits métaboliques.

La toxicité des sédiments et des eaux portuaires n'est pas affectée par la concentration des métaux totaux, mais uniquement par la concentration de la fraction biodisponible des métaux. Cela suggère que la biodisponibilité des métaux dans les sédiments et les eaux marines est liée à l'activité chimique du métal considéré.

Pour les sédiments et les eaux contaminés par des métaux, deux stratégies différentes peuvent être appliquées : la biomobilisation et la bioimmobilisation. Ces technologies exploitent la capacité de certains micro-organismes à modifier la spéciation des métaux par le biais d'un processus biogéochimique, modifiant ainsi la mobilité, la toxicité et la biodisponibilité des métaux.

La **biomobilisation** a été largement utilisée pour assainir les eaux et les sédiments marins contaminés par des métaux. Ce processus comporte généralement deux étapes. Premièrement, les métaux sont mobilisés dans une solution à l'aide de méthodes biologiques (par exemple, l'ajout direct de micro-organismes, la préparation microbienne et/ou la biostimulation). Ensuite, les métaux dissous sont séparés en phases solide et liquide, puis traités. La biolixiviation est l'une des approches de biomobilisation les plus courantes, car elle utilise les effets de l'oxydation biologique et de la production d'acides organiques par des micro-organismes pour transformer les composés métalliques insolubles en ions métalliques solubles. Les micro-organismes utilisés dans la biolixiviation comprennent principalement des bactéries et des champignons (souches uniques et/ou inocula composites).

La **bioimmobilisation** fait référence à l'utilisation de méthodes biologiques (par exemple, l'ajout direct de micro-organismes) pour transformer des composés métalliques toxiques en des états peu ou non toxiques par bioabsorption et bioaccumulation. L'objectif de la bioimmobilisation est de réduire la solubilité, la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des métaux sans les éliminer complètement des sédiments ou des eaux contaminées. La bioabsorption décrit l'adhésion de métaux solubles à la surface cellulaire externe des micro-organismes (membrane cellulaire ou paroi cellulaire) par complexation (par exemple, électrostatique, covalente, exopolysaccharide), chélation/coordination, réduction, précipitation, échange de cations/anions. La bioaccumulation, quant à elle, est la rétention et la concentration d'une substance dans un organisme en raison d'un transport actif médié par le métabolisme. La bioaccumulation dans les cellules des micro-organismes est généralement médiée par des protéines spécifiques et/ou des agents chélateurs (par exemple, le Fe est

activement transporté par les sidérophores) qui se lient au métal et le transportent dans la cellule selon un processus dépendant de l'énergie.

#### 4.1 Biorémédiation (bactéries et microalgues) pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des métaux

Il existe de nombreux micro-organismes qui peuvent potentiellement être utilisés dans la biorestauration des eaux marines à partir de métaux écotoxiques. Ces micro-organismes se caractérisent généralement par leur capacité à tolérer des concentrations élevées de sel, à maintenir actif leur métabolisme et leur capacité à se reproduire. Ils peuvent également montrer une sélectivité dans l'accumulation et/ou la mobilisation des métaux, interagissant principalement avec un ou quelques uns d'entre eux à l'exclusion des autres, ou bien ils peuvent être plus généralistes, absorbant indifféremment tous les métaux.

La biorémédiation des sédiments de dragage contaminés par des métaux est généralement basée sur des traitements de bioaugmentation avec *Acidithiobacillus* spp, une bactérie chimio-litho-autotrophe, capable d'oxyder le soufre (S<sub>0</sub>) et/ou le Fe(II) dans des conditions acides, responsable de la solubilisation des métaux contenus dans la fraction sulfurée du sédiment. D'autres approches sont basées sur la stimulation des communautés autochtones de bactéries oxydant le fer et le soufre. Beolchini et al. (2009) en particulier comparent dans leur travail l'efficacité des groupes/consortiums bactériens suivants : (i) bactéries chimioautotrophes acidophiles, oxydant le Fe/S, (ii) bactéries hétérotrophes acidophiles capables de réduire la fraction Fe/Mn, l'oxygène co-respiratoire et le fer ferrique et (iii) bactéries chimioautotrophes et hétérotrophes, regroupées ensemble, puisqu'ils ont supposé que les deux souches pouvaient coopérer. Les résultats montrent que l'effet du traitement de biorémédiation basé sur la bioaugmentation des souches oxydantes Fe/S seules est similaire à celui basé sur les bactéries réductrices de Fe seules et conduit à des rendements d'extraction des métaux généralement compris entre 40% et 50%. L'efficacité du processus basé sur les seules bactéries autotrophes est limitée par la disponibilité du soufre. Cependant, lorsque le traitement est basé sur l'ajout conjoint de bactéries réductrices de fer

et de bactéries oxydantes de Fe/S, leur taux de croissance et leur efficacité de mobilisation des métaux lourds augmentent de manière significative, atteignant des rendements d'extraction de >90% pour Cu, Cd, Hg et Zn. L'avantage supplémentaire de la nouvelle approche de biorémédiation proposée par Beolchini et al. (2009) est qu'elle est indépendante de la disponibilité du soufre, ouvrant ainsi de nouvelles perspectives pour la biorémédiation des métaux lourds dans les sédiments hautement contaminés.

En ce qui concerne les eaux marines, il existe de nombreuses biotechnologies de biorestauration qui peuvent être employées. Kim et al. (2015) ont créé un système d'élimination des métaux (Cu, Ni, Cr) composé de zéolithes supportées par la bactérie *Desulfovibrio desulfuricans* (KCTC 5768) réduisant les sulfures. Les résultats ont montré que jusqu'à 98% des métaux considérés ont été éliminés. En fait, il a été constaté que les bactéries tolérant les fortes concentrations de sel (hypersalines) qui réduisent le sulfate sont capables d'éliminer le Ba, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, Mg, Mo, Zn, Hg, Ni et Pb des eaux salines. Elles produisent du sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) en utilisant le sulfate comme accepteur d'électrons, ce qui contribue à oxyder la matière organique. Le H<sub>2</sub>S réactif précipite les métaux lourds dissous sous forme de leurs sulfures métalliques et joue donc un rôle important dans la détoxification des eaux salines. Ces bactéries précipitent près de 50% de la concentration de métaux dissous dans l'eau sous forme de leurs sulfures métalliques, qui se déposent progressivement dans les sédiments sous-jacents. Ils montrent une activité optimale de réduction des sulfates de 80 à 115 psu et sont donc des biorémédiateurs potentiels dans les écosystèmes marins et, à leur tour, ont une application dans la détoxification des effluents industriels contenant des métaux lourds.

Les diatomées peuvent également jouer un rôle crucial dans l'immobilisation des métaux toxiques. En particulier, *Skeletonema costatum* fait partie des quelques micro-organismes qui peuvent tolérer et accumuler le mercure. Elle est capable d'éliminer efficacement 2 mg L<sup>-1</sup> de Hg(II) : 79,5% avec 5 000 de cellules L<sup>-1</sup> en 72 heures, 83,3% avec 10 000 de cellules L<sup>-1</sup> en 72 heures, et 85% avec 15 000 de cellules L<sup>-1</sup> en 72 heures (Soedarti et al., 2017). Matsunaga et al. (1999) ont identifié 24 souches de microalgues caractérisées par une tolérance significative au

cadmium. En particulier, les souches appartenant au genre *Chlorella* sp. ont une capacité d'élimination du Cd de 50% du total présent dans la matrice contaminée. Toujours parmi les diatomées, d'autres bien connues pour l'élimination des métaux sont : *Skeletonema costatum* (Hg), *Planothidium lanceolatum* (Cd, Cu, Zn) et *Nitzschia closterium* (Cu, Zn, Co, Mn).

#### 4.2 La mycoremédiation pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des métaux

De nombreux mycètes se caractérisent par une tolérance élevée aux métaux. Ces micro-organismes, en effet, peuvent interagir efficacement avec les métaux présents dans l'environnement. On sait comment ils peuvent accumuler activement les ions métalliques à l'intérieur de leurs cellules en exploitant le métabolisme de protéines spécifiques de faible poids moléculaire (métallothionéines et phytochélatines) ; comment ils peuvent les stocker dans des vacuoles intracellulaires et les neutraliser ; comment ils peuvent les absorber à la surface de la paroi cellulaire externe ; comment ils sont capables de les biotransformer grâce à la production de métabolites secondaires tels que des acides organiques qui, une fois libérés dans le microenvironnement, en modifiant le pH environnant, induisent la précipitation des ions présents autour des cellules en composés plus stables (Gadd, 2007).

Cependant, peu d'études ont été menées jusqu'à présent sur l'applicabilité de ces microorganismes à l'assainissement des sédiments marins contaminés par des métaux. Cecchi et al. (2020) ont développé et testé une nouvelle biotechnologie afin d'exploiter efficacement la bioaccumulation et la bioabsorption des métaux par les micromycètes. Isolées des sédiments étudiés, les souches fongiques autochtones, c'est-à-dire les mieux adaptées pour tolérer des conditions extrêmes de toxicité, ont été utilisées pour la création de co-inocula (consortiums) spécifiques. Ces derniers se sont développés sur une membrane microporeuse résistante à la traction, qui a ensuite été collée aux sédiments à décontaminer. La membrane doit permettre aux mycètes de se développer facilement dans ses trames, d'absorber les nutriments et les métaux des sédiments sous-jacents et d'être facilement retirée à la fin du traitement, de sorte qu'elle puisse être éliminée comme un déchet spécial,

sans laisser de résidus sur les sédiments nouvellement traités. Après 60 jours de traitement, il a été démontré que les membranes additionnées des mycètes hyperaccumulaient de nombreux métaux, notamment Cd, Cr, Ni et Cu.

En ce qui concerne le traitement des eaux marines contaminées, en revanche, les mycètes sont considérés comme les micro-organismes les plus prometteurs, grâce également à leur grande adaptabilité et à leur capacité à accumuler simultanément diverses espèces de métaux. Parmi les mycètes filamenteux, les genres principalement utilisés et étudiés sont *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Mucor* et *Trichoderma*. Parmi les levures, seules quelques espèces ont été étudiées, notamment *Yarrowia lipolytica* (Cr), *Rhodotorula rubra* (As) et *Cryptococcus* (Cd, Cu, Pb, Zn).

En particulier, les souches appartenant à l'espèce *Trichoderma viride* Pers. sont capables de bioabsorber et de bioaccumuler le Cr en éliminant  $4,66 \text{ mg g}^{-1}$  de Cr à pH 6 après 45 min (El-Kassas & El-Taher, 2005). Alors que les espèces appartenant au genre *Aspergillus* (notamment *A. candidus* Link, *A. flavus* Link et *A. niger* Tiegh.) s'avèrent très efficaces pour éliminer l'arsenic (As) des eaux côtières contaminées jusqu'à 90% (Vala, 2010 ; Vala et al., 2018). En ce qui concerne le potentiel d'élimination des métaux des levures, elles ont été peu étudiées par rapport aux mycètes filamenteux. Certains travaux rapportent des souches appartenant à l'espèce *Yarrowia lipolytica* (Wickerham, Kurtzman & Herman) Van der Walt & Arx capables d'éliminer le chrome hexavalent (Rao et al., 2013 ; Imandi et al., 2014).

## 5. Contamination par des polluants organiques et biorémédiation

La pollution par les hydrocarbures dérivés du pétrole dans la mer et les ports est un problème international croissant qui menace l'environnement et la santé humaine. L'écosystème marin et le littoral servent de ressources publiques et écologiques et constituent un habitat et une protection pour la biodiversité marine. Les déversements d'hydrocarbures en mer affectent directement les organismes, notamment les oiseaux de mer, les mammifères marins et les organismes intertidaux et subtidaux. Si la marée noire se

répand sur le littoral, elle peut provoquer l'érosion des sédiments et la contamination de la végétation, des habitats naturels, de la faune et de l'homme. Le pétrole est persistant dans les sédiments et l'environnement marin, provoquant des effets létaux sur la biodiversité.

Les principaux avantages de la dépollution des polluants organiques par les micro-organismes résident dans son faible coût et sa grande efficacité durable. La méthode la plus efficace consiste à exploiter la capacité des micro-organismes à dégrader les polluants organiques qui constituent leur source de nourriture ou leur substrat et à nettoyer ainsi les sites contaminés (biodégradation). En outre, en raison du mélange complexe que représentent les hydrocarbures pétroliers, un consortium d'espèces taxonomiquement diverses et dotées de larges capacités enzymatiques est souvent nécessaire, car une seule espèce ne peut métaboliser qu'une gamme limitée de substrats hydrocarbonés. Étant donné que, dans les environnements naturels, la plupart des micro-organismes (>99%) coexistent sous forme de consortiums microbiens, on attend beaucoup de l'utilisation des consortiums pour effectuer la dégradation des molécules complexes présentes dans les hydrocarbures pétroliers. Des rapports récents ont montré que les bactéries et les archées halotolérantes ont la capacité non seulement de faire face à un stress de salinité élevée, mais aussi de métaboliser les n-alcanes et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), ce qui suggère leur rôle clé dans l'atténuation de vastes zones d'habitats côtiers hautement salins affectés par des composés pétroliers qui constituent une menace pour les écosystèmes terrestres et marins.

À cet égard, récemment, Villela et al. (2019) ont rassemblé et rapporté dans leur travail une analyse des brevets de techniques potentielles de biodégradation du pétrole utilisant des microbes pour récupérer l'eau de mer. La recherche a été effectuée à l'aide d'un certain nombre de moteurs de recherche spécifiques tels que : Orbit Intelligence<sup>®</sup>, Sci Finder<sup>®</sup> et Derwent World Patents Index<sup>®</sup>. Environ 500 documents de brevets ont été validés par rapport à l'objectif de recherche et soigneusement étudiés. Il a été noté que l'augmentation des dépôts de brevets coïncide avec les périodes suivant les marées noires largement rapportées, ce qui suggère une relation entre la divulgation dans les médias et la stimulation des activités

d'innovation. La Chine est en tête de la liste des pays ayant déposé des demandes de brevet avec 152 dépôts, suivie de la Russie avec 133 et des États-Unis avec 48. Ces trois pays ont des profils de dépôt temporel complètement différents, influencés par leurs scénarios historiques, politiques et économiques. Au total, 368 brevets décrivaient la dégradation des composés pétroliers exclusivement par des bactéries, 24 par des champignons et des levures, 1 par des archées, 1 par une souche de microalgues et 32 par des consortiums mixtes. Les principaux genres microbiens présents dans les brevets sont *Pseudomonas* (114 brevets), *Bacillus* (75) et *Rhodococcus* (60).

## 5.1 Bioremédiation (bactéries et microalgues) pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des composés organiques

Un large éventail de bactéries, telles que *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Nocardia* et *Rhodococcus*, ont un fort potentiel dans la biodégradation aérobie des composés aromatiques. Les espèces appartenant au groupe *Pseudomonas fluorescens*, par exemple, utilisent le chrysène et le benz[a]anthracène comme sources de carbone et d'énergie ; tandis que les bactéries appartenant au genre *Rhodococcus* sont capables de se développer à des températures comprises entre 4°C et 30°C et capables de dégrader des hydrocarbures tels que le pétrole brut, le diesel et l'essence (Peng et al., 2020).

Des rapports sur le traitement de l'eau de mer contaminée par des hydrocarbures après un déversement d'hydrocarbures dans le Golfe de Tarente (Italie ; Crisafi et al, 2016), en utilisant différentes approches de biorémédiation, ont montré que : la biostimulation in situ permettait la biodégradation des hydrocarbures jusqu'à 73% ; la bioaugmentation, par consortium sélectionné composé d'*Alcanivorax borkumensis*, *Alcanivorax dieselolei*, *Marinobacter hydrocarbonoclasticus*, *Cycloclasticus* sp. et *Thalassolituus oleivorans*, a permis une dégradation d'environ 79% ; tandis que l'ajout de nutriments et d'un agent de lavage a permis une dégradation de 69%. Des études menées dans le Porto Antico de Gênes (Italie ; Gallizia et al., 2005) pendant un traitement de biorémédiation des sédiments (1998) dans une zone caractérisée par des rejets continus ont enregistré une forte augmentation de la densité

bactérienne benthique totale (TBN) dans différentes parties de la zone traitée. L'augmentation du TBN était liée à l'appauvrissement en matière organique, de plus de 40 à moins de 20 mg g<sup>-1</sup>. Cette augmentation suggère une forte association entre les sédiments et les processus de la colonne d'eau. Les techniques de biorestauration testées dans cette zone étaient la bioaugmentation (inoculations de 5 microorganismes différents), la biostimulation (avec apport d'oxygène seul) et l'atténuation naturelle. L'utilisation combinée des techniques de bioaugmentation/biostimulation a également été testée. Après 60 jours, en suivant le protocole de bioaugmentation, il a été évalué que la communauté était capable de survivre et de se multiplier. Cependant, alors que la bio-augmentation seule semblait incapable d'effectuer une dégradation significative, son couplage avec des insufflations d'air a produit la meilleure réponse : les densités microbiennes ont augmenté, surtout dans l'eau (de 2,3 x 10<sup>7</sup> à 3,5 x 10<sup>8</sup> cellules mL<sup>-1</sup>) ; la taille moyenne des cellules et les activités enzymatiques ont augmenté et la matière organique sédimentaire a été significativement réduite.

Dell'Anno et al. (2012) ont étudié les changements dans l'abondance et la biodiversité microbiennes au cours d'expériences de biorémédiation menées sur des sédiments portuaires marins oxygénés et anoxiques contaminés par des hydrocarbures. Leurs résultats indiquent que la température exerce l'effet principal sur l'abondance, la diversité et la composition microbienne. À des températures plus élevées, la diversité et la régularité microbiennes augmentent de manière significative dans des conditions aérobies, alors qu'elles diminuent dans des conditions anaérobies. Dans des conditions aérobies et anaérobies, l'efficacité de la biodégradation des hydrocarbures est significativement et positivement corrélée avec la richesse et l'uniformité de la communauté microbienne. Les stratégies de biorestauration, qui peuvent favoriser des niveaux élevés de diversité microbienne plutôt que la sélection de taxons spécifiques, peuvent augmenter de manière significative l'efficacité de la dégradation des hydrocarbures dans les sédiments marins contaminés.

Bien que les microalgues et les protozoaires soient des membres importants de la communauté microbienne dans les écosystèmes aquatiques et terrestres, l'étendue de leur

participation à la biodégradation des hydrocarbures reste peu étudiée. Les microalgues marines et d'eau douce sont bien connues pour leur rôle dans l'accumulation des polluants. Plusieurs recherches ont confirmé le rôle important de *Scenedesmus platydiscus*, *Chlorella vulgaris*, *S. capricornutum* et *S. quadricauda*, pour la biodégradation des HAP (Hung et al., 2020); les cyanobactéries, les diatomées et les algues vertes, en tant qu'algues marines photoautotrophes procaryotes et eucaryotes, sont plutôt connues pour la dégradation du naphthalène qu'elles mettent en œuvre à travers une série de produits métaboliques. Certains microcosmes algaux-bactériens ont également été étudiés pour la biodégradation du phénanthrène par *Pseudomonas migulae* et *Sphingomonas yanoikuyae*.

## 5.2 La mycoremédiation pour assainir les sédiments et les eaux marines contaminés par des composés organiques

Des études ont montré que plusieurs micro-mycètes agissent comme décomposeurs de produits pétroliers et effectuent la dégradation grâce à des enzymes extracellulaires. Dans l'environnement marin, les mycètes et en particulier les cellules fongiques se sont adaptés à des conditions de salinité élevée, ce qui leur permet, même dans cet environnement, de survivre, de se reproduire et d'effectuer des processus métaboliques. Certains chercheurs suggèrent que, dans certaines circonstances spécifiques, les mycètes peuvent dégrader le pétrole et ses dérivés mieux que les bactéries, car ils sont équipés d'une série d'enzymes beaucoup plus complexes et complètes qui leur permettent de démolir des chaînes d'hydrocarbures beaucoup plus longues, rendant ainsi des substrats plus simples disponibles pour les bactéries. Récemment, des études ont montré qu'il existe probablement une succession de communautés fongiques/bactériennes qui entrent en jeu lors de la dégradation de polluants très complexes, dans lesquelles les micro-organismes, au lieu de se faire concurrence, coopèrent entre eux.

La plupart des mycètes halotolérants comprennent les genres *Aspergillus* et *Penicillium*, tandis que *Trichoderma*, *Mortierella* et *Fusarium* sont parmi les genres les plus connus capables de dégrader les produits pétroliers (Greco et al., 2019). Non seulement les micro-mycètes, mais

Prodotto n. T3.2.1

aussi les macro- mycètes dégradant le bois et/ou les agents de décomposition ou de pourriture des racines sont capables de réduire des composés tels que les polychlorobiphényles (PCB) et les HAP en substances beaucoup plus simples et inoffensives (par exemple *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm, *Trametes versicolor* (L.:Fr.) Pilát, *Phanerochaete chrysosporium* Burdsall) (Kumar et al., 2018). Enfin, certaines levures, dont *Candida* sp., *Pichia* sp. et *Yarrowia* sp. sont également connues pour dégrader les composés présents dans les contaminants pétroliers.

De nombreuses communautés fongiques capables de dégrader les marées noires ont été étudiées et de nombreuses souches potentiellement utilisables ont été isolées de la mer Méditerranée (67 souches) et de ses sédiments respectifs (17 souches). La croissance et la capacité de ces mycètes à dégrader le pétrole brut ont été testées et il a été possible de mettre en évidence la façon dont les mycètes eux-mêmes utilisent les polluants organiques comme source de carbone. Parmi eux, *Aspergillus terreus* Thom, *Trichoderma harzianum* Rifai et *Penicillium citreonigrum* Dierckx ont produit le plus haut pourcentage de déclinaison et *A. terreus* a rapporté le plus haut rendement en composés hydrocarbonés décroissants (Bovio et al., 2017).

*Aspergillus sydowii* (Bainier & Sartory) Thom & Church et *Aspergillus destruens* Zalar, F. Sklenar, S.W. Peterson & Hubka dans des conditions salines ont également utilisé le benzo- $\alpha$ -pyrène et le phénanthrène comme seule source de carbone et ont éliminé plus de 90% des deux HAP ; *A. sydowii* par biodégradation et *A. destruens* par bioabsorption (González-Abradelo et al., 2019). Ce dernier a éliminé 100% d'un mélange de quinze HAP dans des eaux polluées salines. Greco et al. (2019) ont démontré comment un consortium fongique, isolé à partir de boues résultant de rejets de navires au port et composé de *Fusarium solani*, *Pseudallescheria boydii*, *Talaromyces amestolkiae* et *Sordaria fimicola*, était capable de dégrader efficacement 80 % d'un mélange de HAP.

## 6. Biorémédiation à l'aide de biosurfactants

Les tensioactifs constituent une classe importante de produits chimiques largement utilisés dans l'industrie moderne. Ces molécules agissent à l'interface eau-huile, formant des micelles de formes et de tailles diverses. Les biosurfactants sont un choix naturel pour remplacer les tensioactifs synthétiques car ils présentent plusieurs avantages : (1) production fermentaire réalisable à partir de ressources renouvelables ; (2) efficacité en petites quantités, même dans des conditions extrêmes ; (3) potentiel sélectif et spécifique pour diverses applications ; (4) faible toxicité ; (5) biodégradabilité élevée ; et (6) stabilité aux changements de pH, de salinité et de température. Les biocomposés produits par des processus fermentaires sont apparus comme une alternative économique et durable à de nombreuses molécules synthétiques. Les biosurfactants sont donc devenus un substitut prometteur en raison de leur potentiel de synthèse par une grande variété de micro-organismes. Ils constituent un groupe très diversifié de structures, telles que les glycolipides, les lipopeptides, les complexes polysaccharides-protéines, les phospholipides, les acides gras et les lipides neutres. Malgré leurs avantages, les biosurfactants ne sont pas largement utilisés en raison de leurs coûts de production élevés. Ainsi, des substrats peu coûteux, des conditions de culture optimisées et le développement de lignées mutantes sont essentiels pour faire de ces biomolécules un produit économiquement compétitif afin de proposer un remplacement généralisé des tensioactifs synthétiques. Les tensioactifs d'origine microbienne ont presque totalement une origine lipidique et sont généralement classés en lipides naturels, acides gras, lipopolysaccharides, glycolipides, phospholipides et lipopeptides. Les biosurfactants sont caractérisés comme des composés amphipathiques (ayant un groupe hydrophile et un groupe hydrophobe) et leur capacité à absorber les hydrocarbures au sein des cellules est une condition qui dépend précisément de leurs domaines d'affinité et de non-affinité pour l'eau. Ce sont des molécules particulièrement intéressantes car elles sont des adjuvants dans les activités de nettoyage et de récupération du pétrole, ainsi que dans l'émulsification et la séparation des émulsions de pétrole.

## 6.1 Les biosurfactants dans les processus de biorémédiation des sédiments et des eaux marines contaminés par des composés organiques et/ou des métaux

Parmi les différents micro-organismes capables de produire des biosurfactants, les bactéries appartenant au genre *Pseudomonas* représentent le groupe le plus prometteur. Les espèces les plus étudiées sont *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas fluorescens*, *Arthrobacter* sp., *Azotobacter chroococcum*, *Azotobacter vinelandii*, *Bacillus licheniformis* et *Bacillus subtilis* (Elliot et al., 2010 ; Shekhar et al., 2015). Différents types de biosurfactants peuvent également être produits par des mycètes tels que le sophorolipide produit par *Torulopsis bombicola* J.F.T. Spencer, Gorin & A.P. Tulloch, *Starmerella apicola* (Hajsig) C.A. Rosa & Lachance, *Yarrowia lipolytica* (Wick., Kurtzman & Herman), *Candida tropicalis* (Castell.) Berkhout, *Moesziomyces antarcticus* (Goto, Sugiy. & Iizuka) Q.M. Wang, Begerow, F.Y. Bai & Boekhout et *Candida glabrata* (H.W. Anderson) S.A. Meyer & Yarrow (Mulligan et al., 2001). Les molécules biosurfactantes les plus connues et chimiquement caractérisées sont : les rhamnolipides, par exemple chez *Pseudomonas aeruginosa*, les cellobiolipides synthétisés par *Ustilago maydis*, les lipides de tréhalose synthétisés par *Rhodococcus* sp., *Nocardia* sp., *Arthrobacter* sp. et *Mycobacterium* sp., les sophorolipides synthétisés par *Candida* sp. et les lipides de mannosylerythriol synthétisés par *Pseudozyma antarctica*. De nombreuses bactéries peuvent produire des lipo-peptides, formés par une molécule d'acide gras liée à une chaîne polypeptidique. Les composés appartenant à ce groupe sont : la surfactine et la subtilisine synthétisées par *Bacillus subtilis*, la lichénisine synthétisée par *Bacillus licheniformis* et *Bacillus subtilis*, l'ornithine synthétisée par *Myroides* sp., *Pseudomonas* sp., *Thiobacillus* sp., *Agrobacterium* sp. et *Gluconobacter* sp, viscosine synthétisée par *Pseudomonas fluorescens*, serrawectine synthétisée par *Serratia marcescens*, phengicine synthétisée par *Bacillus* sp., arthrofactine synthétisée par *Arthrobacter* sp. et polymyxines synthétisées par *Bacillus polymyxa* et *Brevibacterium polymyxa* (Shekhar et al., 2015).

La littérature suggère que les biosurfactants produits par les bactéries marines sont suffisamment capables de dégrader les taches d'huile flottant à la surface de l'eau pour favoriser la dispersion de l'huile dans l'eau en formant une émulsion stable, ce qui augmente

le taux de biodégradation. Ainsi, les biosurfactants présentent un potentiel dans leurs applications pour le nettoyage des marées noires sur les côtes et en mer. De nombreuses recherches ont démontré la faisabilité et l'efficacité de la fertilisation de l'eau par l'azote et le phosphore pour lutter contre les déversements d'hydrocarbures dans les milieux marins. La dilution rapide des nutriments hydrosolubles peut être surmontée par des formulations oléophiles qui maintiennent des concentrations optimales de nutriments à l'interface huile-eau où se produit la biodégradation. En outre, certains travaux ont montré que les processus de biodégradation sont renforcés par l'ajout d'engrais lipophiles d'origine naturelle (acide urique et lécithine). Nikolopoulou et Kalogerakis (2008) ont examiné l'efficacité de ces nutriments en combinaison avec des biosurfactants (rhamnolipides) et des mélasses (une source de carbone et de vitamines) pour améliorer la biodégradation par les micro-organismes naturels. L'utilisation de biosurfactants a permis d'améliorer l'élimination des hydrocarbures pétroliers (96 % d'élimination des n-alcanes C19-C34 sur une période de 18 jours) et de réduire la phase de latence (près de 80 % d'élimination dans la première semaine d'application des biosurfactants).

Durval et al. (2019), dans le but de produire un matériau biosurfactant pour une utilisation dans la remédiation des environnements marins, ont réalisé un criblage pour sélectionner des bactéries productrices de biosurfactants avec des souches isolées d'eau de mer contaminée par des dérivés pétroliers. Le séquençage des gènes a révélé que les quatre isolats prometteurs producteurs de biosurfactants appartenaient au même genre et à la même espèce : *Bacillus cereus*. Le biosurfactant a amélioré la dégradation de l'huile de moteur jusqu'à 96% en 27 jours et a montré une capacité significative de déplacement de l'huile de moteur, ce qui démontre son potentiel dans l'application des processus de remédiation dans les environnements marins. Araùjo et al. (2019) ont mené une étude sur le biosurfactant obtenu à partir de *Serratia marcescens* UCP 1549 afin de vérifier son applicabilité dans la biorémédiation des environnements marins contaminés.

Das et al. (2009) ont étudié le rôle des biosurfactants dans l'élimination des métaux toxiques (Cd et Pb) des eaux marines, montrant que la concentration du métal et la concentration des

biosurfactants à utiliser dans l'élimination sont directement liées. Plusieurs processus à médiation bactérienne peuvent réduire la mobilité des métaux lourds dans les sédiments, notamment les interactions des métaux avec les composants de la membrane bactérienne (par exemple, les pigments, les polymères, les complexes avec les composés organiques libérés par les cellules) et la production de sulfure par les bactéries qui réduisent les sulfates, ce qui entraîne la formation de complexes insolubles de sulfure métallique. Bien que ces processus aient le potentiel de réduire la mobilité des métaux, ils ne sont pas efficaces pour réduire les concentrations de métaux, ce qui est un objectif dans le cas des sédiments dragués pour leur réutilisation ultérieure. Dans ce cas, des approches biotechnologiques basées sur l'utilisation de bactéries dans les processus de biolixiviation (c'est-à-dire des bactéries oxydantes acidophiles Fe/S) ont été proposées. Dans ce contexte, l'utilisation de micro-organismes produisant des bio-surfactants pourrait être une option pour l'élimination des métaux des sédiments contaminés, offrant également des avantages pour l'élimination des contaminants organiques s'ils sont présents. Le mécanisme de désorption des métaux lourds par les biosurfactants se produit par des processus de complexation des métaux libres, selon les principes de Chetellier (selon lesquels un système en équilibre soumis à un changement se réajuste pour contrecarrer l'effet du changement appliqué et établir un nouvel équilibre), et par la liaison des métaux, liés à la matrice solide, et du biosurfactant, qui s'accumule donc à l'interface de la solution solide. Les biosurfactants les plus utilisés dans la biorémediation des métaux comprennent des molécules chargées électriquement, c'est-à-dire des biosurfactants cationiques et anioniques qui lient les métaux de charge opposée et les éliminent par désorption. Les biosurfactants anioniques bien caractérisés sont les rhamnolipides, qui peuvent former des structures micellaires et lamellaires ou des agrégats lipidiques, présentant des charges négatives à faible pH, bien que l'activité de surface la plus élevée des rhamnolipides soit proche du pH neutre.

## 7. Technologies intégrées

Les méthodes d'assainissement physico-chimiques, également connues sous le nom de techniques traditionnelles, sont généralement très efficaces en matière d'assainissement, mais elles ont souvent un coût élevé et endommagent davantage les écosystèmes déjà compromis. Les méthodes biologiques sont considérées comme des stratégies prometteuses; elles sont respectueuses de l'environnement mais nécessitent des temps d'assainissement plus longs et sont instables dans leur efficacité. Les deux méthodes présentent donc des avantages et des inconvénients.

En raison de la nature hétérogène et de la complexité de la composition des polluants que l'on peut trouver à la fois dans les eaux et les sédiments marins, une seule méthode physico-chimique ou biologique ne permet généralement pas d'obtenir un effet d'assainissement idéal. La combinaison des méthodes permet de maximiser leurs avantages, améliorant ainsi l'efficacité de l'opération d'assainissement. Par exemple, la méthode combinée d'application de méthodes physico-chimiques et de micro-organismes est principalement utilisée dans la biolixiviation et la biostabilisation. Liu (2016) a étudié l'effet du dodécylsulfate de sodium (SDS) sur la biolixiviation de Cd, Cu et Zn à partir de sédiments en utilisant des bactéries oxydantes S (*Acidithiobacillus ferrooxidans* et *Acidithiobacillus thiooxidans*). Les résultats ont montré que le SDS pouvait augmenter l'hydrophilie de la surface de la poudre de S, la solubilité du soufre élémentaire, l'interaction entre le S et les bactéries oxydantes du S et la vitesse d'oxydation du S. Lorsque la dose de SDS est comprise entre 0 et 0,5 g L<sup>-1</sup>, le taux d'élimination du Cd, du Cu et du Zn augmente à 87,74, 84,48 et 83,08%, respectivement. Zeng et al. (2015) ont étudié l'effet d'une réaction similaire pour favoriser la biolixiviation de la souche SY1 d'*Aspergillus niger* afin de restaurer les sédiments de dragage. Siracusa et al. (2016) ont appliqué des traitements physico-chimiques pour éliminer la salinité et la contamination métallique des sédiments de dragage en combinaison avec des approches biosourcées (mycoremédiation). Ils ont isolé de nouvelles souches fongiques à partir de sédiments de dragage contaminés et, après les avoir fait croître de manière exponentielle, les ont réinoculées dans la matrice pendant le traitement visant à éliminer la contamination par

Prodotto n. T3.2.1

les hydrocarbures pétroliers totaux (HPT). Ils ont montré comment la combinaison de l'approche physico-chimique et biologique a permis d'éliminer la contamination organique (TPH) et l'excès de sels de sodium qui constituent un point critique pour le redéploiement éventuel des sédiments dragués. Dans le même temps, les sédiments ont été détoxifiés et ont acquis les caractéristiques biochimiques des sols productifs humifiés, éventuellement adaptés à leur réaffectation sûre dans l'environnement.

## 8. Bibliografia

- Beolchini, F.; Dell'Anno, A.; De Propris, L.; Ubaldini, S.; Cerrone, F.; Danovaro, R. Auto-and heterotrophic acidophilic bacteria enhance the bioremediation efficiency of sediments contaminated by heavy metals. *Chemosphere* 2009, 74, 1321-1326. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.11.057>
- Kim, I.H.; Choi, J.H.; Joo, J.O.; Kim, Y.K.; Choi, J.W.; Oh, B.K. Development of a microbe-zeolite carrier for the effective elimination of heavy metals from seawater. *J Microbiol Biotechnol* 2015, 25, 1542-1546. <http://dx.doi.org/10.4014/jmb.1504.0406>
- Matsunaga, T.; Takeyama, H.; Nakao, T.; Yamazawa, A. Screening of marine microalgae for bioremediation of cadmium-polluted seawater. *J Biotechnol* 1999, 70, 33-38. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(99\)00055-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(99)00055-3)
- Gadd, G.M. Geomycology: biogeochemical transformations of rocks, minerals, metals and radionuclides by fungi, bioweathering and bioremediation. *Mycol Res* 2007, 111, 3-49. <https://doi.org/10.1016/j.mycres.2006.12.001>
- Cecchi, G.; Cutroneo, L.; Di Piazza, S.; Vagge, G.; Capello, M.; Zotti, M. From waste to resource: mycoremediation of contaminated marine sediments in the SEDITERRA Project. *J Soil Sediment* 2020, 20, 2653-2663. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02527-9>
- El-Kassas, H.Y.; El-Taher, E.M. Optimization of batch process parameters by response surface methodology for mycoremediation of chrome-VI by a chromium resistant strain of marine *Trichoderma viride*. *Am-Eurasian J Agric Environ Sci* 2009, 5, 676-681.
- Imandi, S.B.; Chinthala, R.; Saka, S.; Vechalapu, R.R.; Nalla, K.K. Optimization of chromium biosorption in aqueous solution by marine yeast biomass of *Yarrowia lipolytica* using Doehlert experimental design. *A J Biotechnol* 2014, 13, 1413-1422. <https://doi.org/10.5897/AJB12.2840>
- Rao, A.; Bankar, A.; Kumar, A.R.; Gosavi, S.; Zinjarde, S. Removal of hexavalent chromium ions by *Yarrowia lipolytica* cells modified with phyto-inspired Fe<sub>0</sub>/Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanoparticles. *J Cont Hydrol* 2013, 146, 63-73. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.12.008>

- Vala, A.K. Tolerance and removal of arsenic by a facultative marine fungus *Aspergillus candidus*. *Biores Technol* 2010, 101, 2565-2567.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.084>
- Vala, A.K.; Sachaniya, B.; Dave, B.P. Marine-Derived Fungi: Promising Candidates for Enhanced Bioremediation. In: Prasad R., Aranda E. (eds) *Approaches in Bioremediation. Nanotechnology in the Life Sciences*. Springer, Cham 2018. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-02369-0\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-030-02369-0_12)
- Villela, H.D.; Peixoto, R.S.; Soriano, A.U.; Carmo, F.L. Microbial bioremediation of oil contaminated seawater: A survey of patent deposits and the characterization of the top genera applied. *Sci Total Environ* 2019, 666, 743-758.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.153>
- Hung, C.M.; Huang, C.P.; Hsieh, S.L.; Tsai, M.L.; Chen, C.W.; Dong, C.D. Biochar derived from red algae for efficient remediation of 4-nonylphenol from marine sediments. *Chemosphere* 2020, 126916. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126916>
- Crisafi, F.; Genovese, M.; Smedile, F.; Russo, D.; Catalfamo, M.; Yakimov, M.; Giuliano, L.; Denaro, R. Bioremediation technologies for polluted seawater sampled after an oil-spill in Taranto Gulf (Italy): A comparison of biostimulation, bioaugmentation and use of a washing agent in microcosm studies. *Mar Pollut Bull* 2016, 106, 119-126.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.017>
- Gallizia, I.; Vezzulli, L.; Fabiano, M. Evaluation of different bioremediation protocols to enhance decomposition of organic polymers in harbour sediments. *Biodegradation* 2005, 16, 569-579.
- Peng, T.; Kan, J.; Hu, J.; Hu, Z. Genes and novel sRNAs involved in PAHs degradation in marine bacteria *Rhodococcus* sp. P14 revealed by the genome and transcriptome analysis. *3 Biotech* 2020, 10, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s13205-020-2133-6>
- Dell'Anno, A.; Beolchini, F.; Rocchetti, L.; Luna, G.M.; Danovaro, R. High bacterial biodiversity increases degradation performance of hydrocarbons during bioremediation of

contaminated harbor marine sediments. *Environ Pollut* 2012, 167, 85-92.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.043>

Greco, G.; Di Piazza, S.; Cecchi, G.; Cutroneo, L.; Capello, M.; Zotti, M. Mycoremediation of Oily Slime Containing a Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Mixture. *Waste Biomass Valor* 2019, 10, 3821-3831. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00802-x>

Kumar, V.; Kumar, M.; Prasad, R. (Eds.). *Microbial Action on Hydrocarbons*, Springer Nature Singapore Pte Ltd., 2018. <https://doi.org/10.1007/978-981-13-1840-5>

Bovio, E.; Gnani, G.; Prigione, V.; Spina, F.; Denaro, R.; Yakimov, M.; Calogero, R.; Crisafi, F.; Varese, G. C. The culturable mycobiota of a Mediterranean marine site after an oil spill: isolation, identification and potential application in bioremediation. *Sci Tot Environ* 2017, 576, 310-318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.064>

González-Abradelo, D.; Pérez-Llano, Y.; Peidro-Guzmán, H.; del Rayo Sánchez-Carbente, M.; Folch-Mallol, J.L.; Aranda, E.; Vaidyanathan, V.K.; Cabana, H.; Gunde-Cimerman, N.; Batista-García, R.A. First demonstration that ascomycetous halophilic fungi (*Aspergillus sydowii* and *Aspergillus destruens*) are useful in xenobiotic mycoremediation under high salinity conditions. *Biores Technol* 2019, 279, 287-296.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.002>

Araújo, H.W.; Andrade, R.F.; Montero-Rodríguez, D.; Rubio-Ribeaux, D.; da Silva, C.A.A.; Campos-Takaki, G.M. Sustainable biosurfactant produced by *Serratia marcescens* UCP 1549 and its suitability for agricultural and marine bioremediation applications. *Microb Cell Fact* 2019, 18, 1-13. <https://doi.org/10.1186/s12934-018-1046-0>

Das, P.; Mukherjee, S.; Sen, R. Biosurfactant of marine origin exhibiting heavy metal remediation properties. *Biores Technol* 2009, 100, 4887-4890.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.028>

Durval, I.J.B.; Resende, A.H.M.; Figueiredo, M.A.; Luna, J.M.; Rufino, R.D.; Sarubbo, L.A. Studies on biosurfactants produced using *Bacillus cereus* isolated from seawater with biotechnological potential for marine oil-spill bioremediation. *J Surfact Deter* 2019, 22, 349-363. <https://doi.org/10.1002/jsde.12218>

- Elliot, R.; Singhal, N.; Swift, S. Surfactants and bacterial bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soil—unlocking the targets. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2010, 41, 78-124. <https://doi.org/10.1080/00102200802641798>
- Mulligan, C.N.; Yong, R.N.; Gibbs, B.F. An evaluation of technologies for the heavy metal remediation of dredged sediments. *J Hazard Mater* 2001, 85, 145-163. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(01\)00226-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(01)00226-6)
- Shekhar, S.; Sundaramanickam, A.; Balasubramanian, T. Biosurfactant producing microbes and their potential applications: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 2015, 45, 1522-1554. <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.955631>
- Siracusa, G.; Becarelli, S.; Chicca, I.; Condino, F.; de Lima Silva, M.R.; Ruffini Castiglione, M.; Petroni, G.; Munz, G.; Lorenzi, R.; Di Gregorio, S. Recovering of dredged sediments contaminated by total petroleum hydrocarbon to productive soils: the mycoremediation approach in the Bioresnova project. In *X International Symposium On Sanitary And Environmental Engineering*, 2016, (pp. 1-7). SIDISA.
- Zeng, X.; Tardowska, I.; Wei, S.; Sun, L.; Wang, J.; Zhu, J.; Cai, J. Removal of trace metals and improvement of dredged sediment dewaterability by bioleaching combined with Fenton-like reaction. *J Hazard Mater* 2015, 288, 51-59. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.017>
- Liu, W. 2016. Effect of sodium dodecyl sulphate on bioleaching of Cd, Cu and Zn from Xiangjiang sediment by *Acidithiobacillus ferrooxidans* and *Acidithiobacillus thiooxidans*. MSc thesis, Hunan University, Changsha, China (in Chinese).
- ISPRA-MATTM Quaderno n.1-Quaderni delle Emergenze ambientali in mare-Allegato al Quaderno Ricerca Marina ISPRA n.6/2014
- CAPITANERIA DI PORTO-guardia costiera genova piano operativo di pronto intervento locale per fronteggiare gli inquinamenti marini da idrocarburi e altre sostanze nocive-edizione 2013
- CEntre de Documentation, de Recherche et d'Experimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE), 2012. Manufactured Spill Response Booms. [www.cedre.fr](http://www.cedre.fr)

- Centre de Documentation, de Recherche et d'Experimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE), 2009. Use of Sorbents for Spill Response. [www.cedre.fr](http://www.cedre.fr)
- Centre de Documentation, de Recherche et d'Experimentations sur les pollutions accidentelles des eaux (CEDRE), 2007. Response to Small-Scale Pollution in Ports and Harbours. [www.cedre.fr](http://www.cedre.fr)
- International Tanker Owners Pollution Federation Ltd (ITOPF), 2011. Use of Booms in Oil Pollution Response – Technical Information Paper Number 3. [www.itopf.com](http://www.itopf.com)
- International Tanker Owners Pollution Federation Ltd (ITOPF), 2011. Use of Chemical Dispersants to treat Oil Spills – Technical Information Paper Number 4. [www.itopf.com](http://www.itopf.com)
- International Tanker Owners Pollution Federation Ltd (ITOPF), 2012. Use of Skimmers in Oil Pollution Response – Technical Information Paper Number 5. [www.itopf.com](http://www.itopf.com)
- International Tanker Owners Pollution Federation Ltd (ITOPF), 2012. Use of Sorbent Materials in Oil Spill Response – Technical Information Paper Number 8. [www.itopf.com](http://www.itopf.com)