



GROUPE D'ETUDES ET D'OBSERVATION
SUR LES DRAGAGES ET L'ENVIRONNEMENT



Evaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion en milieu estuarien et marin

**Guide méthodologique
Volet B – Outils et Méthodes
d'évaluation des risques sanitaires**

Août 2014



Membres du comité de pilotage

La rédaction de ce guide a été pilotée par des représentants de la Direction des Services de Transports (DGITM/DST), de la Direction de l'Eau et de la Biodiversité (DGALN/DEB), du CEREMA, d'IFREMER, de l'INERIS, des Grands Ports Maritimes, de la Direction Générale de la Santé, de la DDASS 17, de la DDTM 50 et de la DDTM 13, et de l'Université de Rouen.

Remerciements au Comité National des Pêches Maritimes et des Elevages Marins pour sa relecture de ce document.

Guide rédigé par



DTecEMF@cerema.fr

Guide mis en forme par



Table des matières

Préambule.....	13
Introduction	15
Volet B - Outils et méthodes d'évaluation des risques sanitaires	16
Chapitre 1 Synthèse des techniques et impacts des opérations de dragage et d'immersion	17
1.1 Objectif des travaux de dragage	17
1.2 Techniques de dragage.....	17
1.3 Techniques de transport.....	20
1.4 Techniques d'immersion	20
1.5 Impacts environnementaux potentiels.....	21
1.5.1 Dispersion des sédiments	21
1.5.2 Modification de la qualité chimique de la colonne d'eau.....	27
1.5.3 Modification de la qualité microbiologique de la colonne d'eau	27
1.5.4 Contamination chimique et biologique des produits de la mer	29
1.5.5 Analyses réalisées afin d'appréhender les risques potentiels pour l'environnement	30
1.5.5.1 Substances chimiques	30
1.5.5.2 Microbiologie.....	32
Chapitre 2 Méthodologie d'évaluation des risques sanitaires	34
2.1 Pré-évaluation des risques : une ERS est-elle nécessaire ?.....	34
2.2 Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination chimique des sédiments	36
2.2.1 Démarche générale.....	36
2.2.2 Caractérisation de l'état initial	36
2.2.3 Etape 0 : Caractérisation des sources	37
2.2.3.1 Inventaire des substances chimiques	37
2.2.3.2 Sélection des substances d'intérêt sanitaire	37
2.2.3.3 Détermination des concentrations des substances d'intérêt sanitaire	38
2.2.3.4 Evaluation de la sensibilité du projet par comparaison aux concentrations repères	39
2.2.4 Etape 1 : Identification des dangers	42
2.2.5 Etape 2 : Evaluation des relations dose-réponse – Sélection des VTR ..	48
2.2.5.1 Définition et typologie des VTR.....	48
2.2.5.2 Modalités de choix des VTR	49
2.2.6 Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations.....	53
2.2.6.1 Etape 3.1 : Réalisation d'un schéma conceptuel d'exposition	53



2.2.6.2	Etape 3.2 : Evaluation des doses d'exposition.....	56
2.2.7	Etape 4 : Caractérisation des risques	66
2.2.7.1	Estimation du risque pour les effets à seuil - Quotient de danger.....	66
2.2.7.2	Estimation du risque pour les effets sans seuil - Excès de Risque Individuel	66
2.2.7.3	Conclusion sur le risque général et évaluation de l'opportunité de mener une étude de deuxième niveau	67
2.2.8	Etape 5 : Evaluation des incertitudes	68
2.2.8.1	Incertitudes liées à la caractérisation des sources.....	68
2.2.8.2	Incertitudes liées à l'évaluation de la toxicité	69
2.2.8.3	Incertitudes liées à l'évaluation de l'exposition.....	69
2.2.9	Etape 6 : Propositions de mesures de gestion du risque.....	71
2.2.9.1	Suivi de la contamination des mollusques	71
2.2.9.2	Suivi de la contamination des poissons	72
2.2.9.3	Suivi de la contamination des crustacés	73
2.3	Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des sédiments	74
2.3.1	Caractérisation de l'état initial	75
2.3.2	Etape 0 : Caractérisation des sources	76
2.3.3	Etape 1 : Identification des dangers	76
2.3.3.1	Microorganismes pathogènes.....	76
2.3.4	Etape 2 : Evaluation des relations dose/réponse.....	80
2.3.5	Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations	80
2.3.6	Etape 4 : Caractérisation des risques	82
2.3.7	Etape 5 : Evaluation des incertitudes	83
2.3.8	Etape 6 : Proposition de mesures de gestion	83
2.3.8.1	Mesures réductrices.....	83
2.3.8.2	Mesures de surveillance	84
2.4	Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination phytoplanktonique des sédiments	86
2.4.1	Caractérisation de l'état initial	87
2.4.2	Etape 0 : Caractérisation des sources	87
2.4.3	Etape 1 : Identification des dangers	87
2.4.3.1	Espèces phytoplanktoniques toxiques.....	87
2.4.3.2	Evaluation de la sensibilité du site	92
2.4.4	Etape 2 : Evaluation des relations dose/réponse.....	93
2.4.5	Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations	93
2.4.6	Etape 4 : Caractérisation des risques	95

Liste des figures

Figure 1 : Cycle de production des différents types de dragage.....	26
Figure 2 : Illustration de la bioamplification (Source Ifremer).....	29
Figure 3 : Logigramme général pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux différents types de contamination des sédiments de dragage.	35
Figure 4 : Démarche d'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination chimique de sédiments de dragage.....	36
Figure 5 : Technique de caging adoptée dans le cadre du RINBIO (source : Ifremer).	71
Figure 6 : Démarche d'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination phytoplanctonique des sédiments de dragage.....	86

Liste des tableaux

Tableau 1 - Description des principales techniques de dragage mécanique	18
Tableau 2 - Description des principales techniques de dragage hydraulique	19
Tableau 3 - Description des principales techniques de transport [7, 13, 9, 5, 10, 11, 14, 12].....	20
Tableau 4 - Synthèse des sources de remise en suspension des sédiments en fonction des outils d'extraction.....	21
Tableau 5 - Description des modes de dispersion des sédiments	23
Tableau 6 : Description des micro-organismes et impacts sanitaires potentiels	28
Tableau 7 - Niveaux définis par GEODE et faisant l'objet d'une réglementation (arrêté du 9 août 2006 modifié)	31
Tableau 8 - Principe de classement des eaux de baignade (eaux côtières et eaux de transition).....	33
Tableau 9 - Principe de classement des zones conchylicoles	33
Tableau 10 - Critères décisionnels relatifs aux substances d'intérêt sanitaire potentiellement contenues dans les sédiments marins.	40
Tableau 11 - Facteur de toxicité équivalente des HAP génotoxiques (d'après Ineris, 2006).....	41
Tableau 12 - Synthèse des effets liés à des expositions subchroniques à chroniques aux substances d'intérêt sanitaire identifiées dans les sédiments de dragage (données Ineris)	43
Tableau 13 - Les différents types de VTR pour les expositions subchroniques à chroniques par ingestion.....	48
Tableau 14 - VTR correspondant à des expositions chroniques par voie orale pour les substances d'intérêt sanitaire des listes 1 à 4 (sources : Ineris, ITER).	50
Tableau 15 - Coefficients de partage des substances d'intérêt sanitaire	58
Tableau 16 - Exemple de tableau d'analyse de sensibilité (d'après Collin A., 2009)	70
Tableau 17 - Microorganismes d'intérêt sanitaire en milieu marin (d'après Docteur A. Mauffret, 2012 - voir annexe 3)	77
Tableau 18 - Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade (intérieures, côtières, et de transition) selon la directive européenne 76/160/CE, en vigueur depuis 1975.....	84
Tableau 19 - Réglementation sanitaire microbiologique des eaux côtières et eaux de transition selon la directive européenne 2006/7/CE, en vigueur au plus tard fin 2014.	85
Tableau 20 - Réglementation sanitaire des zones de production conchylicole et usages associés selon la réglementation européenne 854/2004/CE.	85
Tableau 21 - Espèces phytoplanctoniques d'intérêt sanitaire dans le cadre de l'ERS liés aux opérations de dragage et d'immersion de sédiments marins	90

Acronymes et abréviations

AESN	Agence de l'Eau Seine-Normandie
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation)
ANSES	Agence Nationale de Sécurité Sanitaire (anciennement
ASP	Amnesic Shellfish Poison
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
BCF	Facteur de bioconcentration
BMF	Facteur de Biomagnification
CEREMA	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CETMEF	Centre d'Études Techniques Maritimes Et Fluviales (devenu CEREMA depuis janvier 2014)
CIRC	Centre International de Recherche sur le Cancer
CMR	Cancérogène Mutagène Reprotoxique
COT	Carbone Organique Total
CRoral	Carcinogenic risk
CSHPF	Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DJA	Dose Journalière Admissible
DJE	Dose Journalière d'Exposition
DJT	Dose Journalière Tolérable
DHA	Dose Hebdomadaire Admissible
DMENO	Dose Minimale pour un Effet Nocif Observé
DMI	Dose Minimale Infectieuse
DMJ	Dose Moyenne Journalière
DSENO	Dose Sans Effet Nocif Observé
DSP	Diarrhetic Shellfish Poison
ENSP	École Nationale de Santé Publique (désormais EHESP)
ER	Excès de Risque
ERS	Evaluation des Risques Sanitaires
ERI	Excès de Risque Individuel
ERU	Excès de Risque Unitaire
GEODE	Groupement d'Étude et d'Observation sur les Dragages et l'Environnement



GTFC	Germes Témoins de Contamination Fécale
HAP	Hydrocarbures Poly-Aromatiques
HCB	Hexachlorobenzène
INERIS	Institut National de l'Environnement industriel et des Risques
INRA	Institut National de Recherche Agronomique
INSEE	Institut National de la Statistique et des Études Économiques
INVS	Institut National de Veille Sanitaire
MES	Matières en Suspension
MRL	Minimal Risk Level
NQE	Norme de Qualité Environnemental (relatif à la DCE)
NRC	National Research Council
OEHHA	Office of Environmental Health Hazards Assessment
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ORS	Observatoire Régional de Santé
OSPAR	Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (Ospar pour « Oslo-Paris »)
PBT	Persistant Bioaccumulable Toxique
PCB	Polychlorobiphényles. DL : Dioxin-like. NoDL : No Dioxine Like.
PCR	Polymerase Chain Reaction
PNEC	Predictive No Effect Concentration
POP	Polluant Organique Persistant (relatif à la convention de Stockholm)
PSP	Paralytic Shellfish Poisoning
QD	Quotient de Danger
REMI	Réseau de surveillance Microbiologique
REPHY	Réseau de surveillance du Phytoplancton et des Phycotoxines
REPOM	Réseau de surveillance de la qualité des eaux et des sédiments des ports maritimes
RfD	Reference Dose
RINBIO	Réseau Intégrateurs Biologiques
RIVM	National Institute for Public Health and the Environment (Pays Bas)
ROCCH	Réseau d'Observation de la Contamination chimique (anciennement RNO)
SDP	Substance Dangereuse Prioritaire (relatif à la DCE)

SP	Substance Prioritaire (relatif à la DCE)
STEP	Station d'Épuration
TBT	Tributylétain
TDI	Tolerable Daily Intake
TEF	Facteur d'Equivalence Toxique
TGD	Technical Guidance Document
UFC	Unité Formant des Colonies
US-EPA	United States Environmental Protection Agency
VHA	Virus de l'Hépatite A
VHE	Virus de l'Hépatite E
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

Glossaire

Biodisponibilité	La biodisponibilité est l'aptitude d'une substance chimique à atteindre sa cible organique. Ce concept très général intègre tous les phénomènes mis en jeu depuis la pénétration de l'agent dangereux dans un organisme vivant jusqu'à son métabolisme, son élimination ou son stockage.
Bioaccumulation	La bioaccumulation désigne la capacité de certains organismes à absorber et concentrer dans tout ou une partie de leur organisme certaines substances chimiques.
Bioamplification	La bioamplification, ou biomagnification (anglicisme), est l'augmentation de concentration d'un polluant au sein d'organismes du bas vers le haut de la chaîne trophique (ou alimentaire). Ce phénomène survient pour les produits qui ne sont dégradés ni dans l'environnement ni (ou très peu) dans le corps des organismes dans lesquels il se trouve.
Bioconcentration	La bioconcentration désigne le phénomène qui, pour une substance donnée, va engendrer des concentrations dans les êtres vivants supérieures aux concentrations présentes dans le milieu.
Danger	Événement de santé indésirable tel qu'une maladie, un traumatisme, un handicap, un décès. Par extension, le danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique, lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique.
Effets stochastiques (ou sans seuils)	Les effets toxiques sans seuil de dose, qui désignent des effets de xénobiotiques toxiques pouvant agir quelle que soit la dose, sont des effets pouvant être provoqués quand par exemple une seule molécule suffit à provoquer un effet adverse dans une cellule, potentiellement néfaste pour l'organisme, par exemple : une mutation de l'ADN. Cette catégorie regroupe les produits CMR : cancérogènes, mutagènes (ou génotoxiques), reprotoxiques.
Chaîne alimentaire	La chaîne alimentaire caractérise une suite de relations alimentaires existant entre les êtres vivants : chaque être vivant mange celui qui le précède.
Effets déterministes (ou à effet de seuil)	Qualifie les effets toxiques dont la gravité est proportionnelle à la dose. Par convention, les effets déterministes ne surviennent que si un seuil de dose est atteint et dépasse les capacités de détoxication, de réparation ou de compensation de l'organisme.
Dose minimale pour un effet nocif observé (DMENO)	Dose ou la concentration la plus faible ayant provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.
Dose	Quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Pour l'exposition humaine ou animale aux substances chimiques, elle s'exprime généralement en milligramme par kilo de poids corporel et par jour. A défaut de précision, la dose est externe ou administrée.



Dose journalière admissible (DJA)	La dose journalière admissible est la valeur toxicologique de référence utilisée pour les effets toxiques à seuil quand l'exposition a lieu par voie orale ou cutanée. Elle s'exprime généralement en mg/kg.j (milligramme de substance chimique par kilo de poids corporel et par jour). La DJA définit la quantité maximale théorique d'agent toxique qui peut être administrée à un individu, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé.
Dose moyenne journalière (DMJ)	la DMJ est l'estimation de la dose quotidienne reçue par voie orale ou cutanée, en tenant compte de la fréquence et de la durée d'une exposition subchronique ou chronique. Elle s'exprime dans la même unité que la DJA*.
Dose sans effet nocif observé (DSENO)	Dose ou la concentration la plus élevée n'ayant pas provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique
Effets aigus	Troubles liés à une exposition courte mais à forte dose. Généralement, ils sont immédiats ou surviennent à court terme (quelques heures à quelques jours).
Effets chroniques	Troubles en rapport avec une exposition faible et prolongée. Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire des décennies.
Excès de risque (ER)	Risque supplémentaire dû à une exposition spécifique par rapport au risque dans une population de référence (en général non exposée).
Excès de risque individuel (ERI)	Probabilité de survenue d'un danger, au cours de la vie entière d'un individu, liée à une exposition à un agent cancérigène (sans unité).
Excès de risque unitaire (ERU)	Estimation de l'ERI pour une exposition vie entière égale à 1 unité de dose d'agent dangereux. Cet indice est la valeur toxicologique de référence (VTR) pour les effets toxiques sans seuil. Il représente en général la pente de la borne supérieure de l'intervalle de confiance de la courbe dose-réponse et s'exprime, pour une exposition orale ou cutanée, en (mg/kg.j) ⁻¹ .
Exposition	Désigne, dans le domaine sanitaire, le contact entre une situation ou un agent dangereux et un organisme vivant. On distingue plusieurs vecteurs d'exposition ou voies d'exposition : inhalation, contact cutané, ingestion, etc.
Quotient de danger (QD)	Rapport entre l'estimation d'une exposition (exprimée par une dose ou une concentration pour une période de temps spécifiée) et la VTR de l'agent dangereux pour la voie et la durée d'exposition correspondantes. Le QD (sans unité) n'est pas une probabilité et concerne uniquement les effets à seuil.
Risque	Probabilité de survenue d'un danger.
Scénario d'exposition	Définit toutes les caractéristiques physiologiques et comportementales de l'être humain qui sont utilisées pour modéliser l'exposition, notamment : l'âge, le poids, le sexe, le volume respiratoire, la surface cutanée, le budget espace-temps, l'activité réalisée sur le site, la consommation



	alimentaire, l'ingestion de sol, etc.
Substance dangereuse	Molécule capable de provoquer un effet toxique chez l'homme.
Valeur toxicologique de référence (VTR)	Appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettent d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet).

Préambule

Ce guide, produit par le groupe **GEODE**, et élaboré par le **CEREMA** en concertation avec un comité de suivi constitué de gestionnaires portuaires, de représentants de l'administration centrale et des services déconcentrés du MEDDE, du Ministère de la Santé, ainsi que de scientifiques d'Ifremer, de l'Ineris, et de l'Université de Rouen, se veut être une référence pratique et opérationnelle pour **l'évaluation des risques sanitaires des opérations de dragage et d'immersion de déblais de dragage en estuaire et en mer.**

Il constitue un outil méthodologique pour l'aide à la décision et ne représente pas un élément de doctrine réglementaire.

Comme l'illustrent les différents chapitres de cet ouvrage, la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires repose sur une démarche systématique qui ne doit pas pour autant occulter la nécessité de mener une réflexion approfondie et adaptée au cas par cas, sur les enjeux du projet.

Ce guide constitue ainsi un recueil d'un ensemble de questions à se poser et une « boîte à outils » pour accompagner les parties prenantes d'une opération de dragage et d'immersion dans l'évaluation des risques du projet sur la santé.

Il s'adresse à l'ensemble des acteurs impliqués dans la réflexion sur les impacts des opérations de dragage et d'immersion : maîtres d'ouvrage, maîtres d'œuvre, services instructeurs, services techniques des institutions, bureaux d'étude, usagers...

Ce guide est constitué de trois volets et d'annexes techniques :

- **Un volet de présentation des principes et démarche de l'évaluation des risques sanitaires (volet A) :** ce volet présente la philosophie de l'évaluation des risques sanitaires, ses fondements réglementaires et son articulation avec l'étude d'impact, une synthèse vulgarisée des méthodes d'évaluation appliquée aux dangers chimiques, bactériologiques et phytoplanctoniques, ainsi que des pistes de traitement et de valorisation des résultats d'une telle démarche dans l'optique d'une gestion adéquate des risques.
- **Un volet technique d'outils et méthodes (volet B) :** ce volet regroupe l'ensemble du travail méthodologique mené par le CEREMA et le groupe GEODE dans le cadre de l'élaboration de ce guide. Il présente les méthodologies détaillées qui ont été définies pour chaque type de risque sanitaire à considérer, ainsi que les méthodes de calculs associées.
- **Un volet d'étude de cas (volet C) :** ce volet permet de contextualiser les méthodes théoriques décrites dans les deux premiers volets du guide aux travers de trois cas concrets d'études.



- **Trois annexes techniques :**

- La méthode du technical guidance document (TGD) : l'annexe présente les éléments de calculs de cette méthode applicable à la détermination des concentrations de substances d'intérêt sanitaire dans les différents compartiments du milieu marin (sédiment, eau et biote).
- Les critères de décision pour l'évaluation de la sensibilité sanitaire de projets de dragage et d'immersion : l'annexe présente le travail mené dans le cadre de l'élaboration du guide pour déterminer des concentrations reproductibles dans les sédiments permettant d'évaluer en première approche, la sensibilité du projet par rapport aux enjeux sanitaires et par extension, de juger de l'opportunité de mener ou non une évaluation des risques sanitaires approfondie.
- L'expertise menée par le Docteur Docteur A. Mauffret, consultante en sciences de l'environnement, concernant l'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des sédiments.

Ce volet méthodologique a été réalisé par le CEREMA

Introduction

Les opérations de dragage et d'immersion, nécessaires au maintien et au développement des activités maritimes, contribuent à la pression exercée par l'homme sur l'environnement marin et estuarien, et peuvent générer de fait, certains risques sur la santé humaine.

L'évaluation des risques sanitaires (ERS) des projets fait partie intégrante de l'étude des impacts du projet sur l'environnement prévue par l'article L.122-1 du Code de l'Environnement. Alimentée tant par l'état initial et la description du projet que par l'évaluation des effets sur les autres compartiments de l'environnement (eau, sédiment, biote), l'ERS fait généralement l'objet d'un volet spécifique de l'étude d'impact.

Elle constitue à ce titre une démarche à caractère analytique et scientifique qui, par une qualification voire une quantification des risques, permet de mieux les gérer par application le cas échéant de mesures et de suivis adaptés.

Si les principes génériques des ERS ont été posés il y a maintenant plusieurs années, et codifiés au travers d'une démarche type en 4 étapes clés, ils nécessitent d'être interprétés et contextualisés aux spécificités de chaque type d'opération considérée.

Pour les dragages et immersions, les spécificités résident dans les processus complexes de transfert d'agents dangereux entre les sédiments remaniés et les usagers directs ou indirects des milieux. Les agents considérés sont les substances chimiques d'intérêt sanitaire, les micro-organismes pathogènes et le phytoplancton toxique¹. Le risque essentiel qui leur est associé est la survenue d'effets néfastes sur la santé de consommateurs de produits de la mer dans lesquels ces agents auraient pu s'accumuler.

Dans le contexte de ces opérations, l'ERS permet d'identifier les agents à potentiel de danger, de représenter l'ensemble des mécanismes qui mènent de la source à l'exposition des individus, d'en évaluer la gravité et d'adapter si besoin le projet pour aboutir à une maîtrise acceptable des risques.

On rappellera à ce stade que l'ERS répond à quelques principes clés dont la spécificité, la transparence et la proportionnalité. On veillera à ce titre à adapter les principes méthodologiques fournis dans ce guide aux particularités des opérations, à présenter clairement les limites associées à leur résultat et à déployer un effort d'étude cohérent avec les enjeux du projet.

¹ Les effets potentiels du bruit ou de la radioactivité sur la santé ne sont pas traités dans ce document.

Volet B - Outils et méthodes d'évaluation des risques sanitaires

Chapitre 1 Synthèse des techniques et impacts des opérations de dragage et d'immersion

1.1 Objectif des travaux de dragage

Les ports d'estuaires ou ouverts sur la mer sont confrontés aux phénomènes de sédimentation qui ont pour conséquences l'exhaussement des fonds et l'altération des conditions de navigation. Afin de garantir des tirants d'eau permettant d'assurer la navigation en toute sécurité, les ports recourent alors à des travaux de dragage. De telles opérations sont menées dans le cadre de l'entretien des ports, à une fréquence plus ou moins grande en fonction des conditions locales.

Les ports peuvent également recourir aux opérations de dragage dans le cadre de travaux d'approfondissement et d'aménagement de nouvelles aires portuaires. Ces travaux restent à caractère unique dans la vie du port et relèvent du budget d'investissement du site et non du budget d'entretien.

1.2 Techniques de dragage

Les deux principaux types de dragage pratiqués sont les dragages mécaniques et les dragages hydrauliques.

Les techniques de remise en suspension (barres niveleuses, dragues pneumatiques et injection d'eau) ne sont pas traitées dans ce guide.

Les tableaux ci-après répertorient les principales techniques et engins utilisés :

Tableau 1 - Description des principales techniques de dragage mécanique


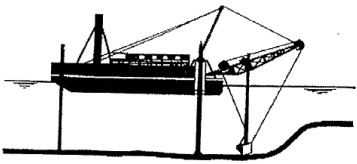
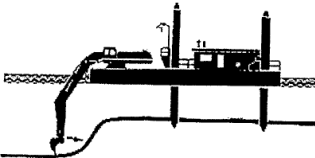
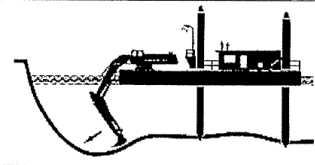
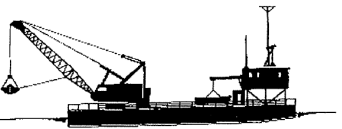
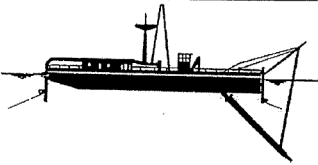
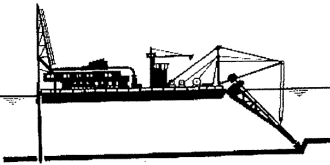
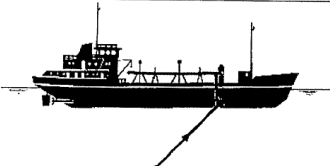
DRAGAGE MECANIQUE	
Equipement	Caractéristiques
<p style="text-align: center;">Drague à godets</p>  <p>(drague à chaîne sans fin, à chaîne à godets, à godets multiples, à élinde à godets)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Fonctionne comme un élévateur : les sédiments sont déversés à partir d'une goulotte sur le chaland de réception. • Types de sols : tous types de sols des limons aux argiles en passant par les roches déroctées. • Peut travailler dans des zones étroites et confinées. • Technique peu employée.
<p style="text-align: center;">Drague à pelle ou à cuiller</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Pelle mécanique montée sur ponton : le godet est poussé dans les sédiments. • Technique peu employée pour les travaux d'entretien ; elle est davantage mise en œuvre pour les travaux d'envergure, notamment les travaux de déroctage dans des roches tendres.
<p style="text-align: center;">Drague rétrocaveuse (ponton-grue)</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Excavateur installé sur ses chenilles sur le ponton ; le godet est tiré vers la drague pendant l'extraction. • Utilisée pour des dragages le long de quais ou dans des zones peu accessibles.
<p style="text-align: center;">Drague excavatrice sur ponton à chargement frontal</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne peut travailler que dans une direction. • Employée pour des tirants d'eau faibles et pour des zones protégées.
<p style="text-align: center;">Drague à benne preneuse</p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Drague équipée de bennes preneuses ou de godets : • Descente de l'outil en position ouverte. • Pénétration de l'outil dans le sédiment sous son propre poids. • Fermeture de l'outil. • Remontée de l'outil rempli de sédiments. • Déversement des sédiments. • Engin stationnaire ou à propulsion. • Ces dragues sont bien adaptées pour des zones difficiles telles que le long des quais.

Tableau 2 - Description des principales techniques de dragage hydraulique

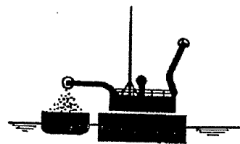

DRAGAGE HYDRAULIQUE	
Équipement	Caractéristiques
<p><i>Drague aspiratrice refouleuse stationnaire</i></p> 	<ul style="list-style-type: none"> • La forme la plus simple de drague hydraulique. • Aspiration des sédiments (mixture eau-sédiments). • Fond obtenu irrégulier. • Equipements possibles : jet d'eau sous pression, pompe immergée...
<p><i>Drague aspiratrice à désagrégateur (drague à cutter)</i></p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Drague aspiratrice dont l'élinde² est équipée d'un désagrégateur rotatif (cutter) qui déstructure les matériaux à draguer avant qu'ils soient aspirés. • Drague la plus répandue, utilisée pour les travaux d'entretien et pour les travaux neufs. • Dispositifs spécifiques : élinde articulée (espaces réduits et/ou encombrés), roue à désagréger (moins de remous), tarière horizontale (Mud-Cat).
<p><i>Drague aspiratrice en marche (drague ou porteuse à élinde traînante)</i></p> 	<ul style="list-style-type: none"> • Drague aspiratrice automotrice et autoporteuse équipée d'une élinde traînante prolongée d'un bec descendu sur le fond. La mixture eau-sédiment est refoulée dans les puits à déblais de l'engin où elle décante jusqu'à un remplissage convenable. • Deux possibilités pour mener l'extraction : <ul style="list-style-type: none"> - concentrer la mixture dans le puits à déblais en évacuant l'eau de décantation par surverse ; - transporter les sédiments au site de dépôt (ouverture des clapets de fond ou drague fendable) puis revenir poursuivre l'extraction. • Extraction en marche menée de manière cyclique. • Dispositifs spécifiques : rainbowing (refoulement direct au niveau de la drague), deux élinde traînantes, pompes sous-marines, becs de dragage selon le type de sédiments.
<p><i>Dragage à l'américaine</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> • Principe : provoquer la remise en suspension des sédiments (hélice ou air comprimé). Les sédiments sont alors repris dans le flux et se redéposent en aval. • Technique utilisée pour répondre à un besoin urgent d'exploitation (entrée d'un navire à tirant d'eau plus grand, rectification de la profondeur sur une période limitée). • Mise en œuvre dans zones à forts courants susceptibles d'évacuer la mixture, comme les estuaires, les sas d'entrée de port, ou en amont immédiat d'une zone profonde.

² Dispositif d'aspiration des dragues hydrauliques

1.3 Techniques de transport


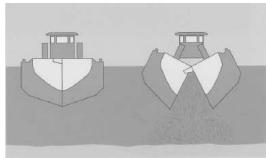
L'étape de transport des matériaux suit l'étape d'extraction et précède la mise en dépôt [5, 7, 13, 9, 10, 11, 14, 12]. Elle peut être réalisée selon différents modes de transport, présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3 - Description des principales techniques de transport [7, 13, 9, 5, 10, 11, 14, 12]

TRANSPORT DES SEDIMENTS	
Type	Caractéristiques
<p>Transport nautique</p> 	<p>Les sédiments peuvent être transportés par navigation d'engins tels que des barges ou chalands (fond fixe, à clapets ou à ouverture longitudinale), des dragues autoporteuses (puits à déblais).</p>
<p>Refoulement hydraulique</p> 	<p>Les conduites flottantes ou immergées peuvent être utilisées pour le refoulement de la mixture vers un site de rejet ou pour le déchargement de barges</p>

1.4 Techniques d'immersion

Après extraction et transport vient la phase d'immersion. L'objectif attendu est la dispersion des sédiments dans le milieu naturel ou le stockage sous grande hauteur d'eau. Deux possibilités se présentent :

TECHNIQUES DE DEPOT / IMMERSION	
Type	Caractéristiques
<p>Rejet par émissaire</p> 	<p>Le rejet par émissaire en mer se fait généralement à la suite d'un dragage hydraulique. Les sédiments désagrégés et dilués (mixture eau/sédiments) sont rejetés en mer par une conduite, soit en surface, soit au fond.</p>
<p>Clapage</p> 	<p>L'objectif escompté peut être le stockage et l'immobilisation du dépôt de sédiments sur le fond ou la dispersion dans le milieu naturel.</p>

1.5 Impacts environnementaux potentiels

1.5.1 Dispersion des sédiments

Les travaux de dragage, de par leur nature, sont susceptibles d'induire une remise en suspension des sédiments, et ce selon le type de drague utilisé. Le tableau ci-dessous, présente pour chaque type de drague, les sources de dispersion.

Tableau 4 - Synthèse des sources de remise en suspension des sédiments en fonction des outils d'extraction

Équipement	Sources de remise en suspension des sédiments dragués
Drague à benne preneuse	<ul style="list-style-type: none"> • Pertes potentielles importantes lors de la pose de la benne sur le fond, sa pénétration dans les sédiments, sa remontée (étanchéité) et lors du déversement des eaux libres. • Addition d'eau dans la barge de transport à chaque déchargement de la benne. • Pertes de matériaux au moment du chargement et durant le transport (problèmes éventuels d'étanchéité) vers la zone d'immersion.
Drague à pelle	<ul style="list-style-type: none"> • Pertes de matériaux au moment du chargement et durant le transport (problèmes éventuels d'étanchéité) vers la zone d'immersion.
Drague aspiratrice stationnaire	<ul style="list-style-type: none"> • Sans dispositif désagrégateur en rotation, remise en suspension lors de l'extraction relativement faible. Cette remise en suspension est plus importante pour les sédiments argileux ou silteux que pour le sable, surtout grossier.
Drague aspiratrice à désagrégateur	<ul style="list-style-type: none"> • Risque de remise en suspension au droit de l'extraction en raison de la rotation du cutter³ et de la vitesse de papillonnage⁴. La turbidité est plus faible en présence d'argile ou de sable grossier qu'avec du sable fin. • Le taux de remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau au droit de l'extraction reste plus faible qu'avec les dragues mécaniques, en particulier avec un matériau fin et cohésif. • Pertes potentielles de matériaux déstructurés.
Drague aspiratrice en marche	<ul style="list-style-type: none"> • Pertes de matériaux au moment de la surverse (eaux de décantation des puits de déblais) et durant le transport (problèmes éventuels d'étanchéité) vers la zone d'immersion. • Au droit de l'outil, faible remise en suspension de par l'absence de dispositif rotatif.

³ Disque désagrégateur

⁴ Mouvement de va-et-vient effectué par une drague en opération dans une rivière ou un chenal.



Équipement	Sources de remise en suspension des sédiments dragués
Dragage à l'américaine	<ul style="list-style-type: none">• Remise en suspension importante car recherchée (remarque : cette technique ne peut être mise en place que lorsque les conditions hydrodynamiques permettent le transport des MES en dehors des zones portuaires (estuaire)).

La dispersion des sédiments n'est pas seulement liée au type de drague utilisé. En effet, chaque phase d'intervention (extraction, transport, rejet ou immersion) décrite précédemment peut induire la remise en suspension des sédiments. Le tableau suivant, présente ces modes de dispersion.


La figure 3 illustre, en fonction des différents types d'outil d'extraction, de transport et de devenir des sédiments (rejet ou immersion), le cycle de production des dragues. Il s'agit là d'une représentation schématique permettant de mettre en évidence les points singuliers propices à des pertes de matériaux (symbolisées par ) lors des travaux de dragage.

Tableau 5 - Description des modes de dispersion des sédiments

DISPERSION DES SEDIMENTS		
Phase d'intervention	Dispersion induite	Illustration
Dragage mécanique	<ul style="list-style-type: none"> Remise en suspension des sédiments durant les cycles de travail de l'outil d'extraction (pelle, godet ou benne) : <ul style="list-style-type: none"> remises en suspension à l'enfoncement, remises en suspension à l'enlèvement. 	<p>1. Descente benne 2. Préhension sédiments 3. Remontée benne</p> <p>Remises en suspension légères à l'enfoncement ① Remises en suspension à l'enlèvement ②</p> <p>Risque de dispersion horizontale Sédimentation verticale</p>
Dragage hydraulique	<ul style="list-style-type: none"> Les mouvements de brassage et d'agitation du cutter dans l'eau sont à l'origine de remises en suspension. Les remises en suspension restent limitées et souvent restreintes à la proximité de l'élinde. 	<p>① Remises en suspension légères liées à l'action rotative du cutter ② Remises en circulation éventuelle dans la colonne d'eau</p> <p>③ Sédimentation verticale ④ Risque de dispersion horizontale</p>

DISPERSION DES SEDIMENTS		
Phase d'intervention	Dispersion induite	Illustration
Transport des sédiments par navigation	<ul style="list-style-type: none"> Les pertes peuvent survenir durant les opérations de reprise et de transfert, lors de la navigation en raison d'éventuels problèmes d'étanchéité le long des dispositifs d'ouverture (clapets, chaland fendable, ...) ou pendant les opérations de surverse (DAM). 	
Refoulement hydraulique par canalisations	<ul style="list-style-type: none"> Les points de contact avec l'extérieur sont limités à la bouche d'aspiration et au point de sortie des matériaux au niveau du site de dépôt, donc la dispersion est limitée au niveau du rejet. 	
Rejet à la côte	<ul style="list-style-type: none"> La dispersion des sédiments se fait au gré des courants principaux. Cette dispersion peut être optimisée grâce à l'adaptation des conditions d'utilisation de la drague et des heures de rejet. 	 <p>The illustration consists of three photographs. The largest is an aerial view of a coastal area featuring a curved breakwater and a lighthouse. The water near the breakwater appears turbid. Two smaller inset photos are included: one in the top left showing a close-up of a lighthouse on a rocky outcrop, and another in the bottom right showing a close-up of the water surface with a dark, irregular shape, likely a sediment plume or a floating object.</p>

DISPERSION DES SEDIMENTS		
Phase d'intervention	Dispersion induite	Illustration
Opérations de clapage	<ul style="list-style-type: none"> • La descente des sédiments induit une faible remise en suspension : <ul style="list-style-type: none"> ○ à très court terme (quelques minutes à quelques heures) : descente de la majorité des matériaux sauf une partie remise en suspension (fraction fine), puis dépôt au fond ; ○ à court terme (jours) : effets de la marée et des courants de fond qui agissent sur le dépôt ; ○ à moyen-long terme : une partie du dépôt est remise en suspension et le reste est susceptible de rester au fond. 	

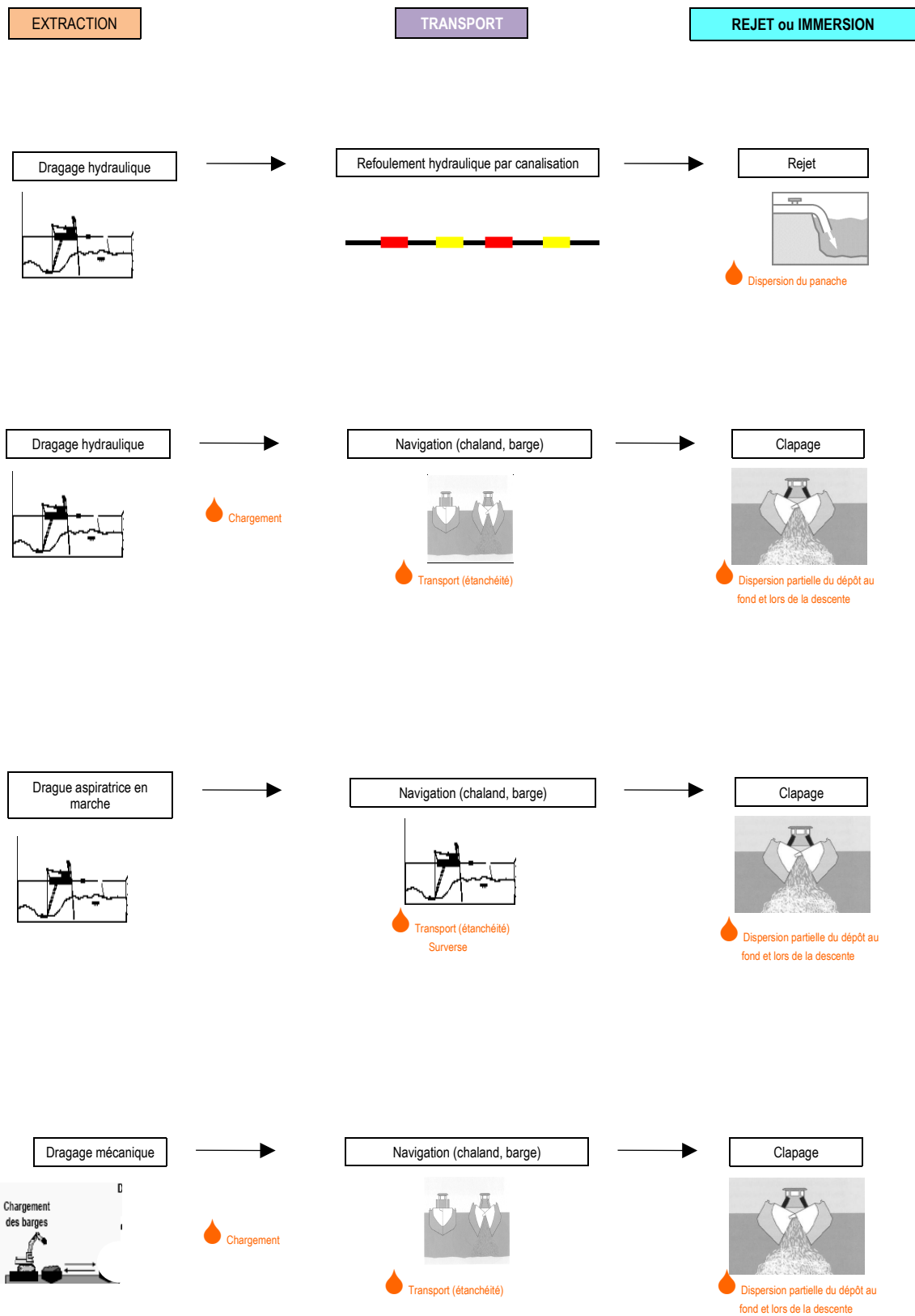


Figure 1 : Cycle de production des différents types de dragage



1.5.2 Modification de la qualité chimique de la colonne d'eau

Les phénomènes de remise en suspension des sédiments décrits précédemment sont également à l'origine de modifications de la qualité chimique de la colonne d'eau, telles que :

- matières en suspension (MES) : l'augmentation de la turbidité est le phénomène le plus visible lors d'une opération de dragage, en particulier pour les eaux côtières peu chargées en matières en suspension ;
- sels nutritifs : les sédiments riches en matière organique contiennent des teneurs importantes de sels nutritifs (azote sous forme d'ammonium, phosphore, nitrates, phosphates). Ces sels nutritifs peuvent être relargués durant les travaux de dragage ;
- oxygène dissous : les travaux de dragage peuvent entraîner la création de zones déficitaires en oxygène dissous notamment à proximité immédiate de la drague et du point de rejet ;
- contaminants chimiques : métaux lourds, hydrocarbures polyaromatiques, organochlorés (PCB), pesticides et biocides divers ont un potentiel d'immobilisation et de relargage qui dépend notamment de la composition physico-chimique des sédiments ;
- la modification de ces paramètres physico-chimiques peut provoquer la libération dans la colonne d'eau de substances toxiques et induire ainsi un impact pour l'environnement mais également pour la santé, via la chaîne alimentaire ou les activités nautiques.

1.5.3 Modification de la qualité microbiologique de la colonne d'eau

Outre les paramètres physico-chimiques, les phénomènes de remise en suspension et de dispersion des sédiments décrits précédemment peuvent également modifier la qualité microbiologique de la colonne d'eau. En effet, les sédiments marins et estuariens abritent des micro-organismes tels que bactéries, virus, parasites et kystes de phytoplancton. Lors des opérations de dragage et d'immersion, ces micro-organismes sont susceptibles d'être remis en suspension avec les sédiments.

Le tableau ci-après répertorie les impacts possibles pour la santé de micro-organismes potentiellement présents dans les sédiments.

Tableau 6 : Description des micro-organismes et impacts sanitaires potentiels

Micro-organisme	Sources / dangerosité	Incidences des opérations de dragage et d'immersion
Bactéries, virus et parasites	<ul style="list-style-type: none"> Les sources potentielles d'apport en bactéries et virus sont principalement liées aux rejets anthropiques d'eaux usées (stations d'épurations, rejets individuels non raccordés, épandages, bateaux au mouillage, ...). Les micro-organismes pathogènes pour l'homme présents dans les sédiments sont notamment : pour les bactéries: <i>Salmonella</i>, <i>Escherichia coli</i>, <i>Streptocoques fécaux</i>, <i>Shigella dysenteriae</i>, <i>Clostridium perfringens</i>, <i>Clostridium botulinum de type E</i>, <i>Vibrio parahaemolyticus</i>, <i>Vibrio vulnificus</i>, <i>Vibrio cholerae</i>, <i>Aeromonas spp.</i> ; pour les virus: entérovirus, virus de l'Hépatite A, <i>Norovirus</i>, <i>calicivirus humains</i>, <i>rotavirus</i>, <i>astrovirus</i> ; pour les parasites: <i>Giardia</i>, <i>Cryptosporidium</i>. Les bactéries et virus sont adsorbés principalement sur les particules fines (< 3 µm) en suspension dans l'eau et notamment les particules d'argile. Vis-à-vis des micro-organismes, les sédiments joueraient un rôle protecteur en les abritant contre les agressions physico-chimiques, la lumière, et dans une certaine mesure, la prédation, et en leur fournissant de la matière organique. 	<p>Les travaux de dragage et de rejet/immersion en mer présentent des risques de remise en suspension et de dispersion des micro-organismes. Une contamination des sites marins voisins, en particulier des zones de baignade et de conchyliculture est alors possible.</p>
Phytoplancton	<ul style="list-style-type: none"> Certaines micro-algues du phytoplancton produisent des toxines dangereuses pour l'homme et susceptibles de s'accumuler dans les coquillages ou les poissons, les rendant ainsi impropres à la consommation. Les espèces phytoplanctoniques les plus dangereuses et les plus rencontrées appartiennent aux genres : <i>Dinophysis</i>, <i>Alexandrium</i> et <i>Pseudo-nitzschia</i>. Ils produisent des toxines. Certaines espèces phytoplanctoniques sont capables, dans des conditions environnementales défavorables, de former des kystes qui sédimentent et survivent pendant des mois ou des années. Le retour à des conditions favorables déclenche la germination des kystes. 	<p>Les espèces phytoplanctoniques toxiques, représentent un réel danger pour la santé des consommateurs de coquillages.</p> <p>La remise en suspension inhérente aux opérations de dragage et rejet/immersion est un facteur de dissémination géographique par l'intermédiaire des formes enkystées présentes dans le sédiment.</p> <p>Par ailleurs, les espèces phytoplanctoniques déjà présentes en faible population dans l'eau, peuvent bénéficier de la remise en suspension des nutriments nécessaires à leur développement et à leur prolifération, provoquant ainsi un bloom phytoplanctonique toxique.</p> <p>Des précautions sont donc à prendre, d'autant plus fortes à proximité des zones conchylicoles.</p>

1.5.4 Contamination chimique et biologique des produits de la mer

Par la remise en suspension de particules de sédiments et des substances chimiques qui leur sont associées, les travaux de dragage et d'immersion entraînent une dégradation de la qualité du milieu susceptible d'avoir un impact sur les organismes aquatiques et de s'accumuler tout au long de la chaîne trophique.

- **La bioconcentration** est définie comme l'accumulation d'une substance chimique par un organisme à une concentration supérieure à celle où elle se trouve dans l'eau. Le facteur de bioconcentration (BCF) est égal au rapport de la concentration de la substance chimique mesurée dans l'organisme et de sa concentration dans l'eau à l'état d'équilibre,
- **La bioaccumulation** prend en compte toutes les voies d'exposition possibles pour l'organisme (air, eau, sol et nourriture) et non plus juste la phase aqueuse,
- **La biomagnification** ou bioamplification correspond à l'accumulation et au transfert des produits chimiques par la chaîne alimentaire (algues-invertébrés-poissons-mammifères) par l'ingestion de nourriture contaminée. Il en résulte une augmentation de la concentration de la substance mesurée dans l'organisme d'autant plus forte que l'organisme est à un niveau élevé dans le réseau trophique.

Les organismes marins sont particulièrement exposés au phénomène de bioaccumulation par la respiration et l'alimentation.

Les substances fortement bioaccumulables sont généralement des substances lipophiles qui vont se fixer préférentiellement au niveau des tissus adipeux des organismes marins.

Bien que de nombreux métaux et composés métalliques soient susceptibles d'être bioaccumulés dans les réseaux trophiques aquatiques, seul le méthylmercure (la forme organique du mercure) est connu pour ses capacités à être bioamplifié dans les organismes aquatiques. Le phénomène de bioamplification est cependant fréquent pour les polluants organiques persistants (pesticides comme le DDT ou les PCB).

Ainsi, l'homme, dernier maillon de la chaîne, sera exposé lors de l'ingestion de poissons contaminés.

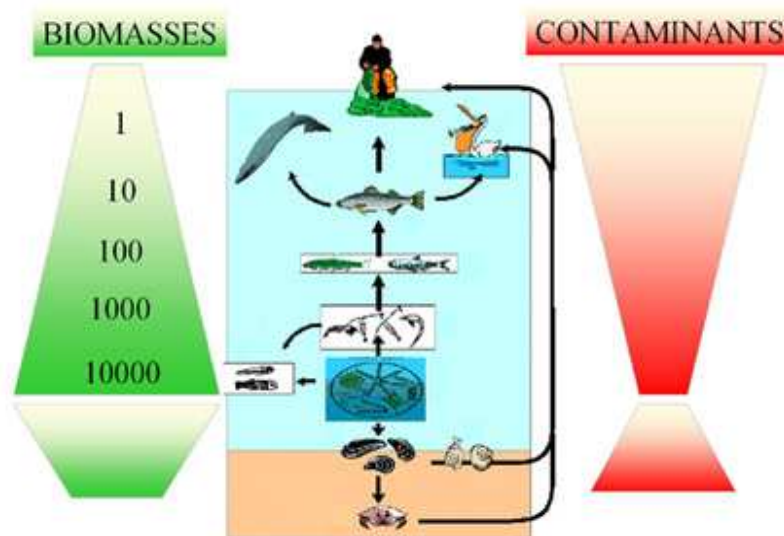


Figure 2 : Illustration de la bioamplification (Source Ifremer)

➔ **Selon le contexte local, la consommation des produits de la mer peut constituer, pour l'homme, une voie d'exposition aux contaminants présents dans les sédiments dragués et immergés.**

1.5.5 Analyses réalisées afin d'appréhender les risques potentiels pour l'environnement

Dans les paragraphes précédents, il a été montré que les substances chimiques, mais également les micro-organismes potentiellement présents dans les sédiments peuvent avoir un impact non négligeable pour l'environnement. Le paragraphe qui suit recense certains moyens analytiques permettant la caractérisation de risques environnementaux (et indirectement sanitaires), ainsi que les référentiels concernés.

1.5.5.1 Substances chimiques

Le nombre de prélèvements, la méthode d'échantillonnage et les modalités d'échantillonnage sont définis par les « instructions techniques portant sur le prélèvement et l'analyse des déblais de dragage », relatives à l'application de l'arrêté du 14 juin 2000 (fixant les niveaux de référence N1 et N2 à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens, en milieu naturel ou portuaire).

Conformément à la circulaire d'application de l'arrêté du 14 juin 2000, les analyses à réaliser sur le sédiment à draguer portent sur :

- la caractérisation du sédiment : le Carbone Organique Total (COT), la matière sèche, l'aluminium, la densité et la granulométrie ;
- les nutriments : azote Kjeldahl, phosphore total ;
- les éléments traces inorganiques : cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, arsenic, mercure, zinc ;
- les composés traces inorganiques : les PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), les 16 HAP, les dérivés de l'étain (TBT, DBT, MBT) ;
- la microbiologie.

Pour faciliter l'évaluation du risque, le groupe GEODE a élaboré des seuils concernant les polluants chimiques analysés. L'objectif de ces seuils est de mieux apprécier l'incidence que peuvent avoir ces matériaux sur l'environnement :

- au-dessous du niveau N1, l'impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les teneurs étant comparables au bruit de fond environnemental ;
- entre le niveau N1 et le niveau N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du niveau N1. De façon générale, l'investigation complémentaire doit être proportionnée à l'importance de l'opération envisagée. Elle consiste généralement à mettre en oeuvre des tests écotoxicologiques ;
- au-delà du niveau N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices notables laissent présager un impact potentiel négatif sur l'environnement. L'opération d'immersion est susceptible d'être interdite sous réserve que cette interdiction soit la solution de gestion la moins dommageable pour l'environnement.



Les valeurs seuils ainsi élaborées sont présentées dans les tableaux ci-après.

Tableau 7 - Niveaux définis par GEODE et faisant l'objet d'une réglementation (arrêté du 9 août 2006 modifié)

Composé	Niveau N1	Niveau N2
Éléments métalliques (mg/kg de sédiment sec)		
Arsenic	25	50
Cadmium	1,2	2,4
Chrome	90	180
Cuivre	45	90
Mercure	0,4	0,8
Nickel	37	74
Plomb	100	200
Zinc	276	552
Polychlorobiphényles (µg/kg de sédiment sec)		
PCB 28, 52	5	10
PCB 101, 118, 180	10	20
PCB 138, 153	20	40
Contaminants organiques (µg/kg de sédiment sec)		
TBT	100	400
Hydrocarbures Poly-Aromatiques (HAP)		
Naphtalène	160	1130
Acénaphène	15	260
Acénaphylène	40	340
Fluorène	20	280
Anthracène	85	590
Phénantrène	240	870
Fluoranthène	600	2850
Pyrène	500	1500
Benzo(a)anthracène	260	930
Chrysène	380	1590
Benzo(b)fluoranthène	400	900
Benzo(k)fluoranthène	200	400
Benzo(a)pyrène	430	1015
Dibenzo(a,h)anthracène	60	160
Benzo(ghi)pérylène	1700	5650
Indéno(1,2,3cd)pyrène	1700	5650



Pour faciliter l'évaluation du risque, le groupe GEODE a également élaboré un logiciel d'aide à la décision, GEODRISK (Ifremer/GEODE, 2001), basé sur les résultats des analyses chimiques recommandées par les « instructions techniques portant sur le prélèvement et l'analyse des déblais de dragage » de l'arrêté du 14 juin 2000. Cet outil permet, en particulier, aux décideurs de définir la filière la mieux adaptée au projet. L'évaluation prend en compte :

- **le danger potentiel** de la source de pollution en fonction de sa nature et des quantités de substances émises,
- **le transfert de la source vers la cible**, en fonction de son potentiel de mobilité et des voies d'exposition,
- **l'existence et la vulnérabilité de cibles potentielles.**

Le calcul du score de risque global du sédiment prend en considération pour chaque contaminant analysé, dans un premier temps les scores de danger potentiel et de transfert et, dans un deuxième temps les scores de toxicité et de sensibilité de l'écosystème. Il peut varier de 0 (risque négligeable) à 3 (risque fort).

1.5.5.2 Microbiologie

Qualité des eaux de baignade

Le contrôle de la qualité des eaux de baignade répond aux exigences de la Directive 2006/7/CE du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE.

Deux catégories d'indicateurs sont utilisées pour mesurer la qualité des eaux de baignade :

- **les paramètres microbiologiques** : ce sont des germes témoins de contamination fécale qui ne sont pas dangereux en eux-mêmes, mais dont la présence peut s'accompagner de celle de germes pathogènes. Le risque sanitaire augmente avec le niveau de contamination de l'eau par ces indicateurs de pollution. Deux germes sont recherchés en routine, et permettent le classement des eaux de baignade : *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux. Dans certaines circonstances, en cas de pollutions par des rejets particuliers par exemple, la recherche d'autres germes peut être opérée (salmonelles et entérovirus) ;
- **les paramètres physico-chimiques** : six font l'objet d'une mesure ou d'une évaluation visuelle ou olfactive sur le terrain dont les trois premiers participent au calcul du classement des eaux de baignade : les mousses, les phénols, les huiles minérales, la couleur, les résidus goudronneux et les matières flottantes, ainsi que la transparence.

En fonction des circonstances de terrain, d'autres paramètres peuvent être mesurés : pH, nitrates, phosphates, chlorophylle, micro-polluants...

Au regard de ces analyses, un classement est proposé. Le tableau ci-après, présente le principe de classement des eaux de baignade.

Tableau 8 - Principe de classement des eaux de baignade (eaux côtières et eaux de transition)

Composé	Eaux de baignade Dir. 2006/7/CE		
	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
Unités	UFC/100 ml		
<i>Escherichia coli</i> /100 ml	250*	500*	500**
Entérocoques intestinaux/100 ml	100*	200*	185**

* Évaluation au percentile 95 ** Évaluation au percentile 90

Qualité des eaux conchylicoles

La qualité des eaux conchylicoles est basée sur la concentration en *Escherichia coli* dans 100 g de chair de coquillage et de liquide inter-valvaire [22] et suit la Directive 2006/113/CE du 12 décembre 2006 relative à la qualité requise des eaux conchylicoles :

Tableau 9 - Principe de classement des zones conchylicoles

E.coli (E.C.)/100 g de chair et de liquide inter-valvaire	Zones		Exploitation
	Classement	Elevage	Pêche professionnelle Gisement naturel
Au moins 90 % des résultats < 230 E.C. Aucun > 1000 E.C.	A	Autorisé (Consommation directe)	Autorisée (Consommation directe)
Au moins 90 % des résultats < 4600 E.C. Aucun > 46000 E.C.	B	Autorisé (Reparcage ou purification)	Autorisée (Reparcage ou purification)
Au moins 90 % des résultats < 46000 E.C.	C	Interdit (sauf dérogation préfectorale)	Autorisée (Reparcage de longue durée, 2 mois minimum) purification interdite
Non A, non B, non C	D	Interdit	Interdite

Chapitre 2 Méthodologie d'évaluation des risques sanitaires

2.1 Pré-évaluation des risques : une ERS est-elle nécessaire ?

Dans le cadre des projets de dragage et d'immersion, différents types de contamination doivent être considérés : chimique, microbiologique ou phytoplanctonique. Selon le type de contamination, l'analyse de différents critères, qualifiés dans ce guide de décisionnels, permet dans une première approche de caractériser la sensibilité d'un projet vis-à-vis de la santé et d'évaluer la nécessité ou non de réaliser une ERS.

Le schéma suivant illustre les différentes étapes de réflexion pour chacun des trois types de contaminants à considérer.

En réalité, on notera que ces étapes de pré-évaluation correspondent à celle d'une évaluation des risques simplifiée (cf. étapes structurantes dans le volet A, chapitre 2).

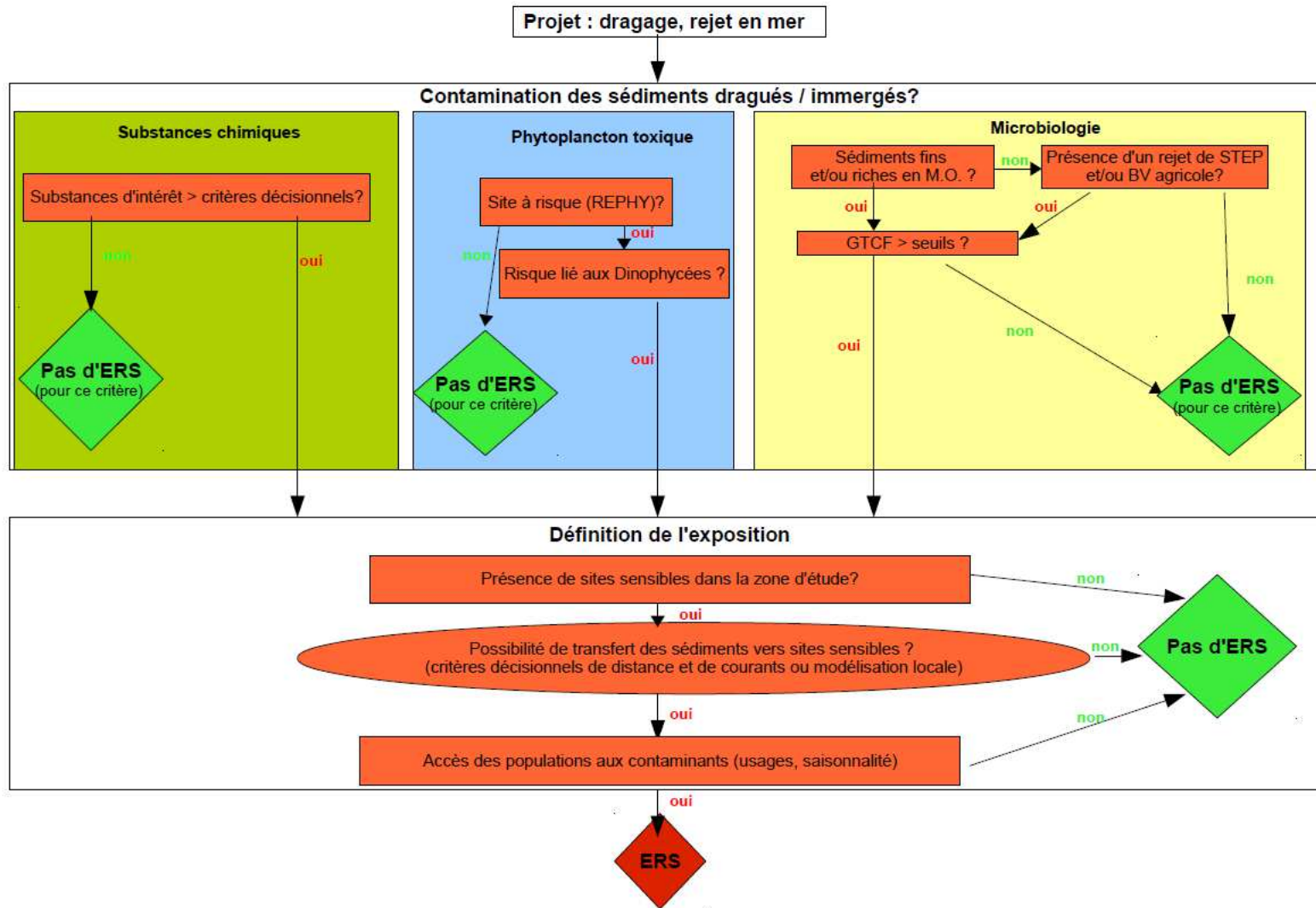
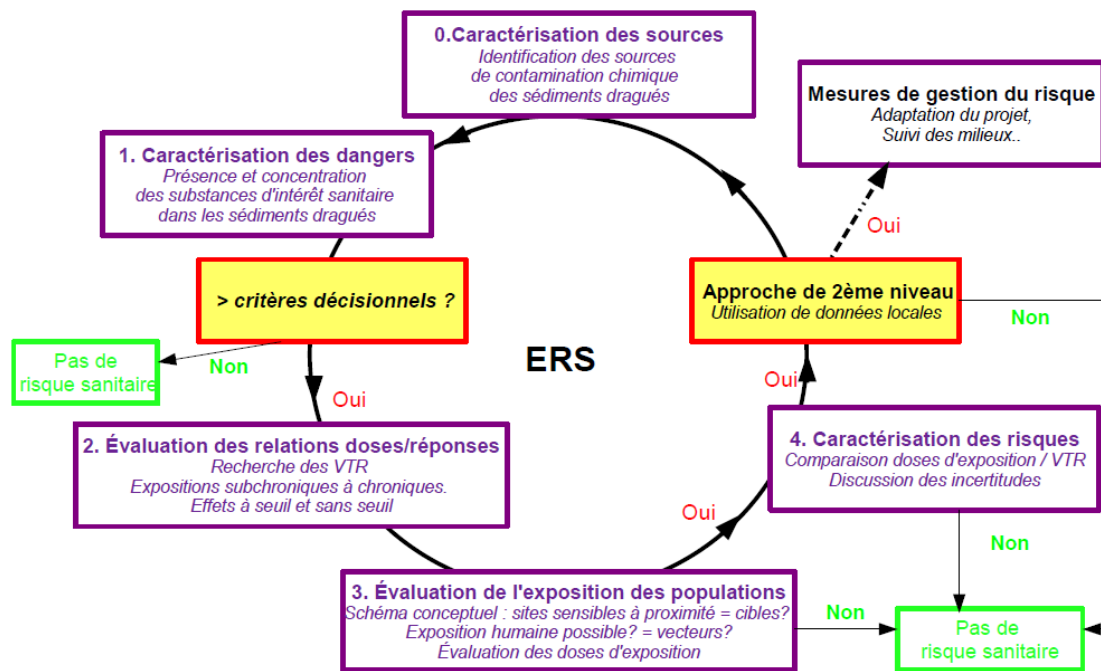


Figure 3 : Logigramme général pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux différents types de contamination des sédiments de dragage.

2.2 Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination chimique des sédiments

2.2.1 Démarche générale

L'évaluation proposée dans le cadre de ce guide pour les risques sanitaires repose sur une **démarche quantitative**. Ses étapes peuvent être représentées ainsi :



ERS : Évaluation des Risques Sanitaires
VTR : Valeurs toxicologiques de référence

Figure 4 : Démarche d'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination chimique de sédiments de dragage

2.2.2 Caractérisation de l'état initial

Un certain nombre de données répertoriées dans l'état initial réalisé dans le cadre de dossier d'étude d'impact peuvent être reprises pour alimenter l'évaluation. Dans le cadre des opérations de dragage et d'immersion, il s'agit :

- **de la caractérisation des sédiments dragués** : granulométrie, teneurs des substances chimiques réglementées par l'arrêté du 9 août 2006 modifié ou analysées en routine (métaux lourds, PCB, TBT, HAP) ;
- **des caractéristiques des techniques utilisées**, qui permettront de comprendre les phénomènes mis en jeu lors des opérations de dragage ou de rejet, et faciliteront la compréhension des phénomènes de dispersion et de remise en suspension des sédiments ;

- **des conditions hydrodynamiques des sites** : les conditions hydrodynamiques locales permettront d'évaluer les distances de dispersion des sédiments. Dans certains cas des modélisations numériques locales sont disponibles ;
- **des données environnementales locales** : l'identification de rejets spécifiques actuels ou historiques (industriels, urbains, agricoles...), ainsi que l'exploitation des résultats d'analyse des réseaux de surveillance de type ROCCH ou REPOM permettront d'évaluer les émissions chimiques spécifiques ;
- **des usages locaux** : la connaissance des différents usages du site permettra d'identifier les sites sensibles tels que les zones conchylicoles, de pêche, les gisements coquillers naturels, les zones de baignade ou d'activités nautiques, etc.

L'ensemble de ces données seront exploitées à différents niveaux de l'ERS : dans les phases de caractérisation des sources et des dangers, pour l'identification des substances d'intérêt, ainsi que dans la phase d'évaluation de l'exposition des populations.

2.2.3 Etape 0 : Caractérisation des sources

2.2.3.1 Inventaire des substances chimiques

Un inventaire de l'ensemble des substances chimiques susceptibles d'être présentes dans les sédiments de dragage doit être réalisé.

L'inventaire est mené sur la base des analyses mises en œuvre dans le cadre de l'opération et préalablement à celle-ci, ainsi que sur la base de la connaissance des contaminations existantes ou historiques (cf. Etat Initial).

2.2.3.2 Sélection des substances d'intérêt sanitaire

Parmi les substances identifiées, seules celles susceptibles de présenter un danger pour la santé humaine doivent être retenues pour les phases ultérieures de l'ERS.

Il s'agit des substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau et de la convention OSPAR qui sont susceptibles de se retrouver dans les sédiments et dans le biote (persistantes, bioaccumulables et toxiques pour la santé).

Les substances d'intérêt sanitaires à considérer peuvent être classées en 4 listes qui définissent l'importance de leur prise en compte dans l'ERS selon différents critères. La démarche qui a conduit à l'élaboration de ces listes est présentée en annexe 2.

Liste 1 : Substances faisant l'objet d'une réglementation concernant leur teneur dans les produits de la mer

- Arsenic
- Benzo(a)pyrène
- Cadmium
- Plomb
- Mercure
- PCB-DL, dioxines, et furanes
- Hexachlorobenzène (NQEbiote)
- PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 138, 153, 180)

Liste 2 : Substances faisant l'objet de recommandations concernant leur teneur dans les produits de la mer

- Anthracène
- Fluoranthène
- Benzo(a)anthracène
- Dibenzo(a,h)anthracène
- Benzo(b)fluoranthène
- Benzo(ghi)perylène
- Benzo(k)fluoranthène
- Indéno(1,2,3-cd)pyrène
- Chrysène

Liste 3 : Substances prioritaires en milieu marin et possédant une VTR

- Pyrène
- Phénanthrène
- Nickel
- Lindane
- Tributyletain (TBT)⁵

Liste 4 : Substances pouvant se retrouver en milieu marin selon l'activité sur le bassin-versant (agriculture) et possédant une VTR

- Dieldrine⁶

2.2.3.3 Détermination des concentrations des substances d'intérêt sanitaire

Les concentrations des substances d'intérêt sanitaire sont déterminées soit :

- **dans le cadre spécifique de l'opération de dragage** : les sédiments à draguer sont analysés pour les substances de l'arrêté du 9 août 2006, complété par les arrêtés du 23 décembre 2009, du 8 février 2013 et du 17 juillet 2014, relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 3.2.1.0 et 4.1.3.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement :
 - éléments traces : arsenic, cadmium, mercure, nickel, plomb ;
 - PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 138, 153, 180) ;
 - TBT ;

⁵ La teneur en étain inorganique dans les conserves fait l'objet d'une réglementation européenne. La teneur dans les produits de la mer n'est pas spécifiée, et le TBT n'est pas exclusivement concerné.

⁶ Dans le cadre de l'ERS, seule la dieldrine sera considérée car l'aldrine est rapidement transformée en dieldrine lorsqu'elle est métabolisée.



- HAP : benzo(a)pyrène, anthracène, fluoranthène, naphthalène, benzo(b)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indéno(1,2,3-cd)pyrène, chrysène, pyrène, phénanthrène.

La circulaire n° 2000-62 du 14 juin 2000, relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire, définit les modalités d'analyse des substances chimiques réglementées par l'arrêté de 2006 ;

- **dans le cadre du REPOM** : les analyses de sédiments incluent de plus l'hexachlorobenzène et la dieldrine.

A noter qu'en ce qui concerne les PCB-DL, les dioxines et les furanes, les analyses dans les sédiments, relativement coûteuses, sont rarement réalisées. Dans certaines configurations, des corrélations entre PCB-DL et PCB indicateurs peuvent être mises en évidence. Là où la présence de PCB-DL est pressentie et où ce type de corrélation a pu être établi, des mesures directes de PCB-DL peuvent être évitées.

2.2.3.4 Evaluation de la sensibilité du projet par comparaison aux concentrations repères

Pour certaines substances d'intérêt sanitaire, des concentrations repères dans les sédiments ont été établies dans le cadre de l'élaboration de ce guide. Ces concentrations correspondent à des valeurs en deçà desquelles il est possible d'écarter, sur la base d'une approche substance par substance, un risque sanitaire inacceptable pour le scénario « consommation de poissons vivant au niveau du site d'immersion »⁷ (voir annexe n°2).

A l'inverse, dans le cas où les concentrations locales d'une ou plusieurs substances sanitaires sont supérieures aux critères décisionnels, une ERS spécifique au site d'étude devra être réalisée sur les substances concernées.

De façon à obtenir des concentrations repères protectrices, les concentrations maximum autorisées dans les produits de la mer (seuils réglementaires ou standards de qualité européens, recommandations ANSES) ont été dérivées en concentrations sédimentaires en utilisant des hypothèses majorantes (pas d'application de facteur de dilution, facteurs de bioconcentration maximum...) et la méthode européenne du Technical Guidance Document (TGD), basée sur la théorie des équilibres de partage (cf. annexe 2).

Les concentrations repères définies dans le cadre de ce guide sont présentées dans le tableau suivant pour chaque substance considérée (à l'exception du mercure et de l'arsenic⁸). Elles sont regroupées en deux catégories, selon que leur dosage dans les sédiments est réalisé dans le cadre réglementaire des analyses préalables aux opérations de dragage ou dans le cadre du

⁷ Pour rappel, la seule voie d'exposition de l'homme retenue pour les substances chimiques est la consommation de poissons et de produits de la mer (Ifremer-Ineris, 2005).

⁸ Parmi les substances d'intérêt sanitaire classées dans la liste 1 (cf. ci-avant ou annexe 2), aucune valeur de concentration repère dans les sédiments n'a pu être établie via la méthodologie du TGD pour l'arsenic et le mercure, en raison d'un manque de données. Dans la mesure où l'évolution des connaissances pourrait permettre à terme de les prendre en compte dans l'ERS, les données actuellement disponibles pour ces deux contaminants (VTR, BCF...), sont indiquées dans la suite de ce rapport.

REPOM⁹. Les listes auxquelles les substances considérées sont associées sont également rappelées.

Tableau 10 - Critères décisionnels relatifs aux substances d'intérêt sanitaire potentiellement contenues dans les sédiments marins.

Substances analysées dans les sédiments à draguer		
Substances	Liste	Valeurs repères de concentration
Cadmium	1	22 mg/kg p.s.
Plomb	1	968,5 mg/kg p.s.
Σ 6 PCB indicateurs	1	25 µg/kg p.s.
PCB-DL + dioxines	1	1,8 µgTEQ/kg p.s.
PCB-DL	1	0,84 µgTEQ/kg p.s.
Benzo(a)pyrène	1	1,84 mg/kg p.s.
Σ 11 HAP génotoxiques	-	1,84 mg TEQ/kg p.s.
Pyrène	3	12,85 mg/kg p.s.
Phénanthrène	3	21,8 µg/kg p.s.
Nickel	3	15 mg/kg p.s.
TBT	3	0,26 µg/kg p.s.
Substances analysées dans le cadre du REPOM		
HCB	1	2,9 µg/kg p.s.
Lindane	3	25,6 µg/kg p.s.
Dieldrine	4	1,426 mg/kg p.s.

En ce qui concerne le cadmium, le plomb, le pyrène, et la dieldrine, les valeurs calculées sont très élevées par rapport aux seuils existants (GEODE, PNEC sédiment) et aux niveaux de présence dans l'environnement. **Ces valeurs constituent néanmoins des valeurs indicatrices en deçà desquelles, une ERS n'est pas nécessaire.**

➔ Calculs spécifiques aux HAP

Dans le groupe des HAP, onze d'entre eux ont été identifiés par l'ANSES comme étant les plus génotoxiques : anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène, benzo(j)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(a)pyrène, chrysène, dibenzo(a,h)anthracène, fluoranthène, et indéno(1,2,3,c-d)pyrène. Pour ces HAP, l'ANSES a proposé des valeurs guides de concentrations dans les produits de la mer.

L'approche adoptée pour déterminer la toxicité associée à la présence de plusieurs de ces HAP est fondée sur le principe **d'équivalence toxique**. Le concept de facteur d'équivalence toxique

⁹ Pour les substances qui ne sont pas analysées en routine dans le cadre d'opérations de dragage, les résultats du REPOM peuvent être exploités : si les concentrations mesurées dans le cadre de ce suivi dépassent significativement les valeurs repères calculées dans les sédiments, des analyses complémentaires au niveau des zones draguées peuvent être réalisées.

a été développé en 1977 afin d'établir une valeur toxicologique pour des effets cancérigènes induits par un mélange de composés chimiquement proches et ayant le même mécanisme d'action (Ineris, 2006). Ce concept a d'abord été appliqué aux dioxines et furannes, puis étendu aux PCB dioxin-like et aux HAP.

Cette approche autorise l'addition des risques cancérigènes liés à une co-exposition et permet de quantifier le pouvoir cancérigène d'un mélange de substances en fonction d'une substance dite de référence.

Pour les HAP, le Benzo(a)pyrène est considéré comme le composé le plus génotoxique. La toxicité des autres HAP peut être définie par un **facteur de toxicité équivalente** (TEF) au benzo(a)pyrène. Pour définir la toxicité d'un mélange de HAP, les concentrations des onze composés les plus génotoxiques doivent être additionnées et pondérées par leur facteur respectif de toxicité équivalente. La concentration obtenue est exprimée en toxicité équivalente (TEQ).

$$TEQ_{HAP} = \sum c_i TEF_i$$

avec :

- **TEQ_{HAP}** : toxicité équivalente ou toxicité globale des HAP les plus génotoxiques présents dans les sédiments et considérés dans l'ERS.
- **c_i** : concentration dans les sédiments du i^{ème} HAP considéré.
- **TEF_i** : facteur de toxicité équivalente du i^{ème} HAP considéré.

Facteurs de toxicité équivalente

Différentes tables de TEF sont disponibles. L'Ineris propose les facteurs suivants (Ineris, 2006).

Tableau 11 - Facteur de toxicité équivalente des HAP génotoxiques (d'après Ineris, 2006)

Liste des HAP à doser pour évaluer leur présence dans les aliments	TEF _i
anthracène	0,01
benzo(a)anthracène	0,1
benzo(b)fluoranthène	0,1
benzo(j)fluoranthène	0,1
benzo(k)fluoranthène	0,1
benzo(g,h,i)pérylène	0,01
benzo(a)pyrène	1
chrysène	0,01
dibenzo(a,h)anthracène	1
fluoranthène	0,001
indéno(1,2,3,c-d)pyrène	0,1

N.B. : le benzo(j)fluoranthène n'étant pas séparable en chromatographie en phase liquide à haute performance, il peut être comptabilisé avec le benzo(b)fluoranthène (Ineris, 2006).

2.2.4 Etape 1 : Identification des dangers

De façon à caractériser le danger, le profil toxicologique de chaque substance d'intérêt sanitaire identifiée doit être établi.

Les substances chimiques sont susceptibles de provoquer des effets aigus liés à une exposition courte à des doses en général assez élevées et des effets subchroniques ou chroniques pouvant apparaître suite à une exposition prolongée à des doses plus faibles (Ineris, 2003).

Dans le cadre de l'ERS relative aux opérations de dragage et d'immersion, seul le risque lié à une exposition à long terme est pris en compte. En effet, les concentrations des substances chimiques rencontrées dans les sédiments de dragage ne sont pas suffisamment élevées pour entraîner des effets aigus.

Seule l'exposition par ingestion est prise en compte.

Dans le cadre d'une exposition à long terme, les substances chimiques peuvent avoir des effets dits « systémiques » si elles pénètrent dans l'organisme et agissent sur un ou plusieurs organes, des effets cancérigènes, des effets génotoxiques¹⁰, ou des effets sur la reproduction ou le développement.

L'ensemble de ces effets doivent être décrits sur la base des études disponibles.

L'évaluation du danger se fait par l'analyse des données validées chez l'homme ou, à défaut, des données expérimentales chez l'animal.

Le tableau suivant décrit le potentiel dangereux des substances d'intérêt sanitaire identifiées dans le cadre de l'élaboration de ce guide et présentée en annexe 2. Il a été réalisé sur la base des informations mises à disposition sur le portail substances chimiques de l'Ineris (2012 - <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/21>). Une mise à jour régulière de ces informations doit être réalisée.

¹⁰ Provoquant des mutations génétiques

Tableau 12 - Synthèse des effets liés à des expositions subchroniques à chroniques aux substances d'intérêt sanitaire identifiées dans les sédiments de dragage (données Ineris)

	Substances	N° CAS	Type d'utilisation	Type d'effet	Organe(s) cible(s)
Liste 1	Arsenic	7440-38-2	Utilisations : métallurgie, colorants, empaillage d'animaux, tannerie, mégisserie. Sources d'exposition : via industries utilisatrices, fonderies de cuivre, de zinc et de plomb, combustion de produits fossiles (charbons, pétroles).	Effets systémiques	Peau. Systèmes nerveux périphérique, cardiovasculaire, sanguin, gastro-intestinal et respiratoire.
				Effets cancérigènes	Catégorie 1 pour certains dérivés de l'arsenic.
	Benzo(a)pyrène	50-32-8	Utilisations : non produit volontairement par l'homme. Sources d'exposition : HAP « pyrolytique » issu en majorité de la combustion incomplète de matière organique et de produits pétroliers.	Effets systémiques	Estomac, foie, reins, moelle osseuse.
				Effets cancérigènes	Catégorie 2.
				Effets sur la reproduction et le développement	Catégorie 2 par l'Union Européenne : « substance devant être assimilée à des substances altérant la fertilité dans l'espèce humaine ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine ».
	Cadmium	7440-43-9	Utilisations : industries chimiques, électriques et électroniques, raffinage de métaux non ferreux, accumulateurs nickel-cadmium, traitement des surfaces métalliques, métallurgie de l'acier, engrais phosphatés, coloration et stabilisation de produits finis (PVC). Sources d'exposition : via industries utilisatrices, combustion du charbon et des produits pétroliers, incinération d'ordures...	Effets systémiques	Reins, os.
				Effets cancérigènes	Catégorie 2.
				Effets sur la reproduction et le développement	Catégorie 2 par l'Union Européenne : « substance devant être assimilée à des substances altérant la fertilité dans l'espèce humaine ou causant des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine ».
	Plomb	7439-92-1	Utilisations : batteries électriques (automobiles)	Effets systémiques	Reins, appareil digestif, os, système immunitaire.

			<p>principalement), munitions, explosifs, radiateurs, réservoirs, tuyaux, soudure, supraconducteurs et alliages, traitements de surface, céramique, cristallerie, verrerie technique, masses de lestage, blindages, protections anti-rayonnements, peintures anti-corrosion, vernis, pigments, lubrifiants...</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices, extraction-traitement minéraux, métallurgie, sidérurgie, combustion du charbon, de carburants, d'huiles usagées, érosion de peintures anciennes à base de plomb, ruissellement sur toitures, chaussées, circulation automobile...</p>	Effets cancérigènes	Europe : catégorie 1 à 3 selon les formes.
	Mercure organique et méthyl mercure	7439-97-6	<p>Utilisations : orpillage en Guyane, production chlore-soude, amalgame dentaire, piles, métrologie (thermomètres, baromètres, pompes...), matériel électrique, ampoules et tubes...</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices, combustion charbon et fuel, mines et métallurgie, incinération de déchets domestiques, crémation, rejets d'eaux usées, épandage de boues de stations d'épuration.</p>	Effets systémiques	Système nerveux central.
				Effets cancérigènes	Union Européenne : non classé. CIRC : groupe 2B (méthylmercure).
				Caractère génotoxique	Catégorie 3 « effets mutagènes possibles chez l'homme ».
				Effets sur la reproduction et le développement	Catégorie 2 à 3 selon les formes.
	PCB-DL, dioxines, et furanes chlorés		<p>Utilisations (PCB) : installations électriques (isolants diélectriques, transformateurs, condensateurs) (ni mise en service, ni mise sur le marché depuis 1987).</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices. (dioxines et furanes) : combustion incomplète de divers dérivés aromatiques chlorés. Incinération de déchets urbains, métallurgie, cimenteries, blanchiment au chlore des pâtes à papier, procédés chimiques (production de dérivés chloro-aromatiques).</p>	Effets systémiques	Tissu adipeux, foie, cerveau.
				Effets cancérigènes	Union Européenne : non classé. CIRC : groupe 1 (TCDD) et 3 (autres dioxines et furanes).
	Hexachlorobenzène	118-74-1	Utilisations : Molécule utilisée comme fongicide avant	Effets systémiques	Thyroïde, foie, système nerveux central, système immunitaire.

Liste 2			<p>son interdiction en 1988. Elle est utilisée aujourd'hui pour produire des caoutchoucs synthétiques, comme plastifiant du PVC et pour la production du pentachlorophénol.</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices, combustion de transports routiers et fumées d'incinération de déchets.</p>	Effets cancérigènes	Catégorie 2.
	PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 138, 153, 180)	1136-36-3	<p>Utilisations : installations électriques (isolants diélectriques, transformateurs, condensateurs) (ni mise en service, ni mise sur le marché depuis 1987).</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices,</p>	Effets systémiques Effets cancérigènes	Tissu adipeux, foie, cerveau. Union Européenne : non classé. CIRC : groupe 2a « probablement cancérigènes pour l'homme ».
	Anthracène	120-12-7	<p>Utilisations : intermédiaire chimique, biocide, électrographie, constituant du pétrole.</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices, HAP pétrogénique : d'origine pétrolière. Naturellement présent dans des combustibles fossiles et généré par leurs combustions incomplètes ou celles de matières organiques.</p>	Effets systémiques	Pas d'organe cible.
	Benzo(a)anthracène	56-55-3	-	Effets cancérigènes	Catégorie 2.
	Fluoranthène	206-44-0	<p>Utilisations : revêtements de protection des réseaux de distribution d'eau potable en acier, colorants fluorescents, chimie et pharmacie (synthèse d'agents antiviraux).</p> <p>Sources d'exposition : via industries utilisatrices. HAP pétrogénique : d'origine pétrolière. Naturellement présent dans des combustibles fossiles et généré par leurs combustions incomplètes ou celles de matières organiques.</p>	Effets systémiques	Foie, reins.
	Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	<p>Utilisations : non produit volontairement par l'homme.</p> <p>Sources d'exposition : HAP pétrogénique : d'origine pétrolière. Naturellement présent dans des combustibles fossiles et généré par leurs combustions incomplètes ou celles de matières organiques (HAP pyrogénique).</p>	Effets systémiques Effets cancérigènes	Système immunologique. Catégorie 2.

	Dibenzo(a,h)anthracène		Utilisations : Excepté pour la recherche, cette substance n'est pas utilisée. Sources d'exposition : principalement fumées d'échappement des moteurs diesel ; fumée de cigarette, échappements de moteurs à essence, fumée des chaudières au charbon et des fours à coke, huiles usagées et goudrons.	Effets cancérigènes	Catégorie 2.
	Benzo(ghi)pérylène	191-24-2	Utilisations : non produit volontairement par l'homme. Sources d'exposition : HAP pétrogénique : d'origine pétrolière. Naturellement présent dans des combustibles fossiles et généré par leurs combustions incomplètes ou celles de matières organiques (HAP pyrogénique).	Effets systémiques	Système immunologique.
	Benzo(k)fluoranthène	207-08-9		Effets cancérigènes	Catégorie 2.
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	193-39-5	Utilisations : non produit volontairement par l'homme. Sources d'exposition : HAP pétrogénique : d'origine pétrolière. Naturellement présent dans des combustibles fossiles et généré par leurs combustions incomplètes ou celles de matières organiques.	Effets cancérigènes	Union Européenne : non déterminé. CIRC : groupe 2b « pourrait être cancérigène pour l'homme ».
	Chrysène	218-01-9	Utilisations : non produit volontairement par l'homme. Sources d'exposition : présent à des concentrations plus élevées que la plupart des autres HAP dans les combustibles fossiles tels que l'huile brute et la lignite. Émissions particulières des incinérateurs d'ordures ménagères, des appareils ménagers à gaz naturel et des dispositifs de chauffage domestique (bois principalement).	Effets systémiques Effets cancérigènes	Tissu adipeux, tissu mammaire, cerveau, foie. Catégorie 2.
Liste 3	Pyrène	129-00-0	Utilisations : fabrication de teintures, dans la synthèse de substances utilisées en optique pour leur brillance, et comme additif dans les huiles d'isolation électrique. Sources d'exposition : via industries utilisatrices, combustion incomplète de charbon et de produits pétroliers, goudron des revêtements routiers, production d'aluminium, de fer et d'acier, fonderies, combustion de déchets, fumée de tabac.	Effets systémiques	Reins.

Liste 4	Phénanthrène	08/01/85	Utilisations : production de colorants, d'explosifs, de produits pharmaceutiques. Sources d'exposition : mauvaise combustion des hydrocarbures, du bois ou du charbon, fumée de tabac, échappements de moteur Diesel ou à essence, viandes grillées au charbon de bois, huiles moteurs usagées..	-	-
	Nickel	7440-02-0	Utilisations : aciers inoxydables et alliages, catalyseur chimique, fabrication de pigments pour métaux et céramiques, batteries, circuits électriques, fonderies de plomb, nickelage électronique. Sources d'exposition : via industries utilisatrices, extraction et production de nickel, poussières naturelles et volcanisme, combustion de pétrole (dont fuel), charbon et bois, incinération de déchets et épandage de boues de stations d'épuration, eaux usées domestiques.	Effets systémiques	Reins, foie, cœur, poumons.
				Effets cancérigènes	Catégories 1 à 3 selon les formes.
				Effets sur la reproduction et le développement	Catégorie 2 (tétracarbonylnickel).
	Lindane	58-89-9	Utilisations : insecticide de la famille des organochlorés. Interdit en Europe (Règlement 850/2004 du Conseil et du Parlement Européen).	Effets systémiques	Système nerveux central, hématologique, et immunitaire.
				Effets cancérigènes	Union Européenne : non classé. CIRC : groupe 2b « le mélange pourrait être cancérigène pour l'homme ».
	Tributylétain (TBT)	56-35-9	Utilisations : agent biocide dans les peintures antisalissures (interdit en France depuis 1987), catalyseur dans la fabrication de certains produits chimiques et dans le traitement des textiles, du bois, et du papier. Sources d'exposition : via industries utilisatrices, émissions de matériaux traités (PVC notamment), filières de retraitement de ces matériaux.	Effets systémiques	Système immunitaire, foie, reins, rate, muscles, système nerveux central, poumons.
	Dieldrine	60-57-1	Utilisations : insecticide, antiparasitaire vétérinaire interdit depuis 1992.	Effets systémiques	Système nerveux central, foie, reins.
				Effets cancérigènes	Catégorie 3.

2.2.5 Etape 2 : Evaluation des relations dose-réponse – Sélection des VTR

2.2.5.1 Définition et typologie des VTR

Les relations dose-réponses peuvent être décrites pour les substances chimiques par des valeurs toxiques de référence (VTR). Les VTR sont des indices caractérisant le lien entre l'exposition de l'homme à une substance toxique et l'occurrence ou la sévérité d'un effet nocif observé. Plusieurs types de VTR existent selon les voies d'exposition considérées et le type d'effet associé à la substance.

Voies d'exposition	Types d'effets
<p>Les VTR sont définies pour différents types d'expositions :</p> <ul style="list-style-type: none"> • exposition aiguë : quelques secondes à quelques jours) ; • exposition subchronique : quelques jours à une ou plusieurs années ; • exposition chronique : quelques années à la vie entière. <p>Dans le cadre des ERS relatives aux immersions de sédiments de dragage, compte tenu des concentrations rencontrées dans les sédiments et des voies d'expositions à ces contaminants, seules les expositions subchroniques à chroniques sont considérées.</p>	<p>Les VTR sont définies pour deux types d'effets :</p> <ul style="list-style-type: none"> • effets à seuils (ou déterministes) : ce sont les effets pour lesquels il existe un seuil d'exposition en dessous duquel aucun effet n'existe et pour lesquels la gravité de l'effet est proportionnelle à l'exposition ; • effets sans seuils (ou probabilistes) : ce sont les effets pour lesquels la probabilité de survenue de l'effet est proportionnelle à la dose d'exposition, même faible, mais pas sa gravité. Ils correspondent pour l'essentiel aux effets cancérigènes génotoxiques. <p>Une même substance peut présenter l'un ou l'autre type d'effet, ou bien les deux types d'effet.</p>

Les différents types de VTR pour ce qui concerne la voie d'exposition par ingestion sont les suivantes :

Tableau 13 - Les différents types de VTR pour les expositions subchroniques à chroniques par ingestion

Voie d'exposition	Effets à seuil (mg/kg.j)	Effets sans seuil
Ingestion	DJA : Dose Journalière Admissible DJT : Dose Journalière Tolérable RfD : Reference Dose MRL : Minimal Risk Level TDI : Tolerable Daily Intake	ERU : Excès de Risque Unitaire CRoral : Carcinogenic Risk

A noter pour les effets sans seuils, que les VTR pour ces types d'effets représentent la probabilité de survenue d'un effet cancérigène pour une exposition durant une vie entière à une unité de dose donnée. Pour la voie orale, l'ERUo, qui est l'inverse d'une dose, fournit la probabilité individuelle, théorique, de développer un cancer pour une exposition durant une vie entière égale à 1 mg/kg/j de produit toxique. Le CRoral est la concentration correspondant à un excès de risque cancérigène de 1.10^{-4} pour une exposition continue durant toute la vie.

2.2.5.2 Modalités de choix des VTR

Le mode de choix d'une VTR, devra se référer à la Circulaire DGS/SD.7B n°2006-234 du 30 mai 2006¹¹ relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact.

Cette circulaire définit les **6 bases de données** à prendre en compte dans une ERS : US-EPA, ATSDR, OMS/IPCS, Health Canada, RIVM, OEHHA.

Si, pour une substance, plusieurs VTR sont disponibles pour un même effet critique, une même voie et une même durée d'exposition la hiérarchisation des bases de données suivante doit être observée :

- pour les substances à effets à seuil : US EPA > ATSDR > OMS/IPCS > Health CANADA > RIVM > OEHHA ;
- pour les substances à effets sans seuil : US EPA > OMS/IPCS > RIVM > OEHHA ;
- pour les substances cancérigènes, mutagènes ou génotoxiques, une VTR sans seuil doit être choisie (y compris pour les substances cancérigènes non génotoxiques).

N.B. Les sites suivants peuvent être consultés pour la recherche de VTR actualisées :

- le site ITER : <http://www.tera.org/iter/> ;
- le portail substances chimiques de l'Ineris (fiches de données toxicologiques et environnementales) : <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/9> ;
- l'approche de l'Ineris concernant la sélection des VTR est différente de celle préconisée par la circulaire DGS/SD. L'Ineris présente en première approche les VTR publiées par l'ATSDR, l'US EPA et l'OMS. En seconde approche, les VTR publiées par d'autres organismes, notamment Santé Canada, le RIVM et l'OEHHA, peuvent être retenues pour la discussion si des valeurs existent. L'Ineris propose également pour certaines substances des choix d'experts basés sur la pertinence des études toxicologiques de base ayant servi à déterminer les VTR. Ces choix d'experts restent cohérents avec la démarche proposée par la circulaire DGS/SD ;
- le moteur de recherche Furetox de l'INVS : <http://www.furetox.fr/home.html>

¹¹ Cette circulaire est en cours de modification. La principale recommandation sera de prendre la dernière VTR parue parmi les 7 bases de données citées, en ajoutant celle de l'ANSES.

Le tableau suivant présente les VTR disponibles dans l'état actuel des connaissances pour les substances d'intérêt sanitaire identifiées. Ces données sont à mettre à jour de façon régulière.

Tableau 14 - VTR correspondant à des expositions chroniques par voie orale pour les substances d'intérêt sanitaire des listes 1 à 4 (sources : Ineris, ITER).

	Substances chimiques	Type d'effet	Source	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation	Mode de choix de la VTR
Liste 1	Arsenic	À seuil	US EPA	3	RfD = 3.10^{-4} mg/kg/j	1993	Circulaire 2006
		Sans seuil		-	ERUo = $1,5$ (mg.kg.j) ⁻¹	1998	Circulaire 2006
	Benzo(a)pyrène	Sans seuil	RIVM	-	ERUo = $0,2$ (mg.kg.j) ⁻¹	2001	Recommandation Ineris et AFSSA (2003)
	Cadmium	À seuil ¹²	US EPA	10	RfD = 1.10^{-3} mg/kg/j ¹³	1994	Circulaire 2006
	Plomb	À seuil	OMS	-	DJT = $3,5$ µg/kg	1993	Circulaire 2006
	Mercure organique et méthyl mercure	À seuil	US EPA	10	RfD = 10^{-4} mg/kg/j	2001	Circulaire 2006
	PCB-DL, dioxines, et furanes (ref : 2,3,7,8-TCDD)	À seuil	OMS	10	DJA = 1.10^{-6} µg TEQ/kg/j	2000	Circulaire 2006
		Sans seuil	ATSDR	-	ERU = 1.10^{-7} mg/kg/j	2009	Circulaire 2006
	Hexachlorobenzène	À seuil	US EPA	100	RfD = 8.10^{-4} mg/kg/j	1991	Circulaire 2006

¹² Les seules VTR existant pour les effets sans seuils du cadmium sont définies pour une exposition par inhalation.

¹³ L'Ineris indique également une valeur de l'EFSA (2009) de $3,6.10^{-4}$ mg/kg.j.

	Substances chimiques	Type d'effet	Source	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation	Mode de choix de la VTR
		Sans seuil		-	ERUo = 1,6 (ng.kg.j) ⁻¹	1996	Circulaire 2006
	PCB indicateurs (ref : aroclor 1254)	À seuil	ATSDR	300	MRL = 0,02 µg /kg/j	2000	Circulaire 2006
		Sans seuil	US EPA	-	ERUo = 2,0 (mg/kg/j) ⁻¹	1997	Seule VTR
Liste 2	Anthracène	À seuil	US EPA	3000	RfD = 0,3 mg/kg/j	1993	Circulaire 2006
		Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,01		Approche Ineris
	Fluoranthène	À seuil	US EPA	3000	RfD = 4.10 ⁻² mg/kg/j	1993	Circulaire 2006
		Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,001		Approche Ineris
	Benzo(a)anthracène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,1		Approche Ineris
	Dibenzo(a,h)anthracène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,1		Approche Ineris
	Benzo(b)fluoranthène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,1		Approche Ineris
	Benzo(ghi)pérylène	À seuil	RIVM		TDI = 30 µg/kg/j	2001	Seule VTR
		Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,01		Approche Ineris
	Benzo(k)fluoranthène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,1		Approche Ineris
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2003)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,1		Approche Ineris
	Chrysène	Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERUo = ERUo _{benzo(a)pyrène} * 0,01		Approche Ineris
		Sans seuil	US EPA	-	ERUo = 16 (mg/kg/j) ⁻¹	1993	Seule VTR

	Substances chimiques	Type d'effet	Source	Facteur d'incertitude	Valeur de référence	Année d'évaluation	Mode de choix de la VTR
Liste 3	Pyrène	À seuil	US EPA	3000	RfD = $3 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	1993	Seule VTR
		Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERU ₀ = ERU ₀ benzo(a)pyrène * 0,001		Approche Ineris
	Phénanthrène	À seuil	RIVM	-	TDI = $4 \cdot 10^{-2}$ mg.kg ⁻¹ .j ⁻¹	2001	Seule VTR
		Sans seuil	Approche TEF (Ineris, 2006)		ERU ₀ = ERU ₀ benzo(a)pyrène * 0,001		Approche Ineris
	Nickel	À seuil	US EPA	300	RfD = $2 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j ¹⁴	1996	Circulaire 2006
	Lindane	À seuil	US EPA	1 000	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1988	Circulaire 2006
		Sans seuil	OEHHA	-	ERU ₀ = 4 (mg/kg/j) ⁻¹	2002	Seule VTR
Tributylétain (ref : OTBT)	À seuil	US EPA	100	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1997	Seule VTR	
Liste 4	Dieldrine	À seuil	US EPA	100	RfD = $5 \cdot 10^{-5}$ mg/kg/j	1990	Circulaire 2006

A noter que les facteurs d'incertitude (extrapolation inter-espèces, inter voies...) doivent être précisés pour chaque VTR choisie.

Concernant l'évaluation du risque cancérigène induit par une exposition par voie orale à un mélange de HAP, l'Ineris (2006) recommande d'utiliser l'approche substance par substance (TEF) définie ci-avant. En ce qui concerne la VTR à retenir pour la substance de référence, le benzo(a)pyrène, l'Ineris recommande l'ERU₀ établi par le RIVM : 0,2 (mg/kg/j)⁻¹.

¹⁴ Une valeur de $1,1 \cdot 10^{-2}$ mg/kg.j est proposée par l'OEHHA en 2012.

2.2.6 Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations

2.2.6.1 Etape 3.1 : Réalisation d'un schéma conceptuel d'exposition

Le schéma conceptuel est une description des enjeux et des voies d'exposition et de transfert. Il doit préciser les relations entre :

- les **sources** de pollution ;
- les **vecteurs** constitués par les différents milieux de transfert ;
- les **enjeux** à protéger : populations cibles, milieux d'expositions.

En ce qui concerne la contamination chimique des sédiments marins :

- la seule **voie d'exposition** considérée est l'ingestion de produits de la mer (Ifremer, Ineris, 2005) ;
- le **mode de transfert** des contaminants vers l'homme est l'accumulation via la chaîne alimentaire (bioconcentration et biomagnification) ;
- la détermination du **niveau d'exposition** repose sur une estimation des concentrations dans les organismes marins. La méthode européenne du Technical Guidance document peut être utilisée.

Pour évaluer le risque sanitaire lié à la contamination chimique des sédiments de dragage immergés, le scénario suivant a été considéré :

« consommation de poissons, de crustacés, ou de mollusques se nourrissant exclusivement dans l'aire d'influence des sites de dragage et/ou d'immersion des sédiments ».

Cette hypothèse est illustrée par le schéma conceptuel présenté dans le volet A de ce guide.

Ces schémas généraux devront être établis sur la base d'informations précises, définies en fonction du contexte local :

- **distance de dispersion des sédiments** estimée si une modélisation, ou des données de suivi sont disponibles.

Dans le cas où aucune donnée locale ne permet d'estimer la distance de dispersion du panache turbide, et donc d'identifier l'aire d'influence de l'immersion, les distances suivantes pourront être utilisées :

- dragage¹⁵ : aire d'influence de 1 km ;
- immersion : aire d'influence de 10 km.

Ces distances ont été définies dans le cadre des phases préparatoires à l'élaboration du guide, sur la base d'études bibliographiques et de dossiers réglementaires.

Ces distances sont d'ordre indicatif et, compte tenu des spécificités hydrodynamiques et sédimentologiques de chaque site, une modélisation ou des mesures locales doivent

¹⁵ Seules les techniques de dragage « conventionnelles » sont concernées : dragage mécanique ou hydraulique.

toujours être privilégiées, moyennant le respect du principe de proportionnalité entre efforts d'évaluation et enjeux du projet.

L'aire d'influence citée pour le dragage ne peut être appliquée aux techniques de dragage hydrodynamiques, dont l'aire d'influence peut être plus importante. Pour ces techniques, des données de suivi et/ou de modélisation devront être réalisées si des sites sensibles sont susceptibles d'être impactés.

Dans le cas où la pratique de la surverse serait réalisée au cours du transport des sédiments du site de dragage au site d'immersion, l'ERS devra inclure cette phase en considérant les sites sensibles susceptibles d'être impactés lors du trajet de la drague du site de dragage jusqu'au site d'immersion ;

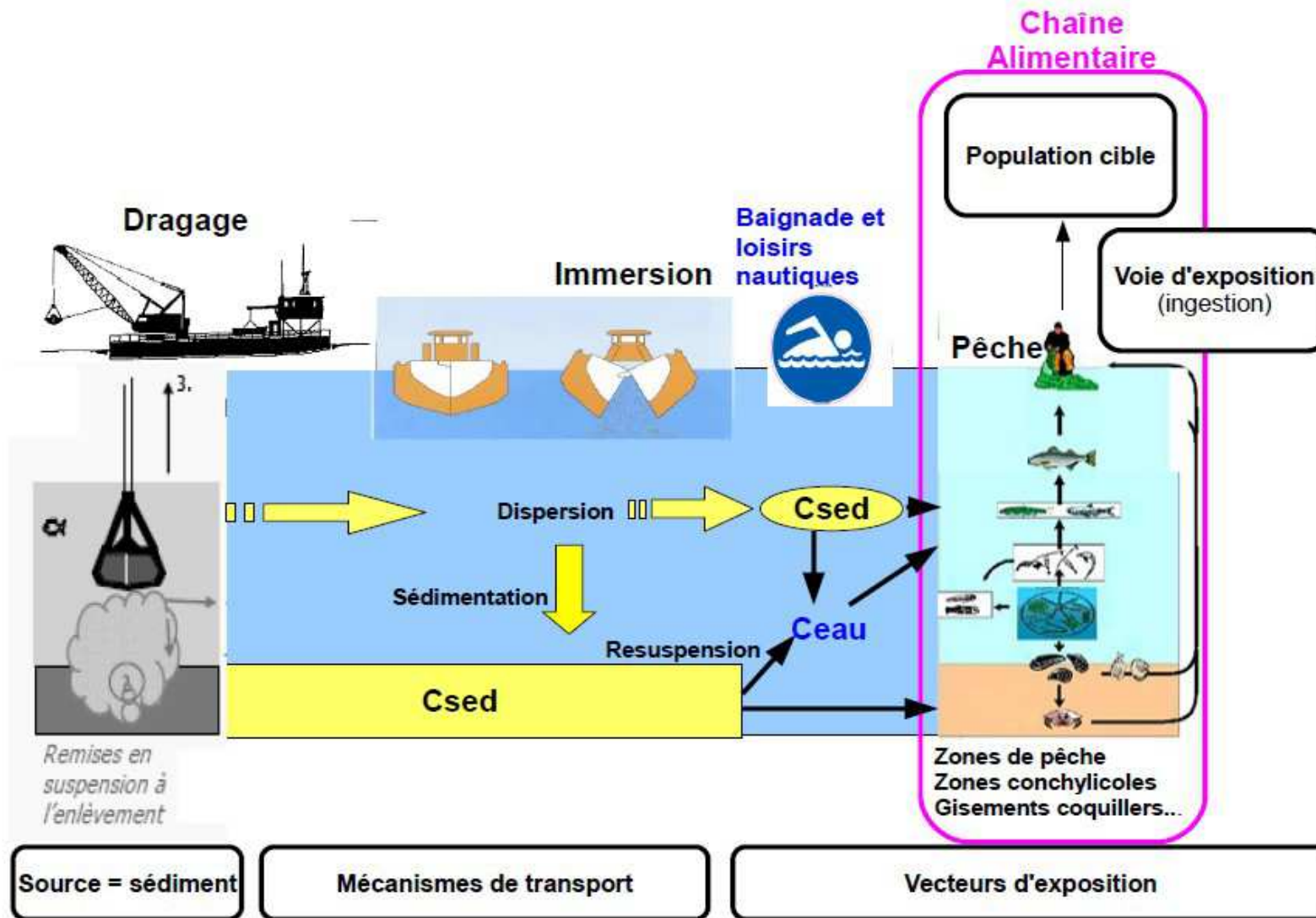
- **localisation** des sites sensibles situés dans le périmètre d'influence des zones de dragage et/ou d'immersion : zones de pêche, zones conchylicoles, gisements coquillers.

Une carte de situation du site d'immersion et du site de dragage par rapport aux sites sensibles identifiés localement doit être produite.

- **présence et localisation** des espèces commerciales locales susceptibles de bioaccumuler les substances chimiques d'intérêt sanitaire.

Le choix des espèces commerciales locales devra porter sur des espèces de préférence benthique et capables de bioaccumuler les contaminants chimiques (fort facteur de bioconcentration - BCF). La fréquence de consommation au niveau local des espèces choisies devra être déterminée.

Le schéma conceptuel associé aux agents de contamination chimiques est présenté dans le schéma suivant.



2.2.6.2 Etape 3.2 : Evaluation des doses d'exposition

La méthode des équilibres de partage

Pour évaluer les doses d'exposition, la méthode des équilibres de partage « eau-sédiment-biote » utilisée dans le TGD (Technical Guidance Document) et décrite pour le milieu marin par l'ouvrage « Analyse du risque chimique » (Ifremer, Ineris, 2005), peut être utilisée (voir annexe 1).

Le TGD définit des environnements standards pour l'évaluation des risques chimiques en milieu marin :

- le scénario local simule l'impact d'un rejet local dans le champ proche (environs 100 à 200 mètres du rejet) ;
- le scénario régional vise à déterminer le bruit de fond de la contamination de la substance dans un environnement générique suffisamment grand (zone côtière de 40 km de long, 10 km de large et 10 m de profondeur).

Dans le cadre de l'ERS liée à un rejet de sédiments de dragage, le scénario local est plus adapté car il permet d'évaluer l'impact maximal dans le champ proche du rejet.

Les doses journalières d'exposition sont calculées à partir des concentrations en contaminants dans les produits de la mer (poissons, mollusques, crustacés), et de scénarios de consommation.

Le TGD fournit des valeurs par défaut pour ce qui concerne les paramètres liés au sédiment.

Toutefois, il est fortement recommandé d'avoir recours à des valeurs effectivement mesurées dans les sédiments à draguer ou données par les réseaux de surveillance locaux afin de se rapprocher au maximum de la réalité.

Evaluation des concentrations dans l'eau interstitielle

Evaluation des concentrations des substances organiques

De façon à estimer la concentration dans l'eau interstitielle, $C_{\text{eau-i}}$, à partir de la concentration mesurée dans le sédiment, C_{sed} , la formule suivante peut être appliquée :

$$C_{\text{eau-i}} = C_{\text{sed}} / ((K_{\text{mes-eau}} / \text{RHO}_{\text{mes}}) * 1000 * 10^*)$$

avec :

- C_{sed} : concentration dans les sédiments en mg/kg p.h.
- $K_{\text{mes-eau}}$: coefficient de partage MES-eau
- RHO_{mes} : masse volumique des MES en $\text{kg/m}^3 = 1150 \text{ kg/m}^3$

* Conformément aux prescriptions du TGD, pour les substances dont le log KOW est supérieur à 5, un facteur de 10 est ajouté à l'équation de façon à prendre en compte la forte adsorption des substances concernées sur les particules sédimentaires. Les substances concernées sont identifiées dans le tableau n° 6.

Le Coefficient de partage MES-eau ($K_{mes-eau}$) est spécifique d'une substance donnée. S'il n'est pas connu, il peut être retrouvé à partir de l'équation suivante :

$$K_{mes-eau} = F_{eau-mes} + F_{solide-mes} * (K_{pMES} / 1000) * RHO_{solide}$$

avec :

- $F_{eau-mes}$: fraction volumique d'eau dans les MES = 0,9
- $F_{solide-mes}$: fraction volumique de solide dans les MES = 0,1
- RHO_{solide} : masse volumique de la phase solide = 2500 kg/m³
- K_{pMES} : le coefficient de partage entre MES et eau en l/kg.

Le coefficient de partage MES – eau peut être estimé à partir du coefficient de partage carbone organique-eau, K_{oc} (en l/kg) :

$$K_{pMES} = F_{ocMES} * K_{oc}$$

avec :

- F_{ocMES} : fraction de carbone organique dans les MES = 0,1

Il est également possible de calculer le K_{oc} via le coefficient de partage octanol-eau, K_{ow} (Marchand et Tissier, 2005) :

$$\text{Log } K_{oc} = 0,81 \text{ log } K_{ow} + 0,1$$

Evaluation des concentrations des métaux

La Commission Européenne (2005) a adapté la méthode du TGD aux métaux via l'équation suivante :

$$C_{eau-i} = (C_{sed} * 10) / K_{pMES}$$

* La Commission européenne (2005) recommande d'ajouter un facteur de 10 pour les substances dont le K_p est supérieur à 200 L/kg de façon à prendre en compte la voie d'exposition par ingestion directe du sédiment et pas seulement via l'eau interstitielle.

Le tableau suivant donne les valeurs génériques de KMES eau, KpMES, et Koc à considérer pour les substances d'intérêt sanitaire :

Tableau 15 - Coefficients de partage des substances d'intérêt sanitaire

	Substances chimiques	K _{ow}	Kp _{MES} (L/kg)	Koc (L/kg)
Liste 1	Arsenic	-	-	-
	Benzo(a)pyrène	log K _{ow} > 5	3	5,07.10 ⁶ <i>Ineris (2010)</i>
	Cadmium	-	130000 <i>Ineris (2010) UE (2005)</i>	-
	Plomb	-	645654 <i>UE (2005)</i>	-
	Mercure organique et méthyl mercure	-	100 000 <i>Ineris (2010)</i> ¹⁶	-
	PCB-DL, dioxines, et furanes	log K _{ow} > 5	-	2,54.10 ⁷ <i>Ineris (2006)</i> ¹⁷
	Hexachlorobenzène	log K _{ow} > 5	-	128825 <i>Ineris (2008)</i>
	PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	log K _{ow} > 5	40550,8 ¹⁸	405 508 ¹⁹ <i>Ineris (2005)</i>
Liste 2	Anthracène	-	-	29512 (UE, 2011)
	Fluoranthène	log K _{ow} > 5	-	144544 (UE, 2005)
	Naphtalène	-	-	1250 (ECB 2003)
	Benzo(a)anthracène	Log Kow = 5,66 (Ineris 2011) log K _{ow} > 5	-	48372 ²⁰

¹⁶ Cette valeur a été retenue car elle est la plus récente. Cependant, la Commission Européenne indique des valeurs de KpMES très variables pour le mercure : de 5 000 à 900 000 L/kg.

¹⁷ Cette valeur est un Koc maximum donné pour les dioxines.

¹⁸ Valeur calculée à partir du Koc

¹⁹ Valeur calculée à partir du coefficient de partage octanol-eau maximum donnée par l'Ineris pour un mélange de PCB (Log KoW = 6,8).

²⁰ Valeur calculée à partir du Log Kow



	Substances chimiques	K _{ow}	K _{pMES} (L/kg)	K _{oc} (L/kg)
Liste 3	Benzo(b)fluoranthène	1096478 (UE, 2005) log K _{OW} > 5	-	98265 ¹²
	Benzo(ghi)pérylène	log K _{OW} > 5	-	24000000 (UE, 2005)
	Benzo(k)fluoranthène	log K _{OW} > 5	-	6456540 (UE, 2005)
	Dibenzo(a,h)anthracène	log K _{OW} > 5	-	1400000 (Ineris, 2006)
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	log K _{OW} > 5	-	33113100 (UE, 2005)
	Chrysène	log K _{OW} > 5	-	398000 (Ineris, 2005)
	Pyrène	log K _{OW} > 5	-	67992 (Ineris, 2005)
	Phénanthrène	-	-	4,18 (Ineris, 2010)
	Nickel	-	7 493 (UE, 2005)	-
	Lindane	-	-	5460 (UE, 2005)
	Tributylétain (TBT)	-	108 (UE, 2005)	-
	Dieldrine	log K _{OW} > 5	-	4,68.10 ⁶ (GIP Seine Aval, 2007)

Evaluation des concentrations dans l'eau dans le champ proche du rejet

La concentration dans l'eau interstitielle calculée précédemment se rapporte à une concentration à l'équilibre entre le sédiment, le biote et l'eau.

De façon à évaluer la concentration dans l'eau dans le champ proche d'un rejet en milieu marin, la formule suivante peut être appliquée (Marchand, Tissier, 2005) :

$$C_{\text{eau-local}} = [C_{\text{eau-i}} / (1 + K_{pMES} * [MES] * 10^{-6} * \text{DILUTION})] + [\text{bruit de fond}]$$

avec :

- [MES] = charge particulaire dans l'eau ;
- [bruit de fond] = bruit de fond de la substance au niveau local.

Le TGD définit, pour le scénario local, une **concentration en MES de 15 mg/l.**

Cette valeur peut être reprise en l'absence de données locales et si elle est n'est pas inférieure au bruit de fond.

Dans le cadre des opérations de dragage et d'immersion, ce niveau de concentration peut être rencontré dans le périmètre éloigné des opérations de dragage et d'immersion.



Cependant, si des mesures ont été réalisées à la suite d'une opération comparable en termes qualitatifs et quantitatifs, les valeurs mesurées devront être reprises.

Dans le cas des estuaires, qui présentent des niveaux de turbidité importants et très variables, il est préférable d'avoir recours à des données locales.

Un facteur de dilution de 100 peut être appliqué en l'absence de données locales. Ce facteur est défini par le TGD dans le cadre d'un scénario local marin²¹.

Enfin, le niveau d'exposition dans l'eau à l'échelle locale doit également prendre en compte la contribution du bruit de fond de la substance au niveau local. Si des valeurs locales ne sont pas disponibles, les valeurs de concentrations ubiquitaires rapportées par l'Ineris pourront être reprises. Cependant, ces valeurs concernent les eaux marines et non les eaux portuaires.

De façon à ne pas sous-estimer le risque, il est préférable d'utiliser des valeurs de concentrations locales.

²¹ Pour les eaux douces, le facteur de dilution est de 10. Pour les eaux estuariennes aucun facteur spécifique n'a été défini dans le TGD.

Le tableau suivant rapporte les concentrations ubiquitaires définies par l'Ineris pour les substances d'intérêt sanitaire dans les eaux marines. Dans une logique protectrice, si des plages de concentrations sont définies par l'Ineris, la valeur la plus élevée est prise en compte.

	Substances chimiques	Niveaux ubiquitaires dans les eaux marines	source
Liste 1	Arsenic	3 µg/l	Ineris, 2010
	Benzo(a)pyrène	0,1 ng/l	Ineris, 2006
	Cadmium	1 ng/l	Ineris, 2005
	Plomb	50 ng/l	Ineris, 2005
	Mercure organique et méthyl mercure	3 ng/l	Ineris, 2005
	PCB-DL, dioxines, et furanes	-	-
	PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	3 ng/l	Ineris, 2005
	Hexachlorobenzène	12 pg/l	Ineris, 2008
Liste 2	Anthracène	-	-
	Fluoranthène	50 ng/l (eaux de surface)	Ineris, 2005
	Naphtalène	10 ng/l	Ineris, 2010
	Benzo(a)anthracène	-	-
	Benzo(b)fluoranthène	-	-
	Benzo(ghi)pérylène	-	-
	Benzo(k)fluoranthène	-	-
	Dibenzo(a,h)anthracène	0,1 ng/l	Ineris, 2006
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	100 pg/l	Ineris, 2005
	Chrysène	1 ng/l	Ineris, 2011
Liste 3	Pyrène	1 ng/l (eaux de surface)	Ineris, 2005
	Phénanthrène	10 ng/l	Ineris, 2010
	Nickel	0,5 µg/l	Ineris, 2006
	Lindane	0,2 ng/l	Ineris, 2005
	Tributylétain (TBT)	-	-
Liste 4	Dieldrine	-	-



Evaluation des concentrations dans le biote

Selon la problématique locale, les concentrations dans le biote pourront être évaluées dans les poissons, dans les crustacés et/ou dans les mollusques bivalves selon la formule suivante :

$$C_{\text{poisson/crustacés/mollusques}} = C_{\text{eau-local}} * BCF_{\text{poissons/crustacés/mollusques}} * BMF$$

avec :

- C_{poisson} : concentration dans le poisson en mg/kg p.h. ;
- $C_{\text{eau-local}}$: concentration dans l'eau de mer en mg/l ;
- BCF_{poisson} : facteur de bioconcentration eau-poisson ;
- BMF : facteur de biomagnification.

N.B. Les mollusques, qui sont des organismes occupant un niveau trophique peu élevé, ne sont pas concernés par le processus de biomagnification.

➔ **Si la concentration évaluée dans le biote est inférieure au seuil réglementaire, le risque sanitaire est considéré comme acceptable et il n'est pas nécessaire d'aller plus loin dans l'évaluation des risques : fin de l'ERS pour les substances réglementées en ce qui concerne leur teneur dans les produits de la mer.**

Les facteurs de bioconcentration et de biomagnification (ou bioamplification) pouvant être appliqués aux substances d'intérêt sanitaire sont indiqués ci-après (ils sont à réactualiser de façon régulière) :

	Substances chimiques	BCF poissons	BCF mollusques	BCF crustacés	BMF
Liste 1	Arsenic	4 (Ineris, 2006)	478 (Ineris, 2006)		-
	Benzo(a)pyrène	2700 (UE, 2005)	-	12800 (UE, 2005)	2 (TGD)
	Cadmium	29,4 (UE, 2005)	-	-	-
	Plomb	20 (UE, 2005)	2279 (UE, 2005)	1153 (UE, 2005)	-
	Mercure organique et méthyl mercure	85700 (UE, 2005)	5300 (UE, 2005)	-	10 (TGD)
	PCB-DL, dioxines, et furanes	9000 (AESN, 2008) ²²	-	-	10 (TGD)
	Hexachlorobenzène	18000 (UE, 2005)	Bivalves : 7000 (UE, 2005)	-	10 (TGD)
	PCB indicateurs (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	10 ⁴ à 10 ⁷ (AESN, 2008)	Bivalves : 10 ⁴ à 5.10 ⁵ (AESN, 2008)	10 ⁴ à 10 ⁵ (AESN, 2008)	10 (TGD)
Liste 2	Anthracène	3042 (UE, 2011)	-	-	2 (TGD)
	Fluoranthène	1700 (UE, 2005)	10000 (UE, 2005)	1740 (UE, 2005)	-
	Benzo(a)anthracène	-	-	-	-
	Benzo(b)fluoranthène	31800 (AESN, 2008)	-	-	10 (TGD)

²² Valeur maximale donnée pour les dioxines et furannes

	Substances chimiques	BCF poissons	BCF mollusques	BCF crustacés	BMF
	Benzo(ghi)pérylène	64 000 (Ineris, 2011) ²³	64 000 (Ineris, 2011)	28000 (AESN, 2008)	10 (TGD)
	Benzo(k)fluoranthène	8750 (UE, 2005)	Invertébrés : 13000 (AESN, 2008)	-	10 (TGD)
	Dibenzo(a,h)anthracène	10 (Ineris, 2006)	-	773 (Ineris, 2006)	-
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	45 000 (Ineris, 2005)	45 000 (Ineris, 2005)	45 000 (Ineris, 2005)	10 (TGD)
	Chrysène	-	Bivalves : 694 (Ineris, 2011)	2 000 (daphnie) (Ineris, 2011)	-
Liste 3	Pyrène	4810 (Ineris, 2005)	-	2700 (Ineris, 2005)	2 (TGD)
	Phénanthrène	2229 Ineris (2010)			2 (TGD)
	Nickel	-	340 (UE, 2005)	-	-
	Lindane	780 (UE, 2005) ²⁴	Moules : 240 (UE, 2005)	Daphnia magna : 220 (UE, 2005)	-
	Tributylétain (TBT)	6000 (UE, 2005)	11400 (UE, 2005)	4400 (UE, 2005)	-
Liste 4	Dieldrine	4900 (Ineris, 2011)	8 000 (Ineris, 2011)	4 500 (Ineris, 2011)	2 (TGD)

²³ Valeur donnée pour les organismes aquatiques en général.

²⁴ Valeur donnée pour les parties comestibles des poissons (filets).



Evaluation des doses journalières d'exposition

Des données humaines d'exposition sont nécessaires pour calculer les doses journalières d'exposition :

- **poids corporel** : des données peuvent être reprises des enquêtes décennales INSEE sur la Santé des Français (Tanguy et al., 2007) ;
- **durée d'exposition** : ce facteur n'est pris en compte que dans les calculs **pour les contaminants à effets sans seuils** : une durée d'exposition (Texp) de 30 ans, correspondant à une valeur majorante de l'intervalle moyen entre chaque déménagement, peut être considérée pour les adultes, et une durée d'exposition de 14 ans pour les mineurs (3 à 17 ans). Cette durée d'exposition est moyennée sur une vie entière (prise conventionnellement égale à 70 ans) ;
- **données de consommation des produits de la mer** : elles doivent, si possible, être locales. Pour cela, les bases de données suivantes pourront être exploitées :
 - **l'étude CALIPSO (2006)** fournit des données de consommation pour les forts consommateurs de produits de la mer détaillées par type de produit (poissons/crustacés/mollusques) mais aussi par espèce, au niveau national et pour les sites du Havre, de Lorient, de La Rochelle et de Toulon ;
 - **l'étude INCA 2 (2009)** fournit des données de consommation au niveau national ;
 - **le TGD** préconise des valeurs standards : soit un poids corporel de 70 kg et une consommation de produits de la mer de 115 g/jour. Ces valeurs sont utilisées par la Commission Européenne pour le calcul de standards de qualité dans le biote en relation avec la santé humaine (Lepper, 2004).

N.B. : les valeurs standards utilisées par le TGD peuvent être assimilées à des valeurs associées aux très forts consommateurs.

La formule suivante permet de calculer les doses d'exposition journalières :

$$\text{DJE} = [(\text{C}_{\text{poissons/crustacés/mollusques}} * \text{consommation}) / \text{poids}] * \text{T} / \text{Tm}^*$$

avec :

- **DJE** : Dose Journalière d'Exposition en mg/kg/j ;
- **C_{poissons/crustacés/mollusques}** : concentration estimée dans les produits de la mer en mg/kg p.h. ;
- **consommation** : ration alimentaire pour le produit de la mer considéré en kg/j ;
- **poids** : poids moyen des individus de la population considérée en kg ;
- **T** : nombre d'années d'exposition = 30 ans pour les adultes et 6 ans pour les enfants ;
- **Tm** : période de temps sur laquelle l'exposition est moyennée = vie entière = 70 ans

* Ce ratio n'apparaît que dans les calculs pour les polluants à effets sans seuil

2.2.7 Etape 4 : Caractérisation des risques

La caractérisation des risques correspond à la synthèse des informations issues de l'évaluation de l'exposition et de l'évaluation des dangers.

Elle représente une estimation de l'incidence et de la gravité des effets indésirables susceptibles de se produire dans la population cible en raison de l'exposition, réelle ou prévisible, à l'ensemble des substances contenues dans les sédiments immergés (Ineris, 2003).

2.2.7.1 Estimation du risque pour les effets à seuil - Quotient de danger

Pour les effets à seuil, l'expression déterministe de la survenue d'un effet toxique dépend du dépassement d'une valeur toxicologique de référence. Elle s'exprime au travers du **quotient de danger**.

$$\text{QD} = \text{DJE} / \text{VTR}$$

avec :

- **QD** : Quotient de Danger ;
- **DJE** : Dose Journalière d'Exposition (en mg/kg/j) ;
- **VTR** :
 - DJA : Dose Journalière Admissible,
 - DJT : Dose Journalière Tolérable,
 - RfD : Reference Dose,
 - MRL : Minimal Risk Level, ou
 - TDI : Tolerable Daily Intake (en mg/kg/j).

Si QD < 1, la survenue d'un effet toxique apparaît peu probable selon les approximations utilisées pour le calcul des VTR et des doses journalières d'exposition,

si QD > 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut être exclue.

N.B. Ces formules s'appliquent à chaque substance prise individuellement et pour le seul effet critique et ne renseignent pas sur l'effet résultant de l'exposition à un mélange de substances (Ineris, 2003).

2.2.7.2 Estimation du risque pour les effets sans seuil - Excès de Risque Individuel

Pour les effets sans seuil, la caractérisation du risque passe par la définition de l'**Excès de Risque Individuel (ERI)**. L'ERI représente la probabilité qu'a un individu de développer l'effet associé à la substance sa vie durant (Ineris, 2003). Il est calculé selon la formule suivante :

$$\text{ERI} = \text{DJE} * \text{ERU}$$

avec :

- **ERI** : Excès de Risque Individuel,
- **ERU** : Excès de Risque Unitaire (mg/kg.j)⁻¹,
- **DJE** : Dose Journalière d'Exposition (mg/kg/j).



Pour le cas particulier d'une exposition orale à un mélange de HAP (Ineris, 2003) l'ERI spécifique aux HAP peut être calculé selon la formule suivante (déroulée ici pour 4 HAP) :

$$\text{ERI}_{\text{mélange HAP}} = (\text{TEF}_{\text{HAP1}} * [\text{HAP}_1] + \text{TEF}_{\text{HAP2}} * [\text{HAP}_2] + \text{TEF}_{\text{HAP3}} * [\text{HAP}_3] + \text{TEF}_{\text{HAP4}} * [\text{HAP}_4] + \dots) * \text{ERU}_{\text{o benzo(a)pyrène}}$$

Calcul de l'ERI global et détermination du risque individuel

Un ERI global peut être calculé en additionnant les ERI calculés pour les différentes substances cancérogènes contenues dans les sédiments immergés.

Si ERI global < 10⁻⁵, le risque est considéré comme acceptable.

La décision finale de l'acceptabilité du risque revient à l'administration lors de l'instruction de chaque dossier.

Calcul de l'impact

Le produit de l'excès de risque individuel par l'effectif de la population exposée (N) est appelé impact (I) :

$$I = \text{ERI} * N$$

2.2.7.3 Conclusion sur le risque général et évaluation de l'opportunité de mener une étude de deuxième niveau

Si le résultat final de la caractérisation du risque basée sur l'hypothèse la plus pénalisante en matière d'exposition est inférieur aux seuils d'acceptabilité précisés précédemment, soit $I < 10^{-5}$, on peut admettre que la substance chimique étudiée ne présente pas de risque sanitaire inacceptable pour le cas considéré (niveau de concentration dans les sédiments à draguer, site d'immersion...).

A l'inverse, si le résultat est supérieur à ces seuils d'acceptabilité, une évaluation de « deuxième niveau » doit être menée.

Cette évaluation de deuxième niveau consiste à prendre en compte des données d'exposition plus réalistes que les hypothèses génériques fournies notamment par le TGD. Ces données doivent être basées si possible sur des données acquises au niveau local : concentration « réelle » en MES, données de consommation humaine, spécificités des espèces commerciales locales, etc.

Si cette évaluation de deuxième niveau aboutit à nouveau à la mise en évidence d'un risque sanitaire inacceptable, des mesures de gestion spécifiques doivent être adoptées.

Paramètres liés aux sédiments

L'application des méthodes d'équilibre de partage implique la connaissance de certains paramètres physiques propres aux sédiments.

Le TGD fournit un certain nombre de paramètres standards pour le milieu marin. Cependant, il est préférable d'utiliser les paramètres mesurés au niveau local.

Ainsi, la concentration en MES dans l'eau peut être mesurée au niveau local, dans le cadre d'une opération test ou d'une opération antérieure équivalente de dragage et/ou d'immersion.

La concentration en MES pourra être mesurée au niveau du chantier de dragage et/ou d'immersion ainsi qu'au niveau des sites sensibles identifiés dans le champ proche des opérations : sites conchylicoles, zones de baignade...

Pour évaluer le risque sanitaire, la concentration en MES la plus élevée mesurée au niveau des sites sensibles sera considérée.

La concentration mesurée au niveau du chantier de dragage et/ou d'immersion pourra également être considérée dans le cadre d'une approche majorante.

D'autres paramètres peuvent également être déterminés par des analyses locales : fraction volumique de solide, fraction volumique d'eau, fraction pondérale de carbone organique dans la fraction solide...

2.2.8 Etape 5 : Evaluation des incertitudes

Les hypothèses et les facteurs d'incertitude doivent être spécifiés pour :

- apporter les éléments nécessaires à la discussion,
- mettre en évidence les points de l'évaluation pour lesquels un effort supplémentaire dans l'acquisition de données et le travail de modélisation peuvent réduire de façon substantielle l'incertitude entourant le résultat (Ineris, 2003).

La définition des incertitudes concerne à la fois la caractérisation des sources, l'évaluation de l'exposition des individus et l'évaluation de la toxicité des substances.

2.2.8.1 Incertitudes liées à la caractérisation des sources

Des incertitudes relatives à la caractérisation des sources peuvent être induites par :

- le choix du plan d'échantillonnage (lieux de prélèvement, périodes de prélèvement) (voir circulaire du 14 juin 2000),
- les modalités de prélèvement (carottage, prélèvement par benne...),
- la quantification analytique.

2.2.8.2 Incertitudes liées à l'évaluation de la toxicité

Les incertitudes relatives à l'évaluation de la toxicité concernent (d'après Ineris, 2003) :

- le choix de la VTR : la définition de cette valeur repose-t-elle sur des données humaines ou sur des données animales ? Quels sont les facteurs d'incertitude associés ?
- la possibilité d'une interaction liée à une exposition concomitante à plusieurs polluants produisant des effets de synergie ou d'antagonisme ;
- le risque lié aux substances qui n'ont pas été prises en compte dans l'évaluation en raison d'un manque de données les concernant.

2.2.8.3 Incertitudes liées à l'évaluation de l'exposition

Les incertitudes concernant l'évaluation des expositions peuvent porter sur :

- les populations cibles : manque de données concernant les populations (données de consommation..) ou les usages locaux (zones de pêche...) ;
- la méthodologie du TGD :
 - les hypothèses générales :
 - hypothèse d'un état d'équilibre entre la phase solide et la phase liquide dans le milieu aquatique ;
 - hypothèses sur la distribution des contaminants dans les compartiments du sédiment et entre l'eau, le sédiment et le carbone organique ;
 - hypothèse d'une similarité de sensibilité aux contaminants entre les organismes benthiques et les organismes pélagiques ;
 - hypothèse d'une contamination des organismes benthiques par l'intermédiaire de l'eau interstitielle (et non pas par le biais de l'ingestion de particules solides du sédiment) ;
 - la non prise en compte de la dégradation des substances chimiques ;
 - la méthode de conversion entre le biote et l'eau présente des facteurs d'incertitude importants ;
 - la non prise en compte des éventuels processus de métabolisation de la substance qui ont lieu dans l'organisme (processus a priori inexistant chez les mollusques) ;
- l'existence fréquente d'incertitudes sur le facteur de bioconcentration (BCF) menant à l'utilisation de la valeur la plus forte dans les calculs ;
- l'évaluation du comportement des sédiments sur la zone d'immersion : incertitudes liées au modèle numérique ou au facteur de dilution adopté... ;
- l'évaluation du comportement des substances lors du rejet et sur la zone de dépôt : manque de connaissances scientifiques, variabilité des facteurs utilisés (K_p , $K_{mes-eau}$...) incertitudes sur le devenir des sédiments...

De façon à évaluer l'influence des paramètres identifiés dans l'évaluation des incertitudes sur le risque identifié, **une étude de sensibilité** pourra être réalisée.

Cette étude consiste à modifier la valeur de chaque paramètre d'entrée en laissant les autres paramètres à leur valeur nominale pour mesurer l'impact de la variation du paramètre considéré sur le résultat.

Cette étude pourra être réalisée sur la base d'un tableau comparatif :

Tableau 16 - Exemple de tableau d'analyse de sensibilité (d'après Collin A., 2009)

Contaminant	Paramètre	Valeur utilisée	Autre valeur	Variation sur le résultat final
-	Facteur de dilution			
-	Quantité de produit de la mer ingéré			
-	...			
Substance x	$K_{\text{MES-eau}}$			
	BCF			
	BMF			
	VTR...			

2.2.9 Etape 6 : Propositions de mesures de gestion du risque

Dans le cas où un risque sanitaire inacceptable est mis en évidence, une modification du projet peut s'avérer nécessaire. Cette modification pourra porter :

- sur le mode de gestion des sédiments,
- sur la localisation du site d'immersion,
- sur la période des travaux...

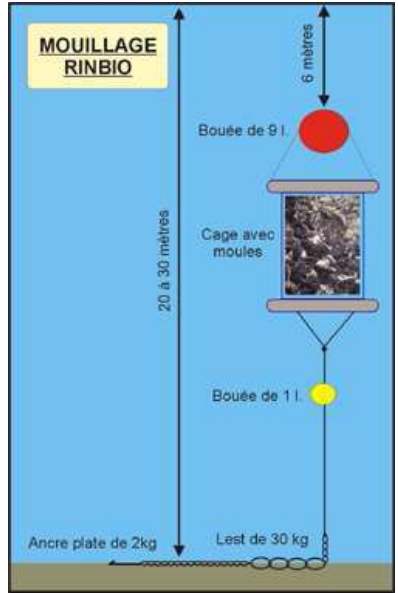
Cependant, si un risque sanitaire est identifié par l'ERS et que des incertitudes fortes sont mises en évidence, l'analyse et l'observation d'organismes vivants allochtones ou prélevés dans la zone d'immersion permettra de surveiller la contamination effective des produits de la mer, et constituera une mesure de gestion intermédiaire.

2.2.9.1 Suivi de la contamination des mollusques

Les bivalves filtreurs ont la capacité d'accumuler les contaminants auxquels ils sont exposés. Différentes espèces peuvent être suivies selon le contexte local. Cependant, les moules *Mytilus edulis* et *Mytilus galloprovincialis* sont les plus communément utilisées. Du point de vue opérationnel, deux stratégies sont mises en œuvre :

- **la biosurveillance passive** : elle utilise les populations indigènes de moules sauvages ou cultivées ;
- **la biosurveillance active** : elle repose sur la transplantation d'individus prélevés sur des sites de référence non contaminés (Ifremer, 2003). La technique du « caging » est dans ces cas couramment mise en œuvre (cf. encadré ci-après).

Dans les deux cas, il s'agira de mesurer les concentrations en contaminants bioaccumulés dans les tissus des organismes.

Biosurveillance active et caging de moules	
<p>La technique du caging de moules consiste à placer en pleine eau des cages métalliques remplies de moules. Les cages sont lestées sur le fond, et positionnées à différentes distances du site d'immersion (choisies en fonction des connaissances relatives à la dispersion des sédiments sur le site).</p> <p>La filtration de l'eau par les moules et l'accumulation dans leur chair des contaminants potentiellement présents dans l'eau permettent d'analyser la qualité des eaux et l'influence éventuelle des opérations sur cette qualité par relargage de contaminants.</p> <p>Comparativement à des prélèvements ponctuels, cette technique présente l'avantage d'intégrer les variations de qualité des eaux sur la durée d'immersion des coquillages et d'amplifier des concentrations souvent trop faibles dans l'eau pour pouvoir être détectées par les techniques analytiques existantes. La technique de « stabulation », qui met en œuvre des poches ostréicoles peut également être utilisée.</p>	 <p>Figure 5 : Technique de caging adoptée dans le cadre du RINBIO (source : Ifremer).</p>

N.B. Ce type de suivi ne peut être mis en œuvre que pendant la période de repos sexuel de l'espèce étudiée (d'avril à fin août pour *Mytilus galloprovincialis*). La durée d'immersion pour atteindre un pseudo équilibre avec le milieu est d'environ 3 mois (Ifremer, 2002).

Le détail des protocoles concernant ces différentes techniques est disponible dans les documents :

- « Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion » d'Ifremer (2003),
- « Le réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO) en Méditerranée », pour la technique du caging de moules (Ifremer, 2002),
- « Suivis environnementaux des opérations de dragage et d'immersion » (GEODE, 2012).

2.2.9.2 Suivi de la contamination des poissons

Le choix des espèces de poissons à suivre devra préférentiellement se porter sur des espèces :

- commerciales locales représentatives du secteur d'étude,
- benthiques,
- et/ou de rang trophique élevé (prédateurs),
- à forte teneur en lipides.

Concernant les techniques de suivi, comme pour les mollusques, le caging ou les prélèvements directs à proximité du site d'étude pourront être mis en œuvre.

Il est également possible de prélever des poissons auprès des pêcheurs travaillant sur le site d'étude.

Le protocole d'échantillonnage suivant est basé sur les préconisations de l'AFSSA (2007) pour évaluer les teneurs en PCB dans les poissons d'eau douce.

■ **Définir les zones de prélèvement :**

- sur les lieux de pêche professionnelle : recensement des lieux de pêche auprès des professionnels, réseau de vente des produits de la pêche ;
- sur les lieux de pêche loisir : consulter les pêcheurs locaux, leur nombre, leur zones de pêche, les espèces de poissons pêchés, s'il y a consommation de la pêche (auto-consommation, don ou vente) ;
- sur la zone d'immersion.

■ **Lister les espèces de poissons consommés et les distinguer par types de poissons :**

- carnivores de pleine eau ;
- poissons de fond ;
- poissons à forte teneur en lipides (> 2 % de matière grasse) : hareng, maquereau, plie, sardine, saumon, bar, rouget, turbot (d'après AFSSA, 2006).

■ **Prélèvements :**

- cibler 5 ou 6 espèces représentatives d'espèces consommées localement ;
- prélever 5 poissons par espèce, pour les espèces les plus consommées incluant si possible des poissons de pleine eau et des poissons de fond, et par zones définies (à noter que les modalités de prélèvements doivent être conformes aux dispositions du règlement (CE) n°1883/2006 du 19 décembre 2006 portant fixation des méthodes de prélèvement et d'analyse des échantillons utilisées pour le contrôle officiel des teneurs en dioxines et en PCB de type dioxine de certaines denrées alimentaires) ;
- indiquer précisément pour chaque prélèvement : l'espèce du poisson, sa taille et son poids, le nombre d'individus et le lieu précis de la pêche reporté sur une carte (coordonnées SIG) ;
- prélever des écailles avant conditionnement du poisson ;
- congeler les poissons le plus rapidement possible après le prélèvement et conserver après analyse.

N.B. Concernant les PCB, dioxines et furanes, le règlement (UE) n° 252/2012 de la commission du 21 mars 2012 fixe les méthodes de prélèvement et d'analyse d'échantillons à utiliser pour le contrôle officiel des teneurs en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine de certaines denrées alimentaires et abroge le règlement (CE) n° 1883/2006.

2.2.9.3 Suivi de la contamination des crustacés

Les espèces de type détritivore vivant au fond, comme les étrilles et les tourteaux, sont les espèces les plus susceptibles de présenter des niveaux de contamination supérieurs aux valeurs réglementaires (ANSES, 2011).

Elles devront donc être préférentiellement choisies pour le suivi de crustacés sur la zone d'immersion, dans la mesure où elles sont représentatives du site.

N.B. Pour toutes les espèces échantillonnées, les prélèvements devront être réalisés à différentes échelles de temps et, pour la biosurveillance active, à des distances différentes de la zone d'immersion.

A titre d'exemple, dans le cadre du clapage expérimental de Fos sur mer (Ifremer, 2003), les prélèvements de moules placées dans des cages immergées, ont été réalisés après 5, 34, et 108 jours d'immersion et sur des stations distantes de 0 à 900 mètres du site d'immersion.

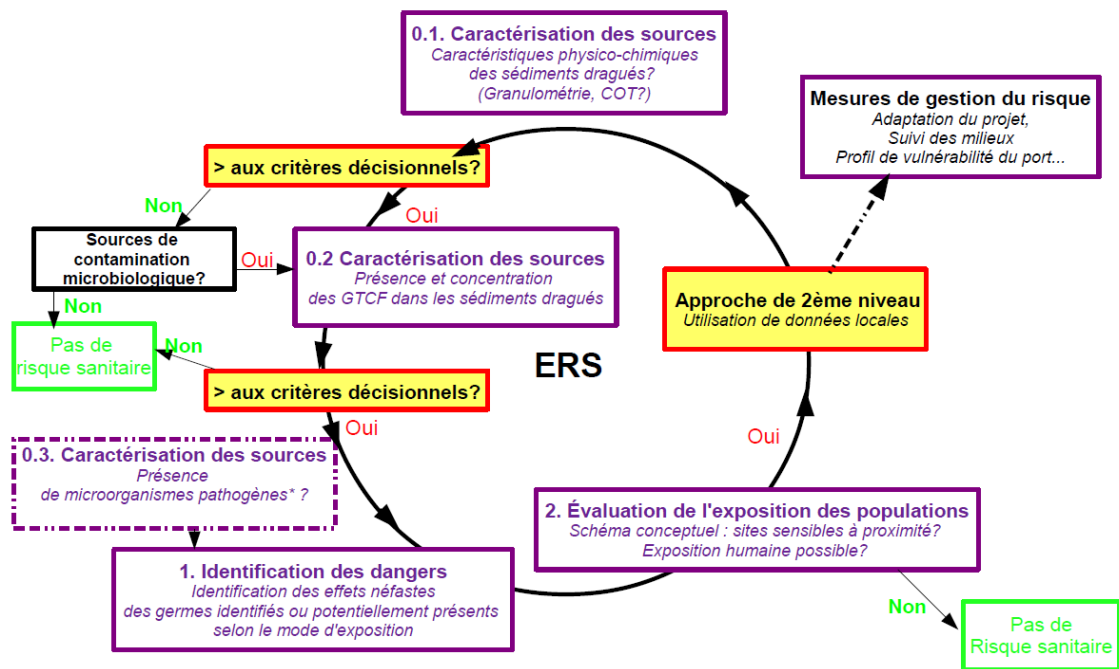
2.3 Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination microbiologique des sédiments

Dans le cadre des opérations de dragage et d'immersion, les organismes microbiologiques considérés pour l'évaluation des risques sont : les bactéries, les virus, et les protozoaires pathogènes.

Le risque biologique présente de nombreuses spécificités qui empêchent une simple transposition de la méthodologie du domaine chimique au domaine biologique (Ineris, 2001).

Il n'existe pas de base de données concernant les relations doses-réponses car elles dépendent à la fois de l'agent pathogène, de la sensibilité de l'hôte (statut immunitaire, âge...), et des conditions de l'exposition.

L'évaluation proposée dans le cadre de ce guide pour les risques sanitaires liés à la contamination biologique des sédiments repose sur une **démarche qualitative**. Ses étapes peuvent être représentées ainsi :



GTCF : Germes Témoins de Contamination Fécale
ERS : Évaluation des Risques Sanitaires

* Même en l'absence de mise en évidence de pathogènes, si les GTCF sont supérieurs aux critères décisionnels, il est recommandé de poursuivre l'ERS.

2.3.1 Caractérisation de l'état initial

Une première qualification de la qualité des milieux est réalisée par l'analyse des données environnementales locales relatives à la qualité microbiologique des milieux ainsi que l'identification de rejets spécifiques susceptibles de contaminer les sédiments.

Comme pour le risque chimique, un certain nombre de données répertoriées dans l'état initial réalisé dans le cadre de dossier d'étude d'impact peuvent être reprises pour alimenter l'évaluation. Dans le cadre des opérations de dragage et d'immersion, il s'agit :

- **de la caractérisation des sédiments dragués** : les caractéristiques physico-chimiques des sédiments donnent une indication sur la présence potentielle de micro-organismes. Dans certains cas des analyses microbiologiques sont également réalisées ;
- **des caractéristiques des techniques utilisées** : elles permettent de comprendre les phénomènes mis en jeu lors des opérations de dragage ou de rejet, et facilitent la compréhension des phénomènes de dispersion et de remise en suspension des sédiments ;
- **des conditions hydrodynamiques des sites** : les conditions hydrodynamiques locales permettront d'évaluer les distances de dispersion des sédiments. Dans certains cas des modélisations numériques locales sont disponibles ;
- **des données environnementales locales** : l'identification de rejets spécifiques, ainsi que l'exploitation des résultats d'analyse des réseaux de surveillance (réseau REMI de l'Iframer ou réseau de surveillance des eaux de baignade des ARS permettent d'identifier les contaminations biologiques spécifiques. Les sources potentielles d'apport de micro-organismes pathogènes sont multiples :
 - rejets de station d'épuration,
 - rejets individuels non raccordés sur le réseau d'évacuation des eaux usées,
 - mauvaise séparation des réseaux d'évacuation des eaux usées et des eaux pluviales,
 - rejets des industries agro-alimentaires,
 - épandages de lisier par écoulement diffus,
 - bateaux au mouillage ;
- **des usages locaux** : la connaissance des différents usages du site permet d'identifier les sites sensibles tels que les zones conchylicoles, de pêche, les gisements coquilliers naturels, les zones de baignade ou d'activités nautiques, etc.

2.3.2 Etape 0 : Caractérisation des sources

L'analyse des données environnementales locales relatives à la qualité microbiologique des milieux ainsi que la présence de rejets spécifiques susceptibles de contaminer les sédiments permettra une première qualification de la qualité des milieux.

2.3.3 Etape 1 : Identification des dangers

2.3.3.1 Microorganismes pathogènes

Les microorganismes potentiellement pathogènes pour l'homme ont deux types de provenance :

- **origine entérique** : ils sont présents dans les intestins des hommes ou des animaux et excrétés dans leur fèces. Ces microorganismes sont présents dans l'environnement soit :
 - par des sources ponctuelles comme les stations d'épuration (STEP), systèmes d'assainissement autonomes, égouts,
 - par des sources diffuses : travaux sur la zone côtière, fuite au niveau d'une fosse septique, écoulement urbain ou agricole, déchets de bateaux, baigneurs et animaux locaux (Halliday et Gast, 2011) ;
- **origine non entérique** : ils sont naturellement présents dans l'environnement.

Les effets liés aux agents microbiologiques peuvent être de plusieurs types : infectieux, toxico-infectieux ou toxiques.

Un **agent infectieux** est un agent capable de se multiplier dans l'organisme hôte. L'infection peut ensuite se traduire ou non par une maladie (inflammation, ulcération des tissus...). Parmi les bactéries les plus communes, infectieuses, pathogènes pour l'homme et transmises par l'environnement, on peut citer : *Salmonella* (origine : fèces animales, viande, œufs...), *Esherichia coli* (origine : fèces humaines), ou *Vibrio cholerae* (non présent en France).

Le **risque toxique** se rapporte aux effets liés à la sécrétion et à l'excrétion dans le milieu d'une toxine par le microorganisme.

Dans les deux cas, les effets produits peuvent être aigus allant jusqu'à provoquer la mort, chroniques, de nature cancérigène ou encore allergique.

Certains pathogènes sont très dangereux pour la santé humaine même à de faibles concentrations. C'est le cas du VHA, d'*E.coli* (STEC), et de *vibrio cholerae*.

D'autres doivent être ingérés à des concentrations élevées pour être pathogènes (*Vibrio parahaemolyticus* par exemple), ou ne sont pas très dangereux malgré leur caractère infectieux (norovirus) (Ospar, 2009).

L'ensemble des bactéries, virus, et protozoaires d'intérêt sanitaire susceptibles d'être rencontrés en milieu marin est décrit dans le tableau ci-après.

Tableau 17 - Microorganismes d'intérêt sanitaire en milieu marin (d'après Docteur A. Mauffret, 2012 - voir annexe 3)

Microorganisme	Sources	Principaux symptômes
Bactéries entériques		
<i>Campylobacter C. jejuni</i>	Fèces animales ; parfois humaines	Effets aigus : gastroentérites, diarrhées aqueuses profuses Effets chroniques : arthrite, paralysie neuromusculaire aiguë
<i>E. coli</i> pathogènes (STEC, EHEC, VTEC...)	Effluents humains et animaux (STEC)	Gastroentérites, diarrhées, infections urinaires, méningites, septicémies STEC (<i>E. coli</i> O157 :H7) : coliques hémorragiques, syndrome hémolytique urémique.
<i>Salmonella</i> (<i>S. enteritidis</i> , <i>S. typhi</i> , <i>S. paratyphi</i>)	Salmonelles non-typhoidales (e.g. <i>S. enteritidis</i>) : Fèces animaux Salmonelles typhoidales (<i>S. typhi</i> ou <i>paratyphi</i>) : Fèces humaines	Salmonelles non-typhoidales : gastroentérites Salmonelles non-typhoidales : fièvre typhoïde
<i>Shigella</i> (<i>S. sonnei</i> , <i>S. flexneri</i>)	Fèces humaines	Dysenterie bacillaire
<i>Yersinia spp.</i>	Fèces humaines et animales	Diarrhée, arthrite réactive
<i>Clostridium</i> (<i>C. perfringens</i>)	Fèces humaines et animales	Diarrhée, maux de ventre, gangrène
<i>Listeria</i> (<i>L. monocytogenes</i>)	Fèces humaines et animales	État grippal, rarement gastroentérites ; méningites et infections invasives (léthalité élevée) chez des hôtes immunodéprimés ; atteinte du fœtus chez les femmes enceintes
Bactéries non- entériques (environnementales)		
<i>Aeromonas</i> (<i>A. hydrophila</i> , <i>A. caviae</i> , <i>A. sobria</i> , <i>A. veronii</i> , <i>A. jandaei</i> , <i>A. trota</i> et <i>A. schubertii</i>)	Eau douce et eau de mer, sédiments, et STEP	Surinfection de plaies cutanées déjà ouvertes, gastroentérites
<i>Pseudomonas</i> (<i>P. aeruginosa</i>)	Sols, eau douce et eau de mer, eaux pluviales, égouts et effluents industriels	Pneumonies, infections urinaires, cutanées et des yeux
<i>Staphylococcus</i> (<i>S. aureus</i>)	Habitants naturels des eaux environnementales	Infections cutanées, des yeux, urinaires et otites externes.

Microorganisme	Sources	Principaux symptômes
<i>Vibrio</i> (<i>V. alginolyticus</i> , <i>V. carchariae</i> , <i>V. Cholerae</i> , <i>V. cincinnatiensis</i> , <i>V. damsela</i> , <i>V. fluvialis</i> , <i>V. furnissii</i> , <i>V. hollisae</i> , <i>V. metschnikovii</i> , <i>V. mimicus</i> , <i>V. parahaemolyticus</i> , <i>V. vulnificus</i>)	Eaux marines, sédiments, plancton, coquillages, poissons.	Infections intestinales et extraintestinales, - <i>V. alginolyticus</i> : infections de plaies, des yeux et des oreilles - <i>V. cholerae</i> : cholera - <i>V. parahaemolyticus</i> : intoxication alimentaire, associée à la consommation de produits de la mer crus ou peu cuits. - <i>V. vulnificus</i> : intoxications alimentaires fatales chez les personnes ayant des maladies du foie (mortalité dans 20 – 25% des cas), associées à la consommation de produits de la mer crus ou peu cuits. Infections cutanées et plaies.
Virus entériques		
Entérovirus (Poliovirus, Virus Coxsackie, Echovirus, Entérovirus non groupés)	Fèces humaines	Vomissements, diarrhées, état grippal, maladies respiratoires, maux de tête, douleurs musculaires. Symptômes plus sévères, considérés rares, incluent : - myocardite (Virus Coxsackie) - méningites aseptiques (Poliovirus, Virus Coxsackie) - mncéphalites (Virus Coxsackie, Echovirus) - poliomyélites (poliovirus).
Norovirus (Norwalk, appartient aux Calicivirus)	Fèces humaines	Vomissements, diarrhées, maux de tête, douleurs musculaires. Infections asymptomatiques rares.
Rotavirus	Fèces humaines	Gastroentérites infantiles
Adénovirus	Fèces humaines	Maladies respiratoires, gastroentérites infantiles
Virus hépatiques (Virus hépatiques A, VHA / Virus hépatiques E, VHE)	Fèces humaines	Organe cible = foie. Malaises, fièvre puis nausées, vomissements, douleurs abdominales, et finalement jaunisse.
Astrovirus	Fèces humaines	Gastroentérites

Microorganisme	Sources	Principaux symptômes
Sapovirus (appartient aux Calicivirus)	Fèces humaines	Gastroentérites
Orthoreovirus	Fèces humaines	Gastroentérites, maladies respiratoires
Coronavirus	Fèces humaines	Gastroentérites
Protozoaires entériques		
<i>Giardia (G. lamblia)</i>	Eau et fèces animales	Diarrhées, giardiase (gastroentérites chroniques), malabsorption des aliments au cours de la digestion
<i>Cryptosporidium (C. parvum)</i>	Eau, fèces humaines et animales	Diarrhées parfois mélangées avec du sang, faible fièvre, douleurs abdominales, cryptosporidiose
Amibes intestinales (<i>Entamoeba histolytica</i>)	Fèces humaines et animales	Dysenterie amibienne, abcès du foie
<i>Toxoplasma gondii</i>	Fèces humaines et animales	Toxoplasmose, encéphalite

2.3.4 Etape 2 : Evaluation des relations dose/réponse

Il n'existe pas de bases de données établissant les relations doses-réponses pour chaque micro-organisme.

Des Doses Minimales Infectieuses (DMI) sont proposées pour certains micro-organismes dans des études spécifiques. Cependant, ces relations sont très variables d'une étude à l'autre (voir Docteur A. Mauffret, 2012).

En raison des incertitudes importantes existantes, tant sur les données toxicologiques que sur les données d'exposition (estimation des niveaux de contamination de l'eau et/ou du biote), la définition d'une relation dose-réponse exploitable dans le cadre d'une évaluation quantitative des risques sanitaires est très difficile pour les aspects biologiques.

L'évaluation du risque biologique est donc qualitative.

2.3.5 Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations

De la même façon que pour le risque chimique, un schéma conceptuel doit être réalisé. Le schéma conceptuel est une description des enjeux et des voies d'exposition et de transfert. Il doit préciser les relations entre :

- les **sources** de pollution ;
- les **vecteurs** constitués par les différents milieux de transfert ;
- les **enjeux** à protéger : populations cibles, milieux d'expositions.

Le schéma conceptuel de l'exposition des populations aux risques biologiques peut être consulté dans le volet A de ce guide.

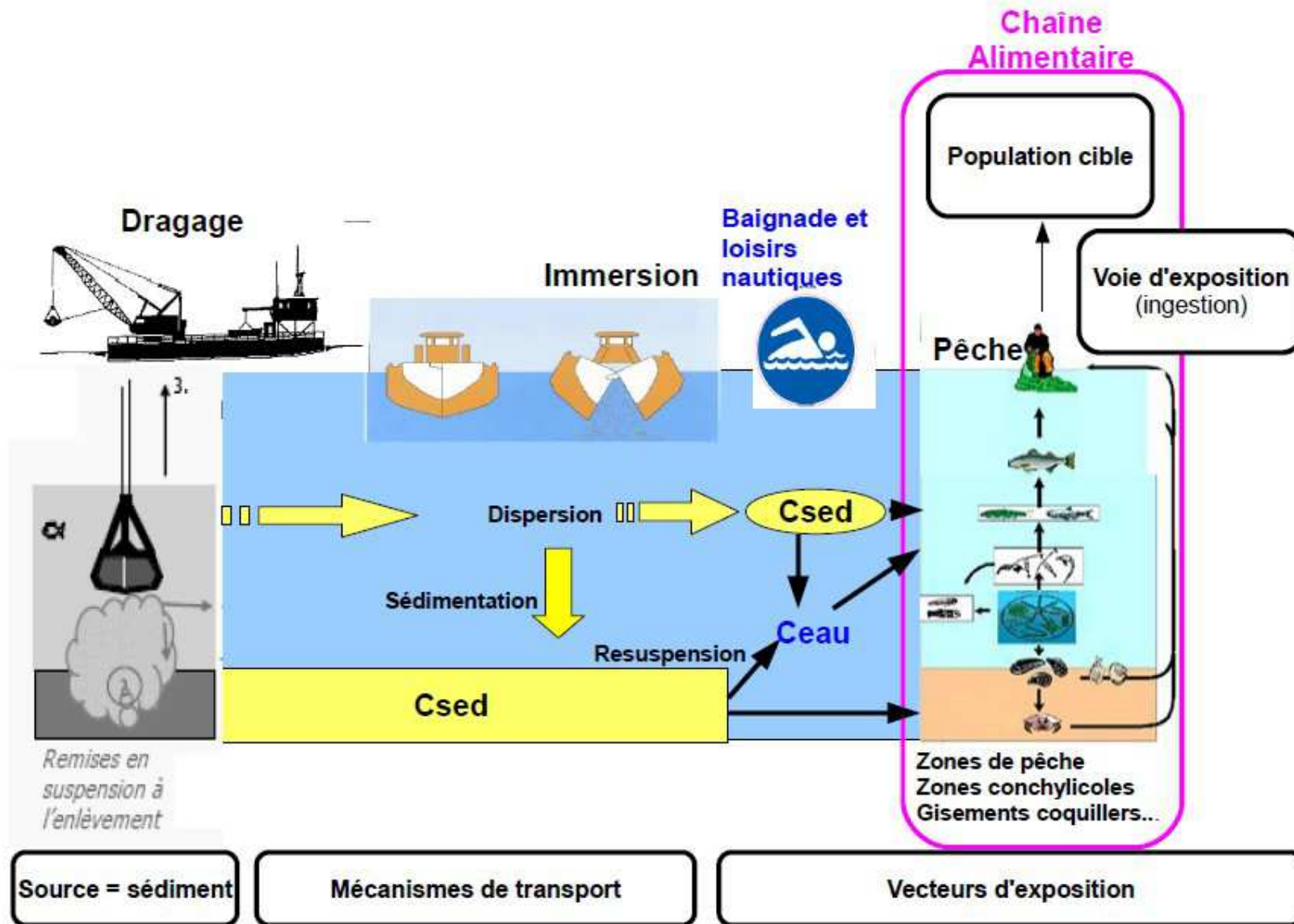
Les voies d'exposition à considérer pour le risque biologique sont : **l'ingestion, l'inhalation, et le contact cutané.**

De façon à définir l'aire d'influence des opérations de dragage et d'immersion, il est possible d'avoir recours à des modèles numériques.

L'application à la bactériologie des modèles hydrodynamiques nécessite une identification des sources d'apports bactériens, une connaissance des flux bactériens arrivant, ainsi que du temps de survie des différents micro-organismes considérés en milieu marin (par exemple, le facteur T90 correspond au temps nécessaire pour que 90% des micro-organismes ne soient plus détectés).

En l'absence de modèle ou de mesures locales (distance de dispersion des MES...), une distance maximale de 5 km peut être considérée : cette distance maximale a été avancée dans la littérature pour les virus adsorbés sur des particules fines (Crenn et al. dans Ifremer, 1999).

Le schéma conceptuel suivant récapitule les voies d'exposition aux agents microbiologiques.



2.3.6 Etape 4 : Caractérisation des risques

Cette évaluation qualitative est basée sur le dépassement ou non de valeurs repères (ou critères décisionnels) pour les germes témoins de contamination fécale (*E.coli* et entérocoques), et si ces seuils sont dépassés, par la mise en évidence ou non de germes pathogènes.

Cette évaluation permet la mise en place de mesures de gestion visant à contrôler, limiter ou supprimer l'exposition.

La démarche de caractérisation qualitative des risques repose sur deux approches successives d'analyse de l'environnement : une analyse physico-chimique des sédiments et une analyse bactériologique des sédiments.

Analyse physico-chimique des sédiments

La caractérisation initiale des sédiments peut, dans un premier temps, donner une indication sur leur contamination microbiologique potentielle. Dans le cas où les sédiments à draguer présentent une granulométrie ou une concentration en COT favorables à de fortes concentrations microbiennes, des analyses microbiologiques complémentaires sont recommandées.

Ainsi, les critères décisionnels suivants sont proposés :

- **granulométrie des sédiments dragués** : les microorganismes s'associent préférentiellement aux particules fines (< 5 µm pour les bactéries et < 3 µm pour les virus) ;
- **richesse en matière organique des sédiments** : des concentrations en carbone organique total supérieures à 3 ou 4 % sont favorables à de fortes concentrations microbiennes.

Analyse bactériologique des sédiments

L'évaluation de la contamination microbiologique des sédiments est basée sur l'analyse de germes témoins de contamination fécale (GTFC).

E. coli et entérocoques, bien adaptés aux analyses de routine et largement transposables et reproductibles sont recommandés pour évaluer la qualité des sédiments (Docteur A. Mauffret, 2012).

N.B. Une analyse comparative de différents indicateurs de contamination fécale en milieu marin proposés dans la littérature (*Clostridium perfringens*, *Bacteroides* spp., ...) a été menée dans le cadre des études préparatoires à l'élaboration de ce guide (Docteur A. Mauffret, 2012). Cette expertise a abouti à la conclusion qu'aucun organisme proposé ne semble remplir les critères nécessaires pour être un indicateur de contamination fécale et qu'il est donc préférable d'avoir recours aux GTFC classiques (*E. coli* et entérocoques).

Les seuils suivants constituent des critères décisionnels au-delà desquels la contamination des sédiments est jugée importante et nécessite de réaliser des analyses complémentaires :

- 10 000 *E. coli* / 100 g de sédiment sec (Géodrisk, 2001) ;

- 4 000 entérocoques / 100 g de sédiment sec (Docteur A. Mauffret, 2012).

Dans les cas où ces seuils de tolérance en *E. coli* ou en entérocoques sont dépassés, les agents à l'origine des principales épidémies liées à la baignade ou à la consommation de coquillages peuvent être recherchés (Docteur A. Mauffret, 2012 – voir annexe 3) :

- **virus entériques** : norovirus, virus de l'hépatite A (VHA) ;
- **bactérie entérique** : *Salmonella* ;
- **bactéries environnementales** : *Vibrio cholerae* (cholérique et non cholérique), notamment suite à des opérations de déballastage de bateaux en provenance de régions où le choléra est endémique ; *V. parahaemolyticus* ; *V. vulnificus*.

Des recommandations concernant les protocoles d'analyse de ces germes sont formulées en annexe 3.

2.3.7 Etape 5 : Evaluation des incertitudes

L'évaluation qualitative du risque sanitaire dû à une contamination microbiologique des sédiments à draguer passe par l'analyse des niveaux de présence des micro-organismes dans les sédiments.

La variabilité spatiale et temporelle importante de la présence des micro-organismes dans les sédiments peut conduire à des incertitudes liées au plan d'échantillonnage.

N.B. Il convient de réaliser les analyses sur les sédiments superficiels (15 à 20 premiers centimètres).

Des incertitudes peuvent également être liées aux techniques d'analyse mises en œuvre (efficacité de détection des germes considérés).

2.3.8 Etape 6 : Proposition de mesures de gestion

Les données actuelles ne permettent pas de proposer de seuil de tolérance pour les microorganismes pathogènes (Docteur A. Mauffret, 2012). Cependant, leur présence dans les sédiments à draguer doit conduire à des mesures de gestion spécifiques : **mesures réductrices** et **mesures de surveillance**.

2.3.8.1 Mesures réductrices

Dans le cas d'une contamination microbiologique des sédiments, il est conseillé d'établir un profil de vulnérabilité de la zone portuaire, à l'image de ce qui est recommandé par les nouvelles directives européennes pour les zones de baignade et conchylicoles. Ce type de profil comprend :

- la description de la zone concernée,
- une identification des sources de pollution fécale,
- une action sur ces sources pour améliorer la qualité des eaux.

Un guide pour établir ces profils a été réalisé par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (2009) sur la base de prescriptions européennes.

2.3.8.2 Mesures de surveillance

Selon les enjeux identifiés sur le site d'étude (zones de baignade, zones conchylicoles..), il conviendra de mettre en place une surveillance de la contamination du milieu (eau et/ou biote).

L'interprétation des résultats devra se baser sur les directives européennes « eaux de baignade », et/ou « eaux conchylicoles ».

■ Eaux de baignade

La directive Européenne du 15 février 2006 sur la qualité microbiologique des eaux de baignade (2006/7/CE), qui doit prendre effet au plus tard fin 2014, remplacera la directive du 8 décembre 1975 (76/160/CE) (Tableau 12). Elle abandonne la recherche de coliformes totaux et se concentre sur la recherche d'*E. coli* et d'entérocoques avec un durcissement des valeurs limites (Tableau 18). De plus, la directive 76/160/CE recommande l'absence de salmonelles et d'entérovirus dans 1 et 10 litres, respectivement. Cette recherche n'est plus mentionnée dans la nouvelle directive.

Tableau 18 - Réglementation sanitaire microbiologique des eaux de baignade (intérieures, côtières, et de transition) selon la directive européenne 76/160/CE, en vigueur depuis 1975.

Paramètres	Guide ^a	Impérative ^b	Fréquence d'échantillonnage
Coliformes totaux UFC/100 ml	500	10 000	Bimensuelle
Coliformes thermotolérants UFC/100 ml	100	2 000	Bimensuelle
Entérocoques UFC/100 ml	100	-	Bimensuelle
Salmonelles UFC/1 l	-	0	(1)
Entérovirus PFU/10 l	-	0	(1)

^a : Valeur guide : caractérise une eau de bonne qualité pour la baignade ;

^b : Valeur impérative : constitue la limite supérieure au-delà de laquelle l'eau est considérée de mauvaise qualité ;

- : norme non définie.

(1) : concentration à vérifier lorsqu'une enquête effectuée dans la zone de baignade en révèle la présence possible ou une détérioration possible de la qualité des eaux

Tableau 19 - Réglementation sanitaire microbiologique des eaux côtières et eaux de transition selon la directive européenne 2006/7/CE, en vigueur au plus tard fin 2014.

Paramètres (UFC/100 mL)	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante	Méthodes de références pour l'analyse
<i>E. coli</i>	250 ^a	500 ^a	500 ^b	ISO 9308-3 ou ISO 9308-1
Entérocoques	100 ^a	200 ^a	185 ^b	ISO 7899-1 ou ISO 7899-2

^a : Evaluation au 95^{ème} percentile ;

^b : évaluation au 90^{ème} percentile

■ Eaux conchylicoles

Ce type de surveillance peut être exercé au niveau des zones conchylicoles existantes ou à proximité directe du site d'immersion via la technique de caging (voir mesures de gestion du risque chimique).

Depuis 2006, la qualité microbiologique des coquillages est évaluée par *E. coli*. Le tableau suivant fournit le détail des classes de qualité réglementaires pour ce paramètre.

Tableau 20 - Réglementation sanitaire des zones de production conchylicole et usages associés selon la réglementation européenne 854/2004/CE.

Classe	Seuils (<i>E. coli</i> /100 g de chair et liquide intervalvaire)	Usage professionnel	Usage récréatif
A	100 % des analyses < 230 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche autorisés, vente sans traitement préalable	Pêche autorisée
B	90 % des analyses < 4 600 <i>E. coli</i> et 100 % des analyses < 46 000 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche autorisés, traitement de purification avant vente	Pêche tolérée
C	100 % des résultats < 46 000 <i>E. coli</i>	Elevage et pêche interdits, sauf dérogation préfectorale	Pêche interdite

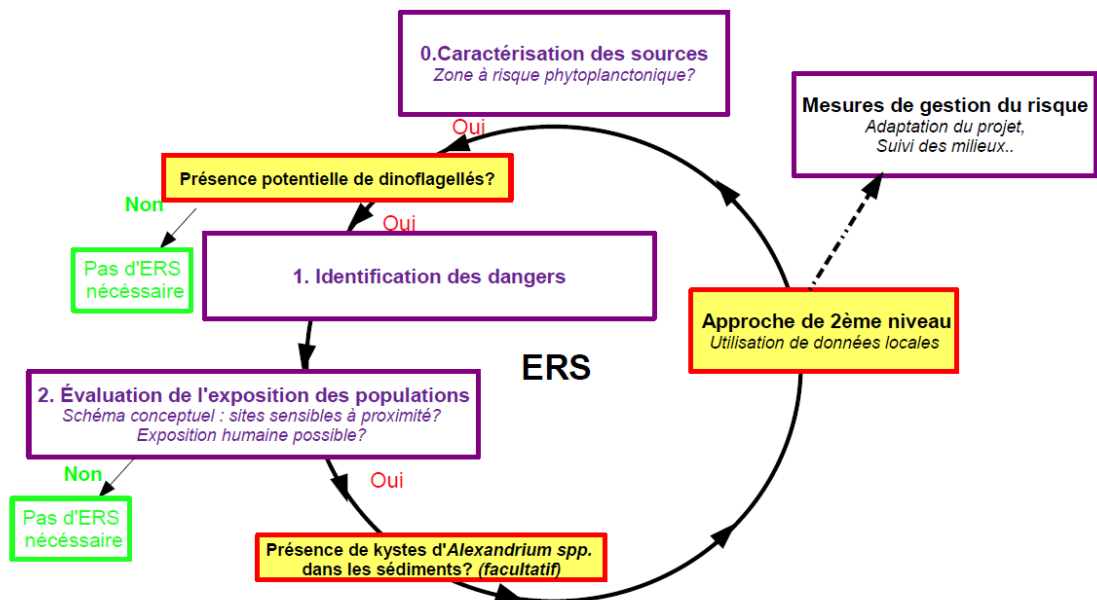
2.4 Evaluation des risques sanitaires liés à la contamination phytoplanktonique des sédiments

D'après Ifremer (site internet, 2012), en France, les risques pour la santé humaine liés au phytoplancton sont actuellement associés au développement de trois groupes d'espèces phytoplanktoniques : ***Dinophysis*, *Alexandrium* et *Pseudo-nitzschia***

Comme pour le risque microbiologique, Il n'existe pas de base de données concernant les relations doses-réponses entre nombre de cellules phytoplanktoniques présentes dans les sédiments et effets sanitaires potentiels selon les différentes voies d'exposition.

Les seuils réglementaires existants sont basés sur les teneurs en toxines dans l'eau et les coquillages.

L'évaluation proposée dans le cadre de ce guide pour les risques sanitaires liés à la contamination phytoplanktonique des sédiments repose sur une **démarche qualitative**. Ses étapes peuvent être représentées ainsi :



GTCF : Germes Témoins de Contamination Féciale
ERS : Évaluation des Risques Sanitaires

* Même en l'absence de mise en évidence de pathogènes, si les GTCF sont supérieurs aux critères décisionnels, il est recommandé de poursuivre l'ERS.

Figure 6 : Démarche d'évaluation des risques sanitaires liés à la contamination phytoplanktonique des sédiments de dragage

2.4.1 Caractérisation de l'état initial

Comme pour le risque chimique et microbiologique, un certain nombre d'éléments peut être repris de l'état initial réalisé dans le cadre des dossiers d'études d'impact ou des dossiers de type loi sur l'eau relatifs aux opérations de dragage :

- **les caractéristiques des techniques utilisées** permettent de comprendre les phénomènes mis en jeu lors des opérations de dragage ou de rejet, et facilitent la compréhension des phénomènes de dispersion et de remise en suspension des sédiments ;
- **les conditions hydrodynamiques** des sites permettent d'évaluer les distances de dispersion des sédiments. Dans certains cas des modélisations numériques locales sont disponibles ;
- **les données environnementales locales** permettent de définir si le site de dragage se situe en zone à risque pour le phytoplancton toxique. Les informations proviennent de l'observation éventuelle de blooms phytoplanctoniques sur le site à draguer, ainsi que de l'exploitation des résultats d'analyse des réseaux de surveillance locaux (réseau REPHY de l'Ifremer et réseau de surveillance de l'ARS pour la pêche à pied).

A noter que la période de risque d'efflorescences est variable selon les zones : au printemps et en été en Manche et Atlantique, très variable et souvent toute l'année en Méditerranée (Fremy, Lassus, 2001) ;

- **la nature et la localisation des usages** permet d'identifier les sites sensibles tels que les zones conchylicoles, de pêche, les gisements coquilliers naturels, les zones de baignade ou d'activités nautiques, etc.

2.4.2 Etape 0 : Caractérisation des sources

L'analyse des données environnementales locales relatives à la qualité phytoplanctonique des milieux ainsi que la présence de rejets spécifiques susceptibles de contaminer les sédiments permettra une première qualification de la qualité des milieux.

2.4.3 Etape 1 : Identification des dangers

2.4.3.1 Espèces phytoplanctoniques toxiques

■ *Dynophysis*

Dynophysis produit des toxines lipophyles (Acide okadaïque, dinophysistoxine, pecténotoxines : AO+DTXs+PTXs) (ex toxines DSP ou Diarrheic Shellfish Poison). Celles-ci peuvent provoquer chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent moins de douze heures après ingestion. Les principaux symptômes en sont diarrhées, douleurs abdominales, parfois nausées et vomissements.

Les moules sont le principal vecteur de ces toxines, mais les coques, palourdes, clams, tellines et coquilles St Jacques peuvent également être toxiques, quoiqu'à moindre niveau.

Les épisodes de toxicité liés aux toxines lipophyles conduisant à des interdictions de vente des coquillages, affectent régulièrement une partie importante du littoral français, en particulier dans les régions Normandie, Bretagne, Languedoc-Roussillon et Corse. Ils sont généralement observés en été en Manche, au printemps et en été en Atlantique, toute l'année en Méditerranée.

■ ***Alexandrium***

Plusieurs espèces d'*Alexandrium* produisent des toxines paralysantes (dites toxines PSP ou Paralytic Shellfish Poison). Celles-ci provoquent, chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent en moins de trente minutes.

Les coquilles Saint-Jacques et les moules sont les principaux vecteurs des toxines PSP, mais également, de façon plus ou moins importante, un certain nombre d'autres coquillages dont les huîtres.

Lors des épisodes de toxicité PSP avérée, les concentrations dans l'eau d'*Alexandrium* sont généralement élevées, formant même parfois des eaux rouges : quelques dizaines à quelques centaines de milliers de cellules par litre pour *Alexandrium minutum* en Bretagne.

L'espèce *Alexandrium minutum* a été identifiée pour la première fois en 1988 dans les abers en Bretagne nord-ouest. Elle prolifère régulièrement depuis cette date sur la côte de Bretagne nord : abers, baie de Morlaix et Rance. Les épisodes PSP conduisant à des interdictions de vente des coquillages sont généralement observés en fin de printemps et en été.

L'espèce *Alexandrium catenella/tamarense* a été observée pour la première fois en quantité importante en novembre et décembre 1998 dans l'étang de Thau, sur la côte ouest méditerranéenne. Une interdiction de vente pour moules et palourdes y a été prononcée.

Une autre souche de l'espèce *A. minutum* a également provoqué un épisode de toxicité PSP en rade de Toulon (est Méditerranée) au printemps 2000.

■ ***Pseudo-nitzschia***

Plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia* produisent des toxines amnésiantes (dites toxines ASP ou Amnesic Shellfish Poison). Celles-ci provoquent chez le consommateur de coquillages contaminés, une intoxication dont les effets apparaissent dans les 24 à 48 heures, éventuellement en moins d'une heure. Les symptômes en sont : en premier lieu des troubles digestifs (nausées, vomissements, crampes abdominales), puis des troubles neurologiques (céphalées, troubles de la mémoire) et dans les cas graves, convulsions et coma. Les toxines étant stables à la chaleur, la cuisson des coquillages ne diminue pas leur toxicité.

De nombreux coquillages sont a priori vecteurs des toxines amnésiantes.

Des proliférations importantes d'espèces non toxiques de *Pseudo-nitzschia* sont observées depuis longtemps sur l'ensemble du littoral français, en particulier au printemps. Des espèces potentiellement toxiques (*P. pseudodelicatissima* et *P. multiseriata*) avaient été détectées dans différentes régions ces dernières années, mais à des concentrations faibles. En mai 2000, le développement plus important de l'une de ces espèces a conduit à la présence de toxines amnésiantes dans les coquillages de la mer d'Iroise et de la baie de Douarnenez (Bretagne ouest).

➤ **Les effets principaux des phycotoxines sont aigus et liés à l'ingestion de fruits de mer et de poissons contaminés²⁵.**

Le risque chronique lié à la consommation régulière de faibles quantités de toxines est encore peu connu. Cependant, l'acide okadaïque, phycotoxine diarrhéique, est soupçonné d'être un promoteur tumoral et de présenter une action génotoxique (Krys S. et al. Déc. 2002 dans Legeas et al., 2007 / Picot et Roudot, 2010).

Les autorités sanitaires ne prennent pas encore en compte ce risque chronique potentiel en raison d'un manque de données toxicologiques.

Les espèces marines productrices de phycotoxines susceptibles de se retrouver dans les fruits de mer et les poissons consommés par l'homme appartiennent à deux classes de microalgues eucaryotes : les dinophycées (dinoflagellés), et les diatomophycées (diatomées).

Les dragages ayant un effet uniquement sur les sédiments et les kystes, et compte-tenu que les diatomées ne forment pas de kystes, seules les dinophycées toxiques sont considérées dans cette étude.

Le tableau suivant présente les effets liés aux toxines phytoplanctoniques principales à considérer.

²⁵ A noter qu'il existe des effets dus à l'inhalation de certaines toxines ou à un contact cutané, encore peu étudiés et donc beaucoup moins évoqués dans la littérature. Ces effets sont cependant moins graves et le rétablissement est rapide :

- irritation des voies supérieures (toux, sensations de brûlures) lors d'inhalations,
- démangeaisons et irritations oculaires lors de contacts cutanés.

Pour la plupart des cas recensés, il s'agit de toxines qui induisent également des syndromes alimentaires (Krys S. et al. Déc. 2002 dans ENSP, 2007). *Ostreopsis spp.* est notamment impliqué dans plusieurs cas d'intoxication par inhalation de palytoxine (Legeas et al., 2007).

Tableau 21 - Espèces phytoplanctoniques d'intérêt sanitaire dans le cadre de l'ERS liés aux opérations de dragage et d'immersion de sédiments marins

Espèces	Localisation	Toxines principales	Voies d'exposition	Effets
<i>Alexandrium minutum</i>	Manche, Atlantique, Méditerranée (espèce du genre <i>Alexandrium</i> majoritaire en France)	Saxitoxines PSP = Paralytic Shellfish Poison	Ingestion de mollusques bivalves, certains gastéropodes (bulots notamment), certains crustacés (crabes, homards, ...)	IPFM : Intoxication Paralytante par les Fruits de Mer.
<i>Alexandrium spp.</i> (<i>andersonii</i> , <i>catenella</i> , <i>tamarense</i>)	Variable selon les espèces Manche, Atlantique, Méditerranée	Saxitoxines PSP = Paralytic Shellfish Poison	Ingestion de mollusques bivalves certains gastéropodes, certains crustacés	IPFM
<i>Dinophysis spp.</i>	Variable selon les espèces Manche, Atlantique, Méditerranée,	Variable selon les espèces Toxines lipophyles : acide okadaïque dinophysistoxine, pecténotoxines ex DSP = Diarrheic Shellfish Poison	Ingestion de mollusques bivalves	IDFM Intoxication Diarrhéique par les Fruits de Mer.
<i>Prorocentrum spp.</i>	Variable selon les espèces Manche, Atlantique, Méditerranée, Antilles, Mayotte, La Réunion, Polynésie Française	Variable selon les espèces acide okadaïque dinophysistoxine	Ingestion de mollusques bivalves	IDFM
<i>Pyrodinium bahamense var. compressa</i>	Nouvelle Calédonie	Saxitoxines	Ingestion de mollusques bivalves certains gastéropodes, certains crustacés	IPFM

Espèces	Localisation	Toxines principales	Voies d'exposition	Effets
<i>Ostreopsis spp.</i>	Variable selon les espèces Méditerranée, Mayotte, La Réunion, Polynésie française, Nouvelle Calédonie	Ostreotoxines (ou palytoxine)	Ingestion de poissons contaminés (sardines, harengs, ...)	Clupéotoxisme
			Inhalation d'aérosols marins	Symptômes respiratoires (rhinites, bronchites...)
			Contact	Démangeaisons, rhinites, irritations oculaires et diarrhées.
<i>Karenia brevis</i> (ex <i>Gymnodinium breve</i>)	Atlantique, Méditerranée	Brévetoxine	Ingestion de mollusques bivalves certains gastéropodes, certains crustacés	INFM : Intoxication Neurologique par les Fruits de Mer.
			Inhalation	Irritations et brûlures des voies pulmonaires
<i>Gambierdiscus sp.</i>	Polynésie française, Antilles, Mayotte, La Réunion, Nouvelle Calédonie	Ciguatoxines (CFP : Ciguatera Fish Poison) maïotoxine	Poissons marins	ICPM Intoxication Ciguatérique par les Poissons Marins Intoxication de nature gastro-intestinale et neurologique

2.4.3.2 Evaluation de la sensibilité du site

Les opérations de dragage et d'immersion de sédiments représentent un facteur de dissémination géographique d'*Alexandrium minutum* par l'intermédiaire des formes enkystées présentes dans le sédiment (Ifremer, 1999).

Notons toutefois que l'ensemble des espèces appartenant à la classe des Dinophycées peuvent former des kystes susceptibles de rester enfouis dans les sédiments pendant une période plus ou moins longue (parfois des années) avant de « germer » et de libérer à nouveau des cellules flagellées planctoniques (Fremy & Lassus, 2001).

Ces kystes sont observés en surface des sédiments (jusqu'à 30 cm environ). Ils s'enfouissent dans le sédiment pour l'hiver.

Pour caractériser la sensibilité d'un site, plusieurs études recommandent de rechercher les kystes d'*Alexandrium minutum* : leur seule présence dans les sédiments, est indicatrice d'un danger. Cependant, les méthodes de détection des kystes phytoplanctoniques dans les sédiments ne sont pas réalisables par tous les laboratoires. Un protocole de détection des kystes d'*Alexandrium minutum* est toutefois proposé par Ifremer (E. Erard-Le Denn et J. Legrand, 2001).

En pratique, l'évaluation de ce risque reposera, en premier lieu, sur les résultats du REPHY et non sur la recherche systématique des kystes.

Par ailleurs, certaines études (Sekula-Wood, 2009) mettent en avant la possibilité d'un stockage des toxines de *Pseudo-Nitzshia* dans les sédiments plusieurs mois après les efflorescences. Cependant, il subsiste encore beaucoup d'incertitudes scientifiques sur ce point car la biologie de cette micro-algue est encore mal connue.

2.4.4 Etape 2 : Evaluation des relations dose/réponse

Des valeurs guides établies sur la base de données toxicologiques sont disponibles pour certaines phycotoxines.

Cependant, il n'est pas possible d'évaluer la teneur en phycotoxines dans les produits de la mer à partir des concentrations des espèces phytoplanctoniques dans l'eau ou dans les sédiments (kystes).

L'évaluation du risque phytoplanctonique est donc qualitative et ne repose pas sur des valeurs guides.

2.4.5 Etape 3 : Evaluation de l'exposition des populations

La principale voie d'exposition à considérer pour le risque sanitaire lié au phytoplancton toxique est l'ingestion de fruits de mer ou de poissons. C'est la seule la voie d'exposition qui sera considérée dans le cadre de ce guide compte tenu du manque de connaissances sur les autres voies d'exposition : inhalation et contact cutané. Pour les mêmes raisons, seuls les effets aigus seront pris en compte.

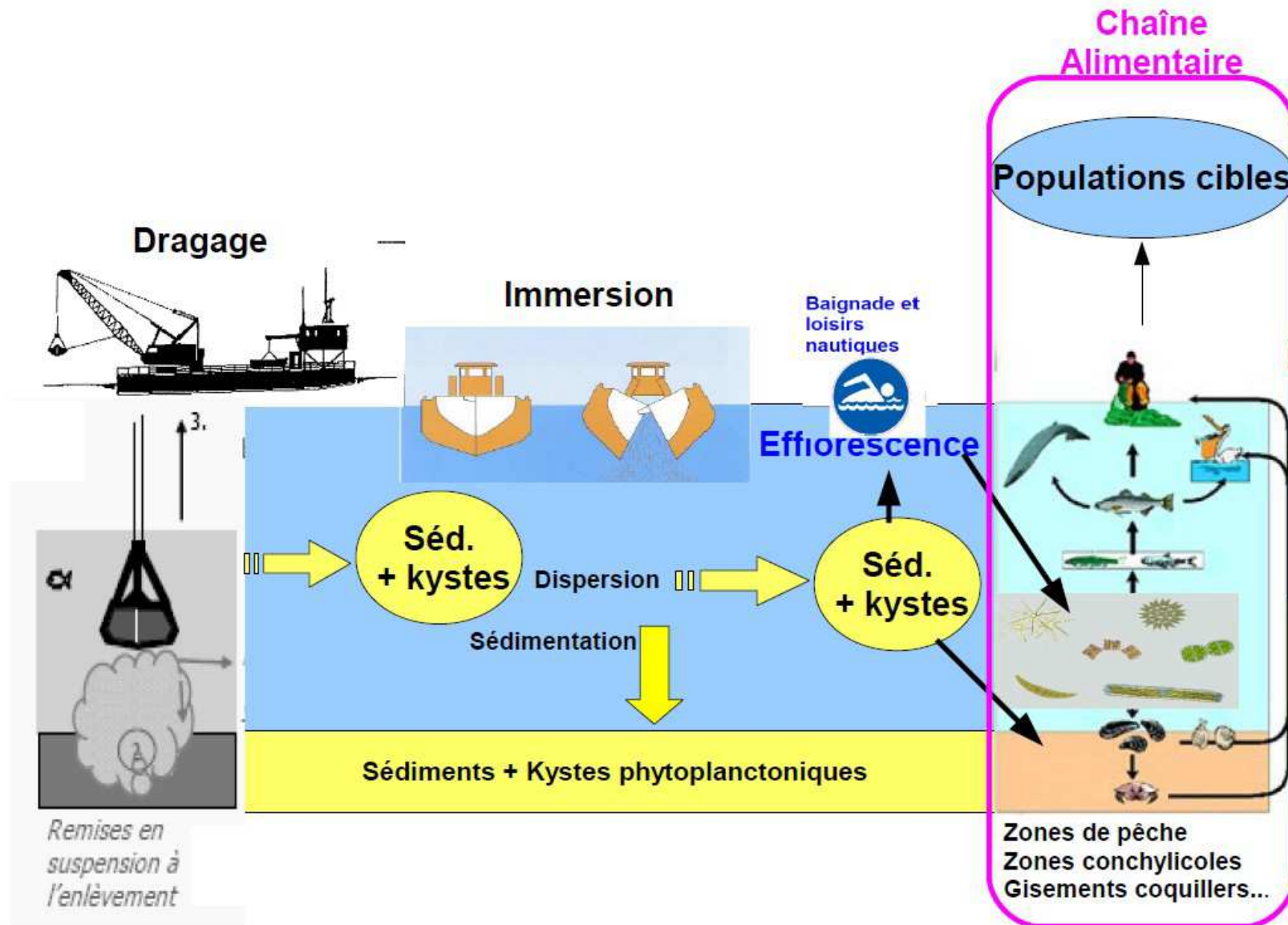
N.B. L'intoxication par les poissons ne concerne qu'*Ostreopsis* et *Gambierdiscus*.

Les populations exposées les plus sensibles sont les enfants, les femmes et les personnes âgées (Legeas et al., 2007).

De la même façon que pour le risque chimique et bactériologique, un schéma conceptuel doit être réalisé. Le schéma conceptuel est une description des enjeux et des voies d'exposition et de transfert. Il doit préciser les relations entre :

- les **sources** de pollution ;
- les **vecteurs** constitués par les différents milieux de transfert ;
- les **enjeux** à protéger : populations cibles, milieux d'expositions.

Le schéma conceptuel de l'exposition des populations aux risques biologiques est le suivant.



2.4.6 Etape 4 : Caractérisation des risques

Le risque lié au dragage concerne la dissémination possible de kystes phytoplanctoniques de dinoflagellés.

L'évaluation qualitative des risques sanitaires liés à la présence de kystes de dinoflagellés toxiques dans les sédiments est basée sur le classement ou non de la zone d'étude en zone à risque (élevé ou potentiel), ainsi que sur le signalement d'épisodes toxiques liés à *Alexandrium*.

Cette évaluation permet la mise en place de mesures de gestion visant à contrôler, limiter ou supprimer l'exposition, notamment en période de risque.

La démarche qualitative d'évaluation du risque peut être de deux types, selon qu'on s'intéresse aux toxines lipophyles ou à *Alexandrium* et toxines PSP.

■ **Toxines lipophyles**

Pour les toxines lipophiles réglementées (AO, DTXs, PTXs), il est proposé d'obtenir une première appréciation du risque par analyse du classement du site d'étude selon l'échelle de risque définie par le REPHY :

- Une **zone à risque** pour les toxines lipophiles est définie comme une zone marine dans laquelle un résultat supérieur au seuil sanitaire a été observé au moins une année, sur une période de référence, définie comme étant les trois dernières années d'observation.
- La **période à risque** recouvre l'ensemble des mois à risque pour chacune des zones à risque, sachant qu'un résultat supérieur au seuil sanitaire sur un mois d'une des trois dernières années conduit à définir le mois concerné comme un mois à risque.

■ **Alexandrium et toxines PSP**

Les épisodes toxiques liés à *Alexandrium sp.* et aux toxines de type PSP, sont également signalés par le réseau de surveillance REPHY mais n'entrent pas en compte dans le classement des zones à risque.

Ainsi, la zone d'étude sera considérée comme à risque si des efflorescences toxiques ou des espèces phytoplanctoniques toxiques ont été observées dans l'eau dans les trois années précédant le dragage, via les réseaux de surveillance existants (REPHY ou ARS) ou lors de mesures réalisées par les gestionnaires portuaires.

geode

Nous contacter

courriel : ***geode@nantes.port.fr***

téléphone contact : **02 40 44 20 99**

Site internet : **<http://www.cetmef.developpement-durable.gouv.fr/club-geode-r65.html>**