



Assistance technique à l'élaboration d'un manuel national pour l'évaluation des matériaux de dragage

Facilité Experts N° : EFH-TN-4

LIVRABLE III

ORIENTATIONS RELATIVES A LA MISE AU POINT DE LISTES D'ACTIONS NATIONALES ET DE NIVEAUX D'ACTION APPLICABLES AUX DEBLAIS DE DRAGAGE

SWIM and Horizon2020 Support Mechanism

Version	Titre du document	Auteur	Révision et approbation
1	Tâche 2 - Livrable III: orientations relatives à la mise au point de listes d'actions nationales et de niveaux d'action applicables aux déblais de dragage	Vasilios KAPSIMALIS & Ioanna SIOKOU	Anis Ismail Michael Scoullou



LE PROJET DE MÉCANISME DE SOUTIEN SWIM ET H2020 (2016-2019)

Le Projet Mécanisme de soutien SWIM-H2020 financé par le Commission européenne, Direction générale (DG) NEAR, (voisinage et négociations de l'élargissement), est un programme de soutien technique régional qui comprend les pays bénéficiaires suivants : Algérie, Egypte, Israël, Jordanie, Liban, Libye, Maroc, Palestine, [Syrie] et la Tunisie. Toutefois, afin d'assurer la cohérence et l'efficacité du financement de l'Union Européenne ou de favoriser la coopération régionale, l'éligibilité des actions spécifiques sera étendue aux pays des Balkans occidentaux (Albanie, Bosnie-Herzégovine et Monténégro), en Turquie et en Mauritanie. Le programme est financé par l'instrument européen de voisinage (IEV) Sud / Environnement. Il assure la poursuite du soutien régional de l'UE aux pays à travers la Politique Européenne de Voisinage (PEV) du Sud dans les domaines de la gestion de l'eau, de la prévention de la pollution marine et ajoute de la valeur à d'autres programmes régionaux importants financés par l'UE dans des domaines connexes, en particulier le programme SWITCH-Med et le programme Clima Sud, ainsi qu'aux projets dans le cadre de la programmation bilatérale de l'UE, où l'environnement et l'eau sont identifiés comme secteurs prioritaires pour la coopération de l'UE. Il complète et fournit des partenariats opérationnels et des liens avec les projets labellisés par l'Union pour la Méditerranée, les préparations de projets en particulier la phase II de MESHIP et avec la prochaine phase du projet IEVP-SEIS sur les systèmes d'information environnementale, alors que son plan de travail sera cohérent avec, et appuiera, la Convention de Barcelone et de son Plan d'action pour la Méditerranée.

L'objectif général du programme est de contribuer à la réduction de la pollution marine et à une utilisation plus durable des ressources en eau limitées. Les services d'assistance technique sont regroupés en 6 paquets de d'activités : WP1. Facilités d'experts, WP2. Le partage et le dialogue d'expériences entre paires, WP3. Activités de formation, WP4. Communication et visibilité, WP5. Capitalisation des leçons apprises, les bonnes pratiques et les succès et WP6. Les activités de soutien.



Remerciements:

L'équipe d'experts tiens à remercier toute l'équipe du projet au sein de l'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE) pour l'excellente coordination des activités, la bonne préparation des réunions et la mobilisation réussie des partenaires.

L'équipe d'experts voudrait remercier tout particulièrement Mr. Samir KHEDHIRA et Mr. Samir KAABI ainsi que leurs collègues au sein de l'ANPE : Mme. Nejla BEN CHEIKH, Mr. Makrem SAIDI et Mr. Mohamed BEN HAMMOUDA.

Mention légale:

Cette publication a été réalisée avec le soutien financier de l'Union européenne dans le cadre du projet SWIM-H2020 SM. Les avis qui y sont exprimés n'engagent que leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement le point de vue de l'Union européenne.



1. INTRODUCTION

Selon les Lignes directrices pour la gestion des matériaux de dragage par l'Organisation Maritime Internationale (Convention de Londres) et PNUE-PAM (Convention de Barcelone), les pays contractants doivent caractériser les matériaux de dragage, prenant en considération la Liste Nationale d'actions et La Liste nationale des Niveaux d'actions. Ces listes nationales doivent être établies par chaque pays et servent à déterminer si les déblais de dragage peuvent être évacués en mer de façon acceptable. Le cadre des directives générales pour l'évaluation des déchets qui relève de la Convention et du Protocole de Londres est illustré à la figure 1.

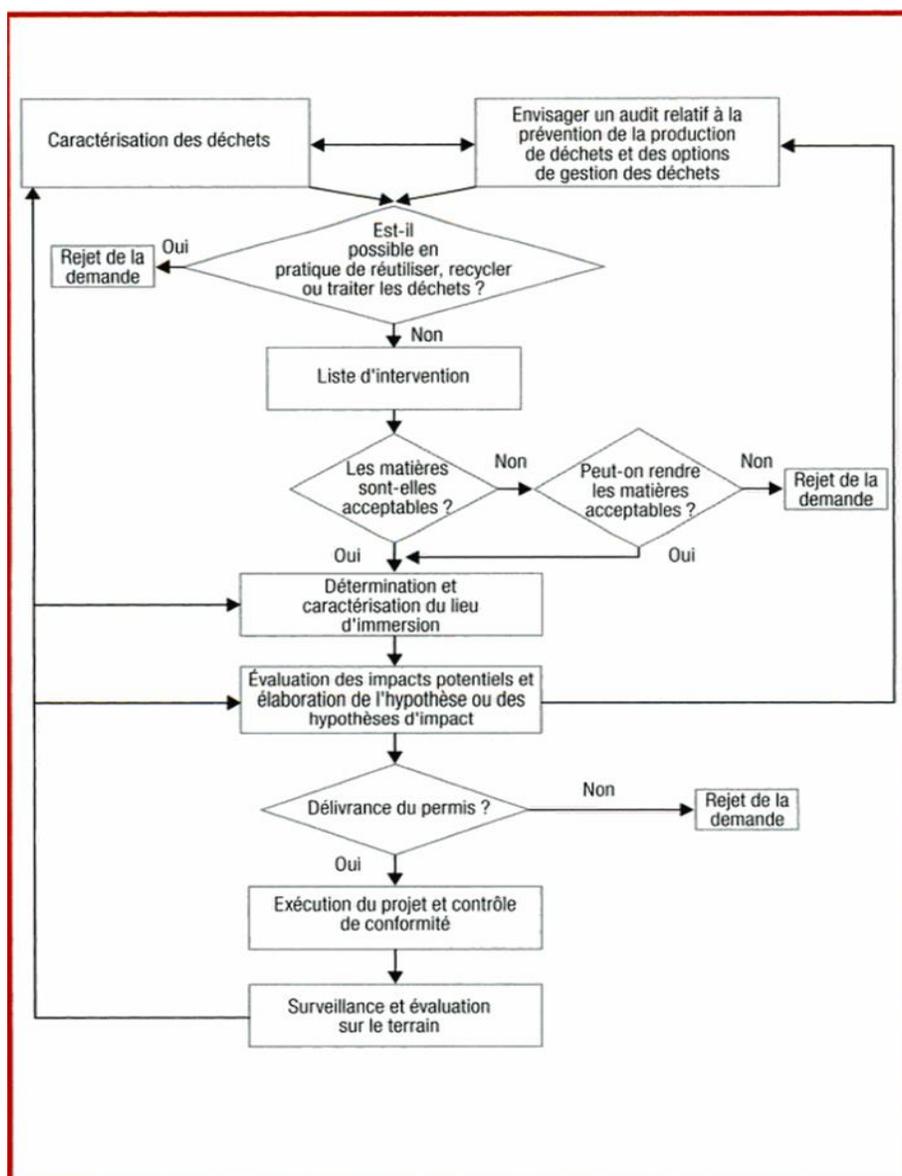


Figure 1 - Cadre de l'évaluation aux fins d'application de la Convention et du Protocole de Londres



2. DEFINITION DES PRINCIPAUX TERMES

- Une **caractéristique** est un attribut des matériaux de dragage p.e., cuivre, mercure, composés de pétrole, ou une réaction biologique aux matériaux de dragage p.e. mortalité, croissance, bioaccumulation.
- Une **mesure** peut porter sur la caractéristique (p.e. concentration, taux de survie).
- Une **valeur-seuil** (PNUE) (ou valeur étalon selon OMI) est un point sur la gamme de mesures de référence (p.e., 4 mg/kg de cuivre, 20 % de mortalité chez les amphipodes) qui sert à identifier à quel niveau la préoccupation pour l'environnement peut être faible (valeur inférieure) ou élevée (valeur supérieure) pour une caractéristique donnée. **Les valeurs-seuils de chaque caractéristique sont utilisées pour élaborer des règles de décision afin de définir les niveaux d'action supérieurs et inférieurs.**
- Une **liste d'actions** (PNUE) (ou liste d'intervention selon OMI) comporte un certain nombre de caractéristiques à mesurer aux matériaux de dragage.
- Un **niveau d'action** (PNUE) (ou niveau d'intervention selon OMI) est une règle de décision établie en fonction des résultats d'une ou plusieurs caractéristiques par rapport aux valeurs-seuils respectives.

3. LISTE D' ACTIONS

Une liste d'action nationale applicable aux déblais de dragage est une liste ou un inventaire des caractéristiques des déblais de dragage et de leurs mesures de référence dont une juridiction juge qu'il est important de tenir compte pour prendre des décisions concernant la délivrance de permis. La sélection des caractéristiques et des mesures de référence (mg/kg en poids sec, taux de survie) à faire figurer dans une liste d'intervention nationale devrait être basée sur les connaissances relatives à la nature des déblais de dragage dans le pays où la liste doit être utilisée. Une liste d'actions peut comporter des éléments et composés chimiques, des microbes, virus ou agents pathogènes, des réactions ou des phénomènes biologiques, tels que la toxicité ou la bioaccumulation, ainsi que les caractéristiques physiques des déblais de dragage (Tableau 1). La liste d'actions servira pour évaluer les effets que les matériaux de dragage sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et le milieu marin. Priorité pour la liste d'actions doit être donnée aux substances toxiques, persistantes et bioaccumulatives d'origine humaine. Il n'existe pas de mécanisme universel qui permettrait d'établir les listes d'actions.

Etablir une Liste d'actions nationale

Les autorités pourront commencer par utiliser une liste d'action nationale intérimaire, sélectionnée dans une autre juridiction. Cette liste pourrait être affinée par des mesures suivantes : a) réalisation d'une étude des sources de contaminants dans les matériaux de dragage ; b) élaboration d'un inventaire des ressources estimées importantes (poissons, crustacés, moules etc.) à proximité de sites d'immersion ; c) suivi de l'évolution de la science pertinente.

Étant donné que les déblais de dragage sont affectés, dans bien des cas, par des sources de contamination propres à chaque site, il sera difficile, pour toutes les juridictions, d'établir une liste d'action nationale qui soit représentative de préoccupations nationales mais non trop longue, afin de ne pas réduire la capacité à réaliser des évaluations présentant un bon rapport temps/efficacité et coût/efficacité. Une approche possible consisterait à établir une liste d'action nationale abrégée ne comportant que les caractéristiques les plus communes et vitales, qui seraient les informations à évaluer au minimum, dans tous les cas, et à permettre l'élaboration et l'application des listes d'action régionales qui intègrent des connaissances régionales, locales et propres au site sur les caractéristiques des déblais de dragage et des ressources estimées importantes.



Tableau 1. Exemple d'une liste d'actions

Eléments	Composants organiques	Réactions biologiques	Autres caractéristiques
As (Arsenic)	PCB (la somme des congénères, et de IUPAC numéros 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180)	Taux de mortalité (par bioessais)	Granulométrie,
Cd (Cadmium)	HAP (la somme des 16 USEPA HAPs)	Taux de survie des amphipodes	Turbidité
Cr (Chrome)	TBT (les composés du tributylétain et leurs produits de dégradation)	Fertilisation des échinodermes	
Cu (Cuivre)	Autres chlorobiphényles		
Pb (Plomb)	Pesticides organophosphorés		
Hg (Mercure)	Pesticides organochlorés		
Ni (Nickel)	Dibenzodioxines polychlorées (PCDD)		
Zn (Zinc)	Dibenzofuranes polychlorés (PCDF)		
	Hydrocarbures du pétrole, C10, C40		
	Phthalates (DEHP et éventuellement – DBP/BBP)		
	Tiphénylstannane (TPhT)		
	Autres agents anti-salissure		

4. NIVEAUX D'ACTION

Les Niveaux d'action constituent des règles de décision établies en fonction des résultats d'une ou plusieurs caractéristiques par rapport aux valeurs-seuils respectives. Ces niveaux doivent être élaborés sur une base nationale ou régionale et ils peuvent être définis à partir de valeurs-seuils de concentration, de réponses biologiques, de normes de qualité environnementale. Ils doivent être fixés de façon de faciliter un processus transparent et cohérent de prise de décision.

Différence entre les niveaux d'action et les valeurs-seuils :

- Les niveaux d'action représentent des limites réglementaires en fonction desquelles les décisions seront prises
- Les valeurs-seuils inférieures et supérieures sont établies pour les différentes caractéristiques

La liste des niveaux d'actions devrait inclure des niveaux supérieurs et inférieurs, c'est-à-dire des niveaux pour une concentration particulière de contaminants et/ou un taux de réaction biologique en dessous de laquelle peu d'inquiétudes (Niveaux nationaux d'action inférieurs), ou au-dessus de laquelle il y a un risque accru ou une probabilité accrue d'effets (Niveaux nationaux d'action supérieurs).

Le niveau supérieur devrait être fixé de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins sensibles représentatifs de l'écosystème marin.

Les niveaux inférieurs et supérieurs déterminent trois actions possibles :



- Les matériaux contenant des contaminants spécifiés ou entraînant des réactions biologiques **dépassant le niveau supérieur** doivent en général être considérés **non propres à une immersion en mer**, mais objet de confinement et/ou de traitement;
- Les matériaux contenant des contaminants spécifiés ou entraînant des réactions biologiques **en dessous du niveau inférieur** doivent en général être considérés comme **peu préoccupants** pour l'environnement en cas d'immersion en mer;
- Les matériaux de **qualité intermédiaire** doivent faire l'objet d'une **évaluation plus approfondie**.

Les niveaux d'action devraient satisfaire à un certain nombre de critères généraux, notamment :

- ils devraient être pertinents pour les caractéristiques de déblais de dragage par rapport aux ressources qu'il convient de protéger;
- ils devraient être centrés sur des caractéristiques causées par des effets anthropiques;
- ils devraient assurer une protection suffisante pour réduire au minimum la probabilité de faux négatifs au niveau inférieur, à savoir la conclusion que les déblais de dragage ne représentent aucun risque quand c'est l'inverse qui est vrai; et
- ils devraient être suffisamment précis pour réduire au minimum la probabilité de faux positifs au niveau d'intervention supérieur, à savoir la conclusion que les déblais de dragage représentent un risque quand c'est l'inverse qui est vrai.

4.1 Interprétation des niveaux d'action

4.1.1 Approche succès/échec (PASS/FAIL)

Cette approche implique la définition de limites strictes sur la base de valeurs-seuils (supérieurs et inférieurs) pour chaque paramètre de la liste d'actions. Notez que même si un seul paramètre dépasse la valeur-seuil supérieur, les matériaux sont considérés non convenables à être immergés. L'avantage de cette approche est qu'il s'agit d'une approche simple pour des décisions claires, transparentes et à répéter ; elle nécessite peu de formation et d'expérience. Mais la simplicité et la standardisation signifie que les niveaux d'action ne décrivent complètement les effets parce que l'environnement est complexe et variable.

Modèles possibles pour les niveaux d'action supérieurs et inférieurs

Les niveaux d'action supérieurs et inférieurs peuvent être formulés suivant diverses méthodes. Plusieurs modèles possibles sont indiqués ci-après. Tous ces exemples s'appliquent aux niveaux d'intervention simples succès/échec.

Les déblais en deçà des niveaux inférieurs applicables devraient être considérés comme peu dangereux pour l'environnement dans la perspective d'une immersion. L'établissement de niveaux d'intervention inférieurs vise à permettre de déterminer quels sont les déblais qui présentent un risque négligeable pour le milieu marin et la santé de l'homme. Des niveaux d'intervention inférieurs peuvent être fixés à partir des données physiques, chimiques ou biologiques par les approches examinées ci-dessus.



Modèle de niveau d'action à essai/échec				
Caractéristique des matériaux de dragage	Le niveau d'action inférieur n'est pas atteint	Valeur-seuil inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur-seuil supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'action supérieur est dépassé
Contaminant A	Toutes les valeurs sont en deçà de la RI	120	340	Une RS est dépassée
Contaminant B		25	88	
Contaminant C		75	420	
Contaminant D		0,5	2,7	
Contaminant E		50	170	

Niveaux d'action inférieurs exprimés sous la forme d'une valeur fixe

Les niveaux d'action inférieurs peuvent être établis sur la base d'une série de valeurs chiffrées qui sont fixées ou prédéfinies. Ces limites fixées (prédéfinies) devraient être élaborées de manière à prendre en compte les niveaux propres au site et/ou les conditions du milieu naturel.

Exemple : le niveau d'action inférieur n'est pas dépassé et l'immersion serait possible si les concentrations de substances chimiques dans les déblais de dragage ne sont pas très différentes des concentrations présentes dans un sédiment de référence.

Niveaux d'action inférieurs qui dépendent de la comparaison avec un site ou une valeur de référence

Les niveaux d'actions inférieurs peuvent être exprimés sous la forme d'une comparaison à une valeur de référence.

Exemple : le niveau d'action inférieur n'est pas dépassé et l'immersion serait possible si le taux de survie d'une espèce marine sensible présente une différence de 20 % par rapport à la référence et ne diffère pas notablement de la référence.

Il s'agit de même pour les niveaux d'action supérieurs.

4.1.2 Approche des critères pondérés-valeur probante (weight-of-evidence)

Dans une approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve, les règles d'interprétation seront dictées par les résultats d'un certain nombre de sources de données (physiques, biologiques et chimiques) dont, s'il y a lieu, l'examen des caractéristiques pertinentes d'un site d'évacuation envisagé. Dans une telle approche, aucune valeur-seuil ne permettra ordinairement, à elle seule, de déterminer qu'un niveau d'intervention supérieur est dépassé. Un niveau d'intervention sera plutôt considéré comme ayant été dépassé lorsque plusieurs critères d'interprétation prédéfinis seront réunis. Les informations qui, prises ensemble, permettent de tirer une telle conclusion, intégreront la probabilité que les ressources estimées importantes soient exposées aux caractéristiques des déblais susceptibles d'être nuisibles, ainsi que la nature et la probabilité des effets qui pourraient être produits.

**Modèle 1 du niveau d'action s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve**

Caractéristique des déblais de dragage	Le niveau d'action inférieur n'est pas atteint	Valeur-seuil inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur-seuil supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'action supérieur est dépassé
Matières organiques persistantes	Aucun dépassement d'une RS, toutes les valeurs des matières organiques en deçà de la RI, Pas plus d'un métal entre RI et RS			Dépassement de toute de la RS pour les matières organiques ou de la RS pour deux métaux
Matière organique A		2,5	15	
Matière organique B		0,5	7,5	
Matière organique C		0,5	2,7	
Matière organique D		0,1	2,2	
Métaux lourds				
Métal A		50	125	
Métal B		140	330	
Métal C		85	210	
Métal D		14	40	

L'application de cette méthode peut être plus complexe et exige une forte dose de jugement professionnel dans la prise de décision mais elle présente l'avantage de pouvoir intégrer toutes les caractéristiques mesurées dans la décision finale.

Modèle 2 du niveau d'action s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve

Caractéristique des déblais de dragage	Le niveau d'action inférieur	Valeur-seuil inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur-seuil supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'action supérieur
Matières organiques persistantes	Aucun dépassement d'une RS, pas plus d'une matière organique entre RI et RS			Dépassement de toute RS pour les matières organiques ou de la RS pour deux espèces de bioessais
Matière organique A		2,5	15	
Matière organique B		0,5	7,5	
Matière organique C		0,5	2,7	
Matière organique D		0,1	2,2	
Bioessai sur commu-nauté benthique			Taux de mortalité	



Espèce A			25	
Espèce B			30	
Espèce C			20	
Espèce D			30	

5. ÉTABLISSEMENT DE VALEURS-SEUILS SUPERIEURES ET INFERIEURES

Les valeurs-seuils sont les niveaux correspondant à une caractéristique particulière en deçà desquels il n'y aurait guère lieu de se préoccuper (valeur-seuil inférieure) ou au-delà desquels il y aurait un risque accru ou une probabilité accrue d'effets préoccupants (valeur-seuil supérieure). Il convient, pour l'élaboration et l'application des valeurs-seuils, de savoir quelles sont les ressources estimées importantes que ces valeurs doivent permettre de protéger; il faut également connaître le raisonnement technique qui lie ces valeurs à l'objectif de protection.

La figure 2 ci-après montre certains des différents éléments d'information qui peuvent être utilisés en complément ou ajoutés pour calculer les valeurs-seuils des caractéristiques qui figurent sur la liste d'intervention. À mesure que des informations complémentaires obtenues à l'aide des différentes valeurs-seuils sont intégrées dans le processus visant à déterminer le niveau d'intervention, la pertinence de la limite fixée pour ce niveau devrait être confirmée par la valeur probante des éléments de preuve à l'appui d'une conclusion spécifique.

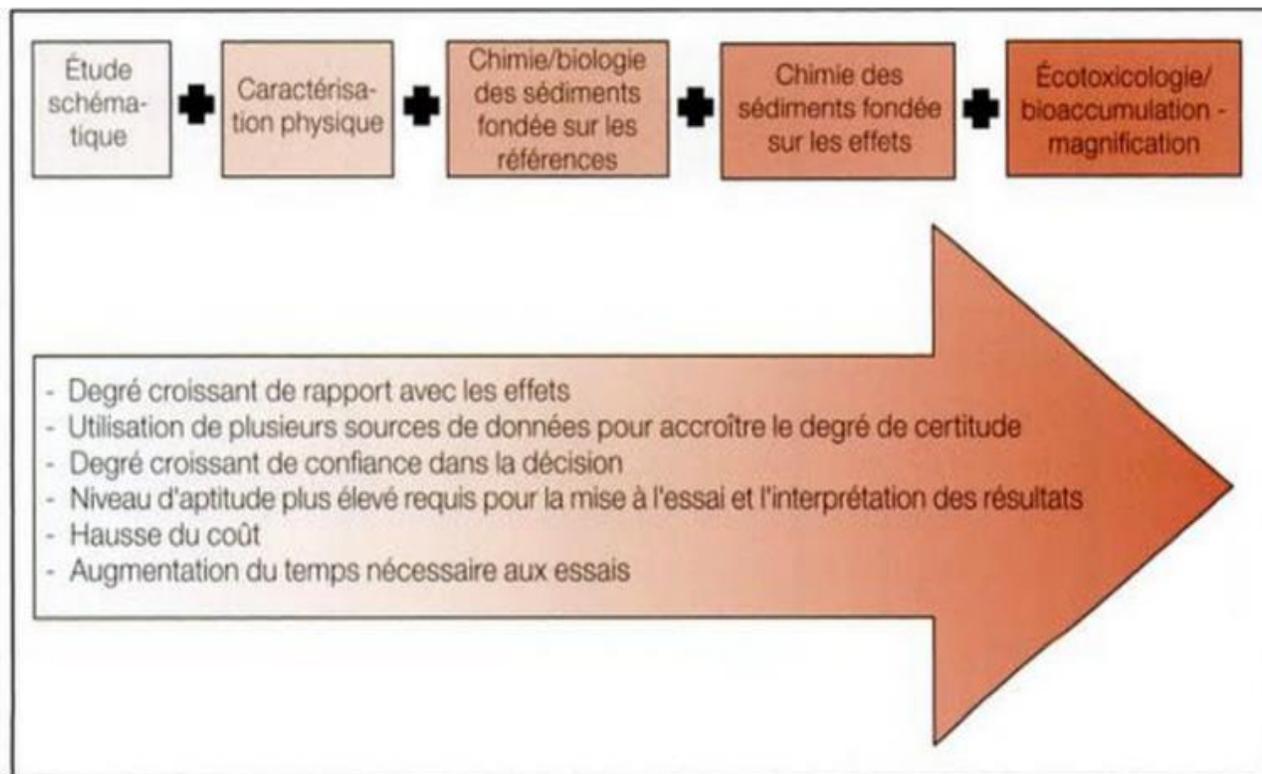


Figure 2. Niveaux d'action: complexité et certitude



Approches pour établir les valeurs-seuils

Lors de l'examen des différentes approches, il sera important de considérer les questions suivantes :

- Cette approche permettra-t-elle d'obtenir des niveaux conformes à l'objectif ?
- L'intégration de toute hypothèse dans l'approche rendra-t-elle celle-ci moins pertinente pour la définition de valeurs-seuils pour la juridiction ?
- Cette approche nécessite-t-elle des données locales pour convenir ? Quel volume de données serait nécessaire pour établir un niveau applicable à une caractéristique donnée ? Quel est le degré d'incertitude associé à l'approche pour cette caractéristique ? L'approche est-elle tout aussi utile pour l'ensemble des caractéristiques et leurs mesures de référence ?

Approches fondées sur les références

Les valeurs-seuils correspondant aux caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques peuvent être établies sur la base des conditions générales ou ambiantes dans des régions comparables qui n'ont pas subi les effets de l'immersion. Il s'agit d'une **approche fondée sur les références**.

Exemples d'approches

1. La valeur-seuil inférieure correspond au 50 centile de la répartition des concentrations de fond pour chaque contaminant. En Irlande cette valeur est fixe au 95 centile de la répartition des concentrations de fond
2. La valeur-seuil inférieure est obtenue en comparant les réactions des animaux exposés aux matériaux de dragage et aux sédiments de référence (essais de toxicité).

Exemple : Utilisation d'**approche fondée sur les références** pour fixer la valeur- seuil inférieure en Irlande

Liste d'actions: Utilisation des résultats de surveillance pour choisir les contaminants

Contribution des valeurs-seuils fondées sur les références: ces valeurs sont utilisées pour fixer les niveaux d'action inférieurs

Dérivation des valeurs-seuils inférieurs : pour métaux et HAPs, et des composés organiques, les valeurs-seuils de référence sont fixées au 95 percentile des données de fond.

Définition du niveau d'action inférieur : si aucune des valeurs-seuils inférieures n'est pas dépassé, le niveau d'action inférieur n'est pas dépassé. Si une ou plusieurs valeurs-seuils sont dépassés, une évaluation plus approfondie de la qualité des sédiments est nécessaire.

Définition du niveau d'action supérieur: si l'une des valeurs-seuils supérieur est dépassée, le Niveau d'action supérieur est considéré dépassé and plus de tests (bioessais) sont nécessaires.



Approches fondées sur les effets

Les valeurs-seuils correspondant aux caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques peuvent également être établies compte tenu des effets connus qui peuvent se produire après une exposition aux déblais de dragage. De telles limites peuvent être fondées sur les informations concernant la probabilité ou l'ampleur d'un effet.

- On peut se baser sur les caractéristiques physiques (granulométrie des sédiments) des déblais de dragage pour déterminer qu'ils ne sont pas susceptibles de porter atteinte à l'environnement, et donc établir des valeurs-seuils inférieures.
- Les valeurs-seuils chimiques sont élaborées en utilisant les relations calculées ou mesurées entre la concentration de produit(s) chimique(s) et une réaction biologique.
- Les valeurs-seuils biologiques sont exprimées sous forme de réaction biologique p.e. taux de survie, croissance ou reproduction de l'organisme utilisé dans un essai de toxicité, modifications dans la structure des communautés benthiques.

Exemple de valeur-seuil: hausse supérieure à 20 % de la mortalité observée dans les matériaux de dragage par rapport à un sédiment de référence (combinaison des approches sur les références et sur les effets).

Exemple : Utilisation d'approche fondée sur les effets pour fixer la valeur seuil inférieure en Royaume Uni

Liste d'actions: Référence à OSPAR pour choisir les contaminants de grande préoccupation pour RU.

Contribution des valeurs-seuils fondées sur les références: Des données fondées sur les effets sont utilisées en conjonction avec des valeurs-seuils d'autres autorités.

Derivation des valeurs-seuils supérieures: Utilisation des données historiques et jugement par des experts scientifiques.

Definition du niveau d'action inférieur : matériaux de dragage ayant des concentrations inférieures des valeurs-seuils inférieures ne donne pas de préoccupation. Matériaux de dragage avec des concentrations entre les valeurs inférieures et supérieures nécessitent plus de tests.

Definition du niveau d'action supérieur: matériaux de dragage avec une ou plusieurs valeurs de contaminants au-dessus des valeurs-seuils supérieures, seront généralement considérés non propres pour immersion en mer.

Approches empiriques

Un nombre des valeurs-seuils a été développé de manière empirique en comparant une grande base de données chimiques et d'effets.

- a) Approche de Co-occurrence (basée sur un grand nombre de données chimiques des sédiments et de toxicité). On calcule les valeurs suivantes :
 - **ERL** (Effects Range Low-valeur basse d'une gamme de données d'effets)=valeur à laquelle la toxicité pourrait commencer



- **ERM** (Effects Range-Median-concentration médiane de l'ensemble des échantillons toxiques)=concentration chimique associée avec toxicité des sédiments
 - **TEL** (Threshold Effects levels)=concentration au-dessous de laquelle des effets négatifs seraient rares
 - **PEL** (Probable effects level)=concentration au-dessus de laquelle des effets négatifs seraient fréquents.
- b) Approche Triad, basée sur la collection concurrente de données de chimie des sédiments, de toxicité de sédiments et des communautés benthiques.
- c) Approche de pointe
- d) Approche du quotient

Approches mécanistiques : Elles utilisent des relations théoriques basées sur la connaissance des mécaniques de l'action

Approche « Consensus levels » : Les niveaux de consensus sont des valeurs moyennes des valeurs seuils dérivées d'une variété de méthodes.

Dans l'évaluation des approches décrites ci-dessus, il faudra prendre en compte la disponibilité des données requises, ainsi que des considérations de coût, de temps et de capacité associées à l'élaboration des valeurs étalons. Afin de mettre en œuvre un système de prise de décision fonctionnel dans un délai raisonnable, il est souvent nécessaire de prendre des mesures intérimaires. Bon nombre de juridictions peuvent disposer de renseignements limités et décider simplement d'appliquer des facteurs de sécurité aux valeurs étalons obtenues à d'autres fins. De même, une juridiction peut adopter provisoirement les valeurs-seuils supérieures et inférieures d'autres juridictions.

Il faudrait tenir compte d'un certain nombre de facteurs pour évaluer le champ d'application des valeurs étalons d'une autre juridiction:

- le rôle de la minéralogie ou de la géochimie a-t-il été pris en compte dans le développement de substances naturelles telles que les métaux ? (par exemple, la variation spatiale des concentrations de métaux causée par des facteurs naturels, c'est-à-dire sans rapport avec des activités industrielles, peut être considérable);
- quelles considérations écologiques ont joué un rôle dans le calcul du niveau ? (par exemple, quel était le degré de sensibilité des organismes échantillons utilisés et quelle est leur pertinence pour le lieu et les conditions écologiques à l'étude ?);
- quels types et sources de pollution anthropique sont importants dans la région pour laquelle le niveau a été fixé ? (on peut s'attendre à ce que l'importance des contaminants varie d'une région à l'autre); et
- quelles conditions physiques océanographiques prédominent dans la région pour laquelle la directive a été conçue ? (le degré d'exposition aux risques sera lié à l'étendue de la zone dans laquelle les déblais sont dispersés et aux concentrations des substances pertinentes).

Les décisions sur la question de savoir s'il faut, et de quelle manière, utiliser les niveaux élaborés par d'autres juridictions demandent mûre réflexion. Des compétences techniques en matière de géochimie des sédiments, de toxicologie, de statistiques et d'autres disciplines seront nécessaires à la prise de décision. En conclusion, l'établissement idéal des valeurs-seuils est basé sur la science avec un nombre important de données et faible incertitude.



Des valeurs seuils établies par différents pays européens sont présentées aux tableaux 2-5.

6. RECOMMANDATIONS POUR LA FIXATION DE LA LISTE D' ACTIONS, DES VALEUR-SEUILS ET DES NIVEAUX D' ACTIONS EN TUNISIE

- Un Comité national doit être formé par des scientifiques pertinentes et des décideurs politiques
- La collection des données sur la qualité des sédiments, des tests de toxicité etc. est nécessaire
- Création d'une base de données
- Choix des contaminants pour former la liste d'actions - distinction entre les contaminants d'intérêt national et ceux d'intérêt régional.
- Choix d'approche pour l'établissement des valeurs-seuils pour chaque contaminant.
- Choix d'approche pour la définition des niveaux nationaux d'actions

REFERENCES

International Maritime Organization, 2009. London Convention and Protocol: Guidance for the development of action lists and action levels for dredged material. IMO publications, I538M, 178 p (ANNEXE II).



ANNEXE I

VALEURS SEUILS POUR LES METAUX ETABLIES PAR DES DIFFERENTS PAYS EUROPEENS



Tableau 2.

			Belgium	
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	20	100
	Cd	mg/kg d.w.	2.5	7
	Cr	mg/kg d.w.	60	220
	Cu	mg/kg d.w.	20	100
	Hg	mg/kg d.w.	0.3	1.5
	Ni	mg/kg d.w.	70	280
	Pb	mg/kg d.w.	70	350
	Zn	mg/kg d.w.	160	500
Hydrocarbons	Sum PAHs	mg/kg d.w.	70 µg/g _{oc} (Σ ₁₀)	180 µg/g _{oc} (Σ ₁₀)
PCBs	Sum PCBs	µg/kg d.w.	2 µg/g _{oc} (Σ ₇)	2 µg/g _{oc} (Σ ₇)
	TBT	µg/kg d.w.	3	7
	Mineral oil	mg/kg d.w.	14 mg/g _{oc}	36 mg/g _{oc}

			Denmark	
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	20	60
	Cd	mg/kg d.w.	0.4	2.5
	Cr	mg/kg d.w.	50	270
	Cu	mg/kg d.w.	20	90
	Hg	mg/kg d.w.	0.25	1
	Ni	mg/kg d.w.	30	60
	Pb	mg/kg d.w.	40	200
	Zn	mg/kg d.w.	130	500
Hydrocarbons	Sum PAHs	mg/kg d.w.	3 (Σ ₉)*	30 (Σ ₉)*
PCBs	Sum PCBs	µg/kg d.w.	20 (Σ ₇)**	200 (Σ ₇)**
	TBT	µg/kg d.w.	7	200

*Anth, BaA, BghiP, BaP, Chr, Flour, In123cdP, Pyr, Phen

** 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180



		Finland		
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	15	60
	Cd	mg/kg d.w.	0.5	2.5
	Cr	mg/kg d.w.	65	270
	Cu	mg/kg d.w.	50	90
	Hg	mg/kg d.w.	0.1	1
	Ni	mg/kg d.w.	45	60
	Pb	mg/kg d.w.	40	200
	Zn	mg/kg d.w.	170	500
Hydrocarbons	...Anthracene	mg/kg d.w.	0.01	0.1
	...Benzo(a)anthracene	mg/kg d.w.	0.03	0.4
	...Benzo(a)pyrene	mg/kg d.w.	0.3	3
	...Benzo(ghi)perylene	mg/kg d.w.	0.8	8
	...Benzo(k)fluoranthene	mg/kg d.w.	0.2	2
	...Chrysene	mg/kg d.w.	1.1	11
	...Fluoranthene	mg/kg d.w.	0.3	3
	...Indeno (1,2,3-cd)pyrene	mg/kg d.w.	0.6	6
	...Naphtalene	mg/kg d.w.	0.01	0.1
	...Phenanthrene	mg/kg d.w.	0.05	0.5
	Sum PAHs	mg/kg d.w.	3.4	34.1
PCBs	...28	µg/kg d.w.	1	30
	...52	µg/kg d.w.	1	30
	...101	µg/kg d.w.	4	30
	...118	µg/kg d.w.	4	30
	...138	µg/kg d.w.	4	30
	...153	µg/kg d.w.	4	30
	...180	µg/kg d.w.	4	30
	Sum PCBs	µg/kg d.w.	22	210
Pesticides	Total DDTs	µg/kg d.w.	10	30
	TBT	µg/kg d.w.	3	200
	Mineral oil	mg/kg d.w.	50	1500
Dioxins	PCDD and PCDF	Ng WHO-TEQ/kg	20	500



		France		
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	25	50
	Cd	mg/kg d.w.	1.2	2.4
	Cr	mg/kg d.w.	90	180
	Cu	mg/kg d.w.	45	90
	Hg	mg/kg d.w.	0.4	0.8
	Ni	mg/kg d.w.	37	74
	Pb	mg/kg d.w.	100	200
	Zn	mg/kg d.w.	276	552
Hydrocarbons	...Acenaphthene	mg/kg d.w.	100	-
	...Anthracene	mg/kg d.w.	500	-
	...Benzo(a)anthracene	mg/kg d.w.	700	-
	...Benzo(a)pyrene	mg/kg d.w.	200	1000
	...Benzo(b)fluoranthene	mg/kg d.w.	300	3000
	...Benzo(ghi)perylene	mg/kg d.w.	150	1000
	...Benzo(k)fluoranthene	mg/kg d.w.	150	2000
	...Chrysene	mg/kg d.w.	1000	-
	...Dibenzo(a,h)anthracene	mg/kg d.w.	100	-
	...Fluorene	mg/kg d.w.	200	-
	...Fluoranthene	mg/kg d.w.	400	5000
	...Indeno (1,2,3-cd)pyrene	mg/kg d.w.	200	1000
	...Naphtalene	mg/kg d.w.	200	-
	...Phenanthrene	mg/kg d.w.	1000	-
...Pyrene	mg/kg d.w.	1500	-	
PCBs	...28	µg/kg d.w.	25	50
	...52	µg/kg d.w.	25	50
	...101	µg/kg d.w.	50	50
	...118	µg/kg d.w.	25	100
	...138	µg/kg d.w.	50	100
	...153	µg/kg d.w.	50	100
	...180	µg/kg d.w.	25	50
	Sum PCBs	µg/kg d.w.	500 (Σ ₂₀₉)	1000 (Σ ₂₀₉)
	TBT	µg/kg d.w.	100	400
Eco-Toxicity	Oyster embryotoxicity	Bio-assays *		
	Copepod Mortality test			
	Corophium Mortality test			
	Microtox Solid Phase Test			

*Used in cases where AL2 is exceeded for one substance or in case of level between AL1 and



AL2 when "GEODRISK" score exceeded 1

			Germany	
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	40	120
	Cd	mg/kg d.w.	1.5	4.5
	Cr	mg/kg d.w.	120	360
	Cu	mg/kg d.w.	30	90
	Hg	mg/kg d.w.	0.7	2.1
	Ni	mg/kg d.w.	70	210
	Pb	mg/kg d.w.	90	270
	Zn	mg/kg d.w.	300	900
Hydrocarbons	Total HC	mg/kg d.w.	200	600
	Sum PAHs	mg/kg d.w.	1,8 (Σ_{16})	5,5 (Σ_{16})
PCBs	Sum PCBs	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	13 (Σ_7)	40 (Σ_7)
Pesticides	...p,p'-DDD	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	2	6
	...p,p'-DDE	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	3
	...p,p'-DDT	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	3
	α -HCH	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	0.5	1.5
	γ -HCH	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	0.5	1.5
	HCB	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1.8	5.5
	PeCB	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	3
	TBT	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	20	300



		Ireland		
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	9	70
	Cd	mg/kg d.w.	0.7	4.2
	Cr	mg/kg d.w.	120	370
	Cu	mg/kg d.w.	40	110
	Hg	mg/kg d.w.	0.2	0.7
	Ni	mg/kg d.w.	21	60
	Pb	mg/kg d.w.	60	218
	Zn	mg/kg d.w.	160	410
Hydrocarbons	Total HC	mg/kg d.w.	1000	-
	Sum PAHs	mg/kg d.w.	4 (Σ_{16})	-
PCBs	...28	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...52	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...101	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...118	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...138	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...153	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	...180	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	1	180
	Sum PCBs	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	7	1260
Pesticides	γ -HCH	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	0.3	1
	HCB	$\mu\text{g}/\text{kg d.w.}$	0.3	1



		Italy			
Contaminant		Units	AL1*	AL1	AL2
Metals	As	mg/kg d.w.	17	25	32
	Cd	mg/kg d.w.	0.2	0.35	0.8
	Cr	mg/kg d.w.	50	100	360
	Cu	mg/kg d.w.	15	40	52
	Hg	mg/kg d.w.	0.2	0.4	0.8
	Ni	mg/kg d.w.	40	70	75
	Pb	mg/kg d.w.	25	40	70
	Zn	mg/kg d.w.	50	100	170
Hydrocarbons	...Acenaphthene	mg/kg d.w.	7		89
	...Anthracene	mg/kg d.w.	47		245
	...Benzo(a)anthracene	mg/kg d.w.	75		693
	...Benzo(a)pyrene	mg/kg d.w.	80		763
	...Chrysene	mg/kg d.w.	108		846
	...Dibenzo(a,h)anthracene	mg/kg d.w.	6		135
	...Fluorene	mg/kg d.w.	21		144
	...Fluoranthene	mg/kg d.w.	113		
	...Naphtalene	mg/kg d.w.	35		391
	...Phenanthrene	mg/kg d.w.	87		544
	...Pyrene	mg/kg d.w.	153		1398
	Sum PAHs	mg/kg d.w.	900		4000
PCBs	Sum PCBs	µg/kg d.w.	5		189
Pesticides	...p,p'-DDD	µg/kg d.w.	1.2		7.8
	...p,p'-DDE	µg/kg d.w.	2.1		3.7
	...p,p'-DDT	µg/kg d.w.	1.2		4.8
	Chlordane	µg/kg d.w.	2.3		4.8
	Dieldrin	µg/kg d.w.	0.7		4.3
	Endrin	µg/kg d.w.	2.7		62
	γ-HCH	µg/kg d.w.	0.3		1
	TBT	µg/kg d.w.	4.5		72

AL1* = mud <10%



		The Netherlands	
Contaminant		Units	AL
Metals	As	mg/kg d.w.	29
	Cd	mg/kg d.w.	4
	Cr	mg/kg d.w.	120
	Cu	mg/kg d.w.	60
	Hg	mg/kg d.w.	1.2
	Ni	mg/kg d.w.	45
	Pb	mg/kg d.w.	110
	Zn	mg/kg d.w.	365
Hydrocarbons	Sum PAHs	mg/kg d.w.	8 (Σ_{10})*
PCBs	Sum PCBs	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	100 (Σ_7)
Pesticides	Total DDTs	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	20
	HCB	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	20
	TBT	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	250 μg Sn/kg **
	Mineral oil	mg/kg d.w.	1250

* Anth, BaA, BghiP, BaP, Chr, Flour, In123cdP, Phen, Naph, BkF

** 115 μg Sn/kg in coastal area and EEZ

Contaminant	Unit	Norway		
		Category 1 good/fair (class I&II)	Category 2 poor/bad (class III&IV)	Category 3 very bad (class V)
Metals				
As	mg/kg d.w.	< 20 - 80	80 - 1000	> 1000
Ar	mg/kg d.w.	< 0.3 - 1.3	1.3 - 10	> 10
Cd	mg/kg d.w.	< 0.25 - 1	1 - 10	> 10
Cr	mg/kg d.w.	< 70 - 300	300 - 5000	> 5000
Cu	mg/kg d.w.	< 35 - 150	150 - 1500	> 1500
F	mg/kg d.w.	< 800 - 3.000	3000 - 20000	> 20000
Hg	mg/kg d.w.	< 0.15 - 0.6	0.6 - 5	> 5
Ni	mg/kg d.w.	< 30 - 130	130 - 1.00	> 1500
Pb	mg/kg d.w.	< 30 - 120	120 - 1500	> 1500
Zn	mg/kg d.w.	< 150 - 700	700 - 10000	> 10000
Organic component				
Sum PAH2	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	< 300 - 2.000	2.000 - 20.000	> 20.000
B(a)P3	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	< 10 - 50	50 - 500	> 500
Sum PCB4	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	< 5 - 25	25 - 300	> 300
HCB5	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	< 0.5 - 2.5	2.5 - 50	> 50
EPOCI6	$\mu\text{g}/\text{kg}$ d.w.	< 100 - 500	500 - 15.000	> 15.000



2, 3, 7, 8-TCDD eqv.7	µg/kg d.w.	< 0.03 - 0.12	0.12 - 1.5	> 1.5
--------------------------	------------	---------------	------------	-------

		Spain		
Contaminant		Units	AL 1	AL 2
Metals	As	mg/kg d.w.	80	200
	Cd	mg/kg d.w.	1	5
	Cr	mg/kg d.w.	200	1000
	Cu	mg/kg d.w.	100	400
	Hg	mg/kg d.w.	0.6	3
	Ni	mg/kg d.w.	100	400
	Pb	mg/kg d.w.	120	600
Zn	mg/kg d.w.	500	3000	
PCBs	Sum PCBs	µg/kg d.w.	30(Σ ₇)	100 (Σ ₇)

		Sweden	
Contaminant		Units	Background level
Metals	As	mg/kg d.w.	10
	Cd	mg/kg d.w.	0.3
	Co	mg/kg d.w.	15
	Cr	mg/kg d.w.	20
	Cu	mg/kg d.w.	20
	Fe	mg/kg d.w.	40000
	Hg	mg/kg d.w.	0.1
	Ni	mg/kg d.w.	15
	Pb	mg/kg d.w.	10
	Sn	mg/kg d.w.	1
	V	mg/kg d.w.	20
	Zn	mg/kg d.w.	125



			United Kingdom			
Contaminant		Units	AL 1	AL 2	AL-R 1	AL-R 2
Metals	As	mg/kg d.w.	20	100	20	70
	Cd	mg/kg d.w.	0,4	5	0,4	4
	Cr	mg/kg d.w.	40	400	50	370
	Cu	mg/kg d.w.	40	400	30	300
	Hg	mg/kg d.w.	0,3	3	0.25	1.5
	Ni	mg/kg d.w.	20	200	30	150
	Pb	mg/kg d.w.	50	500	50	400
	Zn	mg/kg d.w.	130	800	130	600
Hydrocarbons	Total HC	mg/kg d.w.	100	-		
	...Acenaphthene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Acenaphthylene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Anthracene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(a)anthracene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(a)pyrene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(b)fluoranthene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(g)perylene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(ghi)perylene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Benzo(k)fluoranthene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Chrysene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Dibenzo(a,h)anthracene	mg/kg d.w.			0.01	
	...Fluorene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Fluoranthene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Indeno (1,2,3-cd)pyrene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Naphtalene	mg/kg d.w.			0.1	
	...Pyrene	mg/kg d.w.			0.1	
Sum PAHs	mg/kg d.w.			100		
PCBs	Sum PCBs	µg/kg d.w.	20 (Σ ₂₅)*	200 (Σ ₂₅)*	20 (Σ ₂₅)*	180 (Σ ₂₅)*
	TBT	µg/kg d.w.	100**	1000**	100**	500**

AL-R = Revised AL (still not in use)

*PCBs congeners 18, 28, 31, 44, 47, 49, 52, 66, 101, 105, 110, 118, 128, 138, 141, 149, 151, 153, 156, 158, 170, 180, 183, 187, 194

** TBT+DBT+MBT



ANNEXE II

CONVENTION ET PROTOCOLE DE LONDRES

Orientations relatives à la mise au point de listes d'intervention et de niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage



London Convention and Protocol

Guidance for the development of action lists and action levels for dredged material

2009 Edition

Convention et Protocole de Londres

Orientations relatives à la mise au point de listes d'intervention et de niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage

Édition de 2009

Convenio y Protocolo de Londres

Orientaciones sobre la elaboración de listas de criterios de actuación y niveles de actuación con respecto a los materiales de dragado

Edición de 2009

Table des matières

Avant-propos

Résumé analytique

1 Introduction

- 1A Objet des orientations
- 1B Définition des listes et des niveaux d'intervention
- 1C Importance des listes et des niveaux d'intervention
- 1D Autres déchets ou matières
- 1E Listes et niveaux d'intervention dans le cadre de l'évaluation des déblais de dragage aux fins de leur évacuation en mer

2 Établissement d'une liste d'intervention nationale

3 Établissement de valeurs étalons supérieures et inférieures

- 3A Approches fondées sur les références
- 3B Approches fondées sur les effets
- 3C Établissement des valeurs étalons
- 3D Avantages et inconvénients des diverses méthodes de calcul par dérivation

4 Approches à utiliser pour fixer les niveaux d'intervention

- 4A Interprétation des niveaux d'intervention : approche succès/échec
- 4B Approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve

5 Modèles possibles pour les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs

- 5A Niveaux d'intervention inférieurs
- 5B Niveaux d'intervention supérieurs
- 5C Entre les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs

6 Conclusions

7 Références bibliographiques

8 Glossaire

Appendice — Approches à utiliser pour établir les valeurs étalons et les niveaux d'intervention

- 1A Approche fondée sur les références
- 1B Niveaux d'intervention fondés sur les effets chimiques
- 1C Niveaux d'intervention fondés sur les effets biologiques
- 1D Autres approches

Avant-propos

Compte tenu du fait qu'il avait été décidé, en 2002, d'élaborer des orientations techniques pour la mise au point d'une liste d'intervention, en vertu des Directives générales, en vue d'aider les Parties contractantes à élaborer leur propre liste d'intervention nationale et à faire face aux éventuels effets sur la santé de l'homme et sur le milieu marin, les Groupes scientifiques qui ont été constitués en vertu de la Convention et du Protocole de Londres ont procédé à l'élaboration des Orientations relatives à /a mise au point de listes d'intervention et de niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage dans le cadre de différents groupes de travail et groupes de travail par correspondance dont les travaux ont tout d'abord été coordonnés par les États-Unis, puis par le Canada. Les Groupes scientifiques ont achevé leurs travaux en mai 2008 et les organes directeurs ont ensuite adopté les orientations en question en octobre 2008.

Un grand nombre de délégations et de représentants d'organisations bénéficiant du statut d'observateur ont participé à l'élaboration de ces orientations. L'Organisation souhaite remercier en particulier l'Australie, le Canada, les États-Unis, l'Irlande, le Japon, les Pays-Bas, la République de Corée, la République islamique d'Iran, le Royaume-Uni, Greenpeace International et l'OCDE de leur précieuse collaboration.

La présente publication contient des orientations à l'intention des autorités chargées de la réglementation et des responsables de l'élaboration de politiques au sujet du processus de sélection des listes d'intervention et de la mise au point des niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage dont l'évacuation en mer est envisagée.

Résumé analytique

La présente publication formule des orientations à l'intention des autorités chargées de la réglementation et des responsables de l'élaboration de politiques sur l'établissement des listes d'intervention et la mise au point des niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage dont l'évacuation en mer est envisagée. Une liste d'intervention comporte une série de produits chimiques, de réactions biologiques ou d'autres caractéristiques donnant matière à préoccupation qui peut servir à évaluer les effets que les déblais de dragage sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et le milieu marin. Les niveaux d'intervention définissent des seuils limites de décision pour l'évacuation des sédiments en mer.

Si elles sont destinées à aider à mettre en oeuvre les prescriptions de la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets (Convention de Londres) et de son Protocole de 1996 (Protocole de Londres), les orientations ont une portée générale et pourraient être appliquées à l'évaluation des déblais de dragage prévue par d'autres instruments. Toutefois, elles ne visent pas l'évaluation d'autres déchets ou matières prévue par la Convention de Londres et son protocole.

Il n'existe pas de mécanisme universel pour l'établissement des listes d'intervention et la mise au point des niveaux d'intervention. Pour cette raison, la présente publication n'a aucune valeur prescriptive. Elle vise plutôt à formuler des orientations sur le processus de sélection des listes d'intervention et des niveaux d'intervention et énonce les options dont disposent les autorités chargées de la réglementation et les responsables de l'élaboration de politiques.

Le processus débute par l'identification des caractéristiques chimiques, biologiques ou physiques qui seront prises en compte dans la liste d'intervention. Cette étape consiste à examiner les sources pertinentes de contaminants dans les déblais de dragage, à faire l'inventaire des ressources estimées importantes à proximité des sites d'immersion et déterminer les facteurs de risque, et à suivre les meilleures pratiques dans la science de l'évaluation et de la gestion des sédiments. Aux termes de la Convention et du Protocole de Londres, la priorité doit être donnée aux substances toxiques, persistantes et bioaccumulatives d'origine anthropique.

Ensuite, il faut établir des valeurs étalons pour chaque caractéristique qui figure sur la liste d'intervention. Les valeurs étalons sont souvent déterminées à l'aide d'une approche fondée sur les références (comparaison avec les conditions de fond ou ambiantes) ou une approche fondée sur les effets (reposant sur les connaissances ou l'observation directe des effets de l'exposition). L'appendice donne de plus amples détails, présentant les options qui peuvent servir à établir les valeurs étalons.

Enfin, les niveaux d'intervention sont fixés en intégrant les caractéristiques et les valeurs étalons pertinentes pour former une règle de décision. Cela peut être aussi simple qu'une notation succès/échec basée sur une valeur étalon unique ou plus complexe comme la combinaison de plusieurs sources de données dans une approche s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve. Il est possible de créer un niveau d'intervention supérieur au-delà duquel le risque accru d'effets sur la santé de l'homme et sur le milieu marin serait préoccupant et, si cela est souhaité, un niveau d'intervention inférieur en deçà duquel il n'y aurait guère de motif de préoccupation. La présente publication conclut en donnant des indications sur la formulation de niveaux d'intervention dans une terminologie appropriée pour élaborer la réglementation nationale et traiter les sédiments qui se situent entre les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs. Les sections 1A à 1D de l'appendice décrivent les différentes approches et citent l'exemple de certains pays.

1 Introduction

1A. Objet des orientations

1.1 La présente publication vise à aider les autorités chargées de la réglementation et les responsables de l'élaboration de politiques à mettre au point des listes d'intervention et des niveaux d'intervention à l'échelon national pour évaluer les déblais de dragage dont l'évacuation en mer est envisagée.

1B Définition des listes et des niveaux d'intervention

1.2 Dans le contexte de l'évacuation en mer :

- .1 une liste d'intervention désigne un mécanisme de sélection des déchets et de leurs substances constituantes qui font l'objet d'une demande, en fonction des effets qu'ils sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et sur le milieu marin. Elle peut comporter des produits chimiques qui présentent un intérêt, des réactions biologiques qui suscitent des préoccupations ou d'autres caractéristiques qui peuvent permettre d'évaluer les effets défavorables que les déblais de dragage sont susceptibles d'avoir sur le milieu marin. Une liste d'intervention peut aussi servir de mécanisme de déclenchement de réflexions plus poussées sur la prévention de la production de déchets et pourrait donc avoir un rôle à jouer dans la maîtrise de la pollution à la source, l'incitation à des technologies plus propres ou l'amélioration de l'efficacité du dragage pour réduire la nécessité d'une évacuation;
- .2 les niveaux d'intervention sont fixés pour servir de règles de décision identifiant les déblais de dragage qui peuvent être éliminés parce que leur risque d'effets défavorables est faible et acceptable et les déblais de dragage qui ne peuvent pas être éliminés sans contrôles de gestion parce que leur risque d'effets défavorables est jugé trop élevé, ou pour recenser les cas où des renseignements supplémentaires peuvent être nécessaires à un jugement avisé du risque. S'il est mis au point afin de satisfaire aux prescriptions des instruments sur l'évacuation en mer, le niveau d'intervention indiquera un niveau supérieur, voire aussi un niveau inférieur. Le niveau supérieur devrait être fixé de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins vulnérables représentatifs de l'écosystème marin. En deçà du niveau inférieur, l'évacuation en mer ne devrait guère susciter de préoccupation.

1C Importance des listes et des niveaux d'intervention

1.3 La liste d'intervention est importante pour les Parties contractantes, actuelles et futures, à la Convention et au Protocole de Londres car elle constitue un élément essentiel de la prise de décision dans le cadre des Directives générales. Les Directives relatives à l'évaluation des déchets ou autres matières dont l'immersion peut être envisagée servent de guide aux autorités nationales dans l'évaluation des demandes d'immersion de déchets de manière conforme aux dispositions du Protocole ou de la Convention de Londres. Une version abrégée de ces directives figure à l'Annexe 2 au Protocole de Londres et une version visant expressément l'évaluation des déblais de dragage a été élaborée. Dans chaque version des Directives, l'application d'une liste d'intervention et de ses niveaux permet aux autorités de classer les déblais de dragage en trois catégories : 1) ne suscitent guère de préoccupation quant à l'évacuation en mer; 2) nécessitent une évaluation plus détaillée; ou 3) ne peuvent pas être évacués en mer sans l'utilisation de techniques ou processus de gestion. Une juridiction ayant mis au point une liste d'intervention nationale et des niveaux d'intervention sera mieux placée pour

prendre des décisions avisées en ce qui concerne les permis et pour satisfaire aux prescriptions de ces instruments. Les niveaux d'intervention peuvent fournir des indications sur les efforts de mise en conformité en vue d'une évaluation plus approfondie ou d'un suivi.

1.4 Les listes et niveaux d'intervention peuvent aussi être utiles aux États non Parties qui nécessitent une base scientifique cohérente et transparente par rapport à laquelle classer ou évaluer les déblais de dragage selon le niveau de risque qu'ils peuvent présenter pour le milieu marin au moment de leur évacuation.

1.5 La présente publication donne des orientations pour l'établissement d'une liste d'intervention et l'élaboration de niveaux d'intervention applicables aux déblais de dragage. Loin d'être un manuel technique détaillé, elle donne un aperçu des options relatives à l'élaboration et à l'adoption des listes et niveaux d'intervention et cite des exemples tirés de plusieurs juridictions. La mise en œuvre d'une liste d'intervention est examinée ici dans le cadre du processus de prise de décision visant à permettre l'évacuation en mer des déblais de dragage. Les juridictions disposant d'une expérience limitée qui souhaitent adopter des listes et des niveaux d'intervention auront vraisemblablement besoin de plus d'indications et de soutien pour choisir la meilleure approche et pour l'adapter, en fonction des besoins, à leur situation au niveau juridique et en ce qui concerne l'environnement. En outre, ces orientations sont données pour qu'un équilibre puisse être atteint entre le meilleur niveau d'évaluation possible et la disponibilité des ressources ainsi que la capacité des différents pays. La juridiction est invitée à commencer par adopter des pratiques réalisables à court terme, pour ensuite progresser à mesure de l'acquisition de capacités et de compétences.

1.6 La présente publication constitue la première version de ces orientations; à mesure qu'une expérience sera acquise à l'échelle mondiale en matière de listes et de niveaux d'intervention, il sera nécessaire de la mettre à jour et de préciser les renseignements et les exemples fournis. Les remarques sur ces orientations sont les bienvenues et sont à adresser au Secrétariat de l'OMI pour la Convention et le Protocole de Londres.

1D Autres déchets ou matières

1.7. Les déchets de poisson, les matières organiques d'origine naturelle, les matières géologiques inertes, inorganiques, les navires et plates-formes, les objets volumineux, etc., et les flux de dioxyde de carbone peuvent aussi faire l'objet d'un permis d'évacuation en mer; le contenu de la liste d'intervention et la façon dont elle est utilisée peut varier selon les cas. À l'avenir, des documents distincts seront produits pour mettre au point les listes et les niveaux d'intervention correspondant à ces déchets ou autres matières.

1E Listes et niveaux d'intervention dans le cadre de l'évaluation des déblais de dragage aux fins de leur évacuation en mer

1.8 Le cadre des directives générales pour l'évaluation des déchets qui relève de la Convention et du Protocole de Londres est illustré à la figure 1. Il s'agit d'un processus itératif, dont les étapes ne doivent pas nécessairement suivre un ordre précis. Les listes d'intervention utilisent des données physiques, chimiques ou biologiques rassemblées au cours de l'étape de caractérisation. Suite à cette caractérisation, les niveaux d'intervention, qui sont un des critères essentiels de la prise de décision, servent à déterminer si les déblais de dragage peuvent être évacués en mer de façon acceptable. Pour comprendre les principes de fonctionnement des listes d'intervention dans ce cadre, il convient de se reporter au manuel de formation concernant les directives relatives à l'évaluation des déchets.

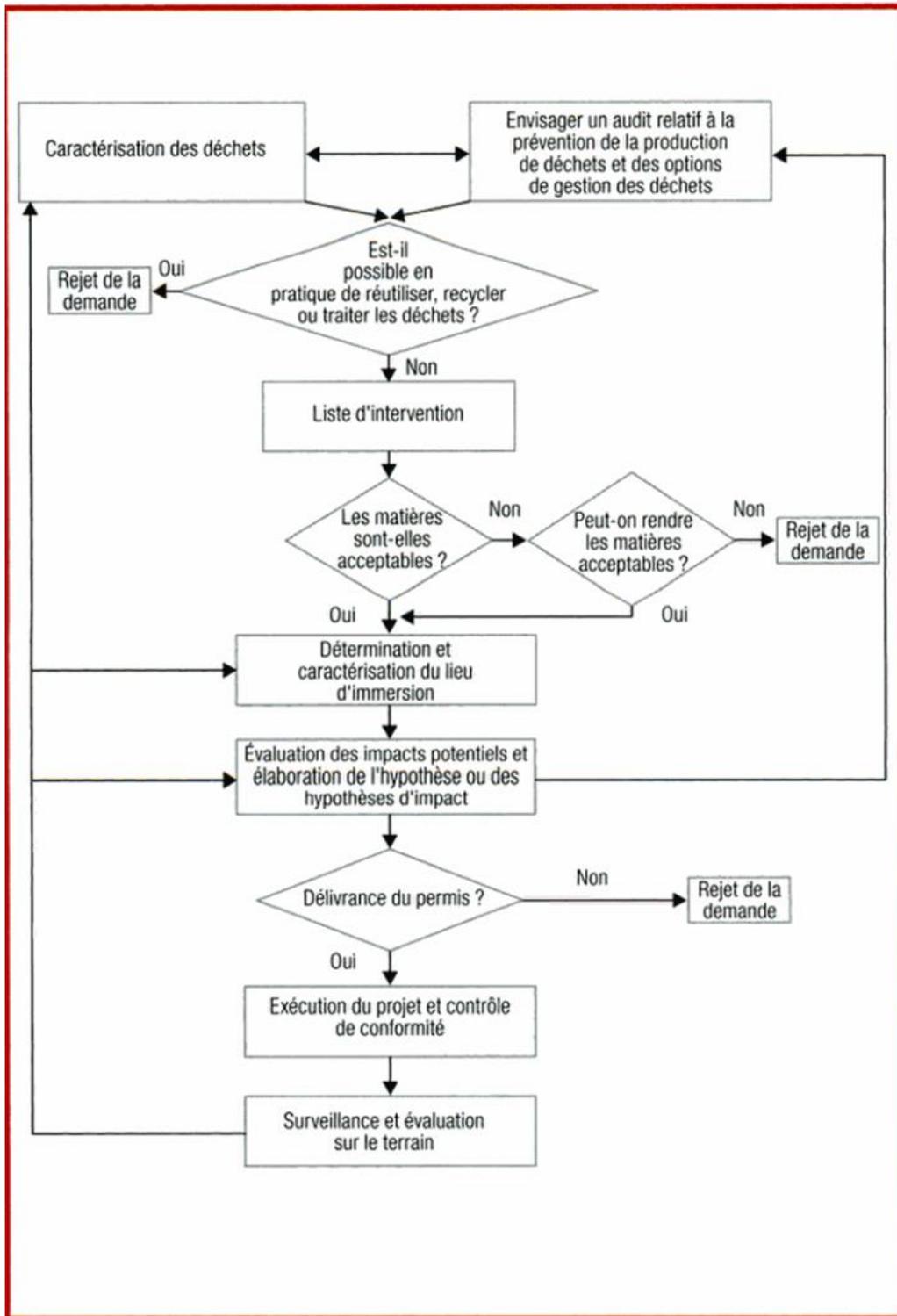


Figure 1 - Cadre de l'évaluation aux fins d'application de la Convention et du Protocole de Londres

2 Établissement d'une liste d'intervention nationale

2.1 Une liste d'intervention nationale applicable aux déblais de dragage est une liste ou un inventaire des caractéristiques des déblais de dragage et de leurs mesures de référence dont une juridiction juge qu'il est important de tenir compte pour prendre des décisions concernant la délivrance de permis. Pour mettre au point cette liste d'intervention, les autorités devront déterminer les préoccupations que l'évacuation de déblais de dragage est susceptible de susciter dans leur juridiction et les biens et ressources qui doivent être protégés, ce qui devrait permettre de définir ce qu'il faut mesurer et évaluer. Concrètement, une liste d'intervention sera élaborée en constituant une liste de caractéristiques qui serviront à effectuer une évaluation réglementaire des déblais de dragage. Les valeurs étalons de chaque caractéristique sont utilisées pour élaborer des règles de décision afin de définir les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs.

Encadré 1	Définition des principaux termes
<p>Dans la présente publication, les termes et expressions caractéristique, mesure de référence et valeur étalon définissent les outils qui servent à évaluer certains aspects de l'environnement.</p> <p>Une caractéristique est un attribut des déblais de dragage (par exemple, cuivre, mercure, alluvions, composés de pétrole, agents pathogènes) ou une réaction biologique aux déblais de dragage (par exemple, mortalité, croissance, bioaccumulation).</p> <p>Une mesure de référence peut porter sur la caractéristique (par exemple, concentration, taux de survie).</p> <p>Une valeur étalon est un point sur la gamme de mesures de référence (par exemple, 4 mg/kg de cuivre, 20 % de mortalité chez les amphipodes) qui sert à identifier à quel niveau la préoccupation en matière d'environnement peut être faible ou élevée pour une caractéristique donnée, ce qui correspond à la valeur étalon inférieure ou à la valeur étalon supérieure.</p> <p>Une liste d'intervention comporte donc un certain nombre de caractéristiques à prendre en compte dans la mesure des déblais de dragage.</p> <p>Un niveau d'intervention est une règle de décision établie en fonction des résultats d'une ou plusieurs caractéristiques par rapport aux valeurs étalons respectives.</p>	

2.2 La sélection des caractéristiques et des mesures de référence à faire figurer dans une liste d'intervention nationale devrait être basée sur les connaissances relatives à la nature des déblais de dragage dans le pays où la liste doit être utilisée. S'agissant des caractéristiques chimiques, il faudra peut-être prendre en compte les contaminants réputés être présents dans les déblais et ceux qui sont susceptibles d'avoir été déposés dans les déblais du fait notamment de rejets d'effluents d'une source connue, d'affluents, d'un ruissellement diffus, d'un dépôt atmosphérique, d'accidents et de déversements, de la pollution liée à l'exploitation, de pertes liées à l'exploitation et d'une immersion directe. Il convient de tenir compte également des caractéristiques qui fournissent des renseignements utiles sur le risque d'effets aigus ou chroniques sur les organismes marins vulnérables ou sur la santé. Les caractéristiques pourraient, par exemple, inclure des substances (produits chimiques suscitant des préoccupations ou présentant un intérêt), des microbes, virus ou agents pathogènes, des réactions ou des phénomènes biologiques, tels que la toxicité ou la bioaccumulation, ainsi que les caractéristiques physiques des déblais de dragage. Pour des exemples de listes élaborées par certaines des Parties à la Convention et au Protocole de Londres, se reporter à l'appendice 2.

Encadré 2	Les Directives générales spécifient ce qui suit au sujet de l'élaboration des listes d'intervention
------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------

Les listes d'intervention constituent un élément important de l'Annexe 2 du Protocole de Londres et peuvent également être utilisées pour satisfaire aux prescriptions des Annexes I et II de la Convention de Londres. Les Directives générales révisées (2008) donnent des précisions sur ces listes :

Les listes d'intervention nationales constitueront «un mécanisme de sélection des déchets et de leurs substances constituantes qui font l'objet d'une demande, en fonction des effets qu'ils sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et sur le milieu marin...»

«Lors de la sélection des substances à inscrire sur une liste d'intervention, la priorité doit être donnée aux substances toxiques, persistantes et bioaccumulatives d'origine anthropique (par exemple, cadmium, mercure, organohalogénés, hydrocarbures de pétrole et, lorsqu'il y a lieu, arsenic, plomb, cuivre, zinc, béryllium, chrome, nickel, vanadium, composés organosiliciés, cyanures, fluorures et pesticides ou leurs dérivés autres que les organohalogénés).»

«Pour une catégorie donnée de déchets, il sera éventuellement possible de définir des niveaux d'intervention à l'échelon national en fonction de teneurs limites, de réactions biologiques, de normes de qualité de l'environnement, de critères de flux ou d'autres valeurs de référence.»

2.3 L'encadré 2 ci-après donne des exemples de caractéristiques chimiques, biologiques et physiques énoncées dans les Directives générales révisées qu'il pourrait être approprié d'inclure dans une liste d'intervention.

2.4 Lorsque des juridictions disposent de peu de données sur les effets chimiques ou biologiques, les autorités pourront souhaiter commencer par utiliser une liste d'intervention nationale intérimaire, sélectionnée dans une autre juridiction ou mise au point sur la base des orientations formulées ci-dessus dans le cadre des Directives sur la Convention et le Protocole de Londres. L'engagement à affiner une liste d'intervention inter-médiaire pourrait comporter les mesures de suivi suivantes :

- .1 réalisation d'une étude des sources de contaminants en cause dans les déblais de dragage, y compris les sources de ruissellement des eaux industrielles, agricoles et urbaines - Une telle étude a pour objet de veiller à ce que la liste d'intervention soit suffisamment complète pour permettre d'évaluer, de manière crédible, le risque d'effets défavorables. Une étude des sédiments peut servir à confirmer la présence et la prédominance des caractéristiques;
- .2 élaboration d'un inventaire des ressources estimées importantes à proximité de sites d'évacuation connus ou prévus pour présider aux listes et niveaux d'intervention qui favoriseront des pratiques de gestion durable;
- .3 suivi de l'évolution de la science pertinente - La science qui contribue à l'évaluation et à la gestion des sédiments évoluera avec le temps. Le suivi des avancées réalisées dans les champs d'étude correspondants permettra aux autorités de tenir leur approche à jour;

2.5 L'expérience acquise par les autorités au fil du temps dans leur application des listes et des niveaux d'intervention, y compris l'utilisation d'un système de surveillance confirmant ceux-ci, permettra de mettre à jour et d'affiner les listes d'intervention et leur application. L'analyse de ces informations permettra, à terme, de confirmer ou de perfectionner ces listes.

2.6 Étant donné que les déblais de dragage sont affectés, dans bien des cas, par des sources de contamination propres à chaque site, il sera difficile, pour toutes les juridictions, d'établir une liste d'intervention nationale qui

soit représentative de préoccupations nationales mais non trop longue, afin de ne pas réduire la capacité à réaliser des évaluations présentant un bon rapport temps/efficacité et coût/efficacité. Une approche possible consisterait à établir une liste d'intervention nationale abrégée ne comportant que les caractéristiques les plus communes et vitales, qui seraient les informations à évaluer au minimum, dans tous les cas, et à permettre l'élaboration et l'application des listes d'intervention régionales qui intègrent des connaissances régionales, locales et propres au site sur les caractéristiques des déblais de dragage et des ressources estimées importantes. Dans les cas, par exemple, où le cadmium serait répandu dans la juridiction et qu'il susciterait des préoccupations, il apparaîtrait sur la liste nationale. Par contre, si le chrome n'était répandu que dans un nombre limité de zones associées à des industries spécifiques, il serait inscrit sur les listes d'intervention régionales correspondantes.

3 Établissement de valeurs étalons supérieures et inférieures

3.1 Comme indiqué à la section 2, une liste d'intervention nationale peut être établie. Chaque caractéristique (par exemple, cadmium, survie, etc.) aura une mesure de référence (mg/kg en poids sec, taux de survie). Les valeurs étalons sont les niveaux correspondant à une caractéristique particulière en deçà desquels il n'y aurait guère lieu de se préoccuper (valeur étalon inférieure) ou au-delà desquels il y aurait un risque accru ou une probabilité accrue d'effets préoccupants (valeur étalon supérieure). Une fois que les valeurs étalons sont définies pour les caractéristiques figurant sur la liste, elles servent à établir les niveaux d'intervention supérieurs et, le cas échéant, les niveaux inférieurs (se reporter au paragraphe 1.2.2).

Relation entre les valeurs étalons et les niveaux d'intervention

3.2 Les niveaux d'intervention peuvent être appliqués en fonction d'approches relativement simples, ou plus complexes. Dans l'approche simple (tableau 1), la liste d'intervention est constituée d'une série de contaminants (caractéristiques) susceptibles d'être présents dans les déblais. Par certains moyens (voir les sections 3A, 3B et 3C ci-après), les valeurs étalons inférieures et supérieures sont établies pour chaque caractéristique figurant sur la liste. Dans l'approche simple, le dépassement d'une valeur étalon supérieure unique sera considéré comme un dépassement du niveau d'intervention supérieur; en conséquence, toutes les caractéristiques du sédiment doivent être en deçà des valeurs étalons inférieures pour permettre de conclure que les déblais représentent un niveau de risque faible et acceptable pour le milieu marin et ne dépassent pas le niveau d'intervention inférieur. Les sédiments qui ne répondent à aucune de ces situations devront faire l'objet d'une nouvelle étude ou évaluation avant qu'une décision puisse être prise.

Tableau 1 - Exemple d'une approche simple pour l'application de niveaux d'intervention

Modèle de niveau d'intervention à caractéristique unique				
Caractéristique des déblais de dragage	Le niveau d'intervention inférieur n'est pas atteint	Valeur étalon inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur étalon supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'intervention supérieur est dépassé
Contaminant A	Toutes les valeurs sont en deçà de la RI	120	340	Une RS est dépassée
Contaminant B		25	88	
Contaminant C		75	420	
Contaminant D		0,5	2,7	
Contaminant E		50	170	

3.3 Des approches plus complexes font appel à des règles de décision qui s'appuient sur le dépassement de valeurs étalons par plusieurs caractéristiques pour parvenir à déterminer que le niveau d'intervention supérieur a été atteint (tableaux 2 et 3). Dans le premier de ces deux exemples (tableau 2), la juridiction a décidé que la liste d'intervention des caractéristiques ne comporterait que des contaminants. Dans ce cas, elle a déterminé que certaines caractéristiques présentent un plus grand intérêt pour le processus de prise de décision selon la nature des informations qu'elles fournissent. Certains contaminants présentent par exemple davantage d'intérêt d'un point de vue toxicologique, ou ils peuvent être plus persistants, et ces facteurs peuvent influencer l'utilisation qui est faite de la valeur étalon dans la prise de décision.

Tableau 2 – Exemple 1 d'une approche plus complexe pour l'application de niveaux d'intervention

Modèle 1 du niveau d'intervention s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve				
Caractéristique des déblais de dragage	Le niveau d'intervention inférieur n'est pas atteint	Valeur étalon inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur étalon supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'intervention supérieur est dépassé
Matières organiques persistantes	Aucun dépassement d'une RS, toutes les valeurs des matières organiques en deçà de la RI, pas plus d'un métal entre RI et RS			Dépassement de toute de la RS pour les matières organiques ou de la RS pour deux métaux
Matière organique A		2,5	15	
Matière organique B		0,5	7,5	
Matière organique C		0,5	2,7	
Matière organique D		0,1	2,2	
Métaux lourds				
Métal A		50	125	
Métal B		140	330	
Métal C		85	210	
Métal D		14	40	

3.4 Dans le deuxième exemple (tableau 3), la liste d'intervention sélectionnée comporte les caractéristiques de contaminants et de réactions biologiques.

Tableau 3 – Exemple 2 d'une approche plus complexe pour l'application de niveaux d'intervention

Modèle 2 du niveau d'intervention s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve					
Caractéristique des déblais de dragage	Le niveau d'intervention inférieur	Valeur étalon inférieure (RI) (mg/kg)	Valeur étalon supérieure (RS) (mg/kg)	Le niveau d'intervention supérieur	
Matières organiques persistantes	Aucun dépassement d'une RS, pas plus d'une matière organiques entre RI et RS			Dépassement de toute RS pour les matières organiques ou de la RS pour deux espèces de bioessais	
Matière organique A		2,5	15		
Matière organique B		0,5	7,5		
Matière organique C		0,5	2,7		
Matière organique D		0,1	2,2		
Bioessai sur communauté benthique					Taux de mortalité
Espèce A					25
Espèce B					30
Espèce C					20
Espèce D					30

Approches

3.5 Dans la présente section sont présentées des stratégies visant à établir des valeurs étalons supérieures et inférieures applicables aux caractéristiques devant figurer dans la liste d'intervention nationale. Certaines juridictions ont déjà utilisé ces approches et déterminé des niveaux numériques ou des critères d'acceptation pour les caractéristiques propres à leur situation. Pour formuler ou réviser les pratiques dans le but de fixer des niveaux d'intervention, les Parties contractantes peuvent avec profit passer en revue les pratiques des autres et s'inspirer des approches existantes.

3.6 Il convient, pour l'élaboration et l'application des valeurs étalons, de savoir quelles sont les ressources estimées importantes que ces valeurs doivent permettre de protéger; il faut également connaître le raisonnement technique qui lie ces valeurs à l'objectif de protection.

3.7 Lors de l'examen des différentes approches, il sera important de comprendre ce qui suit :

- .1 Théorie et méthode de calcul par dérivation - Cette approche permettra-t-elle d'obtenir des niveaux conformes à l'objectif ?
- .2 Hypothèses - L'intégration de toute hypothèse dans l'approche rendra-t-elle celle-ci moins pertinente pour la définition de valeurs étalons pour la juridiction?
- .3 Besoins en données et incertitudes - Cette approche nécessite-t-elle des données locales pour convenir ? Quel volume de données serait nécessaire pour établir un niveau applicable à une caractéristique donnée ? Quel est le degré d'incertitude associé à l'approche pour cette caractéristique ? L'approche est-elle tout aussi utile pour l'ensemble des caractéristiques et leurs mesures de référence ?

3.8 Les Directives générales décrivent relativement clairement l'objectif des niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs.

«Le niveau supérieur devrait être fixé de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins sensibles représentatifs de l'écosystème marin, «... les déchets contenant des substances déterminées ou suscitant des réactions biologiques, qui se situent au-dessous des niveaux inférieurs applicables devraient être considérés comme peu dangereux pour l'environnement dans la perspective d'une immersion.»

3.9 Étant donné que les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs ont un objectif différent, il n'est pas essentiel que la même approche soit appliquée à chaque valeur étalon supérieure et inférieure ou à l'ensemble des caractéristiques figurant sur une liste d'intervention nationale. On reconnaîtra que le recours à des approches différentes pourrait signifier que les valeurs étalons correspondant à une même caractéristique ne seront pas forcément comparables d'une liste à une autre ou d'une juridiction à une autre. Les approches qui ont servi à établir les valeurs étalons sont décrites brièvement ci-après et de façon plus détaillée aux sections 1A à 1D de l'appendice.

3A Approches fondées sur les références

3.10 Les valeurs étalons correspondant aux caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques peuvent être établies sur la base des conditions générales ou ambiantes dans des régions comparables qui n'ont pas subi les effets de l'immersion. Il s'agit d'une approche fondée sur les références. Par exemple, le niveau d'intervention inférieur peut être fixé à la concentration de fond pour le produit chimique retenu. Une approche possible consisterait à établir la valeur étalon inférieure comme correspondant au 50 centile de la répartition des

concentrations de fond pour chaque contaminant qui figure sur la liste d'intervention. Il serait également possible d'établir les valeurs étalons inférieures à l'aide des résultats des essais de toxicité portant sur les sédiments en utilisant les conditions de référence pour comparer les réactions des animaux échantillons exposés aux déblais de dragage et aux sédiments de référence.

3.11 Lors de l'utilisation d'une approche fondée sur les références pour élaborer des valeurs étalons correspondant aux caractéristiques qui figurent sur la liste d'intervention, il sera important d'établir une distinction entre les substances artificielles et les substances naturelles (entre les PCB et l'ammoniac, par exemple). Si les PCB sont présents dans l'environnement par l'effet direct de l'activité industrielle, l'ammoniac est le produit naturel de la diagenèse dans les sédiments. Les niveaux d'ammoniac dans le sédiment peuvent être influencés par l'activité de l'homme, par exemple par l'introduction de matières nutritives et d'engrais; cela dit, dans la plupart des circonstances, sa présence dans les sédiments ne suscite pas un niveau de préoccupation comparable aux PCB. Dans le souci de focaliser l'attention des responsables de la réglementation sur les activités anthropiques, on a intégré dans les valeurs étalons chimiques les informations sur les niveaux des contaminants dans les ports fortement industrialisés, les ports faiblement industrialisés et les ports de plaisance pour établir la répartition des données utilisées afin de déterminer le niveau d'intervention correspondant à un contaminant donné.

3.12 Indépendamment de la caractéristique retenue, les valeurs étalons correspondantes doivent indiquer le risque d'effets sur le terrain, ce qui est la base des Directives générales. Un exemple de valeurs étalons fondées sur les références est donné à la section 1A de l'appendice de la présente publication. Les Directives générales précisent que les niveaux d'intervention supérieurs devraient être fixés de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins sensibles. C'est pourquoi toute valeur étalon utilisée pour établir les niveaux d'intervention supérieurs devrait réduire au minimum, autant que possible, la probabilité que les déblais de dragage dépassent de telles valeurs mais soient sans effets sur un lieu d'évacuation (faux négatifs). Les niveaux fondés sur les références sont couramment utilisés pour fixer des valeurs étalons et niveaux d'intervention inférieurs car on peut raisonnablement escompter que les niveaux comparables aux niveaux de concentration de fond n'auront guère d'effets inacceptables.

3B Approches fondées sur les effets

3.13 Les valeurs étalons correspondant aux caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques peuvent également être établies compte tenu des effets connus qui peuvent se produire après une exposition aux déblais de dragage. De telles limites peuvent être fondées sur les informations concernant la probabilité ou l'ampleur d'un effet.

3.14 On peut se baser sur les caractéristiques physiques des déblais de dragage pour déterminer qu'ils ne sont pas susceptibles de porter atteinte à l'environnement, et donc établir des valeurs étalons inférieures. Par exemple, les sédiments des régions ayant de forts courants ou une importante énergie houlomotrice et composés en majeure partie de sédiments à granulométrie grossière (roches, galets et sables, par exemple) sont peu susceptibles de transporter des quantités importantes de contaminants chimiques en raison de la surface relativement faible de sorption offerte aux contaminants. Sur la base de l'expérience passée, les autorités chargées de la réglementation peuvent établir des critères quantitatifs ou qualitatifs pour déterminer les limites à partir desquelles des sédiments seront jugés être composés essentiellement de matière à gros grains. Des valeurs étalons inférieures correspondant à d'autres caractéristiques physiques peuvent être utilisées en association avec des données géothermiques pour déterminer des niveaux d'intervention, notamment la profondeur du dragage (par exemple, les déblais de dragage proviendront-ils de sédiments qui n'ont eu aucun contact avec des produits chimiques industriels ?) et la proximité géographique de sources de contaminants

connues ou supposées (AIPCN 2006). Les facteurs physiques sont aussi d'importants éléments d'information supplémentaires qui peuvent servir à ajuster les valeurs étalons établies au moyen d'autres approches. Ainsi, si les essais de toxicité sont utilisés comme une des caractéristiques de la liste, il sera important de savoir comment les caractéristiques physiques peuvent influencer ou mettre à mal les résultats de l'essai de toxicité (AIPCN 2006).

3.15 Les valeurs étalons chimiques sont élaborées à l'aide d'une approche fondée sur les effets en utilisant les relations calculées ou mesurées entre la concentration de produit(s) chimique(s) et une certaine forme de réaction biologique. De tels niveaux peuvent être établis au moyen de diverses approches empiriques et théoriques et il existe de nombreux exemples. La concentration chimique qui établit la valeur étalon limite peut être dictée par les concentrations présentes dans tout le sédiment, une fraction du sédiment, l'eau interstitielle ou les tissus des organismes exposés aux sédiments lors d'un essai biologique (AIPCN 2006). Il peut aussi y avoir le souci de fixer des niveaux qui contrent les effets inacceptables sur la santé de l'homme (niveaux prudents de consommation de poisson, par exemple). À la section 1B de l'appendice de la présente publication sont décrites quelques unes des principales approches pour l'élaboration de valeurs étalons chimiques fondées sur les effets.

3.16 On peut établir des valeurs étalons biologiques en utilisant pour cela des renseignements qui permettent de définir la probabilité d'observation d'effets sur le terrain ou encore, d'établir une distinction entre l'ampleur acceptable et l'ampleur inacceptable de certains effets déterminés. Les valeurs étalons biologiques sont généralement exprimées sous forme d'un certain type de réaction biologique (par exemple, taux de survie, croissance ou reproduction de l'organisme utilisé dans un essai de toxicité, modifications intervenant dans la structure des communautés benthiques, etc.). Les valeurs étalons biologiques ont été définies en établissant un seuil applicable à l'ampleur de la réaction qui doit être observée dans un essai de toxicité avant de déterminer que le niveau d'intervention a été dépassé, par exemple hausse supérieure à 20 % de la mortalité observée dans les déblais de dragage par rapport à un sédiment de référence (cet exemple illustre une démarche qui conjugue l'approche fondée sur les références et l'approche fondée sur les effets). On trouvera à la section 1C de l'appendice de la présente publication des exemples d'essais biologiques pouvant servir à mettre au point des niveaux d'intervention fondés sur les effets biologiques.

3.17 Dans les cas où les effets biologiques servent à définir les niveaux d'intervention, les valeurs étalons concernant la probabilité des effets peuvent être calculées à partir des résultats d'une série d'essais de toxicité effectués sur des déblais de dragage; plus les essais de la série qui présentent des signes de toxicité sont nombreux, plus il est probable que les effets se produiront. Il est important de noter que l'essai type de toxicité des sédiments sur des organismes benthiques n'est pas un moyen pertinent d'évaluer le risque lié aux produits chimiques, les effets premiers étant véhiculés par la bioaccumulation, le transfert trophique et les effets produits chez les prédateurs supérieurs (par exemple, produits chimiques de type dioxine). Lorsque de tels produits chimiques figurent sur la liste d'intervention, l'évaluation devrait être basée sur des méthodes visant directement les voies de bioaccumulation (Wenning et al., 2005).

3C Établissement des valeurs étalons

3.18 Dans l'évaluation des approches décrites ci-dessus, il faudra prendre en compte la disponibilité des données requises, ainsi que des considérations de coût, de temps et de capacité associées à l'élaboration des valeurs étalons. Les données, le temps ou le financement seront souvent insuffisants pour garantir que l'établissement de valeurs étalons soit motivé par des raisons purement scientifiques et que toutes les incertitudes présentes dans les méthodes et les données puissent être apaisées. Afin de mettre en oeuvre un système de prise de décision fonctionnel dans un délai raisonnable, il est souvent nécessaire de prendre des mesures intérimaires. Bon nombre de juridictions peuvent disposer de renseignements limités et décider simplement d'appliquer des facteurs de sécurité aux valeurs étalons obtenues à d'autres fins ou établir une valeur étalon en tant que multiple

d'une autre valeur étalon de façon arbitraire pour aider à remédier au manque de données ou encore permettre la prise de décisions cohérentes.

3.19 Lorsqu'elle ne dispose pas de données suffisantes pour calculer les valeurs étalons pour des caractéristiques spécifiques figurant sur la liste d'intervention nationale, une juridiction peut adopter provisoirement les valeurs étalons supérieures et inférieures d'autres juridictions.

3.20 Cela dit, il faudrait associer une telle mesure à une plus vaste stratégie visant à évaluer la fiabilité de ces niveaux au sein de la juridiction et/ou à calculer des niveaux plus faciles à appliquer au niveau national ou régional. Il faudrait tenir compte d'un certain nombre de facteurs pour évaluer le champ d'application des valeurs étalons d'une autre juridiction. La plupart auront été élaborées à l'aide d'une ou plusieurs approches décrites ci-dessus, mais de légères variations sont fréquentes. Un examen complet devrait donc inclure les facteurs indiqués au paragraphe 3.7 ainsi que ce qui suit :

le rôle de la minéralogie ou de la géochimie a-t-il été pris en compte dans le développement de substances naturelles telles que les métaux ? (par exemple, la variation spatiale des concentrations de métaux causée par des facteurs naturels, c'est-à-dire sans rapport avec des activités industrielles, peut être considérable);

- .1 quelles considérations écologiques ont joué un rôle dans le calcul du niveau ? (par exemple, quel était le degré de sensibilité des organismes échantillons utilisés et quelle est leur pertinence pour le lieu et les conditions écologiques à l'étude ?);
- .2 quels types et sources de pollution anthropique sont importants dans la région pour laquelle le niveau a été fixé ? (on peut s'attendre à ce que l'importance des contaminants varie d'une région à l'autre); et
- .3 quelles conditions physiques océanographiques prédominent dans la région pour laquelle la directive a été conçue ? (le degré d'exposition aux risques sera lié à l'étendue de la zone dans laquelle les déblais sont dispersés et aux concentrations des substances pertinentes).

3.21 Il est important de déterminer la pertinence de chacun de ces facteurs pour les différences qui existent entre les conditions locales et les conditions observées dans la juridiction où les valeurs étalons ont été élaborées. Les décisions sur la question de savoir s'il faut, et de quelle manière, utiliser les niveaux élaborés par d'autres juridictions demandent mûre réflexion. Des compétences techniques en matière de géochimie des sédiments, de toxicologie, de statistiques et d'autres disciplines seront nécessaires à la prise de décision.

3D Avantages et inconvénients des diverses méthodes de calcul par dérivation

3.22 L'utilisation de toute valeur étalon physique, chimique et biologique pour élaborer des niveaux d'intervention, que ces valeurs soient fondées sur les références ou sur les effets, sera assortie de degrés variables d'incertitude. En bref, aucun niveau n'est parfait. Pour utiliser de façon crédible chaque valeur étalon (et le niveau d'intervention qui en résulte), il faudra tenir compte des incertitudes associées à son calcul et à son utilisation pour déterminer la présence ou l'absence de risques.

- .1 Les analyses physiques/chimiques nécessaires à l'application de valeurs étalons physiques/chimiques peuvent être relativement simples à effectuer et les conditions requises pour mener ces analyses peuvent être facilement satisfaites dans de nombreux pays. Elles peuvent également être soumises à un étalonnage entre laboratoires et à un contrôle et une assurance de la qualité normalisés. Cela dit, l'utilisation des résultats de telles analyses comme point de départ pour évaluer le risque d'effets défavorables comporte des incertitudes liées au fait que ces mesures de référence ne sont pas une indication de l'effet mais qu'elles ont trait, en quelque sorte, au risque qu'un effet se produise. Par exemple, la mesure de la présence et de la concentration d'un contaminant spécifique peut être liée à

un effet spécifique suivant des moyens empiriques ou mécanistes. Le rôle des contaminants non mesurés est aussi une source d'incertitude dans l'application des niveaux chimiques. Il n'est pas possible de quantifier par une méthode analytique la concentration de chaque substance chimique constituante d'un échantillon de sédiment. Cela constitue une source d'incertitude quand les caractéristiques chimiques sont utilisées pour fixer des niveaux d'intervention, que les valeurs étalons soient calculées à l'aide de méthodes empiriques ou mécanistes.

- .2 Les valeurs étalons biologiques sont censées servir d'indicateurs d'éventuels effets et prévoir l'intégration des expositions et des effets (effets combinés des mélanges de produits chimiques et/ou effets de produits chimiques non mesurés/ déterminés). Parmi les sources d'incertitudes liées à l'utilisation de tels niveaux figurent la relation entre les conditions de l'exposition en laboratoire, pour la condition de référence, et sur le lieu d'évacuation; la variation interspécifique en termes de tolérance ou de sensibilité aux contaminants; la relation entre les effets sur les organismes, les populations et les communautés (AIPCN 2006). Les compétences et ressources requises pour fixer les niveaux d'intervention en fonction de caractéristiques biologiques peuvent ne pas être aussi facilement disponibles que pour les analyses physiques et chimiques de routine.

4 Approches à utiliser pour fixer les niveaux d'intervention

4.1 Il est important de reconnaître la différence entre les niveaux d'intervention censés représenter des limites réglementaires en fonction desquelles les décisions seront prises, et les valeurs étalons inférieures et supérieures établies pour les différentes caractéristiques. Certaines valeurs étalons auront été élaborées, selon les méthodes de calcul retenues, aux fins d'une évaluation ou pour surveiller les tendances au niveau de l'environnement, et non pour l'élaboration spécifique d'une règle. Le niveau d'intervention supérieur est censé fournir un critère définitif de décision selon lequel les déblais de dragage ne peuvent pas être immergés sauf dans les cas où des mesures de contrôle peuvent être prises pour gérer les risques et les maintenir à des niveaux acceptables. Le niveau d'intervention inférieur est le niveau en deçà duquel les déblais de dragage qui ne devraient guère être susceptibles d'avoir un effet défavorable sur le milieu marin peuvent être éliminés sans qu'un contrôle de gestion particulier soit nécessaire.

4.2 Les niveaux d'intervention devraient satisfaire à un certain nombre de critères généraux, notamment :

- .1 ils devraient être pertinents pour les caractéristiques de déblais de dragage par rapport aux ressources qu'il convient de protéger;
- .2 ils devraient être centrés sur des caractéristiques causées par des effets anthropiques;
- .3 ils devraient assurer une protection suffisante pour réduire au minimum la probabilité de faux négatifs au niveau inférieur, à savoir la conclusion que les déblais de dragage ne représentent aucun risque quand c'est l'inverse qui est vrai; et
- .4 ils devraient être suffisamment précis pour réduire au minimum la probabilité de faux positifs au niveau d'intervention supérieur, à savoir la conclusion que les déblais de dragage représentent un risque quand c'est l'inverse qui est vrai.

4.3 Une fois établies les valeurs étalons pour les caractéristiques qui figurent sur la liste d'intervention, il faut définir comment utiliser ces valeurs pour déterminer les niveaux d'intervention.

4.4 La figure 2 ci-après montre certains des différents éléments d'information qui peuvent être utilisés en complément ou ajoutés pour calculer les valeurs étalons des caractéristiques qui figurent sur la liste d'intervention. À mesure que des informations complémentaires obtenues à l'aide des différentes valeurs étalons sont intégrées dans le processus visant à déterminer le niveau d'intervention, la pertinence de la limite fixée pour ce niveau devrait être confirmée par la valeur probante des éléments de preuve à l'appui d'une conclusion spécifique.

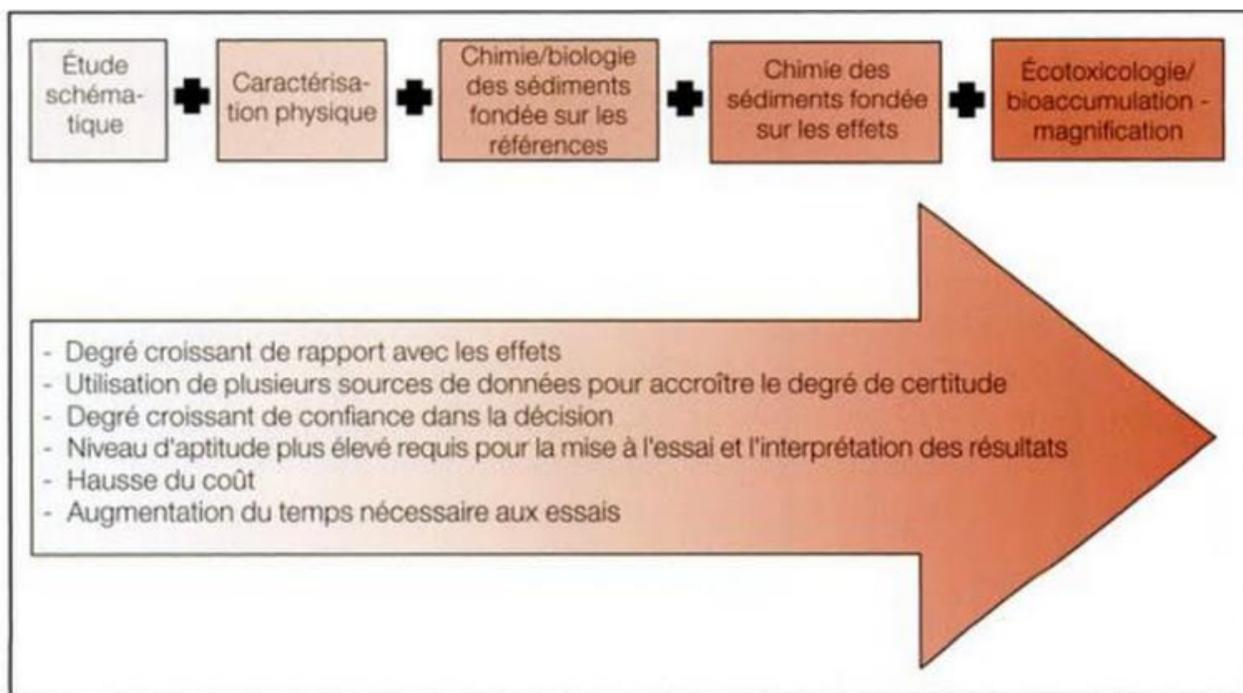


Figure 2 - Niveau d'intervention : complexité et certitude

4.5 Les niveaux d'intervention peuvent être intégrés dans un cadre décisionnel de différentes manières possibles. Il convient de noter qu'il n'existe pas de mécanisme parfait pour établir les niveaux d'intervention. Les juridictions sont encouragées à déterminer des niveaux adaptés à leur capacité d'application et d'administration. Le degré de perfectionnement et la couverture de ces niveaux pourront augmenter progressivement compte tenu de l'expérience acquise et de l'accroissement des capacités.

4.6 L'approche simple (tableau 1) est une méthode de notation succès/ échec simple. Les approches plus complexes (tableaux 2 et 3) comportent des éléments tirés des approches s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve.

4A Interprétation des niveaux d'intervention : approche succès/échec

4.7 L'utilisation des niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs dans le cadre d'une approche simple succès/échec consiste généralement à fixer des limites strictes sur la base de valeurs étalons supérieures et inférieures pour chaque caractéristique figurant sur la liste d'intervention. Par exemple, s'ils sont en deçà de l'ensemble des valeurs étalons inférieures, les déblais de dragage seront jugés présenter un risque négligeable pour le milieu marin et la santé de l'homme et seront donc en deçà du niveau d'intervention inférieur (se reporter au tableau 1 donné à titre d'exemple). En cas de dépassement d'une quelconque des valeurs étalons supérieures, les déblais seront classés comme ne pouvant pas être évacués en mer sans gestion. Si les déblais sont en deçà de toutes les valeurs étalons supérieures mais qu'ils dépassent une des valeurs étalons inférieures, quelle qu'elle soit, il sera alors nécessaire de procéder à une nouvelle évaluation pour déterminer si les déblais présentent un risque négligeable ou important - autrement dit, s'ils se situent entre les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs.

4.8 L'utilisation de simples niveaux d'intervention succès/échec a l'avantage de permettre la prise de décisions claires, transparentes et reproductibles qui peuvent être appliquées avec relativement peu de formation et d'expérience par l'autorité qui délivre les permis. La communauté à laquelle s'appliquent les règles sait ainsi sans ambiguïté ce qui est jugé acceptable et peut planifier en conséquence. Il est toutefois possible, de par la

simplicité et la normalisation, que les niveaux d'intervention ne décrivent pas toujours parfaitement le risque de retombées ou d'effets défavorables ou soient trop ou non suffisamment protecteurs dans certains cas, car l'environnement réel est complexe, variable et incertain. L'approche simple succès/échec peut mener à des cas où des frais accrus sont encourus par la drague lorsque les déblais de dragage représentant un risque minimal pour l'environnement ne sont pas autorisés à être évacués en mer, ou à des cas où cette approche n'apporte aucune protection parce que toutes les informations disponibles et pertinentes sur des déblais n'ont pas été prises en compte. L'utilisation d'une approche simple succès/échec ne tient aucun compte de l'ampleur d'un dépassement; le cas où des déblais de dragage dépassent de 0,01 %, un niveau d'intervention aura des résultats équivalents à un dépassement de 1 000 %.

4B Approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve

4.9 Une autre possibilité pour mettre en œuvre les niveaux d'intervention est d'utiliser une approche qui s'appuie sur la force probante des éléments de preuve. L'application de cette méthode peut être plus complexe et exige une forte dose de jugement professionnel dans la prise de décision mais elle présente l'avantage de pouvoir intégrer toutes les caractéristiques mesurées dans la décision finale.

4.10 Dans une approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve, les règles d'interprétation seront dictées par les résultats d'un certain nombre de sources de données (physiques, biologiques et chimiques) dont, s'il y a lieu, l'examen des caractéristiques pertinentes d'un site d'évacuation envisagé. Dans une telle approche, aucune valeur étalon ne permettra ordinairement, à elle seule, de déterminer qu'un niveau d'intervention supérieur est dépassé (à moins qu'une mesure ait, à elle seule, un poids suffisant pour signaler un danger important (tableaux 2 et 3)). Un niveau d'intervention sera plutôt considéré comme ayant été dépassé lorsque plusieurs critères d'interprétation prédéfinis seront réunis. Les informations qui, prises ensemble, permettent de tirer une telle conclusion, intégreront la probabilité que les ressources estimées importantes soient exposées aux caractéristiques des déblais susceptibles d'être nuisibles, ainsi que la nature et la probabilité des effets qui pourraient être produits. Il sera tenu compte, dans de telles évaluations, des caractéristiques pertinentes des déblais, dont les propriétés physiques et chimiques du sédiment ainsi que ses attributs biologiques (une combinaison de concentrations de contaminants, de charges de contaminants, d'essais de toxicité, de biomarqueurs, de mesures de bioaccumulation, etc.). De telles informations seront examinées compte tenu de l'adéquation et de la capacité du site d'évacuation, du mouvement des sédiments depuis le site d'évacuation et de l'emplacement des zones ayant une importance particulière du point de vue de la conservation des ressources halieutiques ou de l'activité des pêcheries.

4.11 En somme, un certain nombre de caractéristiques chimiques, biologiques et physiques figurant sur la liste d'intervention et leurs valeurs étalons peuvent être examinées en parallèle, de sorte que chacune d'entre elles fournisse une partie des éléments d'information requis pour déterminer si des déblais particuliers se situent au-delà ou en deçà d'un niveau d'intervention. Par exemple, des caractéristiques chimiques (comme la granulométrie) pourraient servir à anticiper la probabilité qu'un sédiment retienne les contaminants; l'analyse chimique renseignerait sur les taux d'exposition qui pourraient affecter les organismes et les essais biologiques fourniraient des mesures de la biodisponibilité et de la toxicité du sédiment. Cela dit, il faut rappeler que, si une approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve peut utiliser un grand nombre de sources de données supplémentaires et fournir un moyen de réduire l'incertitude concernant les risques que l'évacuation en mer présente pour l'environnement, elle n'élimine aucunement l'incertitude.

4.12 À condition que les niveaux nécessaires de compétence professionnelle et d'expérience soient disponibles, une approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve peut permettre de prendre davantage de décisions informées et au cas par cas que l'application de niveaux d'intervention succès/échec simplifiés, et

peut aussi mieux se prêter à l'examen d'autres options en matière de gestion. Cela étant, le bien-fondé de toute décision d'autoriser l'immersion s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve, malgré le dépassement d'une ou de plusieurs valeurs étalons supérieures, dépendra de la bonne connaissance des méthodes de calcul des valeurs étalons individuelles et de l'aptitude à justifier et à défendre le jugement professionnel ayant motivé la décision qu'un niveau d'intervention est dépassé ou non.

4.13 Un certain nombre d'approches ont été utilisées pour évaluer des sédiments en s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve. La description détaillée de ces approches n'entre pas dans le cadre de la présente publication. Il est donc conseillé aux parties intéressées de se reporter aux publications pertinentes (Burton et al., 2002; Adams et al., 2005; Bridges et al., 2005, (AIPCN 2006).

5 Modèles possibles pour les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs

5.1 Les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs peuvent être formulés suivant diverses méthodes. Plusieurs modèles possibles sont indiqués ci-après. Tous ces exemples s'appliquent aux niveaux d'intervention simples succès/échec.

5A Niveaux d'intervention inférieurs

5.2 Les déblais en deçà des niveaux inférieurs applicables devraient être considérés comme peu dangereux pour l'environnement dans la perspective d'une immersion. L'établissement de niveaux d'intervention inférieurs vise à permettre de déterminer quels sont les déblais qui présentent un risque négligeable pour le milieu marin et la santé de l'homme. Des niveaux d'intervention inférieurs peuvent être fixés à partir des données physiques, chimiques ou biologiques par les approches examinées ci-dessus.

5.3 Les niveaux d'intervention inférieurs peuvent être simples et reposer sur des caractéristiques physiques, par exemple : «les déblais de dragage comprennent plus de x % de roches et de galets et proviennent de zones éloignées de sources de contamination connues».

5.4 Les niveaux d'intervention et leurs formulations possibles sont présentés ci-dessous. Les exemples donnés visent simplement à illustrer des types de modèles de niveaux d'intervention inférieurs. Ils ne constituent pas une liste de possibilités définitive ou complète.

Niveaux d'intervention inférieurs exprimés sous la forme d'une valeur fixe

5.5 Les niveaux d'intervention inférieurs peuvent être établis sur la base d'une série de valeurs chiffrées qui sont fixées ou prédéfinies. Ces limites fixées (prédéfinies) devraient être élaborées de manière à prendre en compte les niveaux propres au site et/ou les conditions du milieu naturel.

5.6 S'agissant des caractéristiques chimiques, les niveaux d'intervention inférieurs peuvent être formulés comme suit :

- .1 le niveau d'intervention inférieur n'est pas dépassé si les concentrations moyennes de toutes les substances suivantes présentes dans le sédiment sont en deçà des valeurs étalons inférieures : Cd X.X mg/kg, Hg X.X mg/kg, X.X ug/kg HAP, XX ug/kg PCB.

5.7 S'agissant des caractéristiques des réactions biologiques (par exemple, toxicité), les niveaux d'intervention inférieurs pourraient être formulés comme suit :

- .1 le niveau d'intervention inférieur n'est pas dépassé et l'évacuation ne devrait pas être un motif de préoccupation si x % d'une espèce marine sensible soumis à un essai survit.

Niveaux d'intervention inférieurs qui dépendent de la comparaison avec un site ou une valeur de référence

5.8 Plutôt qu'une série prédéfinie de valeurs chiffrées, les niveaux d'intervention inférieurs peuvent être exprimés sous la forme d'une comparaison à une valeur de référence.

5.9 Ils peuvent être formulés de façon à ce que le niveau d'intervention inférieur ne soit pas dépassé tant que chaque caractéristique mesurée (valeur chimique ou biologique de référence) n'est guère différente ou est en deçà de celle du site de référence désigné (ou des concentrations ambiantes ou de fond moyennes) :

- .1 le niveau d'intervention inférieur n'est pas dépassé et l'évacuation ne devrait pas être un motif de préoccupation si les concentrations de substances chimiques dans les déblais de dragage ne sont pas très différentes des concentrations présentes dans un sédiment de référence approprié;
- .2 le niveau d'intervention inférieur n'est pas dépassé et l'évacuation ne devrait pas être un motif de préoccupation si le taux de survie d'une espèce marine sensible :
 - a) présente une différence de 20 % par rapport à la référence; et
 - b) ne diffère pas notablement de la référence.

5B Niveaux d'intervention supérieurs

5.10 Le niveau supérieur devrait être fixé de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins sensibles représentatifs de l'écosystème marin. Les niveaux d'intervention supérieurs sont censés indiquer le point au delà duquel les déblais de dragage présenteront un risque inacceptable pour le milieu marin et la santé de l'homme. Les déblais qui dépassent les niveaux d'intervention supérieurs ne peuvent être évacués en mer sans l'application de techniques et de processus de gestion.

5.11 Il convient de noter que la section suivante n'a pas pour objet de recommander des modèles mais simplement de donner des exemples de la forme sous laquelle les niveaux d'intervention supérieurs pourraient être exprimés.

Niveaux d'intervention supérieurs exprimés sous la forme d'une valeur fixe

5.12 Les niveaux d'intervention supérieurs formulés sous la forme d'une valeur fixe peuvent se présenter comme suit :

- .1 le niveau d'intervention supérieur est dépassé et l'évacuation n'est pas autorisée si la concentration présente dans les sédiments dépasse toute référence chimique supérieure s'appuyant sur les effets qui figurent dans la liste d'intervention nationale, par exemple : Cd X.X mg/kg, Hg X.X mg/kg, X.X vg/kg HAP, XX vg/kg PCB; ou
- .2 le niveau d'intervention supérieur est dépassé et l'évacuation n'est pas autorisée si le taux de survie lors d'un essai de toxicité de 10 jours sur des amphipodes est inférieur à 70 %.

Niveaux d'intervention supérieurs qui dépendent de la comparaison avec un site ou une condition de référence

5.13 Lors de l'utilisation de caractéristiques chimiques, les niveaux d'intervention supérieurs peuvent être élaborés de façon à ce que le niveau d'intervention supérieur soit dépassé quand une caractéristique mesurée est au-delà de celle d'une condition de référence connue. La condition de référence utilisée le plus fréquemment est celle d'un site ou un sédiment qui n'a pas été notablement influencé par les opérations de dragage passées ou par d'autres sources de contaminants. Cela étant, quand elle est appliquée à un niveau d'intervention supérieur, une condition de référence pourrait représenter une limite au delà de laquelle les conditions seraient considérées comme dégradées et liées à des effets défavorables. Utilisée de cette manière, une condition de référence chimique pour un niveau d'intervention supérieur pourrait être calculée sous la forme d'un centile spécifique à partir d'une répartition des données d'enquête provenant de sédiments côtiers et à proximité du littoral, en milieu urbain ainsi que dans d'autres milieux.

5.14 Quand on utilise les caractéristiques de réactions biologiques, les niveaux d'intervention supérieurs fondés sur les références peuvent être formulés comme suit :

- .1 le niveau d'intervention supérieur est dépassé et l'évacuation n'est pas autorisée si le taux de survie lors d'un essai de toxicité de 10 jours sur des amphipodes est statistiquement plus bas dans les déblais de dragage que celui du sédiment de référence et présente une différence de plus de 20 %.

5C Entre les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs

5.15 Dans le cas où des déblais de dragage tomberaient entre les niveaux d'intervention supérieurs et inférieurs, il faudrait disposer de renseignements supplémentaires avant de pouvoir prendre une décision autorisant l'évacuation. Ces renseignements seraient obtenus par une évaluation plus approfondie. Il est également possible de décider d'opter pour une option d'évacuation autre que l'évacuation en mer, par exemple, dans les cas où on prévoit que les coûts liés à une évaluation supplémentaire seront plus importants que la différence entre l'évacuation en mer et une autre option moins onéreuse.

5.16 La nature des évaluations de suivi qui pourraient être effectuées si les déblais de dragage tombent entre les niveaux d'intervention inférieurs et supérieurs dépendront de la nature des résultats existants. À ce stade du processus, l'évaluation supplémentaire aurait pour objet de remédier à des sources spécifiques d'incertitude qui empêchent de classer le sédiment comme pouvant ou ne pouvant pas être évacué en mer.

5.17 Dans certains cas, il pourrait être nécessaire de prélever des échantillons supplémentaires pour procéder à une évaluation plus approfondie. Un échantillonnage supplémentaire pourrait être entrepris pour accroître la couverture spatiale (à savoir, un plus grand nombre d'échantillons par unité de surface), pour accroître la profondeur du carottage afin d'examiner la répartition verticale des caractéristiques, pour enrichir le contenu de la liste des produits chimiques analysés, etc. Il en ressortira peut-être que les déblais se trouvant dans certains endroits de la zone de dragage peuvent être évacués en mer et d'autres non. Il serait également possible d'entreprendre une étude de la ou des sources de contaminants. On pourrait utiliser d'autres bioessais avec des valeurs seuils différentes pour mieux déterminer les effets associés aux contaminants recensés. Là encore, la nature spécifique des évaluations de suivi dépendra des caractéristiques spécifiques du site et des résultats de l'évaluation initiale.

6 Conclusions

6.1 Une liste d'intervention regroupe une série de produits chimiques, de réactions biologiques ou d'autres caractéristiques donnant matière à préoccupation, qui peut servir à évaluer les effets que les déblais de dragage sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et le milieu marin. Les niveaux d'intervention définissent des seuils qui permettent de décider si les sédiments peuvent être évacués en mer.

6.2 Il existe un certain nombre d'approches pour sélectionner les caractéristiques à inscrire sur la liste d'intervention et pour calculer les niveaux applicables à l'évaluation des déblais de dragage. Les juridictions devront indiquer clairement le niveau de protection qu'elles requièrent et leur aptitude et capacité à administrer un système de permis au moyen de niveaux d'intervention afin de faciliter un processus transparent et cohérent de prise de décision.

6.3 Il n'existe pas de mécanisme universel qui permettrait d'établir les listes d'intervention et de mettre au point des niveaux d'intervention.

6.4 Le processus débute par l'identification des caractéristiques chimiques, biologiques ou physiques à inscrire sur la liste d'intervention. Ensuite, il faut établir les valeurs étalons correspondant à chaque caractéristique qui figure sur cette liste. Les valeurs étalons sont souvent déterminées à l'aide d'une approche fondée sur les références (comparaison avec les conditions de fond ou ambiantes) ou une approche fondée sur les effets (reposant sur les connaissances ou l'observation directe des effets de l'exposition). Enfin, les niveaux d'intervention sont fixés en intégrant les caractéristiques et les valeurs étalons pertinentes pour former une règle de décision. Cela peut être aussi simple qu'une notation succès/échec basée sur une valeur étalon unique ou plus complexe comme la combinaison de plusieurs sources de données dans une approche s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve.

6.5 Il est possible de créer un niveau d'intervention supérieur au-delà duquel le risque accru d'effets sur la santé de l'homme et sur le milieu marin serait préoccupant et, le cas échéant, un niveau d'intervention inférieur en deçà duquel il n'y aurait guère de motif de préoccupation.

6.6 Dans l'appendice, de plus amples précisions sont données, notamment sur les options qui peuvent permettre de déterminer les valeurs étalons, et certains exemples de pays sont cités.

6.7 Les lecteurs sont invités à faire part d'autres exemples; la présente publication devrait évoluer avec le temps, à mesure que les pays acquièrent de l'expérience en matière de mise au point et d'application des niveaux d'intervention.

Références bibliographiques

- Adams, W., Green, A., Ahlf, W., Brown, S., Burton G.A., Chadwick, B., Crane, M., Gouguet, R., Ho, K.T., Hogstrand, C., Reynoldson, T., Ringwood, A., Savitz, J., Sibley, P. (2005). Using sediment assessment tools and a weight-of-evidence approach. In Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. R. Wenning, C. Ingersoll, G. Batley, D. Moore, éditeurs. SETAC Press, Pensacola, Floride.
- Ankley, G.T., Berry, W.J., Di Toro, D.M., Hansen, D.J., Hoke, R.A., Mount, D.R., Reiley, M.C., Swartz, R.C., Zarba, C.S. (1996). Use of equilibrium partitioning to establish sediment quality criteria for non-ionic chemicals: A reply to Iannuzzi et al. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(7): 1019-1024.
- Apitz, S., Chadwick, B., Germano, J., Gieskes, J., Kirtay, V., Maa, G., Montgomery, M., Paulsen, R., Smith, C., Ziebis, W. (2003). In situ evaluation of contaminant behaviour in nearshore sediments: Approach for the pathway ranking for in situ sediment management (PRISM) programme. The Society for Underwater Technology (SUT), Aberdeen, Royaume-Uni.
- Bridges, T., Berry, W., Ells, S., Ireland, S., Maher, E., Menzie, C., Porebski, L., Stronkhorst, J., Dorn, P. (2005). A risk-based assessment framework for contaminated sediments. In Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. R. Wenning, C. Ingersoll, G. Batley, D. Moore, éditeurs. SETAC Press, Pensacola, Floride.
- Buchman, M.F. (1999). NOAA Screening Quick Reference Tables. Seattle WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. NOAA HAZMAT Report 99-1.
- Burton, G.A., Chapman, P.M. et Smith, E.P. (2002). Weight-of-evidence approaches for assessing ecosystem impairment. *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1657-1673. Cairns, J., Jr. (1986). The myth of the most sensitive species. *Bioscience* 36: 670-672.
- Chapman, P.M. (1989). Current Approaches to Developing Sediment Quality Criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 8(7): 589-599.
- Clarke, J.U. et McFarland, V.A. (2000). Uncertainty analysis for an equilibrium partitioning-based estimator of PAH bioaccumulation potential in sediments, *Environ. Toxicol. Chem.* 19(2): 360-367.
- Di Toro, D.M., Zarba, C.S., Hansen, D.J., Berry, W.J., Swartz, R.C., Cowan, C.E., Pavlou, S.P., Allen, H.E., Thomas, N.A. et Paquin, P.R. (1991). Technical basis for establishing sediment quality criteria for non-ionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10(12): 1541-1583.
- Fairey, R., Long, E.R., Roberts, C.A., Anderson, B.S., Phillips, B.M., Hunt, J.W., Puckett, H.R., Wilson, C.J. (2001). An evaluation of methods for calculating mean sediment quality guideline quotients as indicators of contamination and acute toxicity to amphipods by chemical mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 20(10): 2276-2286.
- Field, L.J., MacDonald, D.D., Norton, S.B., Ingersoll, C.G., Severn, C.G., Smorong, D., and Lindskoog, R. (2002). Predicting amphipod toxicity from sediment chemistry using logistic regression models. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(9): 1993-2005.
- Field, L.J., MacDonald, D.D., Norton, S.B., Ingersoll, C.G., Severn, C.G. (1999). Evaluating sediment chemistry and toxicity data using logistic regression modeling. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(6): 1311-1322.
- GIPME (2000): Guidance on Assessment of Sediment Quality. Publication de l'OMI N° 439/00.

- OMI (2006) - Directives sur la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets. Publication de l'OMI N° 1531F.
- Long, E.R., Chapman, P.M. (1985). A sediment quality triad-measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin* 16(10): 405-415.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., Calder, F.D. (1995). Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1): 81-97.
- MacDonald, D.D., Carr, R.S., Calder, F.D., Long, E.R., Ingersoll, C.G. (1996). Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology* 5(4): 253-278.
- MacDonald, D.D., Dipinto, L.M., Field, J., Ingersoll, C.G., Long, E.R., Swartz, R.C. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(5): 1403-1413.
- AIPCN (2006) - Biological Assessment Guidance for Dredged Material, report of Working Group 8 of the PIANC Environmental Commission. ISBN 2-87223-155-2.
- Swartz, R.C. (1999). Consensus sediment quality guidelines for polycyclic aromatic hydrocarbon mixtures. *Environ. Toxicol. Chem.* 18(4): 780-787.
- Swartz, R.C., Schults, D.W., Dewitt, T.H., Ditsworth, G.R., Lamberson, J.O.(1990). Toxicity of Fluoranthene in Sediment to Marine Amphipods - A Test of the Equilibrium Partitioning Approach to Sediment Quality Criteria. *Environ. Toxicol. Chem.* 9(8): 1071-1080.
- U.S. Environmental Protection Agency-U.S. Army Corps of Engineers (USEPA/USACE), (1991). Evaluation of Dredged Material Proposed for Ocean Disposal – Testing Manual. EPA 503/8-91-001, Washington, DC.
- Webster, J. et Ridgway, I. (1994). The Application of the equilibrium partitioning approach for establishing sediment quality criteria at two UK sea disposal and outfall sites. *Marine Pollution Bulletin* 28(11): 653-661.
- Wenning, R., Ingersoll, C., Bateley, G., et Moore, D. éditeurs (2005). Use of sediment quality guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments. SETAC Press, Pensacola, Floride 783 p.

Glossaire

Une liste d'intervention désigne un mécanisme de sélection des déchets et de leurs substances constituantes qui font l'objet d'une demande, en fonction des effets qu'ils sont susceptibles d'avoir sur la santé de l'homme et sur le milieu marin. Elle peut comporter des produits chimiques qui présentent un intérêt, des réactions biologiques qui suscitent des préoccupations ou d'autres caractéristiques qui peuvent permettre d'évaluer les effets défavorables que les déblais de dragage sont susceptibles d'avoir sur le milieu marin. Une liste d'intervention peut aussi servir de mécanisme de déclenchement de réflexions plus poussées sur la prévention de la production de déchets et pourrait donc avoir un rôle à jouer dans la maîtrise de la pollution à la source, l'incitation à des technologies plus propres ou l'amélioration de l'efficacité du dragage pour réduire la nécessité d'une évacuation.

Les niveaux d'intervention établissent des règles de décision pour identifier les déblais de dragage qui peuvent être éliminés parce que le risque d'effets défavorables est faible et acceptable et les déblais de dragage qui ne peuvent pas être éliminés sans contrôles de gestion parce que le risque d'effets défavorables est jugé trop élevé, ou pour recenser les cas où des renseignements supplémentaires peuvent être nécessaires à un jugement avisé du risque. S'il est mis au point afin de satisfaire aux prescriptions des instruments sur l'évacuation en mer, le niveau d'intervention indiquera un niveau supérieur, voire aussi un niveau inférieur. Le niveau supérieur devrait être fixé de façon à éviter les effets aigus ou chroniques sur la santé de l'homme ou sur les organismes marins sensibles représentatifs de l'écosystème marin. En deçà du niveau inférieur, l'évacuation en mer ne devrait guère susciter de préoccupation.

Conditions ambiantes : conditions observables à proximité d'un site (d'un site d'évacuation, par exemple).

Conditions de fond : conditions observables à proximité du site dues aux conditions naturelles et non pas à des activités anthropiques.

Valeur étalon : point sur la gamme de mesures de référence (par exemple, 4 mg/kg de cuivre, 20 % de mortalité chez les amphipodes) qui sert à identifier à quel niveau la préoccupation en matière d'environnement peut être faible ou élevée pour une caractéristique donnée, ce qui correspond à la valeur étalon inférieure ou à la valeur étalon supérieure.

Caractéristique : attribut des déblais de dragage (par exemple, cuivre, mercure, alluvions, composés de pétrole, agents pathogènes) ou réponse biologique aux déblais de dragage (par exemple, mortalité, croissance, bioaccumulation).

Mesure de référence : mesure qui peut porter sur la caractéristique (par exemple, concentration, taux de survie).

Site ou sédiment de référence : sert de base de comparaison pour un site d'évacuation ou des déblais de dragage. La référence représente les conditions ambiantes à proximité du site d'évacuation, en l'absence de toute influence des activités d'évacuation passées. Il est souhaitable que la référence soit, dans une large mesure, exempte de contaminants, mais les conditions sont rarement parfaites.

APPENDICE

APPROCHES A UTILISER POUR ETABLIR LES VALEURS ETALONS ET LES NIVEAUX D'INTERVENTION

1A Approche fondée sur les références

1A Approche fondée sur les références

Les valeurs étalons correspondant aux caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques peuvent être établies sur la base des conditions générales ou ambiantes dans des régions comparables qui n'ont pas subi les effets de l'immersion. Il s'agit d'une approche fondée sur les références.

Si l'on utilise les valeurs étalons fondées sur les références pour définir les niveaux d'intervention (approche simple), il est important de les établir sur la base d'un indicateur du risque potentiel. Cela permet de pouvoir appliquer les ressources aux sites présentant le risque le plus élevé.

Les valeurs étalons calculées à partir des concentrations de fond connues des substances peuvent être appelées niveaux établis sur la base des concentrations de fond. Elles peuvent être particulièrement utiles pour calculer les valeurs étalons inférieures pour les substances naturelles. Si les métaux présents dans les déblais de dragage ne devaient pas accroître la concentration de métaux dans les milieux écologiques récepteurs (par exemple, sédiments et eau) au-delà de la gamme de valeurs dans le milieu naturel, ils seraient peu dangereux pour l'environnement dans la perspective d'une immersion de ces déblais de dragage.

Certaines substances liées aux déblais de dragage qui peuvent avoir des effets dommageables sur les écosystèmes marins sont aussi naturellement présentes dans l'environnement. Ce fait s'applique aux substances tant organiques (par exemple, hydrocarbures) qu'inorganiques présentant un intérêt à des fins réglementaires, mais il est particulièrement pertinent dans le cas des métaux. Dans la nature, les métaux existent sous forme de composants de minéraux, sous forme d'ions ou en association avec d'autres matières, y compris des composés organiques. Il est possible de fonder les valeurs étalons inférieures applicables aux métaux sur la présence naturelle du métal en ou le sol, la roche crustale ou les sédiments de la région considérée. Dans les Directives de la GIPME (2000) est décrite l'utilisation des marqueurs géochimiques (par exemple, Al, Li et Fe) pour tenir compte des variations spatiales des formations et caractéristiques géologiques de la région.

Les résultats d'une analyse des échantillons de sédiments dépendront, en partie, des méthodes utilisées pour rassembler, stocker, préparer et analyser ces échantillons. Il est important d'en tenir compte lors de la mise au point et de l'application des niveaux d'intervention.

Il convient également de noter que si ces méthodes servent à fixer des niveaux d'intervention inférieurs, elles devraient déclencher une nouvelle évaluation en cas de dépassement. Dans la pratique, il se peut que, bien souvent, la quasi-totalité des déblais de dragage au sein d'une région urbanisée ou industrialisée dépassent les valeurs étalons inférieures établies sur la base des concentrations de fond pour les substances naturelles, surtout si on utilise les concentrations préindustrielles ou naturelles.

En outre, un grand nombre de substances (dont, par exemple, les PCB, le TBT et de nombreux pesticides) provenant exclusivement de sources anthropiques n'ont pas de niveaux naturels. La présence de ces composés, comme les PCB, à l'état de traces, peut n'avoir aucun rapport avec les activités locales, voire régionales, car ils peuvent être transportés par la circulation à l'échelle mondiale dans l'atmosphère et les océans. Pour de tels composés, les valeurs étalons fondées sur les références peuvent être obtenues à partir des concentrations ambiantes dans les sédiments. Les sites de référence utilisés comme sources de données pour déterminer les

concentrations ambiantes ne devraient pas avoir été affectés par des flux de déchets locaux et des activités passées d'évacuation des déblais de dragage. La GIPME (2000) et l'AIPCN (2006) donnent certaines orientations pour la sélection et l'exploitation des données des sites de référence.

Les valeurs étalons inférieures établies à l'aide d'approches fondées sur les références, seules ou alliées à d'autres méthodes, servent à fixer les niveaux d'intervention inférieurs dans de nombreux pays, dont l'Allemagne, l'Australie, le Canada, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, l'Irlande, les Pays-Bas, le Royaume-Uni et la Suède, ainsi que Hong Kong, Chine. L'exemple ci-après illustre l'utilisation des valeurs étalons fondées sur les références en Irlande.

Pays - Irlande

Vue d'ensemble du cadre - L'Irlande applique une approche s'appuyant sur la valeur probante des éléments de preuve, en trois phases, pour l'évaluation des déblais de dragage aux fins de leur évacuation en mer; phase 1: sélection basée sur une évaluation critique des publications disponibles; phase II : évaluation plus approfondie utilisant des critères de chimie des sédiments; phase III : essais supplémentaires, dont des essais de toxicité appropriés, au cas où les valeurs étalons inférieures ou supérieures seraient dépassées.

Établissement de la liste d'intervention – Les résultats du suivi historique pour les ports d'Irlande ont été utilisés afin de classer par ordre de priorité les contaminants qui font l'objet des plus graves préoccupations et d'exclure de l'examen de routine les substances non détectées au cours des dix années précédentes. La liste d'intervention peut être revue et corrigée, selon qu'il conviendra, en fonction des nouvelles informations.

Contribution des valeurs étalons fondées sur les références - Les valeurs étalons fondées sur les références servent à déterminer les niveaux d'intervention inférieurs pour une gamme de métaux et de contaminants organiques (HCB, HCH et PCB), en particulier dans le cadre des phases I et II. Les valeurs étalons supérieures sont établies à l'aide de l'approche fondée sur les effets chimiques et les bioessais, le cas échéant.

Établissement des valeurs étalons inférieures - Pour les métaux et les HAP, les valeurs étalons fondées sur les références sont établies au 95e centile des données de base, à condition que les données soient disponibles. Dans le cas de l'arsenic, l'intervalle bas d'effets (ERL) a été utilisé en l'absence de données de base pour les sédiments irlandais. Pour plusieurs composés organiques, le 95e centile des concentrations ambiantes ou de fond a été préféré.

Définition du niveau d'intervention inférieur - Si aucune des valeurs étalons inférieures n'est dépassée, alors le niveau d'intervention inférieur n'est pas dépassé et la qualité des sédiments est jugée acceptable aux fins d'une immersion en mer (sous réserve de l'approbation du lieu d'immersion et de l'opération d'immersion). Si toutefois une ou plusieurs valeurs étalons sont dépassées, à moins que le dépassement soit négligeable, il est normalement nécessaire de procéder à une évaluation plus approfondie de la qualité des sédiments avant qu'une décision puisse être prise quant à leur acceptabilité aux fins de l'immersion ou que d'autres options de gestion puissent être adoptées.

Définition du niveau d'intervention supérieur – Si l'une quelconque des valeurs étalons supérieures est dépassée, le niveau d'intervention supérieur est considéré comme ayant été dépassé et l'on a recours à des essais supplémentaires, y compris des bioessais, pour prendre une décision en matière de gestion.

Valeurs étalons			
Caractéristique	Unités (poids sec ^a)	Valeur étalon inférieure	Valeur étalon supérieure ^b
As	mg kg ⁻¹	9 ^c	70
Cd	mg kg ⁻¹	0,7	4,2
Cr	mg kg ⁻¹	120	370
Cu	mg kg ⁻¹	40	110 ^d
Pb	mg kg ⁻¹	60	218
Hg	mg kg ⁻¹	0,2	0,7
Ni	mg kg ⁻¹	21	60
Zn	mg kg ⁻¹	160	410
Σ TBT & DBT	mg kg ⁻¹	0,1	0,5
γ-HCH (Lindane)	µg kg ⁻¹	0,3	1
HCB	µg kg ⁻¹	0,3	1
PCB (congénères individuels)	mg kg ⁻¹	1	180
PCB (Σ ICES 7)	mg kg ⁻¹	7	1260
HAP (Σ 16)	mg kg ⁻¹	4	0
Total d'hydrocarbures extractibles	g kg ⁻¹	1,0	
^a total des sédiments < 2 mm ^b ERM (arrondi à la décimale supérieure) ^c ERL (arrondi à la décimale supérieure) – Aucune donnée de référence disponible en Irlande ^d PEL sous forme de ERM jugé élevé Pour plus de précisions, consulter le site suivant : www.marine.ie			

Encadré 1 – Utilisation par l'Irlande de l'approche fondée sur les références pour établir les valeurs étalons inférieures

1B Niveaux d'intervention fondés sur les effets chimiques

Les valeurs étalons peuvent également être établies, pour les caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques, sur la base des effets connus qui peuvent être produits après une exposition aux déblais de dragage. De telles valeurs étalons, dites fondées sur les effets, peuvent être basées sur des renseignements concernant la probabilité ou l'ampleur d'un effet. Les auteurs de publications scientifiques ont suggéré plusieurs méthodes appropriées pour établir les valeurs étalons fondées sur les effets, dont celles exposées ci-dessous, bien que, dans la pratique, certaines soient utilisées plus fréquemment que d'autres. Dans l'ensemble, les différentes approches fondées sur les effets peuvent être subdivisées en méthodes empiriques, mécanistes et consensuelles.

Méthodes empiriques de calcul des niveaux

1 Approche cooccurrence. Un certain nombre de valeurs étalons ont été mises au point de façon empirique en comparant d'importantes bases de données sur la chimie des sédiments et leurs effets, qui n'avaient pas initialement pour objectifs le nettoyage ou la correction, les rejets, l'établissement de critères succès/échec aux fins de l'évaluation des déblais de dragage, ou toute autre fin réglementaire (Buchman, 1999).

Ces niveaux, fixés en évaluant l'effet des mélanges de contaminants réels sur les sédiments réels, expliquent indirectement les questions de biodisponibilité et de géochimie des sédiments ainsi que les effets de synergie et autres des mélanges de contaminants, mais cela pour un seul contaminant. Toutefois, ces informations sont approximatives et ne permettent pas d'expliquer les conditions géochimiques propres à un site, la bio atypique ou les effets de mélanges inhabituels. En outre, de telles approches empiriques n'impliquent pas de liens de causalité mais décrivent simplement la cooccurrence de contaminants et les observations concernant la toxicité. Toutes les valeurs étalons décrites ci-dessous se basent sur la compilation de nombreuses publications dans lesquelles il est fait état de la chimie et de la toxicité des sédiments, et non sur une vaste étude coordonnée. Les valeurs proviennent donc d'études utilisant des méthodes d'échantillonnage et d'analyse potentiellement différentes. Les intervalles bas d'effets (ERL) et les intervalles moyens d'effets (ERM) de Long et al., (1995), ainsi que les niveaux d'effets de seuil (TEL) et les niveaux d'effets probables (PEL) de MacDonald et al., (1996), se basent sur la compilation de données analogues mais ils sont obtenus par des calculs différents. Par exemple :

- les valeurs ERL (qui correspondent à la concentration du 10^e centile des données disponibles relatives à la toxicité des sédiments, n'utilisant que les données relatives aux échantillons identifiés comme toxiques par les premiers analystes) se situent dans la partie inférieure de la fourchette de niveaux auxquels les effets ont été observés dans les études compilées et représentent donc les valeurs auxquelles la toxicité peut commencer à s'observer chez les espèces sensibles;
- en revanche, les valeurs ERM (concentrations moyennes de la compilation de données d'échantillons toxiques) représentent des gammes de concentrations chimiques habituellement associées à la toxicité des sédiments marins et estuariens.

Dans le même ordre d'idées :

- les valeurs TEL (calculées comme la moyenne géométrique des concentrations du 15^e centile de la série de données sur les effets toxiques et la moyenne de la série de données sur l'absence d'effet), de façon analogue aux ERL, représentent les concentrations en deçà desquelles les effets nocifs sont rares;
- si les valeurs PEL (moyennes géométriques des 50% d'échantillons toxiques affectés et des 85 % d'échantillons non affectés) correspondent aux niveaux au-delà desquels les effets nocifs sont censés être fréquents (Buchman, 1999).

Les valeurs ERL et les TEL ont été utilisées dans certains pays pour établir les valeurs étalons inférieures, étant entendu, toutefois, que les taux d'erreur associés à leur utilisation sont de l'ordre de 10 % à 20 %. Des ajustements peuvent être effectués pour les cas où les valeurs de référence sont plus élevées que les ERL ou les TEL.

Les valeurs ERM ont été utilisées pour établir les valeurs étalons supérieures (par exemple, au Danemark, en Irlande et au Royaume-Uni) étant entendu que leur utilisation isolée comme valeurs étalons n'est pas toujours adéquate. L'exemple ci-après décrit leur utilisation par le Royaume-Uni.

Pays - Royaume-Uni

Vue d'ensemble du cadre - Le Royaume-Uni utilise les niveaux d'intervention dans le cadre d'une approche s'appuyant sur la force probante des éléments de preuve pour déterminer si les déblais de dragage peuvent être évacués en mer. Il met en balance plusieurs sources de données concernant l'évaluation écologique pour faciliter la prise de décision. De nouvelles valeurs étalons ont été récemment proposées.

Etablissement de la liste d'intervention - Il a été fait référence au document de synthèse OSPAR sur les niveaux d'intervention pour classer par ordre de priorité les contaminants qui font l'objet de graves préoccupations au Royaume-Uni.

Contribution des valeurs étalons chimiques établies au moyen d'une méthode empirique fondée sur les effets - Les données fondées sur les effets ont été utilisées concurremment avec les valeurs étalons d'autres juridictions pour établir les nouvelles valeurs étalons proposées.

Etablissement des valeurs étalons supérieures - Les valeurs étalons existantes ont été calculées à partir d'informations déjà répertoriées, dont les données existantes sur les contaminants issus des ports, conjuguées à l'avis d'experts scientifiques. Les données écotoxicologiques, qui reposent largement sur des séries de données provenant des États-Unis, alliées aux valeurs étalons d'autres juridictions ont servi à guider l'établissement des nouvelles valeurs étalons supérieures proposées pour les métaux ainsi que les PCB et le TBT. Les nouvelles valeurs étalons inférieures proposées pour les PCB ont, en outre, été établies sur la base de données écotoxicologiques; toutefois, dans le cas des métaux, elles ont été calculées à partir des concentrations de fond nominales. Le Royaume-Uni est en passe d'établir des valeurs étalons supérieures pour les HAP.

Définition du niveau d'intervention inférieur - En général, les déblais de dragage dont les concentrations sont en deçà des valeurs étalons inférieures ne font pas l'objet de préoccupations et ne sont guère susceptibles d'influencer la décision de délivrer les permis. Il faudra soumettre à un examen et à des essais plus poussés les déblais de dragage dont les niveaux de contaminants se situent entre les valeurs étalons inférieures et supérieures, avant de pouvoir prendre une décision.

Définition du niveau d'intervention supérieur - Les déblais de dragage présentant un ou plusieurs niveaux de contaminants qui dépassent les valeurs étalons supérieures sont généralement considérés comme ne pouvant pas être évacués en mer.

Valeurs étalons

Caractéristique	Valeur étalon inférieure existante* mg kg ⁻¹ (ppm)	Valeur étalon supérieure existante* mg kg ⁻¹ (ppm)	Valeur étalon inférieure proposée mg kg ⁻¹ (ppm) (poids sec)	Valeur étalon supérieure proposée mg kg ⁻¹ (ppm) (poids sec)
As	20	50-100	20	70
Cd	0,4	5	0,4	4
Cr	40	400	50	370
Cu	40	400	30	300
Hg	0,3	3	0,25	1,5
Ni	20	200	30	150
Pb	50	500	50	400
Zn	130	800	130	600
Tributylétain (TBT)	0,1	1,0	0,1	0,5
PCB	0,02	0,2	0,02	0,18
HAP			0,1	
Acénaphthène			0,1	
Acénaphthylène			0,1	
Anthracène			0,1	
Fluorène			0,1	
Naphthalène			0,1	
Phénanthrène			0,1	
Benzo[a]anthracène			0,1	
Benzo[b]fluoranthène			0,1	
Benzo[k]fluoranthène			0,1	
Benzo[g]perylène			0,1	
Benzo[a]pyrène			0,1	
Benzo[g,h,i]perylène			0,01	
Dibenzo[a,h]anthracène			0,1	
Chrysène			0,1	
Fluoranthène			0,1	
Pyrène			0,1	
Indeno(1,2,3cd)pyrène				
Total d'hydrocarbures	100		100	
* Au Royaume-Uni, les valeurs étalons supérieures et inférieures correspondent au niveau d'intervention 1 et au niveau d'intervention 2. Pour plus de précisions, consulter le site suivant : www.cefas.co.uk				

Encadré 2 – Utilisation par le Royaume-Uni de valeurs étalons chimiques fondées sur les effets, établies à l'aide d'une méthode empirique

Les seuils des effets apparents (AET) associent les concentrations chimiques présentes dans les sédiments à des indicateurs biologiques de préjudice (bioessais sur les sédiments ou diminution de l'abondance des organismes benthiques). Les AET individuels représentent les concentrations observées dans les échantillons non toxiques du niveau le plus élevé. Pour cette raison, ils représentent les concentrations au-delà desquelles l'indicateur biologique retenu prévoira toujours des effets biologiques nocifs, en raison de l'exposition au même contaminant (dans la série de données utilisée). On constatera que les effets nocifs pourront aussi survenir à des niveaux inférieurs aux AET. Les valeurs AET ont été mises au point pour être utilisées dans le Puget Sound (Washington DC, États-Unis) et ne sont pas faciles à comparer directement aux autres valeurs étalons établies sur la base de modèles à substance chimique unique et de sources de données plus vastes.

2 Approche à trois aspects. Cette méthode consiste à prélever in situ, simultanément, des échantillons qui soient représentatifs, sur le plan de la chimie de la communauté benthique et de la toxicité, de la contamination des sédiments de la région (Long et Chapman, 1985). Les données obtenues à partir de ces échantillons sont alors évaluées à l'aide de méthodes statistiques qui permettent d'établir les niveaux auxquels des effets biologiques (telles les modifications intervenant dans la communauté benthique ou une certaine réaction de toxicité) pourraient se produire pour les divers contaminants présents dans les sédiments. Ainsi, les valeurs étalons sont inférées de l'évaluation d'ensemble des données.

3 Approche par ajout connu. Cette méthode consiste à introduire, de manière délibérée, dans des échantillons de sédiments non contaminés une série de concentrations d'un contaminant sélectionné, auxquelles les organismes d'essai peuvent être ensuite exposés, afin de déterminer les concentrations qui provoquent des effets toxiques. Une telle approche, même si elle sert plus communément à établir des critères de qualité de l'eau, a été utilisée par le Canada, par exemple, comme composante de l'élaboration de directives concernant la qualité des sédiments aux fins de l'évaluation. Il existe un certain nombre de réserves, dont le fait que la biodisponibilité des contaminants peut différer d'une situation naturelle et que le processus de mélange peut changer les caractéristiques d'équilibre des sédiments. Par exemple, selon les publications disponibles, un vieillissement important (de l'ordre de six mois à un an pour certaines substances) peut être nécessaire pour donner des résultats concrets et le temps mis pour atteindre l'équilibre peut être différent d'un contaminant à l'autre. Les données sur les sédiments ainsi traités n'étant pas très répandues, les parties que cette approche intéresse devront probablement investir dans la recherche et la validation sur le terrain.

Approche basée sur les quotients. Des travaux récents ont porté sur la mise au point de méthodes de quotients afin d'appliquer les valeurs étalons empiriques, qui résultent de la somme des contributions toxiques d'un certain nombre de contaminants qui font l'objet de préoccupations (Wenning et al., 2002). En outre, il a été élaboré une analyse de régression qui permet d'envisager simultanément les effets de plusieurs contaminants sur une gamme continue de concentrations (Field et al., 2002).

Méthode mécaniste Les méthodes mécanistes peuvent servir à élaborer des valeurs étalons en utilisant des relations théoriques établies sur la base de la connaissance de la mécanique de l'intervention. La méthode de partition à l'équilibre, selon laquelle les valeurs étalons concernant les sédiments sont établies sur la base de critères de la qualité de l'eau (Ankley et al., 1996, Chapman, 1989, Swartz et al., 1990, Webster et Ridgway, 1994), en est un exemple. Cette méthode consiste à calculer la concentration présente dans les sédiments qui serait nécessaire pour définir un niveau de toxicité de l'eau lorsque les sédiments sont supposés être en équilibre avec l'eau interstitielle qu'ils contiennent. Elle présume que la répartition des contaminants entre les différents compartiments de la matrice des sédiments (solides et eau interstitielle) est prévisible compte tenu des propriétés physico-chimiques et que c'est la valeur de l'eau interstitielle qui définit le risque lié au contaminant. Dans la méthode de partition à l'équilibre, les valeurs étalons sont calculées à l'aide des critères de qualité de l'eau, habituellement les valeurs chroniques finales ou critères équivalents, alliés à des coefficients de partage

sédiment/eau pour les contaminants spécifiques. La valeur chronique finale découle des valeurs chroniques moyennes de l'espèce qui ont été calculées à partir des données de toxicité publiées. La méthode de partition à l'équilibre est la base théorique qui permet d'identifier les seuils d'effets chroniques pour les contaminants lorsqu'ils surviennent, de façon isolée, dans les sédiments. Toutefois, cette approche ne contre pas les éventuels effets de synergie dus aux mélanges de contaminants et méconnaît un certain nombre de voies par lesquelles les organismes peuvent être exposés aux contaminants présents dans les sédiments. Ces valeurs présentent probablement le plus grand intérêt pour l'examen de la probabilité de la toxicité d'une seule substance organique non ionique plutôt que pour les mélanges de contaminants (Wenning et al., 2005).

L'exemple ci-après décrit l'application de la méthode de partition à l'équilibre en Belgique.

Pays – Belgique

Vue d'ensemble du cadre - L'évaluation des déblais de dragage repose sur des niveaux d'intervention quantitatifs qui doivent être gérables, scientifiquement valables et réalistes dans la pratique. Les analyses chimiques sont suivies de bioessais, si nécessaire, pour faciliter le processus de prise de décision.

Établissement de la liste d'intervention – De façon à respecter les dispositions de la Convention OSPAR.

Contribution de valeurs étalons déterminées à partir de méthodes mécanistes - La méthode de partition à l'équilibre a été utilisée, entre autres, pour déterminer les niveaux d'intervention.

Établissement des valeurs étalons - Les coefficients de partage ont été obtenus à partir d'une analyse des sédiments et de données disponibles dans les publications, et utilisés pour établir des concentrations sûres comme valeurs étalons. Ces valeurs ont été ensuite ajustées pour tenir compte des conditions locales et, le cas échéant, du potentiel de bioamplification et de bioaccumulation.

Définition du niveau d'intervention inférieur – Si toutes les analyses donnent des valeurs situées en deçà des valeurs étalons inférieures, les déblais peuvent être immergés en mer. Si l'une quelconque des valeurs étalons inférieures est dépassée, il est nécessaire de procéder à un nouvel échantillonnage et à une nouvelle analyse. Si ces résultats confirment les premiers, il est alors nécessaire d'effectuer des bioessais à l'appui de la décision finale.

Définition du niveau d'intervention supérieur - Si les analyses donnent des valeurs supérieures à l'une quelconque des trois valeurs étalons supérieures, le niveau d'intervention supérieur est dépassé et l'immersion en mer n'est pas autorisée.

Valeurs étalons			
Caractéristique (poids sec pour le sédiment entier)	Unités (poids sec)	Valeur étalon inférieure	Valeur étalon supérieure
Hg	ppm	0,3	1,5
Cd	ppm	2,5	7
Pb	ppm	70	350
Zn	ppm	160	500
Ni	ppm	70	280
As	ppm	20	100
Cr	ppm	60	220
Cu	ppm	20	100
TBT	ppb	3	7
Huile minérale	mg/g _{oc}	14	36
PAK	µg/g _{oc}	70	180
PCB	µg/g _{oc}	2	2
Pour plus de précisions, consulter le site suivant : www.mumm.ac.be Note : en Belgique, les valeurs étalons supérieures et inférieures correspondent au niveau d'intervention 1 et au niveau d'intervention 2.			

Encadré 3 – Utilisation par la Belgique des valeurs étalons chimiques fondées sur les effets, établies suivant une méthode mécaniste

Dans les sédiments anoxiques non perturbés, la chimie d'un grand nombre de métaux à l'état de traces relève, pour l'essentiel, de réactions avec le sulfure. Di Toro et al. (1991) ont mis au point une méthode de partition à l'équilibre pour les métaux présents à l'état de traces dans les sédiments anoxiques, connue sous le nom de modèle du sulfure acide volatil (SAV). Selon ce modèle, le fer présent dans le monosulfure de fer sédimentaire, FeS (défini comme SAV), peut être remplacé par un métal à l'état de trace bivalent pour former un sulfure solide moins soluble que le FeS, libérant ainsi des quantités équivalentes de fer dans les eaux interstitielles. Tant que la concentration de métal à l'état de trace dans les sédiments est inférieure à la concentration de SAV, l'activité des ions métalliques libres dans l'eau interstitielle est maintenue à de très bas niveaux et le sédiment n'est pas toxique. Lorsque la concentration de métaux devient plus forte que celle de SAV, l'activité des ions métalliques libres augmente considérablement dans l'eau interstitielle et le sédiment peut devenir toxique. Les mesures nécessaires pour appliquer ce modèle sont la concentration de SAV et la somme des concentrations molaires de métaux à l'état de traces divalents qui forment des sulfures plus solubles que le fer, dénommés métaux extraits simultanément (SEM).

Si cette méthode peut être utile pour anticiper la disponibilité des métaux dans les sédiments réduits statiques, elle présente plusieurs problèmes qui limitent son utilité. Par exemple, si les sédiments non perturbés peuvent être anoxiques, la perturbation des sédiments par l'activité maritime, les tempêtes ou les activités des organismes benthiques (bioturbation) et, en particulier, par le dragage et l'évacuation, affectent grandement les conditions d'oxydoréduction. Il a, en outre, été observé que les métaux s'écoulent souvent des sédiments à des débits plus élevés que les gradients de l'eau interstitielle le laisseraient présager, peut-être sous l'effet de la bioirrigation notamment (par exemple, Aplitz et Chadwick, 2003).

Directives sur la qualité des sédiments (SQG) basées sur un consensus

Les niveaux basés sur un consensus, actuellement réexaminés par les régions de la côte ouest des Etats-Unis et du Canada, correspondent à la valeur moyenne des valeurs étalons établies suivant diverses méthodes (Swartz, 1999; MacDonald, 1999). Étant donné que les valeurs étalons sont souvent données pour des niveaux d'effets faibles, intermédiaires et élevés, des niveaux basés sur un consensus ont été proposés pour les concentrations des effets de seuil, moyens et extrêmes (TEC, MEC, EEC) ou pour les concentrations d'effets de seuil et d'effets probables (TEC, PEC). Les valeurs étalons basées sur un consensus pour les mélanges de HAP (Swartz, 1999) et de PCB (MacDonald et al., 2000) ont été utilisées dans la formulation probante de SQGQ1 par Fairey et al. (2001). La méthode basée sur un consensus n'a pas pour seul objet de dresser une liste de valeurs étalons disponibles pour un produit chimique donné puis de calculer la valeur moyenne. Le principe fondamental de l'approche basée sur un consensus est le suivant : si différentes méthodes de calcul des valeurs étalons aboutissent à des concentrations quantitativement similaires, la validité du résultat commun en sera grandement améliorée. Alors seulement peut-on établir une directive basée sur un consensus. Même si un consensus des différentes valeurs étalons n'est pas évident pour un produit chimique donné, la méthode devrait servir à identifier les éventuelles erreurs liées à une ou plusieurs valeurs étalons.

Dans le calcul de valeurs étalons basées sur un consensus pour le total des HAP, Swartz (1999) a indiqué qu'un grand nombre des valeurs étalons établies dans un but comparable, mais suivant des approches empiriques et théoriques différentes, aboutissaient à des concentrations très semblables et que cette similitude n'était sans doute pas une coïncidence.

1C Niveaux d'intervention fondés sur les effets biologiques

La faune et la flore entrent en contact avec des substances associées aux déblais de dragage par une des trois voies principales d'exposition suivantes : 1) contact avec les particules des sédiments lités, 2) contact avec l'eau et 3) contact avec des contaminants par bioaccumulation et transfert trophique le long d'une chaîne alimentaire.

Le risque, à savoir la probabilité d'effets défavorables, est fonction des taux auxquels les organismes sont exposés aux contaminants et de la relation entre taux d'exposition et effets biologiques nocifs. Les essais biologiques peuvent fournir des mesures concernant les effets ou l'exposition ou, dans certains cas, les deux. Des méthodes utilisées en laboratoire ou sur le terrain permettent de donner des renseignements sur le potentiel d'effets et d'exposition:

- .1 les essais qui déterminent l'amplitude des effets permettent de mieux comprendre le risque en fournissant des informations sur la toxicité d'une substance et les réactions négatives des organismes exposés à cette matière. Les essais de toxicité en laboratoire sont couramment utilisés pour évaluer les déblais de dragage. Les méthodes pour déterminer les effets sur le terrain sont également appropriées dans certains cas spécifiques. Ces méthodes comprennent l'évaluation de la structure des communautés benthiques ou l'observation et les mesures des effets sur des organismes individuels (par exemple, cancer chez les poissons sédentaires);
- .2 d'autres essais biologiques fournissent des renseignements sur les conditions d'exposition, notamment des mesures de la biodisponibilité des contaminants présents dans les déblais de dragage, ou de la concentration ou des doses affectant l'organisme récepteur. Les essais de bioaccumulation, qui permettent de mesurer le mouvement des contaminants dans les tissus de l'organisme d'essai, sont les essais biologiques les plus couramment appliqués pour recueillir des renseignements sur l'exposition. Pour un niveau d'intervention fondé sur les effets, une telle mesure de l'exposition pourrait être comparée aux limites visant à assurer la protection des êtres humains exposés en raison de la consommation de poisson, de mollusques et crustacés, ou à des limites comparables visant à assurer la protection de la faune et la flore sauvages.

Dans le présent appendice sont décrites trois approches visant à établir des niveaux d'intervention fondés sur les effets biologiques : essais de solidité en phase solide, essais de toxicité dans la colonne d'eau et essais de bioaccumulation.

Essais de toxicité en phase solide (bioessais dans des sédiments entiers)

1 Les niveaux d'intervention fondés sur les essais applicables aux déblais de dragage peuvent s'établir sur la base de mesures directes de la toxicité au moyen d'essais de toxicité en phase solide. Ces essais consistent à exposer des organismes d'essais à des sédiments lités pendant une période définie et à observer les réactions de ces organismes (p taux de survie, croissance, reproduction) à la fin des essais. Pour que les résultats des essais indiquent une protection garantie du site de gestion en ce qui concerne les conditions d'exposition probables, les espèces utilisées dans ce type d'essais devraient être sélectionnées sur la base de leur étroite association comportementale avec les sédiments et de leur vulnérabilité aux contaminants. Les organismes qui vivent dans des sédiments et/ou les ingèrent (par exemple les invertébrés benthiques) devraient être fortement exposés aux contaminants associés aux sédiments en raison de leur contact étroit avec les particules sédimentaires et l'eau interstitielle. Les essais utilisant les amphipodes benthiques, les polychètes, les mollusques bivalves, les oursins et autres taxons ont été élaborés et appliqués couramment pour évaluer des déblais de dragage (AIPCN, 2006).

2 En raison des différences reconnues de comportement dans les sédiments des espèces envisagées pour les essais, il a été largement admis qu'il était nécessaire de mettre plusieurs espèces à l'essai. Certains taxons se déplacent en creusant au travers des sédiments tandis que d'autres vivent dans des trous semi-permanents ou même dans des tubes qu'ils construisent avec du mucus et des particules sédimentaires. Certaines espèces ingèrent directement ces particules tandis que d'autres ont plutôt tendance à saisir des particules en suspension dans l'eau sus-jacente. Les espèces présentant ces caractéristiques de comportement différentes sont exposées dif aux contaminants absorbés dans les particules sédimentaires ou dissous dans les eaux interstitielles. En sélectionnant une batterie d'essais représentative de cette diversité de comportement, on aura davantage l'assurance que l'évaluation démontrera que l'environnement est protégé des conditions d'exposition au site de gestion. Il faudrait également s'efforcer de veiller à ce que les espèces utilisées dans ces essais soient sensibles aux contaminants e qu'elles réagissent en présence de contaminants. La sensibilité aux contaminants varie d'une espèce à l'autre et en fonction des contaminants. Même si une compréhension limitée de cette variation de la sensibilité empêche actuellement d'adapter les évaluations à des mélanges spécifiques de contaminants ou de communautés benthiques sur les sites d'immersion, il faut reconnaître que l'utilisation d'essais multiples avec des espèces différentes constitue une approche de précaution pour évaluer les sédiments (Cairns, 1986).

Essais de toxicité dans la colonne d'eau

3 Des substances peuvent être libérées des déblais de dragage dans la colonne d'eau pendant ou après l'immersion par diffusion, lixiviation ou autres mécanismes. Les niveaux d'intervention fondés sur les effets visant à évaluer l'impact éventuel de ces types d'exposition peuvent être mis au point au moyen d'essais de toxicité dans la colonne d'eau. On utilise généralement pour ces essais des espèces planctoniques, notamment des algues, des copépodes et autres arthropodes (par exemple cladocères), ainsi que des mollusques larvaires, des échinodermes et des poissons. Ces essais, décrits en détail dans USEPA/USACE (1991), sont effectués couramment avec une série de mélanges sédiments-eau (par exemple produits par élutriation) dans les évaluations des déblais de dragage. Les essais sont effectués en exposant les organismes d'essais à des extraits aqueux de déblais de dragage qui sont destinés à représenter la gamme de concentrations de substances auxquelles les organismes seraient exposés sur le site.

Essais de bioaccumulation

4 Pour traiter les questions concernant la possibilité que des contaminants présents dans les déblais de dragage s'introduisent dans la chaîne alimentaire et aient des effets sur les organismes qui se trouvent au-dessus d'un site d'immersion et au-delà de ses limites, il faut commencer par évaluer le potentiel de bioaccumulation. En ce cas, la bioaccumulation se définit comme le transfert de contaminants à partir des déblais de dragage dans les tissus des organismes exposés. Il est important de reconnaître que les essais de bioaccumulation permettent de mesurer les expositions plutôt que les effets. La bioaccumulation d'un composant ne se traduira pas toujours par un effet néfaste sur l'organisme qui accumule ce composant. Dans le cas d'éléments essentiels (par exemple le zinc et le cuivre), une certaine quantité d'accumulation est nécessaire pour assurer les fonctions physiologiques. En général, les effets néfastes de tout contaminant ne se manifestent que lorsque la concentration dépasse un niveau de tolérance spécifique ou un seuil toxicologique. C'est la raison pour laquelle il faut prêter particulièrement attention à l'interprétation des données de bioaccumulation.

5 Les essais de bioaccumulation en laboratoire sont généralement effectués en exposant les organismes d'essai à la matière mise à l'essai (par exemple des déblais de dragage) dans des conditions contrôlées et en récupérant les organismes d'essai à la fin de l'exposition pour mesurer la concentration, dans leurs tissus, des contaminants qui font l'objet de préoccupations. Les organismes utilisés lors des essais de bioaccumulation sont généralement

sélectionnés sur la base de leur tolérance relative aux contaminants (c'est-à-dire qu'ils survivent à l'exposition) et de leur taille corporelle, de manière à ce qu'il y ait suffisamment de tissus récupérés à la fin de l'exposition pour procéder à une analyse chimique.

6 Étant donné les dépenses et le temps nécessaires pour effectuer des essais de bioaccumulation, d'autres méthodes ont été mises au point pour évaluer le potentiel de bioaccumulation. Une de ces méthodes est appelée potentiel thermodynamique de bioaccumulation (TBP). Elle utilise le principe de la partition à l'équilibre de produits chimiques organiques non polaires tant que moyen d'estimer le coefficient de partition des produits chimiques entre la phase de carbone organique dans les sédiments à l'équilibre et la phase lipidique dans l'organisme (Clarke et McFarland, 2000).

7 L'interprétation des conséquences des données d'essai de bioaccumulation fait couramment intervenir l'utilisation de modèles mathématiques et de calculs des risques afin d'appliquer les données au niveau de protection envisagé au long de la chaîne alimentaire (par exemple un oiseau piscivore ou une population humaine particulière). Ces autres aspects utilisant des essais biologiques pour évaluer les déblais de dragage sont examinés de manière approfondie dans l'ouvrage de référence AIPCN (2006).

Pays – Canada

Vue d'ensemble du cadre – Le cadre canadien permet l'adoption de niveaux d'intervention chimiques et biologiques pour déterminer si un sédiment peut être évacué en mer. Le cadre emploie, au premier chef, un niveau d'intervention inférieur chimique (LAL) qui peut être ajusté pour tenir compte de la concentration de fond et de l'exposition et, au deuxième chef, un niveau d'intervention supérieur biologique (UAL) qui tient compte de la toxicité létale et sublétale et de la bioaccumulation. Cette méthode fait porter les ressources sur les déblais qui présentent le plus grand risque ou sont associés à l'incertitude la plus forte.

Établissement de la liste d'intervention – La liste d'intervention comporte différentes caractéristiques qui servent à déterminer les niveaux d'intervention inférieurs et supérieurs. Pour l'établissement des niveaux d'intervention inférieurs, il est tenu compte des contaminants chimiques sélectionnés sur la base de la liste noire de la Convention de Londres et complétés, au cas par cas, par des caractéristiques propres à la région; pour l'établissement des niveaux d'intervention supérieurs, il est tenu compte des valeurs seuils biologiques.

Contribution des valeurs étalons fondées sur les effets biologiques – Les essais portant sur les effets biologiques servent à établir le niveau d'intervention supérieur sur la base de la toxicité, la persistance et la bioaccumulation.

Établissement des valeurs étalons supérieures – Les valeurs étalons supérieures sont établies à l'aide d'une batterie de bioessais normalisés, dont des valeurs de référence pour la survie, la croissance, la bioaccumulation et la réaction métabolique. Quant aux valeurs étalons inférieures, elles sont établies à l'aide d'une combinaison d'essais chimiques fondés sur les références et sur les effets.

Définition des niveaux d'intervention inférieurs – Si toutes les analyses permettent d'obtenir des valeurs situées en deçà des valeurs étalons inférieures, les déblais peuvent être évacués en mer. Si, toutefois, l'une quelconque des valeurs étalons inférieures réglementées est dépassée, le niveau d'intervention inférieur est dépassé et une évaluation plus approfondie est requise.

Définition des niveaux d'intervention supérieurs – Le niveau d'intervention supérieur est dépassé si le bioessai légal se solde par un échec ou si deux des essais biologiques se soldent par un échec. L'évacuation en mer n'est pas autorisée sans le recours à des techniques ou processus de gestion.

Valeurs étalons			
Caractéristique	Unités (poids sec)	Valeur étalon inférieure	Valeur étalon supérieure
As	mg kg ⁻¹	7,2	
Cd	mg kg ⁻¹	0,6*	
Cr	mg kg ⁻¹	52,3	
Cu	mg kg ⁻¹	18,7	
Pb	mg kg ⁻¹	30,2	
Hg	mg kg ⁻¹	0,75*	
Ni	mg kg ⁻¹	Na	
Zn	mg kg ⁻¹	124	
Total de PCB	µg kg ⁻¹	100*	
Total de HAP (Σ 16)	µg kg ⁻¹	2500*	
Survie des amphipodes			Une baisse de la survie d'au moins 20 % est observée entre les sédiments soumis aux essais et les sédiments propres utilisés comme référence
Effet bactériologique métabolique photoluminescent			Une concentration inhibitrice CI50 est inférieure à 1 000 mg/kg au bout de 5 minutes
Reproduction et développement des échinides			Une baisse de la fertilisation d'au moins 25 % est observée entre les sédiments soumis aux essais et l'eau témoin
Bioaccumulation des bivalves			Différence notable avec la référence/le témoin
<p>* Les niveaux sont réglementés et représentent une liste d'intervention minimale au niveau inférieur.</p> <p>Pour plus de précisions, consulter le site suivant : www.ec.gc.ca/seadisposal.</p> <p>Note : au Canada, les valeurs étalons supérieures et inférieures correspondent au niveau d'intervention supérieur et au niveau d'intervention inférieur.</p>			

Encadré 4 – Utilisation des valeurs étalons fondées sur les effets biologiques au Canada

1D Autres approches

Dans les juridictions citées en exemple, on constate que plusieurs valeurs étalons et niveaux d'intervention ont été établis suivant des méthodes autres que celles qui ont été décrites. Dans bien des cas, l'insuffisance de données, de temps ou de financement ne permet pas l'établissement de valeurs étalons uniquement basé sur des fondements scientifiques. Afin de prendre des décisions fonctionnelles dans des délais raisonnables, il est souvent nécessaire de prendre des mesures intérimaires. De nombreuses juridictions peuvent disposer de renseignements limités et décider tout simplement d'appliquer des facteurs de sécurité aux valeurs étalons obtenues à d'autres fins ou d'établir une valeur étalon en tant que multiple d'une autre, en application d'une politique ou de façon arbitraire, pour remédier au manque de données ou pour permettre la prise de décisions cohérentes.