

Document public

Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique

BRGM/RP-51735-FR
avril 2003



Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique

BRGM/RP-51735-FR
avril 2003

Étude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM
2002-POL-323 et de la convention d'études MEDD/DE - BRGM n° 052/01

B. Clozel-Leloup
Avec la collaboration de
Ph. Freyssinet



Mots clés : sédiments continentaux, sols, pollution, valeurs guides, bibliographie

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Clozel-Leloup B., avec la collaboration de Freyssinet Ph. - Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique. BRGM/RP-51735-FR, 131 p., 6 fig., 20 tabl., 2 ann. (dont 1 annexe en volume séparé).

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Résumé

Parmi les substances chimiques émises dans l'environnement, certaines s'accumulent dans les sédiments au fond des rivières et lacs ainsi que dans les estuaires et les fonds marins. Les effets écologiques et sanitaires de la contamination des sédiments sont susceptibles de générer un impact environnemental et un coût social réels liés : à une diminution de la biodiversité avec des conséquences indirectes sur les peuplements de poissons, à une perte de comestibilité des poissons et des coquillages, mais également entraîner des restrictions des usages récréatifs et augmenter significativement le coût de gestion des sédiments contaminés. Certains acteurs de la gestion des sédiments continentaux notent déjà un ralentissement du rythme des curage lié à la difficulté de gérer les sédiments pollués, et craignent à moyen terme une aggravation des inondations et des problèmes de navigation.

La présente étude, réalisée dans le cadre de la convention particulière n° 052/01 notifiée le 6 novembre 2001, entre le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, direction de l'eau (MEDD/DE) et le BRGM-direction de service public, a pour principal objet **la réalisation d'une étude bibliographique des référentiels de caractérisation des sédiments en terme de pollution et des valeurs guides de contamination associées à un impact considéré comme négligeable ou acceptable**. Les méthodologies d'extrapolation de valeurs guides de qualité des sols ont également été inventoriées.

Pour les sédiments, neuf principales approches ont été identifiées et analysées. Ces approches sont les suivantes :

- l'approche SBA « Sediment Background Approach »,
- l'approche EqPA « Equilibrium Partitioning Approach »,
- l'approche TRA « Tissue Residue Approach »,
- l'approche SSBA « Spiked-Sediment Bioassay Approach »,
- l'approche SLCA « Screening Level Concentration Approach »,
- l'approche SQTA « Sediment Quality Triad Approach »,
- l'approche AETA « Apparent Effects Treshold Approach »,
- l'approche WEA « Weight of Evidence Approach »,
- l'approche basée sur l'évaluation des risques.

Ces différentes approches peuvent être regroupées en trois groupes :

l'approche géochimique : dans ce type d'approche, les valeurs considérées comme acceptables pour l'environnement sont celles qui sont censées correspondre au « fond géochimique ¹ » c'est-à-dire au concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans un milieu donné, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, telle que l'activité humaine.

¹ Cf. Glossaire « sites et sols pollués » in Classeur « gestion des sites pollués », version 0, septembre 2000 (<http://fasp.brgm.fr>)

les approches à l'équilibre : dans ce type d'approche, les phases du sédiment sont censées être à l'équilibre (équilibre entre les particules de sédiment et l'eau interstitielle, équilibre entre l'eau interstitielle et l'eau de la colonne d'eau et sensibilité des organismes du sédiment similaire à celle des organismes de la colonne d'eau...). Il suffit alors d'appliquer les critères de qualité déterminés pour l'eau et de les traduire en concentrations dans le sédiment grâce à des coefficients de partage eau/sédiment.

les approches écotoxicologiques : dans ce type d'approche sont regroupées des méthodologies distinctes, parfois complémentaires. Elles font toutes appel à des données portant sur les effets biologiques observés en fonction des concentrations en polluants dans le sédiment ; qu'il s'agisse de tests en laboratoire sur sédiment naturel ou artificiellement dopé ou d'études de population dans le milieu naturel (diversité des taxons, état de santé..).

Ces différentes approches interviennent de façon unique ou combinées dans les méthodologies d'élaboration de critères de qualité des sédiments définies par les autorités responsables de la protection de l'environnement dans différents pays, tels que les Etats-Unis, le Canada, l'Australie, l'Italie, les Pays-Bas, la France et la Suède, ainsi que dans la convention d'Oslo-Paris. Chacune des méthodologies nationales ou provinciales recensées et mises en place de manière spécifique est décrite et analysée.

Dans la plupart des cas, il a été remarquable de constater que les méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité de sédiments prennent en compte l'écosystème comme cible. Une seule d'entre elle utilise la démarche d'évaluation du risque et permet la définition de scénarios d'exposition pour des cibles humaines (par l'ingestion de poissons et de coquillages). Aucune de ces méthodologies ne considère les ressources en eau en tant que cible à protéger par elles – même, ni la santé humaine par des voies d'exposition de type ingestion d'eau potable ou contact (ex. usage récréatif de type baignade).

Pour les sols, deux approches principales ont pu être identifiées. Il s'agit de l'approche de l'évaluation du risque, employée en France, aux Etats-Unis, en Allemagne, en Autriche, en Belgique, au Danemark, en Suède, en Norvège et au Royaume-Uni, et de l'approche écotoxicologique combinée à l'approche d'évaluation du risque au Canada.

Aucune de ces méthodologies ne répond aux souhaits exprimés par **le groupe de travail « Sédiments »** mis en place par le Ministère pour suivre cette étude souhaitant disposer :

- dans un premier temps, des valeurs de déclenchement d'actions, valeurs à caractère réglementaire, applicables lors des études préliminaires telles que celles précédant les dragages de cours d'eau ;
- dans un second temps, dès lors que ces actions sont définies, des valeurs correspondant à des objectifs pour autoriser certaines utilisations (seuil

maximum pour stockage sans traitement préalable, seuils maximaux pour régalage sur des terres agricoles, ...).

Deux options principales pour l'élaboration de ces valeurs à vocation réglementaire peuvent donc être envisagées :

- la dérivation de valeurs guides françaises sur la base d'une des approches identifiées, et notamment sur la base d'une évaluation des risques,
- l'utilisation de valeurs dérivées dans un autre pays, pour peu que les principes correspondant aux souhaits du Ministère puissent être respectés.

Synthèse

Parmi les substances chimiques émises dans l'environnement, certaines s'accumulent dans les sédiments au fond des rivières et lacs ainsi que dans les estuaires et les fonds marins. Les effets écologiques et sanitaires de la contamination des sédiments sont susceptibles de générer un impact environnemental et un coût social réels liés : à une diminution de la biodiversité avec des conséquences indirectes sur les peuplements de poissons, à une perte de comestibilité des poissons et des coquillages, mais également entraîner des restrictions des usages récréatifs et augmenter significativement le coût de gestion des sédiments contaminés. Certains acteurs de la gestion des sédiments continentaux notent déjà un ralentissement du rythme des curage lié à la difficulté de gérer les sédiments pollués, et craignent à moyen terme une aggravation des inondations et des problèmes de navigation.

Objectifs et contenu de l'étude

Les objectifs de l'étude, réalisée dans le cadre de la convention particulière n° 052/01 notifiée le 6 novembre 2001 entre le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, direction de l'eau (MEDD/DE) et le BRGM-Direction de service public, sont les suivants :

- réalisation d'une étude bibliographique des différents référentiels de caractérisation des sédiments en terme de pollution et des valeurs guides de contaminations associées à un impact considéré comme acceptable ou non ;
- orientation d'une méthodologie visant à proposer à terme des seuils de déclenchement d'une procédure administrative (type déclaration ou autorisation au titre de la Loi sur l'eau) selon les usages envisagés pour les sédiments et les cibles potentielles associées à ces usages (les cibles à prendre en considération étant la santé humaine, les ressources en eau et les écosystèmes).

Le contenu de l'étude, tel que défini dans la convention citée, est le suivant :

- recensement des référentiels ;
- analyse des considérations liées à l'élaboration des valeurs guides ;
- recensement des éléments scientifiques pour l'élaboration de valeurs guide ;
- synthèse des informations collectées et proposition méthodologique visant à définir une procédure française.

1. Principales approches utilisées pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments

La plupart des ces approches sont utilisées pour caractériser les possibles effets générés par les sédiments en place. Dans leur application, ces méthodes de

caractérisation des sédiments n'ont donc pas vocation à renseigner sur la possible réutilisation des sédiments après curage (et ne considèrent donc pas les éventuels modifications que ceux-ci peuvent subir du fait des changements de conditions physico-chimiques). Dans la plupart des études ou réglementations consultés, les méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité de sédiments prennent en compte l'écosystème comme cible. Les risques sur la santé humaine sont rarement pris en compte et les voies d'exposition considérées ne couvrent que très partiellement les voies potentielles d'exposition humaine (ex : ingestion de poissons et de coquillages, etc). Ne sont pas considérées l'ingestion d'eau ou le contact dermique (ex. eaux de baignade).

Ces différentes méthodologies peuvent être regroupées en trois types d'approches.

L'approche géochimique : dans ce type d'approche, les valeurs considérées comme acceptables pour l'environnement sont celles qui sont censées correspondre au « fond géochimique ² » c'est-à-dire au concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans un milieu donné, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, tel que l'activité humaine.

les approches à l'équilibre : dans ce type d'approche, les phases du sédiment sont censées être à l'équilibre (équilibre entre les particules de sédiment et l'eau interstitielle, équilibre entre l'eau interstitielle et l'eau de la colonne d'eau et sensibilité des organismes du sédiment similaire à celle des organismes de la colonne d'eau...). Il suffit alors d'appliquer les critères de qualité déterminés pour l'eau et de les traduire en concentrations dans le sédiment grâce à des coefficients de partage eau/sédiment.

les approches écotoxicologiques : dans ce type d'approche sont regroupées des méthodologies distinctes, parfois complémentaires. Elles font toutes appel à des données portant sur les effets biologiques observés en fonction des concentration en polluants dans le sédiment ; qu'il s'agisse de tests en laboratoire sur sédiment naturel ou artificiellement dopé ou d'étude de population dans le milieu naturel (diversité des taxons, état de santé..).

- *L'approche « Sediment Background Approach » (SBA) basée sur le fond géochimique*

L'approche SBA est basée sur la comparaison entre les concentrations en contaminants dans les sédiments du site étudié et celles de sites considérés comme représentatifs du « fond géochimique » dans des conditions naturelles. Est considéré comme contaminé¹, un site présentant une concentration excédant la concentration moyenne des teneurs du « fond géochimique ». Cette approche présente l'avantage d'être simple à mettre en œuvre. Son inconvénient réside dans l'absence de prise en compte d'effets biologiques ou de la biodisponibilité des contaminants pour dériver des valeurs guides. Cette approche n'est utilisable que pour des éléments majeurs et des éléments traces que l'on retrouve dans le « fond

² Cf. Glossaire « sites et sols pollués » in Classeur « gestion des sites pollués », version 0, septembre 2000 (<http://fasp.brgm.fr>)

géochimique ». L'usage de ce type d'approche ne peut se concevoir qu'à des échelles locales sans extrapolation à l'échelle nationale, voire de grands bassins. Il convient alors de normer les teneurs en métaux par rapport à la concentration en élément de référence, tels que l'aluminium ou le lithium qui sont représentatifs de la fraction argileuse.

- *L'approche « Equilibrium Partitioning Approach » (EqPA) basée sur le partage à l'équilibre*

L'approche EqPA qui a été la plus étudiée, est la plus utilisée pour dériver des valeurs de qualité dans de nombreux états des USA. Elle est basée sur l'hypothèse d'échanges continus du contaminant entre les particules solides du sédiment et l'eau interstitielle dans des conditions à l'équilibre. Les valeurs guides de qualité des sédiments sont alors définis à partir des critères de qualité de l'eau établis pour la protection des organismes benthiques.

Cette méthode est habituellement appropriée pour dériver des valeurs pour des substances comme les HAP, les polychlorés benzéniques, les biphényles, les dioxines et furannes et plusieurs pesticides. L'un des principaux avantages est que cette méthode est applicable à une grande variété de biosystèmes aquatiques car elle prend en compte les variables environnementales spécifiques du site qui jouent sur la bioaccumulation tel que le carbone organique total. Elle ne nécessite que des critères de qualité de l'eau et les coefficients de partage sédiment/eau. Cette approche a été sélectionnée par l'US-EPA comme base pour développer les SQG et ce pour 5 substances (le fluoranthène, l'acénaphthène, le phénanthrène, l'endrine et la dieldrine).

L'application de cette méthode aux métaux présente des difficultés en raison de la complexité des mécanismes contrôlant la biodisponibilité des métaux traces. Un autre inconvénient de cette méthode réside dans un nombre limité de coefficients de partages fiables.

- *L'approche « Tissue residue approach » (TRA) basée sur le partage biota/eau/sédiment à l'équilibre*

L'approche TRA vise à définir une concentration tolérable dans les sédiments pour chaque substance ou classe de substances, en déterminant les quantités de contaminants acceptables dans les tissus des organismes aquatiques étudiés. Les valeurs peuvent être alors directement déduites de concentrations résiduelles de contaminants dans les tissus biologiques pour la protection de la santé humaine ou pour les animaux sauvages consommant des organismes aquatiques. L'inconvénient principal de cette approche est qu'il existe encore peu de valeurs guides de résidus dans les tissus pour la protection de la vie sauvage et de relations dose tissulaire/réponses pour tous les contaminants. Ainsi, les valeurs guides de qualité des sédiments ont généralement été développées à partir de valeurs obtenues pour la protection de la santé humaine.

- *L'approche « Spiked-Sediment Bioassay Approach » (SSBA) basée sur le test de toxicité sur sédiment avec dopage*

L'approche SSBA, est basée sur des tests réalisés sur des organismes, généralement dans des conditions de laboratoire. Des sédiments sains sont « dopés » volontairement avec des concentrations connues en contaminants (unique ou en mélange) de manière à établir une relation de cause à effet entre la concentration en polluants et les effets biologiques. Les valeurs guides sont généralement dérivées à partir d'études sur les espèces les plus sensibles, en appliquant un facteur de sécurité à la dose la plus faible entraînant un effet significatif. Le principal avantage de cette méthode est qu'elle est applicable à tous types de contaminants et à la plupart des sédiments. Le principal inconvénient réside dans le fait que les essais ont été réalisés seulement sur quelques espèces biologiques aquatiques et sur un nombre limité de substances (Cd, Cu, quelques pesticides et HAP). Des incertitudes associées aux procédures de dopage, aux périodes d'équilibrage et les facteurs contrôlant la biodisponibilité des substances limitent toutefois l'interprétation des résultats de ces essais.

- *L'approche « Sediment Quality Triad Approach » (SQTA) basée sur la qualité des sédiments*

L'approche SQTA fut développée à l'origine en tant que support pour l'évaluation de la qualité des sédiments spécifiques à un site. Cette approche est basée sur la correspondance entre 3 mesures : analyses chimiques, bioessais et effets biologiques *in situ*. Les données chimiques ou physico-chimiques sont collectées afin d'évaluer le niveau de contamination spécifique du site. Les bioessais renseignent sur la toxicité des contaminants présents dans les sédiments. Les mesures *in situ* donnent des informations sur la dégradation des communautés résidant dans le sédiment. Cette approche présente l'avantage d'intégrer les données provenant de 3 niveaux de mesures. Elle peut également être utilisée pour tous les polluants mesurables. Les principaux inconvénients de cette méthode sont de différente nature : (i) il n'existe pas de critère statistique rigoureux de choix, (ii) ce ne peut être qu'une approche locale, (iii) la biodisponibilité n'est pas clairement prise en compte ;(iv) seule la toxicité aiguë est la plus étudiée par cette méthode.

- *L'approche « Screening Level Concentration Approach » (SLCA) basée sur les niveaux de concentration*

L'approche SLCA est basée sur l'observation d'effets biologiques et est applicable aux organismes benthiques. Cette méthode est basée sur la prise en compte d'effets biologiques pour des organismes marins et peut être adaptée à un site spécifique. La SLCA est une estimation de la concentration de contaminant la plus importante qui peut être tolérée par une proportion prédéfinie d'espèces benthiques. La définition des valeurs guides est alors basée sur l'utilisation de bases de données sur les concentrations de polluants dans les sédiments et l'occurrence d'organismes benthiques dans ce même sédiment. Cette méthode a

pour avantage d'élaborer des valeurs guides pour tous les contaminants analysés. Les limites de cette approche sont liées aux hypothèses suivantes : (i) la distribution des organismes benthiques est en relation avec le niveau de contamination des sédiments, (ii) les relations doses-réponses sont ignorées, (iii) il faut au moins 10 ou 20 sites où les concentrations en polluants et la distribution d'au moins 20 espèces benthiques sont étudiées pour définir des critères de qualité des sédiments.

- *L'approche « Apparent Effects Treshold Approach » (AETA)*

L'approche (AETA) est basée sur l'établissement de relations entre la concentration en contaminant mesurée dans les sédiments et les effets biologiques observés sur les organismes benthiques. Un des principaux avantages de cette méthode réside dans sa capacité à utiliser une grande variété d'effets biologiques mesurés *in situ* ou lors de test de toxicité en laboratoire. Cette approche nécessite toutefois des informations détaillées sur le site étudié concernant la relation entre les concentrations et les effets biologiques. Cette approche est similaire à l'approche SLCA, mais semble plus adaptée à l'établissement de critères de qualité des sédiments car elle prend en compte des effets biologiques plus sensibles et en plus grand nombre.

- *L'approche « Weight of Evidence Approach » (WEA)*

L'approche WEA consiste à compiler les données en provenance de 3 méthodologies :

- l'approche Equilibre de Partage (EqP) ;
- l'approche Spiked-sediment Bioassay Approach (SSBA) ;
- d'autres approches d'évaluation à partir de données biologiques et chimiques collectées dans la littérature.

Toutes les informations recueillies sont compilées dans une base de données. Les informations provenant d'échantillons non toxiques ou sans effet constituent les valeurs de « fond ». Les données pour lesquelles des effets biologiques défavorables sont associés à une élévation de la concentration sont identifiées et classées en ordre croissant de concentration en polluant. Pour chaque polluant, le 10^{ème} et le 50^{ème} percentile inférieur sont déterminés. La valeur correspondant au 10^{ème} percentile constitue la valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet. La valeur correspondant au 50^{ème} percentile constitue la valeur médiane de la gamme au-dessus de laquelle des effets défavorables sont fréquemment ou presque toujours observés pour la plupart des espèces.

L'avantage principal de cette approche repose sur l'abondance d'information disponible pour l'établissement de valeurs. Cette approche permet de regrouper et synthétiser des données reliant concentrations et effets biologiques. La principale limite est liée à la qualité et la compatibilité des données disponibles. Pour certains polluants mal caractérisés, seuls des éléments de toxicité aiguë sont pris

en compte et les valeurs guides déduites sont peut-être inappropriées. Des valeurs guides existent actuellement pour 9 éléments traces métalliques, 13 hydrocarbures aromatiques polycycliques et 3 composés organiques chlorés.

- *Approches basées sur l'évaluation du risque*

Cette approche se généralise dans le cadre de la gestion des sols pollués est pour l'instant très peu utilisée pour la gestion des sédiments. Le risque se définit comme la probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données. Le modèle d'évaluation des risques pour la santé humaine repose sur la présence concomitante de trois paramètres :

- 1) une source de substances dangereuses,
- 2) un transfert de ces substances (via un « vecteur ») vers un point d'exposition,
- 3) la présence de cibles (santé humaine, écosystèmes, ressources en eau, ...) situées au point d'exposition.

L'absence d'un de ces trois paramètres conduit à l'absence de risque.

Cette approche présente l'avantage d'offrir une méthodologie structurée dans un domaine où les connaissances sont incomplètes et les sources d'incertitudes sont nombreuses. L'évaluation des risques doit permettre au gestionnaire d'agir avec la meilleure visibilité possible sur les situations de pollution, en connaissant l'influence sanitaire et/ou environnementale que peut avoir telle ou telle décision. Cette approche est évidemment liée à la qualité de l'évaluation des risques va être étroitement dépendante de la qualité de l'analyse des incertitudes, partie intégrante de la méthode.

Plusieurs types de valeurs peuvent être utilisés dans le cadre de cette approche . En France, on utilise essentiellement les valeurs de constat d'impact (VCI) et de définition de source sol (VDSS). Les Valeurs de Constat d'Impact (VCI) permettent de constater l'importance de l'impact de la pollution sur la santé humaine dans le milieu sol en fonction de l'usage de celui-ci et ainsi d'apprécier les risques chroniques pour la santé rencontrés par les populations liés à l'usage actuel du site pollué. Les VCI sont associées à deux types d'usages :

- l'usage sensible : en zone résidentielle avec jardin potager,
- l'usage non sensible : en zone industrielle avec travail en plein air et activité de type bureau.

Les VDSS constituent un deuxième critère qui peut permettre de définir si un sol peut constituer une source de pollution. Pour une substance donnée, elle est actuellement dérivée de la VCI par application d'un coefficient de sécurité.

2. Méthodologies mises en œuvre dans différents pays pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments

Dans l'ensemble, il apparaît que ces méthodes sont typiquement appliquées de façon générique : l'évaluation porte ainsi essentiellement sur la phénoménologie de la disponibilité des polluants, ou sur les effets écotoxicologiques génériques ou sur une comparaison avec le fond géochimique. En ce sens, elles sont généralement bien adaptées pour fournir une base de décision relative à la nécessité ou non d'agir, c'est à dire de curer et enlever les sédiments en place. A contrario, ces méthodes sont généralement peu utilisées dans un cadre de gestion des sédiments, une fois que ceux-ci ont été dragués ou curés.

- *États-Unis*

Les valeurs développées dans le cadre du programme SUPERFUND doivent permettre d'évaluer la contamination des sites mais n'ont pas de statut réglementaire. Ces valeurs sont appelées « Ecotox Threshold » et correspondent aux concentrations en polluants au-dessus desquelles il existe des impacts écologiques sévères, imposant des investigations complémentaires ou des actions de dépollution. En fonction des polluants considérés, les « Ecotox Thresholds » sont dérivées de méthodes différentes :

- la méthode de l'équilibre de partage (EqPA),
- la méthode de la NOAA qui définit des seuils statistiques (Effect Range-Low ER-L) qui correspond au 10^{ème} percentile inférieur d'une série de données, associant concentration du sédiment en polluant/effet biologique défavorable.

Les « Ecotox Threshold » obtenues présentent l'inconvénient de ne pas être destinés à la protection de l'homme et ne tiennent pas compte de la bioaccumulation ni de la bioamplification à travers la chaîne trophique.

En Floride, le Florida Department of Environmental Protection utilise une méthode WEA modifiée. La procédure arithmétique utilisée pour dériver les valeurs guides a été conçue pour définir trois intervalles de concentration :

- un intervalle d'effet minimal (minimal effect range) ;
- un intervalle d'effet possible (possible effect range) ;
- un intervalle d'effet probable (probable effect range).

L'approche WEA ne cherche pas à établir des valeurs absolues d'évaluation de qualité des sédiments, mais plutôt à délimiter des intervalles de concentration à l'intérieur desquels l'apparition d'effets biologiques adverses est probable.

En Californie, Il s'agit d'une méthode mixte basée sur l'approche TRA (Tissue Residue Approach). Cette méthode adaptée aux sédiments marins, permet d'élaborer des objectifs de qualité des sédiments pour protéger la vie aquatique et la santé humaine. Elle consiste tout d'abord à sélectionner des contaminants

prioritaires et à identifier les valeurs toxicologiques de référence pour les risques systémiques et cancérigènes et à développer différents scénarios d'exposition humaine en fonction de la consommation de produits de la mer.

Enfin, c'est à partir de ces nombreuses données américaines qu'ont été établies les « consensus-based sediment quality guidelines » qui semblent trouver un réel écho auprès de la communauté internationale. Ces concentrations permettent en effet très efficacement de déterminer si un sédiment est toxique ou non pour l'écosystème.

- *Canada*

Le Ministère de l'Environnement de l'Ontario a développé des valeurs guides de qualité des sédiments pour les sédiments continentaux (MEO, 1993) dans le but de protéger l'environnement aquatique et intervenant dans les opérations de dragage, dans la prévention de la contamination et les prises de décision concernant la dépollution. Des valeurs sont déterminées afin de créer des intervalles qui correspondront à une action de gestion. Les « No Effect Level » sont établies à partir de l'approche de Equilibre de partage (EqPA). Les « Lowest Effect Level » et les « Severe Effect Level » sont déterminées par l'approche Screening Level Concentration Approach (SLCA) pour tous les types de contaminants, exclusivement fondée sur des observations de terrain.

1.1.

- *Australie*

En Australie, la méthode d'élaboration de valeurs guide est basée sur une base de données regroupant des données sur les effets biologiques, complétées par des données spécifiques au site et par des prévisions issues de la méthode de l'équilibre de partage. L'Australie disposant de peu de données de toxicité sur les sédiments, les autorités compétentes ont sélectionné dans les pays étrangers des valeurs guides. Elles ont ensuite été rectifiées sur la base de la connaissance des teneurs du « bruit de fond » existantes. Les valeurs hautes et basses correspondent aux valeurs issues de la NOAA américaine issue de l'approche WEA. Les valeurs guides sont utilisées dans la démarche d'évaluation de la qualité des sédiments. L'utilisation des valeurs est régie par un arbre de décision.

- *Pays-Bas*

La situation des Pays-Bas se rapprocherait relativement de la position française avec une double approche visant à tenir des impacts sur les écosystèmes et la santé humaine. La première approche est basée en partie sur des données disponibles pour l'eau selon l'approche d'équilibre de partage (EqPA). La seconde approche est basée sur l'évaluation du risque pour l'homme ; sur la base de concentrations maximales admissibles dans les organismes destinés à la consommation humaine. Cette double procédure conduit à définir deux valeurs seuils distinctes et c'est la valeur la plus faible qui est retenue comme valeur guide.

- *France*

Les valeurs guides existantes dans le domaine des sédiments continentaux sont celles élaborées dans le cadre du système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-eau) où elles constituent des seuils de qualité visant à préserver la qualité des écosystèmes. Fruits d'une recherche constante et de l'évolution du contexte réglementaire dans lequel elles sont établis, ces valeurs guides ont été modifiées au cours des dernières années (les concentrations ont changé et le nombre de paramètres physiques et/ou chimiques renseignés a augmenté). Les méthodes utilisées sont basées sur des tests d'écotoxicité aiguë ou chronique, sur le principe de l'équilibre de partage, l'approche WEA... Les « consensus based sediment quality guidelines », sont aussi directement appliquées pour certaines substances.

3. Méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité des sols

- *Approche d'évaluation du risque*

Cette approche est celle qui est appliquée dans la plupart des pays européens (Belgique, Allemagne, Autriche, Danemark, Suède, Norvège, Royaume-Uni) et aux Etats-Unis.

En France, les principes retenus pour la gestion et la réhabilitation des sites et sols pollués sont :

- une approche de gestion basée sur l'évaluation des risques,
- la mise en place d'outils particuliers permettant de répondre à des questions de gestion particulières,
- une réhabilitation en fonction de l'usage du site et de son environnement.

Deux types de valeurs guides ont été définis dans le cadre de cette approche : les valeurs de constat d'impact (VCI) et de définition de source sol (VDSS) utilisées dans le cadre de la méthode d'évaluation simplifiée des risques. Les objectifs de réhabilitation sont eux définis au cas par cas à l'issue d'une seconde procédure appelée « évaluation détaillée des risques ».

Les Valeurs de Constat d'Impact (VCI) permettent de constater l'importance de l'impact de la pollution sur la santé humaine dans le milieu sol en fonction de l'usage du site et ainsi d'apprécier les risques chroniques pour la santé humaine. Les VCI sont associées à deux types d'usages :

- l'usage sensible : en zone résidentielle avec jardin potager,
- l'usage non sensible : en zone industrielle avec travail en plein air et activité de type bureau.

Les VDSS ou Valeurs de Définition de Source Sol constituent un deuxième critère qui peut permettre de définir si un sol peut constituer une source de pollution. Pour une substance donnée, la Valeur de Définition de Source Sol est

actuellement dérivée de la VCI usage sensible avec un facteur de sécurité égal à deux ($VDSS = VCI_{usage\ sensible}/2$).

Les valeurs toxicologique de référence retenues pour l'élaboration des VCI sont issues de base de données d'organismes spécialisés tels que : IUCLID, RIVM, UBA, INERIS, etc. Les valeurs guides sont déduites de doses d'exposition journalière tolérable (DJT). Pour les substances cancérigènes, les doses d'exposition à ne pas dépasser sont le niveau d'excès de risque individuel de 10^{-4} , retenu comme valeur repère. La DJT est calculée à partir des voies d'exposition jugées pertinentes par rapport à l'usage du site. Elle est la somme des doses de polluants absorbés par chacune de ces voies. Un modèle, reposant en grande partie sur des modèles pré-existants d'exposition (HESP, CSOIL développés aux Pays Bas), a été mis en place par l'INERIS pour l'élaboration des VCI utilisées dans la méthodologie française.

- *Approche d'évaluation du risque couplée à l'approche écotoxicologique.*

En plus d'une démarche d'évaluation du risque pour la cible humaine, il existe également au Canada des recommandations visant à protéger les écosystèmes. Ces recommandations sont basées sur des méthodologies écotoxicologiques analogues à celles développées pour les sédiments.

La Finlande ne fait appel qu'à ces méthodologies écotoxicologiques.

4. Autres Valeurs Guides Françaises existantes (cadre réglementaire ou d'usage)

En France, les valeurs guides réglementaires utilisées pour les sols ou les sédiments sont utilisées dans le cadre suivant :

- la hiérarchisation des sites potentiellement pollués : Valeurs de Source Sol, Valeurs de Constat d'Impact,
- l'épandage des boues de station d'épuration des eaux urbaines : Valeurs limites dans les boues à épandre et valeurs limites concernant le sol susceptible de réceptionner ces boues.
- les valeurs guides GEODE qui ont été élaborées pour satisfaire aux exigences de la commission OSPAR concernant la gestion des sédiments dragués en milieu marin (et estuarien).

En l'absence de valeurs guide réglementaire pour les sédiments, certains opérateur ont été amenés à développer leurs propres grilles de valeurs. C'est, par exemple, le cas du Port Autonome de Rouen et des Voies Navigables de France (VNF).

- *Les valeurs guides en matière de pollution des eaux et des sols – L'évaluation simplifiée des risques (ESR).*

Les valeurs guide dans les sols contribuent à l'évaluation du « potentiel danger de la source » par les valeurs de définition de source -sol (VDSS) et à l'évaluation de l'«impact constaté» par les valeurs de constats d'impact (VCI) dans le cadre d'une démarche d'évaluation des risques, notamment pour la qualité des eaux ou pour la santé humaine.

Les valeurs de constat d'impact (VCI) permettent de constater l'impact de la pollution du sol, selon la sensibilité de son usage (deux usages : usage sensible, non sensible). Les VCI sont définies au moyen d'un processus itératif. Au préalable, des doses d'exposition (exposition chronique) à ne pas dépasser (DENPD) sont définies à partir d'études toxicologiques. Des scénarios et les voies d'exposition sont ensuite définis. Deux scénarios standards ont été sélectionnés, un scénario sensible (type résidentiel avec jardin potager) et un scénario non sensible (type industriel). Les voies d'exposition prises en compte, fonction du scénario, sont la voie orale et l'absorption cutanée de polluants.

Les VDSS permettent de définir la source de pollution constituée par un sol. Ainsi, un sol qui présente une teneur en une substance supérieure à celle donnée au titre de VDSS est considéré comme une source de pollution pour cette substance. La valeur de VDSS est établie à partir de la VCI avec un facteur de sécurité de 2.

- *Les valeurs guides dans le cadre de la gestion des boues de stations d'épuration des eaux urbaines*

Ces valeurs encadrent la pratique de l'épandage des boues de stations d'épuration des eaux urbaines. Elles portent sur des teneurs maximales tolérables dans les boues à épandre, ainsi que sur les sols susceptibles de réceptionner ces boues. **Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge** et les boues doivent présenter un intérêt agronomique. Les concentrations « acceptables » des boues en micro- polluants métalliques (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et organiques (7 principaux PCB, et trois HAP). Cet Arrêté instaure également des notions de flux maximum cumulé sur 10 ans et impose un nombre plus élevé d'analyses de contrôle. Les valeurs « boues » ont été élaborées, à partir d'une estimation des besoins d'épandage à venir, de sorte qu'après vingt ans d'épandage régulier, les teneurs en métaux du sol récepteur aient au maximum doublées. Les valeurs « sols » relevaient d'une étude statistique d'analyses de sols français.

- *Les valeurs guides dans le cadre de la gestion des boues de dragage marines et estuariennes : Les valeurs GEODE*

Elles sont le fruit d'un groupe de travail intitulé Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement - GEODE –, créé en 1990, à

L'initiative de la Direction des Ports et de la Navigation Maritimes. Ces valeurs constituent deux seuils (niveau 1, niveau 2). Elles ont été élaborées différemment selon la nature des polluants. Pour les éléments métalliques, elle se base sur le traitement statistique des concentrations des différents métaux, mesurées lors de campagnes pluriannuelles le long du littoral français. Un graphique de répartition des concentrations en fonction du logarithme des pourcentages cumulés des mesures, est établi. Les valeurs « naturelles » s'ordonnent selon une droite qui représente la distribution gaussienne des données : celles correspondant à des échantillons contaminés ne participent pas à cette distribution et s'écartent de la droite et ne sont pas retenues pour la suite. La valeur de concentration médiane est ainsi définie pour chaque élément métallique. De façon arbitraire, les niveaux 1 et 2 ont été pris égaux à, respectivement deux et quatre fois cette concentration.

Pour les PCB dont l'origine est uniquement anthropique, le niveau 2 a été calculé en considérant que la contamination des sédiments dragués doit garantir la consommabilité des poissons vivant au dessus de ces sédiments (avec un facteur de sécurité égal à 100). Le niveau 1 est arbitrairement défini comme égal à la moitié du niveau 2.

L'arrêté du 14 juin 2000 - JO du 10/08/2000- reprend et fixe ces niveaux de références et devait, à court terme, être accompagné d'une circulaire précisant leurs conditions d'utilisation.

- *Valeurs propres à certains gestionnaires de sédiments continentaux*

Des acteurs de la gestion des curages/dragages comme par exemple, le Port Autonome de Rouen et les Voies Navigables de France (VNF) ont été amenés à développer leurs propres valeurs guides.

Le Port Autonome de Rouen a proposé une grille de classification de la qualité des produits de dragage continentaux dont il assure la gestion. Les sédiments sont classés selon des indices de qualité. Une grille de catégorie de concentration est établie pour certains métaux (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn Ni). Pour les PCB (6 congénères : 28, 52, 101, 138, 153, 180) et les HAP (fluoranthène, benzo-3,4-fluoranthène, benzo-1,12-fluoranthène, benzo-3,4-pyrène, benzo-1,12-prérylène, indéno-pyrène), les indices sont directement attribués en fonction de la teneur en ces polluants. Ces indices de qualité sont au nombre de 5 et constituent essentiellement des indices de suivi de l'évolution de la qualité chimique des sédiments sans définir spécifiquement de schéma de gestion.

Les Voies Navigables de France (VNF) ont établi des consignes de caractérisation des sédiments à draguer en termes qualitatifs, quantitatifs et devenirs en découlant, visant à proposer à leurs services une procédure unifiée lors de la gestion des curages. Ces seuils, au nombre de deux, permettent d'établir 3 catégories de sédiments :

« Catégorie I, en dessous du seuil 1 : la valorisation des produits de dragage est recommandée, elle peut être faite sur des terres agricoles alimentaires; il n'existe aucune restriction dans le devenir de ces produits. Catégorie 2 : aucune teneur des produits de dragage en l'un de ces éléments n'est supérieure à la teneur de référence correspondante (seuil 2). Les conditions d'application de la catégorie 2 permettent de valoriser ou de stocker les produits de dragage. Seul le régalage sur des terres agricoles alimentaires est à proscrire. Catégorie 3 : la teneur en un ou plusieurs éléments est supérieure à la teneur de référence correspondante (seuil 2). La valorisation ou le stockage des produits nécessite la mise en place d'une étude de faisabilité relative à la destination du produit de dragage.

Le seuil 1 correspond aux valeurs limites « sol » pour les métaux telles que définies dans l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues issues du traitement des eaux usées, sur les sols agricoles. Il inclut également l'arsenic et les hydrocarbures totaux. L'utilisation du seuil 1 par les VNF se justifie par la pratique du régalage (mise en cordon de sédiments de 30 à 50 cm d'épaisseur, le long des berges) qui s'apparente à la constitution d'un néosol. Le seuil 2 a été défini arbitrairement ; les valeurs qui le composent sont comprises entre les valeurs limites « sols » et « boues » de l'arrêté du 8 janvier 1998.

5. Orientations pour une méthodologie spécifique à l'élaboration de valeurs françaises de qualité des sédiments

- *Choix d'une approche évaluation des risques pour la gestion des sédiments ?*

Rappelons que la France souhaite développer :

- dans un premier temps, des valeurs de déclenchement d'actions, valeurs à caractère réglementaire, applicables lors des études préliminaires telles que celles précédant les dragages de cours d'eau ;
- dans un second temps, dès lors que ces actions sont définies, des valeurs correspondant à des objectifs pour autoriser certains devenirs (seuil maximum pour stockage sans traitement préalable, seuils maximaux pour régalage sur des terres agricoles, ...).

Dans le cadre de la problématique sédiments, la plupart des approches nationales étudiées ne considèrent, que la cible, « écosystèmes ». Aucune des méthodologies étrangères identifiées ne correspond strictement aux besoins exprimés en France pour la déclinaison de valeurs guides considérant deux types d'impacts (négligeable et significatif) tant sur le plan de la protection de la ressource en eau, de la santé humaine et de la protection des écosystèmes.

Seule l'approche néerlandaise présente des similitudes avec les objectifs fixés par la France en considérant notamment les impacts sur la santé humaine par une approche d'évaluation des risques inspirée des méthodologies mises en place pour la gestion des sols pollués.

Dans le cadre de la gestion des sédiments, une approche de type évaluation des risques pour dériver les valeurs françaises permettra de mettre en cohérence avec les réglementations en vigueur ou à venir (dont la nouvelle directive cadre eau). L'évaluation des risques doit reposer sur les scénarios d'exposition, deux approches seraient alors à considérer :

- une définition de valeurs génériques correspondant à des scénarios d'exposition génériques (identiques à l'échelle du territoire),
- une définition de valeurs spécifiques, à réaliser au cas par cas, selon les conditions locales des zones de dépôt des sédiments,

D'autre part en matière de méthodologie, il est possible de proposer :

- soit une élaboration de valeurs génériques s'appliquant à toutes les étapes envisagées (déclenchement des études, et autorisation/orientation du devenir des boues après dragage),
- soit une dérivation de valeurs génériques pour le déclenchement d'actions et un renvoi à une évaluation détaillée des risques spécifiques à chaque cas pour la partie relative au devenir.

Deux types de valeurs seuils génériques pourraient être envisagés :

- un seuil d'impact considéré comme négligeable, seuil en dessous duquel le risque pour les différentes cibles est considéré comme très faible et de ce fait, ne nécessitant pas d'action particulière visant à réduire le risque,
- un seuil d'impact considéré comme significatif, seuil au-delà duquel des études complémentaires doivent être réalisées en fonction du mode de gestion des sédiments, ces derniers ne pouvant alors rester en place.

La gestion et l'usage des sédiments peuvent être traités soit au travers de valeurs génériques correspondant alors à un contexte hydrogéologique et environnemental considéré comme représentatif de la situation française (scénario « moyen ») ou à un contexte local sensible (application du principe de précaution), soit de valeurs spécifiques tenant compte du contexte local (existence de ressources en eau à protéger, faune et flore locale, ...).

Du fait de l'absence de référentiels étrangers répondant sensu stricto aux souhaits exprimés au niveau français dans ce cadre réglementaire, plusieurs options peuvent être envisagées pour dériver les valeurs françaises :

- Utilisation de valeurs-guides étrangères, à condition que les principes de base soient proches de l'approche souhaitée par la France (ex. : méthodologie néerlandaise),
- Réévaluation de certaines approches étrangères sur la base des principes fondamentaux définis par la France et adaptation partielle d'une des méthodes identifiées,
- Dérivation de valeurs propres, selon une méthode d'évaluation des risques.

- *Nature des cibles à prendre en considération dans l'approche*

Il s'avère primordial de définir en préalable la nature des cibles à prendre en compte dans le cadre de la réglementation pour définir la méthodologie française. Les cibles à prendre en considération dans l'approche pourraient être :

- pour les seuils de déclenchement, basés sur l'existence d'un impact significatif, les ressources en eau (qualité des eaux telle que définie dans les SAGE ou SDAGE en fonction des usages), les écosystèmes aquatiques, la santé humaine via les usages de l'eau (ex. : alimentation en eau potable, usages récréatifs, irrigation),
- pour le devenir des sédiments dès lors qu'une action de dragage est envisagée, les mêmes cibles mais telles que potentiellement exposées du fait du devenir des boues :
 - stockage à l'air libre : protection des ressources en eau, des écosystèmes, et de la santé humaine,
 - confinement, protection des eaux (plus particulièrement eaux souterraines), le contact envers les écosystèmes et la santé humaine étant réduit du fait du système de protection,
 - régalage sur des terrains agricoles : productions agricoles, santé humaine via l'alimentation produite sur le site, faune via l'alimentation produite sur le site, etc.

- *Scénarios d'exposition pour les différentes cibles*

Ce choix pourrait se faire en définissant des scénarios réalistes pour chaque situation à prendre en considération, avec les modes d'exposition considérés comme les plus pertinents pour les différentes cibles. Ces paramètres dépendront du degré de précision souhaité et pourront être repris des méthodes existantes d'évaluation des risques pour la santé, pour les ressources en eau, pour les écosystèmes (ex. : évaluation détaillée des risques pour la santé humaine en relation avec les sols pollués).

Certains niveaux de risques sont déjà contraints par des réglementations en vigueur (ex. : valeurs sur les eaux destinées à la consommation en eau potable, ...); Dans la plupart des cas de scénarios étudiés pour dériver des valeurs guides, il y aura plusieurs types de cibles à prendre en considération. Les méthodes actuellement utilisées consistent à dériver des valeurs acceptables pour chaque cible et à retenir comme seuil la valeur la plus basse obtenue. Ainsi, toutes les cibles seraient protégées.

Sommaire

1. Introduction	27
1.1. Contexte général	27
1.2. Objectifs et contenu de l'étude	27
2. Collecte des informations	29
2.1. Méthodes de collecte des informations	29
2.2. Résultats des recherches	31
3. Principales approches utilisées pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments	33
3.1. Introduction	33
3.2. L'approche <i>SBA</i> basée sur le fond géochimique	34
3.3. L'approche <i>EqPA</i> basée sur le partage à l'équilibre	36
3.4. L'approche <i>TRA</i> basée sur le partage biota/eau/sédiment à l'équilibre	38
3.5. L'approche <i>SSBA</i> basée sur le test de toxicité sur sédiment avec dopage ...	39
3.6. L'approche <i>SQTA</i> basée sur la qualité des sédiments	39
3.7. L'approche <i>SLCA</i> basée sur les niveaux de concentration.....	41
3.8. L'approche <i>AETA</i> basée sur les seuils d'effets significatifs	43
3.9. L'approche <i>WEA</i> basée sur le soucis d'homogénéité	45
3.10. Approches basées sur l'évaluation du risque	47
3.11. Comparaison des approches utilisées pour le développement de valeurs de qualité des sédiments.....	48
4. Méthodologies mises en œuvre dans différents pays et programmes spécifiques pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments	53
4.1. États-Unis	53
4.2. Canada	64
4.3. Australie	67
4.4. Convention Oslo-Paris	69
4.5. Italie.....	69
4.6. Pays-Bas	70
4.7. France	71
4.8. Suède	74
4.9. Belgique, Allemagne	76
4.10. Usage des méthodologies et implications en terme de gestion	76

5. Approches et méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité des sols	79
5.1. Approche d'évaluation du risque	79
5.2. Approche d'évaluation du risque couplée à l'approche écotoxicologique...	89
6. Autres Valeurs Guides Françaises existantes (cadre réglementaire ou d'usage)	93
6.1. Les valeurs guides en matière de pollution des eaux et des sols – L'évaluation simplifiée des risques.....	93
6.2. Les valeurs guides dans le cadre de la gestion des boues de stations d'épuration des eaux urbaines	95
6.3. Valeurs Françaises appliquées dans le cadre de la gestion des sédiments estuariens et marins : GEODE.....	96
6.4. Valeurs propres à certains gestionnaires de sédiments continentaux.....	99
7. Orientations pour une méthodologie spécifique à l'élaboration de valeurs françaises de qualité des sédiments	105
8. Bibliographie	111

Liste des annexes

Ann. A - Tableaux récapitulatifs des principales valeurs-guides pour As, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn et PCB totaux.....	121
Ann. B - Fiches techniques par pays (volume séparé)	

Liste des figures

Fig. 1 - Calcul des teneurs de dépistage SSLC et SLC	42
Fig. 2 - Seuils d'effets significatifs - Hyalella Apparent Effects (AET) - copper	45
Fig. 3 - Représentation schématique des probabilités d'observer des effets biologiques.....	56
Fig. 4 - Derivation of PAET at 95 th percentile of "non-hits"	60
Fig. 5 - Arbre de décision pour l'évaluation des sédiments contaminés	68

Fig. 6 - Schéma général du calcul de valeurs de constat d'impact (extrait du rapport Ineris).	95
---	----

Liste des tableaux

Tabl. 1 - Liste des personnes contactées	30
Tabl. 2 - Pays présentant des valeurs de qualité des sols et/ou des sédiments....	31
Tabl. 3 - Exemples de bioessais réalisés dans le cadre de l'approche AETA.....	44
Tabl. 4 - Avantages et inconvénients des méthodes décrites (MacDonald, 1994)	49
Tabl. 5 - Evaluation des approches de dérivation de valeurs guide de qualité des sédiments (MacDonald, 1994)	51
Tabl. 6 - Consensus-based Sediment Quality Guidelines . Valeurs des TEC et PEC (extraits de MacDonald <i>et al.</i> , 2000) exprimées en mg/kg de matière sèche.	63
Tabl. 7 - Définition des cinq classes de qualité de l'eau (soient quatre seuils) et correspondance entre seuils et paramètres écotoxicologiques.	72
Tabl. 8 - Approche proposée pour compléter les seuils sédiments du SEQ-Eau (Garric <i>et al.</i> , 1998)	73
Tabl. 9 - Evolution des différentes valeurs seuils de qualité des sédiments au cours des ans. Exemple pour certains éléments métalliques.	74
Tabl. 10 - Récapitulatif des contexte d'utilisation des différentes valeurs de qualité des sédiments.....	77
Tabl. 11 - Critères de qualité du sol ou Soil Quality Criteria	87
Tabl. 12 - « Cut-off values » déterminées pour 10 substances.	87
Tabl. 13 - Tabl. récapitulatif de certaines valeurs guides existantes en France (exprimées en mg/kg de matière sèche).	98
Tabl. 14 - Valeurs Guides pour l'arsenic	123
Tabl. 15 - Valeurs Guides pour le Cadmium	124
Tabl. 16 - Valeurs Guides pour le Cuivre	125
Tabl. 17 - Valeurs Guide pour le Chrome.....	126
Tabl. 18 - Valeurs Guides pour le Plomb.....	127
Tabl. 19 - Valeurs Guides pour le Zinc.....	128
Tabl. 20 - Valeurs Guides pour les PCB totaux.....	129

1. Introduction

1.1. CONTEXTE GÉNÉRAL

Parmi les substances chimiques émises dans l'environnement, certaines s'accumulent dans les sédiments au fond des rivières et lacs ainsi que dans les estuaires et les fonds marins. Les effets écologiques et sanitaires de la contamination des sédiments génèrent un impact environnemental et coût social réels, lesquels sont liés à :

- une diminution de la biodiversité des communautés avec des conséquences indirectes sur les peuplements de poissons,
- une perte de comestibilité des poissons et des coquillages,
- une restriction des usages des ressources en eau (ex. alimentation en eau potable prélevée en eau de surface, loisirs, pisciculture, ...),
- une augmentation des coûts liés à la gestion des matériaux à draguer, du fait notamment de leur contamination,
- un ralentissement de la fréquence des curages, en raison des difficultés à gérer les sédiments pollués, qui peut à terme contribuer à l'aggravation des inondations et occasionner des problèmes de navigation.

1.2. OBJECTIFS ET CONTENU DE L'ÉTUDE

1.2.1. Objectifs et contenu de l'étude

Les objectifs de l'étude, réalisée dans le cadre de la convention d'études entre le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD/DE) et le BRGM-service public, sont les suivants :

- Réalisation d'une étude bibliographique des différents référentiels de caractérisation des sédiments en terme de pollution et des valeurs guides de contaminations associées à un impact considéré comme acceptable ou non ;
- Orientation d'une méthodologie visant à proposer à terme des seuils de déclenchement d'une procédure administrative (type déclaration ou autorisation au titre de la Loi sur l'eau) selon les usages envisagés pour les sédiments et les cibles potentielles associées à ces usages (les cibles à prendre en considération étant la santé humaine, les ressources en eau et les écosystèmes).

Le contenu de l'étude, tel que défini dans la convention citée, est le suivant :

- Recensement des référentiels ;
- Analyse des considérations liées à l'élaboration des valeurs guides ;
- Recensement des éléments scientifiques pour l'élaboration de valeurs guide ;
- Synthèse des informations collectées et proposition méthodologique et technique pour une procédure française.

1.2.2. Organisation du rapport

Indépendamment des pratiques propres à chaque pays ou province, il a semblé nécessaire de dresser en premier lieu, au chapitre 3, une synthèse des **principales approches existantes**, développées dans le but d'élaborer de valeurs seuils pour la qualité des sols ou des sédiments. Les fondements scientifiques des démarches adoptées sont rappelés sommairement, de même que les principaux avantages ou inconvénients identifiés.

Par la suite, au chapitre 4, les **méthodologies effectivement mises en œuvre** dans différents pays ou états sont présentées et analysées. Ces méthodologies sont souvent soit hybrides (*i.e.* combinant différents types de méthodologies tels que présentés auparavant), soit modifiées (*i.e.* adaptées au contexte et aux besoins locaux).

D'autre part, il faut préciser que tous les pays ne disposent pas de méthodologies propres aux **sédiments**. Pour cette raison, une présentation et une analyse des méthodologies propres aux **sols** sont faites au chapitre 5, en distinguant les deux approches couramment utilisées : l'approche "risque" ou l'approche "risque couplé à l'écotoxicologie".

Enfin, au chapitre 6, différents éléments de réflexion et d'orientation sont présentés en vue du développement d'une méthodologie d'élaboration de **valeurs françaises** de qualité des sédiments.

2. Collecte des informations

2.1. MÉTHODES DE COLLECTE DES INFORMATIONS

2.1.1. Recherche bibliographique

La collecte des informations s'est organisée autour de différents modes de recherche :

- a) Prise de contact par courriers électroniques : un premier envoi a été réalisé auprès des représentants nationaux ayant participé aux actions européennes CARACAS et SEDNET (représentants des ministères européens chargés de l'environnement et des agences nationales de protection de l'environnement) et du réseau international Ad Hoc *Contaminated sites* (cf. site Internet du Groupe de Travail : www.adhocgroup.ch). Par ailleurs, la liste des personnes contactées est présentée ci-après (Tabl. 1) ;
- b) Recherche sur Internet. Plusieurs pistes ont été envisagées : une recherche avec les mots clefs tels que "*sediment quality guidelines*" via des moteurs de recherche et l'examen de sites dédiés (agences environnementales, centres de recherche, etc.)

L'ensemble des documents consultés est donné en annexe C. Cependant, une attention particulière a été apportée aux sources suivantes :

- a) les documents méthodologiques des principales approches connues dans des pays confrontés depuis de nombreuses années à cette gestion de sédiments continentaux (USA, Canada, pays nordiques, ...), en distinguant les approches nationales / fédérales de celles mises en place à des niveaux régionaux / provinciaux ;
- b) une synthèse des approches en matière de valeurs guides pour le traitement des sites et sols pollués, réalisée par l'action concertée européenne CARACAS (*concerted action on risk assessment for contaminated sites in Europe*).

Tabl. 1 - Liste des personnes contactées

Organisme contacté	Personne contactée	Réponse
4304 USEPA Headquarters Ariel Rios Building 1200 Pennsylvania Ave. NW, WASHINGTON DC, 20460 USA	Mrs Mary Reiley	Non
Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Internal code 655, PO Box 30945, 2500 GX The Hague, The Netherlands, Tel: +31 703394918, Fax +31 703391314	M E.J van der Weiden	Oui envoi de document
National Guidelines and standards Office. Environment Canada, 351 St. Joseph Boulevard, 8 th floor Hull, Quebec, Canada K1A 0H3	Kelly Potter	Oui envoi de document
Environmental Assessment Department, Swedish EPA, Naturvardsverket 106, 106 48 Stockholm, tel. 46 8 698 13 75, email Sedin@environ.se	Roger Sedin	Oui envoi de document
achgebiet II 1.3, Umweltbundesamt, Bismarckplatz 1, Postfach 33 00 22, D - 14191 Berlin, Tel.: +49-30 8903-2195, Fax: +49-30 8903-2965	Dieter Schudoma	Oui envoi de document
Ministère de l'Environnement du Québec Direction des évaluations environnementales Service des projets en milieu hydrique (418) 521-3933 poste 4652 (418) 644-8222	Pierre Michon	Non
Agence de l'eau Adour-Garonne, Agence de l'eau Artois-Picardie, Agence de l'eau Rhin-Meuse, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse Agence de l'eau Seine-Normandie		Oui envoi de document
NERI Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Denmark Tel: +45 4630 1200 Fax: +45 4630 1114		Non
Press Office. Tel: 01 888 2393 Email: conor_falvey@environ.irlgov.ie	Conor Falvey	Oui sans document
Water Quality Unit Tel: (028) 9025 4754 Ext: Fax: 9025 4865 Address: Calvert House 23 Castle Place Belfast BT1 1FY Email: EP@doeni.gov		
Water Quality Section Department of the Environment and Local Government Custom House Dublin 1 Tel. +353-1-888 2317 / Fax. +353-1-888 2994 E-mail. andrew_bogie@environ.irlgov.ie	Andy Bogie	Oui mais pas de valeur
United Kingdom Helpline, Library (CD) [helpline@defra.gsi.gov.uk]		Non
Bundesministerium fuer Land-u.Forstwirtschaft Praesidialabteilung C8 (ADV) A-1010 Wien,Stubenring 1 Tel. +43-1-71100-6903 / Fax +43-1-71100-2140 Email:theodora.grausgruber@bmlf.gv.at	R DIPL. ING. Theodora Grausgruber	Non
Responsabile Servizio Ambiente Head of Environmental Engineering Departement Consorzio Venezia Nuova mail address: Campo San Stefano, San Marco, 2803 - 30124 VENEZIA visiting address: Calle del Dose Da Ponte, San Marco, 2746 - 30124 VENEZIA TEL: (+39) 041 529 36 43 FAX: (+39) 041 528 92 52 CELL: (+39) 335 137 91 79 E. mail: albertogiulio.bernstein@consorziovenezianuova.com	Alberto Giulio Bernstein	Oui envoi de document
Japon : 'moe@env.go.jp'eanet@eic.or.jp'		Non

2.2. RÉSULTATS DES RECHERCHES

Au vu des résultats d'envoi de courriers et des recherches sur Internet, les principaux pays présentant des valeurs de qualité de sédiments et/ou de sols sont indiqués ci-dessous (Tabl. 2).

Tabl. 2 - Pays présentant des valeurs de qualité des sols et/ou des sédiments

Pays	Valeur de qualité des sols	Valeurs de qualité des sédiments
France	Oui	En cours
Belgique	Oui - Flandres	Non
Suède	Oui	Oui
Norvège	Oui	Oui
Italie	Oui - Selon les provinces	Oui (uniquement Venise)
USA	Oui - Selon les Etats	Selon les Etats
Canada	Oui - Selon les provinces	Selon les provinces
Pays-Bas	Oui	Oui
Allemagne	Oui	Non
Finlande	Oui	Non
Royaume-Uni	Oui	Oui

3. Principales approches utilisées pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments

3.1. INTRODUCTION

Dans l'ensemble, les principales méthodologies intervenant soit de façon unique, soit de façon combinée, dans l'élaboration de critères de qualité des sédiments sont les suivantes :

- l'approche SBA « Sediment Background Approach »,
- l'approche EqPA « Equilibrium Partitioning Approach »,
- l'approche TRA « Tissue Residue Approach »,
- l'approche SSBA « Spiked-Sediment Bioassay Approach »,
- l'approche SLCA « Screening Level Concentration Approach »,
- l'approche SQTA « Sediment Quality Triad Approach »,
- l'approche AETA « Apparent Effects Treshold Approach »,
- l'approche WEA « Weight of Evidence Approach »,
- l'approche basée sur l'évaluation des risques.

Ces différentes approches sont présentées et analysées dans les paragraphes suivants. Il faut noter que la plupart des ces approches sont utilisées, par les pays ou états les mettant en œuvre, pour caractériser les possibles effets générés par les **sédiments en place**. Dans leur application, elles n'ont donc généralement pas vocation à renseigner sur la possible **réutilisation ou disposition des sédiments** après curage.

En préliminaire, il faut préciser que, dans la plupart des guides, études ou réglementations consultés, les méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité de sédiments prennent en compte l'écosystème comme cible. Le caractère significatif ou non de l'impact pouvant être généré par les sédiments est exprimé par rapport aux écosystèmes seulement.

En fait, une seule de ces approches utilise la démarche d'évaluation du risque et permet la définition de scénarios d'exposition pour des cibles humaines. Les voies d'exposition prises alors en considération, l'ingestion de poissons et de coquillages, ne couvrent cependant que très partiellement les voies potentielles d'exposition humaine. Ainsi, ne sont pas considérées l'ingestion d'eau ou le contact dermique (ex. eaux de baignade).

Ces différentes méthodologies peuvent être regroupées en trois types d'approches :

- l'approche géochimique : dans ce type d'approche, les valeurs considérées comme acceptables pour l'environnement sont celles qui sont censées correspondre au « fond géochimique ³ » c'est-à-dire la concentration naturelle en un élément, en un composé ou en une substance dans un milieu donné, en l'absence de tout apport extérieur spécifique, tel que l'activité humaine (§3.2).
- les approches à l'équilibre : dans ce type d'approche, les phases du sédiment sont censées être à l'équilibre (équilibre entre les particules de sédiment et l'eau interstitielle, équilibre entre l'eau interstitielle et l'eau de la colonne d'eau et sensibilité des organismes du sédiment similaire à celle des organismes de la colonne d'eau...). Il suffit alors d'appliquer les critères de qualité déterminés pour l'eau et de les traduire en concentrations dans le sédiment grâce à des coefficients de partage eau/sédiment (§ 3.3 et 3.4).
- les approches écotoxicologiques : dans ce type d'approche sont regroupées des méthodologies distinctes, parfois complémentaires. Elles font toutes appel à des données portant sur les effets biologiques observés en fonction des concentrations en polluants dans le sédiment ; qu'il s'agisse de tests en laboratoire sur sédiment naturel ou artificiellement dopé ou d'étude de population dans le milieu naturel (diversité des taxons, état de santé..) (§ 3.5 à 3.10).

3.2. L'APPROCHE SBA BASÉE SUR LE FOND GÉOCHIMIQUE

L'approche SBA « Sediment Background Approach », est basée sur la comparaison entre les concentrations en contaminants dans les sédiments du site étudié et celles de sites considérés comme représentatifs du « fond géochimique » dans des conditions naturelles. Celles-ci peuvent être déterminées à partir de données historiques ou à partir d'analyses réalisées sur des prélèvements d'échantillons. Est considéré comme contaminé¹, un site présentant une concentration excédant la concentration moyenne des teneurs du « fond géochimique » pour au moins un contaminant de façon statistiquement significative. L'application de cette méthodologie nécessite une attention particulière concernant le choix de la localisation des lieux de prélèvement, de la méthode de préparation des échantillons, de la méthode analytique et des procédures d'assurance-qualité.

Cette approche présente l'**avantage** d'être simple à mettre en œuvre. Elle est spécifique aux sédiments d'un site ou d'une aire géographique donnée. Cette méthode ne nécessite pas la mise en œuvre de tests de toxicité.

³ Cf. Glossaire « sites et sols pollués » in Classeur « gestion des sites pollués », version 0, septembre 2000 (<http://fasp.brgm.fr>)

Son **inconvenient** réside dans l'absence de prise en compte d'effets biologiques ou de la biodisponibilité des contaminants pour dériver des valeurs guides. Cette approche n'est utilisable que pour des éléments majeurs et des éléments traces que l'on retrouve dans le « fond géochimique ». Certains hydrocarbures sont également présents à l'état naturel. Il n'est donc pas certain que les valeurs guides issues de cette méthode fournissent un degré de protection suffisant pour les organismes aquatiques (MacDonald, 1994). Par ailleurs, selon la localisation des échantillons prélevés, les valeurs mesurées peuvent refléter non seulement le niveau du fond géochimique, mais aussi les apports issus de sources diffuses et constituant le « bruit de fond » (cf. glossaire).

Aux États-Unis, dans les Grands Lacs, cette approche a été utilisée par la région V de l'US-EPA, qui regroupe les États de l'Illinois, de l'Indiana, du Michigan, du Minnesota, de l'Ohio, et du Wisconsin, pour développer un système de classification pour les ports (SAIC, 1991) et pour estimer l'applicabilité des valeurs guides de qualité des sédiments pour l'évaluation de dépôts en eau libre de matériau dragués (Persaud et Wilkins, 1976 ; Mudroch *et al.*, 1986 ; 1988).

Cette approche a également été utilisée par l'EPA Région VI (regroupant les États de l'Arkansas, de la Louisiane, de Nouveau Mexique, de l'Oklahoma et du Texas), le Texas Water Quality Board, le Virginia Water Control Board, l'Illinois Environmental Protection Agency et d'autres agences qui ont ainsi développé des valeurs guides informelles de manière à déterminer si les concentrations en contaminant excèdent les niveaux « normaux » (SAIC, 1991).

Les fonds géochimiques, peuvent varier de façon significative selon la région. Pour cette raison, les recommandations de qualité des sédiments ou Sediment Quality Guidelines (SQG) développées grâce à cette approche ne peuvent s'appliquer qu'aux régions prises en compte pour l'étude. Cependant, le Florida Department of Environmental Protection - FDEP (Schropp *et al.*, 1990) ainsi que d'autres auteurs (Loring, 1991) ont développé des applications généralisables de l'approche SBA. Il convient alors de normer les teneurs en métaux par rapport à la concentration en élément de référence, tels que l'aluminium ou le lithium (qui représentent principalement les formations de type argileuses). L'analyse statistique de données provenant de nombreux sites exempts de contamination permet d'établir les teneurs du fond géochimique en métaux dans des conditions très variées et permet donc ainsi d'identifier des sites pour lesquelles les teneurs en métaux sont liées aux activités de l'homme, qu'elles correspondent à des bruits de fond (pollutions diffuses généralisées) ou plus ponctuelles avec un lien de causalité avec un ou plusieurs sites bien identifiés.

Seule, l'approche SBA ne suffit pas à l'élaboration de valeurs guides de qualité des sédiments prenant en compte les aspects toxicologiques des contaminants. Les données sur les teneurs du « bruit de fond » de certains contaminants fournissent cependant les éléments essentiels pour évaluer l'applicabilité des valeurs issues d'autres méthodes ainsi que pour établir des objectifs de qualité des sédiments spécifiques à un site (MacDonald, 1994).

En France, cette approche de fond géochimique a été la base des valeurs établies par le groupe GEODE pour les sédiments marins et estuariens (voir plus en détail le §6.3, page 96).

3.3. L'APPROCHE EQPA BASÉE SUR LE PARTAGE À L'ÉQUILIBRE

L'approche « Equilibrium Partitioning Approach » qui a été la plus étudiée est celle qui est la plus utilisée pour dériver des valeurs de qualité aux Etats-Unis (Pavlou and Weston, 1983 ; Bolton *et al.*, 1985 ; Kadeg *et al.*, 1986 ; Pavlou, 1987 ; DiToro *et al.*, 1991). Elle est basée sur l'hypothèse d'échanges continus du contaminant entre les particules solides du sédiment et l'eau interstitielle, et ce, à l'équilibre.

Selon cette approche, les valeurs guides de qualité des sédiments (Sediment Quality Guidelines (SQG) aussi appelées Sediment Quality Criteria (SQC) par l'US-EPA sont développés à partir des critères de qualité de l'eau établis pour la protection des organismes. Les critères de qualité de l'eau établis pour la protection des espèces présentes dans la colonne d'eau sont présumés comme étant applicables aux organismes benthiques (DiToro *et al.*, 1991). Les SQG sont calculées en utilisant les critères de qualité d'eau appropriés (habituellement les « Marine final chronic values » ou FCV) en conjonction avec les coefficients de partage sédiment/eau.

Le calcul pour les contaminants organiques non ioniques est le suivant :

Formule : $SQG = K_p \times FCV$

Avec :

- SQG = Sediment Quality Guideline (en $\mu\text{g}/\text{kg}$),
- K_p = coefficient de partage (en l/kg),
- FCV = Final Chronic Value (en $\mu\text{g}/\text{l}$).

Le partage des composés chimiques organiques non-ioniques entre les particules et l'eau dépend du coefficient de partage K_{oc} et de la fraction massique f_{oc} en carbone organique (en kg de carbone organique par kg de sédiment) des particules (Di Toro, 1985).

Formule : $K_p = f_{oc} \times K_{oc}$

Avec :

- $\log_{10}(K_{oc}) = 0,00028 + 0,983 \log_{10}(K_{ow})$
- K_{ow} : coefficient de partage octanol/eau

Cette méthode est habituellement appropriée pour dériver des valeurs pour des substances comme les HAP, les polychlorés benzéniques, les biphényles, les dioxines et furannes et plusieurs pesticides (EPA, 1991).

L'un des **principaux avantages** est que cette méthode est applicable à une grande variété de biosystèmes aquatiques car elle prend en compte les variables environnementales spécifiques du site qui jouent sur la bioaccumulation tel que le carbone organique total. Cette méthode est applicable aussi bien aux sédiments marins qu'aux sédiments d'eau douce. Elle ne nécessite que des critères de qualité de l'eau et les coefficients de partage sédiment/eau (MacDonald, 1994). Elle pourrait aussi être appliquée à d'autres cibles pour peu que l'on dispose de critères « eau » adaptés.

Cependant, il existe des limites à cette méthode. En effet, cette approche ne prend pas explicitement en compte les effets synergiques, antagonistes ou additifs des contaminants. De plus, l'application de cette méthode aux métaux est en cours de développement, mais présente des difficultés en raison de la complexité des mécanismes contrôlant la biodisponibilité des métaux traces. La méthode concerne essentiellement les composés organiques non-ioniques ayant des Kow de 2,0 à 5,5. Les SQG « intérim », c'est-à-dire non validés, pour les substances non-ioniques sont applicables uniquement pour des sédiments présentant une teneur en carbone significative (>0,5%) or les relations de toxicité ne sont parfois établies que pour des COT faibles (Schwartz *et al*, 1990). Un autre inconvénient de cette méthode réside dans un nombre limité de coefficients de partages fiables. Rappelons qu'à l'état naturel, les sédiments sont rarement à l'équilibre avec l'eau interstitielle (MacDonald, 1994).

Cette approche a servi dans l'élaboration de valeurs guides utilisées dans différentes réglementations ou projets de traitement de dépollution (EPA, 1989a). Ainsi, malgré ces limites, le Oak Ridge National Laboratory (ORNL) utilise cette méthode pour l'élaboration de Sediment Quality Benchmarks (SQB) ou références de qualité des sédiments, à partir des Water Quality Benchmarks (WQB) ou références de qualité des eaux pour les sédiments continentaux (Jones, Suter and Hull, 1997). La fiche correspondant à cette méthode est donnée en annexe B-1 (fiche 1).

De même, l'US-EPA a développé des Sédiments Quality Criteria (SQC) pour les sédiments marins et d'eau douce. Cette approche est présentée en annexe B-1 (fiche 1). Dans sa phase initiale, le Science Advisory Board SAB n'avait pas émis un avis très positif sur cette méthode (Sediment Criteria Subcommittee, 1989). Cependant, suite à la réduction des incertitudes, une deuxième étude du SAB (Sediment Quality Subcommittee, 1992) a recommandé l'utilisation de cette approche, moyennant la validation des valeurs par des mesures de terrain.

Malgré ces limites, cette approche a été sélectionnée par l'US-EPA comme base pour développer les SQG (Di Toro *et al.*, 1991), et ce pour 5 substances (le fluoranthène, l'acénaphthène, le phénanthrène, l'endrine et la dieldrine). Il faut

remarquer que la méthode de l'équilibre de partage est inadéquate pour les métaux (Garric, 1998).

3.4. L'APPROCHE TRA BASÉE SUR LE PARTAGE BIOTA/EAU/SÉDIMENT À L'ÉQUILIBRE

L'approche TRA « Tissue residue approach », ou approche de partage biota/eau/sédiment à l'équilibre vise à définir une concentration tolérable dans les sédiments pour chaque substance ou classe de substances, en déterminant les quantités de contaminants acceptables dans les tissus des organismes aquatiques étudiés. Cette méthode nécessite le développement d'une relation entre la concentration dans les sédiments et la concentration en contaminant dans les tissus biologiques des organismes aquatiques. Elle nécessite également l'établissement d'une relation entre la concentration dans les tissus et les effets défavorables sur les consommateurs de ces espèces. Plusieurs méthodes de dérivation de valeurs guides pour les contaminants dans les tissus comestibles existent (MacDonald, 1991).

Le principal **avantage** de cette approche réside dans sa simplicité. Les valeurs peuvent être directement issues des valeurs guides de résidus dans les tissus biologiques pour la protection de la santé humaine ou pour les animaux sauvages consommant des organismes aquatiques (uniquement si des facteurs de bioaccumulation sont disponibles entre les sédiments et les organismes aquatiques). L'autre avantage de cette approche est qu'elle considère le potentiel de bioaccumulation des substances toxiques persistantes (MacDonald, 1994).

L'inconvénient principal de cette approche est qu'il existe encore peu de valeurs guides de résidus dans les tissus pour la protection de la vie sauvage et de relations dose tissulaire/réponses pour tous les contaminants (EPA, 1989a ; 1992). De même, de nombreuses recherches sur les facteurs de bioaccumulation sont en cours afin d'établir leur « fiabilité ».

Ainsi, les valeurs guides de qualité des sédiments ont généralement été développées à partir de valeurs obtenues pour la protection de la santé humaine. Ces valeurs sont conçues pour l'homme mais ne permettent pas une protection adéquate des autres organismes de l'écosystème, tels que les mammifères marins qui consomment de grosses quantités d'organismes marins (MacDonald, 1994). Des protocoles permettant de dériver des valeurs adaptées à la protection de la vie sauvage ont été développées par Walker et MacDonald (1993), par l'EPA (1993).

La méthode de dérivation de valeurs guides de qualité des sédiments en Californie est fondée sur cette approche. Ces valeurs ont pour objectif la protection de la santé humaine. Cette méthode est développée dans le paragraphe 4.1.3. qui correspond à l'annexe B-2 (fiche n° 2).

3.5. L'APPROCHE SSBA BASÉE SUR LE TEST DE TOXICITÉ SUR SÉDIMENT AVEC DOPAGE

L'approche SSBA « Spiked-Sediment Bioassay Approach », ou TTSD test de toxicité sur sédiment avec dopage est basée sur des tests réalisés sur des organismes, généralement dans des conditions de laboratoire. Des sédiments sains sont « dopés » ou contaminés volontairement avec des concentrations connues en contaminants (unique ou en mélange) de manière à établir une relation de cause à effet entre la concentration en polluants et les effets biologiques (tels que la mortalité, la réduction de la croissance ou de la reproduction, des changements physiologiques...). Cette approche a été utilisée pour des types de sédiments différents, pour des contaminants seuls ou pour des mélanges simples (Cairns *et al.*, 1984 ; McLeese and Metcalfe, 1980 ; Swartz *et al.*, 1985, 1988 ; 1989). Les valeurs guides sont généralement dérivées à partir d'études sur les espèces les plus sensibles, en appliquant un facteur de sécurité à la dose la plus faible entraînant un effet (LOEL - Lowest Observed Effect Level) (MacDonald and Smith, 1991).

Selon MacDonald (1994) le principal **avantage** de cette méthode est qu'elle est applicable à tous types de contaminants et à la plupart des sédiments. De plus, elle donne des relations dose-effet précises pour les couples espèces / contaminants pris en considération. Elle peut également tenir compte de facteurs comme la teneur en carbone organique total qui conditionne la biodisponibilité de certaines substances contaminantes (essentiellement de type organique -EPA, 1990).

Le principal **inconvénient** de cette méthode réside dans le fait que les essais ont été réalisés seulement sur quelques espèces biologiques aquatiques et sur un nombre limité de substances (comme le cadmium, le cuivre, quelques pesticides et les HAP). Elle ne tient compte que des impacts potentiels sur les écosystèmes pris comme cibles et représentés par les quelques espèces identifiées comme traceuses. La base de donnée existante ne permet donc de dériver des valeurs que pour un nombre limité de substances. Des incertitudes associées aux procédures de dopage, aux périodes d'équilibrage et les facteurs contrôlant la biodisponibilité des substances limitent l'interprétation des résultats de ces essais (MacDonald, 1994).

L'approche SSBA a contribué à l'élaboration de valeurs guides de qualité des sédiments par Environnement Canada (Smith and MacDonald, 1994) telle que citée dans le paragraphe 4.2.3.

3.6. L'APPROCHE SQTA BASÉE SUR LA QUALITÉ DES SÉDIMENTS

L'approche « Sediment Quality Triad Approach » fut développée à l'origine en tant que support pour l'évaluation de la qualité des sédiments spécifiques à un site (Long and Chapman, 1985 ; Long, 1989). Les informations collectées ont, par la suite, été utilisées en tant que base pour développer des valeurs guides de qualité des sédiments (Chapman, 1986). Cette approche est basée sur la correspondance entre 3 mesures : analyses chimiques, bioessais et effets biologiques *in situ*.

Les données chimiques ou physico-chimiques concernant les sédiments sont collectées afin d'évaluer le niveau de contamination spécifique du site et de renseigner sur d'autres paramètres pouvant influencer la répartition des organismes benthiques. Les bioessais renseignent sur la toxicité des contaminants présents dans les sédiments. Les mesures *in situ*, comme par exemple la structure de la communauté benthique ou les anomalies histopathologiques des poissons, donnent des informations sur la dégradation des communautés résidant dans le sédiment. L'étude de ces 3 composantes fournit des informations contribuant à l'évaluation du niveau de contamination du site étudié et au classement de ce site en fonction de l'importance des actions de dépollution à mener. Cette approche peut être également utilisée pour fournir des objectifs de qualité des sédiments.

Cette approche présente l'avantage d'intégrer les données provenant de 3 niveaux de mesures. Elle permet de mieux distinguer la variabilité naturelle de la variabilité liée à l'exposition aux polluants. Elle permet également de fournir une base pour distinguer les trois effets. Elle peut également être utilisée pour tous les polluants mesurables. Elle utilise des informations provenant d'effets chroniques ou aigus et ne nécessite pas d'information sur la spécificité des interactions entre les organismes et les contaminants.

Les **principaux inconvénients** sont les suivants (Chapman, 1989) :

- il n'existe pas de traitement statistique dédié à appliquer avec cette méthode (chaque cas est autonome) et des critères rigoureux de choix n'ont pas été développés (pondération des trois informations, types de bioessais...) ;
- la biodisponibilité n'est pas clairement prise en compte ;
- la toxicité aiguë est la plus étudiée par cette méthode. Les effets liés à une toxicité chronique, pourtant plus spécialement dédiée à la problématique étudiée, sont peu considérés.

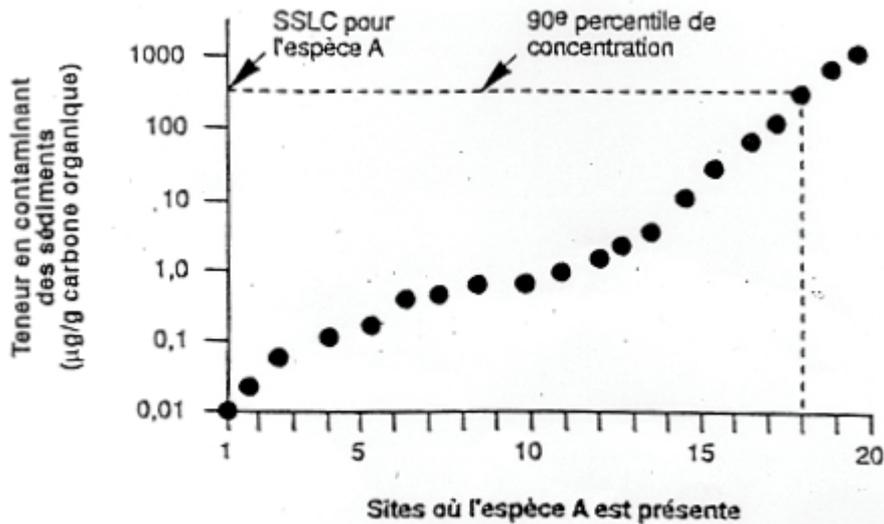
Cette méthode peut servir pour identifier les sites à dépolluer en priorité, pour déterminer l'étendue des sédiments pollués, pour déterminer les concentrations en contaminants ayant un effet sur la vie aquatique et pour décrire les relations écologiques entre les sédiments et la vie aquatique. Cette méthode est utilisée dans le New Jersey (voire paragraphe 4.1.4 et annexe B-3 (fiche 3)), et semble t il aux Pays Bas dans de récents travaux.

3.7. L'APPROCHE SLCA BASÉE SUR LES NIVEAUX DE CONCENTRATION

L'approche « Screening Level Concentration Approach » est basée sur l'observation d'effets biologiques et est applicable aux organismes benthiques (Neff *et al.*, 1986). Elle utilise des données biologiques et chimiques concordantes recueillies lors d'études de terrain pour calculer une SLC (Screening Level Concentration). La SLC est une estimation de la concentration de contaminant la plus importante qui peut être tolérée par une proportion prédéfinie d'espèces benthiques.

La définition des SLC est basée sur l'utilisation de bases de données contenant des informations sur des concentrations de polluants dans les sédiments et l'occurrence d'organismes benthiques dans ce même sédiment. Pour chaque organisme benthique pour lequel des données adéquates existent, une SSLC (Species Screening Level Concentration) est calculée. La SSLC est déterminée en représentant la fréquence de distribution des concentrations en polluants sur tous les sites où l'espèce est présente (le nombre minimal pour déterminer une SSLC est de 10 sites). Le 90ème percentile de la distribution est utilisé comme SSLC de l'espèce étudiée. Par la suite toutes les SSLC de toutes les espèces sont compilées en fréquence de distribution de manière à déterminer la concentration que 95% des espèces peuvent tolérer. Cette concentration correspond à la SLC.

Une représentation graphique illustre ce calcul en Fig. 1 page suivante.



a. Calcul des teneurs de dépistage pour chaque espèce et pour chaque contaminant (SSLC)

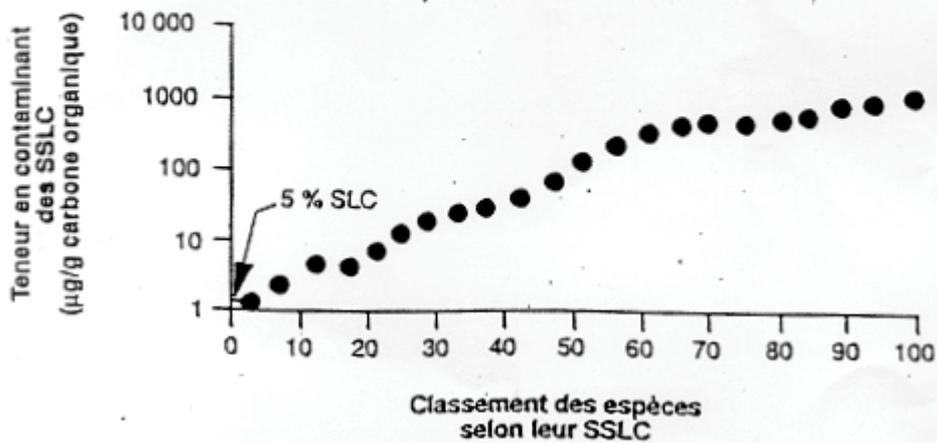


Fig. 1 - Calcul des teneurs de dépistage SSLC et SLC

L'avantage de cette méthode réside dans la fiabilité des données utilisées. Elle peut être utilisée pour développer des valeurs guides pour tous les contaminants pour lesquelles des méthodes analytiques existent. De plus, cette méthode est basée sur la prise en compte d'effets biologiques pour des organismes marins et peut être adaptée à un site spécifique.

Les **limites** de cette méthode sont liées aux hypothèses suivantes :

- la distribution des organismes benthiques est en relation avec le niveau de contamination des sédiments. Elle ne tient pas compte des autres paramètres qui peuvent modifier la distribution des organismes (taille des particules, courant, gradient de salinité, interactions inter-espèces...);
- les effets biologiques sont représentés uniquement par l'absence de population ; les relations doses-réponses sont ignorées ;
- impossibilité d'établir une relation de cause/effet directe entre n'importe lequel des contaminants et les organismes benthiques. En effet, il est rare qu'un seul contaminant soit présent, les effets observés résultent de l'action de plusieurs contaminants. Ainsi, les SLC correspondent à un effet associatif de contaminants et des effets biologiques en résultant ;
- le nombre de données nécessaires pour définir ces SLC : données provenant d'au moins 10 ou 20 sites où les concentrations en polluants et la distribution d'au moins 20 espèces benthiques seront étudiées. Il est rare d'avoir autant de données disponibles pour chaque contaminant (MacDonald, 1994).

Cette méthodologie a été développée aux États-Unis pour dériver des SQG de composés organiques non polaires dans les sédiments marins ou d'eau douce (Neff *et al.*, 1986). Il semble que cette approche n'ait été que peu utilisée pendant ces dernières années. L'Ontario a développé un protocole pour dériver des valeurs guides de qualité des sédiments, basé sur cette approche (Persaud *et al.*, 1990) comme présenté dans le paragraphe 4.2.1. et dans l'annexe B-4 (fiche 4).

Les critères provisoires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent ont aussi utilisé cette approche qui est développée dans le paragraphe 4.2.2. et dans l'annexe B-5, (fiche 5).

3.8. L'APPROCHE AETA BASÉE SUR LES SEUILS D'EFFETS SIGNIFICATIFS

L'approche « Apparent Effects Treshold Approach » a été développée par Tetra Tech Inc.(1986) pour la zone du Puget Sound dans l'Etat du Washington. Elle est basée sur l'établissement de relations entre la concentration en contaminant mesurée dans les sédiments et les effets biologiques observés sur les organismes benthiques. Elle a pour but de définir la concentration en polluant dans les sédiments au-dessus de laquelle des effets biologiques significatifs sont toujours observés. Les effets biologiques observés englobent notamment les effets toxiques sur les espèces benthiques et pélagiques, les changements dans l'abondance des espèces invertébrées benthiques ainsi que les changements dans la structure des communautés des espèces invertébrées benthiques.

Un des principaux **avantages** de cette méthode est sa capacité à utiliser une grande variété d'effets biologiques mesurés *in situ* ou lors de test de toxicité en laboratoire. Un exemple des bioessais utilisés et des effets biologiques pris en

compte dans l'application de la méthode AETA dans l'Etat du Washington est cité ci-dessous, (Tabl. 3), (Batts *et al.*, 1997).

Tabl. 3 - Exemples de bioessais réalisés dans le cadre de l'approche AETA

Bioessais	Effet biologique
Hyalella azteca	Mortalité
Microtox	Réduction d'émission lumineuse
Divers	
Ceriodaphnia dubia	Mortalité
Ceriodaphnia dubia	Reproduction
Chironomus tentans	Mortalité
Chironomus tentans	Croissance
Chironomus tentans	Emergence
Daphnia magna	Mortalité
Daphnia pulex	Mortalité
Hexagenia limbata	Mortalité

Elle peut être utilisée pour développer des valeurs guides pour tous les contaminants pour lesquels une méthode analytique existe.

Une **des limites** de cette approche est qu'elle nécessite des informations détaillées sur le site étudié concernant la relation entre les concentrations et les effets biologiques. Cette approche est similaire à l'approche SLCA. Cependant, elle semble plus adaptée à l'établissement de SQG car elle prend en compte des effets biologiques plus sensibles et en plus grand nombre.

Cette approche ne fournit pas de relations cause/effet définitives. L'évaluation des données est basée sur l'établissement de relations entre la concentration en contaminants dans les sédiments et les effets biologiques. Par ailleurs, l'utilisation directe des valeurs issues de cette approche (AET) en tant que SQG peut conduire à la sous-protection des ressources biologiques. En effet, les AET correspondent aux teneurs en contaminant au-dessus desquelles des effets biologiques sont toujours observés. Dans certaines conditions, cette approche peut sur-protéger les ressources aquatiques (organismes aquatiques). C'est le cas, quand la substance étudiée varie simultanément avec les autres substances qui sont réellement responsables de l'effet observé.

Cette approche a été utilisée dans l'Etat du Washington dans le programme « Puget Sound Dredged Disposal Analysis Program » pour évaluer la qualité des sédiments dragués et redéposés dans l'Océan (Puget Sound Dredged Disposal Analysis, 1989). Le Washington State Department of Ecology a établi des standards de gestion des sédiments marins utilisant cette approche. Le Washington State Department of Ecology a également développé des valeurs de qualité des sédiments d'eau douce (Batts *et al.*, 1997). Ceci est développé dans le paragraphe 4.1.5. et dans l'annexe B-6 (fiche 6).

Le Sediment Criteria Subcommittee (1989) indique que cette approche est appropriée pour développer les SQG spécifiques au site, mais ne doit pas être utilisée pour développer des SQG nationales (Valeurs guides devenant alors génériques). Un exemple est présenté à la Fig. 2 ci-dessous pour le cas du cuivre.

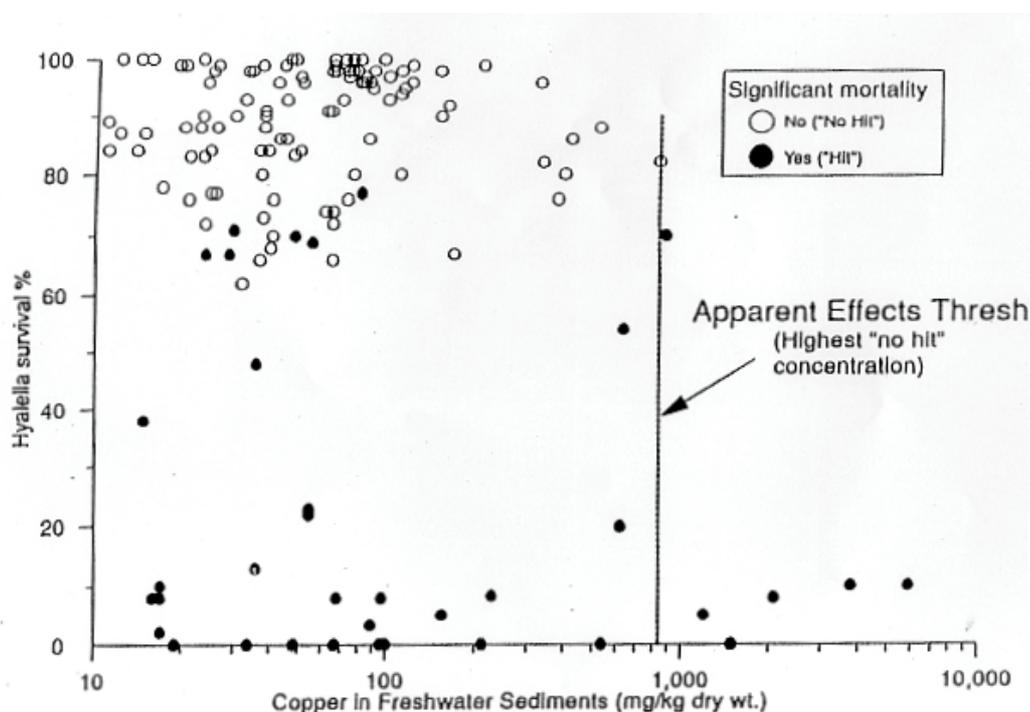


Fig. 2 - Seuils d'effets significatifs - *Hyalella* Apparent Effects (AET) - copper

3.9. L'APPROCHE WEA BASÉE SUR LE SOUCIS D'HOMOGENÉITÉ

L'approche « Weight of Evidence Approach » a été développée à l'origine pour fournir des outils informels pour évaluer les données de sédiments collectées dans le National Status and Trends Program (NSTP) du National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Long and Morgan, 1990). Elle est décrite dans l'annexe B-7 (fiche 7).

Cette méthode consiste à compiler les données en provenance de 3 approches :

- l'approche Equilibre de Partage (EqP) ;
- l'approche Spiked-sediment Bioassay Approach (SSBA) ;
- d'autres approches d'évaluation à partir de données biologiques et chimiques collectées dans des études (exemple : approche SCL, approche AET...).

Toutes les informations recueillies dans la base de données ont le même poids d'importance quelle que soit la méthode utilisée pour développer la valeur.

Les données sont triées de manière à évaluer leur applicabilité dans la base de données. Le tri s'effectue à partir du type et de l'importance de l'effet mesuré ainsi que de la concordance entre les données chimiques et biologiques. Les données qui ne montrent pas de concordances entre les variables chimiques et biologiques sont incorporées dans la base de données mais ne sont pas utilisées dans la base lors du traitement informatique des données (Long, 1992).

Pour chaque enregistrement dans la base de données, les informations suivantes sont détaillées (Batts *et al.*, 1997):

- lieu de l'étude ;
- espèces affectées ;
- effets mesurés ;
- distribution de la taille des particules ;
- facteurs de biodisponibilité des contaminants ;
- concentration des contaminants ;
- descripteur : "effets" ou "pas d'effets" basé sur le degré de concordance d'une concentration chimique et d'un effet biologique ;
- descripteur : "no gradient (NG)", "small gradient (SG)", "no concordance (NC)" ou "no effect (NE)".

Les données provenant d'échantillons non toxiques ou sans effet constituent les valeurs de « fond ». Les données pour lesquelles des effets biologiques défavorables sont associés à une élévation de la concentration sont identifiées et classées en ordre croissant de concentration en polluant. Pour chaque polluant, le 10^{ème} et le 50^{ème} percentile inférieur sont déterminés.

La valeur correspondant au 10^{ème} percentile constitue l'ER-L Effects Range Low ou Valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet, valeur seuil inférieure au-dessus de laquelle des effets défavorables surviennent sur les espèces et stades de vie les plus sensibles.

La valeur correspondant au 50^{ème} percentile constitue l'ER-M Effect Range Median ou Valeur médiane de la gamme de teneur produisant un effet, deuxième valeur seuil au-dessus de laquelle des effets défavorables sont fréquemment ou presque toujours observés pour la plupart des espèces.

Ces valeurs constituent des valeurs guides de qualité des sédiments informelles (Long and MacDonald, 1992).

L'**avantage** le plus important de cette approche réside dans le fait qu'elle apporte l'abondance des faits de l'information disponible pour l'établissement de valeurs. Cette approche permet de regrouper et synthétiser des données reliant concentrations/effets biologiques. Elle peut être mise en œuvre à partir des données existantes et ne nécessite pas d'analyses de laboratoire. La base de

données peut être élargie par les valeurs mises au point par d'autres juridictions. L'approche permet de prédire les effets biologiques attendus à une concentration donnée de polluant (MacDonald, 1994).

La **limite** principale de l'approche est liée à la qualité et la compatibilité des données disponibles. En général, les données sont issues de laboratoires divers utilisant des procédures analytiques différentes, sur des types de sédiments différents, sur des espèces différentes, en s'intéressant à des effets différents. Des biais ont donc pu être introduits sans qu'on s'en soit rendu compte. Des effets peuvent également être attribués à un seul polluant alors qu'ils résultent en réalité d'une combinaison d'effets de plusieurs polluants. Pour certains polluants pour lesquels les données sont limitées, seuls des éléments de toxicité aiguë ont pu être pris en compte et les valeurs ainsi dérivées sont peut-être inappropriées. De plus, la compilation et l'évaluation des données est très laborieuse (MacDonald, 1994).

Selon l'Office of Response and Restoration du National Ocean Service du NOAA - National Oceanic and Atmospheric Administration (1999), des valeurs existent actuellement pour 9 éléments traces, 13 hydrocarbures aromatiques polycycliques et 3 composés organiques chlorés.

Selon Long et Morgan (1990), la base de données mise au point par le NOAA nécessite bien plus de données pour pouvoir émettre un avis favorable sur l'approche. Néanmoins, ces valeurs informelles ont été utilisées dans de nombreuses applications telles que l'évaluation des sites pollués.

3.10. APPROCHES BASÉES SUR L'ÉVALUATION DU RISQUE

Le risque se définit comme la probabilité qu'un effet indésirable se réalise dans des conditions d'exposition données. Le modèle d'évaluation des risques pour la santé humaine repose sur la présence concomitante de trois paramètres :

- 1) une source de substances dangereuses,
- 2) un transfert de ces substances (via un « vecteur ») vers un point d'exposition,
- 3) la présence de cibles (santé humaine, écosystèmes, ressources en eau, ...) situées au point d'exposition.

L'absence d'un de ces trois paramètres conduit à l'absence de risque. Ainsi, s'il n'y a pas transfert ou contact entre la source et la cible, il n'y a pas de risque, même si le danger (lié à la source) est toujours présent.

La caractérisation des risques sanitaires passe donc par la réalisation des quatre étapes suivantes :

- identification des dangers ;

- définition des relations dose-effet (toxicologie) ;
- évaluation de l'exposition des populations concernées ;
- caractérisation des risques, c'est-à-dire des doses d'exposition aux valeurs toxicologiques de référence et discussion des incertitudes.

Cette approche est utilisée en Californie pour évaluer le risque pour l'homme, en combinaison avec les approches d'équilibre de partage et l'approche Tissue Residue Approach - TRA qui permettent d'estimer la quantité de polluants provenant des sédiments présents dans les organismes marins qui seront ingérés par l'homme. Cette méthode est décrite dans le paragraphe 4.1.3.

L'**avantage** de cette approche est que, dans un domaine où les connaissances scientifiques sont incomplètes et les sources d'incertitudes sont nombreuses, l'évaluation des risques est une méthode d'analyse structurée. Les éléments d'informations sont collectés, ordonnés et évalués, et ce afin de quantifier le risque d'une manière transparente. Par ailleurs, l'évaluation des risques doit permettre au gestionnaire d'agir avec la meilleure visibilité possible sur les situations de pollution, en connaissant l'influence sanitaire et / ou environnementale que peut avoir telle ou telle décision.

La **limite** de cette approche est évidemment que la qualité de l'évaluation des risques va être étroitement dépendante de la qualité de l'analyse des incertitudes, partie intégrante de la méthode. Sa mise en place systématique génère par ailleurs des délais et des coûts qui, même s'ils restent adaptés aux enjeux, peuvent apparaître difficile à gérer.

3.11. COMPARAISON DES APPROCHES UTILISÉES POUR LE DÉVELOPPEMENT DE VALEURS DE QUALITÉ DES SÉDIMENTS

Au total, neuf approches principales existent pour l'élaboration de valeurs numériques de qualité des sédiments. Aucune approche à elle seule n'est applicable en toutes circonstances. Chacune doit être évaluée en fonction des besoins auxquels doivent répondre les recommandations de qualité des sédiments.

Le tableau 4, résume les avantages et les limites des différentes méthodes (hors évaluation des risques - MacDonald, 1994).

Tabl. 4 - Avantages et inconvénients des méthodes décrites (MacDonald, 1994)

Approche	Avantages	Limites
SBA	- Des données suffisantes sont généralement disponibles	- Pas de prise en compte des effets biologiques
SSBA	- Basée sur des effets biologiques - Applicables pour tous les types de substances et de sédiments - Permet l'évaluation des causes et des effets	- Données souvent insuffisantes - Coût de mise en œuvre élevés - Méthodes de dopage des sédiments non standardisées
EqPA	- Basée sur des effets biologiques - Applicables pour tous les types de substances et de sédiments - Prise en compte de la biodisponibilité - Approche soutenue par l'US-EPA - Permet l'évaluation des causes et des effets	- Peu de valeurs sont actuellement disponibles - Les critères de qualité de l'eau sur lesquels est basée la méthode ne sont pas toujours disponibles - <i>In situ</i> , les sédiments sont rarement à l'équilibre
TRA	- Simplicité d'application - Prise en compte de la biodisponibilité	- Les valeurs pour la faune sauvage ne sont pas encore disponibles - <i>In situ</i> , les sédiments sont rarement à l'équilibre
SLCA	- Basée sur des effets biologiques - Données généralement suffisantes - Applicables pour toutes les substances et pour la plupart des sédiments	- Impossibilité d'établir des relations cause/effet - Nécessité d'une grande base de données - Pas de prise en compte de la biodisponibilité
SQTA	- Basée sur des effets biologiques - Intégrations des aspects chimiques, de bioessais et d'effets biologiques <i>in situ</i> - Fourni l' « abondance des faits »	- Difficultés de dérivations de valeurs numériques - Méthode laborieuse et coûteuse - Pas de critères statistiques pour l'évaluation de triades (3 types d'études) - Base de données spécifiques au site nécessaire - Impossibilité d'établir des relations cause/effet - Pas de prise en compte de la biodisponibilité
AETA	- Basée sur des effets biologiques - Prise en compte de tous les types de données biologiques - Applicable pour les classes de substances et la plupart des sédiments	- Base de données spécifique au site nécessaire - Impossibilité d'établir des relations cause/effet - Risque de sur- ou de sous-protection - Pas applicable pour l'élaboration de valeurs générales - Pas de prise en compte de la biodisponibilité
WEA	- Basée sur des effets biologiques - Prise en compte de tous types de données biologiques - Applicable pour toutes les classes de substances et la plupart des sédiments - Fournit l'abondance des faits - Résume l'ensemble des données - Application possible avec les données existantes	- Nécessite d'une grande base de données - Impossibilité d'établir des relations cause/effet - Le regroupement d'une multitude de données peut créer des biais dans la base - Pas de prise en compte de la biodisponibilité

L'approche AETA est très semblable à l'approche SLCA puisqu'elles s'appuient toutes les deux sur la relation entre les concentrations mesurées dans les sédiments et les effets biologiques observés correspondants. Cependant, la méthode AETA semble être plus appropriée à l'élaboration de recommandations de qualité des sédiments que l'approche SLCA, car elle prend en compte des mesures d'effets biologiques plus variées et plus sensibles. Cependant la méthode AETA a été développée par Tetra Tech Inc. en 1986 pour permettre l'élaboration de recommandations de qualité des sédiments spécifiques au Puget Sound dans l'Etat de Washington. Il est recommandé que cette méthode ne soit pas utilisée pour créer des recommandations générales, applicables au niveau national.

L'US-EPA (1986) préconise la méthode WEA comme alternative à la méthode de l'équilibre de partage (EqPA). La corrélation entre les concentrations en mercure, en nickel, en PCB et DDT et l'incidence des effets sont très faibles. La méthode est donc peu précise pour ces éléments.

La méthode SSBA est utilisée au Canada par le Bureau des Recommandations et des Normes (CCME,1995) pour confirmer et renforcer les valeurs issues de la méthode WEA.

La méthode EqPA est l'une des méthodes les plus utilisées pour le développement de critères de qualité des sédiments. Elle est très utilisée aux Etats-Unis, notamment par l'US-EPA.

MacDonald (1994) a réalisé une évaluation de huit méthodes différentes (hors évaluations des risques) qui est résumée dans le tableau suivant (Tabl. 5).

Tabl. 5 - Evaluation des approches de dérivation de valeurs guide de qualité des sédiments (MacDonald, 1994)

Critère d'évaluation	SBA	SSTA	EqPA	TRA	SLCA	SQTA	AETA	WEA
Aspect pratique								
Permet la dérivation de valeurs numériques	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Faisabilité dans un délai proche	OUI	NON	-	-	-	NON	NON	OUI
Coût								
Coût de mise en œuvre élevé	NON	OUI	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
Nécessite la création de nouvelles données	NON	OUI	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	NON
Approche scientifiquement défendable								
Biodisponibilité prise en compte	NON	OUI	OUI	OUI	NON	NON	O/N	O/N
Relation cause à effet	NON	OUI	OUI	NON	O/N	O/N	O/N	O/N
Basée sur données sur effets biologiques	NON	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Fournit l'abondance des faits	NON	NON	NON	NON	NON	OUI	OUI	OUI
Définit des intervalles plutôt que des valeurs	NON	NON	O/N	NON	NON	NON	NON	OUI
Prise en compte des mélanges de polluants	NON	NON	NON	NON	OUI	OUI	OUI	OUI
Nécessite confirmation par observation de terrain	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Prise en compte des conditions spécifiques à un site	OUI	O/N	O/N	NON	NON	OUI	OUI	NON
Applicable à toutes les classes de polluants	OUI	NON	O/N	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Applicabilité								
Programmes de surveillance	O/N	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI	OUI
Programmes d'identification	O/N	OUI	OUI	O/N	OUI	OUI	OUI	OUI
Programmes d'application de la réglementation	NON	OUI	O/N	NON	O/N	O/N	OUI	O/N
Note d'évaluation	*	***	***	**	**	***	***	****

* : faible ; ** : moyenne ; *** : bonne ; **** : excellente

4. Méthodologies mises en œuvre dans différents pays et programmes spécifiques pour l'élaboration de valeurs de qualité des sédiments

Les différentes méthodologies mises en œuvre dans différents pays (ou provinces) sont détaillées par la suite. Le contexte de leur mise en œuvre (sédiments en place ou sédiments curés) et l'usage qu'il est fait des résultats (déterminer le type de disposition des sédiments curés) sont synthétisés et analysés en fin de chapitre.

4.1. ÉTATS-UNIS

Au niveau de ce pays, il existe des démarches fédérales (paragraphe 4.1.1) et provinciales, *i.e.* propres à certains états (4.1.2 et 4.1.5). Récemment, une équipe de chercheurs a établi une méthodologie qui exploite ces différents critères de qualité pour établir seulement deux critères (Consensus-Based Sediment Quality Guidelines) pour 28 substances chimiques (paragraphe 4.1.6).

4.1.1. Programme SUPERFUND de l'US Environmental Protection Agency

SUPERFUND est le terme utilisé couramment pour désigner le « Federal Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act » (CERCLA). Le programme SUPERFUND a été mis en place en 1980 pour localiser, étudier et réhabiliter les sites contaminés au niveau national. L'EPA administre le programme SUPERFUND en coopération avec différents États et gouvernements. Le bureau qui surveille la gestion du programme est l'Office of Emergency and Remedial Response (OERR).

Les valeurs développées dans le cadre de ce programme doivent permettre d'évaluer la contamination des sites SUPERFUND et aider à la prise de décision concernant le devenir de ces sites (actions de dépollution nécessaires ou non-US-EPA, 1996) mais n'ont pas de statut réglementaire (application uniquement dans le cas de ces sites).

Un logiciel est directement disponible sur le site de l'US-EPA : (http://www.epa.gov/superfund/resources/ecotox/index.htm#use_sftw) ; il permet de fournir des valeurs guide de qualité des sédiments spécifiques à un site donné à partir des paramètres de ce site (dureté, pH de l'eau, carbone organique total...). Ces valeurs sont appelées Ecotox Threshold - ET et correspondent aux concentrations en polluants au-dessus desquelles il existe des impacts écologiques

sévères, imposant des investigations complémentaires. En fonction des polluants considérés, les Ecotox Thresholds sont dérivées de méthodes différentes. Il s'agit de :

- la méthode de l'équilibre de partage (Equilibrium Partitioning, EqP), décrite par l'US-EPA (1993) ce qui aboutit à des Sediment Quality Criteria SQC et des Sediment Quality Benchmark SQB.
- la méthode du NOAA National Oceanic and Atmospheric Administration qui aboutit à des Effect Range-Low ER-L (ou Valeurs Basses de la gamme des teneurs produisant un effet), qui correspond au 10^{ème} percentile inférieur d'une série de données, associant concentration du sédiment en polluant/effet biologique défavorable. Les concentrations inférieures à l'ER-L n'étant généralement pas associées à des effets biologiques néfastes.

Les Ecotox Threshold obtenues présentent l'inconvénient de ne pas être destinés à la protection de l'homme. Ils ne tiennent pas compte de la bioaccumulation et de la bioamplification à travers la chaîne trophique.

4.1.2. Floride

En Floride, le Florida Department of Environmental Protection utilise une méthode WEA modifiée.

Comme pour la méthode de base, des données sont collectées, évaluées et analysées de manière à établir une relation entre la concentration en contaminant dans le sédiment et les effets biologiques adverses associés. De manière à sélectionner les données d'entrée, des critères de qualité de l'étude ont été développés de manière à évaluer l'acceptabilité des expériences, des protocoles de test, des méthodes analytiques et des méthodes statistiques utilisées dans chaque étude. La base de données du National Status Trends Program – NSTP du National Oceanic and Atmospheric Administration – NOAA a ainsi été enrichie par les études réalisées. Sur l'ensemble des données, ont été séparées, celles pour lesquelles un effet adverse a été observé de celles pour lesquelles aucun effet adverse n'a été observé.

La procédure arithmétique utilisée pour dériver les valeurs guides a été conçue pour définir trois intervalles de concentration :

- un intervalle d'effet minimal (minimal effect range) ;
- un intervalle d'effet possible (possible effect range) ;
- un intervalle d'effet probable (probable effect range).

L'intervalle des concentrations en contaminants à l'intérieur duquel des effets adverses biologiques ne sont pas probables a été défini en deux étapes :

Le TEL (Threshold Effect Level), ou niveau d'effet seuil, a été tout d'abord calculé. Il représente la limite supérieure de l'intervalle correspondant aux données d'entrée sans effet. Les concentrations inférieures au TEL ne représentent a priori pas un risque pour les organismes aquatiques.

Le TEL est calculé de la façon suivante : $TEL = \sqrt{(EDS - L) \times (NEDS - M)}$

avec :

- TEL = Threshold Effect Level = Niveau d'effet seuil
- EDS-L = Concentration du 15^{ème} percentile de la série de données à effets
- NEDS-M = Concentration du 50^{ème} percentile de la série de données sans effet

La moyenne géométrique plutôt que la moyenne arithmétique des EDS-L et NEDS-M est calculée car les distributions ne sont pas nécessairement normales (Sokal and Rohlf, 1981). Un exemple de calcul est présenté en appendice 2 de l'annexe B-8 (fiche 8).

Le PEL (Probable Effect Level), ou niveau d'effet probable, a été calculé pour définir la limite inférieure de l'intervalle de concentration **généralement ou toujours** associé à un effet biologique adverse (ex: limite inférieure de l'intervalle d'effet probable).

Le calcul est le suivant : $PEL = \sqrt{(EDS - M) \times (NED - H)}$

avec :

- PEL = Probable Effect Level
- EDS-M = Concentration du 50^{ème} percentile dans la série de données à effets
- NEDS-H = Concentration du 85^{ème} percentile dans la série des données sans effet

L'intervalle des concentrations pouvant être associées à des effets biologiques est délimité par le TEL (limite inférieure) et le PEL (limite supérieure). Dans cet intervalle, des effets biologiques sont possibles sans qu'on puisse prévoir la fréquence d'apparition des effets, leur nature et/ou leur gravité. Lorsque les concentrations d'un site tombent dans cet intervalle, les conditions spécifiques au site jouent un rôle important dans l'expression des effets biologiques, et des investigations supplémentaires sont alors nécessaires pour déterminer si le sédiment présente un risque significatif pour les organismes aquatiques.

Pour chaque substance, la quantité d'information disponible est très variable allant de moins de 20 entrées de données pour le 2,3,7,8-T₄CDD à plusieurs centaines d'entrées pour le cadmium. Pour que les valeurs guides soient élaborées selon le principe de « l'abondance des faits », seules les substances pour lesquelles au moins 20 entrées étaient disponibles dans les deux séries (sans effet et avec effet) ont pu aboutir à des valeurs guides.

Cette approche correspond à la fiche présentée en annexe B-8 (fiche 8).

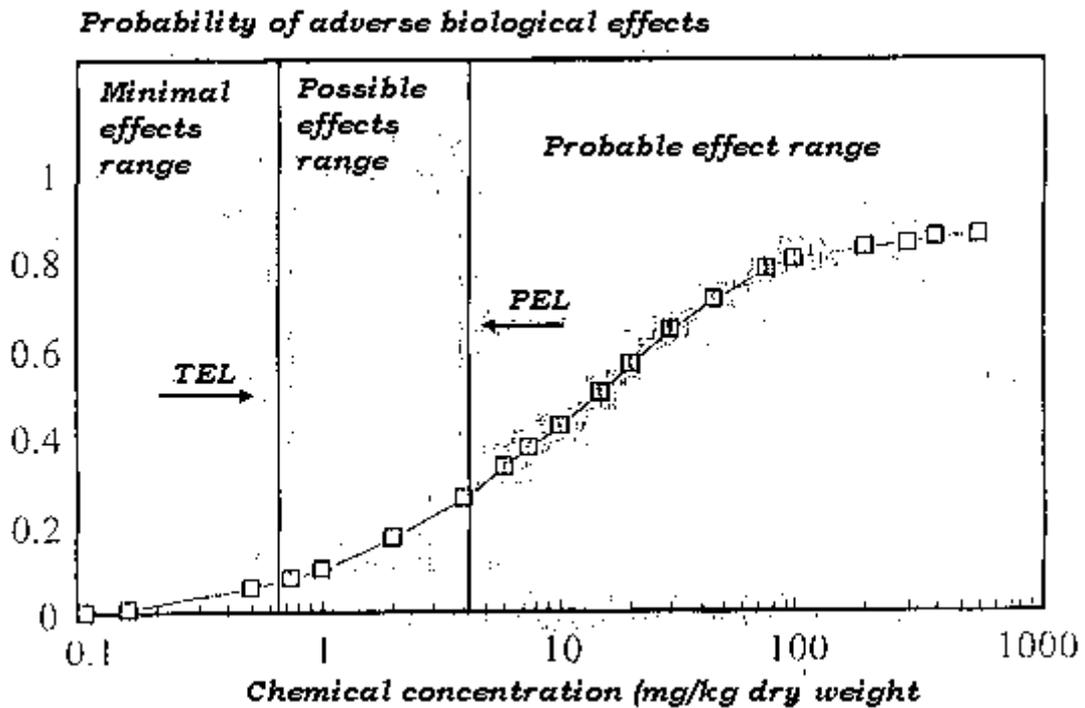


Fig. 3 - Représentation schématique des probabilités d'observer des effets biologiques

Cette méthode présente de **nombreux avantages**. L'approche est basée sur un grand nombre de données dont le mode de sélection rigoureux augmente la crédibilité. Elle prend en compte les niveaux de concentrations entraînant des effets adverses et les niveaux de concentrations n'entraînant pas d'effets adverses. L'approche WEA ne cherche pas à établir des valeurs absolues d'évaluation de qualité des sédiments, mais plutôt à délimiter des intervalles de concentration à l'intérieur desquels l'apparition d'effets biologiques adverses est probable, possible ou peu probable. On peut obtenir ainsi la probabilité d'observer un effet à une concentration donnée. L'approche WEA est pratique et permet de donner des valeurs de qualité de sédiments directement applicables sur le terrain.

Les **limites** de la méthode sont les suivantes. La biodisponibilité des contaminants des sédiments n'est pas prise en compte par manque de données sur la taille des particules, sur le taux de carbone organique dans de nombreuses études. Ceci peut aboutir à une sur- ou sous-protection des organismes aquatiques. Les niveaux de métaux sont normalisés par rapport aux concentrations en aluminium des sédiments (valables pour ce qui est des formations de type argileuse). La prise en compte de la biodisponibilité permettrait d'affiner les valeurs guides préliminaires. L'approche ne tient pas compte des effets des différents dérivés d'une substance et ne soutient donc pas totalement l'évaluation quantitative des relations cause-effet entre les concentrations en polluant et les réponses biologiques. Peu de données

sont disponibles sur la toxicité chronique des contaminants associés aux sédiments sur les organismes marins et estuariens.

Cette méthode a également été utilisée pour l'élaboration de valeurs guides en Californie et au Canada (Smith and MacDonald, 1994).

4.1.3. Californie

La méthode décrite ci-dessous est celle de l'Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) de la California Environmental Protection Agency.

Il s'agit d'une méthode mixte basée sur l'approche TRA (Tissue Residue Approach), qui suppose que les contaminants s'échangent librement entre le carbone organique des sédiments et les lipides des différents organismes, et sur l'approche d'évaluation des risques. Cette méthode est décrite dans l'annexe B-2 (fiche 2).

Cette méthode permet d'élaborer des Objectifs de Qualité des Sédiments (SQO) pour protéger la vie aquatique et la santé humaine des effets liés à la présence de contaminants chimiques qui s'accumulent dans les sédiments.

Elle consiste tout d'abord à sélectionner des contaminants prioritaires, des listes étant élaborées par l'US-EPA (US-EPA, 1991), à identifier les valeurs toxicologiques de référence pour les risques systémiques et cancérigènes et à développer différents scénarios d'exposition humaine en fonction de la consommation de produits de la mer (poissons, coquillages). Des sous-populations peuvent être prises en compte (pêcheurs, enfants, groupes ethniques...). L'OEHHA utilise un scénario d'exposition qui suppose la consommation de 23 g de produits de la mer par jour. En fonction des VTR (valeur toxicologique de référence) et des scénarios, un niveau maximal de contaminant autorisé dans les poissons et coquillages est déterminé. Pour cette étape, le SWRCB (State Water Resources Control Board) s'est inspiré de la méthode de calcul de l'US-EPA pour des Reference Tissue Concentrations (RTC) pour les produits de la mer, décrite dans le « Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control » (US-EPA, 1991).

Des modèles de bioaccumulation appropriés sont ensuite utilisés pour prévoir l'accumulation des contaminants des sédiments dans les poissons et coquillages. La bioaccumulation des contaminants des sédiments doit être modélisée tout au long de la chaîne trophique. Les types de modèles pouvant être utilisés sont les suivants (Brodberg *et al.*, 1993) :

- Estimation de la bioaccumulation à partir de la bioconcentration et d'un multiplicateur de la chaîne trophique;
- Bioaccumulation estimée à partir de données de terrain ;

- Modèle de bioaccumulation fondé sur un facteur d'accumulation (Approche du Partage à l'Equilibre EqP) ;
- Modèle de bioaccumulation de l'US Army Corps of Engineers pour le dragage (Approche EqP modifiée) ;
- Modèle d'équilibre de la chaîne trophique ;
- Modèle cinétique d'accumulation.

Les différents modèles de bioaccumulation sont décrits ci-après dans la fiche n° 2.

Ici, les modèles basés sur l'équilibre de partage ne sont pas basés sur les approches EqPA, fondée sur l'équilibre de partage sédiment/eau, mais sur l'approche TRA, fondée sur l'équilibre de partage sédiment/lipides des organismes aquatiques.

Les estimations de bioaccumulation sont évaluées avec l'appui de données de terrain et de laboratoire. Sur la base de ces valeurs de bioaccumulation, les niveaux dans les sédiments qui entraîneraient des niveaux maximaux dans les tissus sont calculés. Les niveaux dans les sédiments ainsi déduits constituent des Objectifs de Qualité des Sédiments (SQO) basés sur les effets sanitaires chez l'homme.

Bien que l'évaluation du risque et la modélisation de la bioaccumulation soient basées sur des principes scientifiquement reconnus, les nombreuses hypothèses et extrapolations introduites dans l'application de la méthode entraînent de nombreuses incertitudes (Utilisation de valeurs toxicologiques de références déterminées sur des animaux de laboratoire appliquées à l'homme, estimation de la consommation en produits de la mer, incertitudes des modèles de bioaccumulation...) (Brodberg *et al.*, 1993).

4.1.4. New Jersey

L'approche utilisée par le Bureau of Environmental Evaluation and Risk Assessment, Environmental Toxicology and Risk Assessment (BEERA/ETRA) du New Jersey Department of Environmental Protection dans le Site Remediation Program est une approche « triade » variante de l'approche SQTA Sediment Quality Triad Approach. Cette méthode est décrite dans l'annexe B-3 (fiche 3).

Cette méthode combine trois types de données :

- **mesure de la concentration en contaminant** via des procédures analytiques standards ou spécifiques (décrites dans le NJAC. 7 : 26E-2) et comparaison avec des valeurs existantes telles que les LEL (Lower Effect Level) de l'Ontario décrites par Persault *et al.* (1993), les ER-L (Effect-Range Low) décrites par Long *et al.* (1995) ou à d'autres valeurs en fonction de la classe de polluant étudié (voir annexe B-4, (fiche 4)). Les ER-L et LEL ne sont pas des

valeurs seuils à partir desquelles on envisage la dépollution des sédiments. Ce sont des valeurs de dépistage à partir desquelles un risque se présente pour la communauté benthique. Des investigations complémentaires sont alors nécessaires (tests de toxicité, étude sur les macroinvertébrés, analyses de tissus).

- **mesure de la toxicité et de la biodisponibilité** via des tests de toxicité et des analyses de résidus de tissus : Des organismes tests sont exposés à un sédiment et les effets de la contamination sur la survie (toxicité aiguë), la croissance, la reproduction (toxicité sub-chronique) sont observés. Les protocoles à suivre sont décrits par l'ASTM (1992), l'US-EPA (juin 1994 ; septembre 1994). L'analyse des tissus de proies permet d'évaluer les teneurs en contaminants consommés par les espèces prédatrices. On obtient ainsi une estimation de la dose d'exposition pour les espèces prédatrices concernées qu'on peut comparer avec la Dose Sans Effet DSE (NOAEL No Adverse Effect Level) et/ou la LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level). Les protocoles d'analyse de résidus de tissus sont décrits par l'US Department of Commerce (1993) et l'US-EPA (1993).
- **évaluation de la population benthique** via des procédures de bioévaluation et d'étude des communautés. Cette étude permet d'évaluer la santé des systèmes aquatiques associés à l'investigation de sites contaminés par des déchets toxiques. Elle fournit la preuve que les effets observés sont liés aux contaminants de l'environnement. Les organismes macroinvertébrés sont sédentaires et sont sensibles à des changements de la qualité des sédiments et de l'eau à long terme et à court terme. Les protocoles sont décrits par l'US-EPA (1989 ; novembre 1990 ; 1997).

L'objectif est d'établir des valeurs-guides pour l'évaluation de la qualité des sédiments qui pourront être utilisées dans l'évaluation des risques toxicologiques associé aux sites contaminés sous la juridiction du Site Remediation Program (SRP).

Cette méthode présente l'**avantage** d'apporter « l'abondance des faits » et d'être applicable à tous types de sédiments.

Sa **limite** réside dans le fait qu'elle utilise des valeurs déjà existantes (LEL et ER-L) (NJDEP, 1998). Il conviendrait en fait que les valeurs de bases utilisées soient réévaluées dans l'objectif assigné pour l'utilisation de ces valeurs guides.

4.1.5. Washington

L'Etat du Washington possède des normes de gestion des sédiments ou Sediment Management Standards (Washington State Department of Ecology, 1995) qui s'applique aux sédiments marins et continentaux. L'élaboration de ces normes est basée sur l'approche AETA - Apparent Effect Threshold Approach.

Le développement de valeurs de qualité des sédiments spécifiques à l'eau douce permet de prédire les impacts sur les organismes exposés aux sédiments contaminés. Les valeurs obtenues par cette méthode constituent des valeurs préliminaires qui pourront être proposées aux différentes agences tels que l'US EPA et le Washington State Department of Ecology. Ces valeurs ont donc comme objectif la protection de la faune. Cette méthode décrite par Batts *et al.* (1997) est la même que celle mise en œuvre pour la réalisation des valeurs du Sediment management standard (Cf. annexe B-6 (fiche 6)).

Un exemple est présenté à la Fig. 4 ci-dessous.

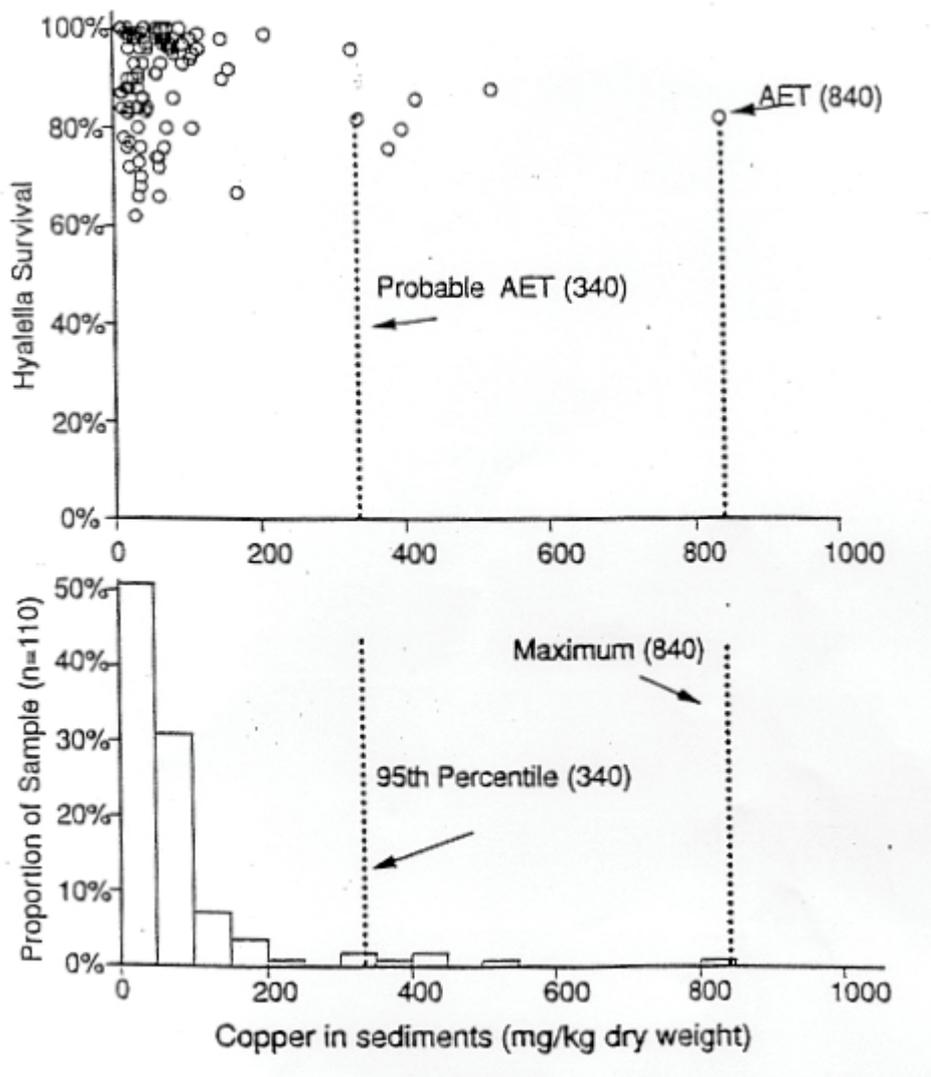


Fig. 4 - Derivation of PAET at 95th percentile of "non-hits"

La méthode comprend les étapes suivantes :

- Les données d'études appropriées (publications...) sont collectées, ces études devant présenter des résultats d'analyses chimiques de sédiments et des résultats de bioessais pour des échantillons prélevés de façon proche dans le temps et dans l'espace. Le type d'études comprennent des bioessais sur *Hyalella azteca*, des tests Microtox (voir annexe B-7) et des bioessais sur diverses espèces (*Ceriodaphnia dubia*, *Chironomus tentans*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*...).
- Une procédure d'assurance qualité permet de vérifier l'acceptabilité des données (PTI, 1989). Chaque étude est notée de A à F selon les caractéristiques du protocole. Cette note ne reflète pas la qualité des données mais la façon dont les procédures d'assurance-qualité sont prises en compte.
- Les données sont regroupées dans une base de données (FSEDQUAL Freshwater SEDiment QUALity) qui est une version adaptée de la base SEDQUAL utilisée pour les sédiments marins dans l'élaboration des SMS ou Sediment Management Standards.
- Les données sont ensuite analysées. La signification statistique des effets biologiques a été calculée pour toutes les séries de données. Le pourcentage de survie a été également étudié dans des stations à teneur du « bruit de fond » (sauf pour le bioessai Microtox). Ce pourcentage a été testé pour savoir si la distribution était normale (Test de Wilkison). Pour les distributions normales, les données ont été comparées par un test T. Pour les distributions non normales, elles ont été comparées par le test de Mann-Whitney. Pour les bioessais Microtox, les échantillons tests ont été comparés aux échantillons de référence par le test T. Seuls les échantillons donnant au moins 20 % de réduction d'émission lumineuse et étant significativement plus faible que les témoins sont retenus comme ayant des effets biologiques significatifs.
- Les valeurs sont ensuite dérivées: 2 types de valeurs sont créées et évaluées /
 - Les **Apparent Effect Threshold** - AET ou seuil d'effet apparent : concentration d'une substance au-dessus de laquelle un effet biologique statistiquement significatif ($p < 0,05$), comme la mortalité, est presque toujours attendu. C'est la limite la plus élevée de ce qu'un organisme peut tolérer. Les AET sont basées sur les concentrations les plus élevées pour lesquelles il n'y a pas d'effet significatif, or les résultats dépendent de l'endroit et du nombre d'échantillons prélevés et testés.
 - Les **Probable Apparent Effect Threshold** PAET ou seuil d'effet apparent probable : c'est le 95^e percentile des valeurs de tous les lieux de prélèvement pour lesquels il n'y a pas d'effets biologiques significatifs et des concentrations supérieures au niveau d'effet significatif observé le plus bas.
- Les valeurs ainsi dérivées sont ensuite évaluées. L'aptitude des valeurs à prédire les effets biologiques a été étudiée. Le nombre de lieux de prélèvements de la base de données pour laquelle les teneurs chimiques ont prédit des effets biologiques a été comparée au nombre de stations présentant des effets biologiques mesurés. La sensibilité, la fiabilité et l'efficacité ont été calculées. (L'efficacité est définie comme suit : nombre de stations où les

impacts ont été correctement prédits / nombre total de stations prédites d'être impactées).

- Enfin, les valeurs obtenues ont été comparées à des valeurs établies par d'autres organismes (SEL (Persaud, 1994), SQC (EPA, 1993), SEN (Environnement Canada et Ministère de l'Environnement de l'Ontario, 1992)...).

Les PAET présentent l'avantage de donner des valeurs indépendantes du nombre et des caractéristiques des stations étudiées.

4.1.6. Consensus-Based Sediment Quality Guidelines

MacDonald *et al.* (2000) ont proposé d'unifier tous les critères existants portant sur la qualité des sédiments d'eau douce selon la méthodologie indiquée ci-après. Il convient de rappeler qu'il s'agit là encore de critères de qualité visant à la protection des écosystèmes.

Deux nouveaux critères sont établis :

- le TEC (threshold effect concentration), concentration en dessous de laquelle il n'est pas attendu d'effet néfaste pour les organismes fouisseurs. Ce critère est calculé par la moyenne géométrique des TEL (threshold effect level), LEL (lowest effect level), ERL (effect range low value) et MET (minimal effect threshold) d'un contaminant.
- le PEC (probable effect concentration), concentration au dessus de laquelle des effets néfastes sont attendus plus fréquemment que le contraire. De même, ce critère est obtenu par moyenne géométrique des PEL (probable effect level), ERM (effect range medium value), SEL (severe effect levels) et TET (toxic effect threshold) d'un contaminant.

Quelques exemples de ces TEC et PEC sont rappelés dans le Tabl. 6.

Ces critères ont ensuite été comparés à des analyses chimiques de sédiments pour lesquels des tests écotoxicologiques avaient été menés. Quand la teneur mesurée est inférieure à la TEC, le sédiment est prévu comme non toxique. A l'exception du mercure, près de 80% des sédiments ont été ainsi correctement prédits (pas d'écotoxicité identifiée). Quand la teneur mesurée est supérieure à la PEC, le sédiment est prévu comme toxique. C'est effectivement le cas à plus de 90% pour la plupart des substances étudiées.

Les auteurs proposent également une procédure permettant d'évaluer les effets des mélanges en créant un indice (selon la méthodologie de Long *et al.*, 1998), le QuotientPEC : La concentration observée dans le sédiment en un élément est divisée par la valeur de PEC correspondante et ce, pour autant d'élément analysé dans le sédiment et dont la PEC est disponible. Ces ratios sont sommés puis divisés par le nombre d'éléments étudiés afin de comparer entre eux différents sédiments n'ayant pas subi la même gamme d'analyse.

$$\text{QuotientPEC} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n}$$

Pour un quotientPEC inférieur à 0.1, les sédiments sont effectivement non toxiques dans 90 % des cas (test sur 347 sédiments).

Tabl. 6 - Consensus-based Sediment Quality Guidelines . Valeurs des TEC et PEC (extraits de MacDonald et al., 2000) exprimées en mg/kg de matière sèche.

substance	TEC threshold effect concentration	PEC probable effect concentration
As	9.79	33
Cd	0.99	4.98
Cr	43.4	111
Cu	31.9	149
Hg	0.18	1.06
Ni	22.7	48.6
Pb	35.8	128
Zn	121	459
Total PCB	0.06	0.6
Fluoranthène	0.42	2.23
Benzo(a) pyrène	0.15	1.45
Total HAP	1.6	22.8

Ces critères de qualité établis essentiellement à partir de données américaines sont proposés à la communauté internationale. Ils ont été retenus par Babut et Perrodin (2001) dans le cadre de l'évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage (à partir du quotientPEC) ainsi que pour l'établissement des seuils du SEQ-sédiment (valeurs de TEC, PEC ; voir page 71, § 4.7.1).

4.2. CANADA

De même qu'aux Etats – Unis, différentes approches ont été mises en place selon les provinces (paragraphe 4.2.1 à 4.2.2) ou au niveau fédéral (4.2.3.).

4.2.1. Ontario

Le Ministère de l'Environnement de l'Ontario a développé des valeurs guides de qualité des sédiments pour les sédiments continentaux (MEO, 1993) dans le but de protéger l'environnement aquatique et intervenant dans les opérations de dragage, dans la prévention de la contamination et les prises de décision concernant la dépollution. La méthode est présentée en annexe B-4 (fiche 4).

Des valeurs sont déterminées afin de créer des intervalles qui correspondront à une action de gestion. Les valeurs sont calculées de la manière suivante.

- No Effect Level : Les No Effect Level NEL sont établies à partir **de l'approche de Equilibre de partage (EqP)**. Il s'agit du niveau pour lequel aucun effet toxique n'est observé sur les organismes aquatiques. Les références sédiment sont établies à partir des référence eau : les PWQGs (Provincial Water Quality Guidelines), tout comme l'EPA a utilisé des Water Quality Criteria (voir paragraphe 3.4.). Actuellement, les coefficients de partage faibles peuvent être établis seulement pour les composés organiques non polaires. Ainsi, les No Effect Level ne peuvent pas être calculées pour les métaux et les composés organiques polaires.
- Lowest Effect Level et Severe Effect Level : Ces Lowest Effect Level - LEL et les Severe Effect Level - SEL sont déterminées par l'approche Screening Level Concentration Approach (SLCA) pour tous les types de contaminants, exclusivement fondée sur des observations de terrain. Les concentrations seuils par contaminant sont estimées à partir d'une base importante de données de concentrations chimiques et de distribution d'invertébrés benthiques. Cette approche, réalisée en deux étapes, repose sur l'observation d'une dizaine de sites au moins, où toutes les espèces présentes (au minimum 20) doivent être précisément déterminées :
 - 1^{ère} étape : définition de concentrations seuils par espèce, en établissant la distribution des concentrations d'un contaminant mesurées sur chaque site où l'espèce considérée est présente. La concentration de dépistage pour l'espèce considérée est définie comme le 90^{ème} percentile de cette distribution (SSLC).
 - 2^{ème} étape : les teneurs de dépistage sont regroupées graphiquement par ordre croissant de concentrations, pour toutes les espèces présentes. La concentration de dépistage ou SLC est un percentile de la distribution des SSLC, et représente la concentration la plus élevée tolérée par un pourcentage d'espèce donné.

- Lowest Effect Level : Ces valeurs-guides sont obtenues en calculant le 5^{ème} percentile de la SLC (teneur en dessous de laquelle sont situées 5% des SSLC). C'est le niveau de contamination qui peut être toléré par la majorité des organismes benthiques.
- Severe Effect Level : Ces valeurs-guides sont obtenues en calculant le 95^{ème} percentile de la SLC (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des SSLC). Ce sont les niveau pour lesquels une perturbation des populations benthiques peut être attendue. Il s'agit de la concentration en polluant pour laquelle la majorité des espèces benthiques serait détruite.

Ces valeurs permettent d'évaluer la qualité des sédiments. Une teneur inférieure au NEL signifie que le sédiment est non contaminé. Pour une teneur comprise entre le NEL et le LEL, aucune décision de gestion des sédiments n'est nécessaire. Si la teneur est supérieure au LEL et inférieure au « bruit de fond » aucune action n'est entreprise. Si la teneur est supérieure au LEL et supérieure au « bruit de fond », des tests biologiques doivent déterminer si la vie aquatique est menacée et une décision de dépollution ou de surveillance des sédiments concernés est prise. Si la teneur est supérieure à la SEL, comme précédemment, les décisions dépendront de la toxicité réelle du sédiment.

4.2.2. Québec

Le "Programme d'action Saint-Laurent" : le Centre Saint-Laurent, le Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada (1992) ont développé des critères intérimaires d'évaluation de la qualité des sédiments en vue de la protection de l'endofaune benthique pouvant enclencher une gestion spécifique des matériaux ou une restauration de sites aquatiques contaminés.

Pour établir ces critères, une combinaison de deux types de méthode a été utilisée :

- **L'approche teneur du « bruit de fond » (Background Approach) :** Cette approche est retenue pour représenter le seuil sans effet (SSE) pour les organismes (Niveau 1). Ce critère de qualité des sédiments est élaboré sur la base des concentrations chimiques de contaminants mesurées dans des sites considérés comme ayant des niveaux acceptables et des effets biologiques non préjudiciables (Beller *et al.*, 1986).
- L'approche teneur de dépistage (Screening Level Concentration (SLC) Approach) : cette approche est retenue pour sélectionner les critères de qualité des sédiments pour les seuils d'effets mineurs (SEM) et néfastes (SEN) (Niveaux 2 et 3).

Le calcul de la SLC s'effectue selon deux étapes :

- Etablir la distribution des concentration d'une substance à tous les endroits où une espèce est présente (minimum 20 emplacements), relever le 90^{ème}

percentile de cette distribution de concentrations pour chaque espèce et déterminer la SSLC (Species screening level concentration) ou teneur de dépistage applicable aux espèces ;

- Regrouper toutes les SSLC graphiquement pour toutes les espèces présentes (minimum 10) par ordre croissant, la SLC étant un percentile de distribution des SSLC et représentant la plus grande concentration tolérée par un pourcentage donné d'espèces de l'endofaune benthique. Ceci est représenté en figure 1.

Les Seuils d'Effets Mineurs SEM (Niveau 2) sont les 15^e percentiles des SLC. C'est la teneur à laquelle sont observés des effets, mais qui est tolérée par la majorité des organismes.

Les Seuils d'Effets Néfastes SEN (Niveau 3) sont les 90^e percentiles des SLC. C'est la teneur qui suscite des effets nuisibles pour la majorité des organismes.

Les niveaux 2 et 3 sont calculés à partir de courbes de distribution (des valeurs SSLC pour des espèces benthiques) fournies par le MEO Ministère de l'Environnement de l'Ontario (Jaagumagi, 1990a et b) et Neff *et al.* (1986 et 1987), selon le polluant considéré (voir annexe B-5, fiche 5).

De même que pour les valeurs de l'Ontario, les teneurs du sédiment étudié sont comparées aux valeurs SSE, SEM et SEN pour prendre des décisions à la fois **de gestion de matériaux dragués et de restauration des sites aquatiques contaminés**. Enfin, le Seuil Inférieur de Restauration (SIR) représente la limite inférieure à atteindre lors de projets de restauration. Il s'agit d'un objectif de décontamination fixé cas par cas et faisant l'objet de considérations socio-économiques et technologiques en plus des considérations toxicologiques et environnementales.

L'Approche SLC présente un degré de protection élevé : l'élaboration du niveau de protection dépend du percentile utilisé pour établir la SLC (ex : le percentile 15 permet de protéger 85% des organismes benthiques). Cependant, ces critères provisoires doivent faire l'objet de réajustements périodiques en fonction des nouveaux développements scientifiques

4.2.3. Bureau de recommandation des normes

Au Canada, le Bureau des Recommandations et des Normes d'Environnement Canada a utilisé l'approche **WEA « Weight of Evidence Approach »** utilisée dans le National Status and Trends Program (NSTP) du National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) aux Etats-Unis pour l'élaboration de Recommandations Provisoires de Qualité des sédiments qui sont des Concentrations Seuils produisant des Effets (CSE) (Threshold Effect Level, TEL) ou des concentrations à effet probable (PEL) (CCME, 1995). L'**approche Spiked Sediment Bioassay Approach** ou Test de Toxicité des Sédiments avec Dopage

(TTSD) permet renforcer les valeurs issues de cette approche. Les recommandations de qualité des sédiments (RQS) sont déterminées à partir des Concentrations Minimales produisant un Effet Observé (CMEO) mesurée dans le cadre d'une étude chronique portant sur une manifestation non létale. (Voir Annexe B-9 (Fiche 9)).

4.3. AUSTRALIE

En Australie (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, ANZECC), la méthode d'élaboration de valeurs guide est basée sur une base de données regroupant des données sur les effets biologiques, complétées par des données spécifiques au site et par des prévisions issues de la méthode de l'équilibre de partage. Cette base de données ne prend en compte que les concentrations associées à un effet.

L'Australie disposant de peu de données de toxicité sur les sédiments, les autorités compétentes ont sélectionné dans les pays étrangers des valeurs guides. Elles ont ensuite été rectifiées sur la base de la connaissance des teneurs du « bruit de fond » existantes.

Les valeurs guides développées sont les Valeurs guides provisoires de qualité des sédiments / Interim Sediment Quality Guideline (ISQG).

Les valeurs hautes et basses correspondent aux valeurs issues de la National Oceanographic and Atmospheric Administration, (NOAA, USA) issue de **l'approche WEA Weight of Evidence** ou « abondance des faits »:

- Valeur basse : **ISQG-Low** ou « **Trigger value** » (**valeur de déclenchement**), correspond à l'ER-L (Effects Range-Low ou Valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet) : concentration en dessous de laquelle des effets adverses apparaissent rarement.
- Valeur haute : **ISQG-High**, correspond à l'ER-M (Effects Range-Median ou Valeur médiane de la gamme de teneur produisant un effet) : concentration au-dessus de laquelle, des effets apparaissent tout le temps ou fréquemment.

Les valeurs guides sont utilisées dans la démarche d'évaluation de la qualité des sédiments. L'utilisation des valeurs est régie par un arbre de décision. Ainsi, quatre étapes ont pu être définies.

Le schéma ci-après (Fig. 5) présente les différentes étapes de l'arbre de décision (issu de *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3*).

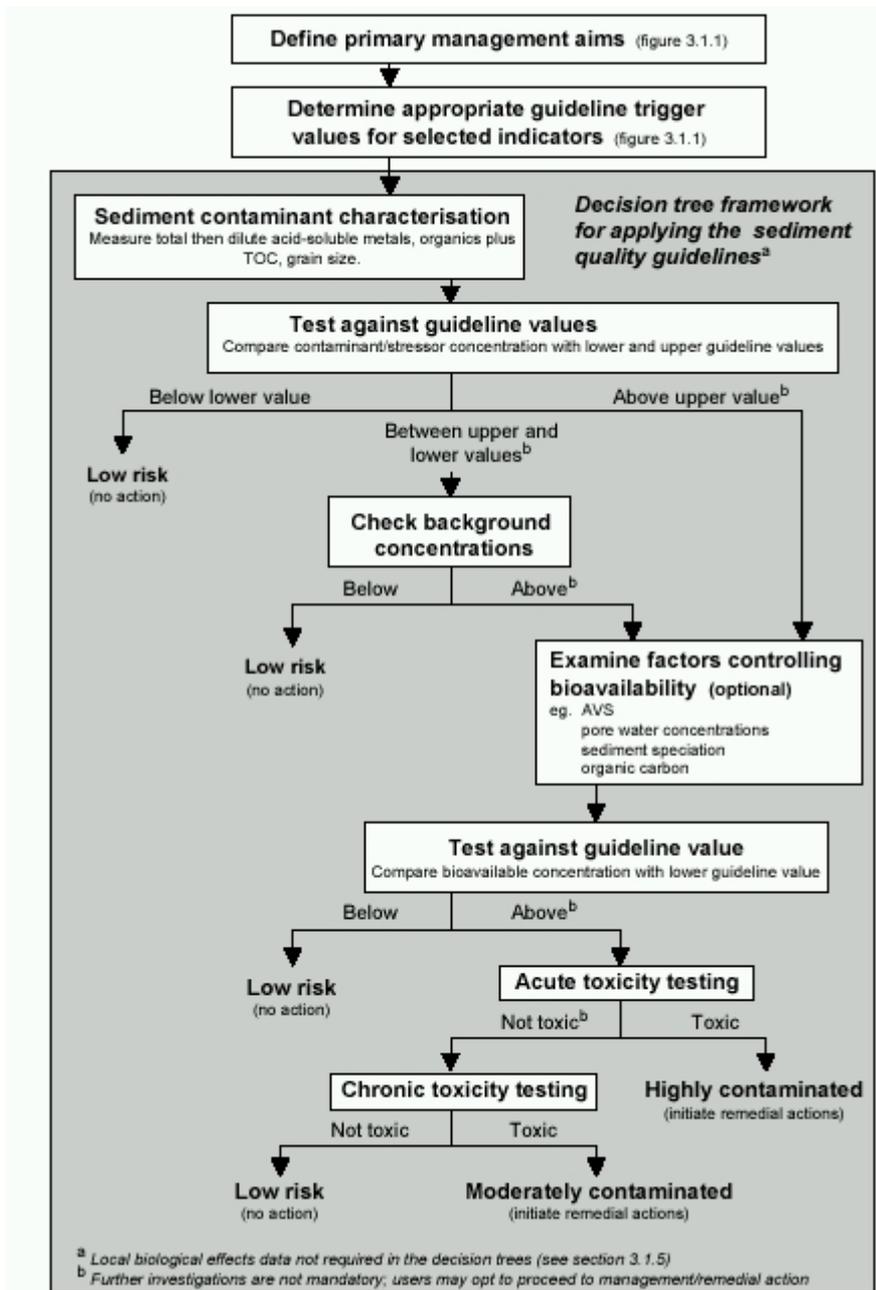


Fig. 5 - Arbre de décision pour l'évaluation des sédiments contaminés

- 1^{ère} étape : comparaison aux ISQG-Low ou « Trigger values » : un dépassement de cette valeur entraîne la mise en œuvre d'une action de gestion ou la conduite d'études supplémentaires.
- 2^{ème} étape : comparaison aux teneurs du « bruit de fond » : Si la « trigger value » est inférieure ou égale à la teneur du « bruit de fond », aucune action n'est entreprise.

- 3^{ème} étape : Si teneur du « bruit de fond » et « trigger value » sont toutes les deux dépassées, les facteurs contrôlant la biodisponibilité sont étudiés afin de vérifier que celle-ci n'influence pas la « trigger-value ».
- 4^{ème} étape : Si la « trigger-value » est dépassée, malgré la prise en compte des facteurs de biodisponibilité, des tests de toxicité sont réalisés. Les actions envisagées sont étroitement dépendantes des résultats de ces tests.

Cette approche correspond à la fiche signalétique présentée en annexe B-10 (fiche 10).

4.4. CONVENTION OSLO-PARIS

Dans le cadre d'un programme conjoint de contrôle et de surveillance continu, les pays participants à la convention d'Oslo-Paris mènent depuis 1979 un programme de surveillance de la pollution de l'Atlantique du Nord Est. Depuis 1992, les critères d'évaluation écotoxicologique sont considérés comme essentiels dans la définition de valeurs seuils. En 1993, un atelier définissait les critères d'évaluation écotoxicologique de certains contaminants, constitués par des fourchettes de teneurs sans danger pour le milieu marin. Ces critères ont été proposés comme définitifs (dans les cas où le jeu de données requises était suffisant) ou provisoires dans le cas contraire, ce qui était le cas des sédiments où le nombre de données sur les sédiments était insuffisant (étude à partir de sédiments dopés).

Des données de toxicité chronique et aiguë sont nécessaires, dans l'eau, pour une espèce de poisson, une espèce d'algue et une espèce de crustacés, et dans les sédiments, pour une espèce « sédimentivore » sensible. Pour les substances organiques, la méthode de l'équilibre de partage a été proposée.

Des facteurs de sécurité (10, 100...) sont ensuite appliqués sur la concentration minimum disponible (EC50 ou NOEC) suivant le nombre, le type (chronique, aiguë) et la qualité (diversité phylogénétique) des données disponibles.

La teneur ainsi obtenue est affectée d'une fourchette pour rendre compte des imprécisions de la méthode.

4.5. ITALIE

Une approche de gestion des sédiments a été développée à Venise. Elle provient d'un accord entre les Ministères de l'Environnement et des Travaux Publics (Venice Water Authority), la région de Venise, la Province et la ville de Venise. Elles ont une application locale et permettent de définir le traitement à envisager pour les sédiments curés (stockage...).

Cette approche permet la classification des sédiments selon leur utilisation future. La classification des sédiments est effectuée sur la base de la moyenne des valeurs obtenues sur la totalité des échantillons prélevés selon un protocole défini (*cf.* annexe B-11 -fiche 11-) et une comparaison aux valeurs guides définissant les limites de classement des sédiments.

Ainsi, ont été définies 3 classes :

- Classe A : utilisation non limitée dans la lagune, les sédiments peuvent être immergés. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui rencontré dans les parties non contaminées de la lagune.
- Classe B : confinement des sédiments dans un endroit protégé de l'érosion et de la dispersion avec des contacts très limités avec l'eau de la lagune. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui en vigueur pour les sols dans un scénario résidentiel.
- Classe C : confinement permanent immergé sans aucun contact avec l'eau et sans réutilisation pour des travaux sur le continent. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui en vigueur pour les sols dans un scénario résidentiel ou industriel.

Les sédiments excédant la classe C doivent être gérés en général comme des déchets non dangereux. Si ces sédiments proviennent de sites pollués par des déchets dangereux, les sédiments doivent être gérés comme des déchets dangereux.

Les critères d'élaboration des valeurs permettant le classement ne nous sont pas encore parvenus malgré nos demandes réitérées.

4.6. PAYS-BAS

L'élaboration des concentrations seuils dans les sédiments a été menée selon une double approche.

La première est basée, en partie, à partir des données disponibles pour l'eau ; à partir de données de toxicité expérimentales ou modélisées, des concentrations-seuils sont proposées pour l'eau puis dérivées pour les sédiments par application des coefficients de partage eau-particules selon l'approche d'**équilibre de partage** (Van der Kooij, 1991). Pour les substances organiques, les coefficients de partage sont calculés à partir des valeurs de K_{ow}. Pour les métaux, les coefficients de partage sont basés sur des mesures de terrain ou déduits de mesures expérimentales. Ils ne sont appliqués qu'à la strate aérobie à la surface des sédiments.

La deuxième approche est basée sur **l'évaluation du risque pour l'homme** ; sur la base de concentrations maximales admissibles dans les organismes (poissons, mollusques...) destinés à la consommation humaine, les concentrations dans l'eau

et les sédiments sont calculées en retour à l'aide respectivement des facteurs de bioaccumulation (organismes/eau) et des coefficients de partage (eau/particules).

Cette double procédure conduit éventuellement à deux valeurs seuils distinctes et c'est la valeur la plus faible qui est retenue comme valeur guide (Garric, 1998).

Les valeurs obtenues constituent des objectifs de qualité. Des objectifs de qualité à plus long terme ont ensuite été dérivés des premiers, par l'application d'un facteur de sécurité.

4.7. FRANCE

Pour les cours d'eau domaniaux et leurs dépendances faisant partie du domaine public, le curage est à la charge de l'Etat au travers des Voies Navigables de France (VNF) pour les cours d'eau navigables, de ports autonomes (exemple le Port Autonome de Paris), ou d'établissements publics comme la Compagnie Nationale du Rhône. Néanmoins, sur les 525 000 km de cours d'eau et canaux nationaux, environ 20 000 seulement font partie du domaine de l'Etat.

Il n'existe pas de valeurs guides aidant à la gestion des sédiments continentaux en France mais il existe des valeurs guides portant sur la qualité des sédiments dont la finalité première est de préserver la qualité du milieu eau. Ce sont les données du SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité) décrites ci-après.

Certains acteurs de la gestion des curages/dragages continentaux ont été amenés à développer et proposer leur propre valeur. Ces valeurs sont présentées dans le chapitre 6 portant sur les Autres Valeurs Guides Françaises existantes (cadre réglementaire ou d'usage) (page 93).

Il existe, par contre, des valeurs guides contribuant à gestion des sédiments marins et estuariens. Voir également le chapitre 6.

4.7.1. Le SEQ-Eau

Les valeurs guides existantes dans le domaine des sédiments continentaux sont celles élaborées dans le cadre du système d'évaluation de la qualité de l'eau (SEQ-eau) où elles constituent des seuils de qualité.

Fruits d'une recherche constante et de l'évolution du contexte réglementaire dans lequel elles sont établis, ces valeurs guides ont été modifiées au cours des dernières années (les concentrations ont changé et le nombre de paramètres physiques et/ou chimiques renseignés a augmenté).

L'évolution de ces différentes valeurs guides est présentée dans le Tabl. 9 après un rapide descriptif des démarches utilisées.

A la base, le SEQ-Eau vise à la protection aquatique au travers de 5 classes de qualité correspondant à des atteintes de plus en plus graves de l'écosystème. La définition des cinq classes de qualité définies par quatre seuils et la correspondance entre seuils et paramètres écotoxicologiques sont rappelés dans le Tabl. 7.

Tabl. 7 - Définition des cinq classes de qualité de l'eau (soient quatre seuils) et correspondance entre seuils et paramètres écotoxicologiques.

Taxons pollu-sensibles	Diversité	Classe d'aptitude et code couleur	Seuils de qualité	Définition des seuils	Risques potentiels en cas de dépassement du seuil
tous absents	très faible	5 rouge			
			4	La moyenne géométrique des plus basses valeurs fiables aiguës CE ou CL ₅₀ pour trois niveaux trophiques (algues/plantes, invertébrés et poissons)	très grand risque d'effets létaux sur plusieurs espèces ; diminution de l'abondance et de la variété des espèces
nombreux absents	réduite	4 orange			
			3	La plus basse valeur fiable aiguë CE ou CL ₅₀ sans facteur de sécurité	risques d'effets létaux sur les espèces les plus sensibles ; diminution de l'abondance
nombreux absents	satisfaisante	3 jaune			
			2	Soit la plus basse concentration chronique fiable sans effet (NOEC) sans facteur de sécurité ou la plus basse valeur aiguë CE ou CL ₅₀ avec un facteur de sécurité de 100	risque d'effets chroniques (sublétaux) ; possible réduction de l'abondance ; prédominance d'espèces tolérantes
certains absents	satisfaisante	2 vert			
			1	Soit la plus basse concentration chronique fiable sans effet (NOEC) avec un facteur de sécurité de 10 ou la plus basse valeur fiable aiguë CE ou CL ₅₀ avec un facteur de sécurité de 1000	risques d'effets chroniques (sublétaux), pour les espèces les plus sensibles, notamment pour les juvéniles

Babut *et al.* (1997), font remarquer que pour les sédiments, un découpage en cinq classes de qualité était difficilement envisageable en raison du retard conceptuel considérable pour le compartiment « sédiment » par rapport à l'eau (moins de tests de toxicité sur des organismes vivants dans le sédiment, peu de données de toxicité...) et deux seuils seulement ont été élaborés en appliquant différentes démarches.

Pour les métaux et quelques rares polluants organiques selon l'approche « Weight of Evidence Approach » (WEA) qui consiste à confronter des données d'analyse chimique et des données biologiques, qui peuvent être des résultats de tests de toxicité ou le fruit d'observation de terrain. Ainsi, on détermine pour quelques substances :

- des niveaux de concentration dans les sédiments sans effet visible sur les organismes (TEL)
- un seuil de concentration correspondant un effet probable statistiquement significatif (PEL).

Pour la plupart des solvants organiques, l'approche Equilibre de Partage (EqP) est utilisée. Cette méthode repose sur l'hypothèse qu'il existe pour une substance donnée un équilibre chimique entre ses concentrations dans l'eau et le sédiment.

Ainsi, on doit pouvoir extrapoler les seuils de qualité dans les sédiments à partir de ceux déterminés dans l'eau, à l'aide du coefficient de partage à l'équilibre.

Afin d'aboutir à 4 valeurs seuils dans le même esprit que le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau du SEQ-eau, une proposition méthodologique plus complète a été faite par Garric *et al.*, 1998 (Tabl. 8 - Approche proposée pour compléter les seuils sédiments du SEQ-Eau (Garric *et al.* 1998)).

Tabl. 8 - Approche proposée pour compléter les seuils sédiments du SEQ-Eau (Garric *et al.* 1998)

Seuil	Définition
1	TEL/10 ou s'il n'existe pas de valeur TEL, la plus basse valeur de NOEC/10 si des effets chroniques sont considérés, NOEC/100 si des effets aigus sont considérés.
2	TEL ou valeur minimale des NOEC sur toutes les espèces disponibles, et NOEC/10 si seuls les aspects aigus sont considérés.
3	PEL ou minimum des CEx ($x \geq 50$)
4	Moyenne géométrique des CEx

Les derniers travaux du SEQ (datant de décembre 2002⁴) visent à établir des valeurs en accord avec la Directive Cadre. Les seuils de qualité pour les sédiments sont basés sur les résultats de tests d'écotoxicité aiguë ou chronique, sur le principe de l'équilibre de partage ou sur les approches de type WEA. Les « consensus based sediment quality guidelines » (décrites au paragraphe 4.1.6, page 62), sont aussi directement appliquées pour certaines substances. Ces seuils du SEQ sont alors tels que le seuil 1 = TEC/10, le seuil 2 = TEC et le seuil 3 = PEC.

A titre d'exemple, pour quelques éléments métalliques, différentes valeurs de seuils SEQ utilisées ou proposées entre 1997 et aujourd'hui sont présentées dans le Tabl. 9.

⁴ Rapport « Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau » - Rapport complémentaire SEQ-EAU (version 2) et annexes :

- Annexe 4 : Classes d'aptitude pour divers micropolluants, fonction « potentialités biologiques de l'eau », WRc Ref : Co 4085/3, mai 1996, S. hedgecott, A. Howe, A. Gendebien, T.Zabel
- Annexe 5 : Compléments au SEQ-Eau : détermination des seuils de qualité pour de nouveaux micropolluants, WRc Ref : Co 4606-1, mai 1999, J.Grimwood, S.Hedgecott, J.Merrifield, T.Hall, W.Young

Ainsi que les rapports suivants :

- Complément au SEQ-Eau : méthode de détermination des seuils de qualité pour les substances génotoxiques, INERIS, avril 2000, E.Vindimian, M.Bisson, R.Dujardin, P.Flammarion, J.Garric, M.Babut, M.H.Lamy, J.M.Porcher, E.Thybault, Agence de l'eau Rhin-Meuse.
- Complément au SEQ-Eau, seuils d'aptitude à la vie aquatique pour 28 pesticides, Cémagref, août 2001, M.Babut, C.Bonnet, M.Bray, P.Flammarion, J.Garric.
- Compléments au SEQ-Eau – seuils d'aptitude à la vie aquatique pour différentes substances prioritaires au titre de la Directive Cadre pour la gestion des eaux, Cémagref, octobre 2001, M.Babut, C.Bonnet, M.Bray, P.Flammarion, J.Garric.

Tabl. 9 - Evolution des différentes valeurs seuils de qualité des sédiments au cours des ans. Exemple pour certains éléments métalliques.

Cadmium	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge	Références
1997	0.7	4.2				Babut et al.1997
1998	0.06	0.6	3.5	170		Garric et al. 1998
2002	0.15	1.5	7			SEQ-Eau 2002

Chrome	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge	Références
1997	5.2	52				Babut et al.1997
1998	3.7	37	90	265		Garric et al. 1998
2002	6.4	64	160			SEQ-Eau 2002

Plomb	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge	Références
1997	4.1	41				Babut et al.1997
1998	3.5	35	91	1700		Garric et al. 1998
2002	5.3	53	190			SEQ-Eau 2002

Zinc	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge	Références
1997	124	271				Babut et al.1997
1998	12.3	123	315	1188		Garric et al. 1998
2002	18	180	680			SEQ-Eau 2002

4.8. SUEDE

Une classification basée sur des distributions statistiques de teneurs mesurées sur le terrain est établie. La méthode de la Suède figure en annexe B-13 (fiche 13). La méthode de calcul décrite ci-dessous est appliquée pour les sédiments côtiers (marins et estuariens).

Pour les **contaminants organiques**, la classification est basée sur une distribution statistique des teneurs mesurées dans les sédiments côtiers et proches du littoral suédois. Les données dérivent d'une part des rapports des conseils administratifs des Comtés, d'autre part de rapports et publications d'universités et d'autorités publiques et également d'une base de données d'échantillons collectés par le SGU (Swedish Geological Survey) en rapport avec une étude géologique marine de la zone économique suédoise.

Les seuils de la classification sont établis de la manière suivante :

- Le seuil 1 est défini par l'absence de contaminants organiques ;
- Le seuil 2 (entre les classes 2 et 3) est égale au 5^{ème} percentile de l'ensemble des mesures (teneur en dessous de laquelle sont situées 5% des mesures) ;
- Le seuil 3 (entre la classe 3 et la classe 4) est égale à la multiplication du 5^{ème} percentile par la racine carrée du quotient entre le 95^{ème} percentile par le 5^{ème} percentile, soit : $5^{\text{ème}} \text{ percentile} \times \sqrt{95^{\text{ème}} \text{ percentile} / 5^{\text{ème}} \text{ percentile}}$
- Le seuil 4 (entre la classe 4 et la classe 5) est égale au 95^{ème} percentile de l'ensemble des mesures (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des mesures).

Pour les **métaux**, des écarts (déviations) sont calculés entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence. Les valeurs de référence sont calculées à partir d'échantillons de référence collectés à une profondeur d'environ 55 cm dans les sédiments. Les teneurs en métaux dans les sédiments sont mesurées selon deux méthodes :

- **l'analyse totale** : permettant de mesurer la teneur totale en métaux dans l'échantillon ;
- **la méthode suédoise standard** : basée sur une lixiviation sélective des métaux par utilisation d'acide. Elle désigne ainsi la teneur des métaux les moins liés au solide et à priori plus facilement disponible.

Cependant, comme les résultats provenant des 2 méthodes ne peuvent pas être comparés, deux classifications différentes ont été établies. Les valeurs de référence ont été établies comme égale au 50^{ème} percentile de l'ensemble des mesures sur des échantillons de référence (teneur en dessous de laquelle sont situées 50% des mesures). Les écarts (déviations) entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence sont classées en 5 catégories (classes de 1 à 5).

Les seuils de la classification sont établis de la manière suivante:

- Le seuil 1 (entre les classes 1 et 2) est égale à 1, ce qui signifie que la valeur mesurée est égale à la valeur de référence.
- Le seuil 2 (entre les classes 2 et 3) est égale à : $\frac{\text{valeur de référence (seuil 1)}}{\sqrt[3]{95\text{ème ou }99\text{ème percentile/Valeur de référence}}}$;
- Le seuil 3 (entre les classes 3 et 4) est égal à : $\frac{\text{seuil 2} \times \sqrt[3]{95\text{ème ou }99\text{ème percentile/Valeur de référence}}}{\text{seuil 2}}$;
- Le seuil 4 (entre les classes 4 et 5) est égale au 95^{ème} percentile des valeurs mesurées (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des valeurs mesurées) lorsque la méthode standard suédoise est utilisée. Si la méthode de l'analyse totale est utilisée, le seuil est alors égale au 99^{ème} percentile des valeurs mesurées.

Les valeurs obtenues sont également comparées aux valeurs-seuils, « **Threshold values** », proposées par différents pays :

- les valeurs de la NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration), USA,
- les Treshold Effect Level (TEL) du Canada,
- les Critères d'Evaluation Ecotoxicologique (Ecotoxicological Assessment Criteria) de l'OSPAR,

Ces différentes valeurs-guides ont été établies en considérant la relation entre la présence d'un contaminant et les effets toxicologiques correspondants. La

comparaison des valeurs mesurées à ces « Treshold values » donne ainsi une idée des effets négatifs pouvant être encourus.

4.9. BELGIQUE, ALLEMAGNE

Différents principes ou approches de gestion des sédiments existent dans ces deux pays. Les recherches effectuées ont cependant butées soit sur des difficultés pour l'accès aux données, soit sur des informations trop parcellaires pour pouvoir être exposées.

4.10. USAGE DES MÉTHODOLOGIES ET IMPLICATIONS EN TERME DE GESTION

Le tableau ci-après (Tabl. 10) permet de synthétiser les cadres d'application des différentes méthodologies présentées auparavant.

Il faut avant tout faire remarquer que peu de méthodologies mises en œuvre prennent en compte le caractère spécifique de l'étude si l'on se réfère aux principes de l'évaluation des risques (spécificité des milieux de transferts et des cibles potentielles).

Dans l'ensemble, il apparaît donc que ces méthodes sont typiquement appliquées de façon générique : l'évaluation porte ainsi essentiellement sur la phénoménologie de la disponibilité des polluants, ou sur les effets ecotoxicologiques génériques ou sur une comparaison avec le fond géochimique. En ce sens, elles sont généralement bien adaptées pour fournir une **base de décision** relative à la nécessité ou non d'agir, c'est à dire de curer et enlever les sédiments en place.

A contrario, et cela se visualise dans le tableau ci-dessus, ces méthodes sont généralement peu utilisées dans un cadre de **gestion des sédiments**, une fois que ceux-ci ont été dragués ou curés. En effet, une seule méthodologie est utilisée dans un contexte de réemploi des sédiments curés, en fonction du milieu récepteur.

Tabl. 10 - Récapitulatif des contexte d'utilisation des différentes valeurs de qualité des sédiments

Pays	Evaluation de la qualité des sédiments (analyse)	Classement des sédiments selon leur qualité	Base de décision pour des actions (dépollution ou autre)	Implication d'actions
Canada	X	X		
Ontario	X		X (restauration de sites)	
Québec	X			X (gestion des matériaux dragués, restauration de sites contaminés)
Australie	X		X	
New Jersey	X		X (dépollution)	
USA - Ecotox thresholds	X		X (sites SUPERFUND)	
USA - SQB	X			
USA - SQC	X			
NOAA	X			
Floride	X			
Californie	X (protection de la santé humaine)			
Norvège		X	X (restauration des secteurs de restriction de consommation d'organismes marins)	
Suède		X	X (résolution des problèmes environnementaux)	
Italie				X

5. Approches et méthodologies utilisées pour développer des valeurs de qualité des sols

5.1. APPROCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE

5.1.1. En France

En France, les principes retenus pour la gestion et la réhabilitation des sites et sols pollués sont :

- une approche de gestion basée sur l'évaluation des risques,
- la mise en place d'outils particuliers permettant de répondre à des questions de gestion particulières,
- une réhabilitation en fonction de l'usage du site et de son environnement tel que défini par le détenteur de ceux – ci (approche dite fonctionnelle et spécifique),

Plusieurs types de valeurs peuvent être utilisés dans le cadre de cette approche, à savoir :

1. les valeurs de constat d'impact (VCI) et de définition de source sol (VDSS) utilisables seulement dans le cadre de la mise en œuvre de la méthode nationale d'évaluation simplifiée des risques⁵ et
2. les objectifs de réhabilitation définis au cas par cas à l'issue d'une évaluation détaillée des risques pour les différentes cibles identifiées sur le site et dans ses environs.

La cotation de l'importance de l'impact sur les milieux (sols, eaux souterraines ou eaux superficielles) constitue l'un des quatre paramètres considérés dans l'évaluation simplifiée des risques (dangerosité de la source, possibilité de transfert, sensibilité des cibles, importance de l'impact sur les milieux d'exposition), soit approximativement un quart des notes attribuées conduisant à un classement dans l'un ou l'autre des catégories.

Dans l'ESR, le site étudié est classé selon l'importance de l'impact dans une des trois catégories suivantes:

- classe 1 = site pour lequel il est nécessaire de continuer les investigations approfondies (diagnostic approfondi, et si besoin est, évaluations détaillées des risques pour chaque cible identifiée),
- classe 2 = site à surveiller (programme de surveillance à préciser selon contexte local)
- classe 3 = site banalisable, pour l'usage actuel considéré dans l'ESR.

⁵ Classeur « Gestion des sites (potentiellement) pollués », Version 2, mars 2000.

Les Valeurs de Constat d'Impact (VCI) permettent de constater l'importance de l'impact de la pollution sur la santé humaine dans le milieu sol en fonction de l'usage de celui-ci et ainsi d'apprécier les risques chroniques pour la santé rencontrés par les populations liés à l'usage actuel du site pollué (INERIS, 2001).

Les VDSS ou Valeurs de Définition de Source Sol constituent un deuxième critère qui peut permettre de définir si un sol peut constituer une source de pollution. Pour une substance donnée, elle est actuellement dérivée de la VCI (égale à la moitié de la VCI usage sensible).

Ces valeurs établies sur une base de scénarios spécifiques (cf. ci-dessous) doivent cependant être comparées au bruit de fond afin de prendre en considération le lien de causalité entre source de pollution et site étudié.

Les VCI sont associées à deux types d'usages :

- l'usage sensible : en zone résidentielle avec jardin potager,
- l'usage non sensible : en zone industrielle avec travail en plein air et activité de type bureau.

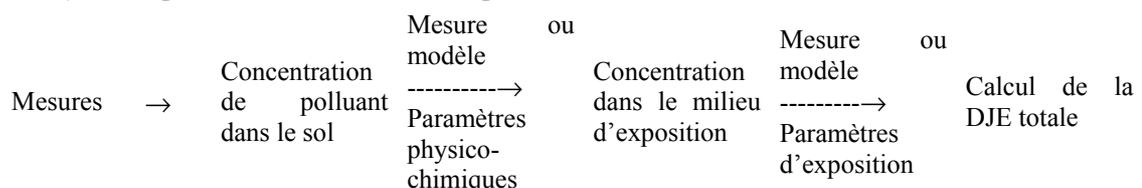
Les voies d'exposition prises en compte en fonction des scénarios sont la voie orale (ingestion de particules et poussières du sol, ingestion d'aliments d'origine végétale cultivés sur le site) et l'absorption cutanée de polluants à partir du sol et des poussières.

L'élaboration des VCI intègre les étapes suivantes :

- 1) A partir de l'évaluation du rapport dose- réponse et du niveau de risque acceptable retenu, des doses d'exposition à ne pas dépasser dans le cadre des VCI sont définies. Les valeurs toxicologique de référence retenues pour l'élaboration des VCI sont issues de base de données telles que : IUCLID, RIVM, UBA, INERIS... Pour les substances à seuil, les doses d'exposition à ne pas dépasser sont les doses journalières tolérables (DJT). Dans un calcul de VCI, le rapport entre la dose journalière d'exposition et la dose journalière tolérable doit correspondre à un indice de risque de 1.

Pour les substances cancérogènes, les doses d'exposition à ne pas dépasser sont le niveau d'excès de risque individuel de 10^{-4} , retenu comme valeur repère par les groupes de travail mis en place par le MATE.

- 2) Principe de l'estimation des expositions



L'étape d'évaluation des expositions permet le calcul d'une dose journalière d'exposition (DJE). Ce calcul est effectué à l'aide d'un modèle d'évaluation de l'exposition qui tient compte des propriétés physico-chimiques des substances, de la nature du sol et des scénarios d'usage du site. Les modèles sont utilisés car la concentration de polluant dans le sol ne permet pas de mesurer l'exposition de l'homme. Il est nécessaire de connaître la concentration dans les milieux d'exposition (aliment...). Or les marqueurs biologiques n'existent que pour quelques substances.

La DJE est calculée à partir des voies d'exposition jugées pertinentes par rapport à l'usage du site. Elle est la somme des doses de polluants absorbés par chacune de ces voies.

Formule : $DJE = \sum d_i$

avec :

- $d_i = Q_i * C_i$
- C_i = concentration de polluant dans le substrat
- Q_i = quantité de substrat ingéré ou mis au contact de la peau

Un modèle, reposant en grande partie sur des modèles pré-existants d'exposition (HESP, CSOIL développés aux Pays Bas dans le cadre d'approches nationales privée et publique), a été mis en place par l'INERIS pour la dérivation des VCI.

Les paramètres suivants ont été considérés dans la dérivation des VCI :

- caractères physico-chimique des polluants : pression de vapeur, solubilité, coefficient de diffusion dans l'air, dans l'eau, coefficient de perméabilité cutanée. (analyses de laboratoires et publications). (ASTDR, USEPA, OMS...).
- ingestion du sol : teneur en carbone organique, densité apparente, porosité totale, teneur en eau, température, pH.
- paramètres liés au récepteur : poids (enfant moins de 6 ans, poids moyen de 15 kg / adulte, poids moyen de 70 kg), durée d'exposition.
- $DJE_{\text{équivalente sur vie entière}} = DJE_{\text{reçue sur 30 ans}} \times (30 \text{ ans d'exposition} / 70 \text{ ans de vie})$
- ingestion de fruits et légumes : quantité consommée de légumes et fruits auto produits (INSEE) (Dubeaux 1994), teneur en matière sèche (Oakridge National Laboratory 1984, USEPA 1996).
- surface corporelle.
- quantité de sol déposée sur la peau
- ingestion de particules de sol et de poussières de sol (Binder *et al.*, 1986, Clausing *et al.*, 1987, Davies *et al.*, 1990, Calabrese *et al.*, 1989).

- 1) Un calcul itératif permet de définir la concentration maximale dans le sol pour laquelle la dose journalière d'exposition reste inférieure aux doses d'exposition prédéfinies au point 1.
- 2) Les VCI proposées suite au calcul sont discutées au sein d'un groupe de travail mis en place par le Ministère chargé de l'Environnement et sont ensuite arrêtées par le MATE. La discussion intègre notamment les aspects suivants : concentrations de polluants rencontrés sur des sites pollués ou non pollués, limites analytiques, stratégies de prélèvement.

Cette méthode correspond à la fiche 14 en annexe B-14. La méthode de calcul des VCI dans les sols est disponible sur le site de l'INERIS (www.ineris.fr).

Pour définir les risques effectifs générés pour les utilisateurs actuels et/ou futurs du site et de ses environs pour notamment les sites ayant été classés en catégorie 1 à l'issue d'une évaluation simplifiée des risques, un diagnostic approfondi et si besoin est, une Evaluation Détaillée des Risques (EDR) est réalisé, et ce pour les cibles identifiées. Sont alors considérés comme cibles la santé humaine, les écosystèmes, les ressources en eau (souterraine et superficielle, les biens matériels).

Elle devrait permettre :

- d'identifier les sites induisant des risques inacceptables pour l'homme et son environnement, et nécessitant de ce fait une réhabilitation (traitement, restriction d'usage,...) pour atteindre un niveau de risque acceptable tel que défini dans la circulaire ministérielle du 10 décembre 1999,
- de définir des objectifs de réhabilitation, sur la base des connaissances scientifiques du moment, compatibles avec un usage pré-établi du site et de son environnement ; ces objectifs ou niveaux de risques tolérables devront être confrontés aux limites (techniques, économiques) des technologies disponibles au moment des travaux,

En fonction des résultats de l'évaluation détaillée des risques, il pourra être envisagé de :

- réhabiliter le site pour l'usage auquel le détenteur le destine ;
- changer l'usage envisagé pour un autre compatible avec les concentrations résiduelles dans les milieux d'exposition ;
- prendre des dispositions supprimant un (ou plusieurs) mode(s) de transfert (par exemple : mise en place de barrières s'opposant à la propagation du polluant) ;
- de surveiller le site qui ne présentera pas de risques jugés inacceptables ;
- de rendre le site à un usage banalisé.

Cette approche quantitative fait l'objet d'un guide du Ministère de l'Environnement : « Gestion des sites pollués - Diagnostic approfondi et Evaluations détaillées des Risques » (Version 0 de septembre 2000).

5.1.2. États-Unis

Aux Etats-Unis, l'US Environmental Protection Agency (US-EPA) (1996) utilise des Soil Screening Levels (SSL) ou teneurs de dépistage des sols. Les valeurs sont dérivées d'équations standardisées combinant des hypothèses d'exposition avec des données de toxicité de l'EPA. En fonction de la quantité d'information spécifique au site collectée ou disponible, trois types de SSL peuvent être utilisées :

- Application de SSL génériques, basées sur des hypothèses par défaut qui permettent la protection de la santé humaine pour la plupart des sites ;
- Application de SSL spécifiques au site, basée sur un modèle élémentaire,
- Application de SSL spécifiques au site, basée sur un modèle plus détaillé.

L'évolution des SSL génériques vers des SSL spécifiques au site élémentaire puis des SSL spécifiques au site plus détaillées induisent des coûts d'investigation plus importants et, en général, l'établissement d'une SSL moins rigoureuse sur la base d'informations spécifiques au site moins précautionneuses que les hypothèses utilisées pour l'établissement des SSL génériques sont utilisées. Si les risques sont alors acceptables, on s'en tient là. Dans le cas contraire, une nouvelle itération est réalisée.

La décision revient au responsable du site qui doit peser le pour et le contre entre le coût de collecte des données ou bien l'application d'une SSL plus protectrice.

Cette méthode correspond à l'annexe B-24 (fiche 24).

5.1.3. Allemagne

En Allemagne au niveau fédéral, l'élaboration de valeurs pour la qualité des sols est également basée sur une évaluation des risques. Cette méthode correspond à l'annexe B-15 (fiche 15).

Trois types de valeurs sont élaborées :

- Soil Screening Values (« Trigger values ») ou valeurs de dépistage des sols pour le transfert sol-homme et sol-plantes comestibles. Le dépassement de cette valeur déclenche la mise en œuvre d'investigations plus poussées permettant de démontrer que les concentrations en polluants décelées sont potentiellement dangereuses.
- Action Values ou Valeurs d'action pour le transfert sol-homme. Ces valeurs indiquent un degré de danger nécessitant une action immédiate sans avoir recours à des investigations supplémentaires au préalable.

- Precaution Values ou Valeurs de Précaution pour prévenir une pollution nouvelle du sol.

Les valeurs sont élaborées en fonction de différents scénarios et on obtient ainsi :

- Des valeurs de dépistage pour transfert sol/homme en zone résidentielle, récréative ou industrielle ;
- Des valeurs de dépistage pour le transfert sol/plante ;
- Des valeurs de dépistage pour la lixiviation sol/nappe souterraine ;
- Des valeurs d'action pour le transfert sol/homme.

Ces valeurs sont élaborées à partir :

- de valeurs de dose de référence toxicologiques humaines (TRD),
- d'une évaluation de l'exposition par ingestion ou inhalation de sol basée sur la consommation du 95^{ème} percentile d'une population exposée,
- de considérations spécifiques selon les substances (exemple : prise en compte de la biodisponibilité quand cela est possible, vérification des résultats calculés par rapport aux teneurs du « bruit de fond »).

Les effets sont dérivés pour chaque substance prise individuellement. Les effets résultants de la combinaison de substances n'ont pas encore été considérés. Les valeurs d'action et les valeurs de dépistage sont basées sur des scénarios d'exposition caractéristiques et simplifiés, tel que l'ingestion de sol par un enfant jouant à l'extérieur (Bieber *et al.*, 1999).

Il est à noter que certains Landers, plus particulièrement ceux correspondant à l'ancienne république fédérale d'Allemagne, dits Länders de l'Ouest, avaient développé par le passé des réglementations en matière de sols pollués, le plus souvent plus précautionneuses. Ils ont pu maintenir leurs propres réglementations dès lors qu'elles respectent les principes retenus au niveau fédéral.

5.1.4. Autriche

Des valeurs guides sont en cours d'élaboration en Autriche (voir annexe B-16 (fiche 16). Depuis 1997, des experts travaillent sur le « Austrian Standard ÖNORM S 2088-2 ». Des valeurs d'intervention (Intervention Values) et des valeurs de dépistage (Screening Values) seront établies en fonction de l'usage du sol. Il n'existe, pour l'instant, pas de valeurs génériques d'intervention et les évaluations doivent se baser sur les spécificités du site en terme de préservation de l'eau des nappes et du sol, de la géologie, de l'hydrogéologie, de l'hydrologie et de facteurs géographiques et de l'impact de l'homme sur le milieu. La cible ressource en eau est particulièrement privilégiée, en particulier les ressources en eau souterraine qui constituent 98% de l'alimentation en eau potable.

Ces éléments sont en effet cruciaux pour déterminer la nécessité et la mise en place de mesures supplémentaires. Ces évaluations, réalisées pour des décharges ou des sites industriels, sont basées sur des analyses d'eau et de sol.

5.1.5. En Belgique

En Belgique (voir annexe B-17 -fiche 17-), la responsabilité concernant les sites contaminés est séparée entre les trois régions : la région flamande, la région wallonne et la région de Bruxelles. A notre connaissance, seule la région flamande a développé actuellement une réglementation spécifique aux sols comportant des valeurs guides

Dans la région flamande, des « Soil Clean-Up Values » ont été élaborées. Il s'agit des valeurs à partir desquelles des effets nocifs sérieux sur la santé humaine et sur l'environnement peuvent se produire. Un modèle basé sur le modèle néerlandais HESP (Human Exposure to Soil Pollutants), comportant des modifications relatives à des spécificités d'ordre chimique ou aux scénarios d'utilisation des sols, permet d'effectuer une évaluation de l'exposition. Six scénarios d'utilisations de sols sont déclinées pour 4 classes d'utilisation de sol : sols à vocation agricole, résidentielle, récréative ou industrielle. Une approche spécifique est en cours de développement pour les sols « naturels ». Les six scénarios sont les suivants :

- Sols à vocation agricole : ingestion et inhalation de sol et de poussière, contact cutané avec sol et poussières, ingestion de légumes, de lait ou de viande, utilisation d'eau souterraine non traitée pour l'eau de boisson et pour usage domestique
- Sols à vocation urbaine : ingestion et inhalation de sol et de poussière, contact cutané avec sol et poussières, ingestion de légumes, utilisation de l'eau du robinet.
- Sols à vocation récréative :
 - Exposition quotidienne de quelques heures l'été pour des activités de loisir avec ingestion, inhalation et contact cutané avec sol et poussières ;
 - Exposition pendant les week-end avec ingestion, inhalation et contact cutané avec sol et poussières ;
- Sols à vocation industrielle :
 - Adultes effectuant un travail à l'extérieur exposés pendant les heures de travail par ingestion, inhalation et contact cutané avec sol et poussières et par des voies spécifiques telles que l'utilisation de l'eau du robinet.
 - Adultes effectuant un travail à l'intérieur exposés pendant les heures de travail par ingestion, inhalation et contact cutané avec sol et poussières et par des voies spécifiques telles que l'utilisation de l'eau du robinet.

Des calculs de l'exposition, pour chaque scénario, ont été réalisés de façon à constituer une exposition totale égale aux Doses Journalières Acceptables (DJA) ou Tolerable Daily Intake (TDI) pour les substances à effets non cancérigènes ou aux doses correspondant à un risque supplémentaire de 10^{-5} pour une exposition sur toute la vie pour les substances à effets cancérigènes (ceci signifie qu'une personne exposée durant la vie entière a une probabilité de 1 sur 100000 de contracter un cancer lié à la pollution du site). Les valeurs toxicologiques de référence sont extraites de bases de données internationalement reconnues (OMS, USEPA).

Les « Soil Clean-up Values » prennent parfois en considération des critères relatifs à la phytotoxicité, la toxicité pour les animaux d'élevage, les normes de teneurs dans les végétaux et les normes de qualité de l'air. Ainsi pour l'élaboration des « Soil Clean-up Values » du plomb, le modèle IEUBK (Integrated Exposure Uptake BioKinetic) de l'USEPA a été utilisé.

Pour les sols « naturels », une variante de l'approche du Canada est utilisée.

5.1.6. Danemark

En Septembre 1998, une nouvelle directive pour la dépollution des sites contaminés a été établie par l'EPA danoise, il s'agit de la *Guidance on remediation of contaminated sites*. Différents types de valeurs, dont des critères de qualité des sols (SQC) ont été repris de la directive de 1992, et une nouvelle valeur, la « Cut-off value », a été établie (voir annexe B-18 (fiche 18)).

Une contamination inférieure à la « Cut-off value » indique qu'une dépollution n'est pas nécessaire puisque l'exposition au sol peut être réduite à un niveau acceptable en réduisant le contact avec le sol.

Une contamination supérieure à cette valeur, sur des sites à vocation résidentielle, indique que des actions de dépollution ou bien l'établissement d'une barrière doivent être mis en place.

Les critères de qualité du sol ou Soil Quality Criteria (SQC), Tabl. 11), ont été élaborés pour environ 50 substances sur la base de données toxicologiques humaines, pour la couche superficielle du sol de 0 à 1 m pour un usage du sol très sensible tel qu'un usage résidentiel avec aire de jeu pour enfant. Le scénario d'ingestion de 0,2 g de sol par jour par un enfant âgé de deux ans a été pris en compte. Les SQC doivent être déterminées pour la « profondeur d'utilisation » cohérente avec l'évaluation du risque.

Tabl. 11 - Critères de qualité du sol ou Soil Quality Criteria

Contaminant	SQC (ppm)
Pb	40
Cd	0,5
As	20
Ni	30
Benzène, toluène, éthylbenzène, xylène	10
Hydrocarbures	100
Perchloroéthylène, trichloroéthylène	5

Tabl. 12 - « Cut-off values » déterminées pour 10 substances.

Contaminant	Cut-off Value (ppm)
Pb	400 ²
Cd	5 ²
As	20 ¹
Cu	500 ¹
Cr	1000
Hg	3
Ni	30 ¹
Zn	1000
HAP	15 ²
Benzo(a)pyrène	1 ²

¹ valeur basée sur des effets aigus

² effets chroniques

5.1.7. Suède

Selon Norman (1999) des valeurs-guides génériques (Generic Soil Quality Criteria) ont été établies pour trois usages de sols différents en Suède :

- sol à usage sensible,
- sol à usage moins sensible et avec exploitation d'eau souterraine,
- sol à usage moins sensible et sans exploitation d'eau souterraine.

Ces valeurs guides sont issues d'un modèle d'exposition suédois basé sur des modèles et données comparables développées par des autorités étrangères et organisations nationales.

Les données sont sélectionnées, et dans certains cas adaptées, de telle sorte que les valeurs résultantes soient appropriées aux conditions suédoises concernant la géologie, l'exposition, la sensibilité et la politique.

Les Suédois ont également développées des valeurs guides spécifiques aux stations – services afin de pouvoir les traiter rapidement et de façon cohérente. En effet, ce type de sites représente une part importante des sites considérés comme à traiter en Suède. Ces valeurs guides sont établies pour cinq usages de sols :

- les trois usages décrits précédemment,
- sol utilisé pour parking, aire de loisirs, espace vert,
- sol peu utilisé.

Utilisation des valeurs-guides : Les mesures effectuées sur les échantillons de sol sont comparées aux valeurs guides concordant à l'usage déterminé du site. De plus, afin de déterminer si la zone étudiée a pu être affectée par une source ponctuelle de pollution, les suédois calculent l'écart (déviation) entre la valeur mesurée et la valeur de référence. Quatre niveaux ont également été définis pour caractériser les impacts de la source ponctuelle de pollution.

La méthode de la Suède est représentée en annexe B-19 (fiche 19).

5.1.8. Norvège

Selon Vik et Solberg (1999), il existe deux types de valeurs guides en Norvège :

- les Target Values, entrées en vigueur en 1995,
- les SQC génériques (Generic Soil Quality Criteria), nouvelles valeurs publiées en 1999.

Les Target Values se rapportent à une utilisation du sol la plus vulnérable. Elles sont basées sur des valeurs danoises et hollandaises existantes.

Les SQC génériques ont été développées sur la base des Target Values hollandaises et des valeurs suédoises pour un usage sensible du sol. Elles sont dérivée en comparant une dose journalière tolérable (pour les êtres humains) et des concentrations tolérables (pour l'écosystème terrestre) avec une exposition au site en appliquant des scénarios d'exposition définis.

La méthode de la Norvège est représentée en annexe B-20 (Fiche 20).

5.1.9. Royaume-Uni

Selon Herbert (1999), trois types de valeurs-guides sont en cours d'élaboration au Royaume-Uni :

- les « Thresholds Trigger Values », utilisées comme niveau de dépistage pour les contaminants des sols les plus communs ;

- les « Site specific values », utilisées lorsque les « Thresholds Trigger Values » sont indisponibles pour un contaminant donné, inappropriées ou bien lorsque les conditions du site sont particulièrement complexes. Ces valeurs-guides sont basées sur des évaluations d'exposition et de toxicité.
- les « Guideline Values », qui remplacent petit à petit les « Thresholds Trigger Values ». Ces valeurs-guides sont basées sur les mêmes critères que les « Site specific values ». La différence, c'est qu'elles sont appliquées à des scénarios de sol typique caractérisés par des hypothèses d'exposition spécifiques.

Il existe des valeurs guides différentes selon l'usage du sol (résidentiel, de loisirs, commercial / industriel).

La Grande Bretagne a entrepris d'analyser les données toxicologiques existantes de par le Monde afin de proposer des données de référence utilisables dans le traitement des sites et sols pollués sur son territoire. Ainsi, ont été publiées des données de référence sur une vingtaine de substances dangereuses, celles rencontrées le plus fréquemment au droit des sites anglais.

L'annexe B-21 (fiche 21) correspond à ces valeurs.

5.2. APPROCHE D'ÉVALUATION DU RISQUE COUPLÉE À L'APPROCHE ÉCOTOXICOLOGIQUE

5.2.1. Approche du Canada

La méthode employée au Canada consiste à élaborer des recommandations pour la qualité des sols visant à la protection de l'environnement (RSQ_E) et des recommandations visant à la protection de la santé humaine (RSQ_{SH}). Ces deux types de valeurs permettent de déduire des recommandations définitives (RSQ_D) visant à protéger la qualité des sols (CCME, 1996).

Les recommandations pour la qualité des sols visant à la protection de l'environnement (RSQ_E) sont élaborées selon une approche écotoxicologique. Les recommandations visant à la protection de la santé humaine (RSQ_{SH}) sont élaborées selon l'approche d'évaluation des risques pour cette cible.

La méthode est décrite dans la fiche 22.

L'élaboration de ces recommandations implique, comme pour une approche d'évaluation du risque spécifique à un site, des scénarios différents d'exposition. Quatre types d'utilisations de terrains sont pris en compte dont les terrains à vocation agricole, résidentielle / récréative, commerciale et industrielle.

Pour les terrains agricoles, les recommandations de qualité des sols doivent protéger les principaux récepteurs qui maintiennent la croissance des cultures et la production d'animaux d'élevage. Cette protection couvre également la faune

résidente et migratrice et la flore indigène (microbes et leurs effets sur le cycle des nutriments, invertébrés du sol, produits agricoles et plantes). Il s'agit de la voie d'exposition par contact avec le sol. L'accumulation dans les plantes et l'ingestion par les animaux constitue la voie d'exposition par ingestion.

Pour les terrains à vocation résidentielle, les recommandations doivent protéger les espèces qui dépendent du sol et la faune sauvage en contact avec le sol contre les effets nocifs. La voie d'exposition est le contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, les recommandations sont fondées sur le contact direct avec le sol à partir des données traitant des effets sur les biotes dépendant du sol et sur la faune sauvage. La voie d'exposition est le contact avec le sol.

Ainsi, les voies d'expositions suivantes sont considérées :

- ingestion de sol ;
- contact dermique avec le sol ;
- inhalation de particules de sol.

Les hypothèses retenues dépendent de la vocation du terrain. Ces hypothèses incluent le choix d'un récepteur humain sensible ainsi que la durée, la fréquence et l'intensité de l'exposition.

La procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement est la suivante :

- Recherche bibliographique des données toxicologiques pour chaque contaminant et des données relatives à leur devenir et à leur comportement dans l'environnement, puis évaluation de ces données,
- Processus d'élaboration des recommandations,
- Application de la procédure pour le scénario de contact avec le sol aboutissant à une RQS_{CS} et de la procédure pour le scénario d'ingestion du sol et de nourriture aboutissant à une RQS_I ,
- Elaboration d'une RQS_E en utilisant la valeur la plus faible obtenue à l'aide des deux procédures.

Différentes méthodes existent pour l'élaboration des RQS_{CS} . Les méthodes sont citées dans l'ordre de préférence exprimé par le CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement) ; chaque méthode subséquente pouvant être utilisée en l'absence de données suffisantes pour l'application de la méthode précédente :

- **la méthode de l'abondance des faits (WEA – Weight of Evidence)** : pour les terrains agricoles et résidentiels, le 25^{ème} centile de la distribution des données avec et sans effet est retenu comme étant l'intervalle des concentrations sans effet potentiel (ICSEP) qui représente une approximation

ponctuelle dans la distribution en deçà de laquelle la proportion de données avec effets définitifs (CE_x, CL_x) ne dépasse pas le niveau tolérable de 25%. Pour les terrains commerciaux et industriels, le 25^e centile de la distribution des données produisant un effet est retenu comme la plus faible concentration (PFCE).

- **La méthode de la concentration minimale produisant un effet** : Pour les terrains agricoles et résidentiels on prend la plus faible concentration minimale produisant un effet observé (CMEO) disponible, divisée si nécessaire par un facteur d'incertitude. Pour les terrains commerciaux ou industriels, la PFCE est élaborée à partir de la moyenne géométrique des données disponibles de concentration minimale produisant un effet observé.
- **La méthode des effets médians** : pour les terrains agricoles, la concentration seuil produisant un effet (CSE) est calculé par extrapolation à partir de la plus basse valeur de CE₅₀ (Concentration Efficace médiane) ou de CL₅₀ (Concentration Létale médiane) disponible et d'un facteur d'incertitude allant de 5 à 10. Cette méthode n'est pas recommandée pour les autres types de terrain.

Pour les terrains agricoles, la recommandation la plus faible parmi la RQSCS et la RQSI est retenue comme RQSE.

Une variante de cette approche est utilisée en Belgique pour déterminer des recommandations de qualité des sols pour les terrains « naturels ». Des données de toxicité des invertébrés du sol, des plantes et des microorganismes sont collectées. La valeur de sécurité est basée sur le 25^{ème} percentile de la courbe cumulative des données toxicologiques, sauf pour les microorganismes qui sont traités à part.

Cette méthode est actuellement utilisée pour les métaux lourds. Elle n'est pas utilisable pour les composés organiques par manque de données écotoxicologiques.

On distingue deux types de contaminants :

- les contaminants à seuil, pour lesquels on détermine une concentration sans effet observé (CSEO) à partir d'études sur les animaux ou études épidémiologiques et on applique un facteur d'incertitude pour établir une dose journalière acceptable (DJA).
- les contaminants sans seuil, pour lesquels on établit une dose spécifique à risque (DSR) lié à un risque cancérigène. La dose journalière estimée (DJE) estime ensuite l'exposition par toutes les voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact dermique).

Les RQSSH sont fondées sur un scénario d'exposition chronique. Les recommandations sont élaborées à partir des formules présentées page suivante.

Pour les substances à seuil :

- $RPQS_{SH} = (DJA - DJE) \times FS \times MC / [(FA_I \times TI) + (FA_D \times TD) + (FA_S \times TS)] \times TE + CFS$
- $RPQS_{SH}$: recommandation préliminaire pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (mg.kg-1)
- DJA : Dose journalière acceptable (mg.kg-1 mc par jour)
- DJE : Dose journalière estimée (évaluation d'exposition multimédia (mg.kg-1 par jour))
- FS : facteur d'allocation du sol (sans unité)
- MC : Masse corporelle (en kg)
- CFS : Concentration du fond du sol (mg.kg-1)
- FA_I : Facteur d'absorption pour l'intestin (sans unité)
- FA_S : Facteur d'absorption pour la peau (sans unité)
- FA_D : Terme d'exposition (sans unité)
- TI : Taux d'ingestion de sol (kg.j-1)
- TD : Taux d'inhalation de sol (kg.j-1)
- TS : Taux de contact dermique avec le sol (kg.j-1)
- TE : Terme d'exposition (sans unité)

Pour les substances sans seuil :

- $RPQS_{SH} = DCRS \times MC / [(FA_I \times TI) + (FA_D \times TD) + (FA_S \times TS)] \times TE + CFS$
- DCRS : Dose critique à risque spécifique (mg.kg-1 par jour)
- La RQS_D est la valeur la plus faible parmi la RQS_{SH} et la RQS_E .

5.2.2. Finlande

En Finlande, un système de recommandations à deux niveaux et basé sur l'écotoxicité est utilisé. Les valeurs élaborées sont des « Target concentrations » ou objectifs de concentration et des « Intervention concentrations » ou concentrations d'intervention. La méthode la plus courante est la méthode de l'abondance des faits qui prend en compte la représentativité et la fiabilité des données de toxicité. Les « Target Concentrations » correspondent à une estimation des teneurs de précaution avec un niveau de confiance à 95% pour 5% des organismes du sol. Lorsque des données sur la distribution des organismes du sol sont peu abondantes, la concentration sans effet ou No Observed Adverse Effect Concentration (NOAEC) dans le sol est proposée avec des facteurs d'incertitude spécifiques aux substances (Assmuth *et al.*, 1999). Cette méthode est développée dans la fiche 23.

6. Autres Valeurs Guides Françaises existantes (cadre réglementaire ou d'usage)

Afin de contribuer au cadrage des valeurs seuils susceptibles d'être formulées, il convient de faire un point sur les autres référentiels existants en précisant d'une part leur statut réglementaire et contexte d'application mais également les modalités qui ont conduit à leur élaboration.

Les valeurs guides détaillées ci-après sont celles prévalant à :

- la hiérarchisation des sites potentiellement pollués : Valeurs de Source Sol, Valeurs de Constat d'Impact ;
- l'épandage des boues de station d'épuration des eaux urbaines : Valeurs limites dans les boues à épandre et valeurs limites concernant le sol susceptible de réceptionner ces boues ;
- les valeurs guides GEODE qui ont été élaborées pour satisfaire aux exigences de la commission OSPAR concernant la gestion des sédiments dragués en milieu marin (et estuarien).

Enfin, en l'absence de valeurs guide permettant de décrire la qualité des sédiments, certains acteurs de la gestion des curages/dragages ont été amenés à développer et proposer leurs propres valeurs. C'est, par exemple, le cas du Port Autonome de Rouen et des Voies Navigables de France (VNF).

6.1. LES VALEURS GUIDES EN MATIERE DE POLLUTION DES EAUX ET DES SOLS – L'EVALUATION SIMPLIFIEE DES RISQUES.

Ces valeurs (Tabl. 13) ont été élaborées dans le cadre de la méthodologie d'évaluation simplifiée des risques (Annexe 5B du guide Gestion des sites (potentiellement) pollués – Version 2) et ne sont applicables qu'à cet usage.

L'objectif de l'évaluation simplifiée des risques est de fournir les éléments permettant de différencier, après une étude de courte durée et peu approfondie, et en faisant appel à des options volontairement simplificatrices, les sites ne présentant pas de menace pour la santé humaine et l'environnement, de ceux susceptibles de générer des nuisances notables et pérennes. Notons que ce classement est établi en fonction de l'usage qui est fait du site.

Cette méthode d'évaluation, basée sur une méthode de scores, s'appuie sur les principes de l'évaluation du risque, à savoir, l'existence d'un risque implique la présence concomitante :

- d'une source dangereuse
- d'un mode de transfert vers et dans les milieux
- d'une cible (dans le cas présent : l'homme uniquement).

Les 43 paramètres qui contribuent à cette évaluation par score sont répartis en quatre groupes :

1. « potentiel danger de la source »
2. « potentiel de mobilisation et de transfert des substances polluantes »
3. « cible »
4. « impact constaté »

Les valeurs guide dans les sols contribuent à l'évaluation du « potentiel danger de la source » par les valeurs de définition de source -sol (VDSS) et à l'évaluation de l'« impact constaté » par les valeurs de constats d'impact :

- Les valeurs de définition de source –sol permettent de définir la source de pollution constituée par un sol. Ainsi, un sol qui présente une teneur en une substance supérieure à celle donnée au titre de VDSS est considéré comme une source de pollution pour cette substance.
- Les valeurs de constat d'impact permettent de constater l'impact de la pollution du sol, selon la sensibilité de son usage.

Les modalités d'élaboration de ces valeurs (VDSS et VCI) sont décrites dans le rapport INERIS – MATE 2001, Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols.

Les valeurs de constat d'impact sont définies au moyen d'un processus itératif (Fig. 6) :

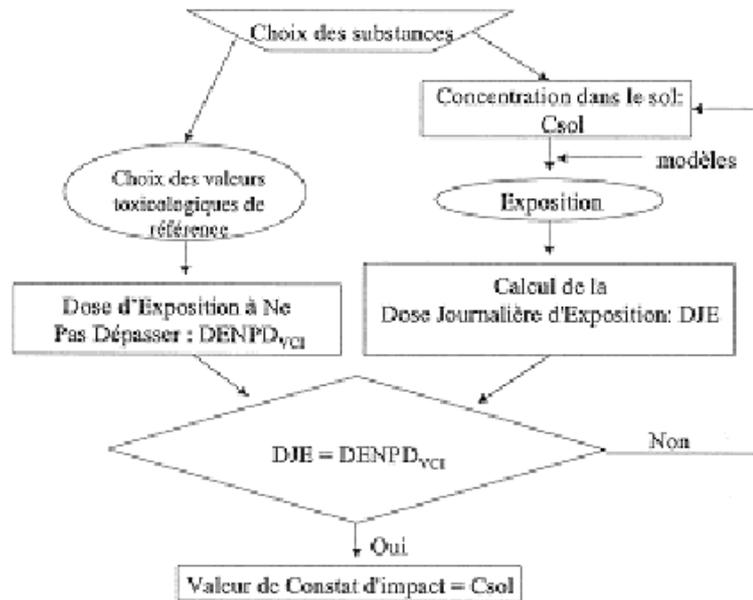
1. Au préalable, des doses d'exposition (exposition chronique) à ne pas dépasser (DENPD) sont définies à partir d'études toxicologiques.
2. Des scénarios et les voies d'exposition sont ensuite définis. Deux scénarios standards ont été sélectionnés :
 - un scénario sensible : scénario de type résidentiel avec jardin potager
 - un scénario non sensible : scénario de type industriel mixte, comportant un travail en intérieur pour la moitié du temps et un travail en extérieur pour l'autre moitié du temps d'exposition.

Les voies d'exposition prises en compte, fonction du scénario, sont :

- la voie orale : ingestion directe de particules et de poussières de sol, ingestion d'aliments d'origine végétale cultivée sur le site ;
 - l'absorption cutanée de polluants à partir du sol et des poussières de sol.⁶
3. A partir de ces scénarios, une étape d'évaluation des expositions permet de calculer une dose journalière d'exposition (DJE).
 4. Un calcul itératif permet ensuite de définir la concentration maximale dans le sol pour laquelle la dose journalière d'exposition reste inférieure à la dose d'exposition à ne pas dépasser prédéfinie en 1. Cette concentration maximale dans le sol constitue alors la VCI. Elle est ensuite discutée au sein de groupes de travail mis en place par le ministère chargé de l'environnement et validée.

⁶ d'où des valeurs parfois particulièrement élevées pour des composés organiques dont la voie d'exposition n'est ni orale, ni cutanée (certains composés volatils par exemple).

Fig. 6 - Schéma général du calcul de valeurs de constat d'impact (extrait du rapport Ineris).



Pour une substance donnée, la valeur de définition de source sol est déterminée comme étant égale à la moitié de la $VCI_{usage\ sensible}$ pour le sol. Les VDSS doivent cependant être supérieures à x fois le bruit de fond géochimique local, x étant égal à 2 pour les substances ubiquistes et à 5 pour les autres substances.

6.2. LES VALEURS GUIDES DANS LE CADRE DE LA GESTION DES BOUES DE STATIONS D'ÉPURATION DES EAUX URBAINES

Ces valeurs (Tabl. 13) encadrent la pratique de l'épandage des boues de stations d'épuration des eaux urbaines. Elles portent sur des teneurs maximales tolérables dans les boues à épandre, ainsi que sur les sols susceptibles de réceptionner ces boues.

Les boues qui sortent des stations d'épuration des eaux urbaines (production annuelle : 1 million de tonne de matière sèche) sont considérées comme des déchets (Décret 97-1133 du 08 décembre 1997) et l'article 7 du chapitre 2 de ce décret précise bien que "**Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge**" et que ces boues doivent présenter un intérêt agronomique.

L'Arrêté du 08 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux

usées, fixe les concentrations « acceptables » des boues en micro-polluants métalliques (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) et organiques (7 principaux PCB, et trois HAP).

En particulier, il modifie les modalités d'application de la norme NF U 44-041 de Juillet 1985 en divisant par deux les teneurs en éléments traces maximales tolérables (les valeurs dans les sols sont les mêmes) et en précisant les conditions d'utilisation des boues de stations d'épuration comme matière fertilisante. Cet Arrêté instaure également des notions de flux maximum cumulé sur 10 ans et impose un nombre plus élevé d'analyses de contrôle^{7,8}

La méthodologie qui a prévalu à l'élaboration des valeurs « boues » et « sol » de la première norme, la norme NF U 44-041, a consisté à établir dans un premier temps des valeurs pour les sols d'après quelques données de teneurs en métaux de fond géochimique (étude statistique)⁹. Les valeurs « boues » ont été ensuite élaborées, à partir d'une estimation des besoins d'épandage à venir, de sorte qu'après vingt ans d'épandage régulier, les teneurs en métaux du sol récepteur aient au maximum doublées.

Ces valeurs avaient été établies, dans une relative urgence, devant la nécessité croissante de cadrer la filière « épandage ». Des travaux sont actuellement en cours à l'AFNOR afin de modifier cette norme.

6.3. VALEURS FRANÇAISES APPLIQUÉES DANS LE CADRE DE LA GESTION DES SÉDIMENTS ESTUARIENS ET MARINS : GEODE

Ces valeurs guides (Tabl. 13) ont été élaborées pour satisfaire aux exigences de la commission OSPAR concernant la gestion des sédiments dragués en milieu marin (et estuarien).

Elles sont le fruit d'un groupe de travail intitulé Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement - GEODE -, créé en 1990, à l'initiative de la Direction des Ports et de la Navigation Maritimes. Ce groupe est constitué de représentants des Ports Autonomes Maritimes, du Service Maritime, de représentants des ministères chargés de l'Environnement, la Défense et l'Équipement et d'experts scientifiques.

⁷ Ce nombre d'analyses est fonction du tonnage de boues épandues. A titre indicatif, la première année, pour un tonnage inférieur à 32 tonnes MS, une analyse doit être réalisée sur les composés organiques et deux concernant les éléments en traces ; pour des tonnages supérieurs à 4800 tonnes, il est nécessaire de réaliser 24 analyses des composés organiques et 48 des éléments traces.

⁸ Voir également la circulaire DE/GE n°357 du 16 mars 1999 relative à la réglementation relative à l'épandage des boues de stations d'épuration urbaines qui est un document d'aide à la mise en œuvre de la réglementation.

⁹ Notons que ces valeurs « sols » ont été comparés aux teneurs en éléments traces métalliques (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) d'une population générale de 1874 échantillons de sols français (horizons de surface et horizons profonds, sols agricoles et forestiers). Les sols étudiés présentent des teneurs supérieures aux valeurs « sols » pour 0.3% des cas pour le cuivre, jusqu'à 16.7% pour le nickel (travaux menés par l'INRA par M. Baize (programme INRA-ASPITET).

GEODE est particulièrement connu pour le conseil technique apporté dans le domaine de la stratégie de dragage et d'immersion. En effet, en milieu littoral, les matériaux une fois dragués, sont traditionnellement rejetés (clapés) au large. Afin de limiter les impacts liés à cette immersion, des niveaux de références de contaminants – métaux As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn et autres substances (PCB...) - à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou estuariens ont été élaborés par le groupe GEODE.

a) Méthode d'élaboration de ces critères de qualité

Elle est distincte pour les métaux et les PCB.

Pour les éléments métalliques, elle se base sur le traitement statistique des concentrations des différents métaux, mesurées lors de campagnes pluriannuelles le long du littoral français (Mer du Nord, Manche, Atlantique, Méditerranée) entre 1986 et 1990.

Un graphique de répartition des concentrations en fonction du logarithme des pourcentages cumulés des mesures, est établi. Les valeurs « naturelles » s'ordonnent selon une droite qui représente la distribution gaussienne des données : celles correspondant à des échantillons contaminés ne participent pas à cette distribution et s'écartent de la droite et ne sont pas retenues pour la suite.

La valeur de concentration médiane est ainsi définie pour chaque élément métallique. De façon arbitraire, les niveaux 1 et 2 ont été pris égaux à, respectivement deux et quatre fois cette concentration.

Pour les PCB dont l'origine est uniquement anthropique, le niveau 2 a été calculé en considérant que la contamination des sédiments dragués doit garantir la consommabilité des poissons vivant au dessus de ces sédiments (avec un facteur de sécurité égal à 100). Le niveau 1 est arbitrairement défini comme égal à la moitié du niveau 2.

b) Applications

L'arrêté du 14 juin 2000 - JO du 10/08/2000- reprend et fixe ces niveaux de références (Tabl. 13), et devait, à court terme, être accompagné d'une circulaire précisant leurs conditions d'utilisation.

En attendant, ces valeurs constituent encore des recommandations telles que :

- niveau 1 : valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises.
- niveau 2 : valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

Dans ces deux derniers cas, il est fait appel à une évaluation écotoxicologique du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire.

Il faut noter que, même si les teneurs sont inférieures aux seuils mentionnés, l'immersion des matériaux dragués peut être remise en question pour des raisons d'acceptabilité sociale (refus du clapage par les pêcheurs, conchyliculteurs, associations locales,...). Se pose alors la question du devenir et des conditions et coûts de gestion, en milieu côtier ou terrestre, de ces matériaux qui ne peuvent être rejetés en mer.

Tabl. 13 - Tabl. récapitulatif de certaines valeurs guides existantes en France (exprimées en mg/kg de matière sèche).

	Evaluation simplifiée des risques			Epannage des boues de STEP		Sédiments marins Niveaux GEODE	
	Valeurs de définition de source sol VDSS	VCI usage sensible	VCI usage non sensible	« sols »	« boues »	Niveau 1	Niveau 2
As	19	37	120	nm	nm	25	50
Cd	10	20	60	2	20	1.2	2.4
Cr	65	130	7000	150	1000	90	180
Cu	95	190	950	100	1000	45	90
Hg	3.5	7	600	1	10	0.4	0.8
Ni	70	140	900	50	200	37	74
Pb	200	400	2000	100	800	100	200
Zn	4500	9000	pvl	300	3000	276	552
7 PCB*				-	0.8	0.25	0.5
Fluoranthène	3050	6100	pvl	-	4	-	-
Benzo(b) fluoranthène	450	900	2520	-	2.5	-	-
Benzo(a) pyrène	3.5	7	25	-	2	-	-

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

pvl : pas de valeur limite

6.4. VALEURS PROPRES À CERTAINS GESTIONNAIRES DE SÉDIMENTS CONTINENTAUX

Des acteurs de la gestion des curages/dragages comme par exemple, le cas du Port Autonome de Rouen et des Voies Navigables de France (VNF) ont été amenés à développer et proposer leurs propres valeurs guides.

6.4.1. Le cas du Port Autonome de Rouen

Suite à un travail de synthèse des informations disponibles, d'une part dans la littérature scientifique, et d'autre part dans les normes et recommandations des pays étrangers, le Port Autonome de Rouen (Service de la Navigation de la Seine, 4^{ème} section, cellule Anti Pollution, M. Delouis) a proposé une grille de classification de la qualité des produits de dragage continentaux dont il assure la gestion.

Dans le cadre des études préalables menées sur un site pilote dans la boucle d'Anneville, cette grille de lecture a été mise au point et finalisée avec l'aide de la DRIRE. Elle a été présentée et a reçu l'assentiment de la DIREN et du Parc Naturel Régional de Brotonne.

Les critères établis par le Port Autonome de Rouen s'appliquent aux sédiments de dragage d'entretien ou de travaux neufs de la Seine dans sa partie comprise entre Rouen et environ 10 km en amont du pont de Tancarville (limite de salinité).

Les sédiments sont classés selon des **indices de qualité**. Ces indices permettent de suivre l'évolution de la qualité des sédiments de Seine au cours des années et orientent les choix de gestion quand ils sont élevés et traduisent une pollution notable. Cette classification par indice de qualité n'a pas de statut réglementaire officiel mais elle a été mise au point en collaboration avec la DRIRE locale.

a) Méthode d'élaboration des critères de qualité

Elle est distincte pour les métaux, les PCB et les HAP.

Pour les 8 métaux

Elaboration en deux temps :

- d'une part, à partir de données issues de la littérature, 5 seuils sont définis, permettant de définir 6 catégories pour chaque métal :

catégorie	Arsenic	Cadmium	Chrome	Cuivre	Mercure	Plomb	Nickel	Zinc
1	< 10	< 0,8	< 50	< 35	< 0,3	< 50	<25	<100
2	10-20	0,8-2,4	50-150	35-100	0,3-1	50-100	25-50	100-250
3	20-30	2,4-6	150-250	100-200	1-2	100-250	50-100	250-750
4	30-50	6-12	250-500	200-300	2-4	250-500	100-200	750-1500
5	50-100	12-20	500-1000	300-500	4-10	500-1000	200-500	1500-3000
6	>100	>20	>1000	>500	>10	>1000	>500	>3000

- un indice est ensuite établi en fonction de la somme des catégories pour les 8 métaux. Ces indices sont au nombre de 5.

indice de qualité	sommation des catégories
1	comprise entre 9 et 16
2	comprise entre 17 et 24
3	comprise entre 25 et 32
4	comprise entre 33 et 40
5	supérieure à 41

Afin que la présence d'un métal à de très forte concentration ne soit pas masqué dans l'indice (c'est le cas, si les autres métaux eux sont présents à de faible teneur), il est associé à cette démarche une notion de seuil unitaire pour chacun des métaux et une gestion différente est appliquée aux sédiments lorsque la composition en métal du sédiment entre dans la catégorie 5 ou 6 :

- **Catégorie 5** : des précautions particulières devront être prises en compte. Les matériaux mis en dépôt devront être éloignés des zones sensibles (à un niveau inférieur des surfaces concernées par les usages potentiels).
- **Catégorie 6** : à ce jour, un mode de gestion spécifique à cette catégorie de sédiments devra être opéré et les meilleures techniques disponibles mise en œuvre.

Pour les PCB (6 congénères : 28, 52, 101, 138, 153, 180) et les HAP (fluoranthène, benzo-3,4- fluoranthène, benzo-11,12-fluoranthène, benzo-3,4-pyrène, benzo-1,12-prérylène, indéno-pyrène), les indices sont directement attribués en fonction de la teneur en ces polluants.

PCB (en µg/kg)	HAP (en mg/kg)	dont benzo(a)pyrène
niveau 1 : ≤ 50	niveau 1 : ≤ 2.5	≤ 2
niveau 2 : ≤ 200	niveau 2 : ≤ 10	≤ 5
niveau 3 : ≤ 500	niveau 3 : ≤ 40	≤ 10
niveau 4 : ≤ 1000	niveau 4 : ≤ 100	≤ 20
niveau 5 : > 1000	niveau 5 : > 100	> 20

Les teneurs en métaux (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn) sont systématiquement analysées. Les teneurs en PCB et HAP sont analysées uniquement pour les sédiments issus de l'entretien des voies d'eau.

b) Applications

Le Port Autonome de Rouen doit gérer pour sa partir continentale, en dragage d'entretien, près de 300 000 tonnes (matière sèche) de sédiments par an.

Les indices de qualité **constituent essentiellement des indices de suivi** de l'évolution de la qualité chimique des sédiments ; en effet, les sédiments étudiés sont essentiellement situés dans les indices inférieurs (1 et 2) et les choix de gestion ne sont pas modifiés pour ces valeurs :

Les sédiments sont traditionnellement mis «à terre », dans des chambres de dépôt, enceintes fermées par des digues, dans lesquelles les sédiments sont refoulés hydrauliquement, puis, pour les matériaux fins, se consolident à l'air.

Les sédiments sableux peuvent faire l'objet d'un réemploi, notamment en constitution de remblais et terre pleins portuaires.

Depuis peu, des études visent à montrer la faisabilité technique et écologique de la mise en dépôt des sédiments fins dans d'anciennes ballastières (trous créés par l'extraction de granulats dans le lit ancien de la Seine).

6.4.2. Le cas des Voies Navigables de France

Les Voies Navigables de France (VNF) ont établis des consignes de caractérisation des sédiments à draguer en termes qualitatifs, quantitatifs et devenirs en découlant, **visant à proposer à leurs services une procédure unifiée** lors de la gestion des curages (Guide d'intervention pour la pratique des dragages (1998)).

Ces critères s'appliquent aux sédiments de curage des cours d'eau navigables. Ils peuvent néanmoins constituer une indication pour tous les autres types de curage continentaux. Ils sont établis, comme première approche, pour orienter les choix concernant le devenir des matériaux curés. Ces seuils s'inspirent de critères réglementaires français existants mais non pas de statut officiel (Tabl. 13).

Ces seuils, au nombre de deux, permettent d'établir 3 catégories de sédiments :

« Catégorie I, en dessous du seuil 1 : la valorisation des produits de dragage est recommandée, elle peut être faite sur des terres agricoles alimentaires ; il n'existe aucune restriction dans le devenir de ces produits. Dès lors que la valorisation repose sur le remblaiement d'une carrière, les matériaux de dragage doivent répondre aux critères définis dans l'autorisation d'exploitation de la carrière.

Catégorie 2 : elle est définie comme suit: **aucune teneur des produits de dragage en l'un de ces éléments** n'est supérieure à la teneur de référence correspondante (seuil 2). Les conditions d'application de la catégorie 2 permettent de valoriser ou de stocker les produits de dragage entrant dans cette catégorie sans connaissances particulières sur les sites où ils seront valorisés ou stockés. Seul le régalaie (dépôt d'une hauteur de plus de 30 cm sur la parcelle) sur des terres agricoles alimentaires est à proscrire. Dès lors que la valorisation repose sur le remblaiement d'une carrière, les matériaux de dragage doivent répondre aux critères définis dans l'autorisation d'exploitation de la carrière.

Catégorie 3 : cette troisième catégorie repose sur le principe que la teneur en un ou plusieurs éléments est supérieure à la teneur de référence correspondante (seuil 2). La valorisation ou le stockage des produits nécessite la mise en place d'une étude de faisabilité relative à la destination du produit de dragage. Cette étude permettra de donner des éléments d'aide à la décision et d'orienter le choix

pour réaliser un devenir des produits de dragage respectueux de l'environnement et économiquement supportable. »

La mise en place de catégories n'est pas limitante directement dans l'usage. En effet, lorsque les teneurs des matériaux analysés dépassent la teneur de référence liée au seuil 2, une étude de faisabilité doit être mise en place afin de connaître l'environnement dans lequel va être stocké ou valorisé le produit.

Il est rappelé que tout projet où « les matériaux sont utilisés et portent sur une quantité à extraire supérieure à 2000 tonnes » est soumis à une demande d'autorisation au titre de la loi relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. Ainsi, il importe de prendre contact avec la DRIRE compétente localement dès lors qu'un projet d'utilisation des matériaux de dragage est identifié et qu'il dépasse 2000 tonnes.

a) Méthode d'élaboration des critères de qualité

Le seuil 1 correspond aux valeurs limites « sol » pour les métaux telles que définies dans l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues issues du traitement des eaux usées, sur les sols agricoles. L'arsenic est inclus dans ce seuil (et non dans les valeurs « sols ») et les hydrocarbures totaux sont mesurés (au lieu de certains hydrocarbures aromatiques polycycliques). L'utilisation du seuil 1 par les VNF se justifie par la pratique du régilage (mise en cordon de sédiments de 30 à 50 cm d'épaisseur, le long des berges) qui s'apparente à la constitution d'un néosol.

Le seuil 2 a été défini arbitrairement ; les valeurs qui le composent sont comprises entre les valeurs limites « sols » et « boues » de l'arrêté du 8 janvier 1998 (valeur « sol » x facteur 1.7 à 3.7 selon les éléments).

Ces polluants sont systématiquement analysés sur le sédiment (teneur exprimée par rapport à la matière sèche).

Si les sédiments appartiennent à la catégorie 3, les effluents liés au mode de gestion choisi (essentiellement stockage) sont également analysés pour les caractéristiques suivantes : DBO, DCO, MES, métaux, hydrocarbures.

b) Applications

Actuellement, les deux tiers des 6 millions de millions de m³ de sédiments extraits chaque année en France, au titre de l'entretien, en milieu continental sont mis en dépôt ou en cordon le long des berges (régilage).

Quand les sédiments contiennent une part importante de sables, ceux ci sont récupérés et valorisés en travaux publics. Cette action concerne environ 10 % des volumes de boues évacués. Quelques pour-cent des sédiments curés sont

également utilisés en remblais, sont remobilisés vers l'aval ou font l'objet d'essais d'inertage.

L'épandage des boues de curage en agriculture porte sur 5 à 7 % des quantités extraites. Les boues épandues sont encore très liquides et elles constituent un nouveau sol (néosol). Les VNF ont recours à cette filière quand la boue curée a des teneurs en métaux inférieures à celles de la limite « sol, » telle que définie dans l'arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues issues du traitement des eaux usées sur les sols agricoles. Par ailleurs, en raison du problème du transport, le stockage n'est envisageable qu'à proximité des zones curées.

Si l'on se réfère aux valeurs limites « sols », 10% des sédiments gérés par les VNF sont considérés comme pollués à l'échelle nationale. Dans le Nord Pas de Calais, ce sont plus de 80 % des sédiments qui dépassent les limites « sols », parfois de plusieurs ordres de grandeur. L'Est de la France, l'aval de Paris et les régions du Lot et de la Garonne renferment fréquemment des sédiments contaminés.

De l'avis des VNF, la plupart du temps les opérations de curage sont réalisées dans des conditions non satisfaisantes, les boues étant rarement analysées, l'impact de l'extraction et de leur devenir (dépôt) peu ou pas évalués. Cela peut s'expliquer pour partie par le coût que représente le curage et l'élimination des boues. Ainsi par exemple, les VNF disposent d'un budget d'environ 6 euros par m³. Ce montant est, de l'avis même de ces services, insuffisant, le coût de l'élimination pour un sédiment non pollué étant estimé entre 7 et 15 euros le m³. Ce montant peut être multiplié par 2 ou par 10 quand le sédiment est pollué (communication de l'Agence de l'Eau Artois Picardie).

Dans le cas du curage de la Scarpe moyenne (62 000 m³ à extraire sur 7 km de long), le choix des VNF a été d'orienter les boues curées vers un site de stockage contrôlé qui se rapproche en tous points, dans sa conception, d'un site de stockage de classe 2. Le coût de l'opération de curage et de stockage est évalué à environ 38 euros par m³ de boue éliminée (soit environ 50 euros par tonne de tière sèche, la boue en question étant d'une siccité proche de 80%). Ce coût est relativement bas car il n'inclut pas le prix du terrain qui appartenait déjà aux VNF. En outre, la siccité du matériau est très favorable et est maintenue en l'état par un curage réalisé au godet.

Pour certains sites, en l'absence d'une filière de gestion des matériaux extraits compatible avec les budgets dont disposent les gestionnaires des infrastructures, ces derniers reportent les opérations de curage et parfois envisagent l'abandon "en place".

7. Orientations pour une méthodologie spécifique à l'élaboration de valeurs françaises de qualité des sédiments

Le tableau 10 présente les stades d'utilisations des valeurs de qualité des sédiments dans les différents pays détaillés ci - avant.

Rappelons que la France souhaite développer :

- dans un premier temps, des valeurs de déclenchement d'actions, valeurs à caractère réglementaire, applicables lors des études préliminaires telles que celles précédant les dragages de cours d'eau ;
- dans un second temps, dès lors que ces actions sont définies, des valeurs correspondant à des objectifs pour autoriser certains devenirs (seuil maximum pour stockage sans traitement préalable, seuils maximaux pour régalage sur des terres agricoles, ...).

Ainsi que le démontrent les tableaux de synthèse, aucune des méthodologies étrangères identifiées ne correspond aux besoins exprimés en France pour la déclinaison de valeurs considérant deux types d'impact (négligeable et significatif) tant sur le plan de la protection de la ressource en eau que sur ceux de la santé humaine et de la protection des écosystèmes. La plupart de ces pays ne considèrent, dans le cadre de la problématique sédiments, qu'une seule cible, les écosystèmes. Seules les approches développées dans le cadre de la gestion et de la réhabilitation des sols pollués prennent en considération, dès lors qu'elles sont présentes, ces différentes cibles.

Les souhaits exprimés conduisent à proposer d'utiliser une approche de type évaluation des risques pour dériver les valeurs françaises. Cette proposition permettra par ailleurs de mettre en cohérence cette approche de gestion des sédiments contaminés avec les réglementations en vigueur ou à venir (dont la nouvelle directive cadre eau). Cette évaluation des risques doit reposer sur les scénarios d'exposition. Il y a alors deux possibilités (ces deux possibilités pouvant éventuellement se combiner dans le cadre de la mise en place d'une nouvelle approche) :

- une définition de valeurs génériques correspondant à des scénarios d'exposition génériques (identiques à l'échelle du territoire),
- une définition de valeurs spécifiques, à réaliser au cas par cas, selon les conditions locales des zones de dépôt des sédiments,

Au vu des demandes et du retour d'expériences sur les pays pratiquant ces approches de gestion, il est possible de proposer :

- soit une dérivation de valeurs génériques pour toutes les étapes envisagées (déclenchement des études, et autorisation / orientation du devenir des boues après dragage),
- soit une dérivation de valeurs génériques pour le déclenchement et un renvoi à une évaluation détaillée des risques spécifiques à chaque cas pour la partie relative au devenir.

Par ailleurs, il ressort des discussions précédentes avec le groupe de travail chargé du suivi de l'étude que deux types de seuils génériques pourraient être envisagés :

- un seuil d'impact considéré comme négligeable, seuil en dessous duquel le risque pour les différentes cibles est considéré comme très faible et de ce fait, ne nécessitant pas d'action particulière visant à réduire le risque,
- un seuil d'impact considéré comme significatif, seuil au delà duquel des études complémentaires doivent être réalisées en fonction des devenirs des dits sédiments, ces derniers ne pouvant alors rester en place.

Le devenir des dits sédiments peut quant à lui être traité soit au travers de valeurs génériques correspondant alors à un contexte hydrogéologique et environnemental considéré comme représentatif de la situation française (scénario « moyen ») ou à un contexte local sensible (application du principe de précaution), soit de valeurs spécifiques tenant compte du contexte local (existence de ressources en eau à protéger, faune et flore locale, ...).

Du fait de l'absence de référentiels étrangers répondant sensu stricto aux souhaits exprimés au niveau français dans ce cadre réglementaire, plusieurs options peuvent être envisagées pour dériver les valeurs françaises :

- Utilisation de valeurs-guides étrangères, à condition que les principes de base soient proches de l'approche souhaitée par la France ;
- Réévaluation de certaines approches étrangères sur la base des principes fondamentaux définis par la France et adaptation partielle d'une des méthodes identifiées,
- Dérivation de valeurs propres, selon une méthode d'évaluation des risques.

La **première option d'utilisation de valeurs guides étrangères** présente l'avantage majeur de pouvoir disposer rapidement de valeurs dès lors qu'un consensus a été obtenu sur l'approche à retenir et sur les substances pour lesquelles des valeurs existeront. A contrario, cette option présente des inconvénients importants tels que :

- une différence entre les principes de base de l'approche étrangère et les principes retenus par la France pour sa gestion des sédiments contaminés, pouvant rendre la communication sur ce choix difficile,
- une nécessité de suivre le dit référentiel dans le temps pour apprécier ses évolutions et éventuellement les transcrire dans le référentiel français,

- le besoin de suivre les prescriptions techniques en matière d'échantillonnage et d'analyse, inhérentes à l'approche retenue.

Cette option peut être intéressante dans une optique d'attente de définition de valeurs françaises répondant plus précisément au cahier des charges souhaité.

La **seconde option, reposant sur une réévaluation de certaines approches étrangères** et une adaptation partielle d'une des méthodes, apparaît comme peu intéressante dans le contexte français.

La **troisième option de la dérivation de valeurs propres à la France**, est celle nécessitant le plus de temps, car elle passe par l'obtention d'un consensus de l'ensemble des partenaires sur les points suivants, détaillés par la suite :

- a) la nature des cibles à prendre en considération dans l'approche.
- b) les scénarios d'exposition pour les différentes cibles
- c) les paramètres d'exposition à prendre en considération dans les dits scénarios
- d) les niveaux de risques considérés comme acceptables pour chacune des cibles prises en considération
- e) les seuils d'incertitude acceptables.

a) Nature des cibles à prendre en considération dans l'approche

Sans un accord sur ce point, il sera difficile d'orienter vers telle ou telle autre solution, la première pouvant s'avérer inutilisable si la décision portait sur l'ensemble des cibles. Par ailleurs, pour la cible écosystèmes, compte tenu des connaissances scientifiques actuelles et des outils disponibles, il conviendrait de définir plus précisément les espèces représentatives des différents niveaux.

Les cibles à prendre en considération dans l'approche française telle que définie au vu des discussions tenues au cours des réunions de suivi de cette opération seraient :

- pour les seuils de déclenchement, basés sur l'existence d'un impact significatif, les ressources en eau (qualité des eaux telle que définie dans les SAGE ou SDAGE en fonction des usages), les écosystèmes aquatiques, la santé humaine via les usages de l'eau (ex. : alimentation en eau potable, usages récréatifs, irrigation),
- pour le devenir des sédiments dès lors qu'une action de dragage est envisagée, les mêmes cibles mais telles que potentiellement exposées du fait du devenir des boues :
 - stockage à l'air libre : protection des ressources en eau, des écosystèmes, et de la santé humaine,

- confinement, protection des eaux (plus particulièrement eaux souterraines), le contact envers les écosystèmes et la santé humaine étant réduit du fait du système de protection, etc,
- régalage sur des terrains agricoles : productions agricoles, santé humaine via l'alimentation produite sur le site, faune via l'alimentation produite sur le site, etc.

b) Scénarios d'exposition pour les différentes cibles

Ce choix pourrait se faire en définissant des scénarios réalistes pour chaque situation à prendre en considération, avec les modes d'exposition considérés comme les plus pertinents pour les différentes cibles.

c) Paramètres d'exposition à prendre en considération dans les dits scénarios

Ces paramètres dépendront du degré de précision souhaité et pourront être repris des méthodes existantes d'évaluation des risques pour la santé, pour les ressources en eau, pour les écosystèmes (ex. : évaluation détaillée des risques pour la santé humaine en relation avec les sols pollués) ; rappelons qu'à ce stade, il conviendra de prendre en compte différents paramètres comme :

- les caractéristiques physico-chimiques des polluants pour lesquels on souhaite dériver des valeurs. Ce point est fondamental pour les scénarios « sédiments » en raison des changements de conditions physico-chimiques lors des différents changement d'état du sédiment (en place – condition souvent anoxique- ; lors du curage – aération-...),
- pour la voie « ingestion de solides » lors d'une évaluation des risques pour la santé: teneur en carbone organique, porosité totale, teneur en eau, pH, ... , d'un sol « moyen » considéré comme représentatif des situations en France dans le cas d'une dérivation de valeurs génériques, d'un sol type de celui rencontré en local dans le cas de valeurs spécifiques,
- les caractéristiques propres aux cibles (exemples : poids, surface corporelle durée d'exposition, ...).

d) Niveaux de risques considérés comme acceptables pour chacune des cibles prises en considération

Certains niveaux de risques sont contraints par des réglementations en vigueur (ex. : valeurs sur les eaux destinées à la consommation en eau potable, ...) ; Dans la plupart des cas de scénarios étudiés pour dériver des valeurs guides, il y aura plusieurs types de cibles à prendre en considération. Les méthodes actuellement utilisées consistent à dériver des valeurs acceptables pour chaque cible et à retenir comme seuil la valeur la plus basse obtenue. Ainsi, toutes les cibles seront protégées. Ceci conduit cependant souvent à des valeurs guides relativement basses, parfois difficilement applicables sur le terrain.

e) Les seuils d'incertitude acceptables

L'analyse des incertitudes est un élément essentiel et indispensable pour toute analyse de risque. Son premier objectif est de montrer que le risque évalué résulte d'une approche raisonnablement conservative. Par contre, elle ne permet pas toujours de donner un intervalle de confiance à chaque valeur ou seuil. Dans tous les cas, le développement de l'analyse sera fonction des enjeux. Ainsi, il peut s'agir d'une évaluation de l'incertitude de type qualitatif, semi-quantitatif ou quantitatif.

Rappelons finalement que le recours à des valeurs guides suppose de prévoir des procédures particulières de prélèvement, d'échantillonnage, de pré-traitement et d'analyses des échantillons (pour les différentes substances faisant l'objet de valeurs guides) permettant une mise en œuvre satisfaisante et cohérente sur l'ensemble du territoire. Là encore, l'expérience de certains pays ayant recours à ces méthodes depuis de nombreuses années sera utilisable.

8. Bibliographie

Assmuth T. and Seppänen A. (1999) Finland. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework. LQM Press, Nottingham.

ASTM. (1992). Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates. ASTM, Philadelphia, PA. 23 p.

ASTM. (1992). Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine amphipods. ASTM, Philadelphia, PA. 24 p.

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/wqg-ch3.pdf>

Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting (2000) – Chapitres 1 à 7 – No 7 – ANZECC et ARMCANZ, Octobre 2000.

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/monitoring.html>

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – Volume 2 – Chapitre 8.

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/volume2-8-4.pdf>

Babut M., Perrodin Y. (2001). Evaluation écotoxicologique des sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Document VNF – Cemagref – ENTPE et CETMEF. 47 pages.

Babut, M. (1997). Seuils de qualité pour les micropolluants organiques et minéraux dans les eaux superficielles. 53. Agences de l'eau.

Beller, H., R.Barrick et S.Becker (1986). Development of Sediment Quality Values for Puget Sound. Prepared by Tetra Tech Inc. For Ressources Planning Associates/ United States Army Corps of Engineers, Seattle District of Puget Sound Dredged Disposal Analysis program. Bellevue, Washington.

Bernstein A. G. and al. (2000). Venice Marghera harbour canals : environmental problems and sediment management choices (draft) from the protection of european water resources contaminated sites landfills – sediments Venice, Italy.

Bieber A., V.Franzius and K. Freier. (1999). *Germany*. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework. LMQ Press, Nottingham.

Binder S., Sockal D., Maughan D. (1986) Estimating soil ingestion : the use of tracer elements in estimating the amount of soil ingested by young children. Arch. Environ. Health 41 341-345.

Bolton, S.H., R.J. Breteler, B.W. Vigon, J.A. Scanlon and S.L. Clark. 1985. National perspective on sediment quality. Prepared for the United States Environmental Protection Agency, Washington, District of Columbia. 194 pp.

- Brodberg, R.K., Kan, K. et Pollock, G.A. (1993). Strategy for establishing Sediment Quality Objectives Based on Human Health Risk Assessment. Status of the Bay Protection and Toxic Cleanup Program- Appendices. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento, CA.
- BRGM. (mars 2000). Guide « Gestion des sites (potentiellement) pollués - Visite préliminaire, diagnostic initial et Evaluation Simplifiée des Risques », version 2. Editions BRGM.
- Caims, M.W., A.V. Nebeker, J.H. Gakstater and W.L. Griffis. 1984. Toxicity of copper-spiked sediments to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3:435-445.
- Calabrese E.J., Barnes R.M., Stanek E.J., Pastides H., Gilbert C.E., Veneman P., Wang X., Lasztity A., Kostecki P.T. (1989) How much soil do children ingest : an epidemiologic study. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 10 123-37.
- CCME. (Mars 1995). Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique, Rapport du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, EPC-98F.
- CCME. (1996). Protocole d'élaboration de recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg.
- CCME. (1999). Protocole pour l'élaboration de recommandation pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chapman, P.M. 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5:957-964.
- Chapman, P.M. 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8:589-599.
- Clausing P., Brunekreef B., Van Wjinen J. H. (1987) A method for estimating soil ingestion by children. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 59 73-82.
- Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Environnement Canada Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.
- Davies R.P. and A.J. Dobbs. (1984). The prediction of bioconcentration in fish. – *Wat. Res.* 18:1253-1262.
- Davies S., Waller P., Buschbom R., Ballou J. and White P. (1990) Quantitative estimates of soil ingestion in normal children between the ages of 2 and 7 years : population-based estimates using aluminium, silicon and titanium as soil tracer elements. *Arch. Environ. Health* 45 (2) 112-122.
- Department of Health Services (DHS). (1989). *Recommandations to the State Water Resources Control Board Regarding Levels of Fish Consumption. Letter from Dr.K.W.Kizer, Department of Health Services, to Mr. J.W.Baetge, State Water Resources Control Board, September 28, 1989.*

Developping national sediment quality criteria, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 22, No. 11, 1988.

Di Toro, C.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas and P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10:1541-1583.

Di Toro, D.M. (1995). A particle interaction model of reversible organic chemical sorption. *Chemosphere* 14 (10), 1503-38.

Dubeaux D. (1994) Les français ont la main verte. INSEE Première 338.

Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses- Report 5050, 2000.

Environmental Quality Criteria – Coasts and Seas – Report 5052, 2000.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 1989a. Sediment classification methods compendium. Final Draft Report. Washington, District of Columbia.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 1990. Evaluation of the sediment classification methods compendium: Report of the sediment criteria subcommittee of the ecological processes and effect committee. EPA-SAB-EPE-90-018. Science Advisory Board. Washington, District of Columbia. 25 pp.

EPA (United States Environmental Protection Agency). 1992. Sediment classification methods compendium. EPA 823-R92-006. Prepared by: U.S. Environmental Protection Agency, Sediment Oversight Technical Committee. Office of Water. Washington, District of Columbia.

Etude d'établissement de seuils de qualité pour les sédiments. Cemagref. Département Gestion des Milieux Aquatiques Division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques. Groupement de Lyon, Novembre 1998.

Florida Department of environmental Protection (1994) Approach of the assessment sediment quality in Florida Coastal waters ; Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines. Office of Water Policy. volume 1, p 140.

Garric, J. *et al.* (Novembre 1998). Etude d'établissement de seuils de qualité pour les sédiments. Cemagref, Département Gestion des Milieux Aquatiques, Division Biologique des Ecosystèmes Aquatiques, Lyon.

Guidance for Sediment Quality Evaluations. New Jersey Department of Environmental Protection. November 1998.

Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario, August 1993.

Il Ministro dell Ambiente (1993) Protocollo recante criteria di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpigo dei fanghi estratti dai canali di Venezia.

- INERIS (2001). Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, P 54.
- INERIS (2001). Evaluation des Risques Sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des ICPE. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement.
- Jaagumagi, R. (1990a). Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc. Water Resources Branch, Watershed Management Section. 10 p. + annexes.
- Jaagumagi, R. (1990b). Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for PCBs and the organochlorine pesticides. Rapport préparé pour le ministère de l'environnement de l'Ontario.
- Jones, D.S., G.W.Suter II and R.N. Hull. (1997). Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota : 1997 Revision. Lockheed Martin Energy Systems for the US Department of Energy, East Tennessee Technology Park.
- Landrum P.F., 1989 – Bioavailability and toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed to sediments for the amphipod *Pontoporeia hoyi*. – Environ. Sci. Tech. 23:588-595.
- Kadeg, R.D., S.P. Pavlou and A.S.S Duxbury. 1986. Sediment criteria methodology validation: Elaboration of sediment normalization theory for non-polar hydrophobic organic chemicals – Final Report. Prepared for EPA. Office of Water Regulations and Standards. Criteria and Standards Division.
- Lee II H., 1992 – Models, Muddles and Mud: Predicting Bioaccumulation of Sediment-Associated Pollutants. pp. 267-293 in G.A. Burton (ed.): Sediment Toxicity Assessment – Lewin Publishers, Ann Arbor.
- Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental management Vol.19, No1 pp.81-97.
- Long, E.R. 1992. Ranges of chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects. Marine Pollution Bulletin 24(1): 38-45.
- Long, E.R. and P. Chapman. 1985. A sediment quality triad: Measurements of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition in Puget Sound Marine Pollution Bulletin 16:405-415.
- Long, E.R. 1989. Use of the sediment quality triad in classification of sediment contamination. In: Contaminated Marine Sediments – Assessment and Remediation. Marine Board. National Research Council. Washington, District of Columbia.
- Long, E.R. and L.G. Morgan. 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington, 175 pp. + appendices.

Long E.R. and D.D. MacDonald. 1992. National Status and Trends Program Approach. In: Sediment Classification Methods Compendium. EPA 823-R-92-006. Office of Water. United States Environmental Protection Agency. Washington, District of Columbia.

Long E.R., Field E.J., MacDonald D.D. 1998. Predicting toxicity in marine sediments with numerical sediment quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 17 : 714-727.

Loring D.H. 1990. Lithium- a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. *Mar. Chem.* 29 :155-168.

Loring, D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Sciences* 48:101-115.

Loring D.H. et R.T.T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Sci Rev.* 32-235.

Loring D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48 :101-115.

MacDonald, D.D. and S.L. Smith. 1991. A discussion paper on the derivation and use of Canadian sediment quality guidelines for the protection of freshwater and marine aquatic life. Report prepared for the Canadian Council of Ministers of the Environment. Environment Canada. Ottawa, Canada.

Mac Donald D.D. 1993. Development of an approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Préparé pour le Department of Environmental Protection de la Floride. Mac Donald Environmental Sciences, Ltd., Ladysmith, C.-B. Vol. 2, 117pp.

MacDonald, D.D. 1994. Development of an approach to assessing sediment quality in Florida coastal waters: Volume 2 – Development of the Sediment Quality Assessment Guidelines. Report prepared for Florida Department of Environmental Regulation. Tallahassee, Florida.

MacDonald, D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39 : 20-31.

McLeese, D.W. and C.D. Metalcafe. 1980. Toxicities of eight organochlorine compounds in sediment and seawater to *Crangon septemspinosa*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 25:921-928.

Mudroch, A., L. Sarazin, T. Lomas and C. deBarros. 1986. Report on the progress of the revision of the MOE guidelines for dredged material open water disposal 1984/85. Environment Canada. Inland Waters Directorate. Environmental Contaminants Division. Draft Report. 15 pp.

Mudroch, A., L. Sarazin and T. Lomas. 1988. Summary of surface and background concentrations of selected elements in the Great Lakes sediments. *Journal of Great Lakes Research* 14:241-251.

Neff, J.M., D.J. Bean, Cornaby, R.M. Vaga, T.C. Gulbransen et J.A. Scanlon. (1986). Sediment Quality Criteria Methodology Validation : Calculation of

Screening Level Concentrations from Field Data. Work Assignment 56, Task IV. Washington, DC : US EPA. Criteria and Standards Division, Office of Water Regulations and Standards, SCD N°7, 225 p.

Neff, J.M., J.Q. Word et T.C. Gulbransen (1987). Recalculation of screening level concentrations for nonpolar organic contaminants in marine sediments Final report. Washington, DC : US EPA Region V. 18 pp.

N.J.A.C. 7 :26E. Technical Requirements for Site Remediation

N.J.A.C. 7 :9B. Surface Water Quality Standards

NJDEP. 1992. *Field Sampling Procedures Manual*, Trenton, NJ

NJDEP. 1998. Guidance for Sediment Quality Evaluations. November 1998.

Oak Ridge National Laboratory (1984) A review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture. National Technical Information Service (NTIS) – U.S. Department of Commerce – ORNL. ORNL-5786.

OCDE. (1992). Report of the OCDE workshop on effects assessment of chemicals in sediment. Organisation for Economic Co-operation and Development, (92) 170 :56p.

Office of Response and Restoration, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration (1999). Sediment Quality Guidelines developed for national Status and Trends Program.

Open Water Disposal Guidelines » (OWDGs), publiées par le Ministère en 1976.

Pavlou, S.P. 1987. The use of the equilibrium partitioning approach in determining safe levels of contaminants in marine sediments. In: K.L. Dickson, A.W. Maki, and W.A. Brundg (Eds.). Fate and effects of Sediment-bound Chemicals in Aquatic Systems. Proceedings of the Sixth Pellston Workshop. Pergamon Press. Toronto, Ontario.

Pavlou, S.P. and D.P. Weston. 1983. Initial evaluation of alternatives for development of sediment related criteria for toxic contaminants in amrine waters (Puget Sound). Phase I: Development of conceptual framework. Final Report. JRB Associates. Bellevue, Washington, 56 pp.

Persaud, D. and W.D. Wilkins. 1976. Evaluating Construction activities impacting on water resources. Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario.

Persaud, D. R. Jaagumagi, and A. Hayton. 1990. Provincial sediment quality guidelines. Water Resources Branch. Ontario Ministry of the Environment. Toronto, Ontario, 21 pp.

Persaud, D., Jaagumagi, R., and Hayton, A. (1993). Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. ISBN 0-7729-9248-7. Ontario Ministry of the Environment, Ottawa, Ontario. 23 p.

Puget Sound Dredged Disposal Analysis. 1989. Management plan report: Unconfined open-water disposal of dredged material – Phase II (North and South

Pug Sound). Washington State Department of Natural Resources. Olympia, Washington.

PTI. 1989. The Apparent Effect Threshold approach. Briefing report to the EPA science advisory board. Prepared for the US EPA by PTI Environmental Services, Seattle, WA.

Roussel, P., Oudin, L.C. et Maupas, D. (1999). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport de présentation de SEQ-Eau (version 1). 2 volumes d'annexes. Agence de l'eau d'Orléans.

Rubinstein N.I., J.L. Lake, R.J. Pruell, H. Lee II, B. Taplin, J. Helstche, R. Brown, S. Pavignano, 1987 – Predicting Bioaccumulation of Sediment Associated Organic Contaminants: Development of a Regulatory Tool for Dredged Material Evaluation. – US EPA, Environmental Research Laboratory, Narragansett, RI.

SAIC (Science Applications International Corporation). 1991. Draft compilation of sediment quality guidelines for EPA Region V inventory of contaminated sediment sites. Report prepared for United States Environmental Protection Agency, Chicago, Illinois, 48 pp.

Schropp S.J. et H.L. Windom. 1988. A guide to interpretation of metal concentrations in estuarine sediments. Coastal Zone Management Section, Florida Department of Environmental Regulation. Tallahassee, Fla. 44pp.+ app.

Schropp, S.J., F.G. Lewis, H.L. Windom, J.D. Ryan, F.D. Calder and L.C. Burney, 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminium as a reference element. *Estuaries* 13(3):227-235.

Sediment Criteria Subcommittee. 1989. Review of the apparent effects threshold approach to setting sediment criteria. Report of the Science Advisory Board. United States Environmental Protection Agency. Washington, District of Columbia, 18 pp.

Sediment Quality Subcommittee. 1992. An SAB report: Review of sediment criteria development methodology for non-ionic organic contaminants. EPA-SAB-EPEC-93-002. Prepared by the Sediment Quality Subcommittee of the Ecological Processes and Effects Committee. Science Advisory Board. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, District of Columbia, 12 pp.

Smith, S.L. and D.D. MacDonald. 1994. The development and use of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life and their uses. Water Quality Guidelines Division. EcoHealth Branch. Environment Canada. Ottawa, Canada.

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1981. *Biometry*. W.H. Freeman and Company. San Francisco, California, 766 pp.

Swartz, R.C., G.R. Disworth, D.W. Schults, and J.O. Lamberson. 1985. Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: Cadmium and its interaction with sewage sludge. *Marine Environmental Research* 18:133-153.

Swartz, R.C., P.F Kemp, D.W. Schults, and J.O. Lamberson. 1987. Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 7:1013-1020.

Swartz, R.C., P.F Kemp, D.W. Schults, and J.O. Lamberson. 1989. Toxicity of sediment from Eagle Harbour, Washington to the infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. *Environmental Toxicology Chemistry* 8:215-222.

Swartz, R.C., D.W. Schults, T.H. DeWitt, G.R. Disworth, and J.O. Lamberson. 1990. Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphipods: A test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9:1071-1080.

Tetra Tech, Inc., (1985). *Bioaccumulation Monitoring Guidance: 1. Estimating the Potential for Bioaccumulation of Priority Pollutants and 301(h) Pesticides discharged into Marine and Estuarine Waters.*

Thomann, R.V. (1989) – Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. – *Environ. Sci. Technol.* 23:699-707.

Thomann R.V. and J.P. Connolly. (1984). Model of PCB in the Lake Michigan lake trout food chain. – *Environ. Sci. Technol.* 18:65-71.

Thomann R.V., J.P. Connolly and T.F. Parkerson. (1992). An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interactions. – *Environ. Tox. Chem.* 11:615-629.

Turid Wiunther-Larsen and Per Erik Iversen. *The Norwegian Action Plan on Contaminated Sediments. International Conference on Contaminated Sediments. Theme 1, National Policies and Strategies.*

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

US Department of Commerce. 1993. *Sampling and Analytical methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects, 1984-1992. Volume IV. Comprehensive descriptions of trace organic analytical methods.* NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 71. NOAA, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division, Ocean Resources Conservation and Assessment, National Ocean Service, Silver Spring, MD.

U.S. Environmental Protection Agency. *Sediment-Quality Criteria for the Protection of Benthic Organisms.*

U.S. Environmental Protection Agency. *Risk assessment guidance for Superfund, volume II, environmental evaluation manual.* EPA/540/1-89/001. Office of Emergency and Remedial Response. Washington, March, 1989.

U.S. Environmental Protection Agency. *Technical Support Documents for Water Quality Based Toxic Control – Office of Water.* US EPA, Washington D.D. EPA/505/2-90-001, 1991.

U.S. Environmental Protection Agency. Sediment Sampling Quality Assurance User's Guide. EPA/600/4-85/048. PB85-233542. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Las Vegas, NV, July 1992.

US EPA. (1993). Guidance for Assessing chemical contaminant data for use in fish advisories. Volume 1 : Fish sampling and analysis. EPA 823-R-93-0 Office of Science and Technology, Office of Water, Washington.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1993. *Technical Basis for Deriving Sediment Quality Criteria for Nonionic Organic Contaminants for the Protection of Benthic Organisms by Using Equilibrium Partitioning*. EPA-822-R-93-011.

USEPA. (June 1994). Methods for Assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods. EAP/600/R-94/025. Office of research and development, Narragansett, RI.

USEPA. (June 1994). Methods for Assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. EAP/600/R-94/025. Office of research and development, Narragansett, RI.

USEPA. (September 1994). Using toxicity tests in ecological risk assessment. ECO update. Publication 9345.0-051. EPA 540-F-94-012. PB94-963303. Intermittent Bulletin, Volume 2, Number 1.

U.S. Environmental Protection Agency. (January 1996). Ecotox Thresholds, ECO Update, Intermittent Bulletin, Volume 3, Number 2. Publication 9345.0-12FSI, EPA 540/F-95/038, PB95-963324.

US EPA (1996) Soil screening Guidance : technical background document. 9355.4-17A, Washington, DC : Office of Emergency and Remedial Response. 1-168.

U.S. Environmental Protection Agency. (June, 1997). Ecological risk assessment guidance for Superfund, process for designing and conducting ecological risk assessments. EPA 540-R-97-006. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington.

Van der Kooij, L.A., *et al.* (1991). Deriving Quality Criteria for water and sediment from results of aquatic toxicity tests and product standards : application of the equilibrium partitioning method. *Water Research*, 25 (6) :697-705.

Walker, S. and D.D. MacDonald. 1993. A protocol for on the derivation of Canadian tissue residue guidelines for the protection of aquatic life and wildlife. Water Quality Guidelines Division. EcoHealth Branch. Environment Canada. Ottawa, Canada.

ANNEXE A

Tableaux récapitulatifs des principales valeurs-guides pour As, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn et PCB totaux

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
3	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
3	SQG	Non-polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
3-8	SQG	Moderately Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
4.25	SLCA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1998
5	SBA	USEPA Region VI proposed Guideline for Sediment Disposal	United States	Pavlou et Weston, 1983
5.9	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
5.9	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
6	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
6	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
7	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
8	SBA	Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
8	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
8.25	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
11	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
13	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
16.6	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortelder et al. 1989
17	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
17	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
19	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela et Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
20	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
33	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
33	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
35		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
40	AETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
45		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
48	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
50	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
70	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
100	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
100		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
150	AETA	Sediment Quality Value	Washington	Cubbage et al. 1997

Tabl. 14 - Valeurs Guides pour l'arsenic.

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
0.2	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
0.44	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortfeldt et al. 1989
0.58	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
0.6	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
0.6	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
0.6	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
0.6	SLCA	Criterion ; Lowest Effect Level	New York States	NYSDEC 1994
0.7	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
1		Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
1.4		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
1.5	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
2	SBA	USEPA Region VI proposed Guideline for Sediment Disposal	United States	Pavlou et Weston, 1983
2.5	SBA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1998
3	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
3.2	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
3.5	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
3.5	ERA	Probable Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
3.9	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
6	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
7.5	PAETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al 1997
7.5		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
7.6	AETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
7.75	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
8	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
9.3	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
9.6	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
9.6	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
10	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
12	AETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
30		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989

Tabl. 15 - Valeurs Guides pour le Cadmium.

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
8.4	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortelder et al. 1989
16	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
16	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
25		Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
25	SQG	Non-polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
25-50	SQG	Moderately Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
28	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
28	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
28	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
34	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
35		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
35.7	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
35.7	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
41	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
50	SBA	USEPA Region VI proposed Guideline for Sediment Disposal	United States	Pavlou et Weston, 1983
> 50	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
65	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
85	SSBA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1988
86	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
100	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
110	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
110	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
190	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
197	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
270	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
340	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
400		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
580	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
840	AETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997

Tabl. 16 - Valeurs Guides pour le Cuivre.

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
6.25	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
25	SBA	Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
25	SQG	Non-polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
25-75	SQG	Moderately Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
26	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
26	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
36	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
37.3	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
37.3	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
39	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
55	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
55	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
>75	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
80	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
90	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
95	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
96.6	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortelder et al. 1989
100	SSBA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1988
100	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
110	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
110	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
115		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
120	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
155		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
270	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
370	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
600		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989

Tabl. 17 - Valeurs Guide pour le Chrome.

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
23	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
31	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
31	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
33	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
35	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
35	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
37	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
40	SQG	Non-polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
40-60	SQG	Moderately Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
42	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
50	SBA	Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
50	SBA	USEPA Region VI proposed Guideline for Sediment Disposal	United States	Pavlou et Weston, 1983
55	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
55	SBA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1988
> 60	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
70		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
75	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
82	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
91.3	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
99	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
106.6	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortelder et al. 1989
130	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
160		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
170	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
218	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSDEC 1994
218	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
240	PAETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cabbage et al. 1997
250	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
260	AETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cabbage et al. 1997
490	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cabbage et al. 1997
700		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged	Pays Bas	NIPHEP 1989

Tabl. 18 - Valeurs Guides pour le Plomb.

Teneur mg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
75	SBA	USEPA Region VI proposed Guideline for Sediment Disposal	United States	Pavlou et Weston, 1983
90	SQG	Non-polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
90-200	SQG	Moderately Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
95.4	EqPA	Ecotoxicological value ; 1% Org. Carb.	Pays Bas	Stortelder et al. 1989
98	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
100	SBA	Criterion ; MOE Dredged Material Classification , Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
100	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
110	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
120	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
120	SLCA	Criterion ; Lowest Effect Level	New York State	NYSEDEC 1994
123	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
123	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Nova Scotia	NSDOE 1998
143	SLCA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1998
150	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
190	EqPA	Chronic EqP Threshold ; 1% Org. Carb.	United States	Bolton et al. 1985
200	SQG	Sediment Quality Guideline ; Low Level	Australie	ANZECC 1998
> 200	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
300		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
315	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
410	SLCA	Criterion ; Severe Effect Level	New York State	NYSEDEC 1994
410	SQG	Sediment Quality Guideline ; High Level	Australie	ANZECC 1998
500	PAETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
520	AETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
540	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
540	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIO/EC 1992
550	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
820	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
1000	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
1000		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments ; slightly polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
1300	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
2500		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments ; polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989

Tabl. 19 - Valeurs Guides pour le Zinc.

Teneur µg/kg MS	Approche	Nature du critère	Pays ou régions d'application du critère	Référence
10	SLCA	Guideline ; No Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
20		Recommended Target for classification of freshwater and dredged sediments ; Not-polluted	Pays Bas	NIPHEP 1989
20	SBA	Sediment Quality Criterion ; No Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
21	AETA	Sediment Quality Value ; Microtox	Washington	Cubbage et al. 1997
32	ELA	Threshold Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
34.1	ERA	Interim Guideline ; Threshold Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
50	ERA	Effect Range Low for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
50	SBA	Criterion ; MOE Dredged Material Classification ; Open Water Disposal	Ontario	OMOE 1987
70	SLCA	Guideline ; Lowest Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
100	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Toxic Effect Threshold ; 1% Org. Carb.	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
150		Recommended Directive for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
190	AETA	No Effect Concentration for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
200	SLCA	Sediment Quality Criterion ; Minimal Effect Threshold	Rivière St Laurent, Canada	MENVIQ/EC 1992
240	ELA	Probable Effect Level for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
277	ERA	Probable Effect Level	Canada	Environment Canada 1999
400		Recommended Limit for classification of freshwater and dredged sediments	Pays Bas	NIPHEP 1989
450	PAETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
730	ERA	Effect Range Median for Hyallela azteca 28-d test	United States	Ingersoll et al. 1996
820	AETA	Sediment Quality Value ; Hyallela	Washington	Cubbage et al. 1997
5300	SLCA	Guideline ; Severe Effect Level	Ontario	Persaud et Jaagumagi 1993
>10000	SQG	Heavily Polluted ; USEPA Region 5 Harbour Classification	United States	USEPA 1977
40000	SLCA	Sediment Quality Guideline	Canada	Hart et al. 1998

Tabl. 20 - Valeurs Guides pour les PCB totaux.

Observations sur l'utilisation du rapport

Ce rapport, ainsi que les cartes ou documents, et toutes autres pièces annexées constituent un ensemble indissociable ; en conséquence, l'utilisation qui pourrait être faite d'une communication ou reproduction partielle de ce rapport et annexes ainsi que toute interprétation au-delà des indications et énonciations du BRGM ne saurait engager la responsabilité de celle-ci.

Centre scientifique et technique
Service environnement industriel et procédés innovants
3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34

Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique

ANNEXE B

BRGM/RP-51735-FR
avril 2003



Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique

ANNEXE B

BRGM/RP-51735-FR
avril 2003

Étude réalisée dans le cadre des opérations de Service public du BRGM
2002-POL-323 et de la convention d'études MEDD/DE - BRGM n° 052/01

B. Clozel-Leloup
Avec la collaboration de
Ph. Freyssinet



En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Clozel-Leloup B., avec la collaboration de Freyssinet Ph. - Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs : synthèse bibliographique. BRGM/RP-51735-FR, 131 p., 6 fig., 20 tabl., 2 ann. (dont 1 annexe en volume séparé).

© BRGM, 2003, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Sommaire

Fiche 1 - USA SQB/SQC (EqP).....	5
Fiche 2 - USA (Californie).....	17
Fiche 3 - USA (New Jersey).....	31
Fiche 4 - Canada (Ontario).....	51
Fiche 5 - Canada (Québec).....	63
Fiche 6 - USA (Washington).....	79
Fiche 7 - USA (NOAA).....	95
Fiche 8 - USA (Floride).....	103
Fiche 9 - Canada.....	125
Fiche 10 - Australie.....	139
Fiche 11 - Italie.....	149
Fiche 12 - Pays-Bas.....	157
Fiche 13 - Suède.....	167
Fiche 14 - France/Sol.....	183
Fiche 15 - Allemagne/Sol.....	195
Fiche 16 - Autriche/Sol.....	207
Fiche 17 - Belgique/Sol.....	213
Fiche 18 - Danemark/Sol.....	221
Fiche 19 - Suède/Sol.....	229
Fiche 20 - Norvège/Sol.....	241
Fiche 21 - Royaume-Uni/Sol.....	247
Fiche 22 - Canada/Sol.....	253
Fiche 23 - Finlande/Sol.....	263
Fiche 24 - USA/SOL.....	269

Fiche 1

USA SQB/SQC (EqP)

BRGM Fiche n°1	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA SQB/SQC (EqP)
		Milieu : Sédiments continentaux
		Pages : 10

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Jones, D.S., G.W. Suter II and R.N. Hull. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota : 1997 Revision. Lockheed martin Energy Systems. Prepared for the US Department of Energy. November 1997.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Elaboration des SQC :

US Environmental Protection Agency

Elaboration des SQB :

Oak Ridge National Laboratory (ORNL)

L'ORNL est un laboratoire technologique et scientifique géré pour l'US Department of Energy par UT-Battelle.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Développement des SQB :

Oak Ridge National Laboratory

P.O. Box 20 08

Oak Ridge, TN 37831

URL : www.ornl.gov

Développement des SQC :

US Environmental Protection Agency

Ariel Rios Building

1200 Pennsylvania Avenue, N.W.

Washington, DC 20460

URL : www.epa.gov/OST/pc/equilib.html

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments continentaux.

Objectifs des critères

Protection des organismes benthiques.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?
de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols
Sans objet

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces valeurs guides sont des indicateurs de qualité du milieu sédiment : **SQG (Sediment Quality Guideline)** et du milieu eau : **WQG (Water Quality Guideline)**.

Ces termes regroupent les valeurs guides suivantes (élaborées par deux organismes distincts) :

Critère de Qualité des Sédiments / Sediment Quality Criteria (SQC)

Critère de Qualité des Eaux / Water Quality Criteria (WQC)

Référence de Qualité des Sédiments / Sediment Quality Benchmark (SQB)

Référence de Qualité des eaux / Water Quality Benchmark (WQB)

Relation avec le contexte réglementaire :

Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)

Les SQC comme les SQB ne sont pas des valeurs réglementaires, ce sont uniquement des recommandations nationales.

si liens réglementaires préciser les textes
évolution sur les dernières années ?

Ces vingt dernières années, la protection de la qualité des sédiments aux Etats-Unis est devenue une suite logique de la protection de la qualité des eaux. L'US-EPA a été autorisée à développer et mettre en application les SQC (Sediment Quality Criteria) sous l'autorité du Clean Water Act (Section 304a) en 1987. Ces critères n'ont pas d'implications réglementaires.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1997

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...Non.

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non.

Références

Jones, D.S., G.W. Suter II and R.N. Hull. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota : 1997 Revision. Lockheed Martin Energy Systems. Prepared for the US Department of Energy. November 1997.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001

Sample, B.E. Suter II, G.W., Efrogmson, R.A, et al. A guide to the ORNL Ecotoxicological Screening Benchmarks : Background, Development, and Application. . Lockheed Martin Energy Research Corp. Prepared for the US Department of Energy. May 1998.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Ces SQG sont élaborées selon l'approche de partage à l'équilibre (EqPA)

Selon l'US-EPA, l'approche EqP ayant l'avantage d'avoir le plus grand support scientifique (et étant aussi plus économique), elle a été retenue pour établir les premiers SQG (il semblerait que cette approche soit désormais discutée). L'ORNL (Oak Ridge National Laboratory) utilise également l'approche EqP pour développer les SQB.

L'approche de **Partage à l'Equilibre ou Equilibrium Partitioning Approach (EqP)** a été développée par Pavlou and Weston, en 1984. Son concept est basé sur la tendance d'un composé chimique à se déplacer d'un compartiment environnemental vers un autre (phase solide vers eau interstitielle et réciproquement). Ainsi, la connaissance du coefficient de partage pour un contaminant donné et la mesure de sa concentration dans une phase environnementale (ex : eau) permet de calculer sa concentration dans l'autre phase (ex : particules du sédiment) et réciproquement.

Ainsi, les valeurs guides et les effets biologiques potentiels associés à un contaminant dans un sédiment, peuvent être estimés en utilisant :

- une valeur-guide de qualité des eaux
- et le coefficient de partage du contaminant entre les phases eau et phase solide du sédiment.

En raison de l'absence de NAWQC (National Ambient Water Quality Criteria) pour la plupart des composés chimiques, l'ORNL (Suter and Tsao, 1996) a élaboré ses propres Valeurs de référence de qualité des eaux (WQB), ce sont les :

- Secondary chronic value
- Lowest chronic value pour les daphnids
- Lowest chronic value pour les poissons
- Lowest chronic value pour les invertébrés non daphnids.

Cette méthode de l'équilibre de partage est adaptée aux **composés organiques non-ioniques** :

Le calcul des SQG est effectué en utilisant soit les NAWQC soit les WQB établis par l'ORNL et des facteurs de correction intégrant la présence du carbone organique (carbone organique total : COT).

La SQG, pour un contaminant donné, est calculé de la façon suivante :

$$SQG = K_p \times NAWQC(\text{ou WQB})$$

Avec :

NAWQC ou WQB en $\mu\text{g/L}$

K_p : coefficient de partage en L/kg de sédiment

SQG en $\mu\text{g/kg}$ de sédiment

Le partage des composés chimiques non-ioniques entre particules et eau dépend du coefficient de partage Koc et de la fraction massique en COT (foc) des particules (foc exprimée en kg de COT par kg de sédiment) :

$$K_p = \text{foc} \times K_{oc}$$

Remarque : si le K_{oc} n'est pas disponible, son estimation est possible à partir du coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) du contaminant selon l'équation suivante :

$$\text{Log}_{10}(K_{oc}) = 0.00028 + 0.983 \text{log}_{10}(K_{ow})$$

Donc :

$$SQG = \text{foc} \times K_{oc} \times NAWQC(\text{ou WQB})$$

Cette approche repose sur 4 suppositions principales :

- partage du composé organique entre le carbone organique et l'eau est stable à l'équilibre ;
- les sensibilités des espèces benthiques et des espèces testées pour dériver les WQB, principalement les espèces de colonnes d'eau, sont similaires ;
- les niveaux de protection permis par les WQB sont appropriés pour les organismes benthiques
- les expositions sont similaires indépendamment du type d'alimentation ou d'habitat.

Les teneurs en contaminants organiques non-polaires, mesurées dans le sédiment, peuvent être comparées directement aux SQG. Cependant, un ajustement de la valeur-guide par rapport au pourcentage de carbone organique total du sédiment est recommandé. Ainsi, le SQC pour l'acénaphène est égal à 1 300 µg/kg pour 1% de COT et est égal à 13 000 µg/kg pour 10% de COT.

Concernant les métaux, cette approche EqP est difficile à utiliser en raison de la complexité de la biodisponibilité des métaux traces. En effet, les métaux peuvent être absorbés par les particules superficielles du sédiment, se lier aux carbonates, à la matière organique, se dissoudre dans l'eau interstitielle, etc. et les coefficients de partage entre l'eau et les particules seront alors différents.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Sans objet

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Sans objet

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Voir limites ci après

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Absence d'informations

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Absence d'informations

Limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

- Interactions synergiques et antagonistes des contaminants ne sont pas prises en compte ;
- Pour les composés organiques polaires : les mécanismes d'adsorption peuvent augmenter de manière significative la fraction de composés sorbés sur les particules de sédiment. Par conséquent, le modèle basé sur le Koc va certainement surestimer la fraction de composés libre, donc biodisponible ;
- Méthodologie non appropriée pour les sédiments contenant moins de 0.2% de COT.

Références

Shea, D. Developing national sediment quality criteria, Environ. Sci. Technol., Vol. 22, No. 11, 1988.

Pavlou, S.P. ; Weston, D.P. « Initial Evaluation of Alternatives for Development of Sediment Related Criteria for Toxic Contaminants in Marine Waters (Phase II) » ; report prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1984.

Suter, G.W. II, and C.L. Tsao. 1996. Toxicological Benchmarks for Screening Potential Contaminants of Concern for Effects on Aquatic Biota : 1996, ES/ER/TM-96/R2, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tenn.

Jones, D.S., G.W. Suter II and R.N. Hull. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota : 1997 Revision. Lockheed Martin Energy Systems. Prepared for the US Department of Energy. November 1997.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Uniquement des composés organiques.

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ? Non

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés
La mesure du COT est indispensable.

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non spécifié

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non spécifié

Expression des données

unité : µg/kg de matière sèche (pour 1% de COT)

Références

Jones, D.S., G.W. Suter II and R.N. Hull. Toxicological Benchmarks for Screening Contaminants of Potential Concern for Effects on Sediment-Associated Biota : 1997 Revision. Lockheed Martin Energy Systems. Prepared for the US Department of Energy. November 1997.

US-EPA. 1993a-e. Sediment Quality Criteria for the Protection of Benthic Organisms, Washington, D.C.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

U.S. EPA

U.S. Department of Energy's (DOE's) Oak Ridge Reservation.

Portsmouth and Paducah gaseous diffusion plants.

Applications pratiques

Préciser la nature et l'étendue d'une contamination et préciser le besoin d'investigations complémentaires spécifiques au site étudié (réalisation de tests biologiques et chimiques sur les sédiments).

Récapitulatif des valeurs-guides de qualité des sédiments dérivées
de l'approche EqP (Equilibrium Partitioning) pour les composés organiques non ioniques

Chemical	Log Kow ^a	Log Koc	NAWQC chronic	Lowest chronic value			
				Secondary chronic value	Fish	Daphnids	Nondaphnid invertebrates
Acenaphthene	3.92	3.85	1300 ^b		5300	470,000	16,000
Acetone ^c	-0.24	-0.24		8.7	3000	9.1	
Anthracene	4.55	4.47		220	27	<620	
Benzene	2.13	2.09		160		>120,000	
Benzidine ^d	1.66	1.63		1.7	57		
Benzo(a)anthracene	5.70	5.60		110		2600	
Benzo(a)pyrene	6.11	6.01		140		3000	
Benzyl alcohol ^e	1.11	1.09		1.1	73		
BHC (lindane)	3.73	3.67	3.7		680	670	150
BHC (other)	3.80 ^f	3.74		120		5200	
Biphenyl	3.96 ^f	3.89		1100			
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	7.60 ^g	7.47		890,000			
4-Bromophenyl phenyl ether	5.00	4.92		1200			
Butylbenzyl phthalate	4.84	4.76		11,000			
2-Butanone ^h	0.29 ⁱ	0.29		270	5400	27,000	
Carbon disulfide	2.00	1.97		0.85	8800	230	
Carbon tetrachloride	2.73	2.68		47	9500	27,000	
Chlordane	6.32	6.21	2800		26,000	260,000	18,000
Chlorobenzene	2.86	2.81		410	7800	97,000	
Chloroform	1.92	1.89		22	960	3500	
p,p'-DDD	6.10	6.00		1.0	17,000		

Récapitulatif des valeurs-guides de qualité des sédiments dérivées
de l'approche EqP (Equilibrium Partitioning) pour les composés organiques non ioniques
(suite)

Chemical	Log Kow ¹	Log Koc	NAWQC chronic	Lowest chronic value			
				Secondary chronic value	Fish	Daphnids	Nondaphnid Invertebrates
DDT	6.53	6.42		340 ^M	19,000	420	
Decane	5.01 [*]	4.93		41,000		6,600,000	
Di-n-butyl phthalate	4.61	4.53		11,000	240,000	240,000	
Diazinon	3.70 ¹	3.64		1.9			
Dibenzofuran	4.12 [*]	4.05		420		110,000	
1,2-Dichlorobenzene	3.43	3.37		330			
1,3-Dichlorobenzene	3.43 ¹	3.37		1700			
1,4-Dichlorobenzene	3.42	3.36		340			
1,1-Dichloroethane	1.79	1.76		27	8400		
1,2-Dichloroethane	1.47	1.45		250	12,000	4200	
1,1-Dichloroethene	2.13	2.09		31	>1500	5900	
1,2-Dichloroethene	1.86 ¹	1.83		400	6400		
1,3-Dichloropropene	2.00	1.97		0.051	220	740	
Dieldrin	5.37	5.28	110 ¹				
Diethyl phthalate	2.50	2.46		600			
Endosulfan, all isomers	4.10	4.03		5.5			
Endrin	5.06	4.97	42				
Ethyl benzene	3.14	3.09		89	>5400	160,000	
Fluoranthene	5.12	5.03	6200 ¹		32,000	16,000	
Fluorene	4.21	4.14		540			
Heptachlor	6.10 [*]	6.00		68	12,000	31,000	
Hexachloroethane	4.00	3.93		1000			

Récapitulatif des valeurs-guides de qualité des sédiments dérivées
de l'approche EqP (Equilibrium Partitioning) pour les composés organiques non ioniques
(suite)

Chemical	Log Kow ^a	Log Koc	NAWQC chronic	Lowest chronic value			
				Secondary chronic value	Fish	Daphnids	Nondaphnid invertebrates
Hexane	3.90 ^a	3.83		40	4,500,000		
2-Hexanone ^a	1.38 ^a	1.36		22	7400		
Methoxychlor	5.08	4.99		19			
1-Methylnaphthalene	3.87 ^a	3.80		130	34,000		
4-Methyl-2-pentanone ^a	1.31 ^a	1.29		33	15,000		
2-Methylphenol ^a	1.99	1.96		12	440	1200	
Methylene chloride	1.25	1.23		370	18,000	7200	
Naphthalene	3.36	3.30		240	12,000	23,000	
2-Octanone ^a	2.37 ^a	2.33		18			
PCBs							
Aroclor® 1221	4.70 ^a	4.62		120	25,000		
Aroclor® 1232	5.10 ^a	5.01		600	130,000		
Aroclor® 1242	5.60 ^a	5.51		170	29,000		16,000
Aroclor® 1248	6.20 ^a	6.09		1000			
Aroclor® 1254	6.50 ^a	6.39		810		71,000	
Aroclor® 1260	6.80 ^a	6.68		4,500,000	<63,000		
Pentachlorobenzene	5.26	5.17		700			
1-Pentanol ^a	1.51 ^a	1.48		34	9300		
Phenanthrene	4.55	4.47	1800 ^a				59,000
Phenol	1.48	1.46	31		<57	570	
2-Propanol ^a	0.05	0.05		0.084	6.6		
1,1,2,2-Tetrachloroethane	2.39	2.35		1400	5400	22,000	

Récapitulatif des valeurs-guides de qualité des sédiments dérivées
de l'approche EqP (Equilibrium Partitioning) pour les composés organiques non ioniques
(suite)

Chemical	Log Kow ¹	Log Koc	NAWQC chronic	Lowest chronic value			
				Secondary chronic value	Fish	Daphnids	Nondaphnid Invertebrates
Tetrachloroethene	2.67	2.62		410	3500	3200	
Toluene	2.75	2.70		50	6400	130,000	
Tribromomethane	2.35 ²	2.31		650			
1,2,4-Trichlorobenzene	4.01	3.94		9600			
1,1,1-Trichloroethane	2.48	2.44		30	9600		
1,1,2-Trichloroethane	2.05	2.02		1200	9700	19,000	
Trichloroethene	2.71	2.66		220	51,000	33,000	
Vinyl acetate	0.73	0.72		0.84	42		
Xylene	3.13 ³	3.08		160	740,000		
m-Xylene	3.20	3.15		25			

¹Conventional aqueous benchmarks are presented in Suter and Tsao (1996). EqP = equilibrium partitioning. All sediment benchmarks are in µg/kg and are estimated to two significant figures assuming 1% TOC. Estimated sediment quality benchmarks greater than 10% (100,000,000 µg/kg) are not included because such concentrations are assumed to be exceedingly unlikely under natural conditions (applies to bis(2-ethylhexyl)phthalate and di-n-octylphthalate).

²Log Kow values are from EPA (1995a), except where noted otherwise.

³Denotes proposed EPA sediment quality criteria.

⁴Denotes polar nonionic organic compounds, for which the EqP model is likely to provide a conservative estimate of exposure.

⁵Most conservative (i.e., lowest) recommended value for reported configurations. BHC (other) is lowest of alpha-, beta-, and delta-BHC, only.

⁶Source is EPA (1995b).

⁷Source is search of Syracuse Research Corporation, Environmental Sciences Center's on-line Experimental Log P Database conducted on June 7, 1996.

⁸Source is ATSDR (1989).

Fiche 2

USA (Californie)

BRGM Fiche n°2	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA (Californie)
		Milieu : Sédiment des baies et estuaires
		Pages : 11

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Brodberg, R.K., Kan, K. et Pollock, G.A. 1993. *Strategy for establishing Sediment Quality Objectives Based on Human Health Risk Assessment. Status of the Bay Protection and Toxic Cleanup Program-Appendices*. Office of Environmental Health Hazard Assessment, Sacramento, CA.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité organismes scientifiques, bureaux d'études, ministères...

Office of Environmental Health Hazard Assessment (OEHHA) de la California Environmental Protection Agency
State Water Resources Control Board (SWRCB)

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Office of Environmental Health Hazard Assessment
California Environmental Protection Agency
601 North 7th Street
P.O. Box 942 732
Sacramento, CA 94234-7320

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

sol/sédiments – Sédiment

sédiment marin/continental/estuarien : Baies et estuaires

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Ces objectifs de qualité des sédiments sont développés pour protéger la santé humaine vis à vis des contaminants chimiques qui s'accumulent dans les sédiments et qui se bioaccumulent dans les organismes marins.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Ingestion par l'homme, de poissons et coquillages contaminés par les contaminants chimiques présents dans les sédiments.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Sediment Quality Objectives SQO

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*

L'élaboration d'objectifs de qualité des sédiments s'inscrit dans le cadre du chapitre « Bay Protection and Toxic Cleanup » du code de l'eau de l'Etat de Californie, qui nomme le « State Water Resources Control Board » (SWRCB) pour cette mission.

- *si liens réglementaires préciser les textes*
(Voir références ci-dessous)

- *évolution sur les dernières années ?*
Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Non renseigné

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non

Références

California Water Code

Water Code Sections 13392.6 and 13393

Water Code Sections 13390 and 13396

Water Code Sections 13393 and 13395,5

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche écotoxicologique, toxicologique, ...

La stratégie se déroule en sept étapes :

- 1) Sélectionner des contaminants figurant sur les listes de contaminants prioritaires de l'US-EPA et donner la priorité à ceux concernant la Californie sur la base de leur utilisation dans l'Etat, de leur profil toxicologique et des données de surveillance de la qualité des eaux en Californie ;
- 2) Identifier les valeurs toxicologiques de référence (VTR) pour les risques systémiques et cancérigènes relatives à ces contaminants ;

3) Développer différents scénarios d'exposition humaine en fonction de la consommation de produits de la mer en Californie en prenant en compte des sous-populations particulièrement exposées (pêcheurs, enfants, groupes ethniques...);

4) En fonction des VTR et des scénarios, déterminer un niveau maximal de contaminant autorisé pour poissons et coquillages. Pour cette étape, le SWRCB s'est inspiré de la méthode de calcul de l'US-EPA pour des Reference Tissue Concentrations (RTC), ou concentrations de référence dans les tissus, pour les produits de la mer, décrite dans le « Technical Support Document for Water Quality-based Toxics Control »(EPA, 1991);

Des MTRL (Maximum Tissue Residue Limits) ou limites maximales résiduelles dans les tissus sont calculées de la même façon que les RTC (Reference Tissue Concentrations) développées par l'EPA.

Substances cancérigènes : $MTRL (mg/kg) = RL \times WT / q1 \times FC$

Substances non-cancérigènes : $MTRL (mg/kg) = RfD \times WT / FC$

Avec FC = consommation journalière de poisson ou coquillage (kg/jour)

RL = Risk Level (ex : 10^{-6})

WT = poids standard d'un adulte (70 kg)

q1 = facteur de potentiel cancéreux

RfD = Référence dose (mg/kg/jour)

5) Utiliser les modèles de bioaccumulation appropriés pour prévoir l'accumulation des contaminants des sédiments dans les poissons et coquillages ;

Les types de modèles pouvant être utilisés sont les suivants :

- Estimation de la bioaccumulation à partir de la bioconcentration et d'un multiplicateur de la chaîne trophique;
- Bioaccumulation estimée à partir de données de terrain ;
- Modèle de bioaccumulation fondé sur un facteur d'accumulation (Approche de l'Equilibre de Partition EqP) ;
- Modèle de bioaccumulation de l'US Army Corps pour le dragage (Approche de l'Equilibre de partition EqP modifiée)
- Modèle d'équilibre de la chaîne trophique
- Modèle cinétique d'accumulation

Ces modèles sont abordés à la fin de la présente annexe.

6) Evaluer les estimations de bioaccumulation avec l'appui de données de terrain et de laboratoire. Sur la base de ces valeurs de bioaccumulation, calculer les niveaux dans les sédiments qui entraîneraient des niveaux maximaux dans les tissus ; Les niveaux dans les sédiments ainsi déduits constituent des Objectifs de Qualité des Sédiments (SQO) basés sur les effets sanitaires chez l'homme ;

7) Proposer ces valeurs au SWRCB en démontrant le fondement scientifique de la méthode pour la sélection des facteurs de bioaccumulation, présentation des limites et incertitudes.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Ingestion de produits de la mer (poissons, coquillages) par l'homme avec prise en compte de sous-populations (pêcheurs, enfants, groupes ethniques). L'OEHHA utilise un scénario d'exposition qui suppose la consommation de 23 g de produits de la mer par jour (DHS,1989).

Terminologie des termes employés

Sediment Quality Objective SQO = Objectif de qualité des sédiments: Niveau de contaminant dans un sédiment qui n'engendrera pas d'effet nocif sur la santé par l'ingestion de produits de la mer (poissons et coquillages) ou qui n'engendrera pas de contamination environnementale excessive.

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Facteurs d'extrapolations ou hypothèses utilisés dans l'évaluation du risque pour la santé humaine :

- Extrapolation des valeurs toxicologiques de référence déterminées par l'expérimentation animale aux hommes ;
- Hypothèse que les effets cancérigènes survenant suite à l'exposition à de forte dose et que les effets systémiques surviennent à des faibles doses, la probabilité de la survenue d'un cancer pouvant être extrapolée en fonction de l'ampleur de l'exposition ;
- Estimation de la consommation de poisson.

Facteurs d'extrapolation ou hypothèses utilisés pour les modèles de bioaccumulation :

Chaque modèle implique un certain nombre d'hypothèses.

Par exemple, pour les données issues des observations de terrains, on suppose que la contamination des tissus est liée à un niveau d'exposition constant dans un site unique. Cette hypothèse est fautive pour les poissons qui migrent dans de grands espaces géographiques.

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Certains modèles de bioaccumulation sont plus adaptés à certaines substances.

Les modèles basés sur l'**approche de partage à l'équilibre entre les sédiments et les lipides des organismes vivants** sont appropriés pour les composés organiques non ioniques alors que les modèles basés sur l'**approche cinétique** (voir ci-après) sont mieux appropriés pour les métaux.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Bien que l'évaluation du risque et la modélisation de la bioaccumulation soient basées sur des principes scientifiquement reconnus, les nombreuses hypothèses et extrapolations introduites dans l'application de la méthode entraînent de nombreuses incertitudes (Utilisation de valeurs toxicologiques de références déterminés sur des animaux de laboratoire appliquées à l'homme, estimation de la consommation en produits de la mer, incertitudes des modèles de bioaccumulation...).

Références

Davies R.P. and A.J. Dobbs, 1984 – *The prediction of bioconcentration in fish.* – Wat. Res. 18:1253-1262.

Di Toro C.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas, and P.R. Paquin, 1991 – *Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning.* – Environ. Tox. Chem. 10:1541-1583.

Department of Health Services (DHS). 1989. *Recommandations to the State Water Resources Control Board Regarding Levels of Fish Consumption. Letter from Dr.K.W.Kizer, Department of Health Services, to Mr. J.W.Baetge, State Water Resources Control Board, September 28, 1989.*

EPA, 1991 – *Technical Support Documents for Water Quality-based Toxic Control.* – Office of Water. U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.D. EPA/505/2-90-001.

Landrum P.F., 1989 – *Bioavailability and toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed to sediments for the amphipod Pontoporeia hoyi.* – Environ. Sci. Tech. 23:588-595.

Lee II H., 1992 – *Models, Muddles and Mud: Predicting Bioaccumulation of Sediment-Associated Pollutants.* pp. 267-293 in G.A. Burton (ed.): *Sediment Toxicity Assessment* – Lewin Publishers, Ann Arbor.

Rubinstein N.I., J.L. Lake, R.J. Pruell, H. Lee II, B. Taplin, J. Helstche, R. Brown, S. Pavignano, 1987 – *Predicting Bioaccumulation of Sediment Associated Organic Contaminants: Development of a Regulatory Tool for Dredged Material Evaluation.* – US EPA, Environmental Research Laboratory, Narragansett, RI.

Thomann, R.V., 1989 – *Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains.* – Environ. Sci. Technol. 23:699-707.

Thomann R.V. and J.P. Connolly, 1984 – *Model of PCB in the Lake Michigan lake trout food chain.* – Environ. Sci. Technol. 18:65-71.

Thomann R.V., J.P. Connolly and T.F. Parkerson, 1992 – *An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interactions.* – Environ. Tox. Chem. 11:615-629.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants

Quelques polluants organiques issus de la liste ci-après :

- les phénols
- les phénols substitués (pentachlorophénol...)
- les composés organo-azotés (nitrobenzène...)
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques (naphtalène, anthracène...fluorène, pyrène)
- les hydrocarbures aromatiques chlorés (hexachlorobenzène...)
- les hydrocarbures aliphatiques chlorés (hexachlorobutadiène...)
- les éthers halogénés (4-chlorophényl éther)
- les phtalates
- les polychlorobiphényles (PCB)
- les composés oxygénés divers (isophorone...)
- les pesticides (aldrine, dieldrine...)
- les alcanes halogénés volatils (tetrachlorométhane...)
- les alcènes halogénés volatils (chlorure de vinyl...)
- les hydrocarbures aromatiques volatils (benzène, toluène...)

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non spécifié

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Références

Di Toro C.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas, and P.R. Paquin, 1991 – Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. – Environ. Tox. Chem. 10:1541-1583.

Tetra Tech, Inc., 1985 – Bioaccumulation Monitoring Guidance: 1. Estimating the Potential for Bioaccumulation of Priority Pollutants and 301(h) Pesticides discharged into Marine and Estuarine Waters.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

State Water Resources Control Board de l'Office of Environmental Health Hazard Assessment, California Environmental Protection Agency

Applications pratiques

Les applications possibles sont :

- la mise en place d'une réglementation sur les teneurs en substances chimiques des sédiments aquatiques,
- l'identification de « points chauds » toxiques
- la protection des baies et estuaires au titre de la préservation des milieux.

Modèles de bioaccumulation

Estimation de la bioaccumulation à partir de la bioconcentration et un multiplicateur de la chaîne trophique (FM, Food Chain Multiplier)

L'EPA (EPA, 1991) utilise un facteur de bioconcentration (BCF) d'un contaminant chimique et un multiplicateur de la chaîne trophique (FM) pour prédire l'accumulation d'un composé organique persistant dans le tissu des poissons. On obtient un facteur de bioaccumulation :

$$BAF = BCF \times FM$$

FM est obtenu en appliquant la formule de Thomann (1989) basée sur un modèle de réseau trophique à quatre niveaux. Ces multiplicateurs ont pu être estimés à partir du coefficient de partition n-octanol / eau par l'EPA et sont donnés dans des tables (EPA, 1991).

Estimation de la bioaccumulation à partir de données de terrain

Le facteur de bioaccumulation d'un organisme peut être mesuré dans l'environnement en faisant le ratio de la concentration du contaminant dans le corps de l'organisme sur la concentration du contaminant dans la source d'exposition.

Ainsi, Thomann et al. (1992) proposent un BSF ou Biota Sediment Factor :

$$BSF = C_{b,L} / C_{S,OC}$$

avec :

$C_{b,L}$ = concentration de la substance dans l'organisme (b) normalisée par rapport aux lipides
 $C_{S,OC}$ = concentration de la substance dans le(s) sédiment(s) normalisée par rapport au carbone organique total.

Cette relation permet d'obtenir des BSF pour poissons et coquillages et pour les données de surveillance des sédiments.

Cette méthode peut être appliquée lorsqu'on dispose de suffisamment de données de terrain. Dans le cas contraire, les modèles suivants peuvent être utilisés.

Modèle de facteur d'accumulation

Il s'agit d'une version du modèle précédent applicable en laboratoire. Ce modèle s'appelle aussi "approche de l'équilibre de partition". Il suppose qu'un contaminant se déplace librement entre le carbone organique d'un sédiment et les lipides d'organismes. La partition basée sur cette approche aboutit à un facteur d'accumulation théorique semblable aux données de laboratoire et de terrain (Rubinstein et al., 1987) :

$$AF = (C_t / L) / (C_s / TOC)$$

avec :

C_t = concentration du tissu à l'équilibre ($\mu\text{g/g}$ de poids sec)
 L = concentration de l'organisme en lipides (g/g de poids sec)
 C_s = concentration du sédiment ($\mu\text{g/g}$ de poids sec)
 TOC = carbone organique total du sédiment (g/g de poids sec)

Modèle de bioaccumulation de l' "US Army Corps"

Cette approche développée par les ingénieurs de l'"US Army Corps" et l'EPA (EPA, 1991) constitue une approche "Equilibre de Partition" modifiée qui permet d'estimer le potentiel théorique de bioaccumulation (Theoretical Bioaccumulation Potential – TBP) pour les contaminants des matériaux dragués :

$$\text{TBP} = 4 (C_s / \text{TOC}) / L$$

avec :

TBP	=	concentration du tissu basé sur le poids humide total du corps de l'organisme aquatique
Cs	=	concentration du sédiment
TOC	=	carbone organique total contenu dans le sédiment
L	=	teneur en lipides de l'espèce (fraction décimale du poids total humide)

Ce modèle est le plus adapté pour les composés organiques non ioniques et pour les organismes benthiques.

Modèle d'équilibre du réseau trophique

Thomann et al. (1992) et Connolly (1991) ont créé des modèles permettant de prédire les concentrations dans les tissus d'organismes benthiques et non benthiques dans des réseaux trophiques complexes.

Ces modèles impliquent des calculs faisant intervenir des facteurs d'accumulation pour l'eau ou le sédiment et pour chaque niveau trophique du réseau. Chaque facteur dépend du flux d'entrée divisé par la somme du flux d'élimination et du taux de croissance.

Modèle cinétique de bioaccumulation

L'approche cinétique considère que la bioaccumulation résulte de l'entrée et de la sortie dynamiques d'un contaminant entre différentes parties d'un système.

Il existe des modèles très simples de premier ordre à compartiment unique (Davies et Dolbs, 1984) et des modèles plus complexes à compartiments multiples, dits modèles toxicocinétiques, basée sur la bioénergétique (Landrun, 1989). Ces modèles peuvent se baser sur une relation linéaire de flux de bioaccumulation ou sur des relations plus complexes non linéaires.

Dans les modèles de premier ordre, la bioaccumulation est essentiellement le ratio entre le flux d'entrée d'une substance et le flux d'élimination (cette élimination prenant en compte le métabolisme et l'excrétion sur une durée de temps infinie). Ces flux sont considérés comme étant indépendants de la concentration des tissus et de la voie d'exposition. Ces flux dépendent cependant de facteurs qui altèrent l'entrée ou l'élimination des substances, telles que les différences de biodisponibilité, de physiologie et de mode d'alimentation des différents organismes. Ce modèle considère qu'un organisme constitue un compartiment unique avec un flux d'entrée et un flux de sortie (Lee, 1992 ; Tetra Tech, 1985).

Les modèles toxicocinétiques basés sur la bioénergétique incorporent plusieurs compartiments et plusieurs flux permettant les différents processus d'un système. Dans ce type de modèle, la biodisponibilité et l'absorption d'un contaminant pour un sédiment spécifique peuvent être variables (Lee, 1992 ; Tetra Tech, 1985). Les flux utilisés dans ces modèles peuvent être estimés à partir de modèles complexes.

L'approche cinétique fonctionne mieux pour les métaux dont les caractéristiques chimiques sont difficiles à généraliser.

Liste des polluants et des pesticides prioritaires classés selon leur structure et coefficients de partition octanol/eau

Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow	Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow
Phenols	65 phenol	1.46	High Molecular Weight Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH)	39 fluoranthene	5.53
	34 2,4-dimethylphenol	2.42		72 benzo(a)anthracene	5.61
Substituted Phenols	21 2,4,6-trichlorophenol	3.69	73 benzo(a)pyrene	6.60	
	22 para-chloro-meta-cresol	3.10	74 benzo(b)fluoranthene	6.85	
	24 2-chlorophenol	2.16	75 benzo(k)fluoranthene	5.60	
	31 2,4-dichlorophenol	3.08	76 chrysene	7.00	
	57 2-nitrophenol	1.77	79 benzo(g,h,i)perylene	6.00	
	58 4-nitrophenol	2.91	82 dibenzo(a,h)anthracene	7.70	
	59 2,4-dinitrophenol	1.53	83 indeno (1,2,3-cd)pyrene	4.88	
	60 4,6-dinitro-o-cresol	2.85	84 pyrene	4.23	
	64 pentachlorophenol	5.00	8 1,2,4-trichlorobenzene	5.23	
	Organonitrogen Compounds	5 benzidine	1.81	9 hexachlorobenzene	4.72
28 3,3'-dichlorobenzidine		3.02	20 2-chloronaphthalene	3.40	
35 2,4-dinitrotoluene		2.00	25 1,2-dichlorobenzene	3.44	
36 2,6-dinitrotoluene		2.00	26 1,3-dichlorobenzene	3.53	
37 1,2-diphenylhydrazine		2.94	27 1,4-dichlorobenzene	4.28	
56 nitrobenzene		1.83	52 hexachlorobutadiene	3.93	
61 N-nitrosodimethylamine		-0.58	12 hexachloroethane	5.51	
62 N-nitrosodiphenylamine		3.13	53 hexachlorocyclopentadiene	1.12	
63 N-nitrosodipropylamine		1.31	18 bis(2-chloroethyl)ether	4.92	
1 acenaphthene		3.92	40 4-chlorophenyl ether	5.08	
Low Molecular Weight Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH)	55 naphthalene	3.59	41 4-bromophenyl ether	2.58	
	77 acenaphthylene	4.08	42 bis(2-chloroisopropyl)ether	1.26 ^c	
	78 anthracene	4.34	43 bis(2-chloroethoxy)methane		
	81 phenanthrene	4.46			
	80 fluorene	4.38			

^aPP: Priority Pollutant designation number

^bChlorinated 301 (h) pesticides that are not on the Priority Pollutant list.

^cOrganophosphorus 301(h) pesticides that are not on the Priority Pollutant list.

^dNA = Not Applicable

Adapted from Tetra Tech, 1985.

Liste des polluants et des pesticides prioritaires classés selon leur structure et coefficients de partition octanol/eau (suite)

<i>(continued)</i>		Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow	Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow
Phthalates	66	bis(2-ethylhexyl)phthalate	4.20	Pesticides (cont'd)	102	α-hexachlorocyclohexane	3.85
	67	butyl benzyl phthalate	4.05		103	β-hexachlorocyclohexane	3.85
	68	di-n-butyl phthalate	5.15		104	δ-hexachlorocyclohexane	3.85
	69	di-n-octyl phthalate	9.20		105	γ-hexachlorocyclohexane	3.85
	70	diethyl phthalate	1.40		113	toxaphene	3.30
	71	dimethyl phthalate	1.61		—	mirex ^b	6.89
	—	—	—		—	methoxychlor ^b	4.30
Polychlorinated Biphenyls (PCB) as Aroclors	106	PCB-1242	6.00	—	parathion ^c	3.81	
	107	PCB-1254	6.48	—	malathion ^c	2.89	
	108	PCB-1221	4.00	—	guthion ^c	2.18	
	109	PCB-1232	4.48	—	demeton ^c	1.93	
	110	PCB-1248	6.11	—	—	—	
	111	PCB-1260	6.91	6	tetrachloromethane	2.64	
Miscellaneous Oxygenated Compounds	112	PCB-1016	5.88	10	1,2-dichloroethane	1.45	
	129	TCDD (dioxin)	6.10	11	1,1,1-trichloroethane	2.47	
Pesticides	54	isophorone	1.67	13	1,1-dichloroethane	1.78	
	89	aldrin	3.00	14	1,1,2-trichloroethane	2.18	
	90	dieldrin	5.48	15	1,1,2,2-tetrachloroethane	2.39	
	91	chlordane	6.00	16	chloroethane	1.54	
	92	DDT	5.75	23	chloroform	1.90	
	93	DDE	5.69	32	1,2-dichloropropane	2.28	
	94	DDD	6.00	44	dichloromethane	1.30	
	95	a-endosulfan	3.60	45	chloromethane	0.90	
	96	b-endosulfan	3.60	46	bromomethane	1.00	
	97	endosulfan sulfate	3.60	47	bromoform	2.30	
	98	endrin	4.56	48	dichlorobromoethane	1.88	
99	endrin aldehyde	5.60	49	fluorotrichloromethane	3.53		
100	heptachlor	5.45	50	dichlorodifluoromethane	2.16		
101	heptachlor epoxide	5.40	51	chlorodibromomethane	-2.08		

Liste des polluants et des pesticides prioritaires classés selon leur structure et coefficients de partition octano/eau (suite)

Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow	Structural Compound Class	PP ^a Pollutant	LogKow	
Volatile Halogenated Alkenes	29	1,1-dichloroethylene	1.48	124	nickel	NA ^d
	30	1,2- <i>trans</i> -dichloroethylene	1.97	125	selenium	NA ^d
	33	<i>trans</i> -1,3-dichloropropene	1.98	126	silver	NA ^d
	33	<i>cis</i> -1,3-dichloropropene	1.98	127	thallium	NA ^d
	85	tetrachloroethene	2.88	128	zinc	NA ^d
	87	trichloroethene	2.42			
	88	vinyl chloride	0.60			
Volatile Aromatic Hydrocarbons	4	benzene	2.11	121	cyanide	NA ^d
	38	ethylbenzene	3.15	116	asbestos	NA ^d
	86	toluene	2.21			
Volatile Chlorinated Aromatic Hydrocarbons	7	chlorobenzene	3.79			
Volatile Unsaturated Carbonyl Compounds	2	acrolein	0.90			
	3	acrylonitrile	1.20			
Volatile Ethers	19	2-chlorethylvinylether	1.28			
		bis(chloromethyl)ether				
Metals	114	antimony	NA ^d			
	115	arsenic	NA ^d			
	117	beryllium	NA ^d			
	118	cadmium	NA ^d			
	119	chromium III	NA ^d			
	119	chromium VI	NA ^d			
	120	copper	NA ^d			
	122	lead	NA ^d			
	123	mercury	NA ^d			
	123	methylmercury	NA ^d			
	123	phenylmercury	NA ^d			
	123	mercuric acetate	NA ^d			

Fiche 3

USA (New Jersey)

BRGM Fiche N°3	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA (New Jersey)
		Milieu : Sédiments estuariens, marins et continentaux
		Pages : 17

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Guidance for Sediment Quality Evaluations. New Jersey Department of Environmental Protection. November 1998.

URL : www.state.nj.us/dep/srp/regs/sediment/01_intro.htm

Pour obtenir une copie, écrire à : New Jersey Department of Environmental Protection
Maps & Publications
PO Box 438
Trenton, NJ 08625-0438
609-777-1038

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

New Jersey Department of Environmental Protection (NJDEP)
Bureau of Environmental Evaluation and Risk Assessment, Environmental Toxicology and Risk Assessment (BEERA/ETRA)
Site Remediation Program

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Site Remediation Program
Hazardous Site Science Element
Bureau of Environmental Evaluation and Risk Assessment
Environmental Toxicology and Risk Assessment
Post Office Box 413
Trenton, N.J. 08625-0413
(609) 633-1348
Contacts : Edward Demarest, Ph.D., Nancy Hamill, Greg Neumann.

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments estuariens, marins et continentaux.

Objectifs des critères :

Ces valeurs-guides visent à évaluer la qualité des sédiments dans le cadre de programme de dépollution de sites. Ces valeurs guides pourront ensuite être utilisées dans le processus d'évaluation des risques toxicologiques associés aux sites contaminés sous la juridiction du Site Remediation Program (SRP) du New Jersey Department of Environmental Protection (les sédiments pollués par un site industriel à proximité constitueront un site pollué en soit).

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

Sans objet

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ce sont des valeurs guides de dépistage à partir desquelles un risque se présente pour la communauté benthique

Lower Effect Level (LEL) ou Seuil d'effet mineur

Severe Effect Level (SEL) ou Seuil d'effet néfaste

Effect Range-Low (ER-L) ou Valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet

Effect Range-Median (ER-M) ou Valeur médiane de la gamme de teneur produisant un effet

Des investigations complémentaires sont ensuite nécessaires (tests de toxicité, étude sur les macroinvertébrés, analyses de tissus).

Relation avec le contexte réglementaire :

L'information présentée dans ce document est basée sur des règlements et directives nationaux et fédéraux, qui sont repris dans :

- Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund, Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments (EPA 540-R-97-006)
- Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume II, Environmental Evaluation Manual (EPA/540/1-89/001)
- N.J.A.C. 7 :26E, Technical Requirements for Site Remediation

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères : 1998

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Non spécifié

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non spécifié

Références

U.S. Environmental Protection Agency. March, 1989. *Risk assessment guidance for Superfund, volume II, environmental evaluation manual*. EPA/540/1-89/001. Office of Emergency and Remedial Response. Washington.

U.S. Environmental Protection Agency. June, 1997. *Ecological risk assessment guidance for Superfund, process for designing and conducting ecological risk assessments*. EPA 540-R-97-006. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington.

N.J.A.C. 7 :26 E. Technical Requirements for Site Remediation.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

La méthode préconisée par le BEERA/ETRA du New Jersey Department of Environmental Protection est la méthode BEE (Baseline Ecological Evaluation).

La bonne évaluation et gestion du risque lié à un sédiment nécessite une bonne connaissance de la nature, de la concentration et de l'étendue de la contamination et des variables spécifiques au site. Le mode de prélèvement d'échantillons est décrit dans « *procédure d'échantillonnage des sédiments* ».

L'évaluation de la qualité des sédiments est ensuite effectuée selon l'**approche SQTA Sediment Quality Triad Approach** qui fournit l'« abondance des faits » nécessaire pour déterminer si les effets adverses sont liés à un site en particulier. Cette approche « Triad » est fondée sur trois composantes :

- 1) **mesure de la concentration en contaminant** via des procédures analytiques standards ou spécifiques (décrites dans le NJAC. 7 : 26E-2) et **comparaison avec des valeurs existantes**;
- 2) **mesure de la toxicité et de la biodisponibilité** via l'analyse des tissus, les tests de toxicité des sédiments, etc ;
- 3) **évaluation de la population benthique** via des procédures de bioévaluation et d'étude des communautés.

1) Mesure de la concentration en contaminants et comparaison avec des valeurs existantes :

Suite à la mesure de la concentration du sédiment en contaminants, les valeurs obtenues sont comparées à des valeurs guides déjà existantes et reconnues.

Les valeurs-guides utilisées sont les suivantes :

- Composés inorganiques, organiques semi-volatils, pesticides et PCB
Pour les sédiments d'eau douce : **Seuils d'effet mineur** (Ontario Lower Effect Levels, **LEL**) (Persaud et al., 1993) → Voir fiche n°5.
Pour les sédiments marins et estuariens : Valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet (Effects Range-Low, **ER-L**) (Long et al., 1995)
- Composés organiques
Valeurs issues du Environment Canada « The Development of Canadian Marine Environmental Quality Guidelines » (MacDonald et al., 1992). Des valeurs sont disponibles pour le Benzène, l'Ethylbenzène, le Tétrachloroéthylène, le Toluène, le Trichloroéthylène et le Xylène.
- Hydrocarbures totaux (TPHC Total Petroleum Hydrocarbons)
Pas de valeurs de dépistage basées sur des concentrations mais des études des macroinvertébrés benthiques afin de guider la prise de décision.

Les ER-L et LEL ne sont pas des valeurs seuils à partir desquelles on envisage de dépolluer le sédiment contaminé. Ce sont des valeurs de dépistage à partir desquelles, un risque se présente pour la communauté benthique. Des investigations complémentaires sont alors nécessaires (tests de toxicité, étude sur les macroinvertébrés, analyses de tissus). La suite des études à mener doit être déterminée par le BEERA/ETRA au cas par cas.

Investigation des eaux superficielles

En parallèle, une investigation des eaux de surface est incluse dans l'évaluation de la qualité des sédiments. Elle est nécessaire lorsqu'il est prouvé que l'eau superficielle peut avoir été impactée par la

contamination relative au site. Les détails du plan d'échantillonnage et des exigences analytiques sont présentés dans le document NJAC 7 :26E.

Les analyses réalisées sont des analyses chimiques du sédiment, la mesure de la salinité (systèmes estuariens), pH, oxygène dissous, dureté total (mg/l de CaCO₃). Les concentrations mesurées sont comparées avec les Valeur-guides de Qualité des Eaux de Surface pour des expositions aiguës et chroniques (Surface Water Quality Standards, NJAC 7 :9B).

Pour les contaminants inorganiques : mesure des métaux dissous et des métaux dits totaux déterminés à partir d'eau non filtrée.

2) Evaluation de la toxicité et de la biodisponibilité

▪ Tests de toxicité des sédiments

- Des organismes tests sont exposés au sédiment
- Les effets de la contamination sur la survie (toxicité aiguë), la croissance, la reproduction (toxicité sub-chronique), le comportement de ces organismes sont évalués.

Différentes utilisations :

- démontrer la biodisponibilité des contaminants du sédiment,
- évaluer les effets toxiques de tous les contaminants dans un milieu,
- évaluer la toxicité des substances dont les effets biologiques ont pu ne pas être bien caractérisés,
- caractériser la nature de l'effet toxique,
- caractériser la distribution de la toxicité d'un site,
- développer des objectifs de dépollution,
- contrôler l'efficacité des actions de dépollution,
- déterminer l'aptitude d'un site réhabilité à abriter une communauté écologique viable.

Protocole (au minimum) :

- mesures des effets chroniques, aigus et subchroniques.
- deux organismes-tests, de préférence représentant deux niches écologiques différentes.
- chaque échantillon de sédiment collecté et destiné à subir des tests de toxicité devra être analysé en ce qui concerne les contaminants chimiques prioritaires du site.
- les échantillons devront être maintenus dans l'obscurité à 4°C pour une durée maximale de deux semaines.
- un échantillon contrôle devra être testé en plus de l'échantillon de référence.
- reproduction de cinq tests par échantillon.

Références :

ASTM. 1992. *Standard guide for conducting sediment toxicity tests with freshwater invertebrates*. ASTM, Philadelphia, PA. 23 p.

ASTM. 1992. *Standard guide for conducting 10-day static sediment toxicity tests with marine and estuarine amphipods*. ASTM, Philadelphia, PA. 24 p.

USEPA. June 1994. *Methods for Assessing the toxicity of sediment-associated contaminants with estuarine and marine amphipods*. EAP/600/R-94/025. Office of research and development, Narragansett, RI.

USEPA. June 1994. *Methods for Assessing the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*. EAP/600/R-94/025. Office of research and development, Narragansett, RI.

USEPA. September 1994. *Using toxicity tests in ecological risk assessment*. ECO update. Publication 9345.0-051. EPA 540-F-94-012. PB94-963303. Intermittent Bulletin, Volume 2, Number 1.

USEPA. September 1994. *Catalogue of standard toxicity tests in ecological risk assessment*. ECO update. Publication 9345.0-051. EPA 540-F-94-013. PB94-963304. Intermittent Bulletin, Volume 2, Number 2.

▪ **Analyse des résidus de tissu**

L'analyse des tissus de proies permet d'évaluer les teneurs en contaminants consommés par les espèces prédatrices. On obtient ainsi une estimation de la dose d'exposition pour les espèces concernées qu'on peut comparer avec la Dose Sans Effet DES (NOAEL No Adverse Effect Level) et/ou la LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level).

Protocole :

- Sélection des espèces : Les organismes doivent avoir des habitats de taille limitée à la zone de contamination maximale. Ils doivent être en nombre suffisamment abondant afin de pouvoir prélever assez d'individus pour obtenir la masse requise pour les analyses. Les espèces prédatrices concernées, les teneurs en lipides, etc. devront être considérées.
 - Poissons : poissons gras ne migrant pas, *Cyprinus carpio* (carpe) et *Ictalurus nebulosus* (poisson-chat) en eau douce et *Fundulus heteroclitus* en milieu marin et estuarien.
 - Mollusques/Crustacés : *Callinectes sapidus* (crabe à pinces bleues), *Palaemonetes spp.* (crevette d'herbe), *Mya arenaria* (palourde à coquille molle), *Uca minax* (crabe) et *Macoma nasuta* (palourde macoma à nez-courbé).
- saison de collecte des échantillons :
 - éviter les saisons d'accouplement (stress, changement d'habitudes alimentaires...)
 - période la plus appropriée : l'été et le début de l'automne, car la teneur en lipides est généralement plus élevée.
- composition des échantillons :
 - masse : 20g à 50g,

- ❑ organismes de même espèce,
- ❑ échantillon : corps entier, composé de tissus mous
- ❑ Séparation selon l'âge et le sexe,
- ❑ 3 à 5 reproductions d'échantillons de tissu composite pour chaque espèce cible et chaque emplacement type.

Références :

US Department of Commerce. 1993. *Sampling and Analytical methods of the National Status and Trends Program, National Benthic Surveillance and Mussel Watch Projects, 1984-1992*. Volume IV. Comprehensive descriptions of trace organic analytical methods. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 71. NOAA, Coastal Monitoring and Bioeffects Assessment Division, Ocean Resources Conservation and Assessment, National Ocean Service, Silver Spring, MD.

US EPA. 1993. *Guidance for Assessing chemical contaminant data for use in fish advisories*. Volume 1 : Fish sampling and analysis. EPA 823-R-93-0 Office of Science and Technology, Office of Water, Washington.

3) Etude des macroinvertébrés benthiques

Elle fournit la preuve que les effets observés sont liés aux contaminants de l'environnement. Les organismes macroinvertébrés sont sédentaires et sont sensibles à des changements de la qualité des sédiments et de l'eau, à long terme comme à court terme.

Les spécificités relatives à la stratégie d'échantillonnage, d'identification, de réduction des données et d'interprétation des résultats dépendent des conditions et des exigences spécifiques au site.

- Il est important que les études des macroinvertébrés benthiques soient conçues pour que des facteurs (variabilité, compétition, prédation, type de sédiment, salinité, profondeur, saison, pH) n'influencent pas les résultats de l'étude.
- Les points d'échantillonnage sélectionnés pour les études des macroinvertébrés subiront en parallèle des analyses chimiques.

Références :

USEPA. May 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers – benthic macroinvertebrates and fish*. EPA/440/4-89/001. Assessment and Watershed Protection Division, Washington.

USEPA. November 1990. *Macroinvertebrates field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters*. EPA/600/4-90/030. Environmental Monitoring Systems Laboratory, Cincinnati, OH.

USEPA. 1997. *Field and laboratory methods for macroinvertebrates and habitat assessment of low gradient non tidal streams*. Mid-Atlantic coastal Streams Workgroup, Environmental Services Division, Region 3, Wheeling, WV.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Sans objet

Terminologie employée

Les valeurs guides utilisées pour la Baseline Ecological Evaluation (BEE) sont des valeurs déjà existantes issues sources diverses :

Pour les substances organiques semivolatiles , inorganiques, les pesticides et PCB, on utilise :

- Ontario **Lower Effect Levels (LEL)** ou Seuils d'effet mineur : concentration pour laquelle un impact néfaste sur les organismes benthiques peut apparaître. Niveau toléré par la plupart des organismes benthiques. Les espèces de la colonne d'eau peuvent être à risque par la bioaccumulation à travers la chaîne trophique si les concentrations du sédiment en PCB, pesticides organochlorés ou en mercure sont égales ou supérieures au LEL.
- Ontario **Severe Effect Levels (SEL)** ou Seuils d'effet néfaste : Niveau pour lequel on observe des impacts sévères sur 95% de la communauté benthique. Les SEL sont indiquées mais ne constituent pas une valeur de dépistage de la BEE (Baseline Ecological Evaluation).
(Remarque : pour les composés organiques non polaires (HAP, PCB, pesticides organochlorés) les SEL sont calculés sur la base du niveau de Carbone Organique Total. La table présente les SEL pour 100% de carbone organique. Pour calculer les SEL spécifiques à un site, le COT spécifique au site doit être multiplié aux SEL présentés dans le table).

Pour les substances organiques volatiles, on utilise :

- **Effects Range-Low (ER-L)** ou Valeur basse de la gamme de teneur produisant un effet: concentration pour laquelle des impacts néfastes sur les organismes benthiques sont observés dans environ 10% des études.
- **Effects Range-Median (ER-M)** ou Valeur médiane de la gamme de teneur produisant un effet: une contamination supérieure à cette teneur indique des impacts néfastes sur la communauté benthique pour plus de 50% des cas étudiés. Le ER-M n'est pas une valeur de dépistage BEE.

Méthodologie développée : Facteurs d'extrapolation utilisés

Pour les composés organiques non-polaires et pour l'argent : en l'absence de valeur-guide dans les sédiments d'eau douce : utilisation de la valeur-guide dans les sédiments marins et estuariens, et vice-versa.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du « bruit de fond » statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Le SRP (Site Remediation Program) préconise la réalisation de 3 à 5 prélèvements d'échantillons en amont du site contaminé et en dehors de sa zone d'influence, surtout dans les zones urbanisées, les sources de contamination pouvant être situées en amont du site pollué étudié. Ces prélèvements ne doivent pas être réalisés à proximité d'exutoires et de rejets divers, pour pouvoir représenter la qualité régionale d'un cours d'eau. Ces échantillons doivent subir les mêmes analyses que décrites précédemment.

Principe retenu quand le « bruit de fond » est supérieur à la valeur sans effet :

Non spécifié

Avantages de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

- Méthodologie basée sur l'approche SQA Sediment Quality Triad Approach, basée sur trois composantes apportant l'abondance des faits.
- Applicable à tout type de sédiments marins, estuariens et continentaux.

Références

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental management Vol.19, No1. pp.81-97.

MacDonald, D.D., Smith, S.L., Wong, M.P. and Murdoch, P. Environment Canada. 1992. The development of marine environmental quality guidelines. Marine Environmental Quality series no 1. Ecosystem Sciences and Evaluation Directorate. Eco-Health Branch. Ottawa, Ontario. 121 pp.

Persaud, D., Jaagumagi, R., and Hayton, A. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. ISBN 0-7729-9248-7. Ontario Ministry of the Environment, Ottawa, Ontario. 23 p.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques

Minéraux

(Voir tables)

Sont ils systématiquement analysés ?

Dans la BEE, aucun contaminant ne peut être exclu de l'évaluation sans justification. La taille des particules, le pH et le Carbone Organique Total sont obligatoirement mesurés pour toutes les investigations.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

COT (Carbone Organique Total), pH, tailles des particules, salinité, indice de marée

Procédure d'échantillonnage des sédiments

Selon le Site Investigation or Remedial Investigation Work Plan, c'est-à-dire selon *N.J.A.C. 7 :26E* et *NJDEP Field Sampling Procedures Manual (FSPM, May 1992)*

- Nombre d'échantillons : se référer à l'US-EPA's Sediment Sampling Quality Assurance User's Guide (USEPA, 1985) et le Field Sampling Procedures Manual (NJDEP, 1992).
-
- Lieu de prélèvement : Les zones les plus contaminées se situent généralement dans les zones de déposition, généralement caractérisés par des eaux en faible mouvement où les particules fines ont tendance à s'accumuler.
Les échantillons de sédiments collectés pour analyse chimique, test de toxicité et étude des communautés benthiques doivent être prélevés de façon rapprochée dans l'espace et dans le temps.

Pour les rivières, sources et ruisseaux : le point d'eau adjacent à un site contaminé constitue le lieu vers lequel la migration des contaminants est la plus probable et constitue le lieu initial d'échantillonnage. La zone d'étude est divisée en plusieurs segments. Des trans-sections d'échantillonnage sont situées dans chaque segment. Plus on se dirige vers l'aval, plus les distances entre trans-sections augmente. La figure 1 représente les localisations des prélèvements dans un cours d'eau.

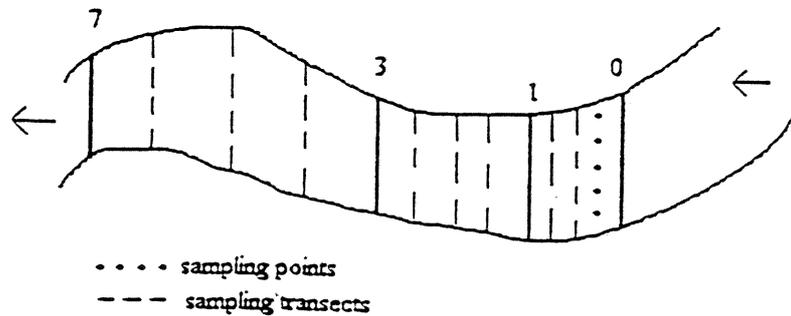


Figure 1. Sketch map of river showing stratified regions and sampling points.

Dans la figure, le premier segment va de 0 à 1 km, le deuxième de 1 à 3 km et le troisième de 3 à 7 km. Les trans-sections d'échantillonnage se situent à $\frac{1}{4}$, $\frac{1}{2}$ et $\frac{3}{4}$ de la distance des segments. Le nombre et la localisation des points d'échantillonnage sont déterminés au cas par cas selon la dimension des cours d'eau, les conditions d'écoulement.

Lacs, mares : Les prélèvements doivent être réalisés au niveau des arrivées d'eau ou au niveau des exutoire, dans les zones où les sédiments s'accumulent le plus. L'échantillonnage peut également être randomisé si les zones d'accumulation des sédiments sont difficiles à déterminer.

- Profondeur d'échantillonnage :

Pour évaluer le potentiel de remise en suspension lors d'événements tels que les inondations, les opérations de curage ou autres perturbations, il est nécessaire de réaliser des échantillons du surface et de sub-surface.

Pour les sédiments de surface : prélever dans un intervalle 0-6 pouces soit 0-15 cm (zone biotique)

Pour les sédiments de subsurface : 6-12 pouces soit 15-30 cm (ou plus dans les lieux de déversement notoires d'eaux souterraines contaminées vers les eaux superficielles ou déversements historiques recouverts par de nouveaux sédiments).

- Cas d'échantillonnage dans des secteurs influencés par la marée

La salinité et les marées peuvent être des facteurs importants dans la distribution des contaminants. Plus on va vers l'aval du cours d'eau, plus la salinité augmente et plus la solubilité des contaminants est modifiée. Lorsqu'un contaminant devient moins soluble, il précipite plus facilement, ce qui augmente la concentration du sédiment en contaminant. Les prélèvements doivent être réalisés dans l'estran et l'indice de marée au moment des prélèvements doit être relevé.

Analyse des critères

Procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Les procédures analytiques pour les trois composantes de la méthode « triade » sont décrites dans les parties correspondantes dans le point « *Type de méthodologie* ». Les références des normes utilisées sont également citées dans ce point.

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

Références

N.J.A.C. 7 :26E. Technical Requirements for Site Remediation

NJAC 7 :9B. Surface Water Quality Standards

NJDEP. 1992. Field Sampling Procedures Manual, Trenton, NJ

USEPA. July, 1992. Sediment Sampling Quality Assurance User's Guide. EPA/600/4-85/048. PB85-233542. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Las Vegas, NV.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

New Jersey Department of Environmental Protection.

Applications pratiques

Base pour la prise de décision et l'évaluation d'impacts sur les ressources naturelles des sédiments. Utilisation dans le programme de dépollution de sites du New Jersey Department of Environmental Protection.

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments continentaux – Valeurs-guides de l'Ontario

BOLD TYPE IN TABLE INDICATES ECOLOGICAL SCREENING VALUES TO BE USED IN THE BASELINE ECOLOGICAL EVALUATION (BEE).

<u>Metals</u>	<u>Lowest Effects Level (LEL) ¹</u> (mg/kg, dry weight)	<u>Severe Effects Level (SEL) ²</u> (mg/kg, dry weight)
Arsenic	6	33
Cadmium	0.6	10
Chromium	26	110
Copper	16	110
Lead	31	250
Mercury	0.2	2
Nickel	16	75
Silver	(see Table 2.) ³	–
Zinc	120	820

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments
continentaux – Valeurs-guides de l'Ontario (suite)

Organics

Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) **Lowest Effects Level (LEL)¹**
(mg/kg, dry weight) **Severe Effects Level (SEL)²**
(mg/kg organic carbon, dry weight)

Acenaphthene	(see Table 2) ³	--
Acenaphthylene	(see Table 2) ³	--
Anthracene	0.220	370
Benzo (a) anthracene	0.320	1480
Benzo (k) fluoranthene	0.240	1340
Benzo (g,h,i) perylene	0.170	320
Benzo (a) pyrene	0.370	1440
Chrysene	0.340	460
Dibenzo (a,h) anthracene	0.060	130
Fluoranthene	0.750	1020
Fluorene	0.190	160
Indeno (1,2,3-cd) pyrene	0.200	320
2-methylnaphthalene	(see Table 2) ³	--
Naphthalene	(see Table 2) ³	--
Phenanthrene	0.560	950
Pyrene	0.490	850
Total PAH	4.0	10000

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments continentaux – Valeurs-guides de l'Ontario (suite)

<u>Pesticides</u>	<u>Lowest Effects Level (LEL)¹</u> (mg/kg, dry weight)	<u>Severe Effects Level (SEL)²</u> (mg/kg organic carbon, dry weight)
-------------------	--	---

Aldrin	0.002	8
Benzohexachloride (BHC)	0.003	12
a-BHC	0.006	10
b-BHC	0.005	21
γ-BHC (Lindane)	0.003	1
Chlordane	0.007	6
DDT (Total)	0.007	12
op+pp-DDT	0.008	71
pp-DDD	0.008	6
pp-DDE	0.005	19
Dieldrin	0.002	91
Endrin	0.003	130
Hexachlorobenzene (HCB)	0.020	24
Heptachlor epoxide	0.005	5
Mirex	0.007	130

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments
continentaux – Valeurs-guides de l'Ontario (suite)

Polychlorinated Biphenyls **Lowest Effects Level (LEL)¹** **Severe Effects Level (SEL)²**
(PCBs) **(mg/kg, dry weight)** **(mg/kg organic carbon, dry weight)**

PCB Aroclor 1016	0.007	53
PCB Aroclor 1248	0.030	150
PCB Aroclor 1254	0.060	34
PCB Aroclor 1260	0.005	24
PCB (total)	0.070	530

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments marins et estuariens – Long et al., 1995

BOLD TYPE IN TABLE INDICATES ECOLOGICAL SCREENING VALUES TO BE USED IN THE BASELINE ECOLOGICAL EVALUATION (BEE).

<u>Metals</u>	<u>Effects Range – Low (ER-L)¹</u> (mg/kg, dry weight)	<u>Effects Range – Medium (ER-M)²</u> (mg/kg, dry weight)
Arsenic	8.2	70
Cadmium	1.2	9.6
Chromium	81	370
Copper	34	270
Lead	47	218
Mercury	0.15	0.71
Nickel	21	52
Silver	1.0	3.7
Zinc	150	410

Valeurs-guides utilisées pour l'évaluation des sédiments marins et estuariens – Long et al., 1995 (suite)

Organics

<u>Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs)</u>	<u>Effects Range–Low (ER-L)¹</u> (mg/kg, dry weight)	<u>Effects Range–Medium (ER-M)²</u> (mg/kg, dry weight)
Acenaphthene	0.016	0.500
Acenaphthylene	0.044	0.640
Anthracene	0.085	1.1
Benzo (a) anthracene	0.261	1.6
Benzo (k) fluoranthene	(see Table 1.) ³	--
Benzo (g,h,i) perylene	(see Table 1.) ³	--
Benzo (a) pyrene	0.430	1.6
Chrysene	0.384	2.8
Dibenzo (a,h) anthracene	0.063	0.26
Fluoranthene	0.600	5.1
Fluorene	0.019	0.54
Indeno (1,2,3-cd) pyrene	(see Table 1.) ³	--
2-methylnaphthalene	0.070	0.67
Naphthalene	0.16	2.1
Phenanthrene	0.240	1.5
Pyrene	0.665	2.6
Total PAH	4.0	45.0

Fiche 4

Canada (Ontario)

BRGM Fiche n°4	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : CANADA (Ontario)
		Milieu : Sédiments continentaux
		Pages : 10

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Ministère de l'Environnement de l'Ontario. August 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Ministère de l'Environnement de l'Ontario

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Ministry of the Environment
Public Information Centre
135 St. Clair Ave. W.
Toronto
Ont. M4V 1P5, (416) 323-4321

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments continentaux

Objectifs des critères :

Scénarios dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

Protection de l'environnement aquatique mais également critères d'aide à la décision concernant la possible remise en suspension des sédiments lors du dragage ou la mise en dépôt sous eau (open-water disposal). Ces critères sont également utilisés pour identifier les sites pollués à traiter et peuvent constituer des critères de dépollution à atteindre.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces Provincial Sediment Quality Guidelines (PSQG) sont au nombre de trois. Ces valeurs guides sont basées sur différents niveaux de toxicité d'après des effets chroniques, à long terme, de polluants sur les organismes benthiques (sauf pour le No Effect Level, par définition) :

- **No Effect Level** : niveau pour lequel aucun effet toxique n'est observé sur les organismes aquatiques. A ce niveau, aucun transfert de substances chimiques à travers la chaîne alimentaire et aucun effet sur la qualité des eaux n'est attendu.

Un sédiment classé « **No Effect Level** » est considéré comme propre et il pourra être envoyé vers des rivières ou des lacs (sous réserve que cela ne nuise pas à l'habitat des poissons).

- **Lowest Effect Level** : niveau de contamination qui peut être toléré par la majorité des organismes benthiques. Le sédiment est considéré comme propre à très légèrement pollué.

Un sédiment classé « **Lowest Effect Level** » pourra faire l'objet de tests ultérieurs en préalable au choix de son devenir (en fonction de la nature des polluants qui excèdent ce seuil).

- **Severe Effect Level** : niveau pour lequel une perturbation des populations benthiques est attendue. Il s'agit de la concentration en polluant qui sera préjudiciable pour la majorité des espèces benthiques.

A ce stade, il pourra être nécessaire d'enlever les sédiments et d'identifier la source à l'origine de la pollution.

Logigramme d'utilisation de ces critères

Les valeurs sont utilisées de la manière suivante :

Evaluation des sédiments

- 1- Comparaison des concentrations de tous les paramètres aux valeurs-guides PSQG.
 - 1a- Si l'analyse montre que les concentrations des paramètres sont inférieures au No Effect Level, le sédiment est considéré comme propre.
 - 2- Si la concentration d'un paramètre dépasse le No Effect Level mais est inférieur au Lowest Effect Level, aucune décision de gestion n'est nécessaire.
 - 3- Si la concentration dépasse le Lowest Effect Level, alors la concentration est comparée aux valeurs du bruit de fond local. Si ces valeurs locales ne sont pas disponibles, la concentration peut être comparée aux valeurs de bruit de fond déterminées dans les Grands Lacs.
 - 3a- Si la concentration est inférieure au bruit de fond naturel, aucune décision de gestion n'est nécessaire.
 - 3b- Si la concentration dépasse le bruit de fond local, alors il faut déterminer si le sédiment menace la vie aquatique et à quel niveau. Réalisation de tests biologiques puis ;
 - 3c- Considération des effets environnementaux (tels que mis en évidence par la réalisation de tests biologiques –3b) avec prise en compte des contraintes technico économiques associées ;
 - 3d- Choix final : action de dépollution ou décision de laisser le sédiment en place et de le surveiller.
- 4- Si la concentration dépasse le Severe Effect Level, il est nécessaire de procéder à des bio-essais afin d'évaluer si le sédiment est fortement toxique.

4a- Si le sédiment ne se révèle pas intensément toxique, il faut suivre la procédure d'évaluation de l'étape 3b à l'étape 3d.

4b- Si le sédiment se révèle intensément toxique, il est nécessaire d'évaluer le contrôle de la source et toutes les options de dépollution envisageables.

Evaluation des sédiments dans le cas du dépôt de matériau dragué

Le déversement de matériau dragué en eau-libre requiert l'analyse du matériau dragué et du matériau dans l'aire de dépôt, puis la comparaison aux PSQG.

Le matériau de l'aire de dépôt est classé dans l'un des trois groupes suivants :

- **Groupe 1** : Sédiment de l'aire de dépôt < No Effect Level
 - 1a- et matériau dragué < No Effect Level
⇒ Matériau approprié pour le dépôt sur ce site
 - 1b- et matériau dragué > No Effect Level mais < Lowest Effect Level
⇒ Matériau non approprié pour le dépôt sur ce site (En effet, le dépôt d'un matériau dragué de moins bonne qualité engendrerait une contamination d'un site propre) mais approprié pour le dépôt sur un site pour lequel le sédiment existant > No Effect Level
 - 1c- et matériau dragué > Lowest Effect Level
⇒ Matériau non approprié pour le dépôt sur ce site
- **Groupe 2** : Sédiment de l'aire de dépôt > No Effect Level mais < Lowest Effect Level
 - 2a- et matériau dragué < No Effect Level
⇒ Matériau approprié pour le dépôt sur ce site
 - 2b- et matériau dragué > No Effect Level mais < Lowest Effect Level
⇒ Matériau approprié pour le dépôt sur ce site
 - et matériau dragué > Lowest Effect Level
⇒ Matériau non approprié pour un dépôt sur ce site
- **Groupe 3** : Sédiment de l'aire de dépôt > Lowest Effect Level
 - 3a- Matériau dragué < Lowest Effect Level
⇒ Matériau approprié pour le dépôt sur ce site
 - 3b- Matériau dragué > Lowest Effect Level pour composés organiques et mercure
⇒ Matériau non approprié pour le dépôt en eau libre.
 - Matériau dragué > Lowest Effect Level pour métaux autres que le mercure
⇒ Matériau approprié pour le dépôt en eau libre selon certaines conditions (matériau dragué ≤ Bruit de fond des Grand Lacs (défini ensuite) et ≤ niveau ambiant dans les sédiments).

Le schéma général d'évaluation de la qualité des sédiments est présenté sur la figure suivante :

Relation avec le contexte réglementaire :

Statut des critères :

Ces PSQG sont développées pour l'évaluation des sédiments dans l'Ontario. Elles remplacent les valeurs-guides « Open Water Disposal Guidelines » (OWDG), et servent de base pour toutes les évaluations des sédiments dans l'Ontario. Les OWDG furent publiées par le Ministère en 1976. A l'origine, ces valeurs-guides furent développées dans le but de déterminer si oui ou non un matériau dragué était approprié pour le dépôt en eau libre. Ensuite, elles furent utilisées plus généralement pour l'évaluation de la qualité des sédiments.

Les PSQG concernent principalement les activités liées à l'environnement aquatique et l'adhésion à celles-ci ne doivent pas être interprétées comme une dispense des exigences d'autres directives, politiques ou règlements de ce Ministère ou d'autres agences.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Août 1993

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : non
Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? non

Références

Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario, August 1993.

Open Water Disposal Guidelines » (OWDG), publiées par le Ministère en 1976.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie : Approche éco-toxicologique

Le protocole pour la mise en place de ces valeurs-guides pour la qualité des sédiments a été développé en considérant 5 principes :

- 1- Les valeurs-guides doivent prendre en compte un intervalle de concentrations en polluants assez large afin de déterminer le niveau auquel les effets écotoxiques apparaissent. Ceci doit être réalisé sur un nombre important d'organismes.
- 2- Elles doivent être basées sur des relations cause-effet entre un polluant spécifique et les organismes benthiques puisqu'il est nécessaire de démontrer qu'à une certaine concentration de polluants sont associés des effets néfastes sur les organismes benthiques.
- 3- Elles doivent tenir compte des effets des contaminants dans un milieu contenant plusieurs contaminants. En effet, la combinaison de plusieurs contaminants peut engendrer des réponses différentes que celles engendrées par un polluant seul (effets synergiques ou antagonistes).
- 4- Elles doivent prendre en compte les effets chroniques des polluants.
- 5- Elles doivent prendre en compte les facteurs environnementaux qui peuvent influencer sur la présence ou l'absence d'organismes dans un milieu donné. En effet, le comportement des polluants et le bien-être des organismes sont gouvernés par des processus naturels physiques, chimiques et biologiques. Ainsi, il est essentiel que ces facteurs soient considérés afin d'obtenir des valeurs-guides réalistes.

Elaboration des valeurs-guides de qualité des sédiments :

➤ No Effect Level

Les No Effect Level sont établies à partir de l'Approche de Partage à l'Équilibre ou Equilibrium Partitioning Approach (EqP), concept basé sur la tendance d'un composé chimique à se déplacer d'un compartiment environnemental à l'autre (solide/eau).

Ainsi, les références sédiment sont établies à partir des références « eau » : les PWQG (Provincial Water Quality Guidelines).

Actuellement, les coefficients de partage faibles peuvent seulement être dérivés pour les composés organiques non polaires. Ainsi, les No Effect Level ne peuvent pas être calculés pour les métaux et les composés organiques polaires.

➤ Lowest Effect Level et Severe Effect Level

Ces Lowest Effect Level et les Severe Effect Level sont déterminées par la méthode de la teneur de « dépistage » ou Screening Level Concentration Approach (SLCA) pour tous les types de contaminants.

La Screening Level Concentration Approach est exclusivement fondée sur des observations de terrain. Les concentrations seuils par contaminant sont estimées à partir d'une base conséquente de données de concentrations chimiques et de distribution d'invertébrés benthiques.

Cette approche, réalisée en deux étapes, repose sur l'observation d'une dizaine de sites au moins, où toutes les espèces présentes (au minimum 20) doivent être précisément déterminées :

- 1^{ère} étape : définition de concentrations seuils par espèce, en établissant la distribution des concentrations d'un contaminant mesurées sur chaque site où l'espèce considérée est présente. La concentration de dépistage pour l'espèce considérée est définie comme le 90^{ème} percentile de cette distribution (SSLC).
- 2^{ème} étape : les teneurs de dépistage sont regroupées graphiquement par ordre croissant de concentrations, pour toutes les espèces présentes. La concentration de dépistage ou SLC est un percentile de la distribution des SSLC, et représente la concentration la plus élevée tolérée par un pourcentage d'espèce donné.

❖ Lowest Effect Level

Ces valeurs-guides sont obtenues en calculant le 5^{ème} percentile de la Screening Level Concentration SLC (teneur en-dessous de laquelle sont situées 5% des SSLC).

❖ Severe Effect Level

Ces valeurs-guides sont obtenues en calculant le 95^{ème} percentile de la SLC (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des SSLC).

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...) : sans objet

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...) : oui, pour l'élaboration du No Effect Level (cf. précédemment)

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

Le bruit de fond est calculé comme la moyenne de 5 échantillons prélevés dans le sédiment superficiel qui n'est pas directement affecté par les activités humaines ou à partir de l'horizon « pré-industriel » (sédiments situés au-dessous de l'horizon sédimentaire *Ambrosia*). Le niveau de contaminant dans l'horizon pré-industriel représente techniquement le bruit de fond. Cependant, il est reconnu que des contaminations ont pu être engendrées par des dépôts atmosphériques. Ainsi, le bruit de fond pour les composés non polaires organiques est basé sur une moyenne des concentrations sédimentaires superficielles (les premiers 5 cm) des Grands Lacs Supérieurs. Cette couche superficielle est considérée comme représentative des apports atmosphériques en composés organiques non polaires.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Si la valeur guide « No Effect Level » est inférieure à la valeur du bruit de fond local, c'est le bruit de fond qui sera considéré comme limite inférieure.

Par ailleurs, si un élément dépasse le Lowest Effect Level mais est inférieur à la valeur du bruit de fond local, il est considéré comme relevant finalement de la classe No Effect Level.

Avantages de la méthodologie

- Intégration des interactions des contaminants
- Analyse cause-effet
- Considération des processus naturels physiques, chimiques et biologiques

Références

Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario, August 1993.

Etude d'établissement de seuils de qualité pour les sédiments. Cemagref. Département Gestion des Milieux Aquatiques Division Biologie des Ecosystèmes Aquatiques. Groupement de Lyon, Novembre 1998.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants

Métaux

Polychlorobiphényles et pesticides organochlorés

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

Et aussi :

Carbone organique total, Azote Kjeldahl, Phosphore total

Ces éléments ne sont pas mesurés qu'à titre indicatif, leur présence à des teneurs élevées est considérée comme néfaste.

Sont ils systématiquement analysés ? oui

En fonction du devenir envisagé, les paramètres suivants : huiles et graisses, cyanure, ammoniac, cobalt et argent, peuvent également être mesurés.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...) cf plus haut

Procédure d'échantillonnage des sédiments : non spécifié

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Teneur totale

Expression des données

unité : µg/g de matière sèche

Pour les Severe Effect Level des PCB, Organochlorés et HAP, la valeur est en µg/g de carbone total.

En ce qui concerne les composés organiques non-polaires, les valeurs-guides sont établies après une normalisation en carbone organique total (COT) :

- pour les Lowest Effect Level : normalisation à 1% de COT

- pour les Severe Effect Level : normalisation à 10% de COT

Références

Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario, August 1993.

Ontario Ministry of the Environment (MOE) 1983. Handbook of Analytical Methods for Environmental Samples. Vol. I and II, OMOE, Toronto.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Province de l'Ontario

Valeurs-guides (Provincial Sediment Quality Guidelines) élaborées
pour les sédiments continentaux de l'Ontario

Table 1: Provincial Sediment Quality Guidelines for Metals and Nutrients.
(values* in ug/g (ppm) dry weight unless otherwise noted)

METALS	No Effect Level	Lowest Effect Level	Severe Effect Level
Arsenic	-	6	33
Cadmium	-	0.6	10
Chromium	-	26	110
Copper	-	16	110
Iron (%)	-	2	4
Lead	-	31	250
Manganese	-	460	1100
Mercury	-	0.2	2
Nickel	-	16	75
Zinc	-	120	820
NUTRIENTS			
TOC (%)	-	1	10
TKN	-	550	4800
TP	-	600	2000

* - values less than 10 have been rounded to 1 significant digit. Values greater than 10 have been rounded to two significant digits except for round numbers which remain unchanged (e.g., 400).

"-" - denotes insufficient data/no suitable method.

TOC - Total Organic Carbon TKN - Total Kjeldahl Nitrogen TP - Total Phosphorus

(June 1992)

Valeurs-guides (Provincial Sediment Quality Guidelines) élaborées pour les sédiments continentaux de l'Ontario (suite)

Table 2a: Provincial Sediment Quality Guidelines for PCBs and Organochlorine Pesticides.
(values^a in µg/g (ppm) dry weight unless otherwise noted)

Compound	No Effect Level	Lowest Effect Level	Severe Effect Level (µg/g organic carbon)*
Aldrin	-	0.002	8
BHC	-	0.003	12
α-BHC	-	0.006	10
β-BHC	-	0.005	21
γ-BHC	0.0002	(0.003) ^b	(1) [°]
Chlordane	0.005	0.007	6
DDT(total)	-	0.007	12
op + pp-DDT	-	0.008	71
pp-DDD	-	0.008	6
pp-DDE	-	0.005	19
Dieldrin	0.0006	0.002	91
Endrin	0.0005	0.003	130
HCB	0.01	0.02	24
Heptachlor	0.0003	-	-
H epoxide	-	0.005 ^b	5 [°]
Mirex	-	0.007	130
PCB(total)	0.01	0.07	530
PCB 1254 ^d	-	(0.06) ^b	(34) [°]
PCB 1248 ^d	-	(0.03) ^b	(150) [°]
PCB 1016 ^d	-	(0.007) ^b	(53) [°]
PCB 1260 ^d	-	(0.005) ^b	(24) [°]

Lowest Effect Levels and Severe Effect Levels are based on the 5th and 95th percentiles respectively of the Screening Level Concentration (SLC) (see Section 4.2.4) except where noted otherwise.

() Denotes tentative guidelines

^a - Values less than 10 have been rounded to 1 significant digit. Values greater than 10 have been rounded to 2 significant digits except for round numbers which remain unchanged.

^b - 10% SLC.

[°] - 90% SLC.

^d - Analyses for PCB Arochlors are not mandatory unless specifically requested by MOE.

- Insufficient data to calculate guideline.

* Numbers in this column are to be converted to bulk sediment values by multiplying by the actual TOC concentration of the sediments (to a maximum of 10%), e.g. analysis of a sediment sample gave a PCB value of 30 ppm and a TOC of 5%. The value for PCB in the Severe Effects column is first converted to a bulk sediment value for a sediment with 5% TOC by multiplying 530 x 0.05 = 26.5 ppm as the Severe Effect Level guidelines for that sediment. The measured value of 30 ppm is then compared with this bulk sediment value and is found to exceed the guideline.

(March 1993)

Valeurs-guides (Provincial Sediment Quality Guidelines) élaborées
pour les sédiments continentaux de l'Ontario (suite)

Table 2b: Provincial Sediment Quality Guidelines for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons.
(values in µg/g (ppm) dry weight unless otherwise noted)

Compound	No Effect Level	Lowest Effect Level	Severe Effect Level (µg/g organic carbon)*
Anthracene	-	0.220	370
Benz[a]anthracene	-	0.320	1,480
Benzo[k]fluoranthene	-	0.240	1,340
Benzo[a]pyrene	-	0.370	1,440
Benzo[g,h,i]perylene	-	0.170	320
Chrysene	-	0.340	460
Dibenzo[a,h]anthracene	-	0.060	130
Fluoranthene	-	0.750	1,020
Fluorene	-	0.190	160
Indeno[1,2,3-cd]pyrene	-	0.200	320
Phenanthrene	-	0.560	950
Pyrene	-	0.490	850
PAH (total)	-	4	10,000

(Guidelines could not be calculated for Acenaphthene, Acenaphthylene, Benzo[b]fluorene and Naphthalene due to insufficient data. These will be calculated when sufficient data is available.)

Lowest Effect Levels and Severe Effect Levels are based on the 5th and 95th percentiles respectively of the Screening Level Concentration (SLC) (see Section 4.2.4) except where noted otherwise.

- Insufficient data to calculate guideline.

* Numbers in this column are to be converted to bulk sediment values by multiplying by the actual TOC concentration of the sediments (to a maximum of 10%), e.g. analysis of a sediment sample gave a B[a]P value of 30 ppm and a TOC of 5%. The value for B[a]P in the Severe Effects column is first converted to a bulk sediment value for a sediment with 5% TOC by multiplying $1443 \times 0.05 = 72$ ppm as the Severe Effect Level guideline for that sediment. The measured value of 30 ppm is then compared with this bulk sediment value and is found to not exceed the guideline.

PAH (total) is the sum of 16 PAH compounds: Acenaphthene, Acenaphthylene, Anthracene, Benzo[k]fluoranthene, Benzo[b]fluorene, Benzo[a]anthracene, Benzo[a]pyrene, Benzo[g,h,i]perylene, Chrysene, Dibenzo[a,h]anthracene, Fluoranthene, Fluorene, Indeno[1,2,3-cd]pyrene, Naphthalene, Phenanthrene and Pyrene.

(March 1993)

Fiche 5

Canada (Québec)

BRGM Fiche n°5	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : Canada (Québec)
		Milieu : Sédiments continentaux
		Pages : 13

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Environnement Canada Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Rédaction par un groupe de travail mettant en collaboration :

- Division des technologies de restauration du Centre Saint-Laurent
- Direction de la protection de l'environnement
- Service canadien de la faune d'Environnement Canada, Pêches et Océans
- Ministère de l'Environnement du Québec
- Procéan Inc.
- Roche Ltée

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Direction des évaluations environnementales
Ministère de l'Environnement du Québec
M. Pierre Pichon, Chargé de projet, Service des projets en milieu hydrique
Edifice Marie-Guyart, 6^{ème} étage,
675, boulevard René-Lévesque Est
Québec (Québec) G1R 5V7

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments continentaux, en particulier les sédiments fluviaux

Objectifs des critères

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

Évaluation de la qualité des sédiments en vue de la protection de l'endofaune benthique pouvant enclencher une gestion spécifique des matériaux ou une restauration de sites aquatiques contaminés.

Critères élaborés dans le cadre du plan d'action Saint-Laurent : outils permettant d'évaluer le degré de contamination des sédiments, fournissant les indications quant à :

- la nécessité de procéder à des analyses plus poussées
- au degré de sécurité à apporter aux activités de dragage et au devenir des matériaux dragués (remise en suspension, mise en dépôt sous eau)
- la détermination d'objectifs de restauration ou la vérification de l'atteinte des objectifs.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité du St Laurent sont au nombre de trois. Ces critères sont basés sur différents niveaux de toxicité d'après des effets chroniques, à long terme, de polluants sur les organismes benthiques (sauf pour le No Effect Level, par définition) :

Seuil Sans Effet (SSE) ou No Effect Level (NEL) : teneur de base sans effet chronique ou aigu

Seuil d'Effet Mineurs (SEM) ou Minimal Effect Level (MEL) : teneur à laquelle sont observés des effets, mais qui est tolérée par la majorité des organismes

Seuil d'effets néfastes (SEN) ou Toxic Effect Level (TEL) : teneur qui induit à des effets nuisibles pour la majorité des organismes.

Seuil Inférieur de Restauration (SIR) : limite inférieure à atteindre lors de projets de restauration. Il s'agit d'un objectif de décontamination fixé ou cas par cas et faisant l'objet de considérations socio-économiques et technologiques en plus des considérations toxicologiques et environnementales.

Logigramme d'utilisation de ces critères

Ces applications sont représentées en tableau 2.

Application des critères pour la gestion des matériaux dragués

Si la teneur \leq SSE : environnement est considéré comme sûr pour les organismes benthiques, site exempt de pollution ;

SSE < Teneur < SEM : les sédiments ont un effet négligeable sur la faune benthique ;

Si la teneur d'un contaminant prioritaire \leq SEM : les sédiments peuvent avoir des effets toxiques minimaux sur la faune benthique. Les sédiments peuvent être déposés dans le milieu naturel mais il faut s'assurer que le milieu récepteur ne sera pas détérioré.

Si teneur > SEM : Des effets toxiques significatifs sont appréhendés sur les organismes benthiques et des biotests standardisés doivent évaluer la toxicité des sédiments. Les matériaux peuvent être rejetés dans un site où la concentration en contaminants est égale ou supérieure à celle des matériaux dragués.

Application pour la restaurations de sites aquatiques contaminés

Teneur < SEM : la restauration du site n'est pas nécessaire

Teneur > SEM : les sources à l'origine de la pollution doivent être identifiées et contrôlées et des mesures de réduction d'émission de polluants doivent être prises. La migration des polluants doit être réduite, sauf si la pollution observée provient d'une anomalie géochimique ou de dépôts atmosphériques. La restauration n'est généralement pas souhaitable car elle aurait probablement plus de répercussions négatives que de répercussions positives.

Teneur>SEN : Des effets sévères sur les organismes benthiques sont anticipés. Une analyse de risque doit être réalisée. La restauration doit être étudiée au cas par cas pour fixer le seuil inférieur de restauration SIR.

Relation avec le contexte réglementaire :

- Statut des critères :
Critères d'évaluation de la qualité des sédiments
Lignes directrices

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Mai 1992

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ... Non.

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non.

Références

Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Environnement Canada Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Les approches scientifiques qui ont servi de base à l'élaboration des critères de qualité pour le Saint-Laurent sont décrites ci-après :

L'approche teneur de fond (Background Approach) :

- Approche retenue pour les teneurs de contaminants qui ne dépassent pas le seuil sans effet (SSE) pour les organismes (Niveau 1)
- Critères de qualité des sédiments élaborés sur la base des concentrations chimiques de contaminants mesurées dans des sites considérés comme ayant des niveaux acceptables et des effets biologiques non préjudiciables (Beller et al., 1986)
- Utilisation de critères du ministère de l'environnement de l'Ontario, ou des données acquises antérieurement sur le Saint-Laurent, publications, base de données du Centre du Saint-Laurent, anciens critères québécois (Vigneault et al., 1978)...

⇒ Choix intérimaire jusqu'à amélioration des autres approches permettant de mieux définir les seuils sans effets.

L'approche écotoxicologique dite de « teneur de dépistage » (Screening Level Concentration (SLC) Approach)

- Approche retenue pour sélectionner les critères de qualité des sédiments pour les seuils d'effets mineurs (SEM) et néfastes (SEN) (Niveaux 2 et 3).
- Le calcul de la SLC s'effectue selon deux étapes :
 - Etablir la distribution des concentration d'une substance à tous les endroits où une espèce est présente (minimum 20 emplacements), répertorier le 90^{ème} percentile de cette distribution de concentrations pour chaque espèce et déterminer la SSLC (Species Screening Level Concentration) ou teneur de dépistage applicable aux espèces ;

- Regrouper toutes les SSLC graphiquement pour toutes les espèces présentes (minimum 10) par ordre croissant, la SLC étant un percentile de distribution des SSLC et représentant la plus grande concentration tolérée par un pourcentage donné d'espèces de l'endofaune benthique.

Exemple : Une SLC de 5% représente la plus grande concentration tolérée par 95% des espèces.

Ceci est schématisé en figure 1.

Pour les substances inorganiques :

Les Seuils Sans Effet SSE (Niveau 1) sont issus des publications citant les teneurs de fond les plus représentatives du Saint-Laurent. Les mêmes valeurs peuvent être utilisées pour l'eau douce et l'eau salée. Ultérieurement il faudra prendre en compte les variations locales de contaminants et les distinctions eau douce/eau salé.

Les Seuils d'Effets Mineurs SEM (Niveau 2) sont les 15^e percentiles des SLC.

Les Seuils d'Effets Néfastes SEN (Niveau 3) sont les 90^e percentiles des SLC.

Les niveaux 2 et 3 sont calculés à partir de courbes de distribution (des valeurs SSLC pour des espèces benthiques) fournies par le Ministère de l'Environnement de l'Ontario MEO (Jaagumagi, 1990a et b).

Pour les substances organiques :

Les Seuils Sans Effet SSE (Niveau 1) sont issus des publications citant les teneurs de fond issues des travaux de plusieurs chercheurs et des critères MEO (Persault et al., 1991). Des SSE sont retenues pour des composés synthétiques qui devraient être absents dans la nature, mais leur faible teneur est parfois tolérable.

Les Seuils d'Effets Mineurs SEM (Niveau 2) sont les 15^e percentiles des SLC de Neff et al. (1986 et 1987) pour les HAP et du MEO (Jaagumagi, 1990a et b) pour les autres contaminants organiques.

Les Seuils d'Effets Néfastes SEN (Niveau 3) sont les 90^e percentiles des SLC de Neff et al. (1986 et 1987) pour les HAP et du MEO (Jaagumagi, 1990a et b) pour les autres contaminants organiques.

Methodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...) :
sans objet

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Les critères des substances organiques et inorganiques ne sont pas dérivés des mêmes courbes de distribution (MEO ou Neff et al.). Les courbes de Neff et al. ne permettent d'établir des critères pour les HAP qu'en milieu marin, alors que les valeurs issues des courbes du MEO et issues de l'approche des bruits de fond s'appliquent à l'eau douce.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

L'approche basée sur la teneur de fond est fondée sur la mesure des « bruits de fond » ceux-ci étant considérés comme étant des niveaux de contamination acceptables ne donnant pas d'effets biologiques préjudiciables.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet : sans objet

Avantages de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

- Intégration des interactions des contaminants
- Pas de problème d'extrapolation de données de bioessais en laboratoire aux situations de terrain et aussi d'incertitude associée à l'utilisation des coefficients de partition
- Critères destinés à un usage général pouvant être retenus directement ou pouvant être modifiés de façon à refléter les conditions particulières d'un site (conditions locales, hydrodynamisme du milieu, impacts anticipés, teneurs de fond...)
- L'approche SLC résulte en un degré de protection élevé : l'élaboration du niveau de protection dépend du percentile utilisé pour établir la SLC (ex : le percentile 15 permet de protéger 85% des organismes benthiques)

Limites de la méthodologie (telles qu'exprimés par les auteurs)

- Pas d'analyse simple de cause à effet (teneur en contaminant, effet biologique observé)
- Critères provisoires devant faire l'objet de réajustements périodiques en fonction des nouveaux développements scientifiques

Références

Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Environnement Canada Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.

Pour l'approche des teneurs de fond :

Beller, H., R.Barrick et S.Becker (1986). Development of Sediment Quality Values for Puget Sound. Prepared by Tetra Tech Inc. For Ressources Planning Associates/ United States Army Corps of Engineers, Seattle District of Puget Sound Dredged Disposal Analysis program. Bellevue, Washington.

Persaud, D.,R. Jaagumagi et A.Hayton (1991). Provincial Sediment Quality Guidelines. Water Resources Branch, Ontario Ministry of the Environment. 26 p.

Vigneault, Y. et al. (1978). Plan d'utilisation des matériaux dragués dans le fleuve du Saint-Laurent. Annexe n)6 préparée par la Direction Régionale des eaux intérieures, Environnement Canada, pour le comité d'étude du fleuve Saint-Laurent.

Pour l'approche SLC :

Jaagumagi, R. (1990a). Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc. Water Resources Branch, Watershed Management Section. 10 p. + annexes.

Jaagumagi, R. (1990b). Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for PCBs and the Organochlorine Pesticides. Rapport préparé pour le ministère de l'environnement de l'Ontario.

Neff, J.M., D.J. Bean, Cornaby, R.M Vaga, T.C. Gulbransen et J.A. Scanlon. (1986). Sediment Quality Criteria Methodology Validation : Calculation of Screening Level Concentrations from Field Data. Work Assignment 56, Task IV. Washington, DC : US EPA. Criteria and Standards Division, Office of Water Regulations and Standards, SCD N°7, 225 p.

Neff, J.M., J.Q. Word et T.C. Gulbransen (1987). Recalculation of screening level concentrations for nonpolar organic contaminants in marine sediments Final report. Washington, DC : US EPA Region V. 18 pp.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Substances organiques (métaux, hydrocarbures...) voir tableau ci-après
Substances inorganiques

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Le tableau 3 présente la liste exhaustive des substances dont il faut tenir compte dans les projets de caractérisation des sédiments à l'exception des projets concernant l'immersion de déchets en mers où on se référera au tableau 5.

Selon les conditions particulières du site, le gestionnaire peut rajouter ou éliminer des substances.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

Procédure d'échantillonnage des sédiments : non spécifié

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Teneur en métaux extractibles

Pour les autres éléments, teneur total

Expression des données

unité :

µg/g de sédiment sec à l'exception des paramètres organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en µg/g de sédiment sec pour 1 % de carbone organique total (COT) à multiplier par le pourcentage de COT de l'échantillon à évaluer.

Les critères du MEO pour les substances organiques non polaires avaient été calculées sur la base de 100 % de Carbone Organique Total (COT) et exprimées en µg/g pour 1% de COT, ce qui correspond à une valeur 100 fois inférieure à celle calculée par le MEO. Pour établir les critères qualité des substances organiques non polaires il faut donc multiplier le critère par la teneur en COT.

Références

Critères intérimaires pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent, Environnement Canada Centre Saint-Laurent et Ministère de l'Environnement du Québec, Mai 1992.

Cadre législatif de gestion des sédiments au Québec. Division des technologies de restauration, Division du développement technologique, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada. Préparé par les Consultants Jacques Bérubé Inc., Octobre 1993.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Direction du développement technologique du Ministère de l'Environnement du Québec, qui vise à développer divers outils d'évaluation de la qualité du milieu aquatique.

Applications pratiques

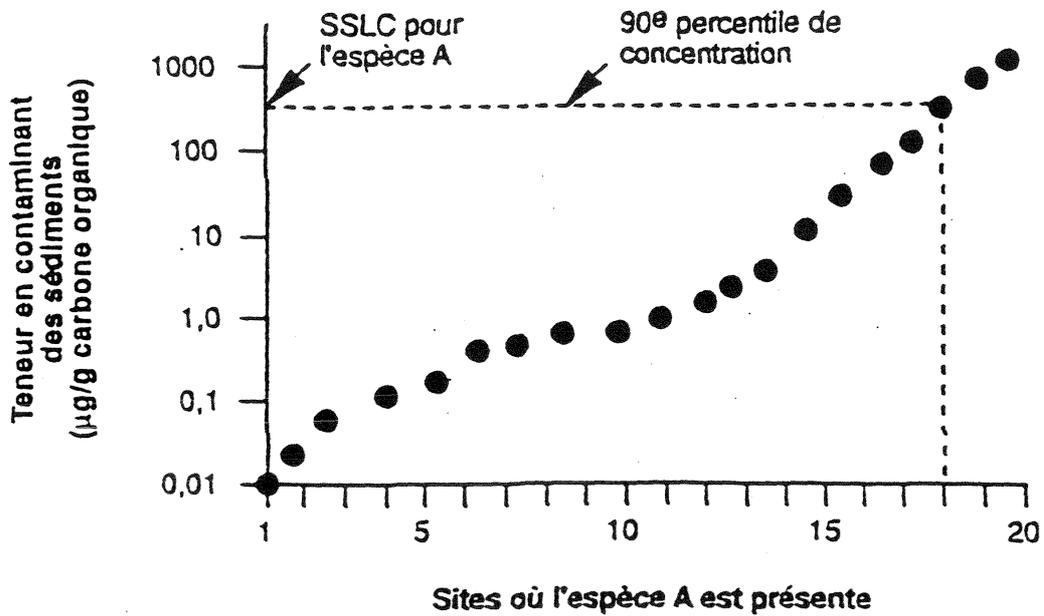
- Gestion des matériaux dragués (le site qui reçoit les résidus de dragage doit posséder des sédiments dont la concentration de contaminants est égale ou supérieure à celle des matériaux dragués ; lorsque la concentration d'un contaminant excède le SEN, les matériaux dragués doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire) ;
- Restauration des sites aquatiques contaminés (lorsque la contamination des sédiments excède le seuil d'effets mineurs (SEM), des mesures doivent être prises pour contrôler et réduire la migration des contaminants, mais la restauration du milieu n'est pas une solution souhaitable ; lorsque la concentration d'une seule substance dépasse le SEN la possibilité d'entreprendre un processus de restauration est à considérer et le SIR sera déterminé au cas par cas).

⇒ Le tableau 2 présente le processus décisionnel général proposé pour les activités de gestion des matériaux dragués et la restauration des sites aquatiques contaminés.

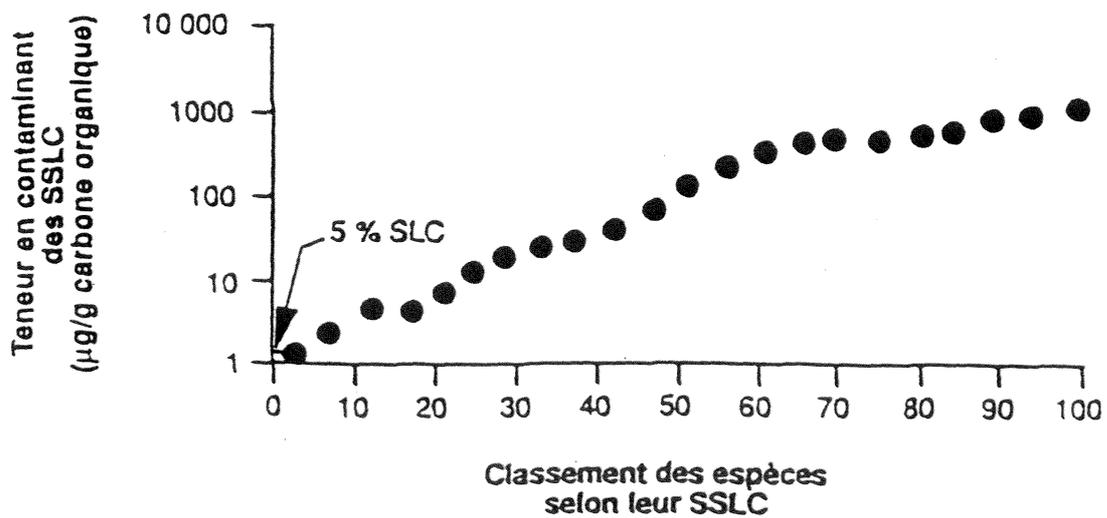
Tableaux présentant les critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Avril 1992) : SSE (niveau 1), SEM (niveau 2), SEN (niveau 3).

Figure 1

Calcul de la teneur de dépistage



a. Calcul des teneurs de dépistage pour chaque espèce et pour chaque contaminant (SSLC)



b. Calcul de la teneur de dépistage (SLC)

Source : Ministère de l'Environnement de l'Ontario, juillet 1990.

Tableau 1

Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent

PARAMÈTRES en µg/g ou µg/g pour 1 % COT ¹	NIVEAU 1 ² (SSE)	NIVEAU 2 (SEM)	NIVEAU 3 (SEN)
Arsenic extractible	3,0	7	17
Cadmium extractible	0,2	0,9	3
Chrome extractible	55	55	100
Cuivre extractible	28	28	86
Mercure total	0,05	0,2	1
Nickel extractible	35	35	61
Plomb extractible	23	42	170
Zinc extractible	100	150	540
BPC (totaux)	0,02	0,2	1
Aroclor - 1016	-	0,01	0,4
Aroclor - 1248	-	0,05	0,6
Aroclor - 1254	-	0,06	0,3
Aroclor - 1260	-	0,005	0,2
Aldrine	0,0006	0,002	0,04
BHC (totaux)	-	0,005	0,1
α-BHC	0,0003	0,01	0,08
β-BHC	0,0002	0,03	0,2
γ-BHC	0,0009	0,003	0,009
Chlordane	0,001	0,007	0,03
DDD et p,p'-DDD	0,002	0,01	0,06
p,p'-DDE	0,002	0,007	0,05
DDT	0,006	0,009	0,05
Dieldrine	0,0001-0,0008	0,002	0,3
Endrine	0,001	0,008	0,5
HCB	0,001	0,03	0,1
Heptachlore	0,0003	0,0003	0,01
Heptachlore époxyde	0,001	0,005	0,03

Tableau 1 (suite)

Critères intérimaires retenus pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (suite)

PARAMÈTRES en µg/g ou µg/g pour 1 % COT ¹	NIVEAU 1 ² (SSE)	NIVEAU 2 (SEM)	NIVEAU 3 (SEN)
Mirex	0,0001	0,011	0,8
HAP (haut poids moléculaire)	1	-	-
Benzo(a)anthracène	0,05-0,1	0,4	0,5
Benzo(a)pyrène	0,01-0,1	0,5	0,7
Benzofluoranthène	0,3	-	-
Benzo(ghi)pérylène	0,1	-	-
Chrysène	0,1	0,6	0,8
Dibenzo(ah)anthracène	0,005	-	-
Fluoranthène	0,02-0,2	0,6	2
Indéno(1,2,3, cd)pyrène	0,07	-	-
Pyrène	0,02-0,1	0,7	1
HAP (bas poids moléculaire)	0,1	-	-
Acénaphthène	0,01	-	-
Acénaphthylène	0,01	-	-
Anthracène	0,02	-	-
Fluorène	0,01	-	-
2MéthylNaphtalène	0,02	-	-
Naphtalène	0,02	0,4	0,6
Phénanthrène	0,03-0,07	0,4	0,8

¹ Tous les paramètres sont exprimés en microgrammes par gramme (µg/g) de sédiments secs à l'exception des paramètres organiques non polaires de niveau 3 qui sont exprimés en microgrammes par gramme de sédiments secs pour 1 p. 100 (1 %) de carbone organique total (COT). Pour établir le critère de qualité d'un paramètre organique non polaire de niveau 3 (en ombragé) dans une situation donnée, il faut multiplier le critère de ce tableau par le pourcentage de COT de l'échantillon à évaluer jusqu'à un maximum de 10% de COT. (Ex : Le SEN relatif aux BPC totaux dans un échantillon contenant 2 p. 100 (2 %) de COT sera établi à 1 µg/g x 2 = 2 µg/g). Les valeurs inférieures à dix ont été arrondies à un chiffre significatif tandis que les valeurs supérieures à 10 ont été arrondies à 2 chiffres significatifs.

² Lorsque la limite inférieure du domaine d'application d'une méthode d'analyse est supérieure au critère de niveau 1, cette limite doit être utilisée jusqu'à ce que des développements méthodologiques l'abaissent au niveau du critère retenu.

Tableau 2

Niveaux d'évaluation des sédiments et interventions en fonction du degré de contamination

CLASSE	NIVEAU	APPROCHE	EFFETS	GESTION DES MATÉRIAUX DRAGUÉS	RESTAURATION DE SITES CONTAMINÉS
4			Les dommages à l'environnement aquatique sont majeurs.	Les matériaux dragués doivent être traités ou confinés de façon sécuritaire.	On doit tarir les sources de contamination et envisager la possibilité de restaurer les milieux contaminés.
3			Plage de teneurs où les organismes benthiques subissent des effets nuisibles.	Un examen attentif des répercussions environnementales reliées au dragage et à la disposition des sédiments devra être effectué. Des essais appropriés (bioessais, élutriation ou autres) et des analyses chimiques au site de dépôt devront être réalisés. On devra s'assurer que le dépôt ne contribue pas à détériorer la qualité du milieu récepteur.	Niveau visé pour les travaux de restauration. Il devra être établi cas par cas par une étude de risques ou par tout autre moyen adéquat. On doit envisager la possibilité de tarir les sources de contamination et de réduire la migration des contaminants vers des zones de meilleure qualité. La restauration du milieu ne constitue probablement pas une solution souhaitable.
2			Plage de teneurs pouvant être tolérées par la majorité des organismes benthiques. Impacts potentiels sur les utilisations de l'eau.		
1			Plage de teneurs sans effet chronique ou aigu sur les organismes benthiques, la qualité de l'eau ou sur ses usages.		Aucune restauration n'est considérée.

Liste de substances retenues pour l'évaluation routinière de la qualité des sédiments du Saint-Laurent (Avril 1992)

SUBSTANCES INORGANIQUES	SUBSTANCES ORGANIQUES
<p>Arsenic extractible Cadmium extractible Chrome extractible Cuivre extractible Mercure total Nickel extractible Plomb extractible Zinc extractible</p>	<p>Aroclor 1016 Aroclor 1248 Aroclor 1254 Aroclor 1260 Carbone organique total Huiles et graisses minérales* HAP totaux HAP détaillés: Acénaphène Acénaphylène Anthracène Benzo(a)anthracène Benzo(a)pyrène Benzo(b)fluoranthène* Benzo(g,h,i)pérylène Benzo(j)fluoranthène* Benzo(k)fluoranthène* Benzo(e)pyrène* Chrysène Dibenzo(a,e)pyrène* Dibenzo(a,h)anthracène Dibenzo(a,h)pyrène* Dibenzo(a,i)pyrène* Dibenzo(a,j)acridine* Fluoranthène Fluorène Indéno(1,2,3-cd)pyrène Naphtalène Phénanthrène Pyrène Méthyl 3-Cholanthrène* Méthyl 5-Chrysène* Dibenzo-7H(c,g)carbazole* Diméthyl7,12-benzo(a)anthracène*</p>

* Aucun critère de qualité n'a été proposé pour cette substance à partir des approches retenues.

NOTE: Cette liste de substances est recommandée mais non limitative; elle regroupe des substances qui pourraient être analysées de façon routinière dans tout projet d'évaluation de la qualité des sédiments du Saint-Laurent. Selon les circonstances et le site d'échantillonnage, le gestionnaire pourrait être appelé à ajouter ou à retrancher de la liste une ou plusieurs substances. Elle pourra de plus être révisée à la lumière de nouvelles données toxicologiques.

Liste des substances à considérer dans le cadre de la partie VI de la loi canadienne sur la protection de l'environnement

SUBSTANCES INORGANIQUES	SUBSTANCES ORGANIQUES
<p>Arsenic extractible Beryllium extractible* Cadmium extractible Chrome extractible Cuivre extractible Cyanures totaux* Mercure total Nickel extractible Plomb extractible Vanadium extractible* Zinc extractible</p>	<p>Aroclor 1242* Aroclor 1254 Aroclor 1260 Carbone organique total Carbone total Dioxines* Furannes* HAP (bas poids moléculaire) HAP (haut poids moléculaire) HCB Huiles et graisses totales* Phosphore total Pesticides: Aldrine α-BHC β-BHC Cis-chlordane* Trans-chlordane* o,p-DDD* o,p-DDT p,p'-DDD p,p'-DDE p,p'-DDT Dieldrine Endrine α-endosulfan* β-endosulfan* Heptachlore Heptachlore époxyde Lindane Méthoxychlore* Mirex</p>

* Aucun critère de qualité n'a été proposé pour cette substance à partir des approches retenues.

Fiche 6

USA (Washington)

BRGM Fiche N°6	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA (Washington)
		Milieu : Sédiment D'eau douce
		Pages : 14

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Batts, D., S.Breidenbach and J.Cubbage. *Creation and analysis of Freshwater Sediment Quality Values in Washington State*. Prepared for the Sediment Management Unit in Cooperation with Brett Betts under a grant from US Environmental Protection Agency, Region 10. Washington State Department of Ecology. Publication n°97-323a. Olympia, Washington, July 1997.

*Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité
organismes scientifiques, bureaux d'études, ministères...*

Washington State Department of Ecology
Environmental Investigations and Laboratory Services Program

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Department of Ecology
Environmental Investigations and Laboratory Services Program
Olympia, Washington 98504-7710
USA

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiment d'eau douce

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

Développement de valeurs de qualité des sédiments spécifiques à l'eau douce permettant de prédire les impacts sur les organismes exposés aux sédiments contaminés. Ces valeurs ont donc comme objectif la protection de la faune.

Les valeurs obtenues par cette méthode constituent des valeurs préliminaires qui pourront être proposées aux différentes agences tels que l'US EPA et le Washington State Department of Ecology pour les assister dans la gestion de sédiments d'eau douce contaminés.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

PAET Probable Apparent Effect Threshold ou niveau de seuil probable d'effet apparent : 95^{ème} percentile des valeurs de toutes les stations sans effets biologiques significatifs et des concentrations supérieures au niveau d'effet significatif observé le plus bas.

AET Apparent Effect Threshold ou niveau de seuil d'effet apparent : concentration d'une substance au dessus de laquelle un effet biologique statistiquement significatif tel que la mortalité, est presque toujours attendue. C'est la limite supérieure de ce qu'un organisme peut tolérer.

Ceci est représenté par les graphiques en figure 1.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*
Les critères obtenus par cette méthode sont des critères préliminaires qui seront proposés à l'US EPA Region 10.
- *si liens réglementaires préciser les textes*
La méthode est basée sur la méthode mise en œuvre pour l'établissement des valeurs du Sediment Management Standard – Chapter 173 204 WAC, approuvés par l'US EPA Region 10, conformément à la section 303 du « Clean Water Act ».
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères
1997

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...
Non spécifié

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?
Non spécifié

Références

Batts, D., S.Breidenbach and J.Cubbage. *Creation and analysis of Freshwater Sediment Quality Values in Washington State*. Prepared for the Sediment Management Unit in Cooperation with Brett Betts under a grant from US Environmental Protection Agency, Region 10. Washington State Department of Ecology. Publication n°97-323a. Olympia, Washington, July 1997.

Sediment Management Standard (SMS) Chapter 173-204 WAC

Clean Water Act Section 303

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

La méthode comprend les étapes suivantes :

- 1) Collecte de données dans les études appropriées (publications...) : les études doivent présenter des résultats d'analyses chimiques de sédiments et des résultats de bioessais pour des échantillons prélevés de façon proche dans le temps et dans l'espace.

Le type d'études comprennent :

- des bioessais sur *Hyalella azteca*.
- des tests Microtox : Ce test est basé sur le principe de la bioluminescence microbienne. Il s'agit d'un test de toxicité sur des extraits de sédiments préparés dans un solvant organique. La toxicité du sédiment est en relation avec la perte de bioluminescence (en gamma) émise par une suspension de *Vibrio fischeri*. Les résultats sont exprimés en CESO avec un interval de confiance de 95 % pour 3 réplicats.
- Des bioessais sur diverses espèces

Le tableau suivant liste les différents types de bioessais et les effets observés :

Bioessais	Effet biologique	Stations	Effets biologiques statistiquement significatifs
Hyalella azteca	Mortalité	228	50
Microtox	Réduction d'émission lumineuse	60	24
Divers		91	22
Ceriodaphnia dubia	Mortalité	8	1
Ceriodaphnia dubia	Reproduction	26	9
Chironomus tentans	Mortalité	31	8
Chironomus tentans	Croissance	9	1
Chironomus tentans	Emergence	8	1
Daphnia magna	Mortalité	43	3
Daphnia pulex	Mortalité	2	0
Hexagenia limbata	Mortalité	8	1

- 2) Une procédure d'assurance qualité permet de vérifier l'acceptabilité des données (PTI, 1989a). Chaque étude est notée de A à F selon les caractéristiques du protocole. Cette note ne reflète pas la qualité des données mais la façon dont les procédures d'assurance qualité sont prises en compte.
- 3) Saisie des données : Les données sont regroupées dans une base de données (FSEDQUAL Freshwater SEDiment QUALity) qui est une version adaptée de la base SEDQUAL utilisée pour les sédiments marins.
- 4) Analyses des données : La signification statistiques des effets biologiques a été calculée pour toutes les séries de données. Le pourcentage de survie pour des stations à teneur de fond a été calculé, sauf pour le test Microtox. Ce pourcentage a été testé pour savoir si la distribution était normale (Test de Wilkison). Pour les distributions normales, les données ont été comparées par un test T. Pour les distributions non normales, elles ont été comparées par le test de Mann-Whitney.

Pour les bioessais Microtox, les échantillons tests ont été comparés aux échantillons de référence par le test T. Seuls les échantillons donnant au moins 20 % de réduction d'émission lumineuse et étant significativement plus faible que les témoins sont retenu comme ayant des effets biologiques significatifs.

5) Dérivation des valeurs : 2 types de valeurs ont été créés et évalué :

- **Apparent Effects Threshold AET** ou seuil d'effet apparent : concentration d'une substance au dessus de laquelle un effet biologique statistiquement significatif ($p < 0,05$), comme la mortalité, est presque toujours attendu. C'est la limite la plus élevée de ce qu'un organisme peut tolérer. Les AET sont basées sur les concentrations les plus élevées pour lesquelles il n'y a pas d'effet significatif, or les résultats sont dépendant des stations testées car on peut ne pas tester une station qui modifierait le résultat.
- **Probable Apparent Effect Threshold PAET** ou seuil d'effet apparent probable : c'est le 95^e percentile des valeurs de toutes les stations pour lesquelles il n'y a pas d'effets biologiques significatifs et des concentrations supérieures au niveau d'effet significatif observé le plus bas.

Les valeurs obtenues sont représentées dans la figure 3.

6) Méthode d'évaluation : L'aptitude des valeurs à prédire les effets biologiques a été étudiée. Le nombre de stations de la base de données pour laquelle les teneurs chimiques ont prédit des effets biologiques ont été comparées avec le nombre de stations présentant des effets biologiques mesurés.

La sensibilité, la fiabilité et l'efficacité ont été mesurées.

Sensibilité = nb de stations impactées avec prédiction correcte / nb de stations impactées

Efficacité = nb de stations où les impacts ont été correctement prédits / nb total de stations prédites d'être impactées

Fiabilité = (nb d'effets significatifs correctement prédits + nb d'effets non significatifs correctement prédits) / nombre total testé

La sensibilité et l'efficacité ont été calculées pour toutes les stations moins une, tel que représenté dans la figure 4.

Les différents types de bioessais ont été comparés entre eux. Les valeurs obtenues par les études sur *Hyalella* ont été comparées à celles issues des études Microtox et des études diverses.

7) Enfin les valeurs obtenues ont été comparées à des valeurs établies par d'autres établissements. Ces valeurs sont représentées dans la figure 5.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...) : sans objet

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non spécifié

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Les valeurs tests de bioessais sont comparées aux valeurs témoins des bioessais qui ont été obtenues avec les sédiments présentant des teneurs de fond, afin de déterminer si les valeurs tests présentent des différences statistiquement significatives avec les témoins.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Avantages :

- les PAET permettent d'obtenir des valeurs indépendantes du nombre et des caractéristiques des stations étudiées
- la sensibilité et l'efficacité permettent de bien caractériser l'aptitude des valeurs à prédire des effets biologiques
- les PEAT issues de Microtox sont très sensibles et efficaces pour les HAP

Limites :

- Les PEAT Microtox sont peu nombreuses pour les métaux alors que les SMS Sediment Management Standards pour milieu marin ont plusieurs valeurs pour les métaux.
- les valeurs issues de Microtox sont plus sensibles que les valeurs *Hyaella* et le Washington State Department of Ecology conseille de ne pas utiliser les AET issues de *Hyaella* car elles sont trop peu sensibles.

Références

Persaud, D., R.Jaagumagi and A.Hayton. 1993. *Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario*. Ontario Ministry of the Environment and Energy, ISBN 0-7729-9248-7.

PTI. 1989. *The Apparent Effect Threshold approach. Briefing report to the EPA science advisory board*. Prepared for the US EPA by PTI Environmental Services, Seattle, WA.

Washington State Department of Ecology. 1995. *Sediment Management Standards (SMS), Chapter 173-204*. Washington Administrative Code.

Wilkinson, L. 1990. *SYSTAT : the system for statistics*. Evanston, IL.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants

Organiques : HAP, volatils, phénols...

Inorganiques : métaux

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non spécifié

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

De même que pour les procédures d'échantillonnage, les procédures analytiques ne sont pas décrites.

Expression des données

unité : µg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Les composés organiques sont normalisés par rapport sont exprimés sur la base du poids sec.

Références

Batts, D., S.Breidenbach and J.Cubbage. *Creation and analysis of Freshwater Sediment Quality Values in Washington State*. Prepared for the Sediment Management Unit in Cooperation with Brett Betts under a grant from US Environmental Protection Agency, Region 10. Washington State Department of Ecology. Publication n°97-323a. Olympia, Washington, July 1997.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Les valeurs obtenues par cette méthode constituent des valeurs préliminaires qui pourront être proposées aux différentes agences tels que l'US EPA.

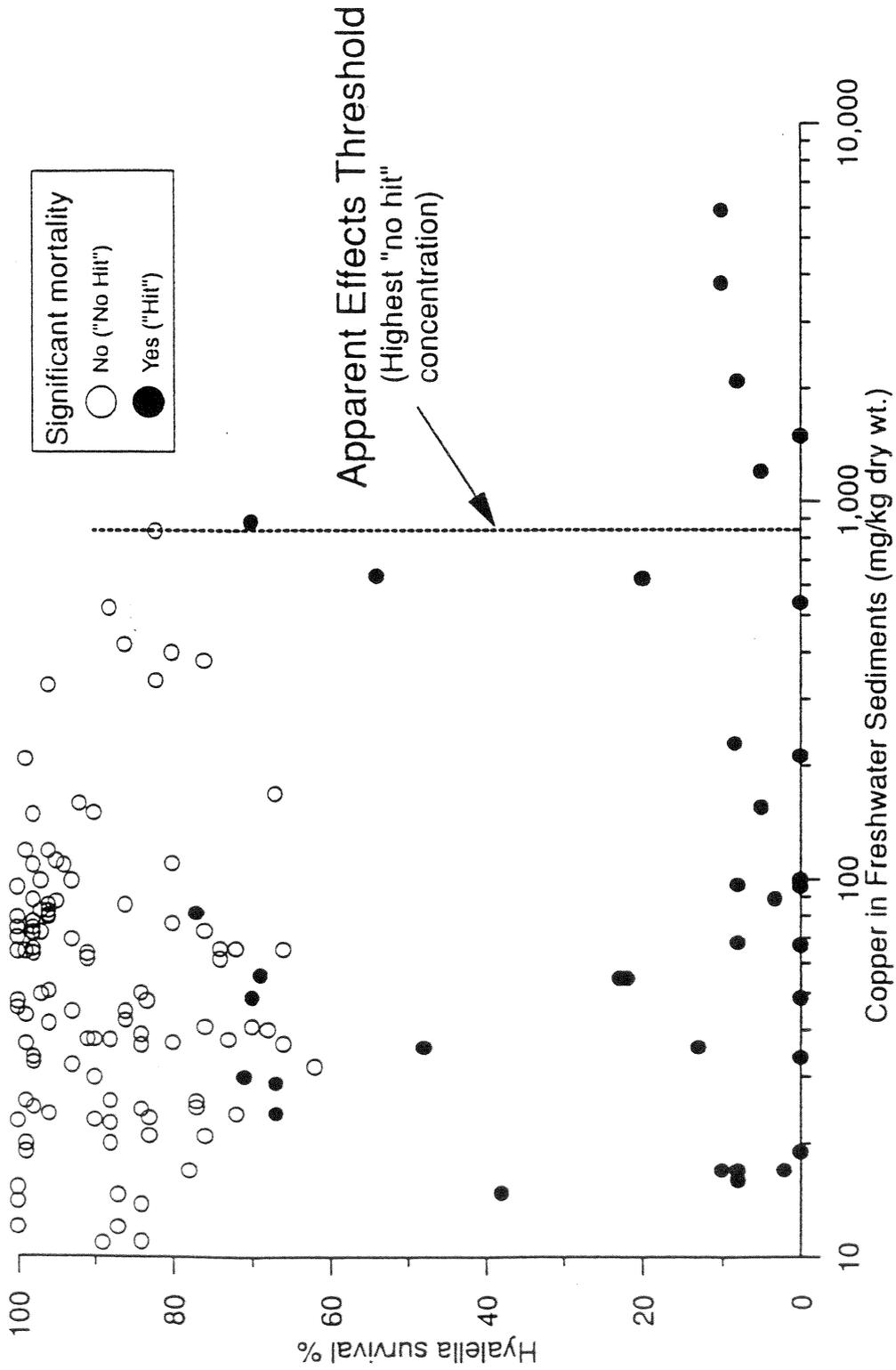


Figure 1 : Hyatella Apparent Effects Threshold (AET) for copper

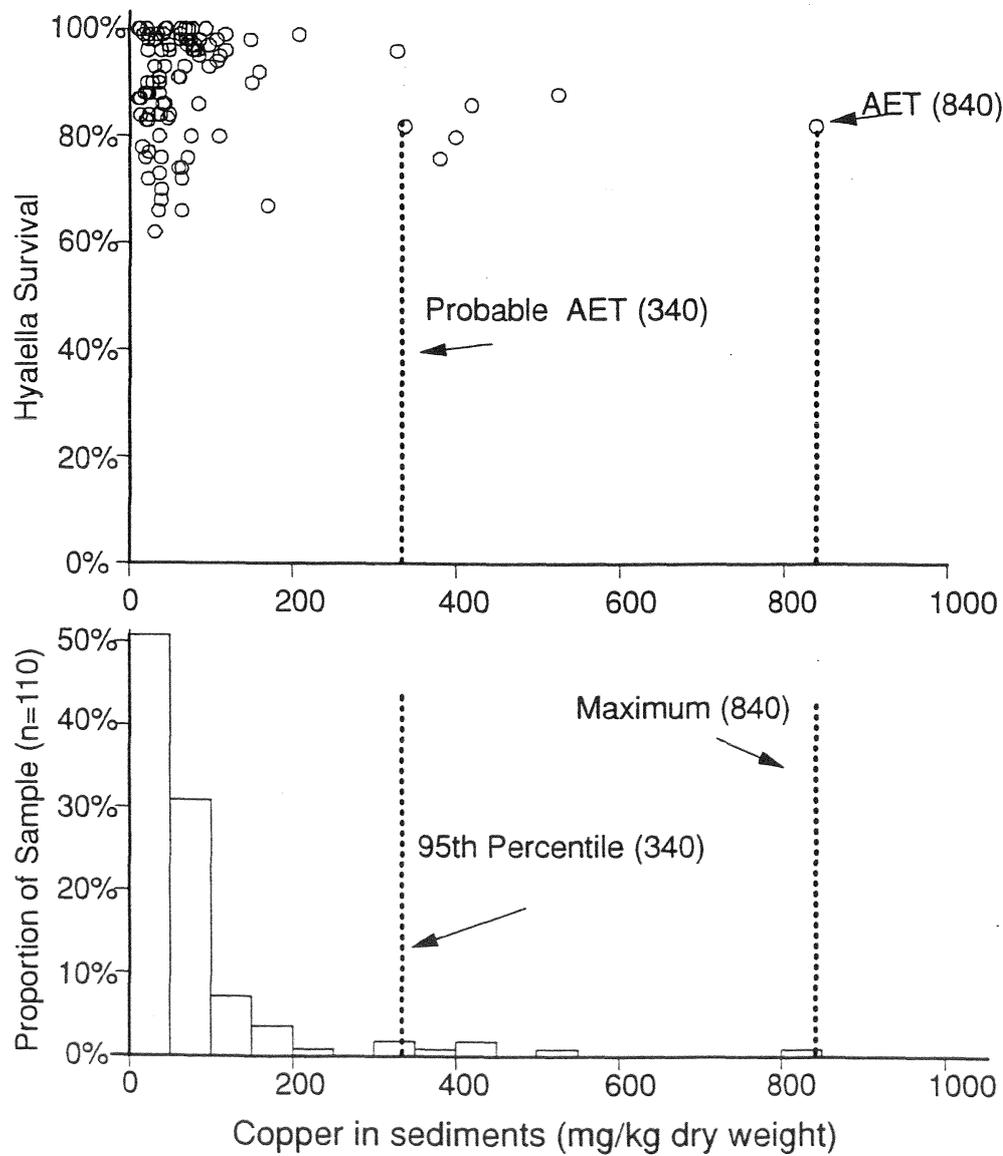


Figure 2 : Derivation of PAET at 95th percentile of the « non-hits »

Apparent effects thresholds (AETs) for <i>Hyaella azteca</i> and Microtox (dry weight).										
Chemical	<i>Hyaella azteca</i>					Microtox				
	AET	N	NH	NH>	Survey that set AET	AET	N	NH	NH>	Survey that set AET
PAH	ug/kg dry weight									
Naphthalene	140000	153	39	7	MBCREOS1	46000	25	22	3	MBCREOS2
Acenaphthylene	2600	151	39	9	MBCREOS1	2200	25	22	4	MBCREOS2
Acenaphthene	100000	147	38	7	MBCREOS1	4100	25	22	7	MBCREOS2
Fluorene	96000	148	39	7	MBCREOS2	4200	25	22	7	MBCREOS2
Phenanthrene	210000	153	40	8	MBCREOS1	15000	25	22	8	MBCREOS1
Anthracene	41000	150	39	9	MBCREOS1	2800	25	22	8	MBCREOS1
Total LPAH	440000	147	39	9	MBCREOS2	74000	25	22	7	MBCREOS2
Fluoranthene	130000	153	40	8	MBCREOS1	21000	25	22	7	LKUNION
Pyrene	85000	152	39	9	MBCREOS1	23000	25	22	9	MBCREOS2
Benz(a)anthracene	33000	134	35	10	MBCREOS1	7700	25	22	9	MBCREOS2
Chrysene	39000	149	39	11	MBCREOS2	11000	25	22	9	LKUNION
Total benzo(a)fluoranthenes	34000	126	33	13	MBCREOS1	16000	23	19	8	MBCREOS2
Benzo(a)pyrene	25000	143	39	9	UNIMAR2	11000	25	22	7	MBCREOS2
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	15000	145	39	8	UNIMAR2	760	25	22	13	MBCREOS1
Dibenzo(a,h)anthracene	3500	145	38	4	QUEBAX2	230	25	22	4	MBCREOS2
Benzo(g,h,i)perylene	21000	139	36	6	MBCREOS2	1400	25	22	13	MBCREOS2
Total HPAH	310000	138	39	10	MBCREOS1	91000	25	22	10	MBCREOS2
Total PAH	700000	138	39	11	MBCREOS1	170000	25	22	8	MBCREOS2
Misc Organics	ug/kg dry weight									
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	—	86	25	0	—	750	16	9	7	REYNOLDS
Carbazole	1800	73	16	5	MBCREOS1	140	16	9	4	MBCREOS2
Di-n-butyl phthalate	43	88	19	1	PAINEFLD	—	16	9	0	—
Dibenzofuran	32000	103	33	3	MBCREOS1	—	—	—	—	—
Phenol	48	70	16	2	ALCOA90	—	19	1	0	—
Chlorinated organics	ug/kg dry weight									
2,3,7,8-TCDD	0.0088	26	6	1	LONGVW90	—	7	0	0	—
Heptachlor epoxide	260	83	18	1	MILLCRP2	—	19	8	0	—
PCB-1242	100	85	25	1	VALCOA93	—	21	11	0	—
PCB-1254	350	86	27	3	CBSLOUGH	7.3	21	11	2	SEACOM94
Total PCB	820	86	28	3	PAINEFLD	21	21	11	8	SPOKNR94
Metals	mg/kg dry weight									
Antimony	64	67	22	1	LKUNDRDK	3	22	5	2	COLALU93
Arsenic	150	165	45	8	LKUNION	40	34	19	4	STEILLK2
Cadmium	12	122	41	6	LAKEROOS	7.6	31	16	3	COLALU93
Chromium total	280	143	35	1	MILLCRP2	—	26	17	0	—
Copper	840	148	45	9	STEILLK2	—	34	19	0	—
Lead	720	122	40	5	LKUNION	260	30	16	5	LAKROO92
Manganese	1800	39	11	1	LAKEROOS	—	6	5	0	—
Mercury	2.7	123	41	1	LKUNDRDK	0.56	30	15	7	CBSLOUGH
Nickel	—	85	34	0	—	46	28	14	7	SEACOM94
Silver	4.5	67	29	1	MILLCRP2	—	19	5	0	—
Zinc	3200	144	44	9	LAKROO92	520	34	19	5	SPOKNR94
Conventionals	mg/kg dry weight									
Sulfides	920	40	16	1	LKUNION	130	15	17	7	COLALU93
Ammonia	930	48	17	1	STEILLK2	—	17	10	0	—
Total organic carbon (%)	25	170	43	1	QUEBAX1	14	36	24	2	MBCREOS2

N= Number of stations tested
 NH= Number of stations with significant biological effects ("Hits")
 NH>AET= Number of stations with "Hits" and levels higher than AET.

 Figure 3 : Valeurs dérivées des test de toxicité sur *Hyaella azteca* et de Microtox

Apparent effects thresholds (AETs) for *Hyaella azteca* and Microtox (mg/kg OC).

Chemical	<i>Hyaella azteca</i>					Microtox				
	AET	N	NH	NH> AET	Survey that set AET	AET	N	NH	NH> AET	Survey that set AET
PAH	mg/kg organic carbon									
Naphthalene	2300	150	33	8	MBCREOS1	330	25	22	5	MBCREOS2
Acenaphthylene	83	148	33	4	MBCREOS1	16	25	22	5	MBCREOS1
Acenaphthene	3400	144	32	8	MBCREOS2	29	25	22	8	MBCREOS2
Fluorene	4200	145	33	7	MBCREOS2	30	25	22	8	MBCREOS2
Phenanthrene	9100	150	34	6	MBCREOS2	110	25	22	9	MBCREOS2
Anthracene	1700	147	33	8	MBCREOS2	26	25	22	11	MBCREOS2
Total LPAH	19000	144	33	8	MBCREOS2	530	25	22	9	MBCREOS2
Fluoranthene	4800	150	34	7	MBCREOS2	150	25	22	11	MBCREOS1
Pyrene	3100	149	33	7	MBCREOS2	160	25	22	11	MBCREOS2
Benz(A)Anthracene	920	131	29	7	MBCREOS1	55	25	22	12	MBCREOS2
Chrysene	1700	146	33	7	MBCREOS2	79	25	22	13	MBCREOS2
Total Benzo(a)fluoranthenes	1500	123	27	9	QUEBAX2	110	23	19	10	MBCREOS2
Benzo(A)Pyrene	910	140	33	5	QUEBAX2	79	25	22	12	MBCREOS2
Indeno(1,2,3-Cd)Pyrene	380	142	33	3	QUEBAX2	33	25	22	12	QUEBAX2
Dibenzo(A,H)Anthracene	160	142	32	3	QUEBAX2	10	25	22	6	QUEBAX2
Benzo(G,H,I)Perylene	910	136	30	3	MBCREOS2	30	25	22	15	QUEBAX2
Total HPAH	11000	135	33	10	MBCREOS2	650	25	22	13	MBCREOS2
Total PAH	30000	135	33	7	MBCREOS2	1200	25	22	10	MBCREOS2
Misc Organics	mg/kg organic carbon									
Carbazole	50	73	16	5	MBCREOS1	4.1	6	9	4	MBCREOS2
Di-N-Butyl Phthalate	11	87	19	1	ALCOA90	—	16	9	0	—
Dibenzofuran	510	100	27	4	MBCREOS1	—	—	—	—	—
Chlorinated organics	mg/kg organic carbon									
Aldrin	11	81	18	1	MILLCRP2	—	19	8	0	—
Heptachlor Epoxide	27	81	18	1	MILLCRP2	—	19	8	0	—
PCB-1242	—	81	19	0	—	—	21	11	0	—
PCB-1254	18	82	21	2	LKUNDRDK	0.73	21	11	2	SEACOM94
TOTAL PCB	—	82	22	0	—	2.6	21	11	5	SPOKNR94

N= Number of stations tested

NH= Number of stations with significant biological effects ("Hits")

NH>AET= Number of stations with "Hits" and levels higher than AET.

Figure 3 : Valeurs dérivées des test de toxicité sur *Hyaella azteca* et de Microtox (suite)

Table 7a. Probable Apparent Effects Thresholds (PAETs) for *Hyaella azteca* and Microtox. PAET is the 95th %ile of the no "hit" concentrations above the lowest "hit" level. See text for detailed explanation.

Chemical	<i>Hyaella azteca</i>				Microtox			
	PAET	N	NH	NH>AET	PAET	N	NH	NH>AET
PAH	ug/kg dry weight							
Naphthalene	47000	153	39	7	37000	25	13	3
Acenaphthylene	2000	151	39	9	1900	25	10	4
Acenaphthene	77000	147	38	7	3500	25	12	7
Fluorene	73000	148	39	7	3600	25	11	7
Phenanthrene	110000	153	40	8	5700	25	20	8
Anthracene	28000	150	39	9	2100	25	17	8
Total LPAH	330000	147	39	9	36000	25	20	8
Fluoranthene	75000	153	40	8	11000	25	21	9
Pyrene	46000	152	39	9	9600	25	21	9
Benz(a)anthracene	14000	134	35	10	5000	25	17	9
Chrysene	19000	149	39	11	7400	25	18	10
Total benzofluoranthenes	20000	126	33	13	11000	23	16	8
Benzo(a)pyrene	9700	143	39	9	7000	25	19	8
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	4100	145	39	8	730	25	15	13
Dibenzo(a,h)anthracene	2200	145	38	4	230	25	6	4
Benzo(g,h,i)perylene	4900	139	36	6	1200	25	18	13
Total HPAH	170000	138	39	10	36000	25	22	10
Total PAH	400000	138	39	11	60000	25	22	10
Misc Organics	ug/kg dry weight							
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	—	86	25	0	635	16	8	7
Carbazole	1600	73	16	5	140	6	4	4
Di-n-butyl phthalate	42	88	19	1	—	16	0	0
Dibenzofuran	2400	103	33	3	—	—	—	—
Phenol	48	70	16	2	—	19	0	0
Chlorinated organics	ug/kg dry weight							
2,3,7,8-TCDD	0.0072	26	6	1	—	7	0	0
Heptachlor epoxide	260	83	18	1	—	19	0	0
PCB-1242	100	85	25	0	—	21	0	0
PCB-1248	—	86	27	0	21	21	1	1
PCB-1254	240	86	27	3	7.3	21	2	2
Total PCB	450	86	28	3	21	21	8	8
Metals	mg/kg dry weight							
Antimony	35	67	22	1	—	22	2	0
Arsenic	19	165	45	8	24	34	14	4
Cadmium	9.3	122	41	6	7.6	31	14	3
Chromium total	110	143	35	1	70	26	9	2
Copper	340	148	45	9	—	34	19	0
Lead	490	122	40	5	240	30	16	5
Manganese	1400	39	11	1	—	6	5	0
Mercury	1.6	123	41	1	0.22	30	14	9
Nickel	—	85	34	0	39	28	14	8
Silver	3.9	67	29	1	—	19	2	0
Zinc	1000	144	44	9	500	34	19	6
Conventionals	mg/kg dry weight							
Sulfides	780	40	16	1	127	15	14	7
Ammonia	340	48	17	1	—	17	10	0
Total organic carbon (in %)	7.1	170	43	1	14	36	24	2

N= Number of stations tested

NH= Number of stations with significant biological effects ("Hits")

NH>AET= Number of stations with "Hits" and levels higher than AET.

 Figure 3 : Valeurs dérivées des test de toxicité sur *Hyaella azteca* et de Microtox (suite)

Probable Apparent Effects Thresholds (PAETs) for *Hyalella azteca* and *Microtox*. PAET is the 95th %ile of the no "hit" concentrations above the lowest "hit" level. See text for detailed explanation.

Chemical	<i>Hyalella azteca</i>				<i>Microtox</i>			
	PAET	N	NH	NH>AET	PAET	N	NH	NH>AET
PAH	mg/kg organic carbon							
Naphthalene	850	150	33	8	260	25	13	5
Acenaphthylene	39	148	33	4	14	25	10	5
Acenaphthene	1900	144	32	8	25	25	12	8
Fluorene	2000	145	33	7	26	25	11	8
Phenanthrene	2400	150	34	6	53	25	20	11
Anthracene	810	147	33	8	24	25	17	11
Total LPAH	6800	144	33	8	225	25	20	9
Fluoranthene	1600	150	34	7	110	25	21	13
Pyrene	1100	149	33	7	100	25	21	13
Benz(A)Anthracene	410	131	29	7	45	25	17	12
Chrysene	600	146	33	7	72	25	18	13
Total Benzofluoranthenes	540	123	27	9	100	23	16	10
Benzo(A)Pyrene	250	140	33	5	63	25	19	13
Indeno(1,2,3-Cd)Pyrene	140	142	33	3	30	25	15	12
Dibenzo(A,H)Anthracene	47	142	32	3	10	25	6	6
Benzo(G,H,I)Perylene	160	136	30	3	26	25	18	15
Total HPAH	4700	135	33	10	460	25	22	13
Total PAH	8500	135	33	7	630	25	22	13
Misc Organics	mg/kg organic carbon							
Carbazole	36	73	16	5	4.2	6	4	4
Di-N-Butyl Phthalate	11	87	19	1	—	16	0	0
Dibenzofuran	79	100	27	4	—	—	—	—
N-Nitroso Diphenylamine	10	81	18	1	—	19	0	0
Chlorinated organics	mg/kg organic carbon							
Aldrin	10	81	18	1	—	19	0	0
Heptachlor Epoxide	24	81	18	1	—	19	0	0
PCB-1254	16	82	21	2	0.73	21	2	2
Total PCBs	—	82	22	0	2.6	21	8	5

N= Number of stations tested

NH= Number of stations with significant biological effects ("Hits")

NH>AET= Number of stations with "Hits" and levels higher than AET.

Figure 3 : Valeurs dérivées des test de toxicité sur *Hyalella azteca* et de *Microtox* (suite)

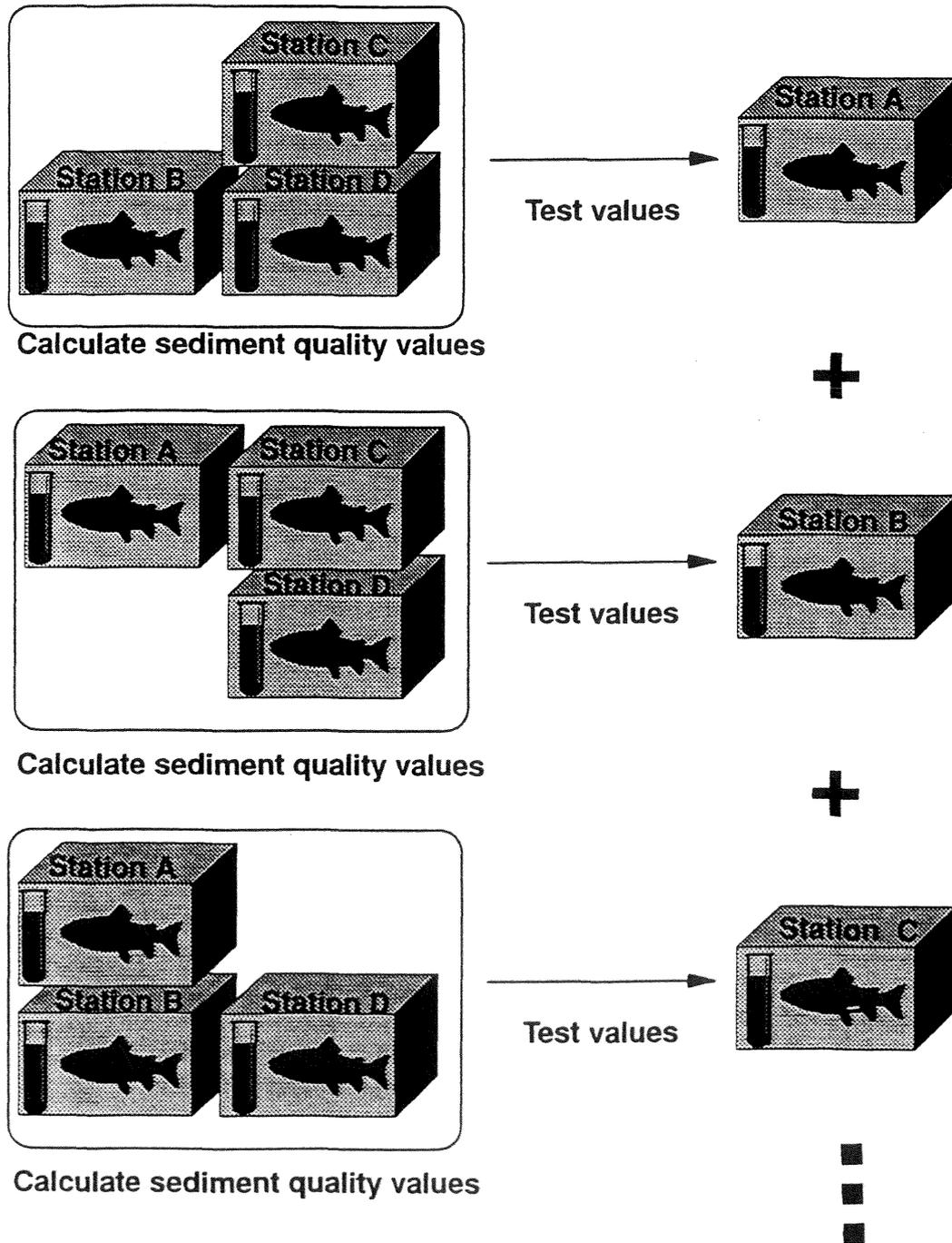


Figure 4 : Méthode de déletion séquentielle de station pour le calcul de la sensibilité et de l'efficacité.

Sediment quality values tested on FSEDQUAL.

Value Abbr.	Value Name	Derivation Method	General Definition from Source	Source
SEL	Severe Effects Level	90th-95th percentile screening level concentration based on <i>in-situ</i> benthic community structure	Contaminant concentration would be detrimental to the majority of benthic species	Persaud 1994.
PEL	Probable Effects Level	geometric mean of the 50th percentile concentration of the effect data set and the 85th percentile of the <i>no effect</i> data set.	Adverse biological effects are frequently seen above PEL.	EC 1994
TEL	Threshold Effects Level	geometric mean of the 15th percentile concentration from the <i>effect</i> data set and the 50th percentile concentration from the <i>no effect</i> data set.	Adverse biological effects are rarely seen below TEL.	EC 1994
EQP	Equilibrium Partitioning	Water quality criteria applied to organics concentrations in water predicted with log-octanol partition coefficient.	Protective of benthic species	EPA 1993
SEN	Seuil d'Effets Nefastes	90th percentile screening level concentration based on <i>in-situ</i> benthic community structure	Concentration of a substance that will cause adverse effects in most living organisms.	EC&MOE 1992
SMS	Sediment Management Standards (MARINE)	Primarily lowest Apparent Effect Threshold of three bioassays and one measure of benthic community structure.	Adverse effects on biological resources.	WAC 173-204

Figure 5 : Critères et valeurs guide de qualité des sédiments existants comparés aux valeurs issues de FSEDQUAL

Fiche 7

USA (NOAA)

BRGM Fiche n°7	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA (NOAA)
		Milieu : Sédiment
		Pages : 5

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Office of Response and Restoration, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration

<http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/SQGs.html>

*Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité
organismes scientifiques, bureaux d'études, ministères...*

National Oceanic and Atmospheric Administration,
National Status and Trends (NS&T) Program.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

National Oceanic and Atmospheric Administration
14th Street & Constitution Avenue, NW
Room 6013
Washington, DC 20230
Phone: (202) 482-6090
Fax: (202) 482-3154

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Tout type de Sédiment

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Ces valeurs seuils visent à permettre un état des lieux de la pollution

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces deux Sediment Quality Guideline sont élaborés tels qu'ils représentent :

- **Effect Range Low (ERL)** : concentration en dessous de laquelle des effets adverses apparaissent rarement,
- **Effect Range Median (ERM)** : concentration au-dessus de laquelle apparaissent fréquemment des effets.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*
- *si liens réglementaires préciser les textes*
- *évolution sur les dernières années ?*

Ces valeurs guides ont été formulées comme des valeurs guides informelles (non réglementaires) de manière à être utilisées dans l'interprétation des analyses de sédiments. Ces valeurs ne sont en aucun cas des valeurs réglementaires ou des standards.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères
1999

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...
Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?
Non

Références

Office of Response and Restoration, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration (1999). Sediment Quality Guidelines developed for national Status and Trends Program.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

L'approche utilisée pour dériver ces valeurs est basée sur la collecte et l'analyse de données existantes plutôt que sur des tests en laboratoire ou de modélisations. Les données bibliographiques utilisées proviennent d'Amérique du Nord. Les données utilisées sont basées sur des données de mesures chimiques et d'effets biologiques.

La NOAA collecte annuellement et analyse chimiquement des échantillons de sédiments provenant de sites localisés dans des environnements marins et estuariens des USA. Ces données ont été utilisées pour évaluer trois approches basiques à l'établissement de critères basés sur les effets. Ces trois approches sont :

- l'approche Partage à l'Equilibre (EqP)
- l'approche test de toxicité (bioessai) des sédiments
- d'autres approches d'évaluation à partir de données biologiques et chimiques collectées dans des études.

Initialement, les Sediment Quality Guideline (SQG) ont été développées à partir d'études réalisées sur le milieu marin et d'eau douce. La révision de ces valeurs a été formulée à partir d'études réalisées en milieu marin (Long et al., 1995). En 1995, les données concernant l'eau douce ainsi que des données

marginales ont été supprimées et de nombreuses études de haut niveau ont été rajoutées. Les études présentant des effets adverses ont été identifiées puis le percentile 10 et le percentile 50 des données à effets ont été identifiés.

- La valeur correspondant au percentile 10 (teneur en dessous de laquelle sont situées 10% des mesures) est nommée Effect Range Low (ERL) : concentration en dessous de laquelle des effets adverses apparaissent rarement.
- La valeur correspondant au percentile 50 (teneur en dessous de laquelle sont situées 50% des mesures) est nommée Effect Range Median (ERM) : concentration au-dessus de laquelle apparaissent fréquemment des effets.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Sans objet

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent... : non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet: non spécifié

Références

Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith, et al. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19(1) :81-97. 1995.

Office of Response and Restoration, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration (1999). Sediment Quality Guidelines developed for national Status and Trends Program.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants

Ces valeurs concernent 9 éléments traces, 13 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques , 3 classes de HAP et 3 classes de composés organiques chlorés.

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ? Non documenté

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...) : Non documenté.

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non documenté.

Analyses des critères
procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non documenté.

Expression des données
unité :
ppm de matière sèche pour les métaux-traces
ppb de matière sèche pour les composés organiques
correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Références

Office of Response and Restoration, National Ocean Service, National Oceanic and Atmospheric Administration (1999). Sediment Quality Guidelines developed for National Status and Trends Program.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

NOOA

Applications pratiques

Ces valeurs sont utilisées en Amérique du Nord pour hiérarchiser certains sites au vu des polluants concernés.

Une étude a été menée afin de donner des informations sur la validité des SQG en milieu réel. Cette étude a été menée en compilant des données de l'évaluation provenant de l'US-EPA et de la NOAA. La première analyse suggère que les ERM individuelles sont représentatives d'une toxicité sur les êtres vivants.

Une seconde analyse a été conduite pour estimer les effets d'additivité des substances, les résultats suggèrent que les ERL sont représentatives de conditions non-toxiques. Ces études ont permis de calculer des valeurs pour des mélanges de produits dans les sédiments. Ces valeurs correspondent à la moyenne des quotients d'ERM calculés pour les 1068 échantillons utilisés pour valider les valeurs guides.

Valeurs-guides ERL (Effects Range-Low) et ERM (Effects Range-Median) pour les composés organiques et pourcentage d'incidence des effets biologiques

Chemical	Guidelines		Percent incidence of effects*		
	ERL	ERM	<ERL	ERL--ERM	>ERM
Acenaphthene	16	500	20.0	32.4	84.2
Acenaphthylene	44	640	14.3	17.9	100
Anthracene	85.3	1100	25.0	44.2	85.2
Fluorene	19	540	27.3	36.5	86.7
2-methyl naphthalene	70	670	12.5	73.3	100
Naphthalene	160	2100	16.0	41.0	88.9
Phenanthrene	240	1500	18.5	46.2	90.3
Sum LPAH	552	3160	13.0	48.1	100
Benz(a)anthracene	261	1600	21.1	43.8	92.6
Benzo(a)pyrene	430	1600	10.3	63.0	80.0
Chrysene	384	2800	19.0	45.0	88.5
Dibenzo (a,h) anthracene	63.4	260	11.5	54.5	66.7
Fluoranthene	600	5100	20.6	63.6	92.3
Pyrene	665	2600	17.2	53.1	87.5
Sum HPAH	1700	9600	10.5	40.0	81.2
Sum of total PAH	4022	44792	14.3	36.1	85.0
p,p'-DDE	2.2	27	5.0	50.0	50.0
Sum total DDTs	1.58	46.1	20.0	75.0	53.6
Total PCBs	22.7	180	18.5	40.8	51.0

*Number of data entries within each concentration range in which biological effects were observed divided by the total number of entries within each range.

Interpretation

Two guideline values were generated for each chemical: the ERL and the ERM. It is important to understand that these values were not derived as toxicity thresholds. That is, there is no assurance that there will be a total lack of toxicity when chemical concentrations are less than the ERL values. Similarly, there is no assurance that samples in which ERM values are exceeded will be toxic. Toxicity, or a lack thereof, must be confirmed with empirical data from toxicity tests.

The ERL values were not intended as concentrations that are always predictive of toxicity. Rather, they were intended and should be used primarily as estimates of the concentrations below which toxicity is least likely. As shown in Tables 1 and 2, the incidence of effects was usually higher when concentrations exceeded the ERLs than when concentrations were below the ERLs. However, the ERM values are better indicators of concentrations associated with effects than the ERLs.

Uses

The guidelines are commonly used in North America both to rank and prioritize sites of concern and chemicals of concern. That is, samples or study areas in which many chemicals exceed the ERM values and exceed them by a large

Fiche 8

USA (Floride)

<p>BRGM</p> <p>Fiche n°8</p>	<p style="text-align: center;"><u>Fiche de Lecture</u></p> <p style="text-align: center;">Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments</p>	<p>Pays : USA (Floride)</p>
		<p>Milieu : Sédiment Marin et estuarien</p>
		<p>Pages : 19</p>

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Sources du document contenant les critères

MacDonald, D.D.1994. *Florida Sediment Quality Assessment Guidelines. Volume 1 : Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines*. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Florida.

MacDonald, D.D.1994. *Florida Sediment Quality Assessment Guidelines.*, Volume 2 : Application of the sediment quality assessment guidelines. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Florida.

http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/pages/default.htm

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité organismes scientifiques, bureaux d'études, ministères...

Florida Department of Environmental Protection (FDEP)
National Status and Trends Program (NSTP) du National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Florida Department of Environmental Protection
Office of Water Policy
3900 Commonwealth Blvd. M.S. 49
Tallahassee, Florida 32399
USA.

D.D. MacDonald
MacDonald Environmental Sciences Ltd.
2376 Yellow Point Road, RR # 3
Ladysmith, British Columbia V0R 2E0
CANADA

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

sol/sédiments – Sédiments

sédiment marin/continental/estuarien – Marins et Estuariens

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Scénarios dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Ces valeurs guides sont développées pour permettre de préserver les ressources naturelles, protéger et restaurer les ressources vivantes et leur habitat, dans les écosystèmes marins, estuariens et côtiers.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces deux Sediment Quality Assessment Guidelines (SQAG) :

- **Threshold Effect Level (TEL)** ou niveau d'effet seuil : elle représente la limite haute du niveau de contamination des sédiments calculée à partir des concentrations en contaminants n'entraînant pas d'effets biologiques adverses.
- **Probable Effect Level (PEL)** ou niveau d'effet probable : elle représente la limite basse du niveau de contamination des sédiments qui sont habituellement associés à l'apparition d'effets biologiques adverses.

Permettent d'établir trois intervalles de concentrations :

- Minimal Effect Range ou intervalle d'effet minimal
- Possible Effect Range ou intervalle d'effet possible
- Probable Effect Range ou intervalle d'effet probable

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*

Les valeurs guides d'évaluation de la qualité des sédiments (SQAG Sediment Quality Assessment Guidelines) sont utilisées en tant qu'outil pour des applications d'évaluation de la qualité des sédiments, pour identifier des zones prioritaires pour la mise en œuvre d'actions de gestion, pour l'élaboration de projets de restauration des zones humides et pour surveiller les tendances d'évolution de la contamination de l'environnement. Les valeurs guides développés ici ne doivent pas être utilisés comme de critères de qualité des sédiments. Il s'agit d'outils de gestion spécifiquement adaptés au sud-est des Etats-Unis.

- *si liens réglementaires préciser les textes*
- *évolution sur les dernières années ?*

Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1994

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Sans objet

Références

MacDonald, D.D.1994. *Florida Sediment Quality Assessment Guidelines. Volume 1 : Development and evaluation of sediment quality assessment guidelines*. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Florida.

MacDonald, D.D.1994. *Florida Sediment Quality Assessment Guidelines, Volume 2 : Application of the sediment quality assessment guidelines*. Report prepared for Florida Department of Environmental Protection, Florida.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

La méthodologie appliquée est la méthode WEA (Weight of Evidence Approach) modifiée.

La méthode de base consiste à collecter, évaluer et analyser les données provenant d'expériences menées en Amérique du Nord de manière à établir une relation entre la concentration en contaminant dans les sédiments et les effets biologiques adverses associés à partir d'un grand nombre de données expérimentales. Trois types d'études sont utilisées :

- l'approche de l'Equilibre de Partition (EqP),
- l'approche de bio-essais sur sédiment avec dopage (Spiked-Sediment Bioassay SSBA),
- les évaluations de terrain sur la toxicité des sédiments et la composition de la communauté benthique.

La base de données intègre également les critères de qualité des sédiments développés par d'autres juridictions comme les AET (Adverse Effect Threshold) de Puget Sound (estuaire de l'Etat du Washington, USA) ou les SQC (Sediment Quality Criteria) issus de la méthode de l'Equilibre de Partition développée par l'EPA (Environmental Protection Agency).

La méthode de dérivation des valeurs SQAG (Sediment Quality Assessement Guidelines) est représentée en figure 1.

Elargissement de la base de données du NSTP

La base de données NSTP doit d'abord être élargie avec des données concernant la zone d'étude. Par exemple dans le cas de la Floride, la base NSTP initiale comprenant surtout des données des côtes ouest et nord-est des Etats-Unis. Il a donc été nécessaire de la compléter avec des données sur la côte sud-est. La recherche d'études concernant les effets biologiques de contaminants associés à des sédiments dans le sud-est des Etats Unis a été nécessaire, en contactant divers organismes comme l'EPA, le United States Army Corps of Engineers, le National Marine Fisheries Service, des bureaux d'études locaux, le Washington Department of Ecology, le Oregon Department of Environmental Quality, le Maryland Department of Environment, Environment Canada, ASTM Subcommittee E47.03 sur la toxicologie des sédiments. Une recherche électronique effectuée sur 12 bases de données bibliographiques a permis de récupérer des données issues de la littérature scientifique antérieure. Ainsi plus de 700 publications ont été évaluées par le Florida Department of Environmental Protection. Plus de 120 de ces publications ont permis de vérifier et d'élargir la base de données NSTP. La procédure d'assurance qualité que constitue la procédure de criblage a permis d'obtenir des données de haute qualité.

Pour chaque enregistrement dans la base de données, les informations suivantes sont détaillées :

- lieu de l'étude
- espèces affectées
- effets mesurés
- distribution de la taille des particules
- facteurs de biodisponibilité des contaminants
- concentration des contaminants
- descripteur : "effets" ou "pas d'effets" basé sur le degré de concordance d'une concentration chimique et un effet biologique
- descripteur : "no gradient (NG)", "small gradient (SG)", "no concordance (NC)" ou "no effect (NE)"

Procédure de tri et de contrôle qualité des données

Les données sont triées et contrôlées via des procédures qui permettent d'aboutir à des données de haute qualité. Les méthodes de criblage sont décrites dans l'appendice 1 ci-jointe (MacDonald, 1994). Elles permettent d'évaluer l'acceptabilité des protocoles des tests, des méthodes analytiques et des calculs statistiques pour chaque étude. Seules les études répondant aux critères de criblage ont été intégrées dans la base de données.

Création de séries de données à effets et sans effets

Pour chaque substance, les données ont été triées en ordre de concentrations croissantes afin de créer deux séries de données séparées :

- La **série de données avec effet ou "effects data set" (EDS)** : elle est constituée d'informations "d'analyses de cooccurrence" (il y a concordance apparente entre la concentration du contaminant et la réponse biologique observée) dans lesquelles des effets adverses biologiques spécifiques ont été observés (bioessais de toxicité des sédiments, évaluation de la communauté benthique invertébrée).
- La deuxième série de données, **série de données sans effets ou "no effect data set" (NEDS)** comprend les concentrations de substances non associées à des effets adverses.

Dérivation des valeurs guides d'évaluation de la qualité des sédiments (SQAG)

La procédure arithmétique utilisée pour dériver les valeurs guides a été conçue pour définir trois intervalles de concentration :

- un intervalle d'effet minimal (minimal effect range)
- un intervalle d'effet possible (possible effect range)
- un intervalle d'effet probable (probable effect range).

La figure 2 présente une représentation conceptuelle des trois intervalles : la probabilité d'observer des effets biologiques adverses augmente en même temps que la concentration en contaminants.

L'intervalle des concentrations en contaminants à l'intérieur duquel des effets adverses biologiques ne sont pas probables a été défini en deux étapes.

Le TEL (Threshold effect level) ou niveau d'effet seuil a été tout d'abord calculé. Il représente la limite supérieure de l'intervalle correspondant aux données d'entrée sans effet. Ces concentrations ne représentant pas un risque pour les organismes aquatiques.

Le TEL est calculé de la façon suivante :

$$\text{TEL} = \sqrt{(\text{EDS} - L \times \text{NEDS} - M)}$$

avec	TEL	=	Threshold Effect Level = Niveau d'effet seuil
	EDS-L	=	Concentration du 15 ^{ème} percentile de la série de données à effets
	NEDS-M	=	Concentration du 50 ^{ème} percentile de la série de données sans effet

La moyenne géométrique plutôt que la moyenne arithmétique des EDS-L et NEDS-M est calculée car les distributions ne sont pas nécessairement normales (Sokal and Rohlf, 1981). Un exemple de calcul est présenté en appendice 2.

Le PEL (Probable Effect Level), ou niveau d'effet probable, a été calculé pour définir la limite inférieure de l'intervalle de concentration **généralement ou toujours** associé à un effet biologique adverse (ex: limite inférieure de l'intervalle d'effet probable). Le calcul est le suivant :

$$PEL = \sqrt{(EDS - M \times NED - H)}$$

PEL	=	Probable Effect Level
EDS-M	=	Concentration du 50 ^{ème} percentile dans la série de données à effets
NEDS-H	=	Concentration du 85 ^{ème} percentile dans la série des données sans effet

L'intervalle des concentrations **pouvant** être associées à des effets biologiques est délimité par le TEL (limite inférieure) et le PEL (limite supérieure). Dans cet intervalle, des effets biologiques sont possibles sans qu'on puisse prévoir la fréquence d'apparition des effets, leur nature et/ou leur sévérité. Lorsque les concentrations d'un site tombent dans cet intervalle, les conditions spécifiques au site jouent un rôle important dans l'expression des effets biologiques, et des investigations supplémentaires sont alors nécessaires pour déterminer si le sédiment présente un risque significatif pour les organismes aquatiques.

Pour chaque substance, la quantité d'information disponible est très variable allant de moins de 20 entrées de données pour le 2,3,7,8-T₄CDD à plusieurs centaines d'entrées pour le cadmium. Pour que les valeurs guides soient élaborées selon le principe du "l'abondance des faits", seules les substances pour lesquelles au moins 20 entrées étaient disponibles dans les deux séries (sans effet et avec effet) ont pu aboutir à des valeurs guides.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

La méthode prend en compte trois types d'études :

- Equilibre de Partition
- Bioessais sur sédiment avec dopage
- Evaluation de terrain (toxicité du sédiment, caractéristiques de la communauté benthique).

Le scénario d'exposition est la contamination d'organismes benthiques vivant dans ou à proximité des sédiments contaminés par ingestion/absorption.

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non spécifié

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Avantages :

- L'approche est basée sur un grand nombre de données dont le mode de sélection rigoureux augmente la crédibilité.
- L'approche prend en compte les niveaux de concentrations entraînant des effets adverses et les niveaux de concentrations n'entraînant pas d'effets adverses.
- L'approche WEA ne cherche pas à établir des valeurs absolues d'évaluation de qualité des sédiments, mais plutôt à délimiter des intervalles de concentration à l'intérieur desquels l'apparition d'effets biologiques adverses est probable, possible ou peu probable.
- L'approche permet la prise en compte de mélanges de substances.
- Dans chaque intervalle, la distribution des entrées à effets et sans effet peut être calculée, et donc le pourcentage d'incidence des effets. On obtient ainsi la probabilité d'observer un effet à une concentration donnée.
- L'approche WEA est pratique et permet de donner des valeurs de qualité de sédiments directement applicables sur le terrain : Les tables de données (figure 2) sont des outils très utiles pour évaluer la qualité des sédiments d'un site spécifique.

Limites

- La biodisponibilité des contaminants des sédiments n'est pas prise en compte par manque de données sur la taille des particules, le taux de carbone organique dans de nombreuses études. Ceci peut aboutir à une sur- ou sous-protection des organismes aquatiques.
- Les niveaux de métaux sont normalisés par rapport aux concentrations des sédiments en aluminium. La prise en compte de la biodisponibilité permettrait d'affiner les valeurs guides préliminaires.
- L'approche ne tient pas compte des effets des différents dérivés d'une substance et ne traite donc pas totalement l'évaluation quantitative des relations cause-effet entre les concentrations en polluant et les réponses biologiques.
- Peu de données sont disponibles sur la toxicité chronique des contaminants associés aux sédiments sur les organismes marins et estuariens.
- Les valeurs guides issues de cette méthode pourront ne pas être directement applicables lorsque les facteurs intervenant sur la biodisponibilité sont importants (ex: niveaux élevés ou faibles pour le taux de carbone organique).
- Les valeurs issues de cette étude ne sont applicables que pour des sédiments marins ou estuariens. Elles ne sont donc pas applicables aux sédiments continentaux.

Références

EPA (United States Environmental Protection Agency). 1992. Framework for ecological risk assessment. Risk assessment forum. EPA/630/R-92/001. Washington, District of Columbia. 41 p.

EPA and ACE (United States Environmental Protection Agency and Army Corps of Engineers). 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal : Testing manual. EPA-503/8-91/001. Vicksburg, Mississippi.

Long, E.R. and L.R. Morgan. 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national Status Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington. 175 pp + appendices.

MacDonald, D.D. and A.Sobolewski. 1993. Recommended procedures for development site-specific environmental quality remediation objectives for contaminated sites in Canada. Report prepared for Ecohealth Branch. Environment Canada. Ottawa, Canada. 194 pp.

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1981. Biometry. W.H. Freeman and Company. San Francisco, California. 766p.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques, minéraux... liste exhaustive des critères existants

34 substances organiques et minérales prioritaires dans la zone côtière de la Floride

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non, liste fonction des polluants susceptibles d'être présents (enquête)

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

L'utilisation de ces valeurs guides nécessite une connaissance physico-chimique des sédiments du site étudié. Cette connaissance du site se fait par des recherches historiques sur les sources de contamination des sédiments (types d'industries, composition chimiques des rejets (Koc, Kow, type de contaminants...), sur une collecte et une analyse des données existantes sur la composition physico-chimiques des sédiments et parfois sur une collecte d'échantillons. Dans ce cas, un programme d'échantillonnage peut être mis en place de manière à apprécier des variations géographiques (horizontales et verticales) dans la contamination des sédiments, et des variations temporelles.

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

En cas de nécessité d'évaluer les caractéristiques des sédiments citées ci-dessus, la collecte, le transport et le stockage des échantillons se fait selon le protocole de l'American Society for Testing Materials (ASTM, 1994).

De même, lorsque la qualité des données des diverses études est évaluée, on s'intéresse aux contrôles qualité mis en œuvre lors de la collecte, du transport et des analyses d'échantillons de sédiments. Ils sont traités dans l'ASTM (1994) et par l'EPA et l'ACE (1991).

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Les méthodes analytiques utilisées doivent présenter des seuils de détection appropriés à l'élément analysé.

Expression des données

unité : mg/kg ou µg/kg en fonction des substances

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...):

Les données issues de l'approche de l'Equilibre de Partition exprimées en unités de carbone organique ont été converties en unités de poids sec en supposant un TOC (carbone organique total) de 1%.

Références

ASTM (1994) Standard guide for collection, storage, characterization and manipulation of sediment for toxicological testing. ASTM designation E 1391-94, 15 pp

EPA (United States Protection Agency). 1992. Framework for ecological risk assessment. Risk assessment forum. EPA/630/R-92/00. Washington, District of Columbia. 41 pp.

EPA and ACE (United States Protection Agency and Army Corps of Engineers). 1991. Evaluation of dredged material proposed for ocean disposal : Testing manual. EPA-503/8-91/001.

Long, E.R. and L.G.Morgan.1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the National Status and Trends Program. NOAA Technical Memorandum NOS OMA 52. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington. 175 pp + appendices.

MacDonald, D.D. and A. Sobolewski. 1993. Recommended procedures for development site-specific environmental quality remediation objectives for contaminated sites in Canada. Report prepared for EcoHealth Branch. Environment Canada. Ottawa, Canada. 194 pp.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

- Florida Department of Environmental Protection
- Cette méthode a également été utilisée pour l'élaboration de valeurs guides en Californie (Corenzato et Wilson, 1991).
- Elle a également servi au Canada, ce qui est décrit dans:
Smith, S.L. and D.D. MacDonald. 1994. The development and the use of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life and their uses. Water Quality Guidelines Division. EcoHealth Branch. Environment Canada. Ottawa. Canada.

Applications pratiques

Une évaluation a été menée pour déterminer la crédibilité, la comparabilité et la prédictivité de ces valeurs. Cette évaluation a conclu que ces valeurs sont applicables largement. Cependant, les conditions locales influencent leur application. Ces valeurs étant déterminées à partir de données provenant du sud-est des Etats Unis, leur utilisation doit être menée avec précaution pour d'autres zones géographiques.

Les SQAG peuvent être utilisées pour des applications de gestion, comprenant :

1. **l'interprétation de données chimiques sur les sédiments** : Les SQAG permettent de quantifier l'importance biologique de données chimiques. C'est un outil de criblage qui permet d'identifier les zones à risques. Lorsque les concentrations en contaminants dépassent un ou plusieurs PEL (Probable Effect Level), les échantillons de sédiments sont considérés comme toxiques ;
2. **l'élaboration de programmes de surveillance** : Les SQAG permettent de comparer les données sur la chimie des sédiments et permet de dégager des zones prioritaires pour la mise en place d'activités de surveillance. Les SQAG permettent également de dégager les contaminants prioritaires à l'intérieur d'une zone à risque. Les SQAG facilitent aussi la conception de programmes de surveillance en identifiant les seuils de détection pour chaque substance (ex:

TEL/2, TEL = Threshold Effect Level, soit niveau d'effet seuil). Ceci permet d'éviter l'utilisation de méthodes inappropriées;

3. **le support de décisions réglementaires** : Les SQAG seules ne sont pas utilisées pour la prise de décision quant à la gestion de sédiments contaminés. Cependant, ce sont des outils efficaces pour permettre l'identification des besoins spécifiques d'un site en investigations pour soutenir les décisions. ;
4. **l'évaluation de risques de sites contaminés** : L'évaluation de risques écologiques consiste à évaluer la probabilité qu'un effet adverse biologique se produise ou puisse se produire suite à l'exposition à un facteur de stress (EPA, 1992). Les SQAG contribuent à cette évaluation en définissant trois intervalles de contamination (rarement, parfois et habituellement liés à des effets adverses). D'après Long et al. (*in presse*), les SQAG peuvent permettre de calculer la probabilité d'apparition d'effets adverses dans chacun de ces intervalles. Les SQAG constituent une part intégrante des évaluations de risques écologiques pour les sédiments contaminés en Floride. ;
5. **le développement d'objectifs de dépollution** : Les SQAG fournissent une base scientifique pour formuler des objectifs de dépollution spécifiques à un site et pour évaluer les coûts associés à une option de dépollution donnée. Elles ne doivent cependant pas servir directement d'objectifs de niveaux de dépollution pour des sites contaminés. Des procédures recommandées par Mac Donald et Sobolewski (1993) permettent de dériver des valeurs de remédiation spécifiques à un site. ;
6. **le développement d'objectifs de qualité des sédiments** : Les questions de qualité des sédiments relèvent rarement d'un seul niveau du gouvernement. Pour cette raison, il peut être nécessaire d'établir des accords entre les différents niveaux pour définir les responsabilités de chacun. Les SQAG peuvent permettre d'établir un langage commun entre les différents niveaux. Les objectifs de qualité des sédiments sont définis comme étant des valeurs de concentrations de contaminants associés aux sédiments établis pour protéger la vie aquatique d'un site spécifique (Mac Donald et Sobolewski, 1993). Les SQAG fournissent une base scientifique pour l'élaboration de tels objectifs. Ces valeurs doivent cependant être adaptées au contexte local. Mac Donald et Sobolewski (1993) fournissent des instructions générales pour aider à l'élaboration de ces objectifs.

Screening Criteria for Evaluating Candidate Data for the Sediment
Toxicity (SEDTOX) Database

A. Spiked Sediment Bioassay Data

1. Toxicity tests which follow published protocols set by the ASTM are acceptable. Other tests which employ more novel protocols **should** be evaluated on a case by case basis (e.g., Green Book test protocols are acceptable).
2. Concentrations of the contaminant in sediment **must** be measured (with the number of measurements taken dependent on the nature of the chemical and duration of the test). Calculated (nominal) concentrations of the substances in sediment are not acceptable.
3. The chemical analytical procedures **must** have been appropriate for determining the total concentrations of the analytes in bulk sediment samples. For example, strong acid digestions are required to determine total concentrations of metals.
4. Test sediments **should** be characterized so that any factors which may affect toxicity can be included in the evaluation process. In the overlying water, variables such as temperature, pH, dissolved oxygen, residual chlorine, suspended solids, and water hardness (and/or alkalinity) or salinity **should** be measured. In the sediment, variables such as moisture content, organic carbon, acid volatile sulfides, and particle size distribution **should** be reported. However, studies that do not report these variables may still be included in the database.
5. Acceptable biological tests **should** demonstrate that adequate environmental conditions for the test species were maintained throughout the test.
6. Preferred endpoints include effects on embryonic development, early survival, growth, reproduction, and adult survival.
7. Responses and survival of controls **must** be reported and within acceptable limits.
8. Appropriate statistical procedures **should** be used and reported in detail.
9. The equilibrium adjustment period (i.e., time between spiking and initiation of the biological test) and information relevant to the determination if equilibrium had been established **should** be reported.

Screening Criteria for Evaluating Candidate Data for the Sediment Toxicity (SEDTOX) Database (continued)

B. Matching Sediment Chemistry and Biological Effects Data

1. The data set **must** contain matching sediment chemistry and biological effects data. That is, biological and chemical data **must** be collected from the same locations and at the same time.
2. The procedures used for collection, handling, and storage of saltwater and freshwater sediments **should** be consistent with the protocols recommended by the ASTM (E 1391-90). For example:
 - (a) Sediments that have been frozen **must** not be used for biological tests (except for Microtox tests).
 - (b) Sediments **should** not be stored for greater than two weeks prior to use in toxicity tests.
3. The concentrations of one or more analyte(s) **must** vary by at least a factor of ten at different sampling sites.
4. The chemical analytical procedures **must** have been appropriate for determining the total concentrations of the analytes in bulk sediment samples. For example, strong acid digestions are required to determine total concentrations of metals.
5. Test sediments **should** be characterized so that any factors which may affect toxicity can be included in the evaluation process. In the overlying water, variables such as temperature, pH, dissolved oxygen, residual chlorine, suspended solids, and water hardness (and/or alkalinity) or salinity **should** be measured. In the sediment, variables such as moisture content, organic carbon, acid volatile sulfides, and particle size distribution **should** be reported. However, studies that do not report these variables may still be included in the database.
6. The procedures used to assess the toxicity of sediment-sorbed contaminants in whole sediments (and other appropriate media) **should** be consistent with the protocols recommended by the ASTM (E 1367-90, E 1383-90, etc.). Other tests which employ other published protocols **should** be evaluated on a case by case basis (e.g., Green Book tests are acceptable).
7. Responses and survival of controls **must** be reported and within acceptable limits.
8. Appropriate statistical procedures **should** be used and reported in detail.

Annexe à la fiche n° 9 : Description of the Procedures for Deriving Sediment Quality Assessment Guidelines

An overview of the procedures for deriving numerical sediment quality assessment guidelines (SQAGs) using the information in the expanded NSTP database was included in Chapter 5. Additional information on the procedures is provided here. While these procedures have been automated to generate the SQAGs for this report, they may also be conducted manually with satisfactory results. The manual procedures that can be applied to the data contained in Volume 3 of the report (MacDonald *et al.* 1994) are described below.

The information in the expanded NSTP database is presented in tabular form (i.e., the ascending data tables) in MacDonald *et al.* (1994). These data tables contain information on the concentration of the contaminant (sorted from lowest to highest), geographic area investigated, analysis type, test type, endpoint measured, species tested, life stage, TOC and AVS levels, and bibliographic reference (see Section 5.2). In addition, each entry in the ascending data tables was assigned an 'effects/no-effects' descriptor, which indicates whether or not the contaminant was associated with the biological effect (i.e., endpoint) that was measured. An entry was assigned an 'effects' descriptor (*) if:

- (i) an adverse biological effect, such as acute toxicity, was reported; and,
- (ii) concordance was apparent between the observed biological response and the measured chemical concentration.

In the co-occurrence analysis of field-collected data entered into the BEDS, an effects descriptor was assigned to data entries in which adverse biological effects were observed in association with at least a two-fold elevation in the chemical concentration above reference concentrations. This two-fold criterion provided a consistent basis for identifying chemical concentrations that were strongly associated with the adverse effect that was measured. Data entries from spiked-sediment bioassays were also assigned an 'effects' descriptor if significant biological effects were reported.

A 'no gradient' (NG) descriptor was assigned when no differences in the concentrations of the chemical of concern was reported between the toxic and non-toxic stations. A 'small gradient' (SG) descriptor was assigned when the concentrations of a substance differed by less than a factor of two between the toxic and non-toxic samples. A 'no concordance' (NC) descriptor was assigned when there was no concordance between the severity of the effect and the chemical concentration (i.e., the concentration of a chemical in the toxic samples was lower than the concentration of that substance in the non-toxic samples). In these cases (i.e., NG, SG, and NC), it was assumed that other factors (whether measured or not) were more important in the etiology of the observed effect than the concentration of the contaminant considered. Finally, a 'no effects' (NE) descriptor was applied to biological data from unaffected, background, reference, or control samples.

Description of the Procedures for Deriving Sediment Quality Assessment Guidelines (continued)

Collectively, the 'effects' data entries from laboratory and field studies were included in the *effects data set (EDS)*. Collectively, data assigned 'no gradient', 'small gradient', 'no concordance', and 'no effects' descriptors were included in the *no effects data set (NEDS)*. These latter data entries were included in the no effects data set because the concentrations of the substance were not associated with the observed biological effects. Hence, the substance was not considered to be harmful at the concentration that was measured. Data entries with greater than values (e.g., > 72 mg/kg for arsenic) were assigned dashes (-) and were not included in either data set.

Derivation of numerical SQAGs from information in the ascending data tables requires several steps. First, the number of data entries in the effects data set is determined by counting all asterisks in the ascending data table for the substance under consideration. For example, examination of Table 1 (arsenic) in MacDonald *et al.* (1994) reveals that the effects data set consists of 38 data entries. Then, the 15th percentile (EDS-L) and the 50th percentile (EDS-M) of the effects data set are determined. For example, the EDS-L and EDS-M for arsenic are 8.2 and 54 mg/kg, respectively. Next, the number of data entries in the no effects data set is established (e.g., there are 257 data entries in the no effects data set for arsenic). The next step in this process necessitates identification of the 50th percentile (NEDS-M) and 85th percentile (NEDS-H) of the no effects data set. For arsenic, the NEDS-M and NEDS-H are 6.4 and 32 mg/kg, respectively. These four values are used directly to calculate the SQAGs.

As indicated in Chapter 5, the TEL is calculated by taking the geometric mean of the 15th percentile concentration in the effects data set (EDS-L) and the 50th percentile concentration in the no effects data set (NEDS-M). The geometric mean is calculated because the effects and no effects data sets are probably not normally-distributed. If these data sets were demonstrated to have normal distributions, then an arithmetic mean could be used to calculate the sediment quality assessment guidelines. The geometric mean of two values is determined by calculating the square root of the product of the two values. This procedure is represented by the following equation:

$$\begin{aligned} \text{TEL} &= \sqrt{(\text{EDS-L} * \text{NEDS-M})} \\ &= \sqrt{(8.2 * 6.4)} \\ &= \sqrt{(52.48)} \\ &= 7.24 \end{aligned}$$

Description of the Procedures for Deriving Sediment Quality Assessment Guidelines (continued)

Similarly, the PEL is calculated as the geometric mean of the 50th percentile concentration in the effects data set (EDS-M) and the 85th percentile concentration in the no effects data set (NEDS-H). This procedure is represented by the following equation:

$$\begin{aligned} \text{PEL} &= \sqrt{(\text{EDS-M} * \text{NEDS-H})} \\ &= \sqrt{(54 * 32)} \\ &= \sqrt{(1728)} \\ &= 41.6 \end{aligned}$$

Liste des SQAGs (Sediment Quality Assessment Guidelines)
applicables aux sédiments côtiers de Floride

Table 4. A summary of sediment quality assessment guidelines applicable to Florida coastal waters.

Substance	Total Number of Records	Number of Entries in the EDS	Number of Entries in the NEDS	Sediment Quality Assessment Guidelines	
				TEL	PEL
Metals (SQAGs in mg/kg)					
Arsenic	295	39	256	7.24	41.6
Cadmium	433	107	326	0.676	4.21
Chromium	354	53	301	52.3	160
Copper	440	105	335	18.7	108
Lead	402	95	307	30.2	112
Mercury	331	66	265	0.13	0.696
Nickel	355	23	332	15.9	42.8
Silver	190	35	155	0.733	1.77
Tributyltin	72	6	66	ID	ID
Zinc	411	96	315	124	271
Polychlorinated Biphenyls (PCBs; SQAGs in µg/kg)					
Total PCBs	199	65	134	21.6	189
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs; SQAGs in µg/kg)					
Acenaphthene	240	62	178	6.71	88.9
Acenaphthylene	209	36	173	5.87	128
Anthracene	259	70	189	46.9	245
Fluorene	263	73	190	21.2	144
2-methylnaphthalene	189	40	149	20.2	201
Naphthalene	256	57	199	34.6	391
Phenanthrene	268	74	194	86.7	544
Sum LMW-PAHs	274	69	205	312	1442

Liste des SQAGs (Sediment Quality Assessment Guidelines)
applicables aux sédiments côtiers de Floride (suite)

Table 4. A summary of sediment quality assessment guidelines applicable to Florida coastal waters (continued).

Substance	Total Number of Records	Number of Entries in the EDS	Number of Entries in the NEDS	Sediment Quality Assessment Guidelines	
				TEL	PEL
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs; SQAGs in µg/kg)					
Benz(a)anthracene	249	63	186	74.8	693
Benzo(a)pyrene	259	68	191	88.8	763
Chrysene	258	68	190	108	846
Dibenzo(a,h)anthracene	246	54	192	6.22	135
Fluoranthene	279	85	194	113	1494
Pyrene	263	70	193	153	1398
Sum HMW-PAHs	274	64	210	655	6676
Total PAHs	250	58	192	1684	16770
Pesticides (SQAGs in µg/kg)					
Aldrin	180	15	165	ID	ID
Azinphos-methyl (Guthion)	0	0	0	ID	ID
Chlordane	203	25	178	2.26	4.79
Chlorthalonil	0	0	0	ID	ID
Chlorpyrifos	1	1	0	ID	ID
p,p'-DDD	173	22	151	1.22	7.81
p,p'-DDE	211	37	174	2.07	374
p,p'-DDT	175	26	149	1.19	4.77
Total DDT	89	37	52	3.89	51.7
Dieldrin	181	25	156	0.715	4.3
Disulfoton	0	0	0	ID	ID
Endosulfan	6	4	2	ID	ID
Endrin	146	14	132	ID	ID

Liste des SQAGs (Sediment Quality Assessment Guidelines)
applicables aux sédiments côtiers de Floride (suite)

Table 4. A summary of sediment quality assessment guidelines applicable to Florida coastal waters (continued).

Substance	Total Number of Records	Number of Entries in the EDS	Number of Entries in the NEDS	Sediment Quality Assessment Guidelines	
				TEL	PEL
Pesticides (SQAGs in µg/kg)					
Heptachlor	168	14	154	ID	ID
Heptachlor epoxide	137	9	128	ID	ID
Lindane (gamma-BHC)	181	21	160	0.32	0.99
Mirex	120	3	117	ID	ID
Phorate	0	0	0	ID	ID
Quintozene (PCNB)	0	0	0	ID	ID
Toxaphene (alpha-BHC)	133	4	129	ID	ID
Trifluralin	0	0	0	ID	ID
Chlorinated Organic Substances (SQAGs in µg/kg)					
2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin	18	2	16	ID	ID
2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofuran	17	1	16	ID	ID
Pentachlorophenol	82	7	75	ID	ID
Phthalates (SQAGs in µg/kg)					
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	131	31	100	182	2647
Dimethyl phthalate	86	10	76	ID	ID
Di-n-butyl phthalate	79	7	72	ID	ID

Total Number of Records = Number of data records in the expanded biological effects database for sediments.
All of the sediment quality assessment guidelines are expressed on a dry weight basis, as potential normalizers (e.g., AI, TOC, AVS) were rarely reported.
EDS = Effects data set; NEDS = No effects data set; TEL = Toxic effect level; PEL = Probable effect level.
ID = insufficient data to derive sediment quality assessment guidelines.
SQAG = Sediment quality assessment guidelines

Figure 1 : An overview of the modified NSTPA for deriving numerical sediment quality assessment guidelines in Florida

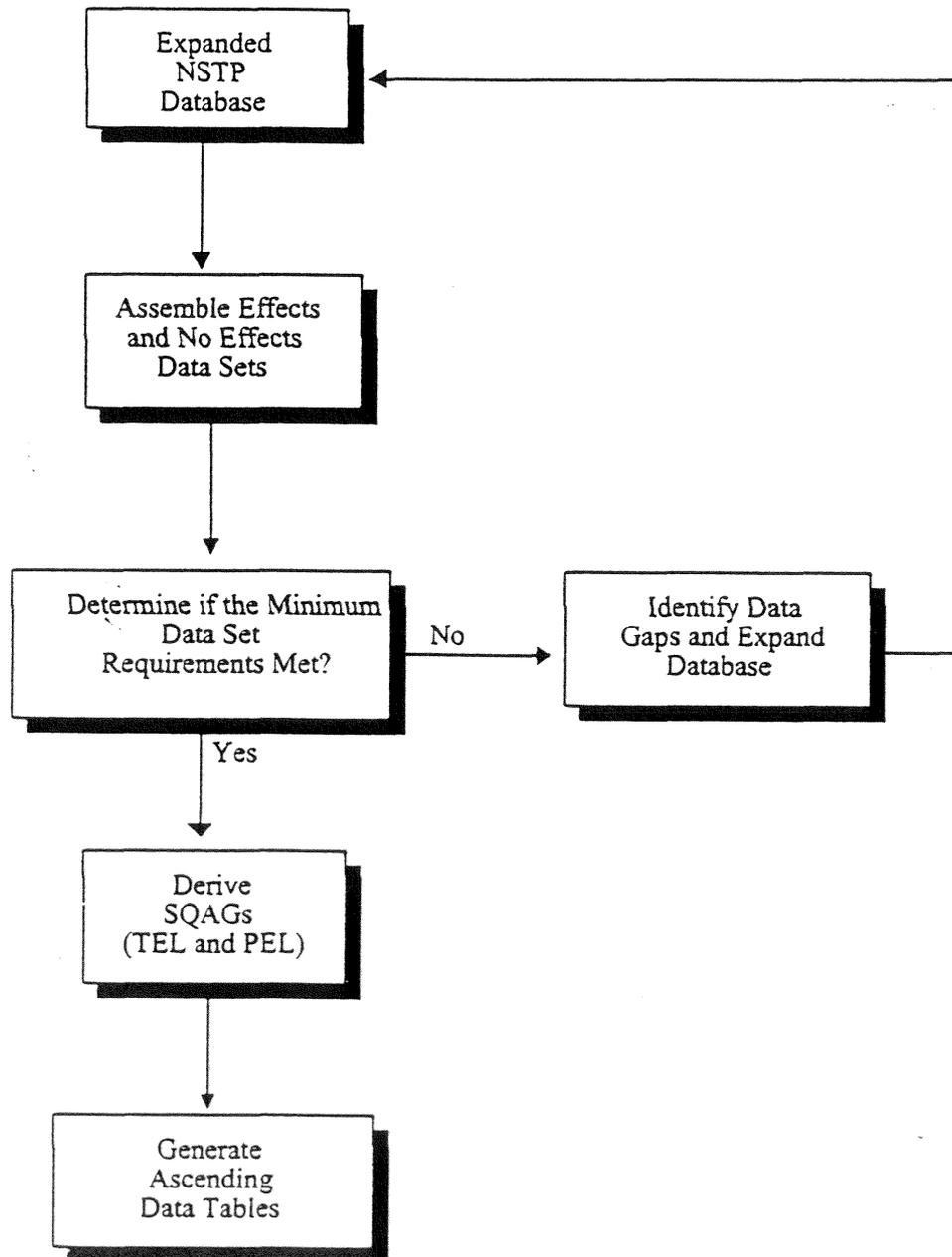
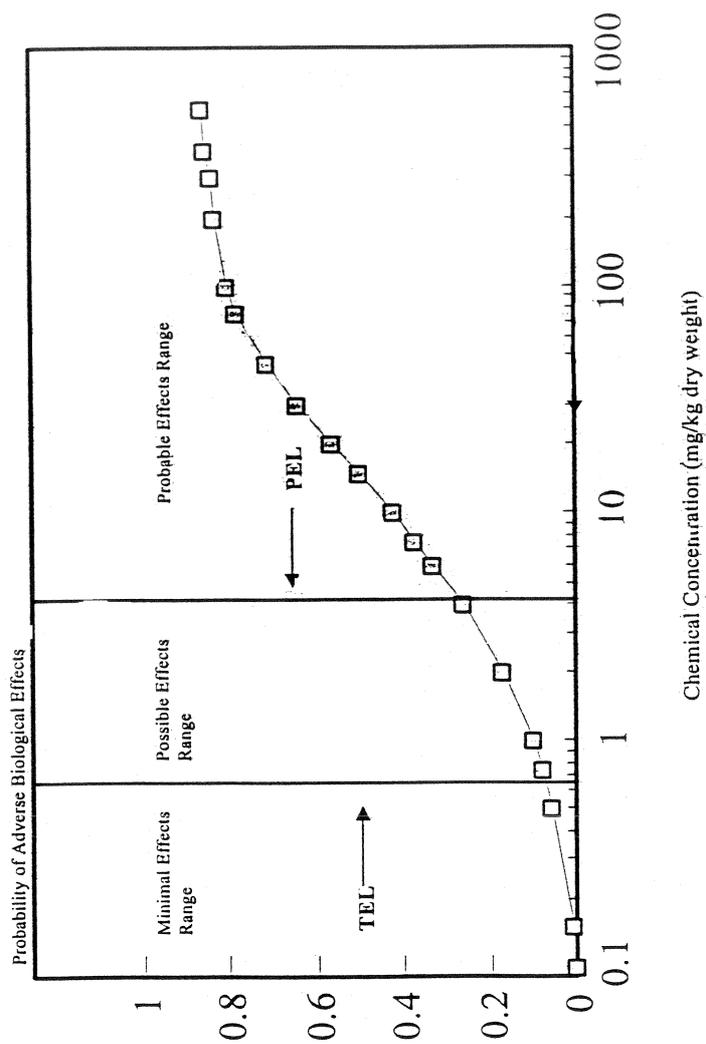


Figure 2 : Conceptual example of sediment quality assessment guidelines for cadmium



Fiche 9

Canada

BRGM Fiche n°9	Fiche de Lecture Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : CANADA
		Milieu : Sédiments marins, estuariens et d'eau douce
		Pages : 11

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique, Rapport du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, EPC-98F, Mars 1995.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Bureau des recommandations et des normes

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Bureau des recommandations et des normes
Environnement Canada
351, bd. St. Joseph , 8eme Etage
Hull, Québec, Canada
Kelly Potter
Tel 819-953-3197
Fax 819-953-0461

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments d'eau douce, marins et estuariens

Objectifs des critères

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Des recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments visant à protéger la vie aquatique sont en voie d'élaboration par l'intermédiaire d'un groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux sous les auspices du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME). Ces recommandations pour la qualité des sédiments peuvent servir à évaluer la qualité des sédiments, à

fixer des objectifs en matière de qualité des sédiments qui favorisent la santé à long terme des écosystèmes aquatiques et à établir des objectifs de réhabilitation à atteindre (propres à des sites spécifiques).

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces trois valeurs guides, sont les **Recommandations pour la Qualité des Sédiments (RQS)** ou les **Recommandations Provisoires de la Qualité des Sédiments (RPSQ)/ Interim Sediment Quality Guidelines (ISQGs)** selon le degré de confiance qui leur est accordé (fonction du nombre et de la qualité des données disponibles pour contribuer à leur élaboration). Dans les deux cas, elles sont élaborées telles que :

- **Concentration Seuil produisant un Effet (CSE) / Threshold Effect Level (TEL) :**
concentration correspondant à la racine carrée du produit (c'est à dire à la moyenne géométrique de la concentration du 15^{ème} centile inférieur de l'ensemble des données « effet » et de la concentration du 50^{ème} centile de l'ensemble des données « sans effet ». Elle est considérée comme la concentration en dessous de laquelle on ne prévoit pas d'effets défavorables.
- **Concentration produisant un Effet Probable (CEP)/ Probable Effect Level (PEL):**
Concentration correspondant à la racine carrée du produit (c'est à dire la moyenne géométrique) de la concentration du 50^{ème} centile de l'ensemble des données « effet » et de la concentration du 85^{ème} centile de l'ensemble des données « sans effet ». Cette concentration correspond à la limite inférieure du niveau de concentrations chimiques qui est habituellement ou toujours liée à des effets biologiques défavorables.
- **Concentration Minimale produisant une Effet Observé (CMEO) :** concentration mesurée dans le cadre d'une étude chronique portant sur une manifestation non létale permettant d'obtenir une RQS par l'application d'un facteur de sécurité dans l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage.

L'utilisation de ces recommandations est prévue en combinaison avec d'autres types de renseignements comme les concentrations de fond naturelles des substances, divers tests biologiques et d'autres valeurs d'évaluation.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères*
Recommandations ayant pour but de guider les organismes provinciaux, fédéraux, territoriaux et non –gouvernementaux concernés par la protection, l'évaluation et la gestion de la qualité des sédiments.
- *Liens réglementaires*
Les valeurs guides de qualité des sédiments sont développées sous les auspices du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement .

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

CCME 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.

Internet : www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe /sediment.htm

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non

Références

CCME 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Basée sur l'approche National Status and Trends Program (NSTP) et l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD)

- Recherche documentaire :
 - Synthèse d'informations sur la substance : propriétés physiques et chimiques, production, utilisation, sources ;
 - Discussion détaillée sur les concentrations du produit chimique dans les sédiments au Canada, la chimie, le devenir et la toxicologie ;
 - Evaluation de l'acceptabilité globale de chaque étude toxicologique ;
 - Examen des caractéristiques des sédiments et de la colonne d'eau sus-jacente ;
 - Examen des recommandations adoptées par d'autres organismes compétents.
- Détermination des concentrations de fond régionales de produits inorganiques et organiques naturels présents dans les sédiments, si possible. Un outil d'interprétation a été mis au point pour distinguer l'origine de métaux dans les sédiments marins (Loring 1990, 1991 ; Mac Donald 1993). L'outil consiste à déterminer le rapport entre la concentration mesurée et la concentration dans des endroits non contaminés.
- Méthode d'élaboration des RQS selon l'approche du National Status and Trends Program (NSTP):
 - Compilations de données sur la substance à partir de modèle, de TTSD et d'études de terrain et élaboration d'une Banque de Données Étendue (BEDS) après avoir évalué l'acceptabilité des données (prélèvements, manipulation, conservation conformes aux protocoles normalisés; données associant concentrations chimiques et effets biologiques ; tests de toxicité effectués selon guides ou protocoles normalisés ; utilisation de méthodes statistiques appropriées...)
 - Etablissement d'associations entre les concentrations dans les sédiments et les effets biologiques défavorables.
- Etablissement de la concentration seuil produisant un effet (CSE) ou Threshold Effect Level (TEL) : concentration correspondant à la racine carrée du produit (c'est à dire à la moyenne géométrique de la concentration du 15^{ème} centile inférieur de l'ensemble des données « effet » et de la concentration du 50^{ème} centile de l'ensemble des données « sans effet ». Elle est considérée comme la concentration en dessous de laquelle on ne prévoit pas d'effets défavorables.
- Evaluation de la CSE pour la proposer comme RPQS ;
- Approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD) : Méthode complémentaire utilisée pour confirmer et renforcer les recommandations élaborées à l'aide de l'approche NTPS, dopage des sédiments avec des concentrations connus de molécules pour établir des relations doses-effets définitives entre les produits chimiques et les relations biologiques. La RQS est

déterminée à partir de la Concentration Minimale produisant un Effet Observé (CMEO) mesurée dans le cadre d'une étude chronique portant sur une manifestation non létale.

- Evaluation des valeurs adoptées par d'autres autorités compétentes dans le cas où l'information sur une substance est insuffisante pour établir une recommandation à partir du protocole formel.
- Formulation de RQS définitives après avoir confirmé ces valeurs par l'abondance des faits de l'information connue les relations entre les caractéristiques spécifiques des sédiments et/ou de la colonne d'eau sus-jacente et la toxicité observée des sédiments ;
- Comparaison avec les concentrations de fond.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...) : sans objet

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés

Typiquement les facteurs de sécurité utilisés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'environnement servent à tenir compte des incertitudes suivantes : différences intraspécifiques, différences interspécifiques, biodisponibilité des contaminants, interprétation des manifestations, extrapolation permettant de passer des conditions de laboratoire aux conditions de terrain...

Pour l'approche du NSTP, l'information des tableaux pour l'élaboration des recommandations (préparées à partir de la BEDS) comprend un ensemble diversifié de données qui tiennent compte de ces facteurs d'incertitudes. Dans certains cas, une évaluation de toutes les données pertinentes peut indiquer la nécessité d'appliquer un facteur de sécurité à la CSE. La justification du facteur de sécurité choisi sera fournie dans le document de recommandation pour chaque produit chimique.

Pour l'approche TTSD, la majorité des incertitudes pour lesquelles on a typiquement recours à des facteurs de sécurité n'est pas prise en compte dans le type de données actuellement produites par les TTSD. Les facteurs de sécurité proposés sont fondés sur des données limitées portant sur quelques produits chimiques seulement et devraient être révisés pour chaque produit chimique au fur et à mesure que de nouvelles données s'ajouteront.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Dans la mise en application des recommandations, il faut tenir compte de la présence de substances organiques et inorganiques naturelles dans les sédiments. Les préoccupations relatives au potentiel d'effets défavorables des produits chimiques associés aux sédiments (particulièrement les métaux à l'état de traces) doivent être centrées, de manière pratique, sur les produits chimiques dont les concentrations ont dépassé les valeurs attribuables aux seuls phénomènes naturels. A noter que pour déterminer les concentrations de fond des substances naturelles dans un endroit, on utilise l'acide fluorhydrique pour digérer les échantillons avant de procéder à l'analyse visant à établir les concentrations totales de métaux. (Schropp et Windom 1988 ; Loring et Rantala 1992).

Dans certains scénarios de gestion, il peut également être nécessaire de tenir compte des concentrations des produits chimiques organiques ubiquitaires qui sont représentatives de sites de références ou « propres ».

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Le protocole d'élaboration des critères de qualité des sédiments est :

- pratique ; mise en application à court terme à l'aide de données existantes,
- scientifiquement défendable ; appui sur des données toxicologiques.

Il peut s'appliquer à une grande variété de produits chimiques et s'applique de la même manière à n'importe quel type de sédiments rencontrés dans les environnements d'eau douce, estuariens et marins.

Au fur et à mesure que de nouvelles données scientifiques pertinentes deviennent accessibles, on réalise un raffinement des recommandations, ce qui constitue, à plus long terme, un moyen d'en étendre l'applicabilité.

Références

- Schropp S.J. et H.L.Windom. 1988. A guide to interpretation of metal concentrations in estuarine sediments. Coastal Zone Management Section, Florida Department of Environmental Regulation. Tallahassee, Fla. 44pp.+ app.
- Loring D.H. et R.T.T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Sci Rev. 32-235.
- Loring D.H. 1990. Lithium- a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. Mar. Chem. 29 :155-168
- Loring D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. ICES J. Mar. Sci. 48 :101-115
- Mac Donald D.D. 1993. Development of an approach to the assessment of sediment quality in Florida coastal waters. Préparé pour le Department of Environmental Protection de la Floride. Mac Donald Environmental Sciences, Ltd., Ladysmith, C.-B. Vol. 2, 117pp.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques (HAP, PCB)

Minéraux

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

Couche superficielle

nombre de prélèvement /volume, superficie

non spécifié

protocole de conservation

non spécifié

Analyses des critères
procédure analytique (teneur totale, extractible...)
Teneur totale

Expression des données

unité :

RPQS / ISQG et CEP / PEL: mg ou µg de la substance dans la couche superficielle de sédiments / kg de poids sec.

Références

Protocole pour l'élaboration de recommandation pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique.

Canadian Environmental Quality Guidelines, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999.

ASTM (American Society for Testing and Materials).1990a. Standard guide for collection, storage, characterization, and manipulation of sediments for toxicological testing. ASTM Designation : E 1391-90. 15pp.

Loring D.H. et R.T.T. Rantala. 1992. Manual for the geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Sci Rev. 32-235.

Environnement Canada. 1994a. Document d'orientation sur le prélèvement, la manutention, le transport, le stockage et la manipulation de sédiments en vue de leur caractérisation chimique et d'essais de toxicité. Rapport provisoire. Protection de l'environnement, Conservation et protection. Ottawa, Ont.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus :

- Bureau des recommandations et des normes
- Conseil Canadien des ministres de l'Environnement
- Organismes provinciaux et territoriaux

Applications pratiques :

Les recommandations pour la qualité des sédiments peuvent être utilisées comme points de repère pour évaluer l'information sur la chimie des sédiments et reconnaître les situations qui pourraient s'avérer dangereuses pour les organismes aquatiques vivants dans les matériaux du lit.

Elles peuvent également servir comme points de repère pour l'établissement des objectifs en matière de qualité des sédiments dans le cadre de stratégies de gestion plus globales visant à assurer la santé de l'écosystème aquatique à long terme.


 Recommandations canadiennes
pour la qualité des sédiments :
protection de la vie aquatique

 TABLEAUX
SOMMAIRES

Tableau 1. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments d'eau douce (RPQS; poids sec), concentrations produisant un effet probable (CEP; poids sec) et incidence (%) des effets biologiques néfastes dans les plages de concentrations définies par ces valeurs.

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Acénaphthène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Acénaphthylène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Arochlore 1254 [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Arsenic	5,9 mg·kg ⁻¹	17,0 mg·kg ⁻¹	5	25	12
Benzo(a)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Benzo(a)pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Biphényles polychlorés (BPC)					
Arochlore 1254	60 µg·kg ⁻¹ #	340 µg·kg ⁻¹ **			
BPC totaux	34,1 µg·kg ⁻¹	277 µg·kg ⁻¹	4	40	50
BPC [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Cadmium	0,6 mg·kg ⁻¹	3,5 mg·kg ⁻¹	11	12	47
Chlordane	4,50 µg·kg ⁻¹	8,87 µg·kg ⁻¹	2	17	70
Chrome	37,3 mg·kg ⁻¹	90,0 mg·kg ⁻¹	2	19	49
Chrysène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Cuivre	35,7 mg·kg ⁻¹	197 mg·kg ⁻¹	4	38	44
DDT					
DDD [†] (2,2-Bis(<i>p</i> -chlorophényl)-1,1-dichloroéthane; Dichloro diphenyl dichloroéthane)	3,54 µg·kg ⁻¹	8,51 µg·kg ⁻¹	3	30	85
DDE [†] (1,1-Dichloro-2,2,bis(<i>p</i> -chlorophényl)-éthène; Diphenyl dichloro éthylène)	1,42 µg·kg ⁻¹	6,75 µg·kg ⁻¹	6	20	47
DDT [†] (2,2-Bis(<i>p</i> -chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane; Dichloro diphenyl trichloroéthane)	1,19 µg·kg ⁻¹ ‡	4,77 µg·kg ⁻¹ §	8	5	59
Dibenzo(a,h)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Dibenzo- <i>p</i> -dioxine polychlorée /Dibenzo furanne polychlorés	0,85 ng TE/kg ^{§§}	21,5 ng TE/kg ^{§§}	0 **	24 **	46 **
Diédrine	2,85 µg·kg ⁻¹	6,67 µg·kg ⁻¹	1	10	60

Suite.

 Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement
Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, mis à jour en 2001

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

**Recommandations canadiennes pour la qualité des
sédiments : protection de la vie aquatique**

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Endrine	2,67 µg·kg ⁻¹	62,4 µg·kg ⁻¹	1	64	59
Époxy-heptachlore	0,60 µg·kg ⁻¹	2,74 µg·kg ⁻¹	3	12	67
Fluoranthène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Fluorène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
HAP [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Hexachlorocyclohexane [Voir Lindane]					
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphthène	6,71 µg·kg ⁻¹ †	88,9 µg·kg ⁻¹ §			
Acénaphthylène	5,87 µg·kg ⁻¹ †	128 µg·kg ⁻¹ §			
Anthracène	46,9 µg·kg ⁻¹ †	245 µg·kg ⁻¹ §			
Benzo(a)anthracène	31,7 µg·kg ⁻¹	385 µg·kg ⁻¹	13	6	38
Benzo(a)pyrène	31,9 µg·kg ⁻¹	782 µg·kg ⁻¹	11	16	30
Chrysène	57,1 µg·kg ⁻¹	862 µg·kg ⁻¹	8	14	25
Dibenzo(a,h)anthracène	6,22 µg·kg ⁻¹ †	135 µg·kg ⁻¹ §			
Fluoranthène	111 µg·kg ⁻¹	2355 µg·kg ⁻¹	8	23	49
Fluorène	21,2 µg·kg ⁻¹ †	144 µg·kg ⁻¹ §			
2-Méthylnaphtalène	20,2 µg·kg ⁻¹ †	201 µg·kg ⁻¹ §			
Naphtalène	34,6 µg·kg ⁻¹ †	391 µg·kg ⁻¹ §			
Phénanthrène	41,9 µg·kg ⁻¹	515 µg·kg ⁻¹	4	17	44
Pyrène	53,0 µg·kg ⁻¹	875 µg·kg ⁻¹	7	16	32
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0,94 µg·kg ⁻¹	1,38 µg·kg ⁻¹	0	50	49
Mercure	0,17 mg·kg ⁻¹	0,486 mg·kg ⁻¹	8	34	36
2-Méthylnaphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Naphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Phénanthrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Plomb	35,0 mg·kg ⁻¹	91,3 mg·kg ⁻¹	5	23	42
Pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Toxaphène	0,1 µg·kg ⁻¹ **	— ††			
Zinc	123 mg·kg ⁻¹	315 mg·kg ⁻¹	5	32	36

* Les RPQS et les CEP présentées ici ont été calculées à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP (CCME, 1995).

† Somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

‡ Provisoire; adoption des RPQS pour les sédiments marins.

§ Provisoire; adoption des CEP pour les sédiments marins.

¶ Provisoire; adoption de la plus faible concentration produisant un effet établie en Ontario (Persaud et coll., 1993).

** Provisoire; 1% COT; adoption de la plus faible concentration produisant un effet grave, de 34 µg·g⁻¹ COT, établie en Ontario (Persaud et coll., 1993).

†† Provisoire; 1% COT; adoption des critères de qualité pour une exposition chronique à des sédiments, de 0,01 µg·g⁻¹ COT, établis par le New York

State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994).

** Aucune CEP n'a été calculée.

§§ Les valeurs sont exprimées comme unités de l'équivalent toxiques, et ils sont basés sur les valeurs de l'Organisation de la Santé Mondiale (1998) pour poisson.

** Il convient de remarquer que l'incidence des effets biologiques néfastes en dessous du NEA, entre le NEA et le NET, et au-dessus du NET était respectivement de 22, 24 et 65 % avant l'application d'un facteur de sécurité.

Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique

TABLEAUX SOMMAIRES

Tableau 2. Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments marins (RPQS; poids sec), concentrations produisant un effet probable (CEP; poids sec) et incidence (%) des effets biologiques néfastes dans les plages de concentrations définies par ces valeurs.

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Acénaphène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Acénaphylène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Arochlore 1254 [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Arsenic	7,24 mg·kg ⁻¹	41,6 mg·kg ⁻¹	3	13	47
Benzo(a)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Benzo(a)pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Biphényles polychlorés (BPC)					
Arochlore 1254	63,3 µg·kg ⁻¹	709 µg·kg ⁻¹	1	24	76
BPC totaux	21,5 µg·kg ⁻¹	189 µg·kg ⁻¹	16	37	55
BPC [Voir Biphényles polychlorés (BPC)]					
Cadmium	0,7 mg·kg ⁻¹	4,2 mg·kg ⁻¹	6	20	71
Chlordane	2,26 µg·kg ⁻¹	4,79 µg·kg ⁻¹	9	12	17
Chrome	52,3 mg·kg ⁻¹	160 mg·kg ⁻¹	4	15	53
Chrysène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Cuivre	18,7 mg·kg ⁻¹	108 mg·kg ⁻¹	9	22	56
DDT					
DDD [†] (2,2-Bis(<i>p</i> -chlorophényl)-1,1-dichloroéthane; Dichloro diphenyl dichloroéthane)	1,22 µg·kg ⁻¹	7,81 µg·kg ⁻¹	4	11	46
DDE [†] (1,1-Dichloro-2,2-bis(<i>p</i> -chlorophényl)-éthène; Diphenyl dichloro éthylène)	2,07 µg·kg ⁻¹	374 µg·kg ⁻¹	5	16	50
DDT [†] (2,2-Bis(<i>p</i> -chlorophényl)-1,1,1-trichloroéthane; Dichloro diphenyl trichloroéthane)	1,19 µg·kg ⁻¹	4,77 µg·kg ⁻¹	8	5	59
Dibenzo(a,h)anthracène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Dieldrine	0,71 µg·kg ⁻¹	4,30 µg·kg ⁻¹	4	13	50
Endrine	2,67 µg·kg ⁻¹ †	62,4 µg·kg ⁻¹ §			
Époxy-heptachlore	0,60 µg·kg ⁻¹ †	2,74 µg·kg ⁻¹ §			
Fluoranthène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Fluorène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
HAP [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					

Suite.

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

**Recommandations canadiennes pour la qualité des
sédiments : protection de la vie aquatique**

Substance	RPQS	CEP	% ≤ RPQS	RPQS < % < CEP	% ≥ CEP
Hexachlorocyclohexane [Voir Lindane]					
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)					
Acénaphène	6,71 µg·kg ⁻¹	88,9 µg·kg ⁻¹	8	29	57
Acénaphthylène	5,87 µg·kg ⁻¹	128 µg·kg ⁻¹	7	14	51
Anthracène	46,9 µg·kg ⁻¹	245 µg·kg ⁻¹	9	20	75
Benzo(a)anthracène	74,8 µg·kg ⁻¹	693 µg·kg ⁻¹	9	16	78
Benzo(a)pyrène	88,8 µg·kg ⁻¹	763 µg·kg ⁻¹	8	22	71
Chrysène	108 µg·kg ⁻¹	846 µg·kg ⁻¹	9	19	72
Dibenzo(a,h)anthracène	6,22 µg·kg ⁻¹	135 µg·kg ⁻¹	16	12	65
Fluoranthène	113 µg·kg ⁻¹	1494 µg·kg ⁻¹	10	20	80
Fluorène	21,2 µg·kg ⁻¹	144 µg·kg ⁻¹	12	20	70
2-Méthylnaphtalène	20,2 µg·kg ⁻¹	201 µg·kg ⁻¹	0	23	82
Naphtalène	34,6 µg·kg ⁻¹	391 µg·kg ⁻¹	3	19	71
Phénanthrène	86,7 µg·kg ⁻¹	544 µg·kg ⁻¹	8	23	78
Pyrène	153 µg·kg ⁻¹	1398 µg·kg ⁻¹	7	19	83
Lindane (Hexachlorocyclohexane)	0,32 µg·kg ⁻¹	0,99 µg·kg ⁻¹	3	21	26
Mercuré	0,13 mg·kg ⁻¹	0,70 mg·kg ⁻¹	8	24	37
2-Méthylnaphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Naphtalène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Phénanthrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Plomb	30,2 mg·kg ⁻¹	112 mg·kg ⁻¹	6	26	58
Pyrène [Voir Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)]					
Toxaphène	0,1 µg·kg ⁻¹ [#]	— ^{**}			
Zinc	124 mg·kg ⁻¹	271 mg·kg ⁻¹	4	27	65

* Les RPQS et les CEP présentées ici ont été calculées à l'aide d'une variante de la démarche du NSTP (CCME, 1995).

[†] Somme des isomères *p,p'* et *o,p'*.

[‡] Provisoire; adoption des RPQS pour les sédiments d'eau douce.

[§] Provisoire; adoption des CEP pour les sédiments d'eau douce.

[#] Provisoire; 1% COT; adoption des critères de qualité pour une exposition chronique à des sédiments, de 0.01 µg·g⁻¹ COT, établis par le New York State Department of Environmental Conservation (NYSDEC, 1994).

^{**} Aucune CEP n'a été calculée.

Références

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du CCME, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. Ottawa. [Repris dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg, MB.]

NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1994. Technical guidance for screening contaminated sites. Préparé par la Division of Fish and Wildlife et la Division of Marine Resources. 22 novembre 1993. New York.

Persaud, D., R. Jaagumagi, et A. Hayton. 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ministère de l'environnement de l'Ontario, Direction des ressources en eau. Toronto.

**Recommandations canadiennes pour la qualité
des sédiments : protection de la vie aquatique**

**TABLEAUX
SOMMAIRES**

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2001. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique* — tableaux sommaires, mis à jour, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*. 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boul. St-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME
a/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.

Fiche 10

Australie

BRGM Fiche n°10	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : AUSTRALIE
		Milieu : Sédiments marins et continentaux
		Pages : 7

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/wqg-ch3.pdf>

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – Volume 2 – Chapitre 8.

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/volume2-8-4.pdf>

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC)

Agriculture and Resources Gestion Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ)

Adresse des organismes référents (si possible contact)

ANZECC Secretariat
Environment Australia
GPO BOX 787
CANBERRA ACT 2601
AUSTRALIA

Fax : 02 6274 1858

E-mail : anzecc@ea.gov.au

URL : www.environment.gov.au/anzecc

ARMCANZ Secretariat

Department of Agriculture, Fisheries and Forestry
GPO BOX 858

CANBERRA ACT 2601

AUSTRALIA

Tél. : (02) 6272 5216

Fax : (02) 6272 4772

E-mail : armcanz.contact@affa.gov.au

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments marins et continentaux

Objectifs des critères :

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Ces valeurs-guides ont trois objectifs principaux :

- identifier les sédiments dont les teneurs en contaminants peuvent engendrer des effets adverses sur les organismes benthiques ;
- faciliter les décisions concernant la remobilisation potentielle des contaminants dans la colonne d'eau et/ou dans la chaîne alimentaire aquatique (contrôle de la collecte d'organismes benthiques dédiés à la consommation humaine, dépollution naturelle par dépôt de sédiments "propres" sur les sédiments contaminés) ;
- identifier et mettre en œuvre la protection des sédiments non contaminés.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Ces valeurs-guides nommées **Valeur-guide provisoires de qualité des sédiments / Interim Sediment Quality Guideline (ISQG)** correspondent aux valeurs issues de la NOAA (National Oceanographic and Atmospheric Administration, US) :

- Valeur basse : **ISQG-Low** ou « **Trigger value** », elle correspond à l'ER-L (Effects Range-Low) ou valeur basse de la gamme des teneurs produisant un effet. Si cette valeur-guide est dépassée, suivre la démarche décrite dans l'arbre de décisions.
- Valeur haute : **ISQG-High**, elle correspond à l'ER-M (Effects Range-Median) ou valeur médiane de la gamme des teneurs produisant un effet

Logigramme dans lequel ces valeurs-guides sont utilisées

Les valeurs-guides sont utilisées dans la démarche d'évaluation de la qualité des sédiments. La réalisation de tests complémentaires est régie par un arbre de décision. Les différentes étapes de cette démarche sont décrites ci-après :

- **1^{ère} étape : Comparaison aux valeurs-guides**

Si la concentration d'un contaminant ne dépasse pas la valeur-guide basse (« trigger value ») : risque faible

Si elle dépasse cette valeur-guide : soit action de gestion (incluant des actions de dépollution) soit conduite d'autres études.

- **2^{ème} étape : Comparaison aux teneurs de fond**

↳ Lorsque la « trigger value » est dépassée

- Le dépassement de la « trigger value » est acceptable si la concentration est inférieure ou égale à la teneur de fond habituelle.
- Choix du bruit de fond ou de sites de référence sans effet :
 - ❑ Utilisation de sédiments ayant des tailles de grain comparable
 - ❑ Métaux : détermination des teneurs naturelles en contaminants basée sur des ratios d'éléments traces déterminés pour un panel de sites non contaminés.
 - ❑ Composés organiques : théoriquement, bruit de fond nul, cependant, une contamination omniprésente peut être « rapportée » sur le site. Ainsi, des sites de référence sont appropriés pour déterminer la teneur de fond.

- **3^{ème} étape : considération des facteurs contrôlant la biodisponibilité**

↳ Lorsque la « trigger value » et la teneur de fond ou de référence sont dépassées.

Recherche de l'existence (potentielle) de facteurs pouvant diminuer le potentiel de biodisponibilité des contaminants.

- Pour les métaux, les facteurs considérés sont :

- ❑ La spéciation des métaux dans le sédiment
 - ❑ La teneur en Acid volatile sulfides (AVS)
 - ❑ L'eau interstitielle
- Pour les composés organiques
 - ❑ Valeurs-guides normalisées par rapport à une teneur définie en carbone organique total
 - ❑ Taux de dégradation
- Pour les sédiments riverains :
 - ❑ Mobilité des particules de sédiments

• **4^{ème} étape : tests de toxicité**

↳ Lorsque la « trigger value » est encore dépassée après avoir considéré les facteurs contrôlant la biodisponibilité

↳ Lorsque les analyses d'eau interstitielle ne sont pas réalisables (en effet, en l'absence de valeurs-guides de qualité des sédiments, on utilise celles de qualité de l'eau et un échantillonnage de l'eau interstitielle doit être réalisé)

- Méthode : test sur l'éluat, test sur l'eau interstitielle ou bioessai sur le sédiment entier
- Condition : l'échantillon utilisé pour le test de toxicité doit avoir la même chimie que celui utilisé dans les étapes précédentes.
- But : démontrer l'absence de toxicité d'un contaminant particulier lorsque la valeur-guide est dépassée. Si la toxicité est observée, celle-ci peut être due à la contribution d'autres contaminants. Ainsi, il est nécessaire d'appliquer les procédures TIE (Toxicity Identification Evaluation, US-EPA) : séparation des catégories de contaminants et identification d'une éventuelle toxicité qu'ils peuvent causer. La plupart du temps, ce sont l'ammoniacque ou les pesticides courants qui se révèlent être les sources de toxicité. Dans le cas d'une toxicité démontrée, des actions de dépollution sont initiées.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères :*
Recommandations nationales

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1995

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non

Références

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/wqg-ch3.pdf>

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Les valeurs sont basées ou dérivées à partir de données de terrain, de tests de toxicité en laboratoire et des prédictions basées sur le partage à l'équilibre des contaminants entre le sédiment et l'eau interstitielle. Comme il existe peu de données sur la toxicité des sédiments en Australie et en Nouvelle-Zélande, des données ont été sélectionnées dans les pays étrangers (Ces données proviennent essentiellement d'Amérique du Nord), elles sont ensuite rectifiées sur la base des connaissances des teneurs de fond existantes. Les données locales seront utilisées dès qu'elles seront disponibles.

En l'absence de valeurs-guides pour des polluants spécifiques :

- dérivation d'une valeur sur la base de la teneur de fond (référence) multipliée par un facteur 2. Pour les écosystèmes hautement agités, on utilise un facteur 3.
- application des valeurs-guides de qualité des eaux (pour cela : échantillonnage et analyse de l'eau interstitielle).

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Sans objet

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

La façon de prendre en compte les teneurs du « bruit de fond » et les facteurs de biodisponibilité est différente selon qu'on étudie les métaux ou les composés organiques (se référer aux rubriques correspondantes).

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

S'il existe des données disponibles, établissement des concentrations régionales dans les sédiments : la valeur moyenne correspond alors à la teneur de fond.

Pour les composés organiques : utilisation de sites de référence considéré comme non contaminés.

Pour les métaux : détermination des teneurs naturelles en contaminants, basée sur des ratios d'éléments traces déterminés pour un panel de sites non contaminés. La plupart du temps, les métaux référents sont des éléments présents naturellement tels que le lithium, le fer ou l'aluminium.

Principe retenu quand le « bruit de fond » est supérieur à la valeur sans effet

cf. arbre décisionnel, quand le bruit de fond est supérieur à la valeur guide basse (la trigger value), il est considéré comme la nouvelle valeur guide basse.

Avantages de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Prise en compte de facteurs influençant la biodisponibilité :

- pour les métaux : la spéciation, la teneur en acid volatile sulfides AVS, eau interstitielle
- pour les composés organiques : teneur en COT et taux de dégradation

Limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

- les ISQG sont basées sur un ensemble de données d'effets biologiques provenant d'Amérique du Nord.
- Ces valeurs ne tiennent pas compte des phénomènes antagonistes ou synergiques des contaminants.

Références

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3
URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/wqg-ch3.pdf>

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés :

Métaux
Métalloïdes
Organométalliques
Composés organiques
Pas de valeurs pour l'ammoniaque et les nutriments (nitrates et phosphates)

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Tous les éléments chimiques correspondant à des « trigger values » sont analysés (les tests de toxicité ou les analyses d'eaux superficielles sont réalisées si elles sont nécessaires (Cf. Arbre de décision))

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

Procédure d'échantillonnage des sédiments

*épaisseur de sédiment prélevé
nombre de prélèvement /volume, superficie
protocole de conservation*

Les « Monitoring Guidelines » (directives de surveillance) fournissent un protocole d'échantillonnage des sédiments.

L'utilisation de techniques d'échantillonnage appropriées est nécessaire dans le cas de tests chimiques, de toxicité ou bien d'eau interstitielle. La profondeur et le type d'échantillonnage sont déterminés selon les objectifs de l'investigation.

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Les « Monitoring Guidelines » (directives de surveillance) fournissent également un protocole pour l'analyse laboratoire des sédiments.

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

Les valeurs sont normalisées à 1% de carbone organique pour les composés organiques.

Références

Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (2000) – The Guidelines – Volume 1 – Chapitre 3
URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/pubs/wqg-ch3.pdf>

Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting (2000) – Chapitres 1 à 7 – No 7 – ANZECC et ARMCANZ, Octobre 2000.

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/monitoring.html>

Australian Guidelines for Water Quality Monitoring and Reporting - Summary (2000) – No 7 – ANZECC et ARMCANZ, Octobre 2000.

URL : <http://www.ea.gov.au/water/quality/nwqms/summary/index.html>

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Organismes d'Etat chargés du suivi de la qualité des eaux et des sédiments

Valeurs-guides (Interim Sediment Quality Guidelines)
recommandées pour l'évaluation de la qualité des sédiments en Australie et Nouvelle-Zélande

Contaminant	ISQG-Low (Trigger value)	ISQG-High
METALS (mg/kg dry wt)		
Antimony	2	25
Cadmium	1.5	10
Chromium	80	370
Copper	65	270
Lead	50	220
Mercury	0.15	1
Nickel	21	52
Silver	1	3.7
Zinc	200	410
METALLOIDS (mg/kg dry wt)		
Arsenic	20	70
ORGANOMETALLICS		
Tributyltin ($\mu\text{g Sn/kg dry wt.}$)	5	70
ORGANICS ($\mu\text{g/kg dry wt}$)^b		
Acenaphthene	16	500
Acenaphthalene	44	640
Anthracene	85	1100
Fluorene	19	540
Naphthalene	160	2100
Phenanthrene	240	1500
Low Molecular Weight PAHs ^c	552	3160
Benzo(a)anthracene	261	1600
Benzo(a)pyrene	430	1600
Dibenzo(a,h)anthracene	63	260
Chrysene	384	2800
Fluoranthene	600	5100
Pyrene	665	2600
High Molecular Weight PAHs ^c	1700	9600
Total PAHs	4000	45000
Total DDT	1.6	46
p,p'-DDE	2.2	27
o,p'- + p,p'-DDD	2	20
Chlordane	0.5	6
Dieldrin	0.02	8
Endrin	0.02	8
Lindane	0.32	1
Total PCBs	23	–

a Primarily adapted from Long et al. (1995);

b Normalised to 1% organic carbon;

c Low molecular weight PAHs are the sum of concentrations of acenaphthene, acenaphthalene, anthracene, fluorene, 2-methylnaphthalene, naphthalene and phenanthrene; high molecular weight PAHs are the sum of concentrations of benzo(a)anthracene, benzo(a)pyrene, chrysene, dibenzo(a,h)anthracene, fluoranthene and pyrene.

Fiche 11

Italie

BRGM Fiche n°11	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : Italie
		Milieu : Sédiment Marin/ Continental
		Pages : 6

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

The protection of european water resources contaminated sites landfills – sediments Venice, Italy

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Head of environment dpt of Consorzio Venezia Richeche scientific commitee, coreponding author (e-mail : alertogiulo.bernstein@consorziovenezianueva.com),

Environment and safty Director of venice Port Authority, Consorzio Venecia Ricerche scientific comittee,

Technical Director of Venice Port Authority.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Auditorium S. Margherita

Campo S. Margherita, Dorsoduro 3689 - Venice

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

sédiments

sédiment marin/continental : provenant d'un canal, d'un port et d'un lagon

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Ces critères consistent en des concentrations limites qui permettent de définir plusieurs classes de qualité en fonction desquelles le devenir des sédiments est envisagé.

Des scénarios ont été définis dans une perspective de curage des sédiments et en fonction leurs devenirs (stockage ou immersion). Le but de ces concentrations limites est de protéger la qualité de l'eau et la santé (humaine) lors d'un contact direct ou indirecte avec des sédiments contaminés.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Il existe trois concentrations limites distinctes pour chaque contaminant, définissant 3 classes (les valeurs supérieures à la concentration la plus élevée formant une quatrième qui n'est pas citée explicitement dans la méthode, mais qui implique que les sédiments soient gérés comme des déchets). Les valeurs proviennent d'un accord entre les Ministries of Environment and of the Public Work (Venice Water Authority), la région de Venise, la Province et la ville de Venise. Elles ont une application locale et permettent de définir le traitement à envisager pour les sédiments curés (stockage...).

Logigramme dans lequel ces valeurs-guides sont utilisées

Il ne s'agit pas à proprement parlé de logigramme mais de classes de qualité :

- Classe A : utilisation non limitée dans le lagon, les sédiments peuvent être immergés. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui rencontré dans les parties non contaminées du lagon.
- Classe B : confinement des sédiments dans un endroit protégé de l'érosion et de la dispersion avec des contacts très limités avec l'eau du lagon. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui en vigueur pour les sols dans un scénario résidentiel.
- Classe C : confinement permanent émergé sans aucun contact avec l'eau et sans réutilisation pour des travaux sur le continent. Le niveau de qualité minimum est similaire à celui en vigueur pour les sols dans un scénario résidentiel ou industriel.

Les sédiments excédant la classe C doivent être gérés en général comme des déchets non dangereux. Si ces sédiments proviennent de sites pollués par des déchets dangereux, les sédiments doivent être gérés comme des déchets dangereux. Dans tous les cas, les sédiments doivent être isolés et placés sur un substrat imperméable.

Le changement de classe s'effectue pour un dépassement d'au moins 10% de la concentration limite (lorsque ce dépassement n'est pas attribuable à une anomalie géologique locale). La classification des sédiments sera effectuée sur la base de la moyenne des valeurs obtenues sur la totalité des échantillons prélevés.

Quand les sédiments ne peuvent être gérés par cette approche, le Venice Water Authority applique une approche d'évaluation des risques (en relation avec l'évaluation des risques liés aux sols contaminés) pour protéger la qualité de l'eau et la santé lors d'un contact direct ou indirect avec des sédiments contaminés.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*

Les valeurs étudiées dans la présente fiche proviennent d'un accord entre les Ministries of Environment and of the Public Work (Venice Water Authority), la région de Venise, la Province et la ville de Venise. Elles ont une application locale et permettent de définir le traitement à envisager pour les sédiments curés (stockage...). Ces valeurs sont applicables uniquement dans le lagon de Venise.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1993

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non

Références

Bernstein A. G. and al. (2000). *Venice Marghera harbour canals : environmental problems and sediment management choices (draft) from the protection of european water resources contaminated sites landfills – sediments Venice, Italy*

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

Des valeurs ont été proposées à partir de mesures de concentrations dans les parties de la lagune où l'influence des activités humaines ont été minimales.

Il n'y a pas de méthode bien définie selon le Head of Environmental Engineering Department.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Pas de scénario

Terminologie des termes employés

Pas de termes particuliers

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...) :
sans objet

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non spécifié

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

et principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Les valeurs ont été proposées à partir de mesures de concentrations dans les parties de la lagune où l'influence des activités humaines ont été minimales mais des variations locales naturelles peuvent être attribuées à la variabilité minéralogique des sédiments (fonction des différents fleuves - Piave, Sile, Brenta, Bacchiglione). Des valeurs peuvent donc être supérieures à la classe A (en particulier pour le chrome, le plomb ou l'arsenic). Elles deviennent les valeurs de bruit de fond appliquées au contexte.

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Les valeurs seuils et les classes sont adaptées au contexte local.

La méthode n'est pas réellement définie par des faits scientifiquement défendables ou ceux-ci ne sont pas explicités.

Références

Il Ministro dell Ambiente (1993) Protocollo recante criteria di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpiego dei fanghi estratti dai canali di Venezia.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants
Métaux, Hydrocarbures totaux, HAP, PCB et pesticides organo-chlorés.

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

oui

Autres paramètres analysés

potentiel rédox, N-tot, TOC, N-NH4

analyse granulométrique ainsi que la teneur en eau

analyse de la radio-activité artificielle,

analyse micro biologique (coliforme totaux, coliforme fécaux, streptocoques, salmonelles).

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficiel

protocole de conservation

Les sédiments sont prélevés tous les 50 m.

Les prélèvements sont effectués par le biais d'une carotte de diamètre interne de 10 cm sur toute l'épaisseur du sédiment à draguer. De ces carottes seront retirées des échantillons ayant une longueur de 50 cm. Lors de la réalisation des prélèvements, il devra être noter une description macroscopique et microscopiques des carottes.

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...) : teneur totale

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Références

Il Ministro dell Ambiente (1993) Protocollo recante criteria di sicurezza ambientale per gli interventi di escavazione, trasporto e reimpigo dei fanghi estratti dai canali di Venezia.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

La région de Venise, la Province et la ville de Venise.

Applications pratiques

Prise de décision quant au devenir des sédiments contaminés du lagon de Venise :

- immersion
- confinement

Valeurs seuil élaborées pour la détermination du devenir
des sédiments et applicables uniquement dans le lagon de Venise

ELEMENTI E COMPOSTI	A	B	C
Hg	0.5	2	10
Cd	1	5	20
Pb	45	100	500
As	15	25	50
Cr	20	100	500
Cu	40	50	400
Ni	45	50	150
Zn	200	400	3.000
Idrocarburi totali	30	500	4.000
Idr.polic.arom.(IPA) (totali)	1	10	20
Policlorobifenili PCB (totali)	0.01	0.2	2
Pesticidi org.clorurati (totali)	0.001	0.02	0.5

* è ammesso per un unico parametro un superamento del 10%
del limite fissato in tabella.

** concentrazioni espresse in mg/kg di sostanza secca.



- 7 APR. 1993

Paule Jan -
Per Copia Conforme

Fiche 12

Pays-Bas

BRGM Fiche n°12	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : Pays-Bas
		Milieu : Sédiments continentaux
		Pages : 8

1. Contexte général

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Van der Gaag, M.A, Stortelder, P.B.M, Van der Kooij, L.A., Bruggeman, W.A. Setting environmental quality criteria for water and sediment in the Netherlands : a pragmatic ecotoxicological approach. European Water Pollution Control, Volume 1, number 3, 13-20, 1991.

Netherlands Environmental Quality Objectives, 2000.

Water in the Netherlands : a time for action (The Hague, 1989).

Perspectives for aquatic organisms (Stortelder et al., 1989).

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

RIZA

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
(Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment).

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Riza@riza.rws.minenvw.nl.

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments continentaux

Objectifs des critères :

Protection des espèces aquatiques et de leurs prédateurs

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

Valeurs intérimaires.

Des normes plus strictes pourront être appliquées localement pour protéger un écosystème particulièrement vulnérable.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

EQO : dutch Environmental water Quality Objectives

NOEC : No Observed Effect Concentration

NOED : No Observed Effect Dose

NEC : No Effect Concentration

Relation avec le contexte réglementaire :

Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères :

2000

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche basée sur des tests d'écotoxicité

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Terminologie des termes employés

EQO : dutch Environmental water Quality Objectives

NOEC : No Observed Effect Concentration

NOED : No Observed Effect Dose

NEC : No Effect Concentration

Méthodologie développée

La méthodologie d'élaboration des EQO est représentée en figure 2.

Pour l'élaboration des EQO en 2000, les NOEC issus de tests de toxicité chronique sur des espèces aquatiques ont servi de point de départ. Seules les valeurs issues de tests de toxicité normalisés pour 4 groupes taxonomiques ont été utilisées. Ces groupes sont : les algues, les crustacés, les poissons et les mollusques.

Trois principes ont été pris en compte dans l'élaboration des EQO :

- **le principe de partage des composés à l'équilibre entre la fraction dissoute dans l'eau et la fraction adsorbée sur les matières en suspension ou sur les sédiments.** Ce principe permet d'intégrer la **biodisponibilité** des composés chimiques dans l'élaboration des critères. Il permet également de calculer des critères de qualité pour les sédiments à partir de tests réalisés sur l'eau.
- **l'action toxique combinée de plusieurs composés appartenant à une même famille de composés chimiques pour les espèces aquatiques.** En effet, deux substances de la même famille peuvent être présentes dans des concentrations inférieures au seuil de toxicité individuellement, tout en présentant un risque si on considère leurs effets combinés.
- **l'impact de la bioaccumulation de substances sur les prédateurs se nourrissant d'espèces aquatiques.** Lorsqu'il a été estimé qu'une accumulation était possible au sein de la chaîne trophique, des données de toxicité propres aux oiseaux, aux mammifères et à l'homme ont été utilisées. Ces données de toxicité, les NOED (No Observed Effect Dose), correspondent aux doses présentes dans la nourriture.

La NOEC la plus faible est retenue.

Des facteurs d'extrapolation permettant la prise en compte des effets combinés de composés d'une même famille sont appliqués.

L'EQO est exprimé sous forme de concentration dans l'eau, dans les matières en suspension ou dans les sédiments.

Les EQO sont présentée dans le tableau 1.

Les EQO sont comparées à d'autres valeurs dans le tableau 2.

Facteurs d'extrapolation utilisés

Des facteurs d'extrapolation permettent la prise en compte des effets combinés de composés appartenant à une même famille ou ayant un mode d'action similaire, sur le même organe cible.

Pour cela la somme des ratios concentration dans l'eau/NOEC doit être inférieure à 1 :

$$\sum_i (\text{concentration } i \text{ dans l'eau})/(\text{NOEC}_i) < 1$$

Cette approche impliquerait que tous les composés ayant des modes d'actions similaires soient étudiés, ce qui n'est pas le cas dans la réalité. La formule suivante est donc plus réaliste :

$$\sum_i (\text{concentration } i \text{ dans l'eau})/(\text{NOEC}_i) < (\text{production et utilisation de composés avec EQO})/(\text{production et utilisation pour la totalité des composés ayant un mode d'action similaire}).$$

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifiée

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifiée

Avantages de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

L'utilisation du principe de partage à l'équilibre permet de mesurer les polluants dans le compartiment dans lequel il est présent en plus grande quantité. Les polluants sont ainsi plus facilement quantifiables.

La méthode permet non seulement la protection de espèces aquatiques mais aussi la protection des prédateurs ne nourrissant de ces espèces.

Les EQO peuvent contribuer à améliorer l'environnement, même si un nombre limité de composés sont régulièrement suivis.

Limites de la méthodologie

La NOEC ne constitue pas la méthode la plus précise pour décrire la NEC « No Effect Concentration » ou concentration sans effet. La NOEC est la concentration la plus élevée qui ne présente pas de différence significative avec le témoin. Idéalement la NEC se situe entre la NOEC et la LOEC « Lowest Observed Effect Concentration » ou concentration la plus basse à laquelle un effet est observée, mais la NEC peut également être plus faible que la NOEC. La NOEC constitue la meilleure alternative à l'heure actuelle selon les auteurs.

La sélection des composés (cf. méthode de sélection des composés, point 4) pour lesquels des EQO ont été élaborées n'est pas uniquement fondée sur la nature des données écotoxicologiques, mais également sur leur disponibilité. Ainsi, 50% des composés de la liste initiale ont été éliminés par manque d'information suffisante. Cependant les EQO établies pour les composés les plus connus permettra de réduire en même temps la pollution induite par des composés d'importance secondaire ou non identifiés. Il y a un besoin urgent de données de toxicité chronique sur les espèces aquatiques.

Les limites et les avantages de la méthode sont présentées dans le tableau 3.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Des EQO ont été élaborés pour :

- 8 métaux,
- 88 composés organiques.

Sont ils systématiquement analysés ?

La méthode de sélection des composés est illustrée en figure 1.

Afin de rendre les éventuels programme de surveillance de qualité des eaux et des sédiments économiquement viables, une sélection de composés prioritaires a été mise en œuvre :

- Pour l'élaboration des EQO, les composés ont, dans un premier temps, été sélectionnés en fonction de leur toxicité et de leur occurrence. Une liste a été élaborée en agrégeant les « listes noires » de la Communauté Européenne, de l'US-EPA...
- Des composés prioritaires ont été sélectionnés en appliquant le ratio suivant :

Concentration mesurée (ou estimée à partir de la production et des émissions en Europe ou dans les Pays-Bas, surtout pour les pesticides) **dans l'eau / toxicité aigüe chez les poissons et les crustacés** (ou Kow coefficient de partition octanol/eau, qui est proportionnel au potentiel de bioaccumulation de composés organiques ainsi à la toxicité aigüe)

- Le facteur de bioaccumulation peut également être pris en compte dans la sélection des composés prioritaires.
- Les composés pour lesquels les données étaient insuffisantes ont été retirés de la liste.
- Parmi les composés restant des données sur la toxicité chronique et sur les propriétés physico-chimiques ont été recherchées, les composés pour lesquels les données étaient suffisantes ont été retenues.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifiés

Procédure d'échantillonnage des sédiments

Non spécifiée

Evaluations biologiques

Les effets étudiés à travers les études de toxicité sont :

- une augmentation de la mortalité,
- un retard de croissance,
- une diminution de la reproduction.

Expression des données

unité : mg/kg de poids sec dans les sédiments

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

RIZA

Applications pratiques

Programmes de surveillance

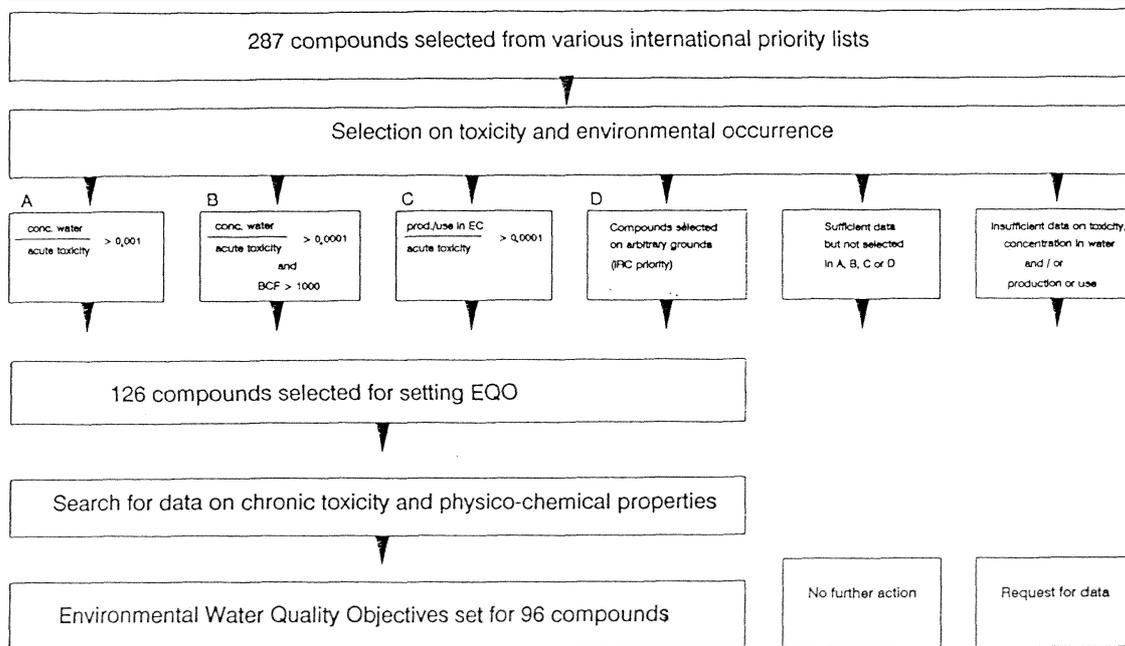


Figure 1. The number of EQO's was reduced to ensure a cost-effective set of water quality criteria. The selection was based on the ratio's between toxicity criteria and concentration measured or expected to be present in surface waters. The selection scheme resulted in a final list of 96 compounds for which EQO's were drawn.

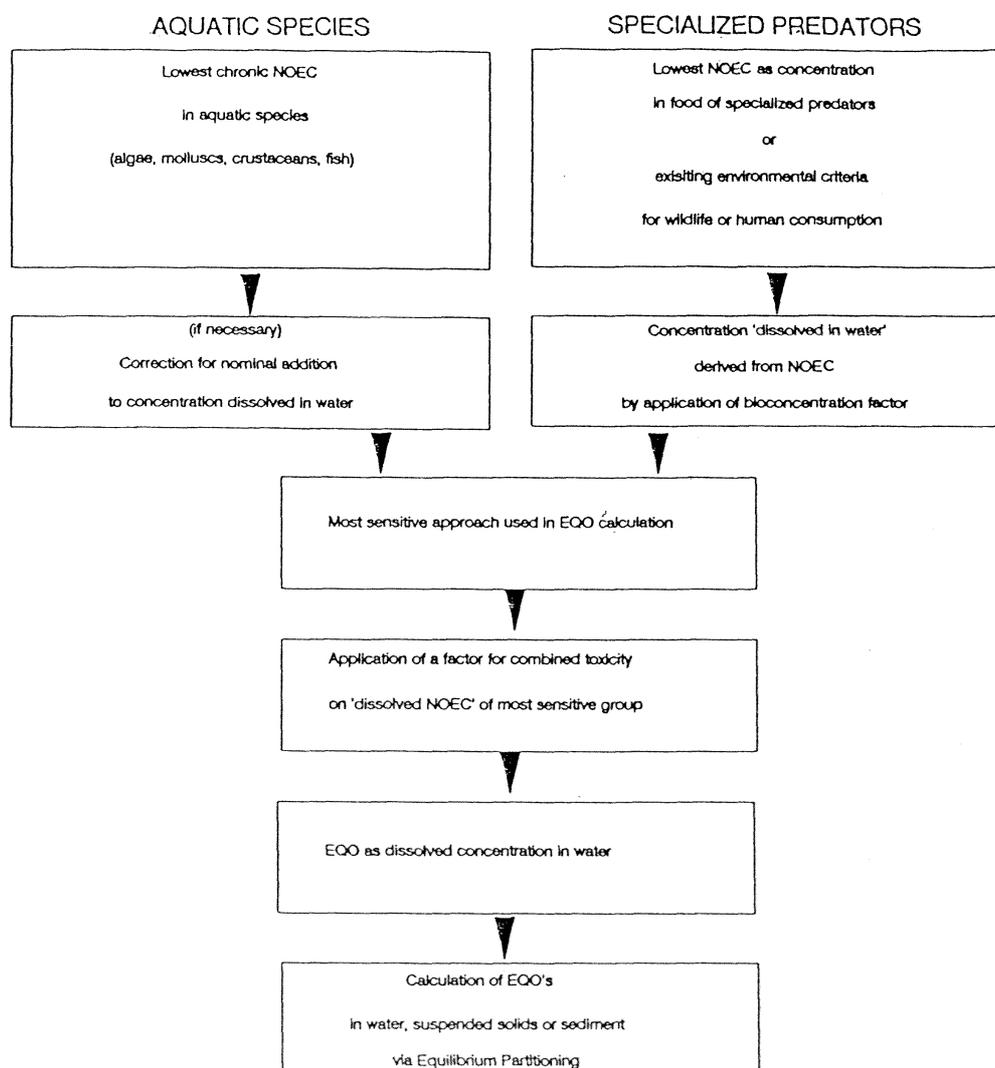


Figure 2. The EQO is derived from the most sensitive toxicological route in a number of subsequent steps. The procedure first determines which element of the ecosystem is at risk. The EQO is then calculated from the lowest No Effect Concentration in long-term chronic assays, taking into account the fraction that is biologically available and the possible combined effect of related chemicals.

TABLE 1. Selection of some Environmental Quality Objectives. EQO's are calculated for different matrices: dissolved in water, in water with 30 mg dw/l suspended solids, and in sediment. For most metals, and for lipophilic compounds such as dieldrin, the final EQO has been set as a value in sediment (or suspended solids), because this is the most appropriate matrix for measurements [6]

	Lowest NOEC ¹ (µg/l)	EQO		
		Dissolved (µg/l)	Total ² (µg/l)	Sediment (mg/kg dw)
Atrazin	2	0.08	0.08	1.5
Azinphos-methyl	0.1	0.02	0.02	0.1
Cadmium	0.1	0.03	0.2	2
Copper	5	1.3	3	35
Dieldrin	0.12	0.0005	0.003	0.04
Lindane	2.2	0.1	0.1	0.01
Pentachlorophenol	1.8	0.05	0.02 ³	0.2
Tributyl tin	0.04	0.01	0.01	0.0015
Zinc	26	6.5	28	477

¹ Based on chronic NOEC values for aquatic species (algae, crustaceans, molluscs and fish) available mid 1988.

² Assuming 30 mg/l dw of suspended solids.

³ The former water quality criterion of pentachlorophenol was lower than the one calculated using the EQO approach, and was maintained according to the stand still principle.

TABLE 2. Comparison based on identical data sets of ecotoxicological risk assessment with the EQO method, the EPA method [2] and the RAE method [5, 19]. The final differences between these approaches are relatively small, except for situations where biomagnification is involved, such as with dieldrin. For comparative reasons, the values are expressed as dissolved concentrations in µg/l

	Lowest NOEC ¹	Method		
		EQO	EPA	RAE
Atrazin	2	0.08	0.2	0.8
Azinphos-methyl	0.1	0.02	0.01	0.07
Cadmium	0.1	0.03	0.01	0.16
Copper	3	1	0.3	1.7
Dieldrin	0.12	0.0005	0.012	0.05
Lindane	2.2	0.1	0.22	0.55
Pentachlorophenol	1.8	0.4	0.18	2
Tributyl tin	0.04	0.01	0.004	0.01
Zinc	5	1.5	0.5	1.6

¹ Based on chronic NOEC values for aquatic species (algae, crustaceans, molluscs and fish) available mid 1990 [19].

TABLE 3. Approaches used for risk assessment. The different approaches for risk assessment have tried to include a number of factors that should be considered when setting environmental quality criteria. None of the methods proposed was complete in its considerations

	EQO	EPA	RAE	BQZ
Lack of data	±	+	+	+
Persistence	¹	-	-	+
Single species to ecosystem	-	+	+	+
Biomagnification	+	²	-	-
Combined toxicity	+	-	-	-
Laboratory to field	-	-	-	-
Environmental partitioning	+	-	-	-

EQO = Environmental Quality Objectives (this paper); EPA = EPA risk assessment method [2]; RAE = risk assessment for ecosystems [4, 5]; BQZ = Bundesländer QualitätsZiele [16]; - = not explicitly considered; + = included in the risk-assessment protocol.

¹ Persistence is not explicitly included in the scheme. However, the selection of compounds for the setting of EQO is based primarily on environmental occurrence. This means that the persistence of a compound will always be sufficient to cause increased concentrations in rivers in the Netherlands.

² The EPA has not accounted for biomagnification in its water quality criteria, but only set criteria in this respect for human consumption.

Fiche 13

Suède

<p style="text-align: center;">BRGM</p> <p style="text-align: center;">Fiche n°13</p>	<p>Fiche de Lecture</p> <hr/> <p>Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments</p>	Pays : SUEDE
		Milieu : Sédiments marins, estuariens et continentaux
		Pages : 14

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses- Report 5050, 2000.

Environmental Quality Criteria – Coasts and Seas – Report 5052, 2000.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Swedish Environmental Protection Agency ; les valeurs guides ont été développées à son initiative.

Comités administratifs des comtés

Universités

Swedish Ecological Survey

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Swedish Environmental Protection Agency

Contact : Roger SEDIN

Tél. : +46 8 698 13 75

E-mail : roger.sedin@environ.se

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sédiments marins, estuariens et continentaux

Objectifs des critères :

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Protection de l'environnement aquatique

Les recommandations issues de cette méthode et développées à l'initiative de la Swedish Environmental Protection Agency sont impliquées dans l'aide à la planification environnementale et la rémediation de problèmes environnementaux.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Il n'y a pas de termes particuliers dans cette méthode, qui aboutit à des classes définies comme suit :

➤ Sédiments marins

Classification statistique basée sur des teneurs mesurées dans les sédiments pour les polluants organiques. Le système comporte cinq classes de qualité des sédiments. Ces 5 classes sont définies par 4 valeurs seuils : seuil 1, seuil 2, seuil 3 et seuil 4.

Classe 1 : Teneur nulle (teneur = seuil 1 = 0)

Classe 2 : Teneur faible (teneur comprise entre seuil 1 et seuil 2)

Classe 3 : Teneur modérée (teneur comprise entre seuil 2 et seuil 3)

Classe 4 : Teneur élevée (teneur comprise entre seuil 3 et seuil 4)

Classe 5 : Teneur très élevée (teneur > seuil 4)

Classification basée sur l'écart entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence pour les métaux. Le système comporte cinq classes de qualité des sédiments. Ces 5 classes sont définies par 4 seuils : seuil 1, seuil 2, seuil 3 et seuil 4.

Classe 1 : Déviation nulle/non significative (teneur < seuil 1 soit = 1)

Classe 2 : Déviation légère (teneur comprise entre seuil 1 et seuil 2)

Classe 3 : Déviation significative (teneur comprise entre seuil 2 et seuil 3)

Classe 4 : Déviation importante (teneur comprise entre seuil 3 et seuil 4)

Classe 5 : Déviation très importante (teneur > seuil 4)

➤ Sédiments continentaux

Il existe uniquement un classement pour les métaux. Deux classifications ont été définies :

- Classification basée sur la variation des teneurs dans le sédiment superficiel des lacs de Suède. Le système comporte cinq classes de qualité des sédiments. Ces 5 classes sont définies par 4 seuils : seuil 1, seuil 2, seuil 3 et seuil 4.

Classe 1 : teneur très faible (teneur ≤ seuil 1)

Classe 2 : teneur faible (teneur comprise entre seuil 1 et seuil 2)

Classe 3 : teneur modérément élevée (teneur comprise entre seuil 2 et seuil 3)

Classe 4 : teneur élevée (teneur comprise entre seuil 3 et seuil 4)

Classe 5 : teneur très élevée (teneur > seuil 4)

- Classification basée sur la déviation entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence

Classe 1 : Pas de déviation (teneur = seuil 1 ou <1) : pas ou peu d'impacts causés par les sources anthropogéniques

Classe 2 : Déviation légère (teneur comprise entre seuil 1 et seuil 2)

Classe 3 : Déviation significative (teneur comprise entre seuil 2 et seuil 3)

Classe 4 : Déviation importante (teneur comprise entre seuil 3 et seuil 4)

Classe 2 à 4 : ces classes correspondent à des eaux contaminées par des sources locales ou diffuses

Classe 5 : Déviation très importante (teneur > seuil 4) : impact significatif provenant de sources locales.

Relation avec le contexte réglementaire :

- Statut des critères
Recommandations
- si liens réglementaires préciser les textes
- évolution sur les dernières années ?
Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Janvier 2000

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...

Oui.

Le tableau ci-dessous présente une évaluation de la quantité de polluants et du volume de matériau (sédiment) contaminé.

Prenons deux exemples :

Exemple 1 : si le volume de matériau contaminé est compris entre 1 000 et 10 000 m³, alors on conclura à un volume de matériau contaminé modéré.

Exemple 2 : si le matériau contient des dizaines de kg de polluants dangereux, alors on conclura que la quantité de polluants dangereux est élevée.

Notons que l'évaluation du volume de matériau ne tient pas compte des teneurs et du type de polluants.

Notons également que cette classification ne s'applique pas à des polluants très toxiques, comme les dioxines.

	Quantité ou volume			
	Faible	Modéré	Elevé	Très élevé
Quantité de polluants très dangereux			Plusieurs kg	Des dizaines de kg
Quantité de polluants dangereux		Plusieurs kg	Des dizaines de kg	Des centaines de kg
Quantité de polluants moyennement dangereux	Plusieurs kg	Des dizaines de kg	Des centaines de kg	Des tonnes
Volume de matériau contaminé	< 1 000 m ³	1 000 – 10 000 m ³	10 000 - 100 000 m ³	> 100 000 m ³

Tableau 1 : Evaluation de la quantité de polluants et du volume de matériau contaminé (Swedish EPA – Environmental Quality Criteria – Contaminated Sites)

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non.

Références

Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses- Report 5050, 2000.

Environmental Quality Criteria – Coasts and Seas – Report 5052, 2000.

Environmental Quality Criteria – Contaminated Sites

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique

Les seuils qui délimitent les classes sont établis à partir de distributions statistiques de teneurs mesurées sur le terrain.

La classification des sédiments marins fournit une vue d'ensemble des teneurs mesurées sur le territoire. La classification des sédiments continentaux fournit plus spécifiquement une vue d'ensemble des teneurs mesurées dans le sédiment superficiel des lacs de Suède.

Sédiments côtiers (marins et estuariens)

❖ Pour les contaminants organiques, la classification est basée sur une distribution statistique des teneurs mesurées dans les sédiments côtiers et proches du littoral suédois. Les données dérivent d'une part des rapports des conseils administratifs du comté, d'autre part de rapports et publications d'universités et d'autorités publiques et également d'une base de données d'échantillons collectés par la SGU (Swedish Geological Survey) en rapport avec une étude géologique marine de la zone économique suédoise.

Etablissement des seuils de la classification :

Le seuil 1 a été établie comme égale à 0.

Le seuil 2 (entre les classes 2 et 3) est égale au 5^{ème} percentile de l'ensemble des mesures (teneur en dessous de laquelle sont situées 5% des mesures).

Le seuil 3 (entre la classe 3 et la classe 4) est égale à la multiplication du 5^{ème} percentile par la racine carrée du quotient entre le 95^{ème} percentile et le 5^{ème} percentile, soit

$$5^{\text{ème}} \text{ percentile} \times \sqrt{(95^{\text{ème}} \text{ percentile} / 5^{\text{ème}} \text{ percentile})}.$$

Le seuil 4 (entre la classe 4 et la classe 5) est égale au 95^{ème} percentile de l'ensemble des mesures (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des mesures).

❖ Pour les métaux, des déviations sont calculées entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence. Les valeurs de référence sont calculées à partir d'échantillons de référence collectés à une profondeur d'environ 55 cm dans les sédiments. Les teneurs en métaux dans les sédiments sont mesurées selon deux méthodes :

- **l'analyse totale** : Il s'agit de mesurer la teneur totale en métaux dans l'échantillon, incluant la part liée de façon inerte aux minéraux.
- **la méthode suédoise standard** : Cette méthode est basée sur une lixiviation sélective des métaux par utilisation d'acide. Elle désigne ainsi la teneur des métaux les plus liés et absorbés.

Cependant, comme les résultats provenant des 2 méthodes ne peuvent pas être comparés, deux classifications différentes ont été établies. Les valeurs de référence ont été établies comme égale au 50^{ème} percentile de l'ensemble des mesures sur des échantillons de référence (teneur en dessous de laquelle sont situées 50% des mesures). Les déviations entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence sont classées en 5 catégories (classes de 1 à 5).

Etablissement des seuils de la classification :

Le seuil 1 (entre les classes 1 et 2) est égale à 1, ce qui signifie que la valeur mesurée est égale à la valeur de référence.

Le seuil 2 (entre les classes 2 et 3) est égale à :

$$\text{Valeur de référence (seuil 1)} \times \sqrt[3]{(95^{\text{ème}} \text{ ou } 99^{\text{ème}} \text{ percentile/Valeur de référence})}.$$

Le seuil 3 (entre les classes 3 et 4) est égale à :

$$\text{Seuil 2} \times \sqrt[3]{(95^{\text{ème}} \text{ ou } 99^{\text{ème}} \text{ percentile/Valeur de référence})}.$$

Le seuil 4 (entre les classes 4 et 5) est égale au 95^{ème} percentile des valeurs mesurées (teneur en dessous de laquelle sont situées 95% des valeurs mesurées) lorsque la méthode standard suédoise est utilisée. Si la méthode de l'analyse totale est utilisée, le seuil est alors égale au 99^{ème} percentile des valeurs mesurées.

❖ Les valeurs mesurées sont également comparées aux valeurs-seuils, « **Threshold values** », proposées par différents pays :

- les valeurs de la NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration), USA,
- les Threshold Effect Level (TEL) du Canada,
- les Critères d'Evaluation Ecotoxicologique (Ecotoxicological Assessment Criteria) de l'OSPAR (Convention d'Oslo-Paris),
- Les Environmental Quality Standards, Grande-Bretagne.

Ces différentes valeurs-guides ont été établies en considérant la relation entre la présence d'un contaminant et les effets toxicologiques correspondants. La comparaison des valeurs mesurées à ces « Threshold values » donne ainsi une idée des effets négatifs pouvant être encourus.

Sédiments continentaux (lacs et cours d'eau)

Pour les métaux, il existe deux types de classification :

- Une classification basée sur la variation des teneurs dans le sédiment superficiel des lacs de Suède. Cinq classes ont ainsi été définies. Cette classification est réalisée de telle sorte que les classes 1 à 3 couvrent environ 95% des teneurs enregistrées dans les sédiments de référence. Les classes 4 et 5 représentent les teneurs généralement trouvées dans les secteurs où il existe une charge locale exceptionnelle. Cette classification est basée sur les teneurs en contaminants et inclut les effets biologiques observés.
- Une classification basée sur la déviation entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence. Cinq classes ont pu être définies. Cette classification permet de connaître l'impact des sources de pollution. La méthode d'élaboration des seuils de cette classification n'est pas décrite.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Sans objet

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Selon les polluants (métaux ou composés organiques) le calcul n'est pas le même. De même il a une distinction entre les sédiments côtiers et les sédiments d'eau douce pour les deux types de polluants.

15-30 cm. Pour les eaux eutrophisées (où la sédimentation se produit rapidement), le sédiment de référence se trouvera plus profondément.

Analyses des critères

La classification est basée sur des échantillons collectés et des analyses réalisés en accord avec le Swedish EPA Environmental Monitoring Handbook et les analyses effectuées en accord avec la norme suédoise.

Les données concernant les sédiments peuvent provenir d'une seule année.

Expression des données

unité :

Pour les composés organiques : $\mu\text{g}/\text{kg}$ de matière sèche (ajustement à 1% de carbone organique pour les composés organiques)

Pour les valeurs de références des métaux : mg/kg de matière sèche

Références

Environmental Quality Criteria – Lakes and Watercourses- Report 5050, 2000.

Environmental Quality Criteria – Coasts and Seas – Report 5052, 2000.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Le Swedish EPA Environmental Monitoring Handbook est disponible sur le site WEB du Swedish EPA

URL : <http://www.environ.se/>

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Suédois

Applications pratiques

Aide à la planification environnementale et à la remédiation des problèmes environnementaux.

Classification, basée sur une distribution statistique,
des contaminants organiques de sédiments côtiers suédois

STATISTICAL CLASSIFICATION OF CURRENT CONDITIONS for organic pollutants in sediments along the Swedish coast (in µg/kg dry weight, adjusted to one percent organic carbon). The boundary between classes 2 and 3 is roughly equal to minimum levels in offshore sediments. The boundary between classes 4 and 5 is equivalent to the 95th percentile (for EOCi, 90th percentile) of measured values.

Substance	Level:	Class 1 None	Class 2 Low	Class 3 Moderate	Class 4 High	Class 5 Very high
Phenanthrene	0	0	0-10	10-30	30-100	> 100
Anthracene	0	0	0-2	2.0-8.0	8.0-30	> 30
Fluoranthene	0	0	0-20	20-80	80-270	> 270
Pyrene	0	0	0-12	12-50	50-200	> 200
Bens(a)anthracene	0	0	0-10	10-35	35-110	> 110
Chrysen	0	0	0-13	13-50	50-180	> 180
Bens(b)fluorantene	0	0	0-50	50-150	150-400	> 400
Bens(k)fluorantene	0	0	0-20	20-50	50-160	> 160
Bens(a)pyrene	0	0	0-20	20-60	60-180	> 180
Bens(ghi)perylene	0	0	0-30	30-100	100-350	> 350
Indeno(cd)pyrene	0	0	0-50	50-170	170-600	> 600
Total id11 PAH	0	0	0-280	280-800	800-2500	> 2500
HCb	0	0	0-0.04	0.04-0.2	0.2-1.0	> 1.0
PCB 28	0	0	0-0.06	0.06-0.2	0.2-0.6	> 0.6
PCB 52	0	0	0-0.06	0.06-0.2	0.2-0.8	> 0.8
PCB 101	0	0	0-0.16	0.16-0.6	0.6-2.0	> 2.0
PCB 118	0	0	0-0.15	0.15-0.6	0.6-2.0	> 2.0
PCB 153	0	0	0-0.03	0.03-0.3	0.3-3.5	> 3.5
PCB 138	0	0	0-0.3	0.3-1.2	1.2-4.1	> 4.1
PCB 180	0	0	0-0.1	0.1-0.4	0.4-1.9	> 1.9
Total PCB 7 dutch	0	0	0-1.3	1.3-4.0	4.0-15	> 15
Total PCB			0-5.0	5.0-20	20-75	> 75
a-HCH	0	0	0-0.01	0.01-0.07	0.07-0.3	> 0.3
b-HCH	0	0	0-0.03	0.03-0.3	0.3-3.0	> 3.0
g-HCH	0	0	0-0.01	0.01-0.1	0.1-1.3	> 1.3
Total HCH	0	0	0-0.03	0.03-0.3	0.3-3.0	> 3.0
γ-chlordane	0	0	0-0.01	0.01-0.04	0.04-0.1	> 0.1
α-chlordane	0	0	0-0.02	0.02-0.04	0.04-0.1	> 0.1
trans-nonachlorine	0	0	0-0.02	0.02-0.05	0.05-0.15	> 0.15
Total chlordanes	0	0	0-0.02	0.02-0.08	0.08-0.3	> 0.3
p,p'-DDT	0	0	0-0.02	0.02-0.1	0.1-0.7	> 0.7
p,p'-DDE	0	0	0-0.2	0.2-0.7	0.7-2.5	> 2.5
p,p'-DDD	0	0	0-0.13	0.13-0.8	0.8-5.0	> 5.0
Total DDT	0	0	0-0.2	0.2-1.0	1.0-6.0	> 6.0
EOCI	0	0	0-600	600-4000	4000-30000	> 30000
EOBR	0	0	0-400	400-1000	1000-3000	> 3000
EPOCI	0	0	0-150	150-700	700-3000	> 3000
EPOBr	0	0	0-90	90-250	250-800	> 800

Valeurs de référence pour les métaux dans les sédiments

REFERENCE VALUES for metals in sediments (mg/kg dry weight) for standard Swedish and total analysis methods. The reference value is equivalent to the 50th percentile of pre-industrial values (derived from reference samples taken at a sediment depth of about 55 cm). There is only one reference value, which applies to the whole of Sweden.

Analytical method	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Standard Swedish	10	0.2	12	40	15	0.04	30	25	85
Total analysis	10	0.2	14	80	15	0.04	33	31	85

Metal	Symbol	Metal	Symbol
Arsenic	As	Mercury	Hg
Cadmium	Cd	Nickel	Ni
Cobalt	Co	Lead	Pb
Chromium	Cr	Tin	Sn
Copper	Cu	Zinc	Zn

Classification des métaux de sédiments côtiers selon la déviation
(l'écart) entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence

CLASSIFICATION OF DEVIATIONS FROM REFERENCE VALUES for metals in surface sediments (depth = 0-2 cm); derived with standard Swedish method. The boundary between classes 1 and 2 is equal to the reference value, and that between classes 4 and 5 is equivalent to the 95th percentile of data gathered (asterisk * = 99th percentile).

	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4	Class 5
<i>Deviation:</i>	None/ insignificant	Slight	Significant	Large	Very large
Metal					
As	< 1.0	1.0-1.7	1.7-2.8	2.8-4.5	> 4.5
Cd	< 1.0	1.0-2.5	2.5-6.0	6.0-15	> 15
Co	< 1.0	1.0-1.7	1.7-2.9	2.9-5.0	> 5.0
Cr*	< 1.0	1.0-1.2	1.2-1.5	1.5-1.8	> 1.8
Cu	< 1.0	1.0-2.0	2.0-3.3	3.3-5.3	> 5.3
Hg	< 1.0	1.0-3.0	3.0-10	10-25	> 25
Ni*	< 1.0	1.0-1.5	1.5-2.2	2.2-3.3	> 3.3
Pb	< 1.0	1.0-1.6	1.6-2.6	2.6-4.4	> 4.4
Zn	< 1.0	1.0-1.5	1.5-2.4	2.4-4.2	> 4.2

CLASSIFICATION OF DEVIATIONS FROM REFERENCE VALUES for metals in surface sediments (depth = 0-2 cm) in Kattegat/Skagerrak and southwest Baltic Sea; derived with the total analysis method. The boundary between classes 1 and 2 is equal to the reference value, and that between classes 4 and 5 is equivalent to the 99th percentile of data gathered.

	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4	Class 5
<i>Deviation:</i>	None/ insignificant	Slight	Significant	Large	Very large
Metal					
As	< 1.0	1.0-1.6	1.6-2.6	2.6-4.0	> 4.0
Cd	< 1.0	1.0-2.5	2.5-6.0	6.0-15	> 15
Co	< 1.0	1.0-1.4	1.4-2.0	2.0-2.8	> 2.8
Cr	< 1.0	1.0-1.4	1.4-2.0	2.0-2.8	> 2.8
Cu	< 1.0	1.0-2.0	2.0-4.0	4.0-8.0	> 8.0
Hg	< 1.0	1.0-2.6	2.6-6.8	6.8-18	> 18
Ni	< 1.0	1.0-1.3	1.3-1.7	1.7-2.4	> 2.4
Pb	< 1.0	1.0-1.5	1.5-2.2	2.2-3.3	> 3.3
Zn	< 1.0	1.0-1.5	1.5-2.3	2.3-3.5	> 3.5

Valeurs-guides (Thresholds values) de la NOAA, du Canada, de l'OSPAR et de Grande-Bretagne auxquelles sont comparées les teneurs mesurées en contaminants dans les sédiments côtiers suédois

Example of threshold values for effects of metals in sediments (mg/kg dry weight). Observe that the values only apply to total analysis. The values represent the concentrations in sediments at or above which biological effects on the most sensitive species can be expected. Differences in threshold values for a given substance are due largely to variations in the definitions and methods used in connection with sampling.

Metal	Effects threshold NOAA (ER-L)	Effects threshold (TEL), Canada 1996	Safety level OSPAR	Safety level WRC, UK
Arsenic (As)	35	5.9	7.2*	8
Cadmium (Cd)	5	0.6	0.7*	2
Chromium (Cr)	80	37	52*	100
Copper (Cu)	70	36	19*	40
Mercury (Hg)	0.15	0.17	0.13*	0.4
Nickel (Ni)	30	18	16*	100
Lead (Pb)	35	35	30*	40
Zinc (Zn)	120	123	12*	200

* Preliminary values

Examples of threshold values for effects of organic pollutants in sediments (µg/kg dry weight, 1% organic carbon). The values indicate the concentrations at or above which biological effects on the most sensitive species can be expected. For OSPAR and WRC, a safety factor is included. Differences in threshold values for a given substance are due largely to variations in the definitions and methods used in connection with sampling.

Organic pollutant	Effects threshold NOAA (ER-L)	Safety level OSPAR	Safety level WRC, UK
Chlordane	0.5		
p.p'. DDE	2.0	2.0*	
Total DDT	3.0		
Dieldrin	0.02	0.7*	0.005
Naphtalene	340	40	
Phenanthrene	225	90	
Anthracene	150	50	
Fluoranthene	600	100*	
Pyrene	350	150*	
Bens(a)anthracene	230	75*	
Chrysen	400	100*	
Bens(a)pyren	400	90*	
Total PCB (7 dutch)		1.0*	
TBT		0.002*	

* Preliminary values

Classification, basée sur la variation des teneurs dans le sédiment superficiel des lacs de Suède, des métaux de sédiments continentaux

CURRENT CONDITIONS: metals in sediment (mg/kg ds)

Class	Description	Cu	Zn	Cd	Pb	Hg
1	Very low concentrations	≤ 15	≤ 150	≤ 0.8	≤ 50	≤ 0.15
2	Low concentrations	15 – 25	150 – 300	0.8 – 2	50 – 150	0.15 – 0.3
3	Moderate high conc.	25 – 100	300 – 1000	2 – 7	150 – 400	0.3 – 1.0
4	High concentrations	100 – 500	1000 – 5000	7 – 35	400 – 2000	1.0 – 5
5	Very high conc.	> 500	> 5000	> 35	> 2000	> 5

Class	Description	Cr	Ni	As
1	Very low concentrations	≤ 10	≤ 5	≤ 5
2	Low concentrations	10 – 20	5 – 15	5 – 10
3	Moderate high conc.	20 – 100	15 – 50	10 – 30
4	High concentrations	100 – 500	50 – 250	30 – 150
5	Very high conc.	> 500	> 250	> 150

Valeurs de référence pour des métaux issus du milieu continental

Reference values for natural, pristine concentrations in various types of Swedish lakes and watercourses, unaffected by local emissions and acidification (pH >6.0). The concentrations in water have been estimated on the basis of present levels in Northern Sweden. The table also shows present regional background levels, ie, present "normal" concentrations in lakes and watercourses not affected by local sources. "Northern Sweden" means areas north of the Dalälven river. Minor watercourses are defined as running waters having a catchment area of up to a few square kilometres.

	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V	Hg
Watercourses, major (µg/l)										
natural, pristine concentr.	1.0	3.0	0.003	0.05	0.2	0.5	0.05	0.2	0.1	0.001
background, N Sweden	0.9	2.9	0.005	0.12	0.2	0.5	0.05	0.2	0.1	0.002
background, S Sweden	1.3	4.3	0.014	0.32	0.4	1.0	0.13	0.4	0.4	0.004
backg., lowland streams	1.9	5.7	0.016	0.38	0.8	2.7	0.35	0.6	0.8	0.004
Watercourses, minor (µg/l)										
natural, pristine concentr.	0.3	1.0	0.002	0.02	0.1	0.3	0.03	0.06	0.06	0.001
background, N Sweden	0.3	0.9	0.003	0.04	0.1	0.3	0.03	0.06	0.06	0.002
background, S Sweden*	0.5	2.0	0.016	0.24	0.2	0.4	0.06	0.3	0.2	0.004
Lakes (µg/l)										
natural, pristine concentr.	0.3	1	0.005	0.05	0.05	0.2	0.03	0.2	0.1	0.001
background, N Sweden	0.3	0.9	0.009	0.11	0.05	0.2	0.03	0.2	0.1	0.002
background, S Sweden	0.5	2.0	0.016	0.24	0.2	0.4	0.06	0.3	0.2	0.004
Sediment (mg/kg ds)										
natural, pristine concentr.	15	100	0.3	5	15	10	15	8	20	0.08
background, N Sweden	15	150	0.8	50	15	10		10	20	0.13
background, S Sweden	20	240	1.4	80	15	10		10	20	0.16
Aquatic moss (mg/kg ds)										
background, all Sweden	10	100	0.5	5	2	5	5	2		0.07

* There is no data on watercourses unaffected by acidification and the figures for southern Swedish lakes are therefore used.

Classification des métaux de sédiments continentaux selon la déviation (l'écart)
entre les valeurs mesurées et les valeurs de référence

DEVIATION from reference value, sediment

Class	Description	Recorded concentration/reference valuee				
		Cu	Zn	Cd	Pb	Cr
1	No deviation	≤ 1.0	≤ 1.0	≤ 1.0	≤ 1.0	≤ 1.0
2	Slight deviation	1.0 – 2.0	1.0 – 2.0	1.0 – 5.0	1.0 – 15	1.0 – 2.0
3	Significant deviation	2.0 – 4.0	2.0 – 5.0	5.0 – 13	15 – 45	2.0 – 6.0
4	Large deviation	4.0 – 7.0	5.0 – 10	13 – 23	45 – 80	6.0 – 11
5	Very large deviation	> 7.0	> 10	> 23	> 80	> 11

Class	Description	Recorded concentration/reference value		
		Ni	As	Hg
1	No deviation	≤ 1.0	≤ 1.0	≤ 1.0
2	Slight deviation	1.0 – 2.0	1.0 – 2.0	1.0 – 3.0
3	Significant deviation	2.0 – 4.0	2.0 – 3.0	3.0 – 8.0
4	Large deviation	4.0 – 8.0	3.0 – 4.0	8.0 – 13
5	Very large deviation	> 8.0	> 4.0	> 13

Fiche 14

France/Sol

BRGM Fiche n°14	Fiche de Lecture Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : France
		Milieu : Sol
		Pages : 10

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact (VCI) dans les sols, disponible sur le site de l'INERIS (www.ineris.fr)

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

INERIS animant un groupe de travail « Environnement et santé », membres de différents groupes de travail nationaux (GT national Sites et sols pollués, GT ESR, GT outils méthodologiques), les outils français faisant l'objet d'une approbation préliminaire en groupe de travail avant publication.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

INERIS
Parc Technologique ALATA
B.P. 7
F – 60550 Verneuil-en-Halatte

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné :

Sol

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Plusieurs types de valeurs peuvent être utilisées dans le cadre de cette approche, à savoir : les valeurs de constat d'impact (VCI) et de définition de source sol (VDSS) utilisables seulement dans le cadre de la mise en œuvre de la méthode nationale d'évaluation simplifiée des risques¹ et les objectifs de réhabilitation définis au cas par cas à l'issue d'une évaluation détaillée des risques pour les différentes cibles identifiées sur le site et dans ses environs.

les Valeurs de Constat d'Impact (VCI) permettent de constater l'importance de l'impact de la pollution sur la santé humaine dans le milieu sol en fonction de l'usage de celui-ci et ainsi d'apprécier les risques chroniques pour la santé rencontrés par les populations liés à l'usage actuel du site pollué (INERIS, 2001).

¹ Classeur « Gestion des sites (potentiellement) pollués », Version 2, mars 2000.

Les VDSS ou Valeurs de Définition de Source Sol constituent un deuxième critère qui peut permettre de définir si un sol peut constituer une source de pollution. Pour une substance donnée, elle est actuellement dérivée de la VCI (égale à la moitié de la VCI usage sensible). Ces valeurs établies sur une base de scénarios spécifiques (cf. ci – dessous) doivent cependant être comparées au bruit de fond afin de prendre en considération le lien de causalité entre source de pollution et site étudié.

La cotation de l'importance de l'impact sur les milieux (sols, eaux souterraines ou eaux superficielles) constitue l'un des quatre paramètres considérés dans l'évaluation simplifiée des risques (dangerosité de la source, possibilité de transfert, sensibilité des cibles, importance de l'impact sur les milieux d'exposition), soit approximativement un quart des notes attribuées conduisant à un classement dans l'un ou l'autre des catégories.

Dans l'ESR, le site étudié est classé selon l'importance de l'impact dans une des trois catégories suivantes:

- classe 1 = site pour lequel il est nécessaire de continuer les investigations approfondies (diagnostic approfondi, et si besoin est, évaluations détaillées des risques pour chaque cible identifiée),
- classe 2 = site à surveiller (programme de surveillance à préciser selon contexte local)
- classe 3 = site banalisable, pour l'usage actuel considéré dans l'ESR.

Scénarios dans lesquels ils s'inscrivent :

Les VCI tiennent compte de trois voies d'exposition des populations (ingestion de fruits et légumes auto-produits, ingestion de sol ou de poussières, absorption cutanée de sol ou de poussières).

Les VCI sont associées à deux types d'usages :

- l'usage sensible : en zone résidentielle avec jardin potager,
- l'usage non sensible : en zone industrielle avec travail en plein air et activité de type bureau.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Les Valeurs de Constat d'Impact (VCI) ont pour but d'apprécier les risques chroniques liés à un site pollué ; elles doivent être comparées à la concentration moyenne de polluant dans l'ensemble de la zone d'exposition des récepteurs considérés. Au stade du diagnostic initial et de l'évaluation simplifiée des risques, la comparaison des mesures aux VCI a pour but de situer ces mesures pour les intégrer dans le processus de classification du site. Les VCI sol permettent de constater l'impact de la pollution du milieu sol, en fonction de l'usage de celui-ci.

Relation avec le contexte réglementaire :

Les VCI ne sont utilisables que dans le cadre de l'Evaluation Simplifiée des Risques telle que définie dans le document de référence (cf. Gestion des sites (potentiellement) pollués – La visite préliminaire – Le diagnostic initial – L'évaluation simplifiée du risque. Version 2, mars 2000.)

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

14 Septembre 2001 (disponible sur <http://fasp.brgm.fr>)

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Sans objet (valeurs guides pour des sols).

Références

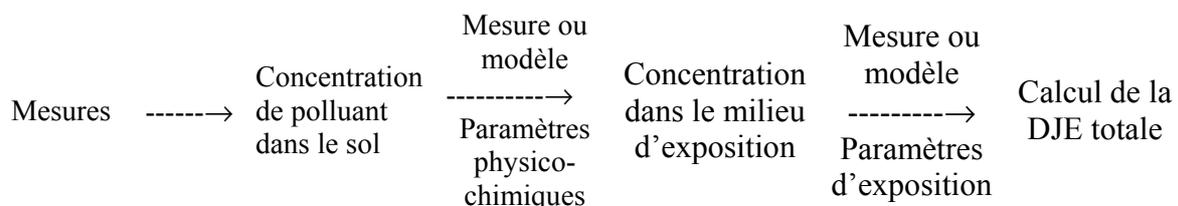
INERIS (2001). Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'aménagement, P 54

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Leur élaboration intègre les étapes suivantes :

- 1) A partir de l'évaluation du rapport dose- réponse et du niveau de risque acceptable retenu, des doses d'exposition à ne pas dépasser dans le cadre des VCI sont définies. Les valeurs toxicologique de référence retenues pour l'élaboration des VCI sont issues de base de données telles que : IUCLID, RIVM, UBA, INERIS... Pour les substances à seuil, les doses d'exposition à ne pas dépasser sont les doses journalières tolérables (D.J.T.). Dans un calcul de VCI, le rapport entre la dose journalière d'exposition et la dose journalière tolérable doit correspondre à un indice de risque de 1.
Pour les substances cancérigènes, les doses d'exposition à ne pas dépasser sont le niveau d'excès de risque individuel de 10^{-4} , retenu comme valeur repère par les groupes de travail mis en place par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement MATE.
- 2) Principe de l'estimation des expositions



L'étape d'évaluation des expositions permet le calcul d'une dose journalière d'exposition (DJE). Ce calcul est effectué à l'aide d'un modèle d'évaluation de l'exposition qui tient compte des propriétés physico-chimiques des substances, de la nature du sol et des scénarios d'usage du site. Les modèles sont utilisés car la concentration de polluant dans le sol ne permet pas de mesurer l'exposition de l'homme. Il serait en effet nécessaire de connaître la concentration dans les milieux d'exposition (aliment...). Or les marqueurs biologiques n'existent que pour quelques substances.

La DJE est calculée à partir des voies d'exposition jugées pertinentes par rapport à l'usage du site. Elle est la somme des doses de polluant absorbé par chacune de ces voies.

$$DJE = \sum d_i$$

avec $d_i = Q_i * C_i$

C_i = concentration de polluant dans le substrat

Q_i = quantité de substrat ingéré ou mis au contact de la peau

Un modèle, reposant en grande partie sur des modèles pré-existants d'exposition (HESP, CSOIL développés aux Pays Bas dans le cadre d'approches nationales privée et publique), a été mis en place par l'INERIS pour la dérivation des VCI.

Les paramètres suivants ont été considérés dans la dérivation des VCI :

-caractères physico-chimique des polluants : pression de vapeur, solubilité, coefficient de diffusion dans l'air, dans l'eau, coefficient de perméabilité cutanée. (analyses de laboratoires et publications). (ASTDR, USEPA, OMS...).

-ingestion du sol : teneur en carbone organique, densité apparente, porosité totale, teneur en eau, température, pH.

-paramètres liés au récepteur : poids (enfant moins de 6 ans, poids moyen de 15 kg / adulte, poids moyen de 70 kg), durée d'exposition.

$DJE_{\text{équivalente sur vie entière}} = DJE_{\text{reçue sur 30 ans}} \times (30 \text{ ans d'exposition} / 70 \text{ ans de vie})$

-ingestion de fruits et légumes : quantité consommée de légumes et fruits auto produits (INSEE) (Dubeaux 1994), teneur en matière sèche (Oakridge National Laboratory, 1984 ; USEPA, 1996).

-surface corporelle.

-quantité de sol déposée sur la peau

-ingestion de particules de sol et de poussières de sol (Binder *et al.*, 1986; Clausning *et al.* 1987 ; Davies *et al.* 1990 ; Calabrese *et al.*, 1989).

3) Un calcul itératif permet de définir la concentration maximale dans le sol pour laquelle la dose journalière d'exposition reste inférieure aux doses d'exposition prédéfinies au point 1.

4) Les VCI proposées suite au calcul sont discutées au sein des groupes de travail mis en place par le MATE et sont ensuite arrêtées par le MATE. La discussion intègre notamment les aspects suivants : concentrations de polluants rencontrés sur des sites pollués ou non pollués, limites analytiques, stratégies, valeurs guides retenues sur le plan international...

Le schéma général du calcul de valeurs de constat d'impact est en annexe.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Pour chaque substance étudiée, les VCI ont été définies à partir d'un modèle simple et de scénarios standards.

- un scénario sensible : scénario résidentiel avec potager,
- un scénario non sensible : scénario industriel mixte comportant un travail en intérieur pour la moitié du temps et un travail en extérieur pour l'autre moitié du temps d'exposition.

Les voies d'exposition prises en compte en fonction du scénario sont :

- la voie orale : ingestion directe de particules de sol et de poussières du sol ou ingestion d'aliments d'origine végétale cultivés sur le site,
- l'absorption cutanée de polluants à partir du sol et des poussières.

Voies d'exposition	Scénario sensible	Scénario non sensible
	Résidentiel avec potager	Industriel mixte (4 heures à l'intérieur, 4 heures à l'extérieur, par jour d'exposition)
ingestion directe de particules de sol ou de poussières du sol	X	X
ingestion de légumes et de fruits auto produits	X	
absorption cutanée de sol et de poussières	X	X

Tableau 1 : Voies d'exposition selon les scénarios

Les écosystèmes ne sont pas considérés comme cible au stade de l'évaluation simplifiée des risques, qui ne retiennent que la santé humaine (et pour certaines voies d'exposition seulement) et les ressources en eau.

Terminologie des termes employés

VCI : Valeur de Constat d'Impact

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation

Les seuls facteurs d'extrapolation utilisés sont dans l'utilisation des valeurs toxicologiques de référence (VTR) nécessaires à la quantification du risque. Ces facteurs d'extrapolation sont :

- une variabilité inter espèce,
- une variabilité intra-espèce,
- le coefficient d'absorption,
- la durée d'exposition,
- la sévérité de l'effet.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/ récent...

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Lorsque le bruit de fond local s'avère supérieur à la valeur, on utilise alors la valeur du bruit de fond. Le risque pris en compte est considéré comme un « risque supplémentaire » (excès de risque) lié à l'exposition aux polluants du site. Le risque de base lié à une pollution ubiquitaire est pris en compte, la méthode nationale considérant le bruit de fond et non le fond géochimique (lien de causalité entre la contamination et les sites étudiés).

Avantages/ limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs) :

Les VCI ne sont utilisables que dans le cadre de l'Evaluation Simplifiée des Risques. Elles ne sont pas applicables à l'évaluation détaillée des risques qui, elle, vise à :

- identifier les sites induisant des risques inacceptables pour l'homme et son environnement, et nécessitant de ce fait une réhabilitation (traitement, restriction d'usage, ...) pour atteindre un niveau de risque acceptable tel que défini dans la circulaire ministérielle du 10 décembre 1999,

- définir des objectifs de réhabilitation, sur la base des connaissances scientifiques du moment, compatibles avec un usage pré-établi du site et de son environnement ; ces objectifs ou niveaux de risques tolérables devront être confrontés aux limites (techniques, économiques) des technologies disponibles au moment des travaux,

4. Critères de qualité des sols

Type de polluants concernés

- polluants organiques (hydrocarbures aromatiques (benzène...), phénols, hydrocarbures aromatiques halogénés (dichlorobenzène...), hydrocarbures aliphatiques halogénés (dichlorométhane, chloroforme...))
- polluants minéraux (métaux, ...)

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Tous les éléments ne sont pas systématiquement analysés. Du fait de la persistance de certains polluants dans l'environnement, le choix s'établit sur des bases historiques (nature des polluants présents sur le site par le passé, nature des polluants sur le site actuel) et sur les résultats des investigations préliminaires menées.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Aucun autre paramètre ne concernant pas la pollution au sens strict du terme (DBO, P...) n'est intégré pour la détermination des polluants à prendre en compte.

Procédure d'échantillonnage des sols

épaisseur de sédiment prélevé :

L'exposition d'un individu à une substance chimique suppose que cette substance entre en contact avec cet individu. De ce fait, seules sont pertinentes les concentrations en polluants :

- en surface dans le cas des voies ingestion de sol et de poussières du sol et absorption cutanée de sol et poussières, celles-ci étant des voies de contact direct,
- jusqu'à une profondeur de quelques dizaines de centimètres lorsque la voie d'exposition par ingestion de fruits et légumes est considérée.

La tranche de sol à caractériser est donc la tranche 0-30 centimètres.

nombre de prélèvement /volume, superficie :

Les valeurs analysées doivent être comparées à la concentration moyenne de polluant de l'ensemble de la zone d'exposition et non à un « point noir » qui peut avoir une emprise très réduite par rapport à la zone d'exposition des récepteurs.

protocole de conservation

Non spécifié

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non spécifié

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

Références

INERIS (2001). Méthode de calcul des valeurs de constat d'impact dans les sols. Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'aménagement, P 54.

BRGM. (mars 2000). Guide Gestion des sites (potentiellement) pollués, Visites préliminaires, Diagnostic initial et Evaluation Simplifiée des Risques, annexe 5, version 2. Editions BRGM.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus :

- Les bureaux d'étude,
- Les responsables / propriétaires de sites industriels,
- Les collectivités publiques / SEM.

Existence d'un groupe de travail (Outils méthodologiques) faisant le suivi de l'application de l'outil et ayant conduit aux évolutions du document (version 0 en juillet 1995, version 1 en juillet 1997, version 2 en mars 2000).

Applications pratiques :

- suivi des sites industriels en activité,
- Cession/ vente/ acquisition de site industriel,
- Cessation d'activité des ICPE (article 34-1, loi du 19 juillet 1976 sur les ICPE).

TABLEAUX DES VCI ET VDSS

Les unités, pour les concentrations, sont exprimées en µg/L pour les eaux, sauf indication contraire (mg/L), et en mg/kg matière sèche pour les sols

	VDSS	VCI sol		VCI eaux	
	mg/kg MS	Usage sensible	Usage non sensible	Usage sensible	Usage non sensible
METEAUX					
Aluminium total, Al	(6)	(6)	(6)	200 (17)	1 mg/l
Antimoine, Sb	50	100 (3)	250 (3)	10 (17)	50
Argent, Ag	(6)	(6)	(6)	10 (17)	50
Arsenic, As	19 (8)	37 (1) (8)	120 (1) (8)	50 (17)	250
Baryum, Ba	312	625 (4)	3125	100(21)	1 mg/l(22)
Beryllium, Be	250	500 (3)	500 (3)	(6)	(6)
Cadmium, Cd	10	20 (2)	60 (2)	5 (17)	25
Chrome total, Cr	65	130 (1)	7000 (1)	50 (17)	250
Cobalt, Co	120	240 (4)	1200	(6)	(6)
Cuivre, Cu	95	190 (4)	950	1 mg/l (17)	2 mg/l
Manganèse, Mn	(6)	(6)	(6)	50 (17)	250
Mercure, Hg	3,5	7 (1)	600 (1)	1 (17)	5
Molybdène, Mo	100	200 (4)	1000	70 (18)	350
Nickel, Ni	70	140 (2)	900 (2)	50 (17)	250
Plomb, Pb	200	400 (2)	2000 (2)	50 (17)	250
Sélénium, Se	(6)	(6)	(6)	10 (17)	50
Thallium, Th	5	10 (3)	pvl (3)	(6)	(6)
Vanadium, V	280	560 (3)	pvl (3)	(6)	(6)
Zinc, Zn	4500	9000 (1)	pvl (1)	5 mg/l (17)	10 mg/l
INORGANIQUE AUTRES					
Ammonium, NH4	(6)	(6)	(6)	500 (17)	4 mg/l(22)
Chlorures, Cl	(6)	(6)	(6)	200 mg/l (17)	400 mg/l
Cyanures libres, CN	25	50 (2)	100 (2)	50 (17)	250
Fluorures, F	(6)	(6)	(6)	1,5 mg/l (17)	3 mg/l
Nitrates, NO3	(6)	(6)	(6)	50 mg/l (17)	100 mg/l
Nitrites, NO2	(6)	(6)	(6)	100 (17)	500
Sulfates, SO4	(6)	(6)	(6)	250 mg/l (17)	500 mg/l
HYDROCARBURES AROMATIQUES					
Benzène	1	2,5 (1)	pvl (1)	1(20)	5
Ethylbenzène	25	50 (4)	250	300 (18)	1,5 mg/l
Styrène	50	100 (4)	500	20 (18)	100
Toluène	5	10 (3)	120 (3)	700 (18)	3,5 mg/l
Xylènes totaux	5	10 (3)	100 (3)	500 (18)	2,5 mg/l
HYDROCARBURES POLYCYCLIQUES AROMATIQUES					
HAP totaux (7)	20 (9)	40 (4) (9)	200	0,2 (17)(23)	1(23)
Benzo(a)pyrène	3,5	7 (1)	25 (1)	0,01 (17)	0,05
Fluoranthène	3050	6100 (1)	pvl (1)	(6)	(6)
Naphtalène	23	46 (1)	pvl (1)	(6)	(6)
HYDROCARBURES AROMATIQUES HALOGENES					
Monochlorobenzène	8	15 (3)	170 (3)	300 (18)	1,5 mg/l
1,2-Dichlorobenzène	25	50 (3)	pvl (3)	1 mg/l (18)	5 mg/l
1,3-Dichlorobenzène	25	50 (3)	pvl (3)	(6)	(6)
1,4-Dichlorobenzène	25	50 (3)	pvl (3)	300 (18)	1,5 mg/l
1,2,4-Trichlorobenzène	12	25 (3)	300 (3)	20 (18)(24)	100(24)
Hexachlorobenzène	4	8 (2)	200 (2)	1 (18)	5

Gestion des sites (potentiellement) pollués - Version 2
© BRGM Editions - Mars 2000

Tableaux des VCI et VDSS (suite)

Les unités, pour les concentrations, sont exprimées en µg/L pour les eaux, sauf indication contraire (mg/L), et en mg/kg matière sèche pour les sols

	VDSS	VCI sol		VCI eaux	
	mg/kg MS	Usage sensible	Usage non sensible	Usage sensible	Usage non sensible
HYDROCARBURES POLYCYCLIQUES HALOGENES					
Chloronaphtalène	5 (4)	10 (4)	50	(6)	(6)
PCDD / PCDF	500 ngTE/kg	1000 ngTE/kg (2)	10000 ngTE/kg (2)	(6)	(6)
PCB	(6) (10)	(6) (10)	(6) (10)	0,1 (17)(25)	0,5(25)
Arochlor 1016	0,05	0,1 (1)	60 (1)	(6)	(6)
Arochlor 1254	0,05	0,1 (1)	17 (1)	(6)	(6)
HYDROCARBURES ALIPHATIQUES HALOGENES					
Bromoforme	(6)	(6)	(6)	100(20) (29)	500 (29)
Chloroforme	LQ	0,1 (3)	0,5 (3)	100(20) (29)	500 (29)
Chlorure de vinyle	LQ (11)	0,02 (1)	30 (1)	0,5(20)	2,5
1,2-Dichloroéthane	2	4 (4)	20	3(20)	15
1,1-Dichloroéthylène	(6)	(6)	(6)	30 (18)	150
1,2-Dichloroéthylène (cis)	3 (1)	6 (1)	pvl (1)	50 (18)	250
Dichlorométhane	LQ	0,1 (3)	2 (3)	20 (18)	100
1,2-Dichloropropane	0,5	1 (3)	5 (3)	40(19)	200
1,3-Dichloropropène	(6)	(6)	(6)	20 (18)	100
Hexachlorobutadiène	(6)	(6)	(6)	0,6 (18)	3
Tétrachloroéthylène	3	6 (1)	5300 (1)	10(20)(26)	50(26)
Tétrachlorométhane	0,5	1 (4)	5	2 (18)	10
1,1,1-Trichloroéthane	7,5	15 (3)	180 (3)	2 mg/l (18)	10 mg/l
Trichloroéthylène	0,1	0,2 (1)	3020 (1)	10(20)(26)	50(26)
PHENOLS et CHLOROPHENOLS					
Catéchol	10	20 (4)	100	(6)	(6)
Chlorophénols totaux	5 (12)	10 (4) (12)	50	(6)	(6)
Crésols totaux	2	5 (4)	25	(6)	(6)
Hydroquinone	5	10 (4)	50	(6)	(6)
Pentachlorophénol	50	100 (2)	250 (2)	9 (18)	45
Phénol	25	50 (3)	pvl (3)	(6)	(6)
Résorcinol	5	10 (4)	50	(6)	(6)
2,4,6-Trichlorophénol	(6)	(6)	(6)	200 (18)	1 mg/l
Indice phénol	(6)	(6)	(6)	0,5 (17)	100(22)
PESTICIDES					
Aldrine	2	4 (2)	pvl (2)	0,03 (17)	0,15
Atrazine	3	6 (4)	30	0,1 (17)	0,5
Carbaryl	2	5 (4)	25	0,1 (17)	0,5
Carbofurane	1	2 (4)	10	0,1 (17)	0,5
DDD,DDE,DDT total	2	4 (4)	20	0,1 (17)	0,5
Dieldrine	(6)	(6)	(6)	0,03 (17)	0,15
"Drines" totaux	2	4 (4)	20	0,1 (17)	0,5
HCH totaux	5	10 (2) (15)	400 (2) (15)	0,1 (17)	0,5
Heptachlore et époxyde d'heptachlore	(6)	(6)	(6)	0,03 (17)	0,15
Lindane	(6)	(6)	(6)	0,1 (17)	0,5
Manébe	17	35 (4)	175	0,1 (17)	0,5
Autres pesticides, par substance	(6)	(6)	(6)	0,1 (17)	0,5
Pesticides totaux	(6)	(6)	(6)	0,5 (17)	2,5

Tableaux des VCI et VDSS (suite)

Les unités, pour les concentrations, sont exprimées en µg/L pour les eaux, sauf indication contraire (mg/L), et en mg/kg matière sèche pour les sols

	VDSS	VCI sol		VCI eaux	
	mg/kg MS	Usage sensible	Usage non sensible	Usage sensible	Usage non sensible
PHTALATES					
Phtalates totaux	30 (13)	60 (4) (13)	300	(6)	(6)
Di(2-éthylhexyl)phtalate	(6)	(6)	(6)	8 (18)	40
COMPOSES ORGANIQUES AZOTES					
Acrylamide	(6)	(6)	(6)	0,1(20)	0,5
Azote Kjeldahl	(6)	(6)	(6)	1 mg/l (17)(27)	2 mg/l
DIVERS					
Hydrocarbures	2500 (14)	5000 (4) (14)	25000	10 (17)(28)	1 mg/l(22)(28)

Commentaires relatifs aux tableaux

Les unités, pour les concentrations sont exprimées :

- pour les eaux, sauf indication contraire (mg/l), en µg/l,
- pour les sols en mg/kg matière sèche.

- (1) Valeurs françaises
- (2) Valeurs allemandes réglementaires
- (3) Valeurs allemandes en projet "Berechnung zur Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten - Bundesanzeiger Nr. 161a vom 28 August 1999"
- (4) Valeurs hollandaises 1994
- (5) Valeurs hollandaises 1998
- (6) Valeur à déterminer, si la substance peut être présente dans le sol ou dans les eaux
- (7) Des valeurs par substances individualisées sont en cours d'élaboration.
- (8) Valeurs pour pH > 7 ou Eh > - 250 mV
- (9) Valeur pour la somme des 7 substances : anthracène, benzo(a)anthracène, benzo(k)fluoranthène, chrysène, phénanthrène, indéno(1,2,3-cd)pyrène et benzo(ghi)pérylène. Si la contamination est due à un seul composé de cette famille, cette valeur lui est applicable, en attendant de disposer de valeurs par substance.
- (10) Analyses à comparer en référence à l'Arochlor (1016 ou 1254) de composition la plus proche de celle des congénères à caractériser :

Substances	France Arochlor 1016	France Arochlor 1254
MonoCB	x	
DiCB	x	
2,4,4'-TriCB	x	x
2,2',5,5'-TétraCB	x	x
2,2',4,5,5'-PentaCB	x	x
2,3',4,4',5-PentaCB		x
2,2',3,4,4',5'-HexaCB		x
2,2',3,4,4',5-HexaCB		x
2,2',4,4',5,5'-HexaCB		x
2,2',3,4,4',5,5'-HeptaCB		x

- (11) LQ = Limite de quantification

Fiche 15

Allemagne/Sol

<p>BRGM</p> <p>Fiche n°15</p>	<p style="text-align: center;"><u>Fiche de Lecture</u></p> <p style="text-align: center;">Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments</p>	<p>Pays : ALLEMAGNE</p>
		<p>Milieu : Sol</p>
		<p>Pages : 9</p>

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Federal Soil Protection and Contamination Sites Ordinance 12 July 1999.

Bieber A., Franzius V. and Freier K. (1999) Germany. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Ministère de l'environnement, initiateur de l'établissement des valeurs-guides
Groupe consultatif scientifique pour la protection des sols, propose les valeurs-guides

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Umweltbundesamt
Bismarckplatz 1
14193 Berlin

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Préservation des écosystèmes terrestres naturels, de l'agriculture, des espaces de loisirs, des jardins et cours de jeux, des activités industrielles et infrastructures.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Valeurs de dépistage des sols ou Soil screening values (Trigger values)

-pour le vecteur sol-homme. Ces valeurs sont différentes selon le type d'utilisation du sol : aires de jeu pour enfants, secteurs résidentiels, aires de stationnement ou réservées aux loisirs et aires industrielles ou commerciales.

- pour le vecteur sol-plantes comestibles

Le dépassement de cette valeur déclenche la mise en œuvre d'investigations plus poussées permettant de démontrer que les concentrations en polluants décelées sont potentiellement dangereuses.

Valeurs d'action ou Action values : pour le vecteur sol-homme

Valeurs de précaution ou Precaution values : pour prévenir une pollution nouvelle du sol

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères*
Valeurs réglementaires
- *si liens réglementaires préciser les textes*
Entrée en vigueur de la loi pour la protection des sols en mars 1999 (élaboration de critères nationaux uniformes pour l'évaluation du risque et la remédiation)
- *évolution sur les dernières années ?*

Les Länder sont responsables de l'évaluation des risques. Bien que généralement les approches soient assez similaires dans les différents Länder, il existe quand même un manque d'uniformité dans les procédures. Afin d'éliminer les différences entre les Länder en ce qui concerne les exigences légales et les valeurs-guides de sol, un groupe de travail a développé des propositions pour des valeurs de dépistage uniformes en accord avec le Federal Soil Conservation Act. Ainsi, des **valeurs de dépistage (Screening values) ont été dérivées pour 14 substances** dans le contexte de l'évaluation des risques pour la santé humaine.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Mars 1999

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non

Références

Bieber A., Franzius V. and Freier K. (1999) Germany. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Les valeurs d'actions et les valeurs de dépistage sont basées sur le risque. Elles sont basées sur des scénarios d'exposition caractéristiques et simplifiés, tel que l'ingestion de sol par un enfant jouant à

l'extérieur. Quand cela est possible, les valeurs d'action doivent être basées sur des concentrations de sol biodisponibles afin de refléter un scénario réaliste le plus défavorable.

Les valeurs sont élaborées en fonction de différents scénarios et on obtient ainsi:

- Des valeurs de dépistage pour transfert sol/homme en zone résidentielle, récréative ou industrielle ;
- Des valeurs de dépistage pour le transfert sol/plante
- Des valeurs de dépistage pour la lixiviation sol/nappe souterraine
- Des valeurs d'action pour le transfert sol/homme

Des teneurs en substances dangereuses dans le sol qui dépassent les valeurs d'action conduisent en général à une action de remédiation.

Des teneurs situées entre les valeurs de dépistage et d'action requièrent l'autorité compétente pour décider si oui ou non il existe un danger. L'autorité prendra en compte le type de sol, la mobilité des substances dangereuses et d'autres circonstances spécifiques.

Des teneurs inférieures aux valeurs de dépistage impliquent que le site n'est pas dangereux pour la santé publique et l'environnement.

Les valeurs de dépistage sont basées sur :

- un ensemble de valeurs de dose de référence toxicologique humaine (TRD)
- une exposition par ingestion ou inhalation de sol basée approximativement sur la consommation du 95^{ème} percentile d'une population exposée
- considération spécifiques des substances, (ex : prise en compte de la biodisponibilité quand cela est possible, vérification des résultats calculés par rapport aux teneurs de fond).

Ces valeurs sont dérivées pour chaque substance individuellement.

Les effets résultants de la combinaison de substances n'a pas encore été considérés.

Pour les cancérigènes, un risque théorique de 5.10^{-5} est suggéré pour chaque substance prise individuellement.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Terminologie des termes employés

Valeurs de dépistage des sols ou Soil screening values (Trigger values)

Leachate screening levels

Valeurs d'action ou Action values

Valeurs de précaution ou Precaution values

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

- d'une exposition aiguë à une exposition chronique
- pour les espèces sensibles, les individus,
- utilisation de données provenant d'études de terrain des écosystèmes ou de l'épidémiologie

Facteurs d'incertitude utilisés :

- pour prendre en compte le petit nombre de données à des teneurs aiguës et chroniques
- pour prendre en compte d'une diversité d'espèces insuffisante

Facteurs à prendre en compte :

- les utilisations du sol
- le pH
- la teneur en matière organique

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Références

Bieber A., Franzius V. and Freier K. (1999) Germany. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

Rapport sur la dérivation des valeurs de dépistage, publié par le groupe de travail : Umweltbundesamt : Bestandsaufnahme der vorliegenden Richtwerte zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen und synoptische Darstellung der diesen Werten zugrundeliegenden Ableitungskriterien und -modelle. UBA-Texte 35/94, 1994.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Vecteur sol - être humain

- **Action values** : dioxines/furannes
- **Trigger values** : 14 substances (métaux + composés organiques)

Vecteur sol – plante comestible

- **Trigger values** : métaux + benzo(a)pyrène
- **Action values** : métaux + PCB

Vecteur sol – eau souterraine

- **Trigger values** : substances inorganiques et organique

Precaution values : métaux + composés organiques

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Vecteurs	Utilisation	Profondeur d'échantillonnage
Sol – Etre humain	Terrains de jeux, domaine résidentiel	0 – 10 cm ¹ 10 – 35 cm ²
	Parking et aires de loisirs	0 – 10 cm ¹
	Zones industrielles et commerciales	0 – 10 cm ¹
Sol – Plantes comestibles	Agriculture, jardins potagers	0 – 30 cm ³ 30 – 60 cm
	Prairies	0 – 10 cm ⁴ 10 – 30 cm

¹ zone de contact

² 3-35 cm :

³ horizon

⁴ profondeur des racines principales

Analyses des critères

Limites de détection : les limites de détection doivent être adaptées aux contaminants, c'est-à-dire réalisation de mesures appropriées ou utilisation d'équipements techniques appropriés.

Expression des données

unité :

mg/kg de matière sèche

sauf pour le vecteur sol – eau souterraine : µg/L

Références

Bieber A., Franzius V. and Freier K. (1999) Germany. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance (BbodSchV), dated 12 July 1999.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Les Länder allemands

Applications pratiques

En ce qui concerne le vecteur sol – plantes comestibles : les Trigger Values et les Action Values sont utilisées dans l'évaluation des teneurs en contaminants.

Valeurs de dépistage, valeurs d'action et valeurs de précaution

Trigger values pursuant to § 8 paragraph 1 sentence 2 No. 1 Federal Soil Protection Law for the direct intake of pollutants at playgrounds, in residential areas, parks and recreational facilities, and industrial and commercial real properties (in mg/kg dry weight, fine soil, analysis according to Annex 1)

substance	trigger values [mg/kg TM]			
	playgrounds	residential areas	parks and recreational facilities	industrial and commercial real properties
arsenic	25	50	125	140
lead	200	400	1,000	2,000
cadmium	10 ¹⁾	20 ¹⁾	50	60
cyanide	50	50	50	100
chromium	200	400	1,000	1,000
nickel	70	140	350	900
mercury	10	20	50	80
aldrin	2	4	10	—
benzo(a)pyrene	2	4	10	12
DDT	40	80	200	—
hexachlorobenzene	4	8	20	200
hexachlorocyclohexane (HCH-mix or β -HCH)	5	10	25	400
pentachlorophenol	50	100	250	250
polychlorinated biphenyls (PCP _n) ²⁾	0.4	0.8	2	40

1) in back gardens and small gardens where children stay and food plants are grown, trigger value 2.0 mg/kg TM shall be applied for cadmium.

2) as far as PCB-total contents are determined, the measured values shall be divided by a factor of 5.

Trigger values pursuant to § 8 paragraph 1 sentence 2 No. 1 Federal Soil Protection Law for the pollutant transition *soil - plant* on agricultural areas with regard to growth impairments of cultivated plants (in mg/kg dry weight, fine soil, in ammonium nitrate-extract, analysis according to Annex 1)

	agriculture
substance	trigger value
arsenic	0.4
copper	1
nickel	1.5
zinc	2

Trigger values for the assessment of the pathway *soil - groundwater* pursuant to § 8 paragraph 1 sentence 2 No. 1 Federal Soil Protection Law (in µg/l, analysis according to Annex 1)

inorganic substances	trigger value [µg/l]
antimony	10
arsenic	10
lead	25
cadmium	5
chromium, total	50
chromate	8
cobalt	50
copper	50
molybdenum	50
nickel	50
mercury	1
selenium	10
zinc	500
tin	40
cyanide, total	50
cyanide, easily set free	10
fluoride	750

organic substances	trigger value [µg/l]
mineral oil hydrocarbons ¹⁾	200
BTEX ²⁾	20
benzene	1
high-volatile halogenated hydrocarbons ³⁾	10
aldrin	0.1
DDT	0.1
phenols	20
PCB, total ⁴⁾	0.05
PAH, total ⁵⁾	0.20
naphthalene	2

- 1) n-alkanes (C10-C39), isoalkanes, cycloalkanes and aromatic hydrocarbons
- 2) high-volatile aromatic hydrocarbons (benzene, toluol, xylols, ethylbenzene, styrene, cumene)
- 3) high-volatile halogenated hydrocarbons (sum of the halogenated C1 and C2 hydrocarbons)
- 4) PCB, total: sum of the polychlorinated biphenyls; as a rule, determination by way of the 6 congeners according to Ballschmiter pursuant to Used Oil Ordinance (DIN 51527) multiplied by a factor of 5; if applicable, for example in case of a known substance spectrum, simple formation of the sum of all relevant individual substances (DIN 38407-3-2 or 3-3).
- 5) PAH, total: sum of the polycyclic aromatic hydrocarbons without naphthalene and methylnaphthalene; as a rule, determination by way of the sum of 15 individual substances according to the list of the US Environmental Protection Agency (EPA) without naphthalene; if applicable, in consideration of other relevant PAH (e.g. quinolene).

Trigger and action values pursuant to § 8 paragraph 1 sentence 2 No. 1 Federal Soil Protection Law for the pollutant transition *soil - useful plant* on agricultural areas and in vegetable gardens with regard to the plant quality (in mg/kg dry weight, fine soil, analysis according to Annex 1)

substance	agriculture, vegetable garden		
	method ¹⁾	trigger value	action value
arsenic	KW	200 ³⁾	--
cadmium	AN	--	0.04/0.1 ³⁾
lead	AN	0.1	--
mercury	KW	5	--
thallium	AN	0.1	--
benzo(a)pyrene	--	1	--

- 1) extraction process for arsenic and heavy metals: AN - ammonium nitrate, KW = aqua regia (Königswasser)
- 2) In case of soils with occasionally decreasing conditions, a trigger value of 50 mg/kg dry weight shall be applied
- 3) On areas that are used for growing bread wheat or strongly cadmium-accumulating vegetables, an action value of 0.04 mg/kg dry weight shall be applied; otherwise, the action value is 0.1 mg/kg dry weight

Action values pursuant to § 8 paragraph 1 sentence 2 No. 2 Federal Soil Protection Law for the pollutant transition *soil - useful plant* on grassland areas with regard to the plant quality (in mg/kg dry weight, fine soil, arsenic and heavy metals in aqua regia-extract, analysis according to Annex 1)

substance	grassland
	action value
arsenic	50
lead	1,200
cadmium	20
copper	1,300
nickel	1,900
mercury	2
thallium	15
polychlorinated biphenyls (PCB _s)	0.2

- 1) In case sheep are kept on grassland, an action value of 200 mg/kg dry weight shall be applied.

Precaution values for metals
(in mg/kg dry weight, fine soil, aqua regia-decomposition)

soils	cadmium	lead	chromium	copper	mercury	nickel	zinc
soil type <i>clay</i>	1.5	100	100	60	1	70	200
soil type <i>loam/silt</i>	1	70	60	40	0.5	50	150
soil type <i>sand</i>	0.4	40	30	20	0.1	15	60
soils with naturally increased and large-area settlement-related increased background contents	safe, as far as the release of pollutants or additional inputs pursuant to § 9 paragraphs 2 and 3 of this Ordinance do not give reason to expect any adverse impacts on the soil functions						

Precaution values for organic substances
(in mg/kg dry weight, fine soil)

soils	polychlorinated biphenyls (PCB _s)	benzo(a)pyrene	polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH ₁₆)
humus content > 8 %	0.1	1	10
humus content ≤ 8 %	0.05	0.3	3

Fiche 16

Autriche/Sol

<p>BRGM</p> <p>Fiche n°16</p>	<p>Fiche de Lecture</p> <hr/> <p>Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments</p>	<p>Pays :</p> <p>AUTRICHE</p>
		<p>Milieu :</p> <p>Sol</p>
		<p>Pages : 4</p>

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Müller D. and Schaman M. (1999) Austria. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Umweltbundesamt (agence fédérale pour l'environnement) : chargée d'appliquer les directives standardisées au niveau national.

Autorités locales

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Umweltbundesamt
 Spittelauer Lände 5
 A 1090 Vienna
 Austria

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Préservation du milieu environnemental.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols
 Restauration des sites contaminés.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Les critères sont en cours d'établissement. Ils prendront en compte la contamination des sols et ses effets directs sur les êtres humains, les animaux et les plantes.

- des **valeurs d'intervention** (« intervention values ») seront établies pour des utilisations sensibles des sols (cours de récréations pour enfants, aires résidentielles)

- des **valeurs de dépistage** (« screening values ») seront établies pour les autres types d'usage (agriculture, industrie)

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*
- *si liens réglementaires préciser les textes*
Loi pour la restauration des sites contaminés en 1989 (*Federal Legal Gazette no. 299/1989*).
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Les critères sont en cours d'établissement.

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...

Pas pertinent

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Pas pertinent

Références

Müller D. and Schaman M. (1999) Austria. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

Il n'y a pas de valeurs d'intervention génériques pour l'évaluation des sites contaminés. L'évaluation est, en effet, basée sur des conditions spécifiques au site concernant la préservation des eaux et des sols. Elle prendra en compte les conditions géologiques, hydrogéologiques, géographiques et hydrologiques.

L'évaluation des risques, réalisée pour des décharges ou des sites industriels, est basée sur l'échantillonnage et l'analyse du sol et des eaux souterraines.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Non spécifié

Terminologie des termes employés

Valeurs d'intervention (« intervention values ») : seront établies pour des utilisations sensibles des sols (cours de récréations pour enfants, aires résidentielles)

Valeurs de dépistage (« screening values ») : seront établies pour les autres types d'usage (agriculture, industrie)

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non spécifié

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non spécifié

Références

Müller D. and Schaman M. (1999) Austria. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

4. Critères de qualité des sols

Absence d'informations : les valeurs ne sont pas encore établies.

Type de polluants concernés

Organiques, minéraux...liste exhaustive des critères existants

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Procédure d'échantillonnage des sols

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Références

5. Retours d'expériences

Valeurs en cours d'établissement

Utilisateurs connus

Applications pratiques

Fiche 17

Belgique/Sol

<p>BRGM</p> <p>Fiche n° 17</p>	<p>Fiche de Lecture</p> <hr/> <p>Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments</p>	<p>Pays : BELGIQUE</p>
		<p>Milieu : Sol</p>
		<p>Pages : 5</p>

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet où documents correspondants sont accessibles)

Van Dyck E. and Cornelis C. (1999) Belgium. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

En Belgique, la responsabilité concernant la politique des sites contaminés est séparée entre les 3 régions : la région flamande, la région wallonne et la région de Bruxelles.

Seule la région flamande a adopté une structure législative complète relative aux sites contaminés, le « *Soil Remediation Decree* » du 22/02/1995.

L'OVAM, Agence Publique des Déchets de Flandres, est l'autorité responsable de la contamination et de la remédiation des sols.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Région flamande :

OVAM (Public Waste Agency of Flanders)
Department of Remediation
Kan. De Deckerstraat 22-26
B-2800 Mechelen
Belgium

Région wallonne :

Office Régional Wallon des Déchets
(Wallon Waste Office)
Avenue Prince de Liège, 15
B-5100 Namur
Belgium

Région de Bruxelles :

BMI-IBGE (Brussels Institute for Environmental Management)
Gulledelle 100
B-1200 Bruxelles
Belgique

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères : protection de la faune, restauration des usages ...

Restauration des sols contaminés.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?
de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols
Evaluation des risques liés à l'utilisation de sol contaminés.

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Soil clean-up value : teneur de pollution des sols au-dessus de laquelle des effets dangereux peuvent apparaître pour les humains et l'environnement, en prenant en compte les caractéristiques et l'utilisation des sols.

Pour chaque contaminant dont la valeur mesurée dépasse le Soil clean-up value, une exposition de la population sur site est calculée. L'exposition de fond est également ajoutée au calcul.

Pour les substances à effets non cancérigènes, la dose journalière totale est divisée par la dose journalière tolérable (DJT), donnant ainsi un indice de risque (IR). Adultes et enfants sont considérés séparément. Si l'IR est supérieur à 1, on conclut qu'il existe un risque sérieux.

Pour les substances à effets cancérigènes, une exposition à vie (dose) est calculée puis divisée par la dose correspondant à un excès de risque de cancer sur toute une vie, égale à 10^{-5} . Si l'IR est supérieur à 1, on conclue également à un risque sérieux.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères (brouillon, recommandations nationales, valeurs réglementaires, ...)*
- *si liens réglementaires préciser les textes*
pour la région flamande : décret du 22 février 1995 sur la remédiation des sites contaminés, entrée en vigueur le 29 octobre 1995.
L'application pratique est régie par les lois flamandes sur la remédiation des sols (VLAREBO) entrées en vigueur en octobre 1996.
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1996

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...
Non pertinent

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non pertinent

Références

Van Dyck E. and Cornelis C. (1999) Belgium. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

Méthodologie de type évaluation des risques basée sur une approche toxicologique.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Pour dériver les valeurs de restauration des sols ou Soil clean-up values :

↳ Utilisation d'un modèle d'évaluation de l'exposition basé sur la formule utilisée dans le HESP (Human Exposure to Soil Pollutants) hollandais, avec des ajouts et des modifications.

Les changements concernent principalement les paramètres spécifiques aux composés chimiques et les scénarios d'usage des sols.

Six scénarios ont été définis pour quatre types d'utilisation de sols :

- usage agricole
- usage résidentiel
- usage de loisirs
- usage industriel

Les hypothèses d'exposition pour les six scénarios sont décrites ci-après :

1- Usage agricole

Exposition d'adultes et enfants de façon quasi-permanente

Voies usuelles : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol, poussières et eau.

Voies spécifiques : consommation de légumes, lait et viande, utilisation de l'eau souterraine comme eau de boisson et de bain.

2- Usage urbain

Exposition d'adultes et enfants de façon quasi-permanente

Scénarios usuels : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol, poussières et eau.

Scénarios spécifiques : consommation de légumes, utilisation de l'eau du robinet.

3- Usage pour les loisirs

a- Exposition d'adultes lors d'activités sportives quelques heures par an

Exposition d'enfants pendant des activités de loisirs un certain nombre d'heures par jour en été

Scénarios usuels : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol et poussières.

b- Exposition d'adultes et d'enfants pendant les week-ends

Scénarios usuels : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol et poussières.

Scénarios spécifiques : utilisation de l'eau du robinet.

4- Usage industriel

a- Exposition d'adultes pendant leur travail, activité extérieure

Scénarios usuels : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol et poussières.

Scénarios spécifiques : utilisation de l'eau du robinet.

b- Exposition d'adultes pendant leur travail, activité intérieure

Scénarios usuels : ingestion et inhalation de sols et de poussières, inhalation de composés volatils, contact cutané avec sol et poussières.

Scénarios spécifiques : utilisation de l'eau du robinet.

Pour chaque polluant et chaque scénario : calcul de l'exposition afin d'établir une exposition totale, égale à :

- la Dose Journalière Tolérable (DJT) pour les effets systémiques,
- la dose correspondant à un risque de cancer supplémentaire de 10^{-5} pour une exposition sur toute la vie pour les substances à effets cancérigènes (ceci signifie qu'une personne exposée durant la vie entière a une probabilité de 1 sur 100000 de contracter un cancer lié à la pollution du site).

Les valeurs de DJT et de risque de cancer unitaire proviennent de bases de données internationales, comme celles de l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) et de l'US-EPA.

exposition totale = exposition provenant du site pollué + exposition de fond provenant de sources indéfinies.

Terminologie des termes employés

Valeur de restauration des sols ou Soil clean-up value : teneur de pollution des sols au-dessus de laquelle des effets dangereux peuvent apparaître pour les humains et l'environnement, en prenant en compte caractéristiques et utilisation des sols.

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Des facteurs d'incertitudes sont utilisés par les organismes dérivant les TDI, c'est facteurs correspondent :

- une variabilité inter-espèce,
- une variabilité intra-espèce,
- le coefficient d'absorption,
- la durée d'exposition,
- la durée de l'étude clé,
- la sévérité de l'effet.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non spécifié

Références

Van Dyck E. and Cornelis C. (1999) Belgium. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

4. Critères de qualité des sols

Type de polluants concernés

Organiques, minéraux... liste exhaustive des critères existants

Non spécifié

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

*Procédure d'échantillonnage des sols
épaisseur de sédiment prélevé
nombre de prélèvement /volume, superficie
protocole de conservation*

Non spécifié

*Analyses des critères
procédure analytique (teneur totale, extractible...)*

Absence d'informations.

*Expression des données
unité : mg/kg de matière sèche
correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)*

Absence d'informations.

Références

Van Dyck E. and Cornelis C. (1999) Belgium. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Région flamande

Applications pratiques

Evaluation des risques des sols contaminés.

Fiche 18

Danemark/Sol

BRGM Fiche n°18	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : DANEMARK
		Milieu : Sol
		Pages : 5

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Edelgaard I and Dahlstrøm K. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Danish Environmental Protection Agency, initiateur de l'établissement de valeurs-guides. Il formalise et publie ces valeurs.

Institute of Food Safety and Toxicology

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Danish Environmental Protection Agency
Strandgade 29
DK-1401 Copenhagen K
Denmark

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Préservation des espaces résidentiels et de loisirs, des jardins et des aires de jeux.
Protection des écosystèmes (valeurs écotoxicologiques)

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Soil Quality Criteria

Les critères de qualité du sol ou Soil Quality Criteria (SQC) du Danemark définissent les teneurs en dessous desquelles un sol peut être utilisé pour un usage très sensible tel qu'un usage résidentiel avec aire de jeu pour enfants.

Cut-off value

Si le contaminant est présent à une teneur inférieure à la Cut-off value, la dépollution du sol n'est pas nécessaire car l'exposition peut être réduite à un niveau acceptable en diminuant le contact avec le sol, par exemple, en interdisant de manger des légumes cultivés ou bien par le remplacement du sol « nu » par de la pelouse.

Si le contaminant est présent à une teneur supérieure à la Cut-off value sur des sites à usage résidentiel, des actions de dépollution ou bien l'établissement d'une barrière doivent être mis en place. Ces valeurs existent uniquement pour les substances stables et ont été dérivées pour 10 substances.

Ecotoxicological Quality Criteria

Ces valeurs ont été dérivées pour environ 20 composés.

Elles sont utilisées si les questions d'écotoxicité ont de l'importance.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères*
Valeurs réglementaires
- *si liens réglementaires préciser les textes*
Septembre 1998 : nouvelle directive sur la dépollution des sites contaminés, il s'agit d'une version amplifiée de la directive de 1992. Elle introduit un nouveau type de valeurs-guides pour le sol : cut-off values.
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

1998

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ? Non

Références

Edelgaard I and Dahlstrøm K. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Danish Environmental Protection Agency (1998) – *Guidance for remediation of contaminated soil* (Draft report) (*Vejledning om oprydning pa forurenede lokaliteter*). Copenhagen, Denmark (in Danish).

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Deux aspects sont à prendre en considération dans l'évaluation des risques

- 1- Déterminer les teneurs en contaminants dans le sol et les comparer aux critères de qualité des sols (SQC) ;
- 2- Prendre en compte les possibilités d'exposition : ainsi, les critères doivent être établis à une profondeur pertinente (profondeur d'utilisation).

Les critères de qualité des sols (SQC) ont été élaborés sur la base de données de la toxicologie humaine, pour la couche superficielle du sol de 0 à 1 m pour un usage du sol très sensible tel qu'un usage résidentiel avec aire de jeu pour enfant. Pour établir ces critères, le scénario d'ingestion de 0,2 g de sol/jour par un enfant âgé de deux ans a été pris en compte.

La détermination des SQC :

- Pour les substances à effet toxique chronique (comme le plomb et le cadmium) : le SQC sera égal à la concentration moyenne de contaminants dans les échantillons
- Pour les substances à effet toxique aigu (comme le nickel et l'arsenic) : le SQC sera égal à la concentration moyenne de contaminants dans les échantillons à condition que moins de 10% des échantillons dépassent cette valeur-guide de plus de 50%. Si cette condition n'est pas rencontrée, on considère que la zone représentée par les échantillons pose un risque significatif.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Les critères de qualité des sols (SQC) ont été élaborés pour un usage du sol très sensible tel qu'un usage résidentiel avec aire de jeu pour enfant. Pour établir ces critères, le scénario d'ingestion de 0,2 g de sol/jour par un enfant âgé de deux ans a été pris en compte.

Terminologie employée

Soil Quality Criteria

Cut-off value

Ecotoxicological Quality Criteria

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés :

- pour des conditions standards
- d'une exposition aiguë à une exposition chronique
- espèces sensibles
- d'un polluant indicateur unique à un groupe d'homologues (HAP, PCB, etc.), en absence de données

Facteurs d'incertitudes :

- pour rendre compte du petit nombre de données à des teneurs aiguës et chroniques

Facteurs à prendre en compte :

- limites de détection
- échantillonnage et variabilité entre les échantillons

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)
Non documenté.

Références

Edelgaard I and Dahlstrøm K. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

4. Critères de qualité des sols

Type de polluants concernés

Métaux

Substances organiques

Soil Quality Criteria, basés sur la toxicité humaine, élaborés pour 50 substances

Ecotoxicological quality criteria établis pour environ 20 substances

Cut-off values établies pour 10 substances

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Procédure d'échantillonnage des sols

épaisseur de sédiment prélevé

La profondeur des prélèvements doit être cohérente avec l'utilisation du sol.

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non spécifié

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

cf. *Guidance for Sampling Strategy and Analysis of Contaminated soil*", draft établi par la Danish EPA.

Expression des données

unité : mg/kg

Références

Les critères de qualité toxicologiques se trouvent dans :

Nielsen, E., Larsen, P.B., Hansen, E., Ladefoged, O., Mortensen, I., Strube, M., Poulsen, M. (1995)

Toxicologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand. Project om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen.

Miljø- og Energiministeriet Miljøstyrelsen. Nr. 12 1995.

Danish Environmental Protection Agency (1997) – *Guidance for sampling strategy and analysis of contaminated soil* (Draft report) (*Vejledning i prøvetagning og analyse af forurenet jord*). Copenhagen, Denmark (in Danish).

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Autorité régionales danoises (14 provinces + municipalités de Copenhague et Frederiksberg)
275 municipalités danoises
Danish EPA

Applications pratiques

Evaluation de la contamination des sols.
Prise de décision concernant une éventuelle dépollution des sols.

Fiche 19

Suède/Sol

BRGM Fiche n°19	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : SUEDE
		Milieu : Sol
		Pages : 9

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Swedish EPA.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Norman F. (1999) Sweden. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Ministère de l'Environnement Suédois

Swedish Environmental Protection Agency, responsable du développement de méthodes et de recommandations.

Conseils administratifs des « comtés » et municipalités, responsables des tâches liées aux sites contaminés.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Swedish Environmental Protection Agency

Contact : Roger SEDIN

Tél. : +46 8 698 13 75

E-mail : roger.sedin@environ.se

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Planification et prise de décision concernant les sites contaminés.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Non spécifié

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Valeurs-guides génériques suédoises ou Swedish guideline values

Valeurs de référence ou Reference values

Valeurs-guides spécifiques aux stations services

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères :*
Recommandations
- *si liens réglementaires préciser les textes*
1^{er} janvier 1999 : nouvelle loi environnementale : the Environmental Code.
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Novembre 2000

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Oui.

Le tableau ci-dessous présente une évaluation de la quantité de polluants et du volume de matériau (sol) contaminé.

Prenons deux exemples :

Exemple 1 : si le volume de matériau contaminé est compris entre 1 000 et 10 000 m³, alors on conclura à un volume de matériau contaminé modéré.

Exemple 2 : si le matériau contient des dizaines de kg de polluants dangereux, alors on conclura que la quantité de polluants dangereux est élevée.

Notons que l'évaluation du volume de matériau ne tient pas compte des teneurs et du type de polluants.

Notons également que cette classification ne s'applique pas à des polluants très toxiques, comme les dioxines.

	Quantité ou volume			
	Faible	Modéré	Elevé	Très élevé
Quantité de polluants très dangereux			Plusieurs kg	Des dizaines de kg
Quantité de polluants dangereux		Plusieurs kg	Des dizaines de kg	Des centaines de kg
Quantité de polluants moyennement dangereux	Plusieurs kg	Des dizaines de kg	Des centaines de kg	Des tonnes
Volume de matériau contaminé	< 1 000 m ³	1 000 – 10 000 m ³	10 000 - 100 000 m ³	> 100 000 m ³

Tableau 2 : Evaluation de la quantité de polluants et du volume de matériau contaminé (Swedish EPA – Environmental Quality Criteria – Contaminated Sites)

Références

Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Swedish EPA.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Norman F. (1999) Sweden. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Valeurs recommandées pour les sols :

- Pour des types d'usage sensible des sols : utilisation des valeurs-guides suédoises.
- Sinon : utilisation des valeurs correspondantes des autres pays.

Pour chaque substance, des valeurs-guides génériques sont établies pour les trois usages de sol suivants :

- sol à usage sensible (exemples : secteurs résidentiels, jardins d'enfants, agriculture, extraction d'eaux souterraines, etc.)
- sol à usage moins sensible et avec extraction d'eau souterraine (exemples : bureaux, industries, routes, parkings, etc.)
- sol à usage moins sensible et sans extraction d'eaux souterraines.

Les valeurs-guides génériques sont issues d'un modèle d'exposition suédois basé sur des modèles et données comparables développées par des autorités étrangères et organisations internationales.

Les données sont choisies, et dans certains cas adaptées, de telle sorte que les valeurs résultantes soient appropriées aux conditions suédoises concernant la géologie, l'exposition, la sensibilité et la politique.

Valeurs-guides spécifiques pour les stations services

Utilisation du modèle développé pour les valeurs-guides suédoises.

Cinq usages de sols différents :

les trois décrits précédemment pour les valeurs-guides génériques + 2 autres usages :

- sol utilisé pour parkings, aires de loisirs, espaces verts
- sol peu utilisé

Principe :

Comparaison des valeurs mesurées aux valeurs-guides.

Il existe 4 niveaux pour caractériser la pollution et donc l'importance du risque pour la santé humaine et/ou l'environnement :

- si la teneur est < valeur-guide : risque peu important
- si la teneur est de 1 à 3 fois > valeur-guide : risque moyennement important
- si la teneur est de 3 à 10 fois > valeur-guide : risque important
- si la teneur est > 10 fois la valeur-guide : risque très important

Déviaton :

Pour déterminer, si oui ou non la zone étudiée a été affectée par une source ponctuelle de pollution : il faut calculer la déviaton entre la valeur mesurée et la valeur de référence.

Déviaton = valeur mesurée / valeur de référence

Ainsi, il existe 4 niveaux pour caractériser les impacts de la source ponctuelle de pollution.

- si la déviaton est < 1 : peu ou pas d'effets de la source ponctuelle de pollution,
- si la déviaton est comprise entre 1 et 5 : effets probables de la source ponctuelle de pollution,
- si la déviaton est comprise entre 5 et 25 : effets importants de la source ponctuelle de pollution,
- si la déviaton > 25 : effets très importants de la source ponctuelle de pollution.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Pour les sols, pour chaque substance, des valeurs-guides génériques sont établies pour les trois usages de sol suivants :

- sol à usage sensible (exemples : secteurs résidentiels, jardins d'enfants, agriculture, extraction d'eaux souterraines, etc.)
- sol à usage moins sensible et avec extraction d'eau souterraine (exemples : bureaux, industries, routes, parkings, etc.)
- sol à usage moins sensible et sans extraction d'eaux souterraines.

Pour les stations services, les valeurs guides génériques sont aussi établies pour les deux usages suivants :

- sol utilisé pour parkings, aires de loisirs, espaces verts
- sol peu utilisé.

Terminologie employée

Valeurs-guides suédoises ou Swedish guideline values

Valeurs de référence ou Reference values

Valeurs-guides spécifiques aux stations services

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non documenté.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

Les valeurs de références correspondent aux niveaux de pollution qui existeraient si la zone étudiée n'avait pas été contaminée par des sources ponctuelles locales. En d'autres termes, ces valeurs reflètent les niveaux naturels des substances auxquels s'ajoutent des teneurs résultant de la dispersion de polluants à grande échelle.

Les valeurs de référence les plus fiables sont dérivées à partir d'échantillons collectés dans les parties du secteur étudié qui sont considérées comme non affectées par la pollution locale.

Pour déterminer les valeurs de référence : collecter au minimum 5 échantillons

- Si 5 à 20 échantillons sont collectés : la valeur la plus haute (ou celle juste après) est sélectionnée comme valeur de référence.
- Si plus de 20 échantillons sont collectés : le 90^{ème} ou le 95^{ème} percentile des valeurs mesurées peut être utilisé comme valeur de référence.

En l'absence de données concernant les secteurs proches : utilisation de valeurs de référence issues d'études régionales ou nationales.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Non spécifié

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non documenté.

Références

Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Swedish EPA.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Norman F. (1999) Sweden. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Valeurs-guides génériques :

Métaux

Cyanures

Substances organiques

Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques

Valeurs-guides spécifiques aux stations services

6 groupes de composés aliphatiques

BTEX

2 groupes de composés aromatiques

HAP

Plomb, MTBE, 1,2-dibromométhane, 1,2-dichloroéthane

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non documenté.

Procédure d'échantillonnage des sédiments

Pour déterminer les valeurs de référence : collecter au minimum 5 échantillons

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non documenté.

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Références

Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites. Swedish EPA.

URL : <http://www.environ.se/index.php3> (chercher dans legislation/guidelines et environmental quality criteria)

Norman F. (1999) Sweden. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Swedish EPA

Applications pratiques

Evaluation de la contamination des sites contaminés

Dépollution des sols contaminés par une activité de stations services.

Valeurs-guides suédoises pour l'évaluation des teneurs en contaminants dans les sols pollués
(en mg/kg de matière sèche)

Metals mg/kg	
Arsenic	15
Lead	80
Cadmium	0.4
Cobalt	30
Copper	100
Chromium (valid only if Cr VI is not present)	120
Chromium VI	5
Mercury	1
Nickel	35
Vanadium	120
Zinc	350
Other inorganic substances	
Total cyanide (only valid if accessible cyanide is not present)	30
Accessible cyanide	1
Organic substances	
Phenol + cresol	4
Sum of chlorophenols, excl. pentachlorophenol	2
Pentachlorophenol	0.1
Sum of mono- and dichlorobenzenes	15
Sum of tri-, tetra- and pentachlorobenzenes	1
Hexachlorobenzene	0.05
Total PCB	0.02
Dioxins, furans, co-planar PCBs (as TCDD equivalents)	10 ng/kg d.w.
Dibromochloromethane	2
Bromodichloromethane	0.5
Carbon tetrachloride	0.1
Trichloromethane	2
Trichloroethylene	5
Tetrachloroethylene	3
1,1,1-trichloroethane	40
Dichloromethane	0.1
2,4-dinitrotoluene	0.5
Benzene	0.06
Toluene	10
Ethylbenzene	12
Xylene	15
Carcinogenic PAHs (sum of 7)	0.3
Other PAHs (sum of 9)	20

Valeurs-guides suédoises pour l'évaluation des teneurs en contaminants
dans les sols pollués (en mg/kg de matière sèche) (suite)

Aliphatic hydrocarbons	
C6-C16	100
C17-C35	100
Aromatic hydrocarbons	
Sum of toluene, ethylbenzene and xylene	10
C9-C10	40
C11-C35	20
Other	
MTBE	6
1,2-dichloroethane	0.05

Exemples de valeurs de référence pour l'évaluation des teneurs en contaminants dans les sols pollués

Metal	Geological Survey (moraine)*	Env. Prot. Agency*	
		Moraine	Sedimentary soils
Arsenic	10	10	7
Lead	20	25	25
Cadmium		0.3	0.15
Cobalt	10	10	15
Copper	25	25	30
Chromium		30	45
Mercury		0.1	0.2
Nickel	20	25	30
Vanadium		40	60
Zinc	60	70	100
Organic substances*			
Total extractable aliphatic substances		80	
Total extractable aromatic substances		30	
Non-polar aliphatic hydrocarbons		13	
Toluene		0.5	
1, 1, 1-trichloroethane		0.3	
Trichloromethane		0.9	
Total chloroaliphatic hydrocarbons		1	
Phenanthrene		0.5	
Benzo(a)anthracene		0.4	
Benzo(a)pyrene		0.4	
Benzo(g,i,h)perylene		0.4	
Indeno(c,d)pyrene		0.4	
Pyrene		0.6	
Chrysene		0.5	
Fluoranthene		1	
Benzo(k)fluoranthene		0.4	
Benzo(b)fluoranthene		0.7	
PAHs (sum of 16)		5	
Carcinogenic PAHs (sum of 7)		2.5	
Other PAHs (sum of 9)		2.7	
Other			
EGOM (mg org. C/kg dry weight)		1	
PAH-screening (mg PAH equiv./kg dry weight)		10	
EOX (mg Cl/kg dry weight)		0.2	
HEGOM (mg Cl/kg dry weight)		0.2	
Cell test EROD (ng TEQ/g dry weight)		5	

* The given reference values are the 90th percentiles of levels measured in connection with the Swedish Geological Survey's geochemical soil survey, and with the Environmental Protection Agency's soil sampling of urban environments.

Fiche 20

Norvège/Sol

BRGM Fiche n°20	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : NORVEGE
		Milieu : Sol
		Pages : 4

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Vik E.A. and Solberg H. (1999) Norway. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Norwegian Pollution Control Authority (NPCA), responsable de la réglementation sur les sites contaminés.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Norwegian Pollution Control Authority
P.O. Box 8100 Dep.
0032 Oslo
Norway

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Protection de la santé humaine et de l'environnement

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols
Non spécifié

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Valeurs limites ou Target Values

Critères génériques de qualité des sols ou Generic Soil Quality Criteria (SQC)

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères :*

Recommandations

- *si liens réglementaires préciser les textes*

Loi sur le contrôle des pollution de 1981 : réglementation des pollutions et prise de décisions spécifiques concernant les pollutions air, eau, sol, bruit et déchets.

- *évolution sur les dernières années ?*

Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

La Norvège a développé des Target Values pour l'évaluation des risques de sites contaminés, elles sont entrées en vigueur en 1995

De nouvelles valeurs-guides, les SQC génériques, ont été publiées en 1999.

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : Non

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non applicable

Références

Vik E.A. and Solberg H. (1999) Norway. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

- Les Target Values se rapportent à une utilisation du sol la plus vulnérable. Elles sont basées sur des valeurs danoises et hollandaises existantes.

Pour des utilisations autres du sol, ou bien pour des cas où les Target Values sont dépassées, un système d'évaluation des risques spécifique au site est appliqué.

Dans ce cas, des paramètres mesurés peuvent remplacer certains paramètres pris par défaut, utilisés dans le modèle.

- Les SQC génériques ont été développées sur la base des Target Values hollandaises et des valeurs suédoises pour un usage sensible du sol.

Ces SQC génériques sont dérivées à partir d'un modèle d'évaluation des risques basé sur des algorithmes pour :

- le calcul du devenir et du transport du contaminant,
- le risque pour la santé avec un éventail de scénarios d'exposition combiné aux données toxicologiques pour chacun des contaminants,
- le risque écologique basé sur des données écotoxicologiques terrestres et aquatiques pour les contaminants.

Les SQC génériques sont dérivées en comparant une dose journalière tolérable (pour les êtres humains) et des concentrations tolérables (pour l'écosystème terrestre) à une exposition liée au site en appliquant des scénarios d'exposition définis.

L'évaluation du risque suit une approche en 3 niveaux :

- 1^{er} niveau : utilisation des SQC génériques pour un usage sensible du sol
- 2^{ème} niveau : les valeurs mesurées dépassent les SQC génériques, donc utilisation de « critères d'acceptation » spécifiques au site.
- 3^{ème} niveau : investigations supplémentaires et utilisation de modèles de réaction et de transport plus élaborés.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Le scénario pris en compte est celui d'un usage sensible.

Terminologie employée

Valeurs limites ou Target Value

Critères de qualité des sols génériques ou Generic Soil Quality Criteria (SQC)

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Non documenté.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non documenté.

Références

Vik E.A. and Solberg H. (1999) Norway. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

4. Critères de qualité des sols

Type de polluants concernés

Les Target Values ont été développées pour :

- les métaux : arsenic, plomb, cadmium, cuivre, chrome (total), nickel, zinc, mercure
- les cyanures (totaux et libres)
- les composés organiques : pesticides, BTEX, aromatiques totaux, HAP, huile minérale et PCB

Les SQC pour un usage sensible du sol ont été développées pour :

- les métaux : arsenic, plomb, cadmium, mercure, cuivre, zinc, chrome (total), nickel
- les cyanures (libres)
- les composés organiques : PCB, BTEX, hydrocarbures aromatiques, hydrocarbures aliphatiques, additifs de carburant et produits pétroliers

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non documenté.

*Procédure d'échantillonnage des sols
épaisseur de sédiment prélevé
nombre de prélèvement /volume, superficie
protocole de conservation*

Non documenté.

*Analyses des critères
procédure analytique (teneur totale, extractible...)*

Non documenté.

Expression des données

unité : mg/kg

Références

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

Vik E.A. and Solberg H. (1999) Norway. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Les valeurs-guides se retrouvent dans le document suivant :

E.A. Vik, G. Breedveld, T. Farestveit. (1999). Guidelines on risk assesment of contaminated sites. Report 99:06. Norwegian Pollution Control Authority, SFT.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Norwegian Pollution Control Authority

Applications pratiques

Identification de sites pollués, évaluation des risques de sites contaminés et gestion des sols pollués.

Les sites suivants feront l'objets de contrôles :

- sites pollués ou suspectés d'être pollués où des travaux de construction sont planifiés ou lorsque le propriétaire du terrain modifie l'utilisation du terrain ;
- sites enregistrés comme étant pollués et pouvant poser des effets nocifs sur l'environnement et la santé publique, ou sites dont la pollution est due à un accident de pollution aiguë.

Fiche 21

Royaume-Uni/Sol

BRGM Fiche n°21	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : ROYAUME-UNI
		Milieu : Sol
		Pages : 4

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères (Site internet ou documents correspondants sont accessibles)

Herbert S. (1999) United Kingdom. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Environment Agency (et the Scottish Environment Protection Agency in Scotland)
Université de Nottingham commissionnée par le gouvernement central

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Environment Agency
Land Quality
Steel House
11 Tothill Street
London SW1H 9NF

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Protection des humains

Protection des écosystèmes (valeurs-guides qualitatives de la qualité environnementale, ce ne sont pas des valeurs numériques)

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Thresholds Trigger Values : ces valeurs sont utilisées comme niveau de dépistage pour les contaminants des sols les plus communs.

Site specific values : utilisées si les Thresholds Trigger Values sont indisponibles, inappropriées ou bien si les conditions du site sont particulièrement complexes. Elles sont basées sur des évaluations d'exposition et de toxicité.

Guideline Values : elles remplacent petit à petit les Trigger Values. Ces valeurs sont basées sur les mêmes critères que les Site specific values. La différence, c'est qu'elles sont appliquées à des scénarios de sol typique caractérisés par des hypothèses d'exposition spécifiques.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères :*
Les valeurs-guides sont en cours d'établissement.
Les valeurs qualitatives existantes sont des recommandations, elles ne sont pas encore formalisées légalement.
- *si liens réglementaires préciser les textes*
1990 : loi sur la protection de l'environnement
1995 : loi sur l'environnement
- *évolution sur les dernières années ?*

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

*Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ...
Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?*

Références

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Peu d'informations concernant l'établissement des valeurs-guides du point de vue scientifique.

Des valeurs-guides différentes selon l'utilisation du sol (résidentielle, de loisirs, commerciale/industrielle).

Dérivées en fonction du type de sol, du pH du taux de matière organique, etc.

Quand des valeurs-guides ne sont pas disponibles ou bien si leur utilisation n'est pas appropriée : utilisation d'autres méthodes d'évaluation des risques tant qu'elles sont appropriées, d'autorité et basées scientifiquement.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Terminologie des termes employés

Thresholds Trigger Values

Site specific values

Guideline Values

Méthodologie développée

Facteurs d'incertitudes utilisés :

Dans le cas où les conditions sont différentes entre le site et les valeurs-guides.

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non documenté.

Références

International Environmental Quality Standard Setting. National Institute of Public Health and the Environment. Final Report, November 2001.

Herbert S. (1999) United Kingdom. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

4. Critères de qualité des sols

Seules des valeurs-guides qualitatives de la qualité environnementale sont disponibles ; des valeurs numériques sont en cours d'élaboration.

Type de polluants concernés

Organiques , minéraux...liste exhaustive des critères existants

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non documenté.

Procédure d'échantillonnage des sols

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non documenté.

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non documenté.

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Les valeurs-guides numériques ne sont pas encore établies..

Références

Herbert S. (1999) United Kingdom. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Environment Agency
Autorités locales

Applications pratiques

Evaluation des risques des sols contaminés.

Fiche 22

Canada/Sol

BRGM Fiche n°22	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : CANADA
		Milieu : Sol
		Pages : 7

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

CCME (Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement). (1996). *Protocole d'élaboration de recommandation pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*. Winnipeg, Canada.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

National Institute of Public Health and the Environment
Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Pour les questions de nature scientifiques, contacter :

Environnement Canada
Division des recommandations et des normes
351, boulevard Saint-Joseph
Hull (Québec) K1A 0H3
Téléphone : (819) 953-1550
Télécopieur : (819) 953-0461
Courrier électronique : ceqg-rcqe@ec.gc.ca
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document :

Document du CCME
A/s de Publications officielles du Manitoba
200, rue Vaughan
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5
Téléphone : (204) 945-4664
Télécopieur : (204) 945-7172
Courrier électronique : spccme@chc.gov.mb.ca

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Des recommandations pour la qualité de l'eau, des sédiments, du sol et des tissus pour la protection des organismes aquatiques et terrestres sont élaborées par le National Guidelines and Standards Office of Environment Canada sous les auspices du Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME). Ces recommandations nationales sont basées sur des connaissances scientifiques et peuvent être adaptées par les juridictions provinciales et territoriales pour prendre en compte le contexte socio-économique. En cas de dépassement des recommandations nationales les mesures prises dépendront de la juridiction locale. Il n'existe aucune réglementation nationale concernant le dépassement des recommandations nationales. Des plans d'actions locaux sont alors fortement conseillés.

Les recommandations pour la qualité des sols a été élaborée pour la protection des récepteurs écologiques et pour la protection de la santé humaine en fonction des utilisations prévues pour des terrains. Les recommandations doivent être utilisées pour décontaminer jusqu'à des niveaux de tolérables les lieux contaminés et non pour polluer jusqu'aux niveaux tolérables les lieux les moins contaminés. Ces recommandations ne doivent pas être utilisées pour des terrains non pollués.

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Les valeurs guides de qualité des sédiments sont établies pour la protection de l'environnement et pour la protection de la santé humaine pour des utilisations de sol différentes (utilisation agricole, utilisation résidentielle, utilisation commerciale et utilisation industrielle).

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement RQS_E

Recommandations relative au contact avec le sol RQS_{CS}

Recommandations relative à l'ingestion de sol et de nourriture RQS_I

Recommandations pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine RQS_{SH}

Recommandations définitive pour la qualité des sols RQS_D

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères*
Recommandations et valeurs formalisées par un memorandum national, par décret
- *Liens réglementaires*
Utilisations des recommandations par les organismes nationaux et locaux.
Implication de Environment Canada, Health Canada (Développement de recommandations pour la protection de la santé humaine), Ministères Provinciaux

et Territoriaux de l'Environnement et le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement.

Etablissement de valeurs intermédiaires ou temporaires.

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

CCME.1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine- Résumé du protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 7. CCME, 1999, Winnipeg.

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : O/N, valeurs ... Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Références

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Approche statistique, écotoxicologique, toxicologique, ...

La méthode consiste à élaborer des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RSQ_E) et des recommandations en fonction de la santé humaine (RSQ_{SH}). Ces valeurs permettent de déduire des recommandations pour la qualité des sols définitives (RSQ_D).

Recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement :

La procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement est la suivante :

- Recherche bibliographique des données toxicologiques et devenir de l'environnement et évaluation de ces données
- Processus d'élaboration des recommandations
- Application de la procédure pour le scénario de contact avec le sol aboutissant à une RQS_{CS} et de la procédure pour le scénario d'ingestion du sol et de nourriture aboutissant à une RQS_I
- Elaboration d'une RQS_E en utilisant la valeur la plus faible obtenue à l'aide des deux procédures.

Différentes méthodes existent pour l'élaboration des RQS_{CS}. Les méthodes sont cités dans l'ordre de préférence exprimé par le CCME, chaque méthode subséquente pouvant être utilisée en l'absence de données suffisantes pour l'application de la méthode précédente :

- **la méthode de l'abondance des faits**: pour les terrains agricoles et résidentiels, le 25^{ème} centile de la distribution des données avec et sans effet est retenu comme étant l'intervalle des concentrations sans effet potentiel (ICSEP), qui représente une approximation ponctuelle dans la distribution en deça de laquelle la proportion de données avec effets définitifs (CE_x, CL_x) ne dépasse pas le niveau tolérable de 25%. Pour les terrains commerciaux et industriels, le 25^e centile de la distribution des données produisant un effet est retenu comme la plus faible concentration (PFCE).

- **La méthode de la concentration minimale produisant un effet** : Pour les terrains agricoles et résidentiels on prend la plus faible concentration minimale produisant un effet observé (CMEO) disponible, divisée si nécessaire par un facteur d'incertitude. Pour les terrains commerciaux ou industriels, la PFCE est élaborée à partir de la moyenne géométrique des données disponibles de concentration minimale produisant un effet observé.
- **La méthode des effets médians** : pour les terrains agricoles, la concentration seuil produisant un effet (CSE) est calculé par extrapolation à partir de la plus basse de CED50 ou de CL50 disponible et d'un facteur d'incertitude allant de 5 à 10. Cette méthode n'est pas recommandée pour les autres types de terrain.

Pour les terrains agricole, la plus faible valeur parmi la RQS_{CS} et la RQS_I , est retenue comme RQS_E .

Recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine

On distingue les contaminants à seuil pour lesquels on détermine une concentration sans effet observé (CSEO) à partir d'étude sur les animaux ou études épidémiologiques et on applique un facteur d'incertitude pour établir une dose journalière acceptable (DJA). Pour les contaminants sans seuil, on établit une dose spécifique à risque (DSR) lié à un risque cancérigène. La dose journalière estimée (DJE) estime ensuite l'exposition par toutes les voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact dermique). Les RQS_{SH} sont fondées sur un scénario d'exposition chronique. Les recommandations sont élaborées à partir des formules suivantes :

Pour les substances à seuil :

$$RPQS_{SH} = (DJA - DJE) \times FS \times MC / [(FA_I \times TI) + (FA_D \times TD) + (FA_S \times TS)] \times TE + CFS$$

$RPQS_{SH}$: recommandation préliminaire pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine (mg.kg-1)

DJA : Dose journalière acceptable (mg.kg-1 mc par jour)

DJE : Dose journalière estimée (évaluation d'exposition multimediaa (mg.kg-1 par jour)

FS : facteur d'allocation du sol (sans unité)

MC : Masse corporelle (en kg)

CFS : Concentration du fond du sol (mg.kg-1)

FA_I : Facteur d'absorption pour l'intestin (sans unité)

FA_S : Facteur d'absorption pour la peau (sans unité)

FA_D : Terme d'exposition (sans unité)

TI : Taux d'ingestion de sol (kg.j-1)

TD : Taux d'inhalation de sol (kg.j-1)

TS : Taux de contact dermique avec le sol (kg.j-1)

TE : Terme d'exposition (sans unité)

Pour les substances sans seuil :

$$RPQS_{SH} = DCRS \times MC / [(FA_I \times TI) + (FA_D \times TD) + (FA_S \times TS)] \times TE + CFS$$

DCRS : Dose critique à risque spécifique (mg.kg-1 par jour)

Recommandation définitive pour la qualité du sol RQS_D

La RQS_D est la valeur la plus faible parmi la RQS_{SH} et la RQS_E .

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Pour l'élaboration de recommandations de qualité des sols en fonction de l'environnement :

On distingue quatre types d'utilisation de terrains :

- agricoles
- résidentiels/parc
- commerciaux
- industriels

Pour les terrains agricoles les recommandations de qualité des sols doivent protéger les principaux récepteurs qui maintiennent la croissance des cultures et la production d'animaux d'élevage. Cette protection couvre également la faune résidente et migratrice et la flore indigène (microbes et leurs effets sur le cycle des nutriments, invertébrés du sol, produits agricoles et plantes). Il s'agit de la **voie d'exposition par contact avec le sol**.

L'accumulation dans les plantes et l'ingestion par les animaux constitue la **voie d'exposition par ingestion**.

Pour les terrains à vocation résidentielle, les recommandations doivent protéger les espèces qui dépendent du sol et la faune sauvage en contact avec le sol contre les effets nocifs. La **voie d'exposition est le contact avec le sol**.

Pour les terrains à vocation commerciale et industrielle, les recommandations sont fondée sur le contact direct avec le sols à partir des données traitant des effets sur les biotes dépendant du sol et sur la faune sauvage. La **voie d'exposition est le contact avec le sol**.

Pour l'élaboration de recommandations de qualité des sols en fonction de l'environnement :

La procédure d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement est la suivante :

- Recherche bibliographique des données toxicologiques et devenir de l'environnement et évaluation de ces données
- Processus d'élaboration des recommandations

Les voies d'expositions suivantes sont considérées :

- ingestion de sol
- contact dermique avec le sol
- inhalation de particules de sol

Les hypothèses retenues dépendent de la vocation du terrain.

Ces hypothèses incluent le choix d'un récepteur humain sensible et la durée, la fréquence et l'intensité de l'exposition.

Terminologie employée

Recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement RQS_E

Recommandations relatives au contact avec le sol RQS_{CS}

Recommandations relatives à l'ingestion RQS_I

Recommandation pour la qualité des sols en fonction de la santé humaine RQS_{SH}

Recommandations définitives pour la qualité des sols RQS_D

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés

- Exposition aiguë ou chronique
- Conditions standard
- Extrapolation à un groupe de substances homologues à partir de données concernant une seule substance
- Utilisation de données issues d'écosystèmes complexes, d'études de terrain et de données épidémiologiques

Facteurs d'incertitude

- Pour pallier les manques de données aux niveaux aigus et chroniques
- Différences intraspécifiques et interspécifiques
- Correction par rapport aux teneurs de fond
- Aspects de fréquence et probabilités
- Adaptation à la sensibilité du milieu
- Biodisponibilité

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond statistique, comparaison niveau de sédiment ancien/récent...

Non spécifié

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Lorsque le bruit de fond est supérieur à la RSQ_D, la concentration de fond remplace la RSQ_D générée à partir de la procédure du protocole relatif au sol.

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Références

CCME 1999. *Canadian Environmental Quality Guidelines*. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.

Internet : www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/soil.htm

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Substances organiques et inorganiques

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

Non spécifié

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Non spécifié

Expression des données

Tableaux indiquant les RQS (valeur se rapportant à environnement ou à la santé humaine) les plus pertinentes, avec l'année de révision, selon l'utilisation du sol (l'utilisation agricole du sol, l'utilisation du sol pour les espaces résidentiels, l'utilisation du sol à but commercial et l'utilisation du sol à but industriel).

unité : mg/kg

Références

CCME 1999. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba.

Internet : www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/soil.htm

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Bureau des recommandations et des normes
Conseil Canadien des ministres de l'Environnement
Organismes provinciaux et nationaux

Applications pratiques

Etablissement d'objectifs de qualité

Fiche 23

Finlande/Sol

BRGM Fiche n°23	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : FINLANDE
		Milieu : Sol
		Pages : 4

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Assmuth T. and Seppänen A. (1999) Finland. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

Ministry of the Environment : préparation des valeurs-guides de qualité des sols finnoises actualisées

13 Regional Environmental Centres

Municipal Boards for Environmental Protection

Finnish Environmental Institute (FEI) : a proposé les valeurs-guides actualisées.

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Ministry of the Environment
P.O. Box 380
FIN-00131 Helsinki

Finnish Environment Institute
P.O. Box 140
FIN-00251 Helsinki

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Protection de l'environnement

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Valeur limite ou Target Value : estimation de la concentration de sécurité avec un niveau de confiance de 95% pour 5% des organismes du sol.

Valeur d'intervention ou Intervention Value : la valeur retenue est la plus faible des deux valeurs suivantes :

- la concentration nocive pour 50% des espèces
- la concentration pour des humains dans un scénario comportant un usage sensible du sol.

Teneur de fond ou Background Value

Relation avec le contexte réglementaire :

- Statut des critères
Recommandations
- si liens réglementaires préciser les textes
- évolution sur les dernières années ?
Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Des valeurs guides préliminaires pour environ 170 composés furent publiées par l'administration environnementale dans le projet SAMASE (projet national d'inventaire et de restauration des sites contaminés).

De nouvelles valeurs guides ont été proposées par le FEI (Finnish Environment Institute), elles sont en cours de validation par le Ministère de l'Environnement finlandais.
1999 (Müller et al.)

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) :

Non.

Dans le cas des sédiments, existe-t-il une notion de débit du cours d'eau où le curage doit avoir lieu ?

Non.

Références

Assmuth T. and Seppänen A. (1999) Finland. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Des valeurs-guides préliminaires pour environ 170 composés furent publiées, par l'administration environnementale, dans le projet national d'inventaire et de restauration des sites contaminés (projet SAMASE). Ces valeurs préliminaires étaient la plupart du temps basées sur des valeurs précédentes (principalement hollandaises), qui étaient étayées par des évaluations limitées de la toxicité, impliquant souvent des hypothèses et des facteurs de sécurité très prudents.

Des modifications basées sur des comparaisons avec des données finlandaises de qualité des sol (pour les métaux) furent réalisées. Des valeurs-guides finlandaises actualisées ont été proposées par le FEI (Finnish Environment Institute). Ces valeurs furent proposées uniquement pour des substances identifiables sans ambiguïté, généralement utilisées ou rencontrées, analysables dans le sol avec des méthodes standards et, surtout, testées pour la toxicité sur les animaux vivant dans le sol.

Un système à deux niveaux de valeurs-guides a été établi. Ce système inclut des **concentrations limites et des concentrations d'intervention** dérivées principalement à partir de l'écotoxicité mais incluant également des considérations de santé humaine. Différentes valeurs pour différents usages des sols n'ont pu être établies puisque sur le long terme, les sols sont utilisés pour plusieurs usages. La procédure de décision pour la dérivation des valeurs guides varie selon les substances. D'une façon générale, la procédure utilisée correspond à l'approche de l'abondance des faits (Weight-of-Evidence Approche WEA), elle prend en compte la représentativité et la fiabilité des données de toxicité et du type d'effet.

Les « target levels » sont proposés (ceux-ci correspondent à une estimation de la concentration de sécurité avec un niveau de confiance de 95% pour 5% des organismes du sol). En l'absence d'information sur les distributions, la NOAEC No Observed Adverse Effect Concentration est proposée avec l'application d'un facteur de sécurité spécifique à chaque substance.

Les nouvelles valeurs limites hollandaises ont été adoptées pour les HAP pour lesquels il existe des données sur les effets terrestres.

De même, l'utilisation de modèles et données hollandais, permettent de prendre en compte la biomagnification dans la dérivation des valeurs-guides pour le cadmium, la dieldrine et le lindane.

Les valeurs d'intervention ou intervention values

Des valeurs-guides étrangères pour le sol peuvent être utilisées comme orientation supplémentaire, par exemple pour les évaluations de risque sur la santé et l'établissement de critères basé sur l'utilisation du sol.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

La mise en place des valeurs d'intervention prend en compte des scénarios d'exposition conservateurs (maximisants) non spécifiés. Ils se placent tout de même dans un contexte d'usage sensible des sols.

Terminologie employée

Valeur limite ou Target Value

Valeur d'intervention ou Intervention Value

Teneur de fond ou Background Value

Méthodologie développée

Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)

Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

Des teneurs de fond sont prises en compte dans l'établissement des valeurs limites pour les éléments potentiellement toxiques, en utilisant une procédure similaire aux approches hollandaise et suédoise récentes.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Références

Assmuth T. and Seppänen A. (1999) Finland. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

4. Critères de qualité des sols

Type de polluants concernés

Valeurs déterminées pour 170 substances.

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié.

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Non spécifié.

*Procédure d'échantillonnage des sols
épaisseur de sédiment prélevé
nombre de prélèvement /volume, superficie
protocole de conservation*

Absence d'informations.

*Analyses des critères
procédure analytique (teneur totale, extractible...)*

Absence d'informations.

*Expression des données
unité : mg/kg de matière sèche
correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)*

Absence d'informations.

Références

Assmuth T. and Seppänen A. (1999) Finland. In Fergusson C.C. and Kasamas H. (editors) *Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe. Volume 2. Policy Framework*. LQM Press, Nottingham.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

Finnish Environment Institute
Centres environnementaux régionaux
Conseils municipaux pour la protection de l'environnement

Applications pratiques

Evaluation des risques des sites contaminés.

Fiche 24

USA/SOL

BRGM Fiche n°24	Fiche de Lecture <hr/> Synthèse bibliographique sur les méthodologies et critères de qualité des sédiments	Pays : USA
		Milieu : Sol
		Pages : 17

1. Contexte général

Renseignements administratifs

Source du document contenant les critères

Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). July 1996. Appendix A
URL : www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_a.htm

Organismes ayant participé à l'élaboration des critères de qualité

US Environmental Protection Agency

Adresse de l'organisme référent (si possible contact)

Siège Social de l'US-EPA : Environmental Protection Agency
Ariel Rios Building
1200 Pennsylvania Avenue, N.W.
Washington, DC 20460
(202) 260-2090

2. Domaine d'application des critères :

Milieu concerné

Sol

Objectifs des critères :

Evaluation et restauration des sites contaminés

Scénario dans lesquels ils s'inscrivent : usages associés ?

de gestion des sédiments (stockage à terre, remise en suspension...) ou des sols

Terminologie et définition des valeurs guides découlant de la méthodologie (objectif, seuil de déclenchement, ...)

Teneurs de dépistage des sols ou Soil Screening Levels (SSL) : teneurs en contaminants dans le sol n'induisant pas de nuisance pour la santé pour des expositions dans un cadre résidentiel.

Relation avec le contexte réglementaire :

- *Statut des critères :*
Les SSL ne sont pas des valeurs-guides nationales de dépollution

- si liens réglementaires préciser les textes
 - évolution sur les dernières années ?
- Non spécifié

Date de mise à jour de la dernière version applicable de ces critères

Juillet 1996

Notion de volume (dans la pratique ou instruite dans le contexte réglementaire) : Non

Références

Soil Screening Guidance : Fact Sheet. US-EPA. Office of Solide Waste and Emergency Response. Publication 9355.4-14FSA. EPA/540/F-95/041. PB96-963501. 12 pages. July 1996.
 URL : www.epa.gov/superfund/resources/soil/index.htm

3. Méthode d'élaboration des critères de qualité

Type de méthodologie :

Les SSL sont des teneurs établies à partir d'un calcul de risque sanitaire. Elles sont dérivées d'équations standardisées combinant des hypothèses d'exposition avec des données de toxicité de l'EPA.

Il existe 3 options pour l'utilisation des SSL :

- 1- Application des SSL génériques
- 2- Exploitation simple : des SSL spécifiques au site
- 3- Exploitation des SSL spécifiques au site basée sur un modèle plus détaillé.

Le choix dépendra de la quantité d'informations spécifiques au site collectées ou disponibles.

Les SSL génériques sont basées sur des hypothèses majorantes protégeant ainsi la santé humaine pour la plupart des sites.

Elles peuvent être utilisées en remplacement des teneurs de dépistage spécifiques à un site ; cependant, elles sont en général plus contraignantes que les teneurs spécifique à un site.

En général, lorsque les teneurs en contaminants sont inférieures aux SSL : aucune action ou étude plus approfondie ne se justifie.

Quand les teneurs en contaminants égalent ou dépassent les SSL, des études ou investigations plus approfondies se justifient, mais pas nécessairement une dépollution.

En cas d'approche écotoxicologique, toxicologique

Scénario d'exposition utilisé (approche fonctionnelle, générique, spécifique...)

Des SSL sont calculés pour différents vecteurs d'exposition :

Cadre résidentiel

↳ vecteurs potentiels d'exposition aux contaminants du sol :

- ingestion directe,
- inhalation de composés volatils et de poussières aériennes,
- ingestion d'eau souterraine contaminée par la migration des composés chimiques à travers le sol vers un aquifère d'eau potable sous-jacent,
- absorption cutanée,
- ingestion de produits du jardin contaminés par le sol,
- migration de composés volatils dans le sous-sol.

Terminologie employée

Teneurs de dépistage des sols ou Soil Screening Levels (SSL) : teneurs en contaminants dans le sol n'induisant pas de nuisance à la santé pour des expositions dans un cadre résidentiel.

Méthodologie développée

*Facteurs d'extrapolation utilisés (extrapolation inter espèces, durée des essais...)
Distinction entre type de polluants (polaires, non polaires...)*

Non spécifié

Méthodologie développée concernant la prise en compte et la mesure du bruit de fond

Deux types de bruit de fond :

- le bruit de fond naturel : utilisé pour les métaux
- le bruit de fond anthropique : utilisé pour les contaminants organiques et inorganiques.

Principe retenu quand le bruit de fond est supérieur à la valeur sans effet

Un bruit de fond supérieur à la SSL ne signifie pas nécessairement qu'il existe un risque pour la santé, des investigations complémentaires sont nécessaires.

Avantages/limites de la méthodologie (tels qu'exprimés par les auteurs)

Non spécifié

Références

Soil Screening Guidance : Fact Sheet. US-EPA. Office of Solid Waste and Emergency Response. Publication 9355.4-14FSA. EPA/540/F-95/041. PB96-963501. 12 pages. July 1996.

URL : www.epa.gov/superfund/resources/soil/index.htm

Soil Screening Guidance : User's Guide. US-EPA. Office of Solid Waste and Emergency Response Washington, DC 20460. Publication 9355.4-23. EPA/540/R-96/018. 39 pages. July 1996.

URL : www.epa.gov/superfund/resources/soil/index.htm

4. Critères de qualité des sédiments

Type de polluants concernés

Calcul des SSL pour 110 substances chimiques :

- organiques
- inorganiques

Sont ils systématiquement analysés ? O/N, si non, sur quelles bases s'établit le choix des éléments analysés ?

Non spécifié

Existe-t-il d'autres paramètres ne concernant pas la pollution au sens strict qui sont intégrés (DBO, P...)

Pour calculer les SSL, les paramètres suivants doivent être mesurés :

- texture du sol,
- densité de l'échantillon,

- teneur en carbone organique,
- pH.

Procédure d'échantillonnage des sédiments

épaisseur de sédiment prélevé

nombre de prélèvement /volume, superficie

protocole de conservation

La profondeur d'échantillonnage des sols dépend de l'usage futur du site.

Cf. « Preparation of Soil Sampling Protocols : Sampling Techniques and Strategies », 1992e.

Analyses des critères

procédure analytique (teneur totale, extractible...)

Cf. « Sampler's Guide to the Contract Laboratory Program », 1990b. et « User's Guide to the Contract Laboratory Program », 1991e.

Expression des données

unité : mg/kg de matière sèche

correction avec des facteurs (teneur en carbone total, argile...)

Non spécifié

Références

Les valeur-guides sont indiquées dans le document suivant :

Soil Screening Guidance : Technical Background Document (TBD). July 1996. Appendix A

URL : www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_a.htm

U.S. EPA. 1992e. *Preparation of Soil Sampling Protocols : Sampling Techniques and Strategies*. Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/600/R-92/128.

U.S. EPA. 1990b. *Sampler's Guide to the Contract Laboratory Program*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. NTIS PB91-921330CDH.

U.S. EPA. 1991^e. *User's Guide to the Contract Laboratory Program*. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC. NTIS PB91-921278CDH.

5. Retours d'expériences

Utilisateurs connus

US EPA

Applications pratiques

Identification des zones où des investigations complémentaires sont nécessaires sur des sites de la liste de priorité nationale ayant un usage futur résidentiel.

Utilisation comme objectifs de dépollution préliminaires (pourvu que des conditions appropriées soient rencontrées)

Teneurs Génériques de Dépistage des Sols (Generic Soil Screening Levels: Generic SSLs) pour des scénarios résidentiels et commerciaux/industriels

GENERIC SSLs FOR THE RESIDENTIAL AND COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIOS

This appendix provides generic SSLs for 110 chemicals under residential and non-residential (i.e., commercial/industrial) exposure scenarios. Exhibit A-1 presents updated generic SSLs for the residential exposure scenario. The generic SSLs for three of the pathways in this exhibit— inhalation of volatiles in outdoor air, inhalation of fugitive dust, and migration to ground water — were calculated using the same equations and default values for exposure assumptions found in the 1996 *SSG* (and reproduced in Appendix B of this document). However, they incorporate updated values for dispersion factors, for toxicity, and for other chemical-specific parameters presented in Appendix C. The exhibit also presents new SSLs for concurrent exposures via soil ingestion and dermal absorption that are based, in part, on a new quantitative approach for evaluating dermal absorption. SSLs for combined direct ingestion and dermal absorption exposures to contaminants were calculated according to the method described in Section 3.2.1 of this document. The generic residential SSLs in Exhibit A-1 supersede those published in the 1996 *SSG*.

Exhibits A-2 and A-3 present commercial/industrial SSLs for the outdoor worker and indoor worker receptors, respectively. These SSLs have been calculated using the equations and the default values for exposure assumptions and other input parameters presented in Section 4.2.3 of this guidance document. All generic SSLs presented in this appendix, both residential and commercial/industrial, are rounded to two significant figures, with the exception of values less than 10 mg/kg, which are rounded to one significant figure.

EPA does not present generic SSLs for the construction exposure scenario because the complexity and variability of exposure conditions for construction activities precludes the development of such values. For information on developing SSLs for exposures during construction activities, users should refer to Chapter 5 or Appendix E of the guidance document.

The generic residential and non-residential SSLs are not necessarily protective of all known human exposure pathways or ecological threats. Before applying SSLs, it is therefore necessary to compare the conceptual site model (developed in Step 1 of the soil screening process) with the assumptions underlying the generic SSLs to ensure that site conditions and exposure pathways are consistent with these assumptions (See Exhibit A-4.) If this comparison indicates that the site is more complex than the generic SSL scenario, or that there are significant exposure pathways not accounted for by the SSL scenario, then generic SSLs alone are **not** sufficient to evaluate the site, and additional, more detailed site-specific investigation is necessary.

Peer Review Draft: March 2001

In each exhibit, the first column presents SSLs based on the combined soil ingestion and dermal absorption exposure pathway. When data on dermal absorption from soil are unavailable, these SSLs are based on ingestion exposures only. SSLs for this pathway may be updated in the future as dermal absorption data become available for other contaminants.

The second column in Exhibits A-1 and A-2 presents SSLs for the outdoor inhalation of volatiles pathway. Although residential receptors and indoor workers are potentially exposed to volatiles in indoor air as well, EPA has not calculated generic SSLs for migration of volatiles into indoor air because it is very difficult to identify suitable standardized default values for inputs such as dimensions of commercial buildings and the distance between contamination and a building's foundation. EPA provides spreadsheet models that can be used to calculate SSLs for this pathway using the simple site-specific or detailed site-specific approaches¹. The third column in Exhibit A-1 and A-2 lists SSLs for the inhalation of fugitive dusts pathway. Because inhalation of fugitive dust is typically not a concern for organic compounds, SSLs for this pathway are presented only for inorganic compounds, which are listed at the end of each exhibit. Conversely, with the exception of mercury, no SSLs for the inhalation of volatiles pathway are provided for inorganic compounds because these chemicals exhibit extremely low volatility.

The user should note that several of the generic SSLs for the inhalation of volatiles pathway are determined by the chemical-specific soil saturation limit (C_{sat}) which is used to screen for the presence of non-aqueous phase liquids (NAPLs). As indicated in Section 4.2.3, in situations where the residual concentration of a compound that is a liquid at ambient soil temperature exceeds C_{sat} , the compound may exist as free-phase liquid (see Exhibit C-3 in Appendix C for a list of those compounds present in liquid phase at typical ambient soil temperatures). In these cases, further investigation will be required.

The final two columns in Exhibits A-1 through A-3 present generic SSLs for the migration to ground water pathway. The generic commercial/industrial SSLs for this pathway are the same as those for residential use and are unchanged from the 1996 SSG. As discussed in Section 4.2.3, this approach protects potential potable ground water resources that may be present beneath sites with commercial/industrial uses and protects off-site residents who may ingest ground water contaminated by the site. The migration to ground water SSLs are back-calculated from an acceptable target soil leachate concentration using a dilution-attenuation factor (DAF). The first of the two columns of SSLs for this pathway presents levels calculated using a DAF of 20 to account for reductions in contaminant concentration due to natural processes occurring in the subsurface. The second column presents SSL values for the migration to ground water pathway calculated assuming a DAF of one (i.e., no dilution or attenuation between the source and the receptor well). These levels should be used at sites where little or no dilution or attenuation of soil leachate concentrations is expected; this will be the case at sites with characteristics such as shallow water tables, fractured media, karst topography, or source size greater than 30 acres.

¹ The vapor intrusion spreadsheets can be found on EPA's web site at http://www.epa.gov/superfund/programs/risk/airmodel/johnson_ettinger.htm.

After all possible SSLs for all potential receptors at a site have been identified from the tables in Exhibits A-1 through A-3, the site manager should select the lowest applicable SSL for each exposure pathway to be used for comparison to site contaminant concentrations in soil. Generally, where the relevant SSL for a given pathway of concern is not exceeded, the user may eliminate the pathway from further investigation. If all pathways of concern are eliminated for an area of the site based on comparison with residential SSLs, that area can be eliminated from further investigation. However, if commercial/industrial SSLs are used in soil screening evaluations, elimination of an area from further consideration is contingent on an analysis of institutional control options. Users should consult Section 4.3.2 of the guidance document for more information.

The final exhibit in this appendix (Exhibit A-4) presents the default values for physical site characteristics that are used in calculating SSLs (both residential and commercial/industrial) for the inhalation and migration to ground water pathways. These values describe the nature of the contaminant source area, the characteristics of site soil, meteorologic conditions, and hydrogeologic characteristics, and serve either as direct input parameters for SSL equations or as assumptions for developing input parameters for the equations.

Analysis of Effects of Source Size on Generic SSLs

The generic SSLs presented have been developed assuming an infinite source and a 0.5 acre source size. For an analysis of the sensitivity of generic SSLs to changes in source size and the depths to which infinite source SSLs are protective at larger sites, please refer to Attachment A and Table A-3 in the *Technical Background Document* of the 1996 SSG, or the following sources:

- US EPA, 1990. *Guidance on Remedial Actions for Superfund Sites with PCB Contamination*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. NTIS PB91-921206CDH.
- US EPA, 1994. *Revised Interim Soil Lead Guidance for CERCLA sites and RCRA Corrective Action Facilities*. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C. Directive 9355.4-12.

Exhibit A-1

GENERIC SSLs FOR RESIDENTIAL SCENARIO

Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics						
Acenaphthene	83-32-9	3,400 ^b	---	---	570 ^b	29 ^b
Acetone (2-Propanone)	67-64-1	7,800 ^{b,c}	---	---	16 ^b	0.8 ^b
Aldrin	309-00-2	0.04 ^{c,e}	3 ^e	---	0.5 ^e	0.02 ^e
Anthracene	120-12-7	17,000 ^b	---	---	12,000 ^b	590 ^b
Benz(a)anthracene	56-55-3	0.6 ^e	---	---	2 ^e	0.08 ^{e,f}
Benzene	71-43-2	12 ^{c,e}	0.8 ^e	---	0.03	0.002 ^f
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	0.6 ^e	---	---	5 ^e	0.2 ^{e,f}
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	6 ^e	---	---	49 ^e	2 ^e
Benzoic acid	65-85-0	310,000 ^{b,c}	---	---	400 ^{b,i}	20 ^{b,i}
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.06 ^{e,f}	---	---	8	0.4
Bis(2-chloroethyl)ether	111-44-4	0.4 ^e	0.2 ^{e,f}	---	0.0004 ^{e,f}	0.00002 ^{e,f}
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	35 ^e	---	---	3,600	180
Bromodichloromethane	75-27-4	10 ^{c,e}	---	---	0.6	0.03
Bromoform (tribromomethane)	75-25-2	81 ^{c,e}	52 ^e	---	0.8	0.04
Butanol	71-36-3	7,800 ^{b,c}	---	---	17 ^b	0.9 ^b
Butyl benzyl phthalate	85-68-7	12,000 ^b	---	---	930 ^d	810 ^b
Carbazole	86-74-8	24 ^e	---	---	0.6 ^e	0.03 ^{e,f}
Carbon disulfide	75-15-0	7,800 ^{b,c}	720 ^d	---	32 ^b	2 ^b
Carbon tetrachloride	56-23-5	5 ^{c,e}	0.3 ^e	---	0.07	0.003 ^f
Chlordane	57-74-9	2 ^e	72 ^e	---	10	0.5
p-Chloroaniline	106-47-8	240 ^b	---	---	0.7 ^b	0.03 ^{b,f}
Chlorobenzene	108-90-7	1,600 ^{b,c}	130 ^b	---	1	0.07
Chlorodibromomethane	124-48-1	8 ^{c,e}	---	---	0.4	0.02
Chloroform	67-66-3	100 ^{c,e}	0.3 ^e	---	0.6	0.03
2-Chlorophenol	95-57-8	310 ^b	---	---	4 ^{b,i}	0.2 ^{b,f,i}
Chrysene	218-01-9	62 ^e	---	---	160 ^e	8 ^e
DDD	72-54-8	3 ^{c,e}	---	---	16 ^e	0.8 ^e
DDE	72-55-9	2 ^{c,e}	---	---	54 ^e	3 ^e
DDT	50-29-3	2 ^e	---	---	32 ^e	2 ^e
Dibenz(a,h)anthracene	53-70-3	0.06 ^{e,f}	---	---	2 ^e	0.08 ^{e,f}
Di-n-butyl phthalate	84-74-2	6,100 ^b	---	---	2,300 ^d	270 ^b
1,2-Dichlorobenzene	95-50-1	5,500 ^b	600 ^d	---	17	0.9
1,4-Dichlorobenzene	106-46-7	20 ^e	---	---	2	0.1 ^f
3,3-Dichlorobenzidine	91-94-1	1 ^e	---	---	0.007 ^{e,f}	0.0003 ^{e,f}
1,1-Dichloroethane	75-34-3	7,800 ^{b,c}	1,200 ^b	---	23 ^b	1 ^b
1,2-Dichloroethane	107-06-2	7 ^{c,e}	0.4 ^e	---	0.02	0.001 ^f
1,1-Dichloroethylene	75-35-4	1 ^{c,e}	0.07 ^e	---	0.06	0.003 ^f
cis-1,2-Dichloroethylene	156-59-2	780 ^{b,c}	---	---	0.4	0.02
trans-1,2-Dichloroethylene	156-60-5	1,600 ^{b,c}	---	---	0.7	0.03
2,4-Dichlorophenol	120-83-2	180 ^b	---	---	1 ^{b,i}	0.05 ^{b,f,i}

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-1 (continued)						
GENERIC SSLs FOR RESIDENTIAL SCENARIO						
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
<i>Organics (continued)</i>						
1,2-Dichloropropane	78-87-5	9 ^{c,e}	15 ^b	---	0.03	0.001 ^f
1,3-Dichloropropene	542-75-6	6 ^{c,e}	1 ^e	---	0.004 ^e	0.0002 ^e
Dieldrin	60-57-1	0.04 ^{c,e}	1 ^e	---	0.004 ^e	0.0002 ^{e,f}
Diethylphthalate	84-66-2	49,000 ^b	---	---	470 ^b	23 ^b
2,4-Dimethylphenol	105-67-9	1,200 ^b	---	---	9 ^b	0.4 ^b
2,4-Dinitrophenol	51-28-5	120 ^b	---	---	0.2 ^{b,f,i}	0.008 ^{b,f,i}
2,4-Dinitrotoluene	121-14-2	0.7 ^e	---	---	0.0008 ^{e,f}	0.00004 ^{e,f}
2,6-Dinitrotoluene	606-20-2	0.7 ^e	---	---	0.0007 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
Di-n-octyl phthalate	117-84-0	1,200 ^b	---	---	10,000 ^d	10,000 ^d
Endosulfan	115-29-7	470 ^{b,c}	---	---	18 ^b	0.9 ^b
Endrin	72-20-8	23 ^{b,c}	---	---	1	0.05
Ethylbenzene	100-41-4	7,800 ^{b,c}	400 ^d	---	13	0.7
Fluoranthene	206-44-0	2,300 ^b	---	---	4,300 ^b	210 ^b
Fluorene	86-73-7	2,300 ^b	---	---	560 ^b	28 ^b
Heptachlor	76-44-8	0.1 ^{c,e}	4 ^e	---	23	1
Heptachlor Epoxide	1024-57-3	0.07 ^{c,e}	5 ^e	---	0.7	0.03
Hexachlorobenzene	118-74-1	0.3 ^e	1 ^e	---	2	0.1 ^f
Hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	6 ^e	8 ^e	---	2	0.1 ^f
•-HCH (•-BHC)	319-84-6	0.1 ^{c,e}	0.7 ^e	---	0.0005 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
•-HCH(•-BHC)	319-85-7	0.4 ^{c,e}	6 ^e	---	0.003 ^e	0.0001 ^{e,f}
•-HCH(Lindane)	58-89-9	0.4 ^e	---	---	0.009	0.0005 ^f
Hexachlorocyclopentadiene	77-47-4	430 ^b	10 ^b	---	400	20
Hexachloroethane	67-72-1	35 ^e	54 ^e	---	0.5 ^e	0.02 ^{e,f}
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	0.6 ^e	---	---	14 ^e	0.7 ^e
Isophorone	78-59-1	510 ^e	---	---	0.5 ^e	0.03 ^{e,f}
Methoxychlor	72-43-5	390 ^{b,c}	---	---	160	8
Methyl bromide	74-83-9	110 ^{b,c}	9 ^b	---	0.2 ^b	0.01 ^{b,f}
Methylene chloride	75-09-2	85 ^{c,e}	13 ^e	---	0.02 ^e	0.001 ^{e,f}
2-Methylphenol (o-cresol)	95-48-7	3,100 ^b	---	---	15 ^b	0.8 ^b
Naphthalene	91-20-3	1,100 ^b	170 ^c	---	84 ^b	4 ^b
Nitrobenzene	98-95-3	31 ^b	90 ^b	---	0.1 ^{b,f}	0.007 ^{b,f}
N-Nitrosodiphenylamine	86-30-6	99 ^e	---	---	1 ^e	0.06 ^{e,f}
N-Nitrosodi-n-propylamine	621-64-7	0.07 ^{e,f}	---	---	0.00005 ^{e,f}	0.000002 ^{e,f}
Pentachlorophenol	87-86-5	3 ^e	---	---	0.03 ^{f,i}	0.001 ^{f,i}
Phenol	108-95-2	37,000 ^b	---	---	100 ^b	5 ^b
Pyrene	129-00-0	1,700 ^b	---	---	4,200 ^b	210 ^b
Styrene	100-42-5	16,000 ^{b,c}	1,500 ^d	---	4	0.2
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	3 ^{c,e}	0.6 ^e	---	0.003 ^{e,f}	0.0002 ^{e,f}
Tetrachloroethylene	127-18-4	12 ^{c,e}	10 ^e	---	0.06	0.003 ^f
Toluene	108-88-3	16,000 ^{b,c}	650 ^d	---	12	0.6
Toxaphene	8001-35-2	0.6 ^{c,e}	87 ^e	---	31	2
1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	610 ^b	3,200 ^d	---	5	0.3 ^f
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	---	1,200 ^d	---	2	0.1

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-1 (continued)						
GENERIC SSLs FOR RESIDENTIAL SCENARIO						
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics (continued)						
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	11 ^{c,e}	1 ^e	---	0.02	0.0009 ^f
Trichloroethylene	79-01-6	58 ^{c,e}	5 ^e	---	0.06	0.003 ^f
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	6,100 ^b	---	---	270 ^{b,i}	14 ^{b,i}
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	44 ^e	200 ^e	---	0.2 ^{e,f,i}	0.008 ^{e,f,i}
Vinyl acetate	108-05-4	---	980 ^b	---	170 ^b	8 ^b
Vinyl chloride (chloroethene)	75-01-4	0.9 ^{c,e}	0.6 ^e	---	0.01 ^{f,i}	0.0007 ^f
m-Xylene	108-38-3	160,000 ^{b,c}	---	---	210	10
o-Xylene	95-47-6	160,000 ^{b,c}	---	---	190	9
p-Xylene	106-42-3	160,000 ^{b,c}	---	---	200	10
Inorganics						
Antimony	7440-36-0	31 ^{b,c}	---	---	5	0.3
Arsenic	7440-38-2	0.4 ^e	---	770 ^e	29 ⁱ	1 ⁱ
Barium	7440-39-3	5,500 ^{b,c}	---	710,000 ^b	1,600 ⁱ	82 ⁱ
Beryllium	7440-41-7	160 ^{c,e}	---	1,400 ^e	63 ⁱ	3 ⁱ
Cadmium	7440-43-9	70 ^{b,h}	---	1,800 ^e	8 ⁱ	0.4 ⁱ
Chromium (total)	7440-47-3	230 ^{b,c}	---	280 ^e	38 ⁱ	2 ⁱ
Chromium (III)	16065-83-1	120,000 ^{b,c}	---	---	---	---
Chromium (VI)	18540-29-9	230 ^{b,c}	---	280 ^e	38 ⁱ	2 ⁱ
Cyanide (amenable)	57-12-5	1,600 ^{b,c}	---	---	40	2
Lead	7439-92-1	400 ^j	---	---	---	---
Mercury	7439-97-6	23 ^{b,c,k}	10 ^{b,i}	---	2 ⁱ	0.1 ⁱ
Nickel	7440-02-0	1,600 ^{b,c}	---	14,000 ^e	130 ⁱ	7 ⁱ
Selenium	7782-49-2	390 ^{b,c}	---	---	5 ⁱ	0.3 ⁱ
Silver	7440-22-4	390 ^{b,c}	---	---	34 ^{b,i}	2 ^{b,i}
Thallium	7440-28-0	6 ^{b,c,l}	---	---	0.7 ⁱ	0.04 ⁱ
Vanadium	7440-62-2	550 ^{b,c}	---	---	6,000 ^b	300 ^b
Zinc	7440-66-6	23,000 ^{b,c}	---	---	12,000 ^{b,i}	620 ^{b,i}

DAF = Dilution Attenuation Factor

^a Screening level based on human health criteria only

^b Calculated values correspond to a noncancer hazard quotient of 1

^c Ingestion-Dermal pathway: no dermal absorption data available; calculated based on ingestion data only. Inhalation of volatiles pathway: no toxicity criteria available

^d Soil Saturation Limit (Csat)

^e Calculated values correspond to a cancer risk of 1 in 1,000,000

^f Level is at or below Contract Laboratory Program required quantification limit for Regular Analytical Services (RAS)

^g Chemical-specific properties are such that this pathway is not of concern at any soil contaminant concentration

^h SSL is based on dietary RfD

ⁱ SSL for pH of 6.8

^j A screening level of 400 mg/kg has been set for lead based on *Revised Interim Soil Lead Guidance for CERCLA Sites and RCRA Corrective Action Facilities* (U.S. EPA, 1994)

^k SSL is based on RfD for mercuric chloride (CAS No. 007847-94-7)

^l SSL is based on RfD for thallium chloride (CAS No. 7791-12-0)

Peer Review Draft: March 2001

Méthodologies de détermination de valeurs guides pour la gestion des sédiments

Exhibit A-2						
GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: OUTDOOR WORKER RECEPTOR ^a						
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics						
Acenaphthene	83-32-9	37,000 ^b	---	---	570 ^b	29 ^b
Acetone (2-Propanone)	67-64-1	110,000 ^{b,c}	---	---	16 ^b	0.8 ^b
Aldrin	309-00-2	0.2 ^{c,e}	6 ^e	---	0.5 ^e	0.02 ^e
Anthracene	120-12-7	180,000 ^b	---	---	12,000 ^b	590 ^b
Benz(a)anthracene	56-55-3	2 ^a	---	---	2 ^e	0.08 ^{e,f}
Benzene	71-43-2	58 ^{c,e}	1 ^e	---	0.03	0.002 ^f
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	2 ^a	---	---	5 ^e	0.2 ^{e,f}
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	23 ^a	---	---	49 ^e	2 ^e
Benzoic acid	65-85-0	1,000,000 ^{b,c}	---	---	400 ^{b,i}	20 ^{b,i}
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.2 ^a	---	---	8	0.4
Bis(2-chloroethyl)ether	111-44-4	2 ^a	0.4 ^e	---	0.0004 ^{e,f}	0.00002 ^{e,f}
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	140 ^a	---	---	3,600	180
Bromodichloromethane	75-27-4	51 ^{c,e}	---	---	0.6	0.03
Bromoform (tribromomethane)	75-25-2	400 ^{c,e}	88 ^e	---	0.8	0.04
Butanol	71-36-3	110,000 ^{b,c}	---	---	17 ^b	0.9 ^b
Butyl benzyl phthalate	85-68-7	140,000 ^b	---	---	930 ^d	810 ^b
Carbazole	86-74-8	96 ^a	---	---	0.6 ^e	0.03 ^{e,f}
Carbon disulfide	75-15-0	110,000 ^{b,c}	720 ^d	---	32 ^b	2 ^b
Carbon tetrachloride	56-23-5	24 ^{c,e}	0.6 ^e	---	0.07	0.003 ^f
Chlordane	57-74-9	7 ^a	120 ^e	---	10	0.5
p-Chloroaniline	106-47-8	2,700 ^b	---	---	0.7 ^b	0.03 ^{b,f}
Chlorobenzene	108-90-7	23,000 ^{b,c}	180 ^b	---	1	0.07
Chlorodibromomethane	124-48-1	38 ^{c,e}	---	---	0.4	0.02
Chloroform	67-66-3	520 ^{c,e}	0.5 ^e	---	0.6	0.03
2-Chlorophenol	95-57-8	3,400 ^b	---	---	4 ^{b,i}	0.2 ^{b,f,i}
Chrysene	218-01-9	230 ^a	---	---	160 ^e	8 ^e
DDD	72-54-8	13 ^{c,e}	---	---	16 ^e	0.8 ^e
DDE	72-55-9	9 ^{c,e}	---	---	54 ^e	3 ^e
DDT	50-29-3	8 ^e	---	---	32 ^e	2 ^e
Dibenz(a,h)anthracene	53-70-3	0.2 ^a	---	---	2 ^e	0.08 ^{e,f}
Di-n-butyl phthalate	84-74-2	68,000 ^b	---	---	2,300 ^d	270 ^b
1,2-Dichlorobenzene	95-50-1	62,000 ^b	600 ^d	---	17	0.9
1,4-Dichlorobenzene	106-46-7	80 ^e	---	---	2	0.1 ^f
3,3-Dichlorobenzidine	91-94-1	4 ^a	---	---	0.007 ^{e,f}	0.0003 ^{e,f}
1,1-Dichloroethane	75-34-3	110,000 ^{b,c}	1,700 ^d	---	23 ^b	1 ^b
1,2-Dichloroethane	107-06-2	35 ^{c,e}	0.6 ^e	---	0.02	0.001 ^f
1,1-Dichloroethylene	75-35-4	5 ^{c,e}	0.1 ^e	---	0.06	0.003 ^f
cis-1,2-Dichloroethylene	156-59-2	11,000 ^{b,c}	---	---	0.4	0.02
trans-1,2-Dichloroethylene	156-60-5	23,000 ^{b,c}	---	---	0.7	0.03
2,4-Dichlorophenol	120-83-2	2,100 ^b	---	---	1 ^{b,i}	0.05 ^{b,f,i}
1,2-Dichloropropane	78-87-5	47 ^{c,e}	21 ^b	---	0.03	0.001 ^f
1,3-Dichloropropene	542-75-6	32 ^{c,e}	2 ^e	---	0.004 ^e	0.0002 ^e

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-2 (continued)

GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: OUTDOOR WORKER RECEPTOR^a

Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics (continued)						
Dieldrin	60-57-1	0.2 ^{c,e}	2 ^e	---	0.004 ^e	0.0002 ^{e,f}
Diethylphthalate	84-66-2	550,000 ^b	---	---	470 ^b	23 ^b
2,4-Dimethylphenol	105-67-9	14,000 ^b	---	---	9 ^b	0.4 ^b
2,4-Dinitrophenol	51-28-5	1,400 ^b	---	---	0.2 ^{b,f,i}	0.008 ^{b,f,i}
2,4-Dinitrotoluene	121-14-2	3 ^e	---	---	0.0008 ^{e,f}	0.00004 ^{e,f}
2,6-Dinitrotoluene	606-20-2	3 ^e	---	---	0.0007 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
Di-n-octyl phthalate	117-84-0	14,000 ^b	---	---	10,000 ^d	10,000 ^d
Endosulfan	115-29-7	6,800 ^{b,c}	---	---	18 ^b	0.9 ^b
Endrin	72-20-8	340 ^{b,c}	---	---	1	0.05
Ethylbenzene	100-41-4	110,000 ^{b,c}	400 ^d	---	13	0.7
Fluoranthene	206-44-0	24,000 ^b	---	---	4,300 ^b	210 ^b
Fluorene	86-73-7	24,000 ^b	---	---	560 ^b	28 ^b
Heptachlor	76-44-8	0.7 ^{c,e}	7 ^e	---	23	1
Heptachlor Epoxide	1024-57-3	0.3 ^{c,e}	8 ^e	---	0.7	0.03
Hexachlorobenzene	118-74-1	1 ^e	2 ^e	---	2	0.1 ^f
Hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	25 ^e	13 ^e	---	2	0.1 ^f
• -HCH (• -BHC)	319-84-6	0.5 ^{c,e}	1 ^e	---	0.0005 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
• -HCH(• -BHC)	319-85-7	2 ^{c,e}	---	g	0.003 ^e	0.0001 ^{e,f}
• -HCH(Lindane)	58-89-9	2 ^e	---	c	0.009	0.0005 ^f
Hexachlorocyclopentadiene	77-47-4	4,800 ^b	14 ^b	---	400	20
Hexachloroethane	67-72-1	140 ^e	92 ^e	---	0.5 ^e	0.02 ^{e,f}
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	2 ^e	---	c	14 ^e	0.7 ^e
Isophorone	78-59-1	2,000 ^e	---	c	0.5 ^e	0.03 ^{e,f}
Methoxychlor	72-43-5	5,700 ^{b,c}	---	c	160	8
Methyl bromide	74-83-9	1,600 ^{b,c}	13 ^b	---	0.2 ^b	0.01 ^{b,f}
Methylene chloride	75-09-2	420 ^{c,e}	22 ^e	---	0.02 ^e	0.001 ^{e,f}
2-Methylphenol (o-cresol)	95-48-7	34,000 ^b	---	c	15 ^b	0.8 ^b
Naphthalene	91-20-3	12,000 ^b	240 ^b	---	84 ^b	4 ^b
Nitrobenzene	98-95-3	340 ^b	130 ^b	---	0.1 ^{b,f}	0.007 ^{b,f}
N-Nitrosodiphenylamine	86-30-6	390 ^e	---	c	1 ^e	0.06 ^{e,f}
N-Nitrosodi-n-propylamine	621-64-7	0.3 ^e	---	c	0.00005 ^{e,f}	0.000002 ^{e,f}
Pentachlorophenol	87-86-5	10 ^e	---	c	0.03 ^{f,i}	0.001 ^{f,i}
Phenol	108-95-2	410,000 ^b	---	c	100 ^b	5 ^b
Pyrene	129-00-0	18,000 ^b	---	c	4,200 ^b	210 ^b
Styrene	100-42-5	230,000 ^{b,c}	1,500 ^d	---	4	0.2
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	16 ^{c,e}	1 ^e	---	0.003 ^{e,f}	0.0002 ^{e,f}
Tetrachloroethylene	127-18-4	61 ^{c,e}	18 ^e	---	0.06	0.003 ^f
Toluene	108-88-3	230,000 ^{b,c}	650 ^d	---	12	0.6
Toxaphene	8001-35-2	3 ^{c,e}	150 ^e	---	31	2
1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	6,800 ^b	3,200 ^d	---	5	0.3 ^f
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	---	1,200 ^d	---	2	0.1
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	56 ^{c,e}	2 ^e	---	0.02	0.0009 ^f
Trichloroethylene	79-01-6	290 ^{c,e}	8 ^e	---	0.06	0.003 ^f
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	68,000 ^b	---	c	270 ^{b,i}	14 ^{b,i}

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-2 (continued)						
GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: OUTDOOR WORKER RECEPTOR ^a						
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal (mg/kg)	Inhalation of Volatiles (mg/kg)	Inhalation of Fugitive Particulates (mg/kg)	Migration to Ground Water	
					DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics (continued)						
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	170 ^a	340 ^a	---	0.2 ^{a,f,i}	0.008 ^{a,f,i}
Vinyl acetate	108-05-4	---	1,400 ^b	---	170 ^b	8 ^b
Vinyl chloride (chloroethene)	75-01-4	4 ^{c,a}	1 ^a	---	0.01 ^{f,i}	0.0007 ^f
m-Xylene	108-38-3	1,000,000 ^{b,c}	---	---	210	10
o-Xylene	95-47-6	1,000,000 ^{b,c}	---	---	190	9
p-Xylene	106-42-3	1,000,000 ^{b,c}	---	---	200	10
Inorganics						
Antimony	7440-36-0	450 ^{b,c}	---	---	5	0.3
Arsenic	7440-38-2	2 ^a	---	1,400 ^a	29 ⁱ	1 ⁱ
Barium	7440-39-3	79,000 ^{b,c}	---	1,000,000 ^b	1,600 ⁱ	82 ⁱ
Beryllium	7440-41-7	2,300 ^{c,a}	---	2,600 ^a	63 ⁱ	3 ⁱ
Cadmium	7440-43-9	900 ^{b,h}	---	3,400 ^a	8 ⁱ	0.4 ⁱ
Chromium (total)	7440-47-3	3,400 ^{b,c}	---	510 ^a	38 ⁱ	2 ⁱ
Chromium (III)	16065-83-1	1,000,000 ^{b,c}	---	---	---	---
Chromium (VI)	18540-29-9	3,400 ^{b,c}	---	510 ^a	38 ⁱ	2 ⁱ
Cyanide (amenable)	57-12-5	23,000 ^{b,c}	---	---	40	2
Lead	7439-92-1	750 ⁱ	---	---	---	---
Mercury	7439-97-6	340 ^{b,c,k}	14 ^{b,i}	---	2 ⁱ	0.1 ⁱ
Nickel	7440-02-0	23,000 ^{b,c}	---	26,000 ^a	130 ⁱ	7 ⁱ
Selenium	7782-49-2	5,700 ^{b,c}	---	---	5 ⁱ	0.3 ⁱ
Silver	7440-22-4	5,700 ^{b,c}	---	---	34 ^{b,i}	2 ^{b,i}
Thallium	7440-28-0	91 ^{b,c,l}	---	---	0.7 ⁱ	0.04 ⁱ
Vanadium	7440-62-2	7,900 ^{b,c}	---	---	6,000 ^b	300 ^b
Zinc	7440-66-6	340,000 ^{b,c}	---	---	12,000 ^{b,i}	620 ^{b,i}

DAF = Dilution Attenuation Factor

^a Screening level based on human health criteria only

^b Calculated values correspond to a noncancer hazard quotient of 1

^c Ingestion-Dermal pathway: no dermal absorption data available; calculated based on ingestion data only. Inhalation of volatiles pathway: no toxicity criteria available

^d Soil Saturation Limit (C_{sat})

^e Calculated values correspond to a cancer risk of 1 in 1,000,000

^f Level is at or below Contract Laboratory Program required quantification limit for Regular Analytical Services (RAS)

^g Chemical-specific properties are such that this pathway is not of concern at any soil contaminant concentration

^h SSL is based on dietary RfD

ⁱ SSL for pH of 6.8

^j A screening level of 750 mg/kg has been set for lead based on conservative inputs to the Technical Review Workgroup for Lead's Adult Pb model (<http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/programs/lead/adfaqs.htm>)

^k SSL is based on RfD for mercuric chloride (CAS No. 007847-94-7)

^l SSL is based on RfD for thallium chloride (CAS No. 7791-12-0)

Exhibit A-3				
GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: INDOOR WORKER RECEPTOR				
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal* (mg/kg)	Migration to Ground Water	
			DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics				
Acenaphthene	83-32-9	120,000 ^b	570 ^b	29 ^b
Acetone (2-Propanone)	67-64-1	200,000 ^b	16 ^b	0.8 ^b
Aldrin	309-00-2	0.3 ^a	0.5 ^a	0.02 ^a
Anthracene	120-12-7	610,000 ^b	12,000 ^b	590 ^b
Benz(a)anthracene	56-55-3	8 ^a	2 ^a	0.08 ^{a,f}
Benzene	71-43-2	100 ^a	0.03	0.002 ^f
Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	8 ^a	5 ^a	0.2 ^{a,f}
Benzo(k)fluoranthene	207-08-9	78 ^a	49 ^a	2 ^a
Benzoic acid	65-85-0	1,000,000 ^b	400 ^{b,i}	20 ^{b,i}
Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.8 ^a	8	0.4
Bis(2-chloroethyl)ether	111-44-4	5 ^a	0.0004 ^{a,f}	0.00002 ^{a,f}
Bis(2-ethylhexyl)phthalate	117-81-7	410 ^a	3,600	180
Bromodichloromethane	75-27-4	92 ^a	0.6	0.03
Bromoform (tribromomethane)	75-25-2	720 ^a	0.8	0.04
Butanol	71-36-3	200,000 ^b	17 ^b	0.9 ^b
Butyl benzyl phthalate	85-68-7	410,000 ^b	930 ^d	810 ^b
Carbazole	86-74-8	290 ^a	0.6 ^a	0.03 ^{a,f}
Carbon disulfide	75-15-0	200,000 ^b	32 ^b	2 ^b
Carbon tetrachloride	56-23-5	44 ^a	0.07	0.003 ^f
Chlordane	57-74-9	16 ^a	10	0.5
p-Chloroaniline	106-47-8	8,200 ^b	0.7 ^b	0.03 ^{b,f}
Chlorobenzene	108-90-7	41,000 ^b	1	0.07
Chlorodibromomethane	124-48-1	68 ^a	0.4	0.02
Chloroform	67-66-3	940 ^a	0.6	0.03
2-Chlorophenol	95-57-8	10,000 ^b	4 ^{b,i}	0.2 ^{b,f,i}
Chrysene	218-01-9	780 ^a	160 ^a	8 ^a
DDD	72-54-8	24 ^a	16 ^a	0.8 ^a
DDE	72-55-9	17 ^a	54 ^a	3 ^a
DDT	50-29-3	17 ^a	32 ^a	2 ^a
Dibenz(a,h)anthracene	53-70-3	0.8 ^a	2 ^a	0.08 ^{a,f}
Di-n-butyl phthalate	84-74-2	200,000 ^b	2,300 ^d	270 ^b
1,2-Dichlorobenzene	95-50-1	180,000 ^b	17	0.9
1,4-Dichlorobenzene	106-46-7	240 ^a	2	0.1 ^f
3,3-Dichlorobenzidine	91-94-1	13 ^a	0.007 ^{a,f}	0.0003 ^{a,f}
1,1-Dichloroethane	75-34-3	200,000 ^b	23 ^b	1 ^b
1,2-Dichloroethane	107-06-2	63 ^a	0.02	0.001 ^f
1,1-Dichloroethylene	75-35-4	10 ^a	0.06	0.003 ^f
cis-1,2-Dichloroethylene	156-59-2	20,000 ^b	0.4	0.02 ^f
trans-1,2-Dichloroethylene	156-60-5	41,000 ^b	0.7	0.03
2,4-Dichlorophenol	120-83-2	6,100 ^b	1 ^{b,i}	0.05 ^{b,f,i}

Peer Review Draft: March 2001

Méthodologies de détermination de valeurs guides pour la gestion des sédiments

Exhibit A-3 (continued)				
GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: INDOOR WORKER RECEPTOR				
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal* (mg/kg)	Migration to Ground Water	
			DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
<i>Organics(continued)</i>				
1,2-Dichloropropane	78-87-5	84 ^a	0.03	0.001 ^f
1,3-Dichloropropene	542-75-6	57 ^a	0.004 ^a	0.0002 ^e
Dieldrin	60-57-1	0.4 ^a	0.004 ^a	0.0002 ^{e,f}
Diethylphthalate	84-66-2	1,000,000 ^b	470 ^b	23 ^b
2,4-Dimethylphenol	105-67-9	41,000 ^b	9 ^b	0.4 ^b
2,4-Dinitrophenol	51-28-5	4,100 ^b	0.2 ^{b,f,i}	0.008 ^{b,f,i}
2,4-Dinitrotoluene	121-14-2	8 ^a	0.0008 ^{e,f}	0.00004 ^{e,f}
2,6-Dinitrotoluene	606-20-2	8 ^a	0.0007 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
Di-n-octyl phthalate	117-84-0	41,000 ^b	10,000 ^d	10,000 ^d
Endosulfan	115-29-7	12,000 ^b	18 ^b	0.9 ^b
Endrin	72-20-8	610 ^b	1	0.05
Ethylbenzene	100-41-4	200,000 ^b	13	0.7
Fluoranthene	206-44-0	82,000 ^b	4,300 ^b	210 ^b
Fluorene	86-73-7	82,000 ^b	560 ^b	28 ^b
Heptachlor	76-44-8	1 ^a	23	1
Heptachlor Epoxide	1024-57-3	0.6 ^a	0.7	0.03
Hexachlorobenzene	118-74-1	4 ^a	2	0.1 ^f
Hexachloro-1,3-butadiene	87-68-3	73 ^a	2	0.1 ^f
• -HCH (• -BHC)	319-84-6	0.9 ^a	0.0005 ^{e,f}	0.00003 ^{e,f}
• -HCH(• -BHC)	319-85-7	3 ^a	0.003 ^a	0.0001 ^{e,f}
• -HCH(Lindane)	58-89-9	4 ^a	0.009	0.0005 ^f
Hexachlorocyclopentadiene	77-47-4	14,000 ^b	400	20
Hexachloroethane	67-72-1	410 ^a	0.5 ^a	0.02 ^{e,f}
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5	8 ^a	14 ^a	0.7 ^e
Isophorone	78-59-1	6,000 ^a	0.5 ^a	0.03 ^{e,f}
Methoxychlor	72-43-5	10,000 ^b	160	8
Methyl bromide	74-83-9	2,900 ^b	0.2 ^b	0.01 ^{b,f,i}
Methylene chloride	75-09-2	760 ^a	0.02 ^a	0.001 ^{e,f}
2-Methylphenol (o-cresol)	95-48-7	100,000 ^b	15 ^b	0.8 ^b
Naphthalene	91-20-3	41,000 ^b	84 ^b	4 ^b
Nitrobenzene	98-95-3	1,000 ^b	0.1 ^{b,f}	0.007 ^{b,f}
N-Nitrosodiphenylamine	86-30-6	1,200 ^a	1 ^a	0.06 ^{e,f}
N-Nitrosodi-n-propylamine	621-64-7	0.8 ^a	0.00005 ^{e,f}	0.000002 ^{e,f}
Pentachlorophenol	87-86-5	48 ^a	0.03 ^{f,i}	0.001 ^{f,i}
Phenol	108-95-2	1,000,000 ^b	100 ^b	5 ^b
Pyrene	129-00-0	61,000 ^b	4,200 ^b	210 ^b
Styrene	100-42-5	410,000 ^b	4	0.2
1,1,2,2-Tetrachloroethane	79-34-5	29 ^a	0.003 ^{e,f}	0.0002 ^{e,f}
Tetrachloroethylene	127-18-4	110 ^a	0.06	0.003 ^f
Toluene	108-88-3	410,000 ^b	12	0.6
Toxaphene	8001-35-2	5 ^a	31	2
1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	20,000 ^b	5	0.3 ^f
1,1,1-Trichloroethane	71-55-6	--- ^c	2	0.1

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-3 (continued)				
GENERIC SSLs FOR COMMERCIAL/INDUSTRIAL SCENARIO: INDOOR WORKER RECEPTOR				
Compound	CAS No.	Ingestion-Dermal* (mg/kg)	Migration to Ground Water	
			DAF=20 (mg/kg)	DAF=1 (mg/kg)
Organics(continued)				
1,1,2-Trichloroethane	79-00-5	100 ^a	0.02	0.0009 ^f
Trichloroethylene	79-01-6	520 ^a	0.06	0.003 ^f
2,4,5-Trichlorophenol	95-95-4	200,000 ^b	270 ^{b,i}	14 ^{b,i}
2,4,6-Trichlorophenol	88-06-2	520 ^a	0.2 ^{a,f,i}	0.008 ^{a,f,i}
Vinyl acetate	108-05-4	---	170 ^b	8 ^b
Vinyl chloride (chloroethene)	75-01-4	8 ^a	0.01 ^{f,i}	0.0007 ^f
m-Xylene	108-38-3	1,000,000 ^b	210	10
o-Xylene	95-47-6	1,000,000 ^b	190	9
p-Xylene	106-42-3	1,000,000 ^b	200	10
Inorganics				
Antimony	7440-36-0	820 ^b	5	0.3
Arsenic	7440-38-2	4 ^a	29 ^f	1 ^f
Barium	7440-39-3	140,000 ^b	1,600 ^f	82 ^f
Beryllium	7440-41-7	4,100 ^b	63 ^f	3 ^f
Cadmium	7440-43-9	2,000 ^{b,n}	8 ^f	0.4 ^f
Chromium (total)	7440-47-3	6,100 ^b	38 ^f	2 ^f
Chromium (III)	16065-83-1	1,000,000 ^b	---	---
Chromium (VI)	18540-29-9	6,100 ^b	38 ^f	2 ^f
Cyanide (amenable)	57-12-5	41,000 ^b	40	2
Lead	7439-92-1	750 ^j	---	---
Mercury	7439-97-6	610 ^{b,k}	2 ^f	0.1 ^f
Nickel	7440-02-0	41,000 ^b	130 ^f	7 ^f
Selenium	7782-49-2	10,000 ^b	5 ^f	0.3 ^f
Silver	7440-22-4	10,000 ^b	34 ^{b,i}	2 ^{b,i}
Thallium	7440-28-0	160 ^{b,l}	0.7 ^f	0.04 ^f
Vanadium	7440-62-2	14,000 ^b	6,000 ^b	300 ^b
Zinc	7440-66-6	610,000 ^b	12,000 ^{b,i}	620 ^{b,i}

DAF = Dilution Attenuation Factor

^a No dermal absorption data available for indoor worker receptor; calculated based on ingestion data only

^a Screening level based on human health criteria only

^b Calculated values correspond to a noncancer hazard quotient of 1

^c Ingestion-Dermal pathway: no dermal absorption data available; calculated based on ingestion data only. Inhalation of volatiles pathway: no toxicity criteria available

^d Soil Saturation Limit (C_{sat})

^e Calculated values correspond to a cancer risk of 1 in 1,000,000

^f Level is at or below Contract Laboratory Program required quantification limit for Regular Analytical Services (RAS)

^g Chemical-specific properties are such that this pathway is not of concern at any soil contaminant concentration

^h SSL is based on dietary RfD

ⁱ SSL for pH of 6.8

^f A screening level of 750 mg/kg has been set for lead based on conservative inputs to the Technical Review Workgroup for Lead's Adult Pb model (<http://www.epa.gov/oerrpage/superfund/programs/lead/adfaqs.htm>)

^k SSL is based on RfD for mercuric chloride (CAS No. 007847-94-7)

^l SSL is based on RfD for thallium chloride (CAS No. 7791-12-0)

Peer Review Draft: March 2001

Exhibit A-4			
GENERIC SSLs: DEFAULT VALUES FOR PARAMETERS DESCRIBING SITE CONDITIONS - INHALATION AND MIGRATION TO GROUND WATER PATHWAYS			
Parameter	SSL Pathway		Method
	Inhalation	Migration to Ground Water	
Source Characteristics			
Continuous vegetative cover	•		50 percent
Roughness height	•		0.5 cm for open terrain; used to derive U_{t7}
Source area (A)	•	•	0.5 acres (2,024m ²); used to derive L for GW
Source length (L)		•	45 m (assumes square source)
Source depth		•	Extends to water table (i.e., no attenuation in unsaturated zone)
Soil Characteristics			
Soil texture	•	•	Loam; defines soil characteristics/parameters
Dry soil bulk density (ρ_b)	•	•	1.5 kg/L
Soil porosity (n)	•	•	0.43
Vol. soil water content (θ_w)	•	•	0.15 (INH); 0.30 (GW; Indoor INH)*
Vol. soil air content (θ_a)	•	•	0.28 (INH); 0.13 (GW; Indoor INH)*
Soil organic carbon (f_{oc})	•	•	0.006 (0.6%, INH); 0.002 (0.2%, GW)
Soil pH	•	•	6.8; used to determine pH-specific K_d (metals) and K_{oc} (ionizable organics)
Mode soil aggregate size	•		0.5 mm; used to derive U_{t7}
Threshold windspeed @ 7 m (U_{t7})	•		11.32 m/s
Meteorological Data			
Mean annual windspeed (U_h)	•		4.69 m/s (Minneapolis, MN)
Air dispersion factor (Q/C)	•		90th percentile conterminous U.S.
Volatilization Q/C	•		68.18; Los Angeles, CA; 0.5-acre source
Fugitive particulate Q/C	•		93.77; Minneapolis, MN; 0.5-acre source
Hydrogeologic Characteristics (DAF)			
Hydrogeologic setting		•	Generic (national); surficial aquifer
Dilution/attenuation factor (DAF)		•	20 or 1
<ul style="list-style-type: none"> • Indicates parameters used directly in the SSL equations. • Indicates parameters/assumptions used to develop input parameters for SSL equations. INH = Inhalation pathway. GW = Migration to ground water pathway. Indoor INH = Inhalation of volatiles in indoor air pathway. * The inhalation of volatiles in indoor air pathway is evaluated using subsurface soil defaults for θ_w and θ_a. The model's default parameters assume contamination located directly beneath a basement floor that is two meters below the ground surface. 			

Peer Review Draft: March 2001

Centre scientifique et technique
Service environnement industriel et procédés innovants
3, avenue Claude-Guillemin
BP 6009 – 45060 Orléans Cedex 2 – France – Tél. : 02 38 64 34 34