



HAL
open science

Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées

M. Babut, L. Martel, P. Ciffroy, J.F. Férard

► To cite this version:

M. Babut, L. Martel, P. Ciffroy, J.F. Férard. Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 2011, N°60 - Juin 2011, pp.7-17. 10.4267/dechets-sciences-techniques.2685 . hal-03172020

HAL Id: hal-03172020

<https://hal.science/hal-03172020v1>

Submitted on 17 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées.

BABUT M.¹, MARTEL L.², CIFFROY P.³, FERARD J-E.⁴

1. Cemagref, UR MALY, 3bis Quai Chauveau, CP 220, F-69336 LYON (France)

2. MDDEP, CEAEQ, 2700, rue Einstein, bureau E-2-220, QUEBEC (Québec) G1P 3W8, Canada

3. EDF Electricité de France, Division Recherche et Développement, Département Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement, 6 quai Watier, 78401 F-CHATOU, France

4. Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE) Université Paul Verlaine-Metz - CNRS UMR 7146, Rue Delestraint, F-57070 METZ, France

Résumé

Les sédiments sont une composante essentielle des écosystèmes fluviaux, en même temps qu'une source de perturbations de leurs usages. Les mesures correctives de ces perturbations, par exemple le dragage, sont également susceptibles d'impacts environnementaux, d'autant plus que les sédiments sont particulièrement susceptibles d'accumuler des substances chimiques dangereuses telles que métaux ou composés organiques hydrophobes. Plusieurs pays industrialisés ont adopté des démarches d'évaluation, d'abord du danger, puis plus récemment des risques environnementaux engendrés par les sédiments. Beaucoup de ces démarches procèdent par étapes successives, mobilisant si nécessaire des moyens de plus en plus sophistiqués. Dans le cadre du projet ANR-PRECODD DIESE (Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments), dont l'un des objectifs est de développer une démarche d'évaluation applicable aux sédiments de retenue, nous avons procédé à une revue bibliographique de démarches d'évaluation existantes, en concentrant plus particulièrement nos efforts sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées, qui restent des points délicats actuellement. Ces démarches peuvent être classées en deux catégories, celles relevant de l'approche « triade » où l'on applique une batterie prédéterminée d'analyses, dont les résultats déterminent l'option de gestion applicable, et celles où l'option de gestion est choisie a priori et les analyses adaptées en conséquence. Peu de publications abordent le sujet de la caractérisation des risques, qui dans le cas des sédiments doit combiner des informations de natures différentes, ce qui conduit à des approches qualitatives ou au mieux semi-quantitatives. Dans la mesure où les sources d'incertitude ne se limitent pas aux erreurs de mesure, une approche semi-quantitative apparaît là aussi plus adaptée. Les développements en cours notamment en Amérique du Nord visent des démarches comparatives d'évaluation des risques, ce qui permettrait de comparer directement plusieurs options de gestion (dragage puis dépôt en eau ou mise à terre par exemple) plutôt que de procéder successivement. Une autre perspective innovante serait de caractériser les risques en termes de « services rendus » par les écosystèmes.

Mots-clé : sédiment - contamination - toxicité - risque écologique - incertitude

Abstract

Sediments are an essential component of fluvial ecosystems; in the meantime, they can also disturb these systems and their uses. Management of these perturbations, for instance dredging, may also yield adverse effects on the environment; these adverse effects may be increased as sediments are prone to accumulate metals or hydrophobic organic substances. Several industrialized countries have adopted assessment frameworks for sediments; these frameworks have progressively shifted from hazard to ecological risk assessment. Most frameworks are tiered, and involve increasingly sophisticated approaches at higher tiers. In the context of DIESE, a research project granted by the French national research agency (ANR) and aiming to develop a sediment assessment framework for sediments stored upstream dams, we performed a literature survey, with a focus on risk characterization and uncertainty assessment. The sediment assessment frameworks can be grouped in two categories: (i) some derive from the "triad" concept, where the results of the assessment determine the applicable management option; (ii) in the second group, analyses are tuned as a function of the selected management option. Rather few papers cope with risk characterization; in the case of sediments, the very nature of variables contributing to risk leads to qualitative or semi-quantitative methods. Considering that there are other important sources of uncertainty than measurement errors, again qualitative or semi-quantitative methods are more appropriate. Recent developments, in particular in North America, aim to propose comparative risk assessment approaches, allowing to assess and compare several management options (e.g. dredging followed by either water or land disposal), instead of assessing them successively, if the option selected initially is deemed too risky. Another innovative perspective would be to characterize the risks to ecosystems in terms of the services they provide.

Keywords : sediment - contamination - toxicity - ecological risk - uncertainty

Introduction

Les sédiments sont une composante essentielle des écosystèmes fluviaux, en même temps qu'une source de per-

turbations des usages de ces systèmes (SedNet 2003). Ils constituent un habitat propice à une large variété d'espèces, et contribuent au cycle des nutriments. Les ouvrages (écluses, ports, barrages etc.) mis en place dans les cours d'eau modifient la dynamique des sédiments, et leur fonctionnement est perturbé en retour par des dépôts de particules fines. Les mesures correctives de ces perturbations, notamment le dragage, sont également susceptibles d'impacts environnementaux, d'autant plus que les caractéristiques physico-chimiques des sédiments les rendent particulièrement aptes à accumuler des substances chimiques (contaminants) telles que métaux ou composés organiques hydrophobes.

Plusieurs pays industrialisés, ainsi que des organismes internationaux comme la Commission OSPAR ⁽¹⁾ ont adopté des démarches d'évaluation des impacts potentiels des sédiments. Ces démarches ont évolué au cours du temps d'une évaluation du danger, propriété intrinsèque d'un objet, à une évaluation du risque, qui combine l'information sur le danger avec la probabilité d'y être confronté. Un point commun à beaucoup de ces démarches est qu'elles procèdent par itérations (étapes) : les étapes successives mobilisent des moyens de plus en plus sophistiqués, et le processus d'évaluation s'arrête dès qu'une conclusion opérationnelle peut être atteinte.

Les démarches par étapes prédominent dans la littérature, parce qu'elles présentent, au moins théoriquement, trois avantages : (1) ordonnancer de manière logique les outils de diagnostic, (2) optimiser l'adéquation des ressources mises en œuvre à la capacité de décision (Hill, Chapman et al. 2000), et (3) faciliter l'interaction entre évaluateurs et parties prenantes dans la décision (Power et McCarty 1998).

Le deuxième avantage s'obtient par l'application de conclusions, ou critères de décision, prédéfinies, inclusives ou exclusives, aux situations évaluées : par exemple « pas de risque », « risque important », « risque potentiel mais non quantifiable ». Dans ce dernier cas, la démarche d'évaluation passe à une étape supplémentaire, mettant en œuvre des moyens (outils) plus sophistiqués. L'un des enjeux importants de la construction des schémas tient donc à la capacité à formuler ces critères de décision.

Le projet DIESE (Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments) dont l'un des objectifs est de développer une démarche d'évaluation applicable aux sédiments de retenue, propose de développer une batterie d'outils de mesure et de modélisation pour l'évaluation du risque écologique spécifiquement applicable au cas des sédiments contaminés en eau douce. Le projet est construit selon trois axes: le premier vise le développement d'outils permettant de mieux identifier l'exposition potentielle ou réelle d'organismes du sédiment vis-à-vis de substances préalablement identifiées comme source de danger, alors que le deuxième axe s'attache à développer des outils d'observation et d'interprétation des effets. Un troisième axe vise à intégrer ces outils dans le cadre d'une approche graduée des risques, et à en démontrer la faisabilité par des études de cas concrètes. Cet article présente une revue bibliographique de démarches d'évaluation des sédiments, première étape de la tâche d'élaboration de la

démarche d'évaluation prévue dans le cadre de DIESE. La revue met plus l'accent sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées, qui restent des points délicats actuellement. Les matériaux rassemblés pour cette revue proviennent de journaux scientifiques ainsi que de rapports ou guides méthodologiques adoptés par des institutions (administrations, centres techniques) impliquées dans la gestion des sédiments. Ces guides peuvent être de simples recommandations, ou être inclus dans des normes et règlements.

Nous avons exclu du champ de cette revue ce qui touche aux éléments déclenchant l'évaluation, par exemple les réseaux de surveillance de l'environnement.

Cadre conceptuel de l'évaluation des risques pour les écosystèmes

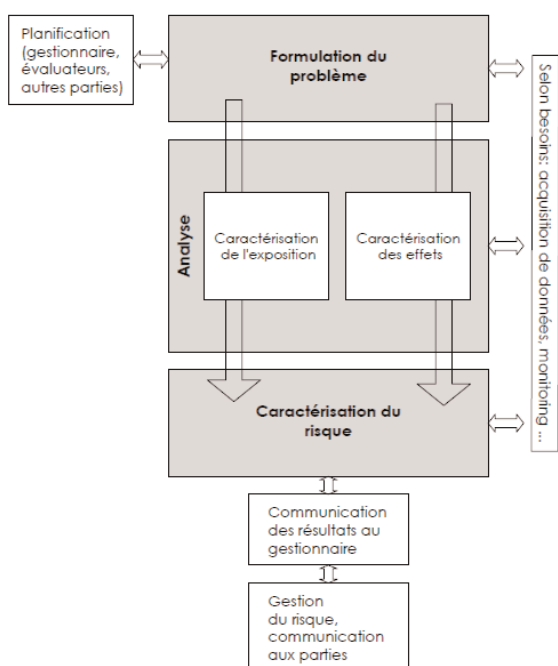
L'un des principaux cadres de référence de l'évaluation des risques (ERE) pour les écosystèmes est celui élaboré par l'US Environmental Protection Agency au cours des années 1990 (USEPA 1998). Le processus d'ERE comporte trois phases (Figure 1) : (1) Formulation du problème, (2) Analyse, (3) Caractérisation du risque. Il ne faut pas confondre ces phases avec les étapes des démarches (schémas) d'évaluation : les trois phases formulation du problème, analyse, caractérisation du risque, se retrouvent à chacune des étapes.

a. formulation du problème : il s'agit de préciser les objectifs, puis de planifier la réalisation de l'évaluation, à travers une revue détaillée des données disponibles sur le « stressor » (substance chimique, sédiment contaminé), l'écosystème récepteur et l'interaction entre stressor et écosystème. Les produits de cette phase sont (i) des « éléments à évaluer » pour l'écosystème considéré, (ii) un modèle conceptuel qui décrit les relations entre le stressor (substances chimiques, sédiment contaminé ...) et ces éléments à évaluer; et (iii) un plan d'analyse.

b. analyse : cette phase consiste à produire les données selon le plan convenu à la phase précédente, pour les deux composantes du risque, l'exposition et le danger.

c. caractérisation du risque : phase finale du processus, où il convient également d'évaluer les incertitudes associées au risque estimé, et de communiquer les résultats aux « gestionnaires » (commanditaires de l'évaluation).

Il faut noter que ce cadre conceptuel est applicable à beaucoup de « stressors » (toute entité physique, chimique ou biologique pouvant induire des effets - <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/stressors/stressorid.pdf>), et donc pas seulement à la contamination chimique des milieux, celle-ci étant cependant le facteur déclenchant le plus fréquent. Le terme « contamination » est ici employé dans le sens courant, assez large, renvoyant à la présence de substances indésirables ou suspectes d'effets indésirables.

Figure I – Schéma du processus d'évaluation des risques, d'après (USEPA 1998)

Démarches d'évaluation des risques des sédiments contaminés

3.1 Méthodes d'évaluation

Un premier type d'approche dérive de la démarche « triade » (Long et Chapman 1985; Chapman 1990; Chapman, Anderson et al. 1997). La triade consiste en une batterie de mesures combinant à l'origine analyses chimiques, tests écotoxicologiques en laboratoire et observations du benthos. Ces mesures, souvent désignées comme « éléments de preuve » (LOE pour « lines of evidence »), sont ensuite utilisées dans un système de classement pondéré (WOE pour « weight of evidence »), dont les classes correspondent aux options de gestion (Chapman et Anderson 2005). C'est donc le résultat de l'évaluation qui détermine l'option de gestion appropriée. Depuis le concept original mobilisant trois types d'outils – chimie, tests de toxicité et observation du benthos –, des additifs ou variantes ont été proposés : bioaccumulation, génotoxicité ... (Chapman et Hollert 2006).

Au Canada, la province de l'Ontario s'est appuyée sur ce concept pour construire un cadre décisionnel pour l'évaluation des sédiments contaminés, présents en de nombreux endroits des Grands Lacs (Grapentine, Anderson et al. 2002 ; Environnement-Canada et MEO 2007). Ce schéma utilise le principe d'une approche graduée en 3 phases, « examen préalable », « évaluation quantitative préliminaire » et « évaluation quantitative détaillée ». La triade, incluant dans ce cas une estimation du potentiel de bioamplification, intervient à la phase d'évaluation quanti-

tative préliminaire. La troisième phase est spécifique, et peu encadrée, contrairement aux deux précédentes, ce qui se conçoit bien puisque sa mise en œuvre découle de l'incertitude résiduelle trop élevée à la phase 2. Le cadre décisionnel ontarien comporte en tout 7 étapes. La phase d'examen préalable regroupe les étapes 1 à 3, l'évaluation quantitative préliminaire les étapes 4 et 5, et l'évaluation quantitative détaillée les étapes 6 et 7 :

1. examen des données disponibles
2. élaborer / mettre en œuvre un plan d'échantillonnage et d'analyse
3. comparer aux conditions de référence ; y a-t-il un risque ?
4. examen de 3 éléments de preuve : bioamplification, écotoxicité, altération de la communauté benthique
5. élaboration d'une matrice décisionnelle
6. évaluations complémentaires
7. si nécessaire, évaluation des sédiments profonds

Cette démarche ne se présente pas exactement comme une évaluation des risques au sens ci-dessus. En commun avec les phases de l'évaluation des risques, on retrouve toutefois la définition du problème, qualifiée d'évaluation du danger écologique, correspondant à l'examen préalable, et une évaluation de l'exposition aux stades de l'évaluation quantitative préliminaire et de l'évaluation quantitative détaillée. La matrice de décision (voir § 3.2 Intégration de l'information : caractérisation des risques ci-après) ne se présente cependant pas selon le formalisme « risque = effet * probabilité d'exposition », et la méthode de caractérisation des risques proprement dite n'est pas explicitée.

Un deuxième type d'approche tente d'adapter les outils mobilisés au contexte opérationnel : par exemple, le benthos ne sera pas utilisé pour évaluer le danger de sédiments destinés au dragage, qui par définition seront déplacés, voire exportés du cours d'eau. Des tests d'écotoxicité, notamment sur des espèces représentatives du milieu récepteur des sédiments dragués, semblent dans ce cas plus appropriés. Inversement, dans une évaluation visant à déterminer si un site nécessite une restauration, le benthos paraît plus pertinent que des tests d'écotoxicité. Un exemple de ce type de démarche est fourni par le guide d'évaluation des dépôts en eau douce de matériaux de dragage établi conjointement par l'USEPA et l'USACE (USEPA et USACE 1998). Dans cet exemple, la première étape consiste uniquement à rassembler et utiliser l'information existante ; les étapes II à IV consistent à produire des données spécifiques pour la prise de décision : l'étape II concerne la mesure des contaminants, l'estimation du potentiel de bioaccumulation par le benthos ainsi que l'estimation du risque de dépassement des normes de qualité environnementales dans l'eau, l'étape III consiste à mesurer la bioaccumulation et l'écotoxicité. L'étape IV n'est abordée qu'exceptionnellement, au cas par cas. La démarche proposée pour les matériaux de dragage des voies navigables d'eau douce en France (Babut, Perrodin et al. 2002; Perrodin, Babut et al. 2004) est un autre exemple de ce deuxième type de démarche : deux schémas ont été construits, avec des combinaisons différentes d'outils d'analyse, pour deux destinations des matériaux de dra-

gage issus de rivières ou canaux : dépôt dans une gravière en eau et dépôt non confiné sur sol.

En pratique, ces deux types d'approches évaluatives diffèrent moins par les moyens mis en œuvre que par leur agencement dans la conduite de l'évaluation.

3.2 Intégration de l'information : caractérisation des risques

Initialement le concept de triade incluait la méthode d'interprétation des données (Chapman 1990). Actuellement, Chapman recommande une approche flexible, reposant sur un système de 3 classes pour chaque LOE et une matrice de décision combinant les différentes LOE (Chapman et Anderson 2005).

Cette approche n'est cependant qu'une des voies possibles d'intégration des LOE dans le contexte de la triade. Les participants à un séminaire international sur le sujet proposent de considérer sept indications de relation causale entre exposition et effet : corrélation spatiale, temporelle, amplitude des effets, concordance (mêmes effets à plusieurs sites présentant des conditions d'exposition similaires), confirmation expérimentale, plausibilité et spécificité (Burton Jr; Chapman et al. 2002). Ils présentent les méthodes de classification en six catégories (Tableau I) Chapman et co-auteurs (Chapman, McDonald et al. 2002) discutent des détails opératoires de cette intégration, en comparant différentes méthodes telles que indices ou classement qualitatif⁽²⁾, et des pondérations entre LOE. Reynoldson et co-auteurs (Reynoldson, Thompson et al. 2002) décrivent de leur côté des méthodes d'intégration des LOE basées sur des scores ou des statistiques multi-variées.

En tout état de cause, il ne saurait y avoir un seul système « correct » de classification, dans la mesure où la méthode appropriée pour un cas dépendra en partie des objectifs spécifiques de l'étude (Burton Jr; Chapman et al. 2002). Cela dit, l'approche WOE n'est pas un concept opératoire, il manque pour cela une compréhension partagée de ce qui est entendu par « poids de l'évidence » (Dale, Biddinger et al. 2008). On peut par ailleurs estimer

que la méthode de classification elle-même est seconde par rapport au choix des variables, aux seuils de classement et aux interactions entre ces variables (Babut, Oen et al. 2007). En revanche, le système de classification participe indirectement à la transparence du processus, et peut faciliter ou au contraire rendre plus obscure la communication entre les parties impliquées dans l'évaluation.

Dans la série des publications issues de ce séminaire, Burton et co-auteurs proposent des critères d'évaluation des forces et limites des méthodes de classification « WOE » : robustesse, méthodologie, sensibilité et transparence (Burton Jr; Chapman et al. 2002). Leur application aux différentes approches WOE conduit à la remarque que celles-ci diffèrent surtout par leur degré de transparence (Babut, Oen et al. 2007).

Il paraît donc souhaitable de structurer, voire codifier l'intégration des données et la prise en compte des incertitudes (Menzie, Henning et al. 1996), parce que cela permettra d'améliorer la transparence des conclusions, donc des décisions qui en découleront. Ces auteurs ont émis cette remarque dans la période où la démarche d'évaluation des risques pour l'environnement est arrivée à maturité, mais les progrès sur ce point restent lents : Dale et co-auteurs (Dale, Biddinger et al. 2008), dans un article issu d'un séminaire récent sur la révision des procédures d'évaluation des risques, constatent que des lignes directrices sont nécessaires en matière de caractérisation des risques. Trop souvent les évaluations sont réalisées seulement par comparaison d'expositions mesurées avec des valeurs de référence toxicologiques (méthode du quotient).

Dans le prolongement des travaux théoriques d'un groupe associant administrations, consultants et autres parties (Menzie, Henning et al. 1996), une démarche de caractérisation des risques qui combine explicitement des variables d'effet et des variables d'exposition a été appliquée au cas d'un ancien chantier naval (Johnston, Munns et al. 2002). Les réponses pour chacune de ces variables sont rapportées à des classes, et pondérées en fonction de leur pertinence par rapport à la cible à protéger et la qualité des données.

Tableau I – Appréciation des caractéristiques des approches WOE - B = bas ; M = moyen ; H = haut.

	Robustesse	Méthodologie	Sensibilité	Justesse	Transparence
Classement d'expert	B	M	M	H	B
Classement par consensus	B	M	M	H	H
Classement semi-quantitatif	B	M	M	H	B
Triade	B → M	B → M	H	H	B → H
Matrices de décision (tableaux)	M	M	H	H	H
WOE multiple (prise en compte de plusieurs approches WOE)	M	B	M	H	M

S'inspirant de ces travaux, une méthode de caractérisation des risques pour le dépôt de déblais de dragage en étang reposant sur les mêmes principes a été développée en France pour le compte du CETMEF et de VNF⁽³⁾ (Babut, Delmas et al. 2006) ; les principales différences avec le cas du chantier naval tiennent aux variables représentant l'exposition et au nombre de classes d'exposition.

Un problème inhérent à ces démarches de classification concerne l'effet de seuil, qui s'accommode mal des incertitudes de mesure parfois importantes dans les sédiments. Cet inconvénient a conduit certains à utiliser la « logique floue » (Heise, Maaß et al. 2000; Jooste 2001; Hollert, Heise et al. 2002). Dans ce cas, l'appartenance à une classe n'est pas de type discret, mais exprimée en termes de probabilité. La combinaison des LOE est réalisée à partir de règles d'inférence (« si ... alors ... »). En théorie, cette approche est susceptible d'être très transparente, en raison du recours à des règles de type linguistique. La réalité est sans doute plus nuancée ; un autre inconvénient de ce type d'approche tient à l'importance du jugement d'expert à la fois dans la définition des classes et dans la construction du système d'inférence (Babut, Oen et al. 2007). In fine, la différence avec un système de score paraît relativement ténue (Babut, Oen et al. 2007), notamment si l'on utilise une méthode d'ordination des scores (Jouany, Vaillant et al. 1982 ; Vaillant, Jouany et al. 1995).

3.3 Caractérisation des incertitudes

La notion d'incertitude recouvre plusieurs aspects. Il convient en particulier de distinguer entre variabilité, caractéristique intrinsèque d'une population, et incertitude. La variabilité ne peut donc être diminuée par des mesures plus nombreuses, seulement mieux comprise (Kelly et Campbell 2000). Dans un processus d'évaluation de risques, il y a de nombreuses sources d'incertitude, et celle-ci ne se limite pas aux erreurs de mesures. Il y a des sources d'incertitude à chaque étape du processus d'évaluation (USEPA 1998) :

- lors de l'élaboration du modèle conceptuel, elle sera liée au manque de connaissances sur le fonctionnement de l'écosystème, à la difficulté d'identifier et représenter les variations spatiales et temporelles des paramètres, à l'identification des stressseurs (exhaustivité), ou à l'omission des effets indirects.

- à la phase d'analyse, l'incertitude est essentiellement liée aux erreurs de mesure et à la variabilité des paramètres (Batley, Burton Jr et al. 2002). Cet article passe en revue toutes les sources d'incertitude de la phase d'analyse, ce qui permet en amont d'alerter sur les difficultés et d'optimiser les choix, et en aval d'aider à évaluer les incertitudes liées aux mesures. Les auteurs laissent cependant le choix des méthodes aux opérateurs et ne recommandent pas de méthode en particulier.

- à la phase de caractérisation des risques, l'incertitude se rapporte à la force de l'association exposition – effet et à la crédibilité des risques estimés. Cherchant à développer une approche consensuelle, Menzie et co-auteurs (Menzie, Henning et al. 1996) identifient trois aspects principaux : (a) la relation entre le paramètre de mesure et le paramètre d'évaluation (par exemple, le biotest employé est-il approprié pour décrire les effets sur la population considérée), (b) la fiabilité de la réponse, et (c) la convergence entre paramètres de mesure utilisés pour un même élément à évaluer. Chacun de ces aspects est évalué à l'aide d'un certain nombre de critères, qui peuvent prendre trois valeurs (H-high ; M-medium ; L-low, ou des équivalents numériques). La qualité des mesures peut être soit l'un des critères relevant du deuxième aspect (fiabilité de la réponse), soit être appréciée à part et être utilisée comme facteur pénalisant. La combinaison des scores se fait par calcul de moyennes, avec pondération.

Cette approche théorique a été appliquée par Johnston et co-auteurs sur le site contaminé mentionné au § précédent (Johnston, Munns et al. 2002). Elle a ensuite été adaptée dans l'étude CETMEF-VNF déjà citée (Babut,

Tableau 2 - Sources d'incertitude dans une ERE (d'après USEPA 1998)

Phase	Sources d'incertitude
Formulation du problème (modèle conceptuel)	Manque de connaissances / fonctionnement de l'écosystème Echec à identifier les relations spatiales et temporelles entre variables Omission de stressseurs / méconnaissance des effets de mélanges Omission des effets indirects ou des effets des métabolites
Analyse	Description des données (QA/QC) Variabilité des mesures Données manquantes Incertain sur la valeur « vraie » (valeurs inférieures à la limite de quantification) Structure / forme des modèles
Caractérisation des risques	Indicateur utilisé (e.g. quotient) Extrapolation (espèces testées / communauté) Statistique (intervalle de confiance)

Tableau 3 - Sources d'erreurs et d'incertitudes pour les mesures et essais sur sédiments (d'après Batley, Burton Jr et al. 2002)

Paramètres	Sources d'incertitudes	Recommandations
Prélèvement des échantillons, transport et stockage	Choix du site de référence	S'assurer que les caractéristiques physico-chimiques et biologiques sont similaires entre le site de référence et les sites exposés. Utiliser plusieurs sites de référence.
	Hétérogénéité des sédiments	Moyenne spatiale adaptées pour étudier les différentes mesures.
	Profondeur des échantillons de sédiments	La profondeur dépend de l'objectif de l'étude. Même profondeur pour réaliser les tests physico-chimiques, les bioessais, et les tests de toxicité.
	Méthode de prélèvement des sédiments	Existence d'artéfacts pas toujours bien connus.
	Méthode de prélèvement de l'eau interstitielle	Pas de meilleure méthode. Pour minimiser l'oxydation, il est préférable d'agir sous atmosphère d'azote.
	Stockage des sédiments	Stockage dans le froid et dans le noir en absence d'oxygène. Stocker le moins longtemps possible.
	Changements dans la spéciation chimique, et la biodisponibilité	Prendre des précautions, reconnaître la possibilité de tels changements, certains peuvent être connus à partir des connaissances physico-chimiques du sédiment.
Chimie du sédiment	Mesures appropriées	Mesure de tous les contaminants potentiels et des paramètres clés agissants sur les éléments chimiques (ex : pH, taille des grains,...)
	Biodisponibilité des métaux	Mesure des métaux facilement extractibles, et des facteurs qui peuvent affecter la biodisponibilité des métaux.
	Biodisponibilité des composés organiques	
	Carbone organique	
Ecotoxicologie	Valeurs guides de qualité des sédiments	A utiliser pour projeter et non pas conclure quant à la cause de toxicité
	Effets de la taille des grains	Taille des grains similaires pour les sédiments testés et ceux de référence. La taille des grains ne doit pas affecter les tests sur les organismes.
	Tamisage, prélèvement des particules grossières	N'est pas recommandé, si nécessaire, effectuer sous atmosphère d'azote, et laisser l'équilibre redox se ré-établir.
	Tests sur les espèces : voies d'exposition, sensibilité, résidence	Les tests doivent se concentrer sur les espèces vivants dans le sédiment. Ils doivent couvrir l'ensemble des voies d'exposition.
	Réponses de terrains et réponses de laboratoire	Nécessité de séparer les « lignes de preuve ». L'un ne doit pas valider l'autre. Ne pas utiliser une seule ligne de preuve pour prendre une décision.
Comportement des espèces durant le test	Prise en compte des voies d'absorption, et des changements de façon de se nourrir des espèces en fonction de la disponibilité de la nourriture.	

Perrodin et al. 2004 ; Babut, Delmas et al. 2006), en remplaçant le calcul de moyennes pondérées par une méthode d'ordination des scores (Jouany, Vaillant et al. 1982; Vaillant, Jouany et al. 1995). L'inconvénient de la moyenne, que la pondération ne corrige que partiellement, est de lisser les sources d'incertitude, comme si elles se compensaient mutuellement. Cependant, s'il importe au gestionnaire de disposer d'une évaluation de l'importance de l'incertitude, il lui faut aussi comprendre d'où elle provient. L'intérêt de recourir à l'ordination des scores est que cette méthode permet à la fois d'obtenir une information synthétique (un score) en fin de processus, et de pouvoir assez aisément remonter aux sources de l'incertitude, ce qui peut être utile dans une approche itérative visant à la réduire.

Discussion & perspectives

4.1 Polluants pris en compte : substances persistantes ou « d'intérêt émergent »

Les polluants organiques persistants (POP) sont, avec les métaux, les contaminants les plus fréquemment mis en évidence dans les sédiments. A la différence de la plupart des métaux, un certain nombre de POP sont susceptibles de s'accumuler de manière croissante dans les réseaux trophiques : c'est le processus de bioamplification. S'agissant de substances parfois peu toxiques vis à vis des invertébrés benthiques, elles peuvent donc aisément être ignorées dans les schémas d'évaluation qui posent l'éco-toxicité pour ces organismes comme principal critère de décision.

Dans quelle mesure les schémas types d'évaluation passés en revue dans cet article prennent-ils la bioamplification en considération ? Cette prise en compte pourrait intervenir à deux niveaux : soit à l'étape où l'évaluation repose sur l'analyse de contaminants ciblés avec comparaison des concentrations mesurées à des normes de qualité environnementale ou à des critères similaires, soit à l'une des étapes reposant sur des tests d'écotoxicité. En général les normes de qualité environnementale pour les sédiments sont élaborées à partir de données d'écotoxicité, et ne tiennent pas compte des effets indirects, liés à la bioamplification dans les réseaux trophiques (Batley, Stahl et al. 2005). De même lorsque des tests d'écotoxicité sont mis en œuvre ils visent principalement à évaluer la toxicité vis à vis du benthos, ou parfois des organismes pélagiques ; il y a peu de tests de bioaccumulation disponibles, et ils ne sont pas souvent employés dans les schémas d'évaluation. Parmi ceux que nous avons passés en revue, certains schémas introduisent la question tardivement dans le processus d'évaluation, c'est le cas du schéma « CETMEF-VNF » (Babut, Perrodin et al. 2002; Babut, Perrodin et al. 2004) où elle n'est envisagée qu'en étape 3, étape non standardisée n'ayant pas vocation à être souvent atteinte. D'autres schémas, en particulier celui du Ministère de l'Environnement de l'Ontario (Environnement-Canada et MEO 2007), envisagent cette question dès la première étape, d'un point de vue essentiellement qualitatif (présence ou pas de contaminants reconnus bio-amplifiables).

Le plus cohérent de ce point de vue paraît être le schéma de l'USEPA et l'USACE (USEPA et USACE 1998) qui préconise de traiter la question strictement en parallèle avec celle des effets toxiques, à chaque étape.

La prise en compte des POP et de leur bioamplification dans les réseaux trophiques mérite donc d'être considérée, d'autant plus qu'à côté des POP anciens, par exemple les polychlorobiphényles et les polychloro-dibenzo-dioxines et -furannes, émergent des composés comme les poly-bromo-diphényl-éthers ou les composés perfluorés (Muir et Howard 2006).

4.2 Niveau de précision requis pour la prise de décision

On l'aura compris à la lecture de ce qui précède, l'un des enjeux essentiels réside dans la manière dont on synthétise l'information recueillie au cours de l'évaluation pour aboutir à une conclusion utilisable à des fins opérationnelles. Ce n'est pourtant pas, loin de là, l'aspect le plus développé dans la littérature. Deux options principales se dégagent de cette revue, l'une consistant à caractériser le danger ou un risque qualitatif, l'autre allant jusqu'au risque estimé d'une manière quantitative. Concernant les sédiments, peu de schémas d'évaluation assument l'option « risque », qui semble donc a contrario être plus pratiquée « au cas par cas ». Toute démarche d'évaluation est le fruit d'un compromis : caractériser quantitativement un risque plutôt qu'évaluer simplement le danger ou se limiter à une appréciation qualitative du risque implique la collecte de données plus nombreuses, ce qui engendre des coûts vraisemblablement plus élevés et des délais plus longs. Pour les opérateurs, le gain de précision qu'apporterait l'appréciation d'un risque quantitatif par rapport au danger peut donc aussi se traduire par des coûts excessifs. Il peut donc paraître avantageux de n'envisager l'évaluation des risques que pour des cas particuliers, sites étendus, avec des contaminants multiples par exemple.

4.3 L'incertitude est-elle un facteur de pondération du risque ?

L'approche décrite par Menzie et co-auteurs (Menzie, Henning et al. 1996) repose sur trois composantes, le poids attribué à la mesure (ou test), l'amplitude de la mesure, et la redondance (concurrence) entre mesures. La première composante est une forme d'analyse de l'incertitude. Concrètement, elle consiste à pondérer des scores associés aux mesures (tests, analyses) par différents facteurs (Tableau 4) sensés qualifier l'aptitude de la mesure considérée à caractériser l'état de l'élément à évaluer. Les scores sont attribués selon un barème dont un exemple figure au Tableau 5. Le score obtenu in fine sert à pondérer l'amplitude de la réponse. Il en résulte que dans cette approche l'incertitude est utilisée pour moduler le risque.

Tableau 4 – Tableau de score et pondération selon (Menzie, Henning et al. 1996)

Attribut	Facteur de pondération (FP)	Mesure ou test 1	Mesure ou test n
1- Relation entre mesure ou test et élément à évaluer			
Degré d'association	1.0	(1 à 5)	(1 à 5)
Spécificité de la mesure vis à vis du stresser	0.7	(1 à 5)	(1 à 5)
Pertinence	0.5	(1 à 5)	...
2 – Qualité des données	0.8
3 – Conception de l'étude	
Spécificité par rapport au site	0.5
Sensibilité de la mesure	0.5
Représentativité spatiale	0.4
Représentativité temporelle	0.2
Mesure quantitative	0.2
Normalisation de la mesure	0.2
Score final	(1)	$\sum(\text{scores} * \text{FP})/5$	$\sum(\text{scores} * \text{FP})/5$

Tableau 5 – Exemple de scores appliqués aux attributs extrait du tableau complet développé par (Menzie, Henning et al. 1996)

Attribut	Point à considérer	1	2	3	4	5
Relation entre mesure ou test et élément à évaluer	Applicabilité de la mesure ; lien basé sur la connaissance des processus biologiques, la similarité des effets, les modes d'action, le niveau d'organisation biologique	Lien indirect	Lien direct, cependant l'effet précis, l'organe cible et le mécanisme d'action ne sont pas les mêmes	Lien direct, l'effet précis, l'organe cible et le mécanisme d'action sont similaires ou identiques mais le niveau d'organisation biologique diffère	Lien direct, l'effet précis, l'organe cible et le mécanisme d'action sont similaires ou identiques de même que le niveau d'organisation biologique diffère	Mesure directe de l'élément à évaluer
Pertinence de la mesure pour évaluer un dommage environnemental	Base scientifique, applicabilité et pertinence de la mesure ; sensibilité du critère / seuil d'évaluation	Mesure ou test développé par l'évaluateur, et applicabilité limitée, et faible sensibilité du critère	Mesure ou test développé par l'évaluateur, ou applicabilité limitée, ou faible sensibilité du critère	Mesure bien acceptée et développée, mais applicabilité limitée, ou faible sensibilité du critère	Mesure bien acceptée et développée, applicabilité élevée, et sensibilité modérée du critère	Mesure bien acceptée et développée, applicabilité élevée, sensibilité élevée du critère

L'étude de cas sur les sédiments d'un ancien chantier naval (Johnston, Munns et al. 2002) s'inspire fortement de l'approche décrite par Menzie, avec quelques nuances. Ces deux articles sont pratiquement les seuls que nous ayons identifiés qui traitent explicitement de l'évaluation de l'incertitude associée à un risque environnemental.

Cependant, il nous semble que l'incertitude devrait être traitée séparément du risque, comme décrit dans l'étude CETMEF-VNF citée plus haut (Babut, Delmas et al. 2006), conformément d'ailleurs à l'esprit du principe de précaution. Dans une perspective de gestion, un risque élevé associé à une incertitude forte conduirait logiquement le gestionnaire d'une part à prendre des

mesures conservatoires (de précaution), d'autre part à reprendre l'évaluation en essayant de réduire l'incertitude. Inversement, un risque faible associé à une incertitude forte pourrait conduire le gestionnaire à compléter l'évaluation, ou éventuellement seulement à une surveillance attentive du site.

4.4 Perspectives

4.4.1 Vers des approches comparatives

Dans le type d'approche structurée par les choix opérationnels, la démarche d'évaluation est construite par rapport à une option, dont on évalue l'acceptabilité par rapport au milieu récepteur. Si cette option s'avère inacceptable, il faut en définir une autre et l'évaluer à son tour; ce qui rallonge et renchérit d'autant le processus. Les approches de type triade s'apparentent plus à une démarche comparative, puisque plusieurs options sont prédéterminées et le choix de l'une d'entre elles est induit par les résultats de l'évaluation. Toutefois dans ce cas le processus de comparaison est incomplet, dans la mesure où il ne tient pas compte des « bénéfiques » potentiels de chaque option.

Il paraît donc plus intéressant de comparer les risques et les bénéfiques de plusieurs options en même temps. L'intégration temporelle des bénéfiques et impacts escomptés se définit comme l'analyse du bénéfice environnemental net. Si la comparaison inclut les coûts de mise en œuvre, on parlera d'analyse coûts-bénéfices (Suter II 2008).

L'approche comparative est notamment préconisée par un groupe de travail fédéral dans le cadre du programme de dépôt en mer d'Environnement Canada (Agius et Porebski 2008). Le schéma pour l'instant théorique et non développé en détail est un schéma gradué à 4 étapes, dont la quatrième consiste à comparer les risques et les contraintes réglementaires et économiques de deux options, dépôt en mer et dépôt à terre. La comparaison inclut six groupes de critères : impacts sur les habitats, santé écologique, ingénierie, santé humaine, réglementation, coûts. Un septième groupe est également envisagé, et concerne « l'acceptabilité sociale ».

L'approche comparative est aussi préconisée aux USA (USEPA et USACE 2004). L'objectif de ce guide est d'offrir un cadre structuré pour comparer les principaux modes de gestion applicables aux matériaux de dragage : dépôt en eau libre, dépôt sur sols, dépôts confinés dans l'eau (en rive, îlots), valorisation. L'impact environnemental potentiel de chaque type de gestion est évalué selon un cadre approprié. Le bilan comparatif en fin de processus mettra en balance les considérations d'ingénierie, ainsi que des considérations environnementales, économiques, et réglementaires. Typiquement cette mise en balance peut se faire à l'aide de méthodes multicritères, dont la présentation et la discussion sortent du cadre de cet article.

La mise en œuvre d'approches comparatives soulève cependant deux difficultés majeures, à savoir (a) la nécessité de qualifier, pour chaque option comparée, les risques et les bénéfiques, et (b) le besoin d'une « métrique » commune aux différentes options.

La métrique la plus évidente serait d'ordre économique mais on peut s'attendre à ce qu'elle suscite aussi des controverses.

4.4.2 Caractériser les risques en termes de services rendus par les écosystèmes

Une difficulté inhérente à la caractérisation des risques, difficulté partagée par les parties en charge de la gestion des risques et par celles impliquées dans leur évaluation, tient à la traduction du risque en des termes signifiants pour les différentes parties (Dale, Biddinger et al. 2008). A l'évidence, la pertinence d'un risque exprimé par rapport à la reproduction ou la croissance d'un invertébré benthique n'est pas immédiate pour un « gestionnaire ». La justification de cette pertinence requiert au minimum un effort de mise en perspective, et d'argumentation autour du choix d'une espèce plutôt que d'une autre, d'un paramètre plutôt qu'un autre etc. Quelques études (Frost, Montz et al. 1999; Raffaelli 2004; Cacula, Lipton et al. 2005) proposent d'y répondre en exprimant le risque en termes de « perte de services rendus par les écosystèmes ».

Munns et co-auteurs (Munns, Helm et al. 2009) développent une revue bibliographique autour de l'hypothèse que la notion de services rendus par les écosystèmes peut être un bon moyen d'étayer les décisions de gestion. Il s'agit de traduire et d'agrèger les données recueillies au cours d'une évaluation des risques en termes de services rendus par les écosystèmes. Dans le cas par exemple de l'étude du site « Superfund » de l'Hudson citée dans cette revue, l'un des éléments à évaluer vise le maintien de la communauté benthique, utilisée comme source de nourriture par les poissons ou d'autres organismes. Le service rendu concerne ici la source de nourriture. Dans un autre exemple relaté dans la même revue, l'estimation de la perte de service repose sur la toxicité pour des amphipodes prédite par dépassement de critères de qualité pour les sédiments. Bien entendu, la caractérisation des risques en termes de pertes de services rendus doit se concevoir à l'amont de la démarche d'évaluation, à la phase de formulation du problème, de façon à collecter les informations adéquates à la phase d'analyse. En particulier, la définition des éléments à évaluer est critique de ce point de vue. Munns et co-auteurs (Munns, Helm et al. 2009) soulignent à ce propos l'intérêt de s'appuyer sur les formulations génériques de ces éléments à évaluer; ce que l'USEPA cherche à développer (USEPA 2003).

CONCLUSIONS

L'élaboration de schémas plus ou moins standardisés d'évaluation des risques environnementaux présentés par les sédiments doit permettre de produire les informations nécessaires à la prise de décisions. Les schémas que nous avons recensés appartiennent à deux principaux types : une batterie de mesures prédéfinies, à la base une triade chimie – test d'écotoxicité – hydrobiologie, dont les résultats orientent le choix des options de gestion appropriées,

ou des schémas construits intentionnellement pour tester la faisabilité d'une option de gestion spécifique, par exemple le dépôt en eau ou sur une berge. Une approche plus récente, et pas encore très répandue, consisterait à comparer les risques d'impact et les avantages respectifs de plusieurs options de gestion en même temps. La difficulté de ces approches comparatives sera de trouver des indicateurs ou métriques communs aux différentes options comparées. L'évaluation des services rendus par les écosystèmes et des impacts potentiels sur ces services serait un bon moyen de dépasser cette difficulté.

L'évaluation des incertitudes devrait être un point clé de toutes les démarches ; les approches pour ce faire restent peu développées, et assez qualitatives, en raison notamment de la multiplicité des sources d'incertitude dans ces démarches d'évaluation des risques. L'évaluation de l'incertitude associée à l'estimation d'un risque devrait être suffisamment distincte de ce dernier, et permettre d'en identifier les sources les plus importantes, de façon à les réduire si nécessaire, lors d'une itération supplémentaire de l'évaluation des risques.

La contamination des sédiments, en particulier par les polluants organiques persistants, ne présente pas seulement des risques directs pour les invertébrés benthiques, mais également des risques indirects pour des espèces reliées aux invertébrés benthiques dans des réseaux trophiques. Cette propriété n'est pas toujours suffisamment prise en considération dans les schémas d'évaluation des sédiments.

Remerciements

Cette publication a été préparée dans le cadre du projet DIESE du programme ANR PRECODD (contrat ANR-07-ECOT-0794C0111) et a bénéficié également du soutien du Plan d'action Saint-Laurent, d'Environnement Canada (Division des activités de protection de l'environnement et Direction générale des sciences et de la technologie) et du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Direction des évaluations environnementales et Direction du suivi de l'état de l'environnement). Ce projet a aussi été soutenu par le ministère des Relations internationales du Québec et le ministère des Affaires étrangères et européennes de France (Consulat général de France à Québec) dans le cadre de la 62e session de la Commission permanente de coopération franco-québécoise.

NOTES

1 - Convention OSPAR pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique du Nord-Est (www.ospar.org)

2. en réalité semi-quantitatif

3. CETMEF : Centre d'études Techniques Maritimes et Fluviales (www.cetmef.equipement.gouv.fr) ; VNF : Voies Navigables de France (www.vnf.fr)

4. Plusieurs formulations plus ou moins convergentes de ce principe co-existent dans la littérature ou le droit de l'environnement ; parmi celles-ci, nous nous référons à celle de la loi française no 95-101 du 2 février 1995 relative au renforcement de la protection de l'environnement, dite « loi Barnier » : « l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable »

5. www.epa.gov/owow/oceans/regulatory/dumpedredged/evaluation.html

6. www.epa.gov/hudson/revisedbera-text.pdf

Références

Agius, S. J. and L. M. Porebski (2008). "Towards the Assessment and Management of Contaminated Dredged Materials." *Integrated Environmental Assessment and Management* 4(2): 255-260.

Babut, M., H. Delmas, et al. (2006). "Characterizing the risks to aquatic ecosystems: a tentative approach in the context of freshwater dredged materials disposal." *Integrated Environmental Assessment & Management* 2(4): 330-343.

Babut, M., A. Oen, et al. (2007). *Prioritisation at River Basin Scale, Risk Assessment at Site-Specific Scale: Suggested Approaches. Sediment Risk Management and Communication*. S. Heise. Amsterdam, Elsevier: 3: 107-150.

Babut, M., Y. Perrodin, et al. (2004). *Méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage : tests de la démarche et essais d'optimisation, CETMEF, VNF*: 90.

Babut, M., Y. Perrodin, et al. (2002). "Evaluation des risques écologiques causés par des matériaux de dragage: proposition d'une approche adaptée aux dépôts de gravière en eau." *Revue des Sciences de l'Eau* 15(3): 615-639.

Batley, G. E., G. A. Burton Jr, et al. (2002). "Uncertainty in Sediment Quality Weight-of-Evidence (WOE) Assessments." *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1517-1547.

Batley, G. E., R. G. Stahl, et al. (2005). *Scientific underpinnings of sediment quality guidelines. Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. R. J. Wenning, G. E. Batley, C. G. Ingersoll and D. W. Moore. Pensacola (FL), SETAC Press: 39-120.

Burton Jr, G. A., P. M. Chapman, et al. (2002). "Weight-of-evidence Approaches for Assessing Ecosystem Impairment." *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1657-1673.

Cacela, D., J. Lipton, et al. (2005). "Associating ecosystem service losses with indicators of toxicity in habitat equivalency analysis." *Environmental Management* 35(3): 343-351.

Chapman, P. M. (1990). "The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation." *The Science of The Total Environment* 97-98: 815-825.

- Chapman, P.M., B. Anderson, et al. (1997). "General guidelines for using the sediment quality triad." *Marine Pollution Bulletin* 34(6): 368-372.
- Chapman, P. M. and J. Anderson (2005). "A decision-making framework for sediment contamination." *Integrated environmental assessment and management* 1(3): 163-173.
- Chapman, P.M. and H. Hollert (2006). "Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad?" *Journal Of Soils And Sediments* 6(1): 4-8.
- Chapman, P. M., B. G. McDonald, et al. (2002). "Weight-of-evidence Issues and Frameworks for Sediment Quality (and other) Assessments." *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1489-1515.
- Dale, V. H., G. R. Biddinger, et al. (2008). "Enhancing the ecological risk assessment process." *Integrated environmental assessment and management* 4(3): 306-313.
- Environnement-Canada and MEO (2007). *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*. Toronto, Environnement Canada, Ministère de l'Environnement de l'Ontario: 84.
- Frost, T. M., P. K. Montz, et al. (1999). "Multiple stresses from a single agent: Diverse responses to the experimental acidification of Little Rock Lake, Wisconsin." *Limnology and Oceanography* 44(3 II): 784-794.
- Grapentine, L., J. Anderson, et al. (2002). "A Decision Making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes." *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1641-1655.
- Heise, S., V. Maaß, et al. (2000). "Ecotoxicological Sediment Classification - Capabilities and Potentials - Presented for Elbe River Sediments." BfG- Mitteilungen Nr. 22 - Sediment Assessment in European River Basins: 96-104.
- Hill, R. A., P.M. Chapman, et al. (2000). "Level of detail in ecological risk assessments." *Marine Pollution Bulletin* 40(6): 471-477.
- Hollert, H., S. Heise, et al. (2002). "Application of a sediment quality triad and different statistical approaches (hasse diagrams and fuzzy logic) for the comparative evaluation of small streams." *Ecotoxicology* 11: 311-321.
- Johnston, R. K., W. R. Munns, et al. (2002). "Weighing the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth naval shipyard, Kittery, Maine, USA." *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(1): 182-194.
- Jooste, S. (2001). "A possibilistic approach to diverse-stressor aquatic ecological risk estimation." *Water SA* 27(3): 293-302.
- Jouany, J. M., M. Vaillant, et al. (1982). *Approach to hazard assessment by a qualitative system based on interaction concepts between variables*. Chemicals in the Environment, Lingby-Copenhagen.
- Kelly, E. J. and K. Campbell (2000). "Separating variability and uncertainty in environmental risk assessment - making choices." *Human and Ecological Risk Assessment* 6(1): 1-13.
- Long, E. and P. M. Chapman (1985). "A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity and infaunal community composition in Puget Sound." *Marine Pollution Bulletin* 16: 405-415.
- Menzie, C., M. H. Henning, et al. (1996). "Special report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: a Weight-of-Evidence approach for evaluating ecological risks." *Human and Ecological Risk Assessment* 2(2): 277-304.
- Muir, D. C. G. and P.H. Howard (2006). "Are there other persistent organic pollutants? A challenge for environmental chemists." *Environmental Science and Technology* 40(23): 7157-7166.
- Munns, J.W.R., R. Helm, et al. (2009). "Translating Ecological Risk to Ecosystem Service Loss." *Integrated Environmental Assessment and Management* 5(4): 500-514.
- Perrodin, Y., M. Babut, et al. (2004). "Approche méthodologique de l'évaluation des risques écotoxicologiques liés à la mise en dépôt sur sol de sédiments de dragage." *Déchets, Sciences & Techniques* 34: 4-14.
- Power, M. and L. S. McCarty (1998). "A comparative analysis of environmental risk assessment/risk management frameworks." *Environmental Science and Technology* 32: 224A-231A.
- Raffaelli, D. (2004). "How extinction patterns affect ecosystems." *Science* 306(5699): 1141-1142.
- Reynoldson, T. B., S. P. Thompson, et al. (2002). "Integrating Multiple toxicological endpoints in a decision-making framework for contaminated sediments." *Human and Ecological Risk Assessment* 8(7): 1569-1584.
- SedNet (2003). *The SedNet strategy paper: The opinion of SedNet on environmentally, socially and economically viable sediment management*, contract No.: EVK1-CT-2001-20002 (Coordinator TNO, The Netherlands).
- Suter II, G. W. (2008). *Ecological Risk Assessment* (2nd edition), CRC Press.
- USEPA (1998). *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Washington D.C., USA, U.S. Environmental Protection Agency: 159.
- USEPA (2003). *Generic assessment endpoints for ecological risk assessment*. R. A. Forum. Washington, D.C., US Environmental Protection Agency: 67.
- USEPA and USACE (1998). *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States* (1998). Washington D.C., USA, US Environmental Protection Agency
- US Army Corps of Engineers.
- USEPA and USACE (2004). *Evaluating Environmental Effects Of Dredged Material Management Alternatives - A Technical Framework*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency Office of Water; U.S. Army Corps of Engineers: 95.
- Vaillant, M., J. M. Jouany, et al. (1995). "A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method." *Toxicology Modeling* 1(1): 57-72.