

RAPPORT D'ÉTUDE
N° DRC-17-158732-03640A -

24/04/2017

**Revue des principales méthodologies
existantes et analyse de leur portée en vue de
l'amélioration de la définition des valeurs
guides nationales pour le sédiment**

Avec le soutien financier de



Revue des principales méthodologies existantes et analyse de leur portée en vue de l'amélioration de la définition des valeurs guides nationales pour le sédiment

ONEMA

Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire

Liste des personnes ayant participé à l'étude :

Anis AMARA, Sandrine ANDRES

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalents qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.




	Rédaction	Vérification	Approbation
NOM	Anis AMARA	Sandrine ANDRES	Eric THYBAUD
Qualité	Ingénieur de l'unité Expertise en Toxicologie et Ecotoxicologie des Substances Chimiques	Responsable de l'unité Expertise en Toxicologie et Ecotoxicologie des Substances Chimiques	Responsable du Pôle Danger et Impact sur le Vivant
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

RESUME	7
LISTE DES TABLEAUX	9
LISTE DES FIGURES	9
1. INTRODUCTION	11
2. PRINCIPALES METHODOLOGIES POUR LA DERIVATION DES VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT	13
2.1 Approche mécanistique (équilibre de partage)	13
2.1.1 Définition de l'approche de l'équilibre de partage	13
2.1.2 Avantages et limites de l'approche de l'équilibre de partage	14
2.2 Approche des tests de toxicité des sédiments chargés	16
2.2.1 Définition de l'approche des tests de toxicité des sédiments chargés	16
2.2.2 Avantages et limites de l'approche des tests de toxicité des sédiments chargés	16
2.3 Approches empiriques	17
2.3.1 Approche du bruit de fond chimique naturel	17
2.3.2 Approches de la « screening level concentration » (SLC)	19
2.3.3 Approche des seuils d'effets apparents (AETA)	21
2.3.4 Approche de la « fonction limitante »	22
2.4 Approches intégrées	24
2.4.1 SEQ : Système d'évaluation de la Qualité des cours d'eau	24
2.4.2 Approche du TGD-EQS.....	25
2.4.3 Approche Triad	26
2.4.4 Utilisation du poids de la preuve dans les approches intégrées	27
2.5 Autre approche : bioindication et les indices SPEAR	28
3. SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS	30
4. CONCLUSION	31
5. BIBLIOGRAPHIE	32
6. ANNEXES	36

RESUME

La directive cadre européenne sur l'eau ou DCE (2000/60/CE)¹ énonce la stratégie de lutte contre la pollution chimique des masses d'eau de surface. L'évaluation de l'état chimique permet, parallèlement à l'évaluation de l'état écologique, de déterminer la qualité globale d'une masse d'eau. La directive fille (2013/39/UE)² précise que les normes de qualité environnementale (NQE) doivent être établies dans les matrices de l'environnement aquatique (eau, sédiments ou biote) dans laquelle une substance est susceptible d'être trouvée et dans laquelle sa concentration est la plus susceptible d'être mesurable. En accord avec la DCE et les plans nationaux qui recommandent l'amélioration des normes existantes par la réduction des incertitudes liées à la connaissance insuffisante de la toxicité de certaines substances, l'INERIS travaille conjointement à l'évolution et la révision des méthodologies associées. Ce travail s'intègre dans le cadre de l'action n° 12 de la convention ONEMA-INERIS (2016-2018), il porte sur les développements méthodologiques pour l'amélioration de la robustesse des valeurs de référence pour le sédiment.

Ce travail établit un état des lieux des différentes méthodologies, existantes ou en cours de développement, pour la détermination des valeurs seuils dans le sédiment et dresse les avantages et les limites de ces approches dans l'objectif d'analyser leur portée en vue de l'amélioration de la définition des valeurs guides nationales. Les principales approches couramment utilisées dans différents pays pour la dérivation des normes de qualité des sédiments sont : les approches mécanistiques, les approches empiriques et les tests de toxicité des sédiments chargés. Outre ces approches, de nouvelles approches émergentes, comme les indices biologiques (SPEAR ...), ont démontré leur intérêt dans des études d'évaluation des risques écologiques et leur application pour la détermination des normes de qualité environnementale est aujourd'hui considérée.

L'évaluation des différentes méthodes montre que l'évolution méthodologique suivie par le document guide de référence en la matière TGD-EQS³ « Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (N°27) » s'oriente vers le développement d'une approche intégrée basée sur des méthodologies mécanistiques, empiriques et les tests de toxicité des sédiments chargés. La combinaison de ces trois types d'approches à l'image de la base de données du NSTP (National Statut and Trends Program) de l'agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA), alimentée par des données locales, permet de prendre en compte toutes les informations disponibles sur la toxicité des sédiments et réduire ainsi la dépendance à l'extrapolation et par conséquent les incertitudes lors de la dérivation des valeurs seuils.

¹ CE, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22.12.2000, 1-86.

² CE, 2013. Directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil du 12 aout 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau, JO L226/1 du 24.8.2013, 1-17.

³ CE, 2011. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055.

Les valeurs seuils existantes peuvent être révisées en tenant compte des études de terrain pour une meilleure représentativité de ces normes. Cependant, il existe certaines limites à cette approche intégrée, en particulier celle concernant les relations de cause-effet qui demeurent non résolues. Des approches de type SPEAR ou EDA (analyse dirigée par l'effet) peuvent compléter localement cette approche pour une meilleure définition des valeurs seuils pour les sédiments.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Avantages et limites de l'approche de l'équilibre de partage.....	15
Tableau 2. Avantages et limites de l'approche des tests de toxicité des sédiments chargés	17
Tableau 3. Avantages et limites de l'approche selon le bruit de fond naturel.....	18
Tableau 4. Avantages et limites de l'approche de la « screening level concentration » (SLC)	20
Tableau 5. Avantages et limites de l'approche des seuils d'effets apparents	21
Tableau 6. Avantages et limites de l'approche de « la fonction limitante »	24
Tableau 7. Avantages et limites de l'approche Triad	26
Tableau 8. Avantages et limites de l'application du poids de la preuve pour les approches intégrées	28
Tableau 9. Avantages et limites de la méthode SPEAR.....	29
Tableau 10. Principales approches de dérivations des valeurs guides dans les sédiments (selon Fojut et al., 2011 modifié)	36

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Principe de l'approche de la fonction limitante (Peters et al., 2010)	23
Figure 2. Processus de dérivation de la $QS_{\text{sédiment}}$ (EC, 2011)	25

1. INTRODUCTION

La directive cadre européenne sur l'eau ou DCE (2000/60/CE) énonce la stratégie de lutte contre la pollution chimique des masses d'eau de surface. L'évaluation de l'état chimique permet, parallèlement à l'évaluation de l'état écologique, de déterminer la qualité globale d'une masse d'eau. Les normes de qualité environnementale (NQE) sont des outils utilisés pour évaluer l'état chimique des masses d'eau. La directive fille (2013/39/UE) précise que les NQE doivent être établies dans la matrice de l'environnement aquatique (eau, sédiments ou biote) dans laquelle une substance est susceptible d'être trouvée et dans laquelle sa concentration est la plus susceptible d'être mesurable.

Ainsi, pour certaines substances difficilement détectables dans l'eau même par les techniques d'analyse les plus avancées, la directive fille (2013) recommande d'établir des NQE qui s'appliquent à d'autres matrices (sédiment ou biote). Il est également stipulé dans le texte de la DCE que : *« afin de tirer parti de leur stratégie de surveillance et de l'adapter à leurs conditions locales, les états membres devraient avoir la possibilité d'appliquer une NQE à une matrice alternative aux fins de la surveillance (...) pour autant que le niveau de protection procuré par les NQE et le système de surveillance appliqué par les états membres soit aussi bon que celui garanti par les NQE et la matrice prescrite par la directive »*.

Le cadre méthodologique utilisé actuellement par l'INERIS pour la détermination des NQE est celui du « Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards » ou « Guide Technique pour la Détermination des Normes de Qualité Environnementale » (TGD-EQS) qui est le guide européen de référence pour la détermination de NQE. Ce guide s'articule autour des différentes étapes nécessaires à l'obtention d'une NQE qui doivent être conformes aux exigences de l'Annexe V de la DCE. Il définit différents « objectifs de protection »⁴ que sont les communautés pélagiques et benthiques (eaux douces et marines), les prédateurs supérieurs de ces écosystèmes (vis-à-vis de l'empoisonnement secondaire) et de la santé humaine (via l'eau de boisson et l'ingestion des produits issus de la pêche).

En pratique, dans le guide méthodologique pour la détermination de la NQE, la mise en œuvre de seuil pour le compartiment sédimentaire a été traitée indépendamment des autres objectifs de protection donnés par la DCE (CE, 2011). Ce choix d'exclure la norme pour le sédiment se base sur l'avis du SCHER⁵ (CE, 2011) qui met en avant le degré d'hétérogénéité spatiale très important concernant la composition et les propriétés physico-chimiques des sédiments naturels. Dans ce contexte, il est en effet difficile de définir une norme adaptée à la diversité des situations observables à l'échelle de l'union européenne.

⁴ Pour les sédiments, on distingue les sédiments en tant que matrice pertinente pour la surveillance et les sédiments comme objectif de protection dont il convient de protéger les communautés benthiques.

⁵ SCHER: Scientific Committee on Health and Environmental Risks

Le SCHER a également souligné les incertitudes liées à l'utilisation du modèle de l'équilibre de partage (EqP ou méthode du coefficient de partage à l'équilibre). En effet, la méthodologie et les postulats de l'EqP impliquent l'utilisation de données génériques relatives à des situations considérées comme « moyennes » et ne pouvant donc pas rendre compte de la variabilité des matériaux en termes de composition et de d'impact sur la disponibilité des substances chimiques.

Ce travail s'intègre dans le cadre de l'action n° 12 de la convention ONEMA-INERIS (2016-2018) intitulée « *Méthodologie et construction de valeurs de référence pour les substances chimiques, y compris pour la prise en compte des effets de perturbation endocrinienne* ».

Dans ce travail il est question de l'amélioration des méthodologies de détermination des valeurs seuils pour la matrice « sédiment » par une analyse des différentes méthodologies existantes ou en cours de développement et de leur portée pour une meilleure définition des valeurs guides nationales.

Plusieurs méthodologies existent pour la dérivation des normes de qualité des sédiments. Les valeurs seuils pour les sédiments sont dérivées selon le type de données disponibles et le contexte dans lequel ces valeurs seront utilisées. Il existe trois principales approches couramment utilisées pour la dérivation des normes de qualité des sédiments : les approches mécanistiques, les approches empiriques et les tests de toxicité des sédiments chargés. Outre ces approches, de nouvelles approches émergentes, comme les indices biologiques (SPEAR ...), ont démontré leur intérêt dans des études d'évaluation des risques écologiques et leur application pour la détermination des normes de qualité environnementale est aujourd'hui considérée.

Ce travail se propose d'étudier ces différentes approches dans le but de l'amélioration de la méthodologie suivie pour la détermination des valeurs de références nationales et de réduire les incertitudes sur la définition des valeurs guides pour le sédiment. Le Tableau 10 (Annexe 1) regroupe les principales méthodologies utilisées à l'échelle internationale, les types de seuils qui en sont dérivés ainsi que la façon dont ils sont utilisés.

2. PRINCIPALES METHODOLOGIES POUR LA DERIVATION DES VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

2.1 APPROCHE MECANISTIQUE (EQUILIBRE DE PARTAGE)

2.1.1 DEFINITION DE L'APPROCHE DE L'EQUILIBRE DE PARTAGE

La méthode de l'équilibre de partage est une approche mécanistique proposée au début des années 90 (Di Toro *et al.*, 1991). Cette méthode suppose qu'il existe un équilibre entre la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires et la fraction de substance dissoute dans l'eau interstitielle du sédiment et que la fraction de substance adsorbée sur les particules sédimentaires n'est pas, ou n'est que très peu biodisponible pour les organismes. Seule la fraction de substance dissoute dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter significativement les organismes. Dans cette approche, la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est considérée comme équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité spécifique à la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans les eaux interstitielles et les sédiments. Dans ce cas la norme de qualité de l'eau peut être utilisée pour dériver une norme dans le sédiment en utilisant un coefficient de partage (K_d ou K_{oc}) (Di Toro et al, 2002, USEPA 1993) comme suit (équation 7 du TGD-NQE (CE, 2011) :

$$NQ_{SED\text{-poids humide}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{sed\text{-eau}}}{RHO_{sed}} * AA\text{-}QS_{water\text{-}eco} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

La même équation peut être utilisée pour calculer une NQE_{SED} pour le milieu marin. On obtient l'équation suivante :

$$NQ_{SED_marin\text{-poids humide}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{sed\text{-eau}}}{RHO_{sed}} * AA\text{-}QS_{marine\text{-}eco} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

Avec (pour les deux équations) :

RHO_{sed} : masse volumique des sédiments en $[\text{kg}_{sed}/\text{m}^3_{sed}]$. En l'absence d'une valeur spécifique, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (CE, 2011) est utilisée : $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$.

$K_{sed\text{-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau en $[\text{m}^3/\text{m}^3]$. En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le TGD-NQE (CE, 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.8 + 0.025 * K_{oc}$ soit $K_{sed\text{-eau}} [\text{m}^3 / \text{m}^3]$.

$AA\text{-}QS_{water_eco}$: norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau en eau douce.

$AA\text{-}QS_{marine_eco}$: norme de qualité pour la protection des organismes pélagiques en milieu marin.

La norme de qualité pour le sédiment peut être exprimée en poids sec ou en poids humide. Un facteur de conversion est alors utilisé pour passer d'une QS_{sed} en poids humide à une QS_{sed} en poids sec et inversement.

Le facteur de conversion utilisé est le suivant :

$$\frac{RHO_{sed}}{F_{solid_{sed}} * RHO_{solide}} = \frac{1300}{500} = 2,6 \text{ soit } \frac{QS_{sed \text{ poids sec}}}{QS_{sed \text{ poids humide}}} = 2,6$$

Avec :

$F_{solid_{sed}}$: fraction volumique en solide dans les sédiments en [m^3_{solide}/m^3_{sed}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (CE, 2011) est utilisée : $0.2 m^3/m^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en [kg_{solide}/m^3_{solide}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le TGD-NQE (CE, 2011) est utilisée : $2500 kg/m^3$.

On a donc, pour les sédiments d'eau douce ou en milieu marin :

$$NQ_{SED - \text{poids humide}} [\mu g/kg] = QS_{SED - \text{poids sec}} [\mu g/kg] * 2.6$$

Si le $\log K_{ow}$ de la substance étudiée est supérieur à 3, un facteur additionnel de 10 sera pris en compte lors du calcul de la $NQ_{SEDIMENT}$. Ce facteur est appliqué parce que la méthode du coefficient de partage à l'équilibre ne prend en compte que l'exposition par la colonne d'eau. L'incertitude liée à l'exposition par la nourriture doit être couverte par un facteur additionnel.

Selon cette approche en particulier, le carbone organique est supposé être le principal facteur régissant la répartition des substances organiques non ioniques entre les sédiments et l'eau interstitielle. Pour la détermination d'une valeur de référence européenne, une valeur générique de carbone organique est utilisée. Pour l'interprétation locale des concentrations dans les sédiments, il peut être utile de normaliser les valeurs par rapport aux teneurs en COT mesurées conjointement à la substance (INERIS, 2011 et 2013 ; Pucheux *et al.*, 2014). Cette approche a été utilisée pour les composés organiques non ioniques tels que les HAP, y compris les mélanges de HAP, et plusieurs pesticides organochlorés (Kalf *et al.*, 1999 ; Lepper, 2002 ; Portail des Substances Chimiques de l'INERIS : <http://www.ineris.fr/substances/fr/page/9>).

Par ailleurs, il est à noter que l'approche de l'équilibre de partage s'applique également hors de tout objectif de protection, et permet dans ce cas de convertir une concentration dans l'eau en une concentration dans les sédiments.

2.1.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE DE L'EQUILIBRE DE PARTAGE

Plusieurs études (US EPA, 2003a-c ; Fojut *et al.*, 2011 ; EC, 2011) ont évalué l'approche de l'équilibre de partage dans le but de son application pour la dérivation des valeurs seuils dans le sédiment. Les avantages de cette approche ainsi que les limites de son utilisation sont synthétisés dans le Tableau 1.

Tableau 1. Avantages et limites de l'approche de l'équilibre de partage

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utilise des normes existantes dans l'eau pour plusieurs contaminants préoccupants pour le sédiment. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Dépend de l'existence d'une NQE_{eau} valide et fiable.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Utilise des bases de données toxicologiques existantes et ne nécessite pas de nouvelles données de terrain. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pour les substances fortement hydrophobes (Log K_{ow}>5) ou ionisables, la méthode EqP n'est plus adaptée.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Une normalisation à la teneur en carbone organique est possible. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne tient pas compte de la contamination <i>via</i> l'alimentation et peut sous-estimer la contamination par ingestion (sauf si Log P>3).
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode basée sur des équilibres chimiques qui sont généralement bien connus. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Certains coefficients de partage sont imprécis (très variables pour une même substance) en particulier pour les substances fortement hydrophobes ou ionisables.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Permet d'attribuer un effet toxique à une substance chimique. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Suppose que les organismes benthiques présentent la même sensibilité aux contaminants que les organismes pélagiques.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode fondée sur des effets biologiques observés (contrairement aux approches basées sur les bruits de fond naturels). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne prend pas en compte les effets des substances en mélange (à l'exception des HAP, dans une certaine mesure seulement toutefois).
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Repose sur des justifications toxicologiques existantes (celles pour la NQE_{eau}) et par conséquent ne nécessite pas de nouvelles évaluations tant que les NQE_{eau} sont considérées protéger les organismes benthiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'hypothèse de l'équilibre entre les phases pourrait être irréaliste. Les cinétiques d'absorption des composés organiques hydrophobes peuvent être très lentes et la formation des sédiments naturels pourrait empêcher l'établissement d'un équilibre total. De plus, les variations saisonnières de la taille des particules et la composition du plancton ne permettent pas d'atteindre l'équilibre.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les normes déterminées peuvent être utilisées comme des seuils sans effets comme pour les normes de qualité dans l'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les coefficients de partage et les données de toxicité ne sont pas toujours représentatifs des sédiments de la zone géographique pour lesquels les normes sédiment sont déterminés.

L'avantage principal de la méthode de l'équilibre de partage est que les normes sédiments peuvent être dérivées sans avoir recours aux données de terrain ou aux données des tests de laboratoires spécifiquement réalisées sur sédiment dont la disponibilité reste très limitée.

Le principal inconvénient de cette approche est la fragilité de l'hypothèse de l'équilibre de partage dans le milieu naturel. Cette méthode a été largement critiquée et des recommandations ont été proposées pour remédier aux limites de cette méthode en utilisant des données des tests de toxicité des eaux interstitielles du sédiment pour valider les seuils déterminés par la méthode de l'équilibre de partage (EC, 2011 ; US EPA, 2003).

2.2 APPROCHE DES TESTS DE TOXICITE DES SEDIMENTS CHARGES

2.2.1 DEFINITION DE L'APPROCHE DES TESTS DE TOXICITE DES SEDIMENTS CHARGES

L'approche des tests de toxicité des sédiments chargés est similaire à celle utilisée pour la détermination des normes dans l'eau. Les données de toxicité aiguë et chronique générées par des tests sur des organismes benthiques sont utilisées pour la dérivation des normes pour le sédiment. La plupart des données proviennent d'essais effectués en laboratoire et réalisés selon des méthodes normalisées. Les données le plus souvent disponibles proviennent de tests effectués sur des invertébrés aquatiques tels que *Chiromonus riparius*.

Une distribution de la sensibilité des espèces (SSD) pourrait être utilisée pour déterminer la norme de qualité dans le sédiment lorsqu'un nombre suffisant de données de toxicité est disponible. Dans le cas où le nombre de données est limité, un facteur d'extrapolation est appliqué à la plus faible donnée pertinente et valide pour déterminer la norme de qualité dans le sédiment (EC, 2011).

2.2.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE DES TESTS DE TOXICITE DES SEDIMENTS CHARGES

Plusieurs études (US EPA, 2003 ; EC, 2011 ; Fojut *et al.*, 2011) ont évalué l'approche des bioessais de sédiments chargés dans le but de son application pour la dérivation des valeurs seuils dans le sédiment. Les avantages de cette approche ainsi que les limites de son utilisation sont synthétisés dans le Tableau 2.

Tableau 2. Avantages et limites de l'approche des tests de toxicité des sédiments chargés

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Comme pour les normes dans l'eau, les seuils déterminés sont techniquement acceptables et légalement défendables. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les tests de laboratoire peuvent ne pas être représentatifs des sédiments de terrain contaminés car les conditions peuvent varier considérablement entre le laboratoire et le milieu naturel ce qui peut modifier la biodisponibilité.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les seuils sont déterminés à partir de la fraction biodisponible de la substance testée. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le nombre de données de toxicité est très limité particulièrement pour les tests de toxicité chronique.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne nécessite pas des connaissances préalables des mécanismes d'absorption. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peu d'informations existent actuellement sur la relation entre les effets chroniques et aigus permettant de substituer les données chroniques lorsqu'elles sont indisponibles.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Une relation directe de cause à effet est déterminée par les tests. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Il n'est pas possible de tester tous les mélanges qui peuvent se retrouver dans l'environnement
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les tests peuvent être réalisés avec la majorité des substances chimiques et sans la nécessité de connaissances sur les mécanismes spécifiques d'exposition. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le nombre de tests standardisés pour les sédiments chargés est faible et les organismes testés ne sont pas toujours représentatifs du milieu naturel.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Incertitudes sur les techniques utilisées pour charger les sédiments et le temps nécessaire pour atteindre un équilibre entre les phases.

Le principal avantage des bioessais des sédiments chargés est qu'ils sont techniquement acceptables, permettant la prise en compte uniquement de la fraction biodisponible de la substance testée et ils sont basés sur une relation directe de cause à effet. En revanche ces tests sont limités dans leur représentativité du milieu naturel et de sa biodiversité et le nombre de données de toxicité disponible.

2.3 APPROCHES EMPIRIQUES

2.3.1 APPROCHE DU BRUIT DE FOND CHIMIQUE NATUREL

2.3.1.1 DEFINITION DE L'APPROCHE DU BRUIT DE FOND NATUREL

Cette approche est basée sur une hypothèse selon laquelle une comparaison des concentrations des substances dans les sédiments contaminés aux niveaux de concentrations retrouvées dans des sédiments de référence fournirait des informations sur les substances chimiques préoccupantes. Plus précisément, dans cette approche les concentrations de contaminants dans les sédiments de référence sont déterminées et constitueront la base des critères réglementaires (Chapman, 1989).

En France, en application des lignes directrices fixées par les conventions internationales dites conventions OSPAR et convention de Londres, cette approche a été utilisée pour la détermination des valeurs guides pour les contaminants dans les sédiments destinés à l'immersion lors des opérations de dragages. La stratégie pour l'élaboration des valeurs guides est basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants métalliques, mesurées lors des campagnes pluriannuelles. L'examen de la distribution des résultats permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de " bruit de fond " c'est à dire la teneur naturelle sans apport anthropique identifiable. Selon cette approche, le Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement (GEODE) a proposé des valeurs guides exprimées en mg/kg de sédiment sec pour les métaux et les PolyChloroBiphényles dans les sédiments destinés à l'immersion.

2.3.1.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE DU BRUIT DE FOND NATUREL

Cette approche, bien qu'elle paraisse simple et facile à mettre en œuvre, présente plusieurs inconvénients qui limitent son champ d'utilisation. Le tableau ci-dessous en dresse les avantages et les limites.

Tableau 3. Avantages et limites de l'approche selon le bruit de fond naturel

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Facile en théorie à mettre en œuvre en se basant sur les concentrations des contaminants dans les sédiments. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne prend pas en considération les effets biologiques et les données de biodisponibilité des contaminants, ni les caractéristiques physiques du sédiment.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne nécessite pas un grand nombre de données et les analyses chimiques sont relativement simples. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La difficulté de définir le sédiment de référence (zone, profondeur du carottage...)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne nécessite pas le recours aux tests de toxicité et aux extrapolations mécanistiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peut être utilisée uniquement pour les éléments majeurs et traces pour lesquels les concentrations naturelles peuvent être déterminées à partir de carottes de sédiment.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les concentrations naturelles des contaminants organiques d'origine anthropique devraient être égales à zéro, or certains de ces contaminants sont détectés dans les sédiments de référence.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Si les seuils sont définis à partir des niveaux actuels des substances dans les sédiments, ils peuvent ne pas être suffisamment protecteurs des organismes aquatiques.

La détermination d'un bruit de fond naturel pour un site requiert un grand nombre de mesures réparties sur une large échelle spatiale, cependant des écarts de mesures sont souvent observés ce qui rend difficile l'analyse et l'interprétation de ces données (Ineris, 2010). De plus, les teneurs naturelles des substances varient significativement d'une zone géographique à une autre. Pour cette raison, les seuils obtenus par cette approche ne devraient être appliqués que dans la zone géographique dans laquelle ils ont été déterminés. Cependant certains auteurs (Schropp *et al.*, 1990 ; Loring, 1991 ...) ont développé des applications de cette approche qui améliorent sa fiabilité globale. Ces applications reposent sur la normalisation des taux de métaux pour la concentration d'un élément de référence tels que l'aluminium ou lithium.

2.3.2 APPROCHES DE LA « SCREENING LEVEL CONCENTRATION » (SLC)

2.3.2.1 DEFINITION DE L'APPROCHE SLC

L'approche de la « screening level concentration » (SLC) (Neff *et al.*, 1986) est basée sur les effets biologiques observés et a été développée pour la protection des organismes benthiques. Cette approche relie des données d'analyses chimiques de sédiments et des données biologiques provenant d'études de terrain pour calculer une concentration seuil (SLC).

La SLC est une estimation de la plus forte concentration de contaminant qui peut être tolérée par une proportion prédéfinie d'espèces de l'endofaune benthique.

Le SLC nécessite l'utilisation de bases de données contenant des informations suffisantes sur les concentrations de contaminants spécifiques dans les sédiments et sur la présence d'organismes benthiques dans les mêmes sédiments. En première étape, pour chaque organisme benthique pour lequel les données adéquates existent, une concentration seuil pour l'espèce (SSLC) est calculée. La SSLC est déterminée en traçant la fréquence de distribution des concentrations du contaminant à travers tous les sites dans lesquels l'organisme (espèce) existe (des informations pour 10 sites minimum sont nécessaires pour calculer la SSLC). Le 90^{ème} percentile de cette distribution est considéré comme la SSLC pour l'espèce étudiée. Les SSLCs de toutes les espèces pour lesquelles des informations fiables sont disponibles, sont compilées pour déterminer la concentration que peuvent tolérer 95 % des espèces (le 5^{ème} percentile de la distribution). Cette concentration constitue la « screening level concentration » (SLC).

2.3.2.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE SLC

Les avantages et limites de l'approche SLC sont rapportés dans le Tableau 4.

Tableau 4. Avantages et limites de l'approche de la « screening level concentration » (SLC)

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Polyvalence et fiabilité des informations qui sont généralement disponibles. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Admet que la distribution des organismes benthiques est relative principalement aux niveaux des concentrations des contaminants dans les sédiments.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peut être utilisée pour déterminer des valeurs seuils pour tous les contaminants (si les méthodes analytiques existent). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne prend pas en compte explicitement les effets de facteurs autres que les concentrations des contaminants tels que la composition de l'habitat (granulométrie du sédiment, vitesse des courants d'eau, salinité ...) et les interactions interspécifiques.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Basé sur les données des organismes marins mais peut être adapté aux conditions locales en incluant uniquement les données des espèces locales. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'effet biologique indésirable considéré est uniquement celui de l'absence des espèces dans un site déterminé.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Impossible d'établir une relation directe de cause-effet entre un contaminant et des effets sur des espèces benthiques. L'effet observé est induit par un mélange de substances présent dans le sédiment.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les informations sur la relation dose-réponse ne sont pas prises en compte.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Admet que la base de données inclue les concentrations du contaminant dépassants l'intervalle de tolérance des espèces.
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les méthodes d'échantillonnage peuvent biaiser les résultats des analyses (ex. : espèces provenant des sédiments de dragage à la place des espèces autochtones).
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pour être fiable et robuste, cette approche nécessite des données sur les concentrations de contaminants provenant d'au moins 10-20 sites (Chapman, 1989) et la distribution d'au moins 20 espèces. Pour la plupart des contaminants ces données ne sont pas disponibles.

L'approche SLC a été développée par Neff *et al.* (1986) pour dériver des seuils de concentrations pour les substances organiques apolaires en eau douce et dans les sédiments marins des États-Unis. Les valeurs déterminées pour les sédiments ont été recalculées plus tard (Neff *et al.*, 1987) après vérifications de la base de données en éliminant les données non fiables. Bien que cette approche semble prometteuse, elle n'a pas été utilisée de façon significative au cours des dernières années. Cependant, Persaud *et al.* (1990) ont développé pour l'Ontario une méthodologie de dérivation de valeurs seuils dans les sédiments qui repose sur les principaux avantages de cette approche.

2.3.3 APPROCHE DES SEUILS D'EFFETS APPARENTS (AETA)

2.3.3.1 DEFINITION DE L'APPROCHE AETA

L'approche des seuils d'effets apparents (AETA : Apparent Effects Threshold Approach) a été développée par Tetra Inc. (1986) pour être appliquée dans la zone du Puget Sound dans l'état de Washington aux États-Unis. Cette approche, comme l'approche SLC, est basée sur une relation entre les concentrations mesurées des contaminants dans le sédiment et les effets biologiques observés. Cependant l'AETA prend en compte des effets biologiques plus sensibles et diversifiés. Le but de cette approche est de définir la concentration du contaminant dans le sédiment au-dessus de laquelle ($p \leq 0,05$) des effets biologiques sont toujours observés. Les effets biologiques incluent la toxicité vis-à-vis des organismes benthiques et/ou de la colonne d'eau ainsi que les modifications de la structure de la communauté des invertébrés benthiques. D'autres effets biologiques peuvent être pris en compte.

2.3.3.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE AETA

Très similaire à l'approche SLC, la méthode des seuils d'effets apparents présentent sensiblement les mêmes avantages et limites listés dans le Tableau 5.

Tableau 5. Avantages et limites de l'approche des seuils d'effets apparents

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none">▪ Capacité d'intégrer plusieurs observations d'effets biologiques (études de terrain) et des résultats de tests de toxicité en laboratoire.	<ul style="list-style-type: none">▪ Requiert un nombre important de données spécifiques (effets biologiques versus mesures chimiques) pour chaque site étudié afin de permettre une approche statistique.
<ul style="list-style-type: none">▪ Peut être appliquée pour plusieurs sites ou zones géographiques.	<ul style="list-style-type: none">▪ Ne permet pas d'établir une relation de cause-effet. L'effet observé est induit par un mélange de substances présent dans le sédiment, et d'autres paramètres physiques ou chimiques.
<ul style="list-style-type: none">▪ Peut être utilisée pour déterminer des valeurs seuils pour tous les contaminants (si les méthodes analytiques existent).	<ul style="list-style-type: none">▪ Un risque de sous protection des ressources biologiques en appliquant directement la valeur seuil puisque le principe de l'AETA est de définir une concentration au-dessus de laquelle des effets biologiques sont toujours observés.

Dans la zone du Puget Sound, l'application de cette approche a montré que c'est un outil fiable et précis (MacDonald, 1994) permettant de prédire les effets biologiques associés aux niveaux élevés des contaminants dans les sédiments. Cependant cette approche ne devrait pas être appliquée pour définir des valeurs seuils nationales car les données qui ont permis de définir les seuils sont spécifiques au site étudié. Néanmoins, l'implémentation de cette approche dans d'autres sites est possible et elle requiert un programme de collecte de données important (MacDonald, 1994).

2.3.4 APPROCHE DE LA « FONCTION LIMITANTE »

2.3.4.1 DEFINITION DE L'APPROCHE DE LA « FONCTION LIMITANTE »

Cette approche a été suivie par Crane *et al.* (2007) et Peters *et al.* (2010) et (2017) (travail en cours qui sera présenté au 27^{ème} congrès SETAC Europe à Brussels du 7 au 11 mai 2017) pour définir la concentration du métal (Ni, Zn, Cd ...) pour laquelle des effets indésirables commencent à être observés *in situ* sur des communautés d'organismes sensibles. Cette méthode a été utilisée pour définir des seuils dans l'eau mais elle est applicable pour le sédiment.

Comme les approches SLC et AETA, cette approche utilise des données de terrain pour définir les valeurs seuils.

Peters *et al.* (travail en cours) ont appliqué la méthode de la régression quantile pour évaluer le niveau de protection accordé par la norme de qualité anglaise spécifique pour le zinc (11 µg/L de zinc biodisponible). Pour les mêmes sites d'échantillonnage en Angleterre et dans le pays de Galles, des concentrations de la fraction biodisponible du zinc ont été confrontées à des données sur la qualité écologique du site EQR N-TAXA (Environmental Quality Ratio). L'EQR étant le ratio entre le nombre de taxons observés sur le site et le nombre prédit de taxons qui pourraient être présent en l'absence de stress anthropique. Dans cette étude, une analyse de l'ensemble de la communauté de macro-invertébrés benthique a été réalisée.

L'étude repose sur l'approche de la « fonction limitante » pour définir la concentration du zinc biodisponible pour laquelle des effets indésirables commencent à être observés *in situ*. Le principe de cette approche est qu'à faibles concentrations, la meilleure qualité écologique atteignable n'est pas limitée par le zinc alors qu'à concentrations élevées, la meilleure qualité écologique atteignable est limitée par la fraction biodisponible du zinc indépendamment des concentrations des autres contaminants et des conditions du milieu.

L'hypothèse avancée par Peters *et al.* est la suivante : la meilleure qualité écologique atteignable ne dépend que du zinc qui est considéré comme potentiellement le seul facteur significativement limitant. Les autres contaminants, dont les concentrations varient avec celles du zinc, peuvent conduire à des fonctions limitantes qui seraient inférieures à celles des expositions exclusivement au zinc.

L'analyse de la régression quantile (Figure 1) est alors utilisée pour identifier tout déclin de l'abondance des taxons, sélectionnés dans l'étude, en fonction de l'augmentation de la concentration biodisponible du zinc.

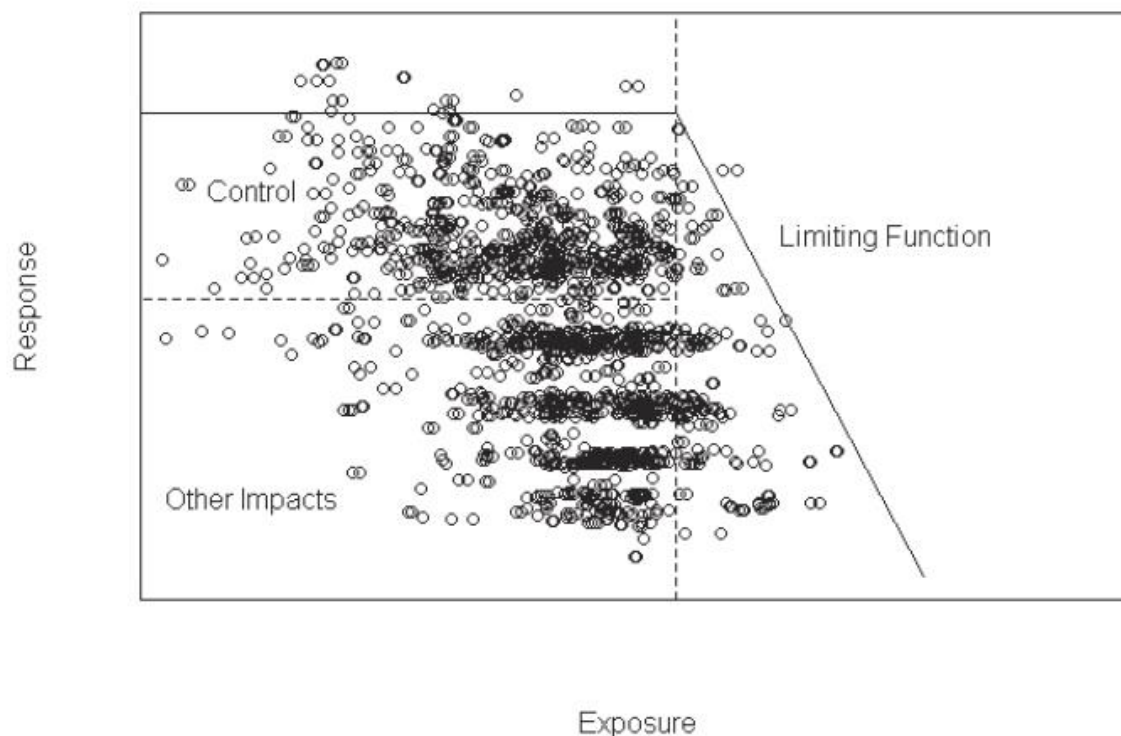


Figure 1. Principe de l'approche de la fonction limitante (Peters et al., 2010)

2.3.4.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE DE « LA FONCTION LIMITANTE »

Le principe de cette approche repose sur l'hypothèse que chaque substance peut être potentiellement le seul facteur significativement limitant pour la qualité écologique du site. Cette hypothèse est discutable car en réalité les réponses biologiques observées dans l'écosystème sont induites par l'ensemble des contaminants présents et par les conditions du milieu. L'écart observé entre la valeur seuil déterminée par cette approche pour le zinc qui est de 88 µg/L de Zn biodisponible (Peters et al., 2017) et la NQE (anglaise) qui est de 11 µg/L de Zn biodisponible, confirme bien que la valeur seuil déterminée par cette approche correspond à un pire-cas et sera donc surévaluée. Par ailleurs, il est à noter que le jeu de données utilisé par Peters et al. (2017) pour évaluer la qualité écologique du site est celui des communautés de macro-invertébrés benthiques. Ces derniers ne couvrent pas un réseau trophique type (périphyton--poisson de fond par exemple).

Comme pour l'approche SLC et AETA, cette approche présente des avantages et limites qui sont résumés dans le Tableau 6 :

Tableau 6. Avantages et limites de l'approche de « la fonction limitante »

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Propose une analyse améliorée des données de terrain pour déterminer un seuil dans le sédiment. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'hypothèse du facteur limitant attribué à une seule substance induit une surévaluation de la valeur seuil. Les effets observés sont induits par d'autres facteurs (contaminants et conditions du milieu).
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peut être appliquée pour plusieurs sites ou zones géographiques. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nécessite un nombre important de données pour que la méthode d'analyse soit robuste.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Peut être utilisée pour déterminer des valeurs seuils pour tous les contaminants (si les méthodes analytiques existent). 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le choix du paramètre biologique sensible au contaminant est déterminant (dans Peters <i>et al.</i>, 2017, l'abondance relative des macroinvertébrés ne varie pas en fonction de la concentration de zinc)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Permet d'intégrer plusieurs observations d'effets biologiques (études de terrain) pour plusieurs sites d'études. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne prend en compte que les communautés présentes dans le site qui sont probablement moins sensibles voire tolérantes aux contaminants présents.

2.4 APPROCHES INTEGREES

2.4.1 SEQ : SYSTEME D'EVALUATION DE LA QUALITE DES COURS D'EAU

Le Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau (SEQ-Eau) est l'ancien système de suivi de la qualité globale des cours d'eau utilisé en France. Il est basé sur la notion d'altération, les paramètres de même nature ou de même effet étant regroupés en 15 altérations. Le SEQ-Eau fournit des évaluations concernant la qualité physico-chimique de l'eau pour chaque altération d'une part et l'incidence de cette qualité sur la biologie et les usages de l'eau d'autre part. Pour chaque altération, la qualité est mesurée par un indice variant entre 100 (eau de très bonne qualité) et 0 (eau de mauvaise qualité) et elle est évaluée par 5 classes de qualité (MEDD et Agences de l'eau, 2003).

Dans le cadre du SEQ, quatre seuils peuvent être calculés pour les sédiments et les matières en suspension pour les substances dont le coefficient de partage octanol-eau ($\log K_{ow}$) est supérieur à 3. Chaque seuil correspond à une classe de qualité biologique des plans d'eau. Ces valeurs seuils peuvent être déterminées par l'approche de l'équilibre de partage, l'approche des tests de toxicité des sédiments chargées ou à partir de données de terrain. En pratique l'approche empirique n'est pas utilisée à cause de l'absence de données. L'approche de l'équilibre de partage n'est utilisée que si les données de toxicité ne sont pas disponibles.

Le seuil de niveau 1, indique un risque négligeable pour toutes les espèces et il est déterminé à partir des données de toxicité chronique ou aiguë en appliquant un facteur d'extrapolation (ou de sécurité). Le seuil de niveau 2 indique un risque possible d'effets indésirables pour les espèces les plus sensibles et il est dérivé des mêmes données que le niveau 1, mais avec un facteur d'extrapolation plus petit. Les niveaux 3 et 4 indiquent un risque probable ou significatif d'effets indésirables sur l'écosystème, et ils sont dérivés uniquement de données aiguës.

Lorsque l'approche de l'équilibre de partage est utilisée, un facteur de sécurité supplémentaire de 10 est appliqué pour déterminer les valeurs seuils de niveau 1, ce qui correspond à des écosystèmes aquatiques en bonne santé avec un risque négligeable d'effets néfastes pour toutes les espèces. La valeur seuil (EqP) sans facteur de sécurité supplémentaire est considérée comme le seuil de niveau 2, qui correspond à un écosystème aquatique présentant un risque possible d'effets sublétaux et chroniques néfastes pour les espèces les plus sensibles. Pour les matières en suspension, les seuils 1 et 2 sont extrapolés à partir des valeurs de sédiments en multipliant les seuils de sédiments par un facteur 2 pour les substances organiques.

Les valeurs seuils pour les sédiments et les particules en suspension déterminées dans le cadre du SEQ ont été toutes considérées comme provisoires en raison des incertitudes inhérentes aux méthodes utilisées (poids de la preuve et équilibre de partage) pour calculer ces valeurs (Lepper, 2002).

Les avantages et les limites du SEQ sont celles des approches suivies dans la détermination des valeurs seuils dans les sédiments (EqP, tests de toxicité et approche de terrain) qui sont décrites précédemment dans ce rapport.

2.4.2 APPROCHE DU TGD-EQS

Le TGD-EQS « Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (Guidance document N°27) » relatif à la directive cadre sur l'eau (CE, 2011) définit un cadre d'évaluation à plusieurs niveaux pour les sédiments. Il propose une démarche étagée permettant de dériver une norme de qualité des sédiments ($QS_{\text{sédiment}}$) en fonction de la disponibilité des données de toxicité. Cette démarche prend en compte la méthode des tests de toxicité des sédiments chargés et l'approche de l'équilibre de partage (Figure 2).

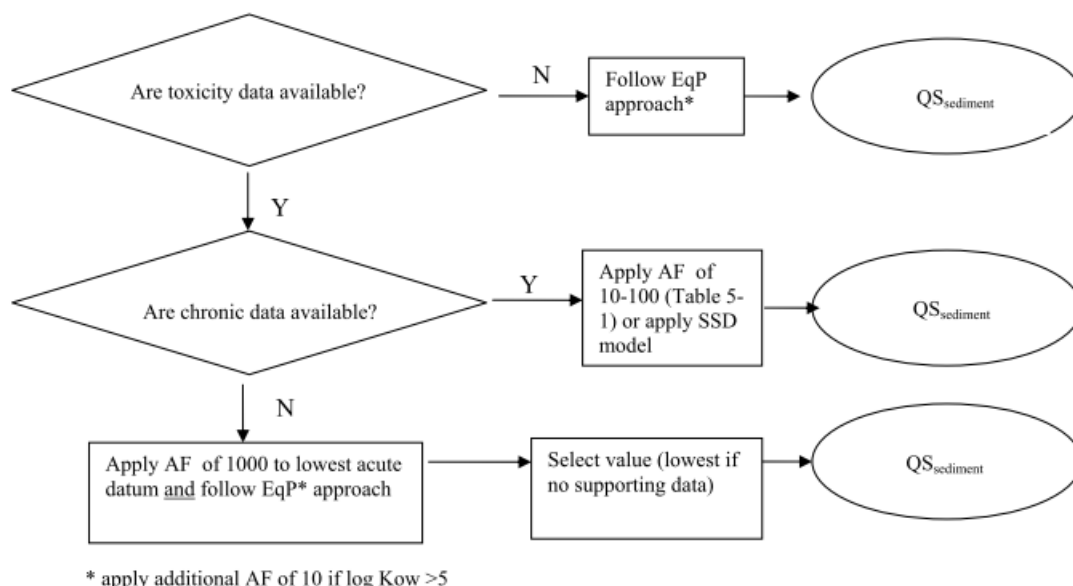


Figure 2. Processus de dérivation de la $QS_{\text{sédiment}}$ (EC, 2011)

Les avantages et les limites de l'approche du TGD-EQS sont ceux des approches de l'équilibre de partage et des tests de toxicité des sédiments chargés (voir § 2.1. et § 2.2).

2.4.3 APPROCHE TRIAD

2.4.3.1 DEFINITION DE L'APPROCHE TRIAD

A l'origine, l'approche Triad a été développée pour permettre l'évaluation de la qualité des sédiments sur site (Long et Chapman, 1985 ; Long, 1989). Les informations collectées sont utilisées comme base pour le développement des seuils dans les sédiments. L'approche Triad est basée sur la correspondance entre trois mesures : l'analyse chimique des sédiments, les tests de toxicité des sédiments et l'analyse *in situ* des effets biologiques. Les données des analyses chimiques et d'autres caractéristiques (physiques) des sédiments sont collectées pour évaluer le niveau de distribution et l'abondance des espèces benthiques. Les résultats des tests de toxicité des sédiments fournissent des informations qui peuvent être utilisées pour évaluer la toxicité des contaminants présents dans le sédiment. Les mesures *in situ* des effets biologiques, comme la structure des communautés benthiques et les anomalies histologiques chez les poissons benthiques, apportent des informations sur l'altération des communautés autochtones qui peuvent être liées aux contaminants présents dans les sédiments. L'intégration de ces trois composants fournit une information compréhensible qui peut être utilisée pour évaluer et classer le site surveillé. Ils peuvent également être utilisés pour formuler des objectifs de qualité des sédiments pour un site spécifique.

2.4.3.2 AVANTAGES ET LIMITES DE L'APPROCHE TRIAD

Les avantages et limites de l'approche Triad ont été rapportés par MacDonald (1994) et présentés dans le Tableau 7.

Tableau 7. Avantages et limites de l'approche Triad

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none">Intègre des données provenant de trois types d'analyses différents ce qui facilite la distinction entre la variabilité biologique naturelle et celle due aux effets toxiques des contaminants.	<ul style="list-style-type: none">Ne permet pas d'établir une relation de cause-effet.
<ul style="list-style-type: none">Peut être utilisée pour tous les contaminants qui peuvent être mesurés en intégrant les données de toxicité aigüe et chronique	<ul style="list-style-type: none">Nécessite une grande base de données pour une détermination statistique des seuils.
<ul style="list-style-type: none">Ne requiert pas des informations spécifiques sur l'interaction entre les contaminants et les organismes	<ul style="list-style-type: none">La construction d'une base de données solide avec ces trois types de données peut s'avérer coûteuse et l'interprétation des données sera compliquée.
	<ul style="list-style-type: none">Ne prend pas en compte explicitement la biodisponibilité des contaminants.
	<ul style="list-style-type: none">Prends en compte, principalement les données de toxicité aigüe et dans une moindre mesure les données de toxicité sublétales et chronique.

Cette approche a été développée aux États-Unis comme outil d'évaluation de la qualité des sédiments sur site spécifique. Les seuils sont utilisés pour identifier les zones prioritaires pour mettre en place des actions de remédiation, pour vérifier la qualité des sites de références et pour décrire les relations écologiques entre les caractéristiques des sédiments et les organismes benthiques menacés (US EPA, 1989).

2.4.4 UTILISATION DU POIDS DE LA PREUVE DANS LES APPROCHES INTEGREES

L'application du poids de la preuve pour la dérivation des normes de qualité dans les sédiments a été développée par Long et Morgan (1990) pour fournir des outils d'évaluation des données chimiques des sédiments côtiers collectées dans le cadre du programme américain NSTP (National Status and Trends Program) de l'agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA). Une base de données a été développée en compilant les données générées selon trois types d'approches pour établir des valeurs seuils dans les sédiments basées sur les effets : l'approche de l'équilibre de partage, l'approche des tests de sédiments chargés et des approches empiriques (effets biologiques observées correspondants à des concentrations chimiques dans les sédiments). Toutes les informations dans la base de données sont pondérées de manière égale indépendamment de la méthode utilisée pour les déterminer.

Les données candidates sont examinées pour évaluer leur applicabilité avant de les intégrer dans la base de données.

Cette procédure de sélection est conçue pour évaluer l'applicabilité générale de l'ensemble des données (par exemple la présence de données d'effets biologiques liées à des concentrations de contaminants dans les sédiments), les méthodes qui ont été utilisées, le type et l'amplitude de l'effet mesuré et le degré de concordance entre les données chimiques et biologiques. Les données qui ne présentent pas de concordance entre les variables chimiques et biologiques sont intégrées dans la base de données mais ne sont pas utilisées dans l'évaluation statistique des informations (Long, 1992). Les entrées dans la base de données sont la concentration du contaminant, le type de la réponse biologique mesurée (en spécifiant la localisation si possible) et une indication sur l'existence ou non d'une concordance entre les effets observés et les concentrations du contaminant. Les données des échantillons non affectés sont considérées comme les conditions de base. Les points de données pour lesquels un effet biologique est observé en association avec des concentrations élevées du contaminant sont identifiés. Ces points de données sont triés par ordre croissant des concentrations et les concentrations du 10^{ème} et 50^{ème} percentile sont déterminées pour chaque contaminant. La ER-L (Effects Range-Low : valeur du 10^{ème} percentile) est considéré comme la valeur du seuil inférieure, au-dessus de laquelle des effets néfastes sur les stades de vie et/ou les espèces sensibles commencent à apparaître. La ER-M (Effect Range-Median : valeur du 50^{ème} percentile) est considérée comme la valeur du second seuil, au-dessus de laquelle des effets néfastes sur la plupart des espèces sont souvent ou toujours observés. Ces deux seuils ER-L et ER-M sont utilisés comme des valeurs consultatives de gestion (Long et MacDonald, 1992).

Le résumé des avantages et limites de l'application du poids de la preuve pour les approches intégrées est présenté dans le tableau suivant :

Tableau 8. Avantages et limites de l'application du poids de la preuve pour les approches intégrées

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Applique le poids de la preuve des informations disponibles pour l'évaluation de la qualité des sédiments 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Difficultés de sélection des données : la qualité et la compatibilité entre les données (différences entre méthodes analytiques, organismes tests, seuils d'effets, origine géographique ...)
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fournit un cadre méthodologique pour l'évaluation de la qualité des sédiments en intégrant les données qui relient les effets biologiques aux concentrations des contaminants dans les sédiments. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne permet pas d'établir une relation de cause-effet.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ La base de données regroupe déjà toute les données générées pour l'Amérique du nord (études de terrain et de laboratoire) et elle est extensible pour intégrer les données recueillies dans d'autres pays. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Ne prend en compte explicitement les effets additifs et/ou synergiques des contaminants présents dans le sédiment.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ La fiabilité (ou degré de confiance) de chaque valeur peut être déterminée par l'évaluation de la concordance entre les données disponibles. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le nombre limité de données pour certaines substances.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Permet de prédire et de déterminer la probabilité d'observer des effets biologiques néfastes à une concentration de contaminant donné. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ La compilation et l'évaluation des données est un travail très intensif et nécessite des connaissances spécifiques de la biologie et de la chimie des sédiments.

La base de données du NSTP est constituée d'informations concernant plusieurs endroits des Etats-Unis. Long et Morgan (1990) estiment que le degré de confiance dans les valeurs ER-L et ER-M devrait être considéré comme modéré pour les métaux et les PCB, et faible pour les pesticides et les HAP. Ils ont estimé que, bien que la base de données compilée soit assez importante, il fallait beaucoup plus de données pour appuyer ou réfuter cette approche pour tous les groupes de produits chimiques et pour tous les types de sédiments. Néanmoins, les valeurs seuils générées par cette approche ont été utilisées pour de nombreux sites contaminés aux États-Unis (MacDonald, 1994).

2.5 AUTRE APPROCHE : BIOINDICATION ET LES INDICES SPEAR

Les bioindicateurs ont été instaurés, dans le cadre de la DCE (2000), comme des outils appropriés pour juger de l'état écologique des milieux aquatiques. Ils sont connus pour leurs capacités de sentinelles des milieux et font l'objet de mesures permettant d'indiquer les effets des polluants. Une métrique de bioindication peut être définie comme une grandeur calculée qui décrit certains aspects de la structure, de la fonction ou de tout autre caractéristique des assemblages biologiques et qui change de valeur en réponse à une modification de l'impact des activités humaines. Le développement des bioindicateurs et leur mise en compatibilité avec le texte de la DCE a induit une mobilisation de la communauté scientifique. Plusieurs approches ont été développées dont, probablement, une des plus pertinentes pour une application aux sédiments contaminés est l'approche SPEAR (SPECies At Risk).

Liess et Von der Ohe (2005) ont développé l'approche de bioindication SPEAR reposant pour partie sur les traits biologiques des macroinvertébrés d'eau douce afin de caractériser l'état de contamination des cours d'eau par les pesticides.

Dans la méthode SPEAR, les taxons sont classés en deux catégories « at risk » ou « not at risk » selon un ensemble de traits biologiques et écologiques et leur sensibilité aux pesticides. Diverses métriques sont ensuite calculées (nombre de groupes classés SPEAR, abondance relative des individus classés SPEAR, etc.). Les indices de diversité fonctionnelle sont calculés à partir des données d'abondance de différents groupes taxonomiques caractérisés par divers traits biologiques et écologiques. Les premiers travaux se sont appuyés sur des études menées sur trois cours d'eau pour lesquels des données de pression en pesticides ont été acquises en parallèle. L'étude des relations entre pression toxique d'une part et diverses métriques SPEAR ou indices de diversité fonctionnelle d'autre part, donne des résultats encourageants qui doivent être confirmés (Reyjol *et al.*, 2013).

L'application de l'approche SPEAR a reçu des retours positifs d'une manière générale, cependant quelques critiques ont souligné l'absence de prise en compte du mode d'action de la substance dans la définition de la sensibilité des espèces et la difficulté de définir les traits biologiques (Tableau 9). Par ailleurs, cette approche est limitée aux macroinvertébrés et ne couvre pas les producteurs primaires ou les vertébrés.

Tableau 9. Avantages et limites de la méthode SPEAR

Avantages	Limites
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Applicable à une grande échelle car les traits biologiques des communautés d'invertébrés aquatique dans les sites de référence varient peu d'une région à une autre 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'homogénéité de la mesure ou de la définition des traits
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les indicateurs peuvent être spécifiques aux stress 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Le mode d'action de la substance chimique n'est pas pris en compte dans la définition de la sensibilité des espèces.
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Méthode simple à appliquer si les données sont disponibles 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Les données de sensibilité utilisées correspondent uniquement à un rang taxonomique supérieur « famille ».
	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Limitée à un taxon et ne couvre pas les producteurs primaires ou les vertébrés

L'application de ces indices a été étendue à d'autres substances chimiques et dans différentes régions de l'Europe. Les métriques basées sur cette approche ont déjà été employées avec succès lors d'études de terrain (Schäfer *et al.*, 2007).

3. SYNTHÈSE ET RECOMMANDATIONS

Le TGD-EQS « Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (Guidance document N°27) » relatif à la directive cadre sur l'eau (CE, 2011) propose un cadre d'évaluation à plusieurs niveaux pour les sédiments. Le processus de dérivation de la norme de qualité sédiment est basé sur celui utilisé pour l'évaluation des effets dans le cadre de REACH (ECHA, 2006), mais avec une prise en compte supplémentaire des données de terrain. Cela permet d'utiliser différentes sources de données possibles (par exemple : des tests de toxicité des sédiments avec des études d'équilibre de partage et de terrains/mésocosmes) pour générer des normes de qualité. Dans l'annexe V de la directive cadre sur l'eau relative à la détermination des normes environnementales, il est précisé que « *la norme ainsi obtenue doit être comparée avec les éléments provenant des études sur le terrain* ». Dans l'optique d'une meilleure prise en compte de la réponse des écosystèmes aux pressions chimiques, une approche intégrée basée sur des méthodologies mécanistiques et empiriques pourrait améliorer la détermination des normes de qualité dans les sédiments. Les valeurs seuils existantes peuvent être révisées en tenant compte des études de terrain pour une meilleure application de ces normes. La combinaison des trois types d'approches mécanistiques (méthode de l'équilibre de partage), empiriques (études de terrain) et des tests de toxicité des sédiments, permet de prendre en compte toutes les informations disponibles sur la toxicité des sédiments et réduire ainsi les incertitudes lors de la dérivation des valeurs seuils. Le développement d'une base de données nationale à l'image de celle du programme américain NSTP (National Statut and Trends Program) de l'agence américaine d'observation océanique et atmosphérique (NOAA) semble très utile et son application est prometteuse. Certains pays (Australie, Nouvelle-Zélande) utilisent déjà la base de données du NSTP en l'alimentant par des données locales pour une meilleure représentativité des normes générées. Les normes de qualité des sédiments établies en 2000 (en Australie et en Nouvelle-Zélande) sont mises à jour avec des valeurs révisées pour un certain nombre de contaminants, en plus de l'introduction d'une méthode d'évaluation des données par le poids de la preuve (Simpson *et al.*, 2010).

Cette démarche est également suivie aux États-Unis et au Canada où les seuils dans les sédiments d'eau douce et marine sont systématiquement revus et améliorés à mesure que de nouvelles données de terrain ou des résultats d'essais de toxicité sur des espèces autochtones pertinentes sont disponibles, réduisant ainsi la dépendance à l'extrapolation et à l'utilisation des données sur les espèces d'eau douce pour obtenir des seuils pour les sédiments marins (Kwok *et al.*, 2014).

Les limites de l'approche empirique sont principalement : l'impossibilité d'établir une relation de cause-effet entre les effets biologiques et les contaminants ainsi que l'absence de prise en compte des effets additifs et/ou synergiques des contaminants présents dans le sédiment. L'approche de la fonction limitante utilisée par Crane *et al.* (2007) et Peters *et al.*, (2010) propose une amélioration de l'analyse des données de terrain sans pour autant résoudre directement toutes les faiblesses de l'utilisation de l'approche empirique. Ces lacunes peuvent être comblées par l'utilisation d'une méthode d'analyse intégrative dite méthode de l'analyse dirigée par l'effet (EDA) (Brack, 2003).

L'approche EDA consiste en un couplage entre des outils bio-analytiques, des méthodes de fractionnement et des outils de chimie analytique avec pour objectif principal de réduire la complexité du mélange environnemental afin d'isoler et de permettre l'identification des composés responsables des réponses biologiques observées (Leonard et Lamoree, 2006). L'EDA est actuellement la seule approche qui permette de caractériser une pollution environnementale en l'absence de données *a priori* et d'identifier les polluants responsables. Elle nécessite cependant un investissement conséquent en termes d'équipements et de temps d'analyse. Son utilisation peut donc être envisagée dans une optique d'identification de polluants actifs et de caractérisation du danger sur un site donné, mais elle reste encore trop lourde pour être envisagée en routine dans le cadre d'un réseau de surveillance à grande échelle (Ait-Aissa, 2009 ; Gardia-Parege, 2015).

Enfin, les approches de bioindication et plus précisément celles basées sur les traits biologiques comme les indices SPEAR offrent un réalisme avéré pour l'évaluation de la réponse des écosystèmes aux stress chimiques. Ce type d'approche est théoriquement applicable à grande échelle, notamment parce que la composition en traits des communautés d'invertébrés aquatiques dans les sites de référence varie peu d'une région à une autre. Son utilisation soulève toutefois le problème de l'homogénéité de la mesure ou de la définition des traits, même si pour l'Europe, des profils de traits sont disponibles pour la plupart des genres d'invertébrés aquatiques (Tachet *et al.*, 2010). Les indicateurs SPEAR peuvent, également, être spécifiques au stress car ils s'appuient sur des traits d'organismes qui répondent aux facteurs de stress respectifs et sont sélectionnés *a priori* en utilisant des hypothèses écologiques. Ils ne couvrent toutefois pas les producteurs primaires et les vertébrés.

4. CONCLUSION

La revue des méthodologies existantes pour la dérivation des valeurs seuils pour le sédiment a montré que l'intégration des différentes approches empiriques, mécanistiques et les tests de toxicité réduit les incertitudes sur la définition des valeurs seuils. Cependant, il existe toujours des limites à ces approches intégrées, en particulier celle concernant les relations de cause-effet qui demeurent non résolues. Des approches de type SPEAR ou EDA (analyse dirigée par l'effet) peuvent apporter une meilleure évolution des méthodologies de détermination des valeurs seuils dans les sédiments.

5. BIBLIOGRAPHIE

- Ait-Aissa S, 2009. Outils bio-analytiques in vitro : principe et apports pour la surveillance des contaminants organiques dans le milieu aquatique. Rapport d'étude INERIS n° N° -DRC-08-95306-16732A. 26 pp.
- Anzecc and Armcanz, 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra, Australia.
- Brack W, Kind T, Hollert H, Schrader S, Möder M, 2003. Sequential fractionation procedure for the identification of potentially cytochrome P4501A-inducing compounds. J. Chromatogr. A 986, 55–66.
- Chapman PM, 1989. Current approaches to developing sediment quality criteria. Environ Toxicol Chem 8, 589-599.
- CCME, 1999. Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Canadian Council of Ministers of the Environment. 1995 CCME EPC-98E.
- CE, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22.12.2000, 1-86.
- CE, 2011. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055.
- Crane M, Kwok K, Wells C, Whitehouse P, Lui G, 2007. Use of field data to support European Water Framework Directive Quality Standards for trace metals. Environ Sci and Technol 41, 5014-5021.
- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ *et al.*, 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. Environmental Toxicology and Chemistry 10, 1541-1583.
- Di Toro DM, Hansen DJ, DeRosa LD, Berry WJ, Bell HE, Reiley MC, Zarba CS, 2002. Technical basis for the derivation of equilibrium partitioning sediment quality guidelines (ESGs) for the protection of benthic organisms: Nonionic organics. Draft report. 822-R-02-041. USEPA. Office of Science and Technology and Office of Research and Development, Washington, D.C.
- ECHA, 2006. REACH Regulation (EC) No 1907/2006.
- Fojut TL, Vasquez ME and Tjeerdema RS, 2011. Methodology for Derivation of Pesticide Sediment Quality Criteria for the Protection of Aquatic Life. Phase I: Review of existing methodology. Department of Environmental Toxicology, University of California, Davis. 83 pp.
- Gardia-Parege C, 2015. Développement et applications de l'analyse dirigée par l'effet pour la recherche et l'identification de contaminants à risque pour les écosystèmes aquatiques. Thèse de doctorat de l'université de Bordeaux. 469 pp.

- INERIS, 2010. Contamination métallique dans les milieux aquatiques : prise en compte de la biodisponibilité. Rapport final. 118 pp.
- INERIS, 2011. Elaboration des normes de qualités pour les sédiments : pertinences des méthodologies et valeurs produites. Rapport (DRC-11-112070-04600A). 52 pp.
- INERIS, 2013. Construction de valeurs guides spécifiques pour les sédiments (VGsediment) selon la méthode de l'équilibre de partage. Note (DRC-13-126836-01654) d'accompagnement du tableau (DRC-13-126836-01788A). 19 pp.
- Kalf DF, Mensink BJWG, Montforts MHMM, 1999. Protocol for the derivation of harmonized maximum permissible concentrations (MPCs). RIVM report 601506 001. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.
- Kwok KWH, Bateley GE, Wenning RJ, Zhu L, Vangheluwe M and Lee S, 2014. Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management. *Environ Sci Pollut Res* 21:17 – 27.
- Leonards P and M. Lamoree, 2006. "Protocol for the integration of chemical and biological techniques to enable linkage of chemical and biological data". NORMAN protocol guidelines.
- Lepper P, 2002. Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the water framework directive. Final report of the study contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1: Identification of quality standards for priority substances in the field of water policy. Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Munich, Germany.
- Liess M and Von der Ohe PC, 2005 Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environ Toxicol Chem* 24: 954-965.
- Long ER, 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 ER, 1992. Ranges of chemical concentrations in sediments associated with adverse biological effects. *Marine Pollution Bulletin* 24(1):38-45.
- Long ER 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 ER and LG 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.
- Long ER and DD 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. National Oceanic and Atmospheric Administration. Seattle, Washington. 175 pp. + appendices.
- Loring DH, 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Sciences* 48:101-115.

- MacDonald DD, 1994. Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters. Volume 1: Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines. 140 pp.
- MEDD et Agences de l'eau, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Rapport présentation SEQ-EAU (Version 2). 106 pp.
- Neff JM, DJ Bean, BW Cornaby, RM Vaga, TC Gulbransen and JA Scanlon, 1986. Sediment quality criteria methodology validation: Calculation of screening level concentrations from field data. Prepared for Environmental Protection Agency Region V. Washington, District of Columbia. 225 pp.
- Neff, JM, JQ Word and TC Gulbransen, 1987. Recalculation of screening level concentrations for nonpolar organic contaminants in marine sediments. Final report. Prepared for Environmental Protection Agency Region V. Washington, District of Columbia. 18 pp.
- OECD, 1995. Guidance Document for Aquatic Effects Assessment. Organization for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- Persaud D, Jaagumagi R and Hayton A, 1990. Provincial sediment quality guidelines. Water Resources Branch. Ontario Ministry of the Environment. Toronto, Ontario. 21 pp.
- Persaud D, Jaagumagi R, Hayton A, 1993. Guidelines for the protection of and management of aquatic sediment quality in Ontario. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch.
- Peters A, Crane M, Simpson P, Schlekot C, and Rogevich E, 2010. Validation of the freshwater PNEC for Nickel using field data for benthic macroinvertebrates. Présentation par affiche au 20^{ème} meeting annuel de la SETAC Europe du 23 au 27 mai à Séville, Espagne.
- Peters A, Merrington G, Cooper C, van Assche F, Johns T, Wilkinson H and Whitehouse P, 2017. Using field data to support the derivation of an EQS for zinc. Travail en cours qui sera présenté au 27^{ème} meeting de la DETAC Europe du 7 au 11 mai 2017 à Brussels, Belgique.
- Pucheux N, Botta F, Penisson J, Papin A, Chevreuil M, Budzinski H, Vulliet E, Amouroux D, and Andrés S, 2014. The impact of in-the-field organic fraction on the interpretation of sediment threshold values under the Water Framework Directive. Présentation par affiche au 24^{ème} meeting annuel de la SETAC Europe du 11 au 15 mai à Bâle, Suisse.
- Reyjol Y, Spyrtatos V and Basilico L, 2013. Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques Perspectives en vue du 2e cycle DCE – Eaux de surface continentales. Synthèse des journées « DCE et bioindication » du séminaire « Méthodes d'évaluation de l'état des eaux. Situation et perspectives dans le contexte de la directive cadre sur l'eau », Paris 19 et 20 avril 2011, complétée des réflexions du groupe de travail DCE-ESC durant l'année 2012. 31 pp.
- RIVM, 2001. Guidance document on deriving environmental risk limits. Traas TP (ed) RIVM report 601501 012. National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

- Rowlatt S, Matthiessen P, Reed J, Law R, Mason C, 2002. Recommendations on the development of sediment quality guidelines. Environment Agency, Bristol, UK.
- Schäfer R B, Caquet T, Siimes K, Muller R, Lagadic L and Liess M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural headwater streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382, 272-285.
- Schropp SJ, FG Lewis, HL Windom, JD Ryan, FD Calder and L.C. Burney, 1990. Interpretation of metal concentrations in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element. *Estuaries* 13(3):227-235.
- Simpson SL, Batley GE, Chariton AA, 2010. Revision of the ANZECC/ARMCANZ sediment quality guidelines. CSIRO Land and Water Report 8/07, 78 pp.
- Tachet H, Richoux P, Bournard M and Usseglio-Polatera P, 2010. *Invertébrés d'Eau Douce, Systématique, Biologie, Ecologie*. Paris, Ed. CNRS, 588 pp.
- Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards, 2011. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055.
- Tetra Tech Inc., 1986. Development of sediment quality values for Puget Sound. Volume 1. Puget Sound Dredged Disposal Analysis Report. 129 pp.
- US EPA, 1989. Sediment classification methods compendium. Final Draft Report. Washington, District of Columbia.
- US EPA, 1993. Technical basis for deriving sediment quality criteria for nonionic organic contaminants for the protection of benthic organisms by using equilibrium partitioning. Report. EPA-822-R-93-011. USEPA. Office of Science and Technology and Office of Research and Development, Washington, D.C.
- US EPA, 2003a. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Dieldrin. EPA 600 R 02 010. Office of Research and Development, Washington D.C.
- US EPA, 2003b. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: Endrin. EPA 600 R 02 009. Office of Research and Development, Washington D.C.
- US EPA, 2003c. Procedures for the derivation of equilibrium partitioning sediment benchmarks (ESBs) for the protection of benthic organisms: PAH mixtures. EPA 600 R 02 013. Office of Research and Development, Washington D.C.

6. ANNEXES

Tableau 10. Principales approches de dérivations des valeurs guides dans les sédiments (selon Fojut et al., 2011 modifié)

Méthode	Source et pays d'application	Référence	Valeurs guides/Seuils	Méthodologie de détermination
Approches mecanistiques				
Technical basis for the derivation of equilibrium partitioning sediment quality guidelines for the protection of benthic organisms: nonionic organics.	US EPA (Etats-Unis)	Di Toro <i>et al.</i> (2002)	Tier 1 ESGs: equilibrium sediment guidelines	Utilisation de la FCV (final chronic value) WQC et Koc pour calculer ESG. Comparer (confirmer) avec les données de toxicité (SSTT); Approche étagée selon la disponibilité des données des tests de toxicité.
			Tier 2 ESG	Si données limitées ou inexistantes, utiliser ESG
Guidance document on deriving environmental risk limits	RIVM (Pays-Bas)	RIVM (2001)	MPC : maximum permissible concentration	Utilise EqP pour déterminer MPC sédiment et comparaison avec données des tests de toxicité.
Guidance document for aquatic effects assessment	OECD	OECD (1995)	MTC sed : maximum tolerable concentration	Utilise EqP pour calculer MTC sed
Recommendations on the development of sediment quality	UK	Rowlatt <i>et al.</i> (2002)	SAL : sediment action level	Utilise EqP pour calculer SAL.

Méthode	Source et pays d'application	Référence	Valeurs guides/Seuils	Méthodologie de détermination
guidelines.				
Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario	OMEE (Ontario, USA)	Persaud <i>et al.</i> (1993)	NEL : no effect level	Utilise EqP pour calculer NEL
Approches basées sur les tests de toxicité des sédiments				
Technical guidance document on risk assessment	European Union	TGD (2011)	PNEC: predicted no effect concentration	Si données données SSTT disponible, appliquer un facteur d'extrapolation selon données tox chronique ou aigüe. SSD si données suffisantes. Sinon utiliser EqP.
Système d'évaluation de la Qualité de l'eau	SEQ-eau (France)	Lepper (2002)	Seuil niveau 1	Plus faible NOEC/10 ou L(E)C 50 /1000
			Seuil niveau 2	Plus faible NOEC ou L(E)C 50 /100
Approches empiriques				
Sediment quality guidelines developed for the National Status and Trends Program (NSTP)	NOAA NSTP (USA)	Long and Morgan (1990)	ERL/ERM: effects range low and median	Utilise les informations de la base de données NSTP (relation sédiment contaminés et effet biologiques) ERL concentration au 10 th percentile de la base donnée NSTP ERM concentration au 50 th percentile de la base donnée NSTP

Méthode	Source et pays d'application	Référence	Valeurs guides/Seuils	Méthodologie de détermination
Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality	ANZECC & ARMCANZ (Australia/New Zealand)	ANZECC & ARMCANZ (2000)	ERL/ERM	Utilise les données américaines et affine la méthode en utilisant les données des sédiments des sites locaux.
Stratégie basée sur une exploitation statistique des teneurs en contaminants métalliques	Groupe d'Etudes et d'Observations sur les Dragages et l'Environnement (GEODE) (France)	GEODE	<p>NIVEAU N1, l'impact potentiel est jugé neutre ou négligeable, les valeurs observées se révélant comparables aux bruits de fond environnementaux.</p> <p>Entre N1 et N2, une investigation complémentaire peut s'avérer nécessaire en fonction du projet considéré et du degré de dépassement du NIVEAU 1. Des tests sont alors pratiqués pour évaluer la toxicité globale des sédiments.</p> <p>Au-delà du NIVEAU N2, une investigation complémentaire est généralement nécessaire car des indices peuvent laisser présager un impact potentiel de l'opération.</p>	Examen de la distribution des résultats permet de déterminer pour chaque contaminant la valeur dite de " bruit de fond " c'est à dire la teneur naturelle sans apport anthropique identifiable.
Approches combinées (empirique et tests de toxicité des sédiments)				
Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life	CCME (Canada)	CCME (1999)	<p>TEL/PEL: threshold and probable effects level</p> <p>SSTT: spiked-sediment toxicity testing</p>	<p>Approche empirique basée sur données NSTP :</p> <p>Dérivation de l'Interim sediment quality guidelines</p> <p>Utilise l'approche SST pour établir une relation cause/effet définitive entre contamination chimique et pollution ; similaire à la WQC mais en utilisant les données de toxicité des sédiments.</p>