

Vers une démarche graduée d'évaluation écotoxicologique des sédiments fluviaux : présentation et premiers tests

Marc BABUT¹, Benoit FERRARI^{1,4}, Cyrielle DURAND¹, Simon DEVIN², Fanny COLAS², Jeanne GARRIC¹, Rayna CHARLATCHKA³, Jean-François FERARD²

¹ Irstea, UR MALY, 3 bis Quai Chauveau – CP220, F-69336 LYON, France - e-mail: marc.babut@irstea.fr

² CNRS, LIEBE (Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes), UMR 7146, Metz, F-57070, France

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

⁴ Centre Ecotox Eawag/EPFL, EPFL-ENAC-IIE-GE, Lausanne, Suisse

RÉSUMÉ. – Composante essentielle des écosystèmes fluviaux, les sédiments constituent aussi souvent une source de perturbations des ouvrages tels que barrages ou écluses. Pour gérer ces perturbations sans entraîner de dommages à l'environnement, les maîtres d'ouvrage concernés doivent donc disposer d'une démarche d'évaluation écotoxicologique. Le projet DIESE (Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments) avait pour objectifs d'élaborer et tester un schéma d'évaluation par étapes pour des sites d'accumulation de sédiments. Nous présentons ici la démarche proposée, structurée en 3 étapes, et les résultats d'un test de celle-ci sur 17 sites. Il s'agit de répondre à deux questions : « les contaminants présents dans les sédiments (a) présentent-ils un danger probable pour les invertébrés benthiques (effet toxique direct), ou (b) ceux qui sont reconnus comme bioaccumulables ou bioamplifiables sont-ils présents à un niveau préoccupant » ? Chaque étape peut se conclure par l'arrêt de l'évaluation, si les données obtenues sont concluantes. La confrontation des résultats d'analyses chimiques interprétés à l'aide de seuils de toxicité ou d'indices de contamination aux résultats des tests de toxicité a permis d'illustrer la validité de la démarche, et de proposer des choix pour l'interprétation (entre indices ou classification sur la base du paramètre le plus pénalisant). Ce test a permis de montrer une bonne cohérence d'ensemble des éléments de preuve de toxicité rassemblés pour les 17 sites. Ce résultat mériterait d'être vérifié sur un plus grand nombre de sites, incluant des substances organiques plus variées et atteignant des niveaux de contamination plus élevés.

Mots-clés : sédiment, écotoxicité, danger, classification, indice

Towards a tiered framework for an ecotoxicological hazard assessment of fluvial sediments – presentation and early tests

ABSTRACT. – Sediments are an essential component of fluvial ecosystems. They are also quite often a cause of disturbance for fluvial works, such as dams or locks. In order to manage these disturbances without causing adverse impacts downstream, managers should have in hand an efficient assessment framework. The DIESE project (tools for sediment ecotoxicity assessment) aimed to elaborate and test a tiered assessment framework for freshwater sediment sites. We present hereafter the proposed framework, and a pilot test on 17 sites. Basically, the framework intends to provide answers to 2 questions, namely (a) does the sediment contamination present a hazard to benthic invertebrates, and (b) if bioaccumulative/biomagnified contaminants are present, is their concentration worrying? The assessment process can end at any tier, provided the data are conclusive. Sediment quality benchmarks or contamination indices were used to interpret chemical analyses; this assessment was then compared to the results of ecotoxicity tests. Overall, the framework appears consistent; this test also helped selecting the best options for interpretation. Nevertheless, the test included only 17 sites, with a limited array of contaminants; complementary tests including more organic contaminants at a wider range of concentrations would help to demonstrate the validity of this assessment framework.

Key-words: sediment, ecotoxicity, hazard, classification, index

I. INTRODUCTION

Composante essentielle des écosystèmes fluviaux, les sédiments constituent aussi souvent une source de perturbations des usages de ces systèmes [SedNet 2003]. Les ouvrages (écluses, ports, barrages etc.) modifient la dynamique des sédiments, et leur fonctionnement est perturbé en retour par des dépôts de particules fines, éventuellement contaminées par des substances chimiques d'origine anthropique. Pour gérer ces perturbations sans entraîner de dommages à l'environnement, les maîtres d'ouvrage concernés doivent donc disposer d'une démarche d'évaluation écotoxicologique

pertinente et efficiente, c'est-à-dire robuste et précise en termes d'évaluation des impacts, acceptable au titre de la réglementation, tout en étant économiquement raisonnable. Ce type de besoin, qui concerne tous les pays industrialisés, est généralement traité à l'aide de schémas d'évaluation graduée [Babut, M. *et al.* 2011]. Les étapes successives mobilisent des moyens d'évaluation de plus en plus sophistiqués et coûteux, et le processus d'évaluation s'arrête dès qu'une conclusion opérationnelle peut être atteinte.

Le projet DIESE (Outils de Diagnostic de l'Ecotoxicité des Sédiments) avait entre autres objectifs d'élaborer et tester un schéma d'évaluation par étapes pour des sites

d'accumulation de sédiments, en particulier les retenues (barrages). Pour ce faire, plusieurs tâches du projet ont cherché à préciser les méthodes (tests, analyses) à utiliser, tandis qu'une tâche était dédiée à la réflexion sur la démarche elle-même. L'objet de cet article est de présenter la démarche d'évaluation proposée à la fin du projet, et de l'illustrer par un premier test sur les 17 sites étudiés pendant celui-ci.

La démarche décrite ci-dessus n'a pu être testée en tant que telle, c'est à dire appliquée sur un ou des cas aussi proches que possible d'un cas réel, chaque étape envisagée après la précédente, avec des échanges avec les institutions impliquées dans la gestion du site. Cependant des échantillons de sédiment ont été collectés sur 17 sites, et ont servi aux analyses chimiques et tests de toxicité réalisés dans les différentes tâches du projet DIESE. Une partie des données issues de ces essais sont utilisées pour (a) présenter différentes options d'interprétation, notamment en matière d'indices de toxicité ou de contamination, et (b) discuter les options opérationnelles découlant potentiellement de ces données. Dans cette perspective, nous nous intéresserons aux relations entre la contamination et la toxicité, évaluée à l'aide des micro- ou macrobiotests, à la pertinence de quelques indices de contamination et de toxicité, et à la cohérence des informations recueillies en matière de toxicité par rapport à la prise de décision.

II. FORMULATION DU PROBLÈME

Dans une retenue, ou autre ouvrage fluvial, les sédiments déposés peuvent être laissés en place s'ils ne gênent pas le fonctionnement de l'ouvrage ou ne présentent pas d'atteinte à sa sécurité. A contrario, l'exploitant peut souhaiter en évacuer une partie pour maintenir le volume efficace de la retenue à un niveau satisfaisant en termes économiques. Dans le premier cas, le risque éventuel concernera l'écosystème de la retenue, dans le deuxième c'est l'écosystème aval qui pourrait être affecté ; il en ira de même dans les cas d'effacement d'ouvrage.

Afin de choisir les méthodes d'évaluation les plus pertinentes, il convient de définir un « modèle conceptuel ».

Celui-ci associe une description écrite et une représentation graphique des relations escomptées entre entités écologiques du système exposé et source présumée de risque [USEPA 1998], dans le cas présent un sédiment contaminé.

Le sédiment à évaluer (dépôt en place) constitue le terme « source ». Schématiquement, ce terme comprend deux compartiments (particules, eau interstitielle), auxquels sont exposés les organismes composant la biocénose benthique (insectes, crustacés etc.). Les poissons seront exposés aux contaminants associés au sédiment soit directement, s'ils vivent au contact du sédiment, soit indirectement par leur alimentation. L'ensemble des organismes exposés encourent différents effets toxiques, qui constituent potentiellement autant de paramètres mesurables au cours du processus d'évaluation (Figure 1, Tableau 1). Cette représentation est déjà une simplification, puisqu'elle omet certains organismes comme les bactéries ou les champignons. Dans le cas des sédiments, ces organismes sont fortement exposés, mais les connaissances disponibles sont très limitées ; elles suggèrent que ce compartiment serait moins sensible que les invertébrés [Babut, M. *et al.* 2004], mais cela reste à vérifier.

Selon [USEPA 1998], le modèle conceptuel décrit les relations entre la source et la biocénose et énumère les effets mesurés, qui permettront de caractériser le danger ou le risque. La gradation des gris des liens entre les voies d'exposition et les récepteurs indique l'amplitude de ces relations. Les effets mesurés indiqués sur la figure 1 sont ceux mesurés dans les macrobiotests de la batterie.

La contamination des sédiments peut affecter la survie et la croissance des invertébrés, ainsi que leur alimentation ou leur reproduction. L'ensemble de ces effets est par conséquent susceptible d'affecter la structure des communautés benthiques et l'abondance des taxons sensibles.

Les végétaux aquatiques, micro-algues benthiques ou macrophytes, encourent aussi potentiellement des effets de la contamination des sédiments, notamment des perturbations de la photosynthèse. Cependant les effets toxiques peuvent être atténués, voire masqués, par celui des nutriments. Ces réponses complexes limitent l'utilisation de ce type d'organisme dans la démarche d'évaluation. Composants essentiels des réseaux trophiques, cibles des normes de qualité

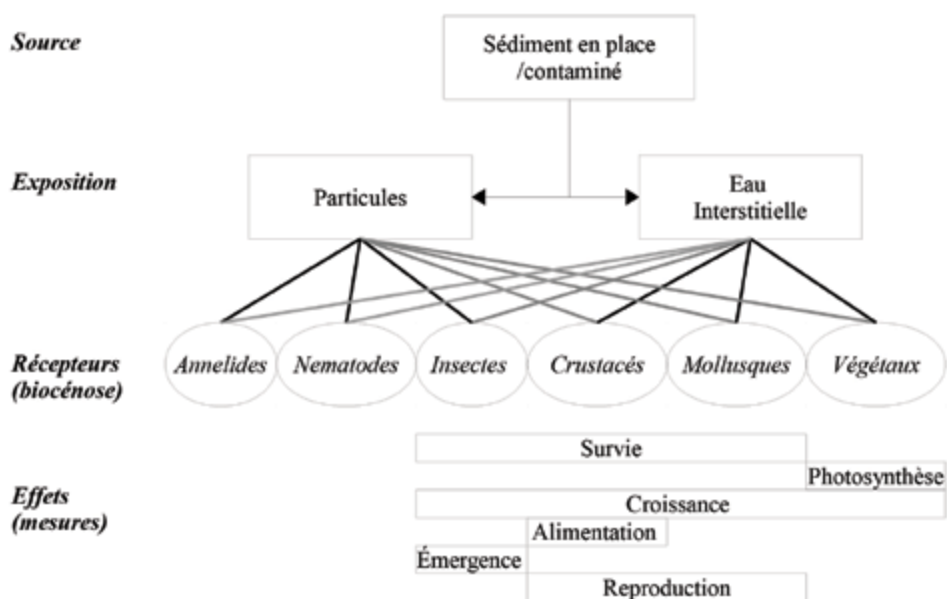


Figure 1 : Modèle conceptuel générique.

Tableau 1 : Récepteurs, objectifs de l'évaluation, mesures et critères de danger.

Récepteurs	Objectif	Mesures	Critère (danger)
• Invertébrés benthiques	Maintien de la structure et de l'abondance des populations (sous pression de contamination chimique)	<ul style="list-style-type: none"> • Survie • Croissance • Emergence • Alimentation • Reproduction • Traits bio-écologiques (communautés in situ) 	NQE ou similaire ; Effet significatif (tests de toxicité) Modification significative par rapport à une situation de référence (traits bio-écologiques)
• Végétaux	Maintien de la structure et de l'abondance des populations	<ul style="list-style-type: none"> • Croissance • Photosynthèse 	Modification significative par rapport à une situation de référence. Existence de facteurs de confusion
• Poissons	Maintien de la structure et de l'abondance des populations	<ul style="list-style-type: none"> • Survie • Croissance • Reproduction • Biomarqueurs 	Effet ou modification significatifs. Facteurs de confusion : mobilité.
	Comestibilité de la chair	<ul style="list-style-type: none"> • Analyse de contaminants bioamplifiés 	NQE, CBR

environnementale dans les sédiments [EC 2011] ou d'indicateurs non réglementaires de même nature [Wenning, R.J. *et al.* 2005] et plus aisés à manipuler dans des tests de toxicité, les invertébrés benthiques sont au contraire à privilégier.

Les effets écotoxiques concernant les poissons se produisent essentiellement à long terme. Il s'agit d'effets sur les poissons eux-mêmes, notamment la reproduction ou la fonction immunitaire dans le cas des contaminants organiques persistants tels que les polychlorobiphényles (PCBs) [Monosson, E. 1999], ou d'effets sur les prédateurs des poissons [Harding, L.E. *et al.* 1999, Kannan, K. *et al.* 2000, Mazet, A. *et al.* 2004], qu'on peut estimer indirectement au moyen de normes de qualité environnementale (NQE) dans la chair des poissons, ou de seuils de toxicité exprimés par rapport aux concentrations tissulaires (CBR).

Les effets écotoxiques potentiels ou avérés déterminent le « danger » présenté par le sédiment contaminé. Pour appréhender le « risque », il faudrait également déterminer la probabilité d'exposition, voire la cartographier. Dans le cas des sédiments, cette probabilité d'exposition n'est pas aisée à définir. La plupart des démarches publiées se limitent à une évaluation plus ou moins exhaustive du danger, sous le terme générique de « poids de la preuve » (*weight of evidence*, WOE). Il s'agit en pratique de définir le danger présenté, par exemple, par un sédiment contaminé, à partir d'un certain nombre de mesures, ou « éléments de preuve » [Burton Jr, G.A. *et al.* 2002, Chapman, P.M. *et al.* 2005] : ainsi, la toxicité du sédiment vis à vis des invertébrés benthiques est un élément de preuve de danger, au même titre que la bioamplification de contaminants dans les réseaux trophiques dont ces invertébrés constituent la base. La convergence de plusieurs éléments de preuve peut être considérée comme une forte présomption de risque pour l'écosystème.

A chaque étape du projet, on cherche donc à répondre à deux questions : (a) « les contaminants présents dans les sédiments constituent-ils un danger probable pour les invertébrés benthiques (effet toxique direct) », ou (b) « ceux qui sont reconnus comme bioaccumulables ou bioamplifiables sont-ils présents à un niveau préoccupant » ?

III. PRÉSENTATION DE LA DÉMARCHE DIESE

La démarche proposée comprend une étape préliminaire, consistant à analyser les informations disponibles préalablement à l'évaluation proprement dite, et 3 étapes d'évaluation du danger lié à la contamination, de complexité croissante : dépistage, évaluation détaillée, évaluation poussée. La démarche s'articule autour de 2 ou 3 éléments de preuve selon les étapes : toxicité vis à vis du benthos, accumulation de contaminants dans le benthos (et donc toxicité pour les organismes de niveaux trophiques supérieurs) et impacts sur les communautés de macroinvertébrés benthiques. A l'exception de l'étape préliminaire, qui vise l'élaboration du modèle conceptuel, chaque étape peut se conclure soit par l'arrêt de l'évaluation, si les données obtenues sont concluantes, soit par une poursuite de l'évaluation à l'étape suivante, si l'incertitude reste trop élevée.

III.1. Etape 1 – dépistage (*screening*)

Cette étape repose sur l'analyse de substances chimiques dans le sédiment brut tamisé à 2 mm ; les résultats de ces analyses servent à prédire la toxicité et le potentiel de bioaccumulation. Les contaminants visés sont en premier lieu les substances prioritaires au titre de la directive cadre pour l'eau (DCE ; tableau 2) pertinentes pour les sédiments, et des substances d'intérêt plus local (rejets importants à l'amont). Les effets toxiques directs peuvent également être évalués à l'aide d'une batterie de microbiotests, proposée en option. Cette batterie comporte 3 microbiotests, à savoir le Microtox® en phase solide (protocole adapté tenant compte de la granulométrie), le Luminotox® en phase solide et le test ostracodes (Ostracodtoxkit®). Pour les deux premiers, le paramètre retenu est la concentration inhibitrice 50 % (CI50), et pour le test ostracode le pourcentage maximal d'inhibition de croissance atteint au cours du test. La concentration dans le biote peut être estimée à l'aide de facteurs d'accumulation sédiment-biote (BSAF - [Ankley, G.T. 1992]) ou de facteurs de bioamplification trophique (TMF - [Gobas, F.A.P.C. *et al.* 2009]), plus appropriés pour

Tableau 2 : Substances prioritaires à considérer à l'étape 1 (basé sur [C.E., 2008, C.E., 2013])

N°	Désignation de la substance prioritaire	N° CAS	Commentaires
5	Diphényl-éthers bromés (PBDE) [*]	32534-81-9	Congénères visés par la directive : 28, 47, 99, 100, 153 et 154. Le congénère 209 paraît aussi pertinent
6	Cadmium et ses composés	7440-43-9	
7	C10-C13 chloro-alcanes	85535-84-8	
12	Diéthyl-hexyl-phtalate (DEHP)	117-81-7	
16	Hexachlorobenzène (HCB) [*]	118-74-1	
17	Hexachlorobutadiène [*]	87-68-3	
18	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	
20	Plomb et ses composés	7439-92-1	
21	Mercure et ses composés [*]	7439-97-6	
23	Nickel et ses composés	7440-02-0	
26	Pentachlorobenzène [*]	608-93-5	
28	Hydrocarbures aromatiques polycycliques		(HAP)
	Benzo(a)pyrène	50-32-8	
	Benzo(b)fluoranthène	205-99-2	
	Benzo(k)fluoranthène	207-08-9	
	Benzo(ghi)pérylène	191-24-2	
	Indéno(123-cd)pyrène	193-39-5	
2	Anthracène	120-12-7	
15	Fluoranthène	206-44-0	
22	Naphtalène	91-20-3	
30	Composés du tributyl-étain	36643-28-4	
34	Dicofol	115-32-2	
35	Acide perfluorooctane sulfonique (PFOS)	1763-23-1	
36	Quinoxyfen	124495-18-7	
37	Dioxines et composés apparentés [*]	-	Inclut certains congénères de PCB : 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167 et 189. Les concentrations de ces congénères sont généralement corrélées à la somme de celles des congénères indicateurs (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
43	Hexabromocyclododécane (HBCDD) [*]	-	
44	Heptachlor / heptachlor epoxide [*]	76-44-8 / 1024-57-3	

Les substances bioamplifiables sont indiquées par [*].

les niveaux supérieurs des chaînes trophiques, notamment les poissons.

Deux aspects différents sont ensuite à considérer pour l'interprétation des résultats : (1) la grille d'interprétation propre à chacune des variables ou élément de preuve considérés, et (2) l'intégration des résultats provenant de différents éléments de preuve dans la perspective d'une décision opérationnelle.

Le premier élément de preuve concerne l'écotoxicité vis à vis des invertébrés benthiques, prédite à partir des concentrations de substances prioritaires (concentrations totales rapportées à la masse sèche). En l'absence de NQE-sédiment en application de la DCE [C.E., 2013], deux valeurs seuil issues de la littérature peuvent être utilisées. Le premier seuil constitue la borne supérieure d'une plage de concentrations où il est peu probable d'observer une toxicité vis à vis du benthos. Le deuxième seuil est la borne inférieure d'une plage de concentrations où il est probable d'observer

ces effets. Dans le cas où la batterie de 3 microbiotests serait appliquée (deuxième élément de preuve), nous proposons de calculer un indice de toxicité, permettant de déterminer des classes de danger. Plusieurs formules d'indices sont discutées ci-après (§ IV.2).

Le dernier élément de preuve concerne la bioaccumulation. Les résultats d'analyse dans le sédiment peuvent être confrontés à des seuils de concentration dans les sédiments établis spécifiquement pour ce type de danger. Cependant, ce type de seuil n'a été proposé jusqu'à présent que pour les dioxines et substances apparentées [Bhavsar, S.P. *et al.* 2010] ou les polychlorobiphényles (PCB) [Bhavsar, S.P. *et al.* 2010, Babut, M. *et al.* 2012], en prenant comme référence la consommation de poisson par l'homme. Une option alternative consisterait à estimer une concentration tissulaire à l'aide de BSAF (pour les invertébrés, voire les poissons) ou des TMF (pour les poissons) et de comparer ces concentrations estimées aux NQE pour le biote [C.E., 2013].

Deux stratégies se distinguent pour l'intégration des données : la première consiste à considérer que chaque élément de preuve suffit pour classer un sédiment comme dangereux, tandis que tous sont nécessaires pour le classer comme non dangereux. La deuxième, consiste à établir un classement sur la base de tous les éléments de preuve en pondérant leur importance relative. Cette deuxième option est couramment abordée dans la littérature à l'aide d'indices plus ou moins sophistiqués. Ces deux approches sont également discutées dans le § IV.2 ci-après.

En l'absence de critère pour une substance d'intérêt local, il convient de passer directement à l'étape 2 (évaluation détaillée) ou d'appliquer la batterie de microbiotests.

III.2. Etape 2 – évaluation détaillée

A cette étape, trois éléments de preuve sont utilisés : mesure de l'écotoxicité potentielle vis à vis d'invertébrés benthiques, évaluation des impacts sur la macrofaune benthique in situ, et bioaccumulation / bioamplification sur la base d'un échantillonnage d'oligochètes in situ et de leur analyse. L'évaluation de l'écotoxicité fait appel à une batterie de tests : les 3 microbiotests cités plus haut s'ils n'ont pas déjà été réalisés, et une batterie de tests sur macroinvertébrés (crustacé *Gammarus fossarum*, larve d'insecte *Chironomus riparius*, mollusque gastéropode *Potamopyrgus antipodarum*) [Durand, C.L. 2012]. Pour chaque macroinvertébré plusieurs paramètres représentatifs de la survie, la croissance ou la reproduction sont accessibles dans la même procédure de test ; le choix recommandé, d'après les résultats acquis durant le projet DIESE, est résumé dans le tableau 3.

L'étude de la macrofaune benthique in situ est un complément utile à l'évaluation de l'écotoxicité. Il s'agit de démontrer un effet toxique sur les communautés en place, sans modifier les conditions d'exposition des organismes. Le contexte de cette étude, à savoir les retenues au fil de l'eau, nous a amené à développer une stratégie d'échantillonnage particulière pour caractériser les assemblages macrobenthiques en place. Par ailleurs, dans l'optique d'obtenir une information à forte pertinence écologique, c'est-à-dire nous permettant de relier l'échelle des communautés au

fonctionnement de l'écosystème, nous nous sommes orientés vers une démarche cherchant à caractériser l'ensemble des taxons en place, et non certains groupes particuliers. En outre, les retenues au fil de l'eau diffèrent, d'un point de vue hydromorphologique, des milieux purement stagnants, en présentant (1) un gradient amont-aval de modification de la masse d'eau, avec une accumulation de sédiments au droit du barrage et (2) une mosaïque d'habitats (couples substrat/vitesse du courant) diversifiée, dans laquelle le sédiment n'est pas le substrat majoritaire. La démarche est donc dérivée du protocole utilisé pour les eaux courantes dans le cadre du Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS), plutôt que des méthodes basées sur les oligochètes (IOBS, IOBL) [AFNOR, 2002 ; AFNOR, 2005], les mollusques (IMOL) [Mouthon, J., 1993], ou encore l'ensemble des macroinvertébrés (IBL) [Verneaux, V.J. *et al.*, 2004] plus adaptées aux milieux lacustres.

Le protocole vise en première intention les habitats du chenal, échantillonnés par dragage, et les habitats de berge les plus biogènes, qui peuvent être affectés ou servir de refuge [Colas, F. *et al.* 2013], échantillonnés au filet surber. Les échantillons sont triés au laboratoire, puis identifiés au niveau systématique le plus fin pour lesquels les traits bioécologiques sont disponibles [Tachet *et al.*, 2003], afin de pouvoir transformer chaque liste d'espèce en un profil de caractéristiques biologiques et écologiques de la station. Les 16 stations échantillonnées (6 retenues et 10 stations en rivière) sont classées selon un gradient de contamination par les métaux, les HAP et les PCB, puis les valeurs indicatrices des taxons sont calculées (IndVal) [Dufrene, M. et Legendre, P., 1997], permettant d'associer certains taxons à différents degrés de contamination des sédiments, ce que nous avons traduit en terme de polluo-sensibilité. Le Tableau 4 présente ces taxons les plus caractéristiques de ce gradient de contamination, donc à suivre en priorité.

Les traits bioécologiques sensibles à la contamination et convergents avec les macro-biotests sont la reproduction, l'alimentation et la taille. D'autres traits sont également sensibles (par ex. affinité au substrat, statut trophique, mode de dispersion, ...) mais ne peuvent pas être appréhendés au travers d'une démarche au laboratoire. Ces traits nécessitent

Tableau 3 : Espèces et paramètres retenus dans le projet DIESE pour la batterie de microbiotests.

Espèce	Critères d'effet
<i>Chironomus riparius</i> (Chironome)	taux de survie larvaire (4 semaines), taux de croissance, taux d'émergence, vitesse de développement
<i>Gammarus fossarum</i> (Gammare)	survie des juvéniles pendant le test de croissance (4 semaines), reproduction (surface ovocytaire, nombre d'ovocytes par femelle), taux d'alimentation
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gastéropode)	reproduction-nombre moyen d'embryons par individu

Tableau 4 : Liste des taxons à rechercher [Colas, F. *et al.*, 2013].

Sensibilité à la contamination (*)	Taxons
Sensibles	<i>Psychomyia pusilla</i> , <i>Leuctra major</i> , <i>Clinocerinae</i> , <i>Esolus</i> , <i>Elmis</i> , <i>Limnius</i> , <i>Sericostoma</i> , <i>Ephemerella</i> , <i>Orthocladiinae</i> , <i>Tanytarsini</i> , <i>Gammarus</i>
Moyennement sensibles	<i>Anthomyiidae</i> , <i>Atherix</i> , <i>Hemerodrominae</i> , <i>Baetis</i> , <i>Ephemera</i> , <i>Limoniidae</i> , <i>Ancylus</i>
Peu sensibles ou résistants	<i>Chironomini</i> , <i>Tanypodinae</i> , <i>Ceratopogoninae</i> , <i>Oligocheta</i>

(*) Afin de ne pas alourdir le texte, la sensibilité n'est pas reliée à un type de polluants déterminé ; de même certains taxons peuvent présenter des variations de sensibilité aux métaux et/ou polluants organiques.

un effort d'acquisition plus important que les traits reproduction, alimentation et taille pour les taxons mentionnés au Tableau 4. Cependant, ils sont disponibles sans effort (ni coût) supplémentaire dans le cadre de stations suivies dans les réseaux de qualité des eaux de surface.

L'évaluation de la bioaccumulation fait appel à la collecte d'oligochètes sur site, et à l'analyse des contaminants bioamplifiables dans ces organismes. Les contaminants à analyser sont les contaminants bioamplifiables visés à l'étape 1 (dépistage).

L'interprétation des macrobiotests passe par la comparaison des résultats observés à des gammes de valeurs de référence, établies pour les différents traits biologiques sélectionnés [Höss, S. *et al.* 2010, Tuikka, A.I. *et al.* 2011]. Pour la macrofaune, il n'existe pas à l'heure actuelle de référentiel de valeurs de « bon état » pour les traits bioécologiques ciblés. Il faut par conséquent procéder par comparaison à une référence relative présentant des caractéristiques comparables aux sites tests, à l'exception de la contamination. Nous n'avons pas observé de structuration longitudinale dans les retenues étudiées [Colas, F. *et al.* 2011], ce qui légitime l'utilisation d'une référence relative à l'amont des retenues. Pour la bioamplification, l'interprétation fait appel aux NQE-biote ou à des seuils de toxicité tissulaire (CBR).

III.3. Etape3 – évaluation poussée

En principe cette étape doit rarement être mise en œuvre ; elle ne se justifie a priori que dans des cas assez spécifiques, soit en raison d'enjeux particuliers, soit de difficultés rencontrées aux étapes précédentes, faisant qu'il n'ait pas été possible d'atteindre une conclusion et une décision

claires. Par voie de conséquence, les méthodes applicables à cette étape n'ont pas lieu d'être standardisées, et doivent au contraire être choisies au cas par cas.

IV. TESTS PARTIELS DE LA DÉMARCHE

Des échantillons de sédiment ont été collectés sur 17 sites de différentes régions françaises, dans des rivières ou des retenues. Ces échantillons ont tous fait l'objet d'analyses d'éléments-trace, de PCB et HAP, ainsi que des microbiotests et macrobiotests décrits ci-dessus. L'étude des communautés benthiques in situ n'a été pratiquée que sur les sites de retenue. Les éléments de preuve relatifs à la bioaccumulation et la bioamplification n'ont pas été testés.

IV.1. Etape 1 : la contamination chimique, estimateur de l'écotoxicité ?

On cherche ici à comparer le classement des sites qu'on peut établir à l'aide de l'analyse de la contamination, avec celui obtenu à partir des résultats des tests d'écotoxicité (microbiotests prévus à l'étape 1 ou 2 et macrobiotests prévus à l'étape 2). Il s'agit de vérifier si la connaissance de la contamination chimique permet de prédire les effets écotoxiques. Le Tableau 5 présente un classement des 17 sites en fonction de la contamination chimique, décrite par 19 paramètres, et des seuils TEC (*Toxic Effect Concentration*, seuil en-dessous duquel la toxicité vis à vis des invertébrés benthiques est peu probable) et PEC (*Probable Effect Concentration*, seuil au-dessus duquel la toxicité vis à vis des invertébrés benthiques est probable)

Tableau 5 : Classification des 17 sites d'étude pour 19 descripteurs chimiques et les micro- et macrobiotests.

Sites	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Cr	1	1	1	2	2	2	2	2	2	1	1	2	1	1	1	1	1
Ni	1	1	2	2	2	3	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Cu	1	1	1	2	1	3	2	1	2	1	1	1	1	1	2	2	1
Zn	1	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	1
As	1	1	1	1	1	2	3	1	2	3	1	2	1	1	1	3	1
Cd	1	1	1	1	1	2	2	1	1	3	1	1	1	1	1	2	1
Pb	1	1	1	1	1	2	2	1	2	2	1	2	1	1	1	3	1
Hg	1	1	1	1	1	2	2	2	1	2	1	1	2	1	1	2	1
PCB (Σ 7PCBi)	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Anthracène	1	1	2	2	1	2	2	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1
Benzo (a) pyrène	1	2	2	2	1	1	2	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1
Benzo (a) anthracène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1
Chrysène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	1	1	2	1	1	1
Fluoranthène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	1	1	2	1	2	1
Fluorène	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
Naphtalène	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1
Phénanthrène	1	2	1	1	1	2	2	1	2	2	1	1	1	2	1	2	1
Pyrène	1	2	2	2	1	2	2	1	2	1	2	2	1	2	1	2	1
HAP (somme des 9 HAP ci-dessus)	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	1	2	1	2	1
Classe CAH (microbiotests)	1	4	3	4	3	4	4	4	3	3	3	3	2	3	3	3	1
Macrobiotests	NT	NT	NT	T	T	T	T	T	T	T	NT	NT	T	NT	T	T	NT

établis par [MacDonald, D.D. *et al.* 2000]. En classe 1, l'échantillon présente pour l'élément concerné une concentration \leq TEC ; en classe 3 la concentration est \geq PEC ; en classe 2, elle se situe par conséquent entre TEC et PEC. Les deux dernières lignes du tableau présentent les résultats des microbiotests, présentés selon une classification ascendante hiérarchique (CAH) et ceux des macrobiotests.

La contamination de ces sédiments par les substances organiques PCB et HAP apparaît modérée. De plus, les HAP pris individuellement ne déclassent pas plus que le paramètre « somme des HAP ». Cette remarque suggère une faible contamination des sédiments testés par ce groupe de composés ; en effet, la somme des PEC des HAP individuels est inférieure de moitié à la PEC des HAP considérés globalement (« HAP totaux » dans l'article de [MacDonald, D.D. *et al.* 2000]. Si la contamination par les HAP était élevée, on devrait donc constater une discrimination plus forte par les HAP individuels que par le paramètre HAP totaux.

Un classement des résultats de microbiotests par classification ascendante hiérarchique (CAH ; distance euclidienne, agrégation par méthode de Ward) permet d'identifier 4 classes. Ces classes de toxicité correspondent partiellement à des classes de contamination : les deux échantillons du groupe 1 (sites 1 et 17), qui présentent la toxicité la plus faible, sont les moins contaminés. Inversement les échantillons des classes 4 et 3, (sites 10, 16 et 6,7 respectivement) sont ceux où l'on note les plus fortes CE50 et qui sont les plus contaminés (Tableau 5). Cependant les échantillons présentant un niveau de contamination intermédiaire se répartissent entre les classes 2 (site 13), 3 (sites 3, 4, 5, 9, 11, 12, 14) et 4 (2, 8, 15) de toxicité. Une CAH a été réalisée en parallèle sur les résultats d'analyses chimiques, puis comparée à la CAH- microbiotests à l'aide du test de Mantel sur les matrices de distance obtenues. Elles sont fortement corrélées ($p = 0.004$), confirmant que les deux classements sont comparables.

Les résultats des macrobiotests sont exprimés sous forme binaire (non toxique NT, toxique T), par comparaison à une référence (échantillon témoin ou intervalle de variabilité des tests sur sédiments de référence [Höss, S. *et al.* 2010, Tuikka, A.I. *et al.* 2011]). Le classement selon ce critère (NT/T) montre que les échantillons faiblement contaminés (tableau 5) sont tous NT, tandis que les échantillons plus fortement contaminés (idem) sont tous T. Au niveau intermédiaire, les échantillons sont NT dans 5/11 cas et T dans 6/11 cas. Une CAH sur les réponses brutes, sans chercher à déterminer si les échantillons sont T ou NT, aboutit à 4 groupes, dont la composition diffère de ceux de la CAH microbiotests, tout en restant cohérente avec les deux autres approches (chimie, microbiotests) quant à la composition des classes extrêmes.

Pour les 17 sites étudiés, la connaissance de la contamination permet donc de prédire les cas de faible écotoxicité (ou faible danger), et les cas de forte écotoxicité (danger élevé). La toxicité dans les cas de contamination intermédiaire est moins prédictible. En tout état de cause, ce résultat est conforme à ce qui est recherché à l'étape de dépistage : en effet, celle-ci propose de stopper l'évaluation si la contamination est faible (pas de danger prédit) ou forte (danger estimé important, option de gestion inappropriée), et de poursuivre l'évaluation à l'étape 2 si le résultat est trop incertain, donc les situations de contamination intermédiaire. La portée de ce test reste toutefois limitée ; la contamination chimique était principalement due à des éléments minéraux, et la contamination par des substances organiques (PCB, HAP) était faible ou modérée.

IV.2. De la mesure à la décision : intérêt d'indices de contamination ou de toxicité

Le danger lié à la contamination peut être apprécié de façon plus ou moins restrictive ou conservatrice. L'option la plus simple consiste à déterminer le classement global par rapport à la variable la plus pénalisante (au plus déclassant). En procédant à un classement sur cette base, les sites 1 et 17 sont en classe 1, les sites 6, 7, 10 et 16 en classe 3, les autres sites restant en classe 2. Cette option néglige toutefois les effets additifs éventuels, ce qui justifie de rechercher des indices de contamination plus globaux.

Nous avons testé trois indices de contamination : HQ_{PEC} [MacDonald, D.D. *et al.* 2000], HQ_C [Piva, F. *et al.* 2011], SQI [Grapentine, L. *et al.* 2002a] ; tous trois tiennent compte de l'amplitude du dépassement des seuils de qualité pour les contaminants considérés (Annexe IX.2). Le Tableau 6 présente les valeurs prises par ces trois indices sur les 17 sites, et la classification qui en résulte. Les classes d'indices et leurs bornes sont celles déterminées par les auteurs respectifs. En revanche nous avons utilisé les mêmes seuils de qualité, en l'occurrence les PEC, pour calculer chacun des indices, de façon à ne comparer que ces derniers. Une seule variable HAP (somme des HAP) a été prise en compte : les paramètres chimiques du Tableau 5 incluent 9 HAP individuels, ce qui donnerait un poids prépondérant à ce groupe de contaminants s'ils étaient pris en compte individuellement.

Suivant [MacDonald, D.D. *et al.* 2000], les bornes de classe pour l'indice HQ_{PEC} sont 0,1 et 0,5 : pour des valeurs d'indice $\leq 0,1$, le sédiment serait non dangereux, et inversement au-delà de 0,5. Dans les deux cas l'évaluation pourrait s'arrêter, avec des décisions opposées. Les valeurs intermédiaires impliqueraient de poursuivre l'évaluation. Pour l'indice HQ_C , les classes de danger sont déterminées comme suit [Piva, F. *et al.* 2011] : $HQ_C < 0,7$ - absent, $< 1,3$ - négligeable, $< 2,6$ - faible, $< 6,5$ - modéré, < 13 - majeur, ≥ 13 - sévère. Contrairement à l'indice HQ_{PEC} la gamme de valeurs prises par HQ_C dépend du nombre et de la nature des contaminants analysés. Dans cette publication, les classes de qualité sont utilisées dans un but descriptif, et ne sont pas associées à des décisions de gestion. Les auteurs du SQI [Grapentine, L. *et al.* 2002a] proposent 5 classes, de excellent à mauvais, en passant par bon, passable, et médiocre. Le SQI était prévu initialement pour être utilisé en même temps que des tests de toxicité, une évaluation de l'état de la macrofaune benthique et du potentiel de bioamplification, la combinaison des résultats de tous ces éléments déterminant la décision de gestion [Grapentine, L. *et al.* 2002b].

L'indice HQ_C a tendance à minorer le danger attribué aux échantillons moyennement contaminés (Figure 2-a), et à majorer celui des échantillons fortement contaminés : ainsi, la majorité des échantillons en classe 2 au titre de l'indice HQ_{PEC} est classée « absent » par l'indice HQ_C . La pondération appliquée dans HQ_C n'a pas de justification scientifique, contrairement à l'indice HQ_{PEC} , qui fait implicitement l'hypothèse de l'additivité des effets. *A contrario* la sous-pondération des échantillons moyennement contaminés conduit à considérer des échantillons comme non dangereux, alors qu'en examinant les contaminants individuellement ils pourraient être en classe 2 (potentiellement dangereux). L'indice SQI est moins sensible que le HQ_{PEC} , puisque tous les échantillons en classe 2 pour ce dernier sont classés « excellents » par le SQI, et que le site 7, en classe 3 pour le HQ_{PEC} , est classé « bon » pour le SQI (Figure 2-b).

Un classement sur la base du paramètre le plus pénalisant, où le classement d'un site correspond au score le

Tableau 6 : Comparaison des indices HQ_{PEC} , HQ_C et SQI pour les 17 sites étudiés.

Sites	HQ_{PEC}		HQ_C		SQI	
1	0,04	1	0,04	Absent	100	Excellent
2	0,15	2	0,16	Absent	100	Excellent
3	0,19	2	0,20	Absent	100	Excellent
4	0,23	2	0,25	Absent	100	Excellent
5	0,21	2	0,22	Absent	100	Excellent
6	0,72	3	5,37	Modéré	78,5	Passable
7	0,53	3	1,63	Faible	92,9	Bon
8	0,23	2	0,25	Absent	100	Excellent
9	0,27	2	0,29	Absent	100	Excellent
10	0,70	3	5,80	Modéré	76,3	Passable
11	0,14	2	0,15	Absent	100	Excellent
12	0,22	2	0,24	Absent	100	Excellent
13	0,15	2	0,17	Absent	100	Excellent
14	0,15	2	0,16	Absent	100	Excellent
15	0,17	2	0,18	Absent	100	Excellent
16	2,49	3	24,61	Sévère	48,3	Médiocre
17	0,02	1	0,02	Absent	100	Excellent

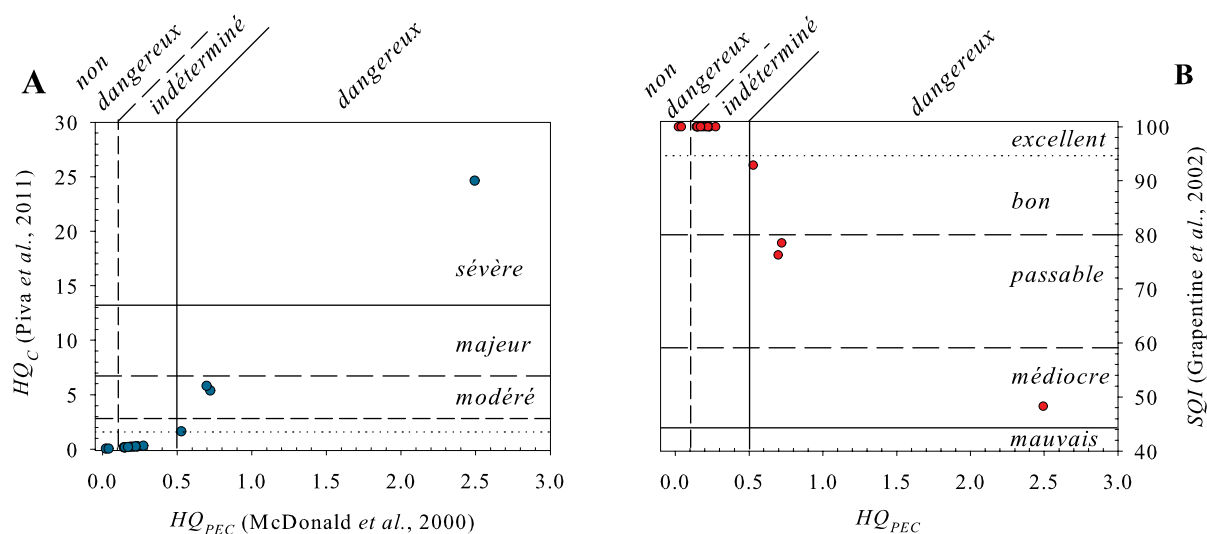


Figure 2 : Comparaison des indices HQ_{PEC} et HQ_C (a) et HQ_{PEC} et SQI (b) ; les droites horizontales et verticales correspondent aux bornes de classes proposées par les auteurs respectifs.

plus défavorable pour l'ensemble des paramètres analysés (Tableau 5) aboutit strictement au même résultat que la classification suivant l'indice HQ_{PEC} . Pour les 17 sites considérés, il n'y a donc pas d'avantage déterminant à utiliser un indice de contamination.

Plusieurs indices de toxicité ont été publiés, par exemple l'indice PEEP (*Potential Ecotoxic Effects Probe*) développé initialement pour évaluer la charge écotoxique d'effluents liquides [Costan, G. et al. 1995], ou l'indice Sed-Tox [Bombardier, M. et al. 1999]. Ce dernier agrège les résultats d'une batterie de tests appliqués à différentes matrices : eau interstitielle, extrait organique et sédiment entier. Les

données d'entrée sont soit des concentrations effectrices (CEX, $25 \leq x \leq 100$), soit le pourcentage de survie dans le cas du test sur sédiment entier. Les réponses sont converties en unités toxiques (UT) ou équivalent dans les matrices considérées. Les résultats sont ensuite ramenés à une échelle en équivalent poids sec, et sommés en tenant compte de la proportion de chaque compartiment dans le sédiment total. Le calcul final tient également compte de la limite de détection de chaque mesure. La formule de l'indice PEEP tient compte du nombre de tests réalisés, de ceux qui diffèrent du témoin, et de l'ampleur de la réponse. Ces différents exemples d'indices sont plus ou moins faciles à calculer, et par conséquent

plus ou moins transparents ; certains dépendent aussi des jeux de données à partir desquels ils ont été développés. Il n'est alors pas possible de proposer de seuils génériques de classement pour de tels indices, ni de les utiliser sur un seul site. Ces inconvénients nous ont conduits à tester en première intention une formule simple, indépendante du nombre et de la nature des tests mis en œuvre :

$$H = \frac{\left(\sum \log_{10} UT\right)}{n} \quad (1)$$

Avec n le nombre de tests, et UT (unité toxique), l'inverse de $CEx \cdot 100\%$.

Les valeurs de cet indice calculées pour les 17 sites sont reportées au Tableau 7, ainsi qu'une répartition en 3 classes (bornes à 0,5 et 1). Les bornes de classe ont été dérivées de la CAH sur les résultats des microbiotests : la classe 1 de l'indice H correspond aux classes 1 et 2 de la CAH, et la classe 3 de l'indice H à la classe 4 de la CAH, à une exception près (site 11). La classe 2 de l'indice correspond à la classe 3 de la CAH, à l'exception du site 2. La réduction du nombre de classes de 4 dans la CAH à 3 classes de danger se justifie par les conséquences opérationnelles du classement : en classe 1, le sédiment n'est pas considéré comme dangereux, en classe 3 il l'est fortement ; en classe 2 le danger est moins certain (par exemple les organismes testés ne sont pas tous affectés) et son évaluation doit être affinée.

V. DISCUSSION

V.1. Aspects méthodologiques

Le choix des valeurs seuil représentant le danger pour les invertébrés benthiques est un élément critique de l'étape

Tableau 7 : Classification des 17 sites étudiés suivant l'indice de danger (H) basé sur les microbiotests.

Site	H	Classe H	Classe CAH
1	0,1	1	1
17	0,41	1	1
13	0,48	1	2
3	0,55	2	3
9	0,55	2	3
10	0,59	2	3
12	0,77	2	3
14	0,78	2	3
2	0,85	2	4
5	0,89	2	3
16	0,94	2	3
15	0,96	2	3
4	1,03	3	4
11	1,15	3	3
7	1,19	3	4
8	1,22	3	4
6	1,72	3	4

de dépistage. De nombreuses valeurs seuil ont été élaborées et publiées [Babut, M. *et al.* 2005], avec des écarts parfois importants pour une même substance. Ces écarts s'expliquent par des différences d'utilisation ou d'objectifs, et par des différences de méthode de détermination [Babut, M. *et al.* 2005]. Il serait donc possible de choisir d'autres valeurs seuil que celles utilisées ici ; à défaut de seuils fixés par la réglementation, par exemple en application de la directive cadre pour l'eau [C.E. 2000], ce choix devrait être convenu entre le maître d'ouvrage (promoteur), les autorités de tutelle et les autres parties éventuelles. Les valeurs de TEC et PEC [MacDonald, D.D. *et al.* 2000] permettent d'identifier des niveaux de concentration susceptibles d'engendrer des effets toxiques sur le benthos, et sont déterminés à partir de plusieurs méthodes différentes. Ils représentent par conséquent un bon compromis scientifique, tout en couvrant une gamme de substances assez étendue. Etablis à partir de données nord-américaines, ils n'ont cependant été que partiellement validés en France [Babut, M. *et al.* 2004]. Vivien *et al.* (2014), qui confrontent des données de contamination des sédiments de 35 sites par des métaux, PCB et HAP dans le bassin Artois-Picardie aux valeurs de l'indice IOBS (oligochètes) confirment de leur côté la capacité prédictive des TEC et PEC, et proposent une valeur seuil égale à 0,17 pour l'indice HQ_{PEC} .

Les résultats des microbiotests dépendent notamment de la sensibilité des organismes, qui varie en fonction des contaminants. Appliquer une batterie de tests est par conséquent préférable à un test unique. Le danger peut être apprécié soit à l'aide d'un indice regroupant l'ensemble des résultats, soit en se basant sur le résultat le plus pénalisant. Nous n'avons pas été en mesure de comparer ces deux options pour les microbiotests.

Les traits bioécologiques préconisés ne sont pas exhaustifs. D'autres traits relatifs au déplacement ou à la respiration auraient aussi pu être retenus. Ces approches plus fines de l'écotoxicité des sédiments sont à privilégier dans l'étape 3 de l'évaluation, si les indicateurs classiques n'ont pas permis de conclure avec certitude. D'une manière plus générale, des indicateurs se positionnant à des échelles plus intégratives seraient intéressants, en se basant par exemple sur l'aptitude des communautés biologiques à réaliser certaines fonctions indispensables au bon fonctionnement des écosystèmes.

V.2. Cohérence des éléments de preuve d'écotoxicité et prise de décision

Par prise de décision, nous entendons ici uniquement ce qui relève de la procédure d'évaluation : ces décisions interviennent à chaque étape, et peuvent prendre trois modalités : (1) danger faible - arrêt de l'évaluation - l'option de gestion est acceptable, (2) danger élevé - arrêt de l'évaluation et renvoi sur une option de gestion alternative, (3) incertitude sur le danger - poursuite de l'évaluation. Eu égard aux données recueillies pendant le projet, nous examinerons ici uniquement les éléments de preuve relatifs à la toxicité vis à vis du benthos, sachant que dans la réalité les décisions devraient également prendre en considération les éléments de preuve relatifs à la bioaccumulation et au risque d'empoisonnement secondaire, ainsi qu'aux peuplements d'invertébrés benthiques.

Que la classe de contamination chimique soit déterminée par le paramètre le plus déclassant (Tableau 5) ou par l'indice HQ_{PEC} , on retrouve deux sites (1 et 17) en classe 1, pour lesquels on n'observe pas non plus de toxicité, dans aucune des deux batteries (Tableau 8). Pour ces sites l'évaluation

Tableau 8 : Synthèse des éléments de preuve (toxicité uniquement) et conclusion de l'évaluation pour les 17 sédiments testés.

Site	Contamination (HQPEC)	Microbiotests, classe H (Slog(UT)/n)	Macrobiotests	Processus d'évaluation	Option de gestion
1	1	1	NT	Arrêt de l'évaluation en E1	acceptable
17	1	1	NT	Arrêt de l'évaluation en E1	acceptable
2	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	acceptable
3	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	acceptable
4	2	3	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
5	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2 ou E3	à modifier
8	2	3	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
9	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
11	2	3	NT	Evaluation jusqu'à E3	selon résultats d'E3
12	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	acceptable
13	2	1	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
14	2	2	NT	Evaluation jusqu'à E2	acceptable
15	2	2	T	Evaluation jusqu'à E2 ou E3	à modifier
6	3	3	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
7	3	3	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
10	3	2	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier
16	3	2	T	Evaluation jusqu'à E2	à modifier

Avec T : toxique, NT : non toxique ; Ei, étape de la procédure d'évaluation

se termine logiquement à l'étape 1 et l'option de gestion choisie est acceptable du point de vue de la toxicité vis à vis du benthos. Cette décision ne changerait pas si l'option « batterie de microbiotests » était appliquée ; les résultats de la batterie de macrobiotests sont en accord avec l'analyse de la contamination et les microbiotests.

Dès la première étape, quatre sites (6, 7, 10, 16) apparaissent en classe 3 de contamination ; le maître d'ouvrage pourrait à ce stade décider d'arrêter l'évaluation, en concluant que le sédiment est trop dangereux et l'option de gestion inacceptable. Cependant, eu égard à la variabilité de la biodisponibilité des contaminants, il peut lui paraître préférable de passer à l'étape d'évaluation détaillée et recueillir des informations sur la toxicité. Pour ces quatre sites, la batterie de macrobiotests confirme la dangerosité des sédiments : l'option de gestion devra être ajustée en conséquence. Ces résultats sont cohérents avec ceux de la batterie de microbiotests, même si dans deux cas sur quatre la valeur de l'indice de toxicité (microbiotests) n'est qu'en classe 2.

Les 11 sites restants sont tous en classe 2 pour la contamination chimique, et en classe 2 ou 3, sauf le site 13, pour la batterie de microbiotests. Celle-ci confirme donc dans l'ensemble qu'en classe 2 de contamination il convient de passer à l'étape 2 (évaluation détaillée). Dans le cas du site 13, si effectivement la batterie de microbiotests est appliquée dès l'étape 1, on poussera à l'étape 2 en raison de la contamination. A cette étape, la batterie de macrobiotests aboutit à un résultat NT dans 4 cas. Pour ceux-ci l'option de gestion paraît donc acceptable, sous réserve d'une surveillance accrue lors de sa mise en œuvre. Dans le cas du site 11, il est difficile de conclure, en raison des résultats opposés des deux batteries de biotests ; logiquement, des tests de toxicité complémentaires (évaluation poussée) devraient permettre de conclure. Pour les sites 5 et 15, que l'indice microbiotests

classe « toxicité modérée » et la batterie de macrobiotests « T », le maître d'ouvrage aurait la possibilité d'opter pour un arrêt de l'évaluation à l'étape 2 assorti d'une modification de l'option de gestion, ou de poursuivre l'évaluation à l'étape 3. L'observation de la communauté benthique in situ, prévue à l'étape 2, pourrait aussi permettre de conclure dès cette étape.

Il y a donc une bonne cohérence d'ensemble des éléments de preuve de toxicité rassemblés pour les 17 sites. Ce résultat mériterait d'être vérifié sur un plus grand nombre de sites, incluant des substances organiques plus variées et atteignant des niveaux de contamination plus élevés, de même que sur des sites non contaminés par des substances prioritaires. Il est également satisfaisant de constater que dans la majorité des cas l'évaluation peut se conclure à l'étape de dépistage ou à celle de l'évaluation détaillée.

V.3. Etape 3 – évaluation poussée

Les outils à déployer à cette étape ne peuvent et ne doivent pas être standardisés. Les méthodes standardisées ont déjà été mises en œuvre aux étapes précédentes. La conception de l'évaluation à cette étape se fera au cas par cas. Nous nous limiterons donc à suggérer quelques orientations :

- bioaccumulation / bioamplification : déploiement d'organismes engagés afin de maîtriser la part de variabilité liée à l'organisme lui-même (les organismes sont élevés au laboratoire et leurs caractéristiques de départ et leur comportement sont connus). Des modèles de bioaccumulation peuvent aussi être envisagés, avec les précautions d'usage concernant le calibrage aux caractéristiques du ou des sites, et l'incertitude associée aux résultats.
- écotoxicité : déploiement d'organismes engagés, ou traits bioécologiques des communautés in situ.

A côté de ces deux éléments de preuve, on peut également s'intéresser à l'évaluation de la biodisponibilité des contaminants suspectés des impacts sur la communauté benthique, moins comme un élément de preuve à part entière que comme une information susceptible d'éclairer les autres éléments de preuve.

VI. CONCLUSIONS

L'objectif initial visait prioritairement à décrire une démarche efficace permettant d'évaluer le « sédiment en place », dans le cas de retenues. C'est notamment pour cette raison que l'étude des communautés benthiques en place a été introduite comme élément de preuve, alors que cet élément serait moins pertinent s'il était prévu de draguer les sédiments. La démarche proposée (résumée graphiquement en Annexe IX.3) repose sur deux éléments de preuve, la toxicité directe vis à vis des invertébrés benthiques et la bioamplification de substances persistantes. Ces deux éléments sont déclinés dans des étapes de complexité croissante. Il n'a été possible de tester qu'une partie des éléments de preuve proposés, ce qui a permis de montrer la cohérence globale des paramètres proposés pour documenter l'élément de preuve « toxicité directe vis à vis du benthos » et de vérifier la pertinence de l'approche graduée. L'application de cette démarche et l'organisation du retour d'expérience permettront de vérifier la pertinence des aspects non testés (évaluation du danger lié à la bioamplification) et d'améliorer les méthodes d'interprétation, par exemple les indices de toxicité.

VII. REMERCIEMENTS

Cette étude a bénéficié du soutien de l'Agence Nationale de la Recherche, au titre du programme PRECODD (convention n° ANR-07-ECOT-0794C0111).

VIII. REFERENCES

A.F.N.O.R. (2002) — *Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments (IOBS)*. Norme homologuée NF T90-390.

A.F.N.O.R. (2005) — *Indice Oligochète de Bioindication Lacustre (IOBL)*. Norme homologuée NF T90-391.

ANKLEY G. T. (1992) — Bioaccumulation of PCBs from sediments by oligochaetes and fishes: comparison of laboratory and field studies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **49(10)** 2080-2085

BABUT M., AHLF W., BATLEY G. E., CAMUSSO M., DE DECKERE E. AND DEN BESTEN P. J. (2005) — International overview of sediment quality guidelines and their uses. *Use of Sediment Quality Guidelines and Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments*. Wenning, R. J., Batley, G. E. and Moore, D. W. Pensacola (FL), SETAC Press. 345-382

BABUT M., LOPES C., PRADELLE S., PERSAT H. AND BADOT P.-M. (2012) — BSAFs for freshwater fish and derivation of a sediment quality guideline for PCBs in the Rhone basin, France. *J. Soils Sediments*. **12(2)** 241-251

BABUT M., MARTEL L., CIFFROY P. AND FERARD J. F. (2011) — Stratégies graduées d'évaluation des risques environnementaux induits par les sédiments fluviaux : revue bibliographique sur la caractérisation des risques et des incertitudes associées. *DECHETS - Revue francophone d'écologie industrielle*. **60** 7-17

BABUT M., PERRODIN Y., BEDELL J. P., CLEMENT B., COSNIER S., CORRIGER B., DELMAS H., DELOLME C., DEVAUX A., MIEGE C., PERY A., ROULIER J.-L. AND VOLLAT B. (2004) — *Méthodologie d'évaluation écotoxicologique de matériaux de dragage : tests de la démarche et essais d'optimisation*, CETMEF, VNF. 90

BHAVSAR S. P., GEWURTZ S. B., HELM P. A., LABENCKI T. L., MARVIN C. H., FLETCHER R., HAYTON A., REINER E. J. AND BOYD D. (2010) — Estimating sediment quality thresholds to prevent restrictions on fish consumption: Application to PCB and dioxins/furans in the Canadian Great Lakes. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **6(4)** 641-652

BOMBARDIER M. AND BERMINGHAM N. (1999) — The SED-TOX index: toxicity-directed management tool to assess and rank sediments based on their hazard -concept and application. *Environ. Toxicol. Chem.* **18(4)** 685-698

BURTON JR G. A., CHAPMAN P. M. AND SMITH E. P. (2002) — Weight-of-evidence Approaches for Assessing Ecosystem Impairment. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **8(7)** 1657-1673

C.E. (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. *Commission Européenne, Journal Officiel des Communautés Européennes*. **L 327/1**

C.E. (2008) — Directive du Parlement Européen et du Conseil établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, et modifiant la directive 2000/60/CE. *Commission Européenne, Journal Officiel des Communautés Européennes*. **L 348/384**

C.E. (2013) — Directive 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil 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. *Journal Officiel de l'Union européenne*. **2013/39/UE: L 226/1**

CHAPMAN P. M. AND ANDERSON J. (2005) — A decision-making framework for sediment contamination. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **1(3)** 163-173

COLAS F., ARCHAIMBAULT V., FÉRARD J. F., BOUQUEREL J., ROGER M. C. AND DEVIN S. (2013) — Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia*. **703(1)** 149-164

COLAS F., ARCHAIMBAULT VIRGINIE V. AND DEVIN S. (2011) — Scale-dependency of macroinvertebrate communities: Responses to contaminated sediments within run-of-river dams. *Sci. Total Environ.* **409(7)** 1336-1343

COSTAN G., BERMINGHAM N., BLAISE C. AND FERARD J. F. (1995) — Potential Ecotoxic Effects Probe (PEEP): a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environ. Toxicol. Water Qual.* **8** 115-140

DUFRENE M. AND LEGENDRE P. (1997) — Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monographs*. **G(3)** 345-366

DURAND C. L. (2012) — Développement d'une batterie de mesures biologiques pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés. *Université de Lorraine*.

E.C. (2011) — Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). *Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards*. Commission, E204.

GOBAS F. A. P. C., DE WOLF W., BURKHARD L. P., VERBRUGGEN E. AND PLOTZKE K. (2009) — Revisiting bioaccumulation criteria for POPs and PBT assessments. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **5(4)** 624-637

GRAPENTINE L., ANDERSON J., BOYD D., BURTON JR G. A., DEBARROS C., JOHNSON G., MARVIN C., MILANI D., PAINTER S. AND PASCOE T. (2002b) — A Decision Making Framework for Sediment Assessment Developed for the Great Lakes. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **8(7)** 1641-1655

- GRAPENTINE L., MARVIN C. AND PAINTER S. (2002a) — Initial Development and Evaluation of a Sediment Quality Index for the Great Lakes Region. *Hum. Ecol. Risk Assess.* **8(7)** 1549-1567
- HARDING L. E., HARRIS M. L., STEPHEN C. R. AND ELLIOTT J. E. (1999) — Reproductive and morphological condition of wild mink (*Mustela vison*) and river otters (*Lutra canadensis*) in relation to chlorinated hydrocarbon contamination. *Environ. Health Persp.* **107(2)** 141-147
- HÖSS S., AHLF W., FAHNENSTICH C., GILBERG D., HOLLERT H., MELBYE K., MELLER M., HAMMERS-WIRTZ M., HEININGER P., NEUMANN-HENSEL H., OTTERMANN R., RATTE H. T., SEILER T. B., SPIRA D., WEBER J. AND FEILER U. (2010) — Variability of sediment-contact tests in freshwater sediments with low-level anthropogenic contamination-Determination of toxicity thresholds. *Environ. Pollut.* **158(9)** 2999-3010
- KANNAN K., BLANKENSHIP A. L., JONES P. D. AND GIESY J. P. (2000) — Toxicity reference values for the toxic effects of polychlorinated biphenyls to aquatic mammals. *Human and Ecological Risk Assessment (HERA)*. **6(1)** 181-201
- MACDONALD D. D., INGERSOLL C. G. AND BERGER T. A. (2000) — Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **39(1)** 20-31
- MAZET A., KECK G. AND BERNY P. (2004) — PCBs in Fish of the Ardeche River: Potential Implications for the Survival of the Otter (*Lutra Lutra*). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **72(4)** 784
- MONOSSON E. (1999) — Reproductive and developmental effects of PCBs in fish: A synthesis of laboratory and field studies. *Reviews in Toxicology*. **3(1-4)** 25-75
- MOUTHON J. (1993) — Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **331** 397-406
- PIVA F., CIAPRINI F., ONORATI F., BENEDETTI M., FATTORINI D., AUSILI A. AND REGOLI F. (2011) — Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere*. **83(4)** 475-485
- SEDNET (2003) — The SedNet strategy paper. The opinion of SedNet on environmentally, socially and economically viable sediment management. *contract No.: EVK1-CT-2001-20002 (Co-ordinator TNO, The Netherlands)*.
- TACHET, H., RICHOUX, P., BOURNAUD, M. AND USSEGLIO-POLATERA, P. (2000). *Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie. Paris (France), CNRS Editions*.
- TUUKKA A. I., SCHMITT C., HÖSS S., BANDOW N., VON DER OHE P. C., DE ZWART D., DE DECKERE E., STRECK G., MOTHES S., VAN HATTUM B., KOCAN A., BRIX R., BRACK W., BARCELÓ D., SORMUNEN A. J. AND KUKKONEN J. V. K. (2011) — Toxicity assessment of sediments from three European river basins using a sediment contact test battery. *Ecotoxicol. Environ. Safe.* **74(1)** 123-131
- USEPA (1998) — Guidelines for Ecological Risk Assessment. Washington D.C., USA, U.S. Environmental Protection Agency. 159
- VERNEAUX V., J. VERNEAUX J., A. SCHMITT A., C. LOVY C. AND LAMBERT J.C. (2004) — The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol.* **40** 1-9
- VIVIEN R., TIXIER G. AND LAFONT M. (2014) — Use of oligochaete communities for assessing the quality of sediments in water-courses of the Geneva area (Switzerland) and Artois-Picardie basin (France): proposition of heavy metal toxicity thresholds. *Ecology and Hydrobiology*. **14** 142-151
- WENNING R. J., BATLEY G. E., INGERSOLL C. G. AND MOORE D. W., Eds. (2005) — *Sediment Quality Guidelines and related tools for the assessment of contaminated sediments*. SETAC Press.

IX. ANNEXES

IX.1. Données physico-chimiques (17 sites)

Site	LQ	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Lambert X (93)		891695	871522	925005	891744	891744	974981	834208	1040750	841888
Lambert Y (93)		6488170	6525630	6674290	6522740	6522740	6607450	6532896	6788250	6523230
Composition (granulométrie)										
argile (%)		0,21	0,11	0,14	0,15	1,27	0,75	0,97	3,44	2,95
limon (%)		8,92	70,27	46,32	51,04	73,90	71,20	67,28	87,03	55,93
sable (%)		90,87	29,62	53,54	48,81	24,82	28,05	31,75	9,53	41,12
Perte au feu (%)	3	2,10	12,90	14,90	7,60	5,90	15,70	8,70	8,00	8,00
Eléments trace [mg.kg-1 (ps)]										
Cr	0,33	12,3	29,9	41,7	48,8	52,2	93,4	54,7	54,8	49,9
Fe	6,7	4755	12889	14367	17177	20567	34849	31171	23380	24346
Co	0,33	1,76	3,87	5,50	6,57	7,47	9,45	11,78	8,24	8,85
Ni	0,33	5,6	17,9	23,0	30,9	34,8	50,3	23,9	32,9	24,0
Cu	0,33	2,6	15,7	15,8	38,8	21,5	217,0	97,0	30,9	36,9
Zn	1,67	15,8	69,5	93,5	141,4	87,8	477,1	429,2	108,9	160,2
As	0,33	2,00	5,40	8,60	5,50	7,60	11,8	37,2	8,4	16,6
Cd	0,03	0,07	0,31	0,70	0,39	0,33	1,38	2,16	0,21	0,53
Pb	0,33	5,7	16,7	16,1	21,5	20,9	91,2	86,9	24,6	37,4
Mn	0,33	244	270	244	330	488	387	461	460	689
Hg	0,01	< LQ	0,07	0,05	0,09	0,07	1,02	0,19	0,19	0,17

Site	LQ [µg.kg ⁻¹ (ps)]	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Organiques										
PCB(somme 7 indicateurs)	5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	222	68	< LQ	< LQ
Anthracène	20	< LQ	53	66	71	< LQ	75	66	< LQ	37
Acénaphthène	20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	45	24	< LQ	< LQ
Acénaphthylène	20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Benzo (a) pyrène	10	23	638	474	446	40	125	384	74	234
Benzo (a) anthracène	10	24	333	280	363	42	347	338	53	237
Benzo (b) fluoranthène	10	22	300	254	339	54	377	344	90	239
Benzo (k) fluoranthène	10	12	136	188	206	22	284	161	37	109
Benzo (ghi) perylène	10	16	211	203	234	38	253	293	82	231
Chrysène	50	< LQ	291	293	318	< LQ	393	338	< LQ	231
Dibenzo (a,h) anthracène	20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	40	< LQ	< LQ
Fluoranthène	40	66	754	639	844	106	1315	974	186	719
Fluorène	40	< LQ	43	< LQ	< LQ	< LQ	119	< LQ	< LQ	< LQ
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	10	14	164	113	172	24	212	340	93	241
Méthyl 2 fluoranthène	50	< LQ	90	79	127	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Méthyl 2 naphthalène	50	< LQ	< LQ	65	130	< LQ	97	< LQ	< LQ	< LQ
Naphtalène	25	< LQ	< LQ	31	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Phénanthrène	25	< LQ	220	176	176	55	326	343	72	295
Pyrène	40	42	528	441	615	76	720	547	98	412
HAP (somme 16 «USEPA»)		219	3671	3158	3784	457	4591	4192	785	2985

Site	LQ	10	11	12	13	14	15	16	17
Organiques [µg.kg ⁻¹ (ps)]									
PCB(somme 7 indicateurs)	5	7	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Anthracène	20	187	21	33	24	73	21	42	< LQ
Acénaphthène	20	97	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Acénaphthylène	20	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Benzo (a) pyrène	10	316	251	156	67	330	95	204	< LQ
Benzo (a) anthracène	10	54	291	133	67	219	74	165	< LQ
Benzo (b) fluoranthène	10	92	207	192	87	350	104	247	< LQ
Benzo (k) fluoranthène	10	139	582	102	39	204	49	137	< LQ
Benzo (ghi) perylène	10	214	203	65	28	115	37	81	< LQ
Chrysène	50	379	294	85	114	313	125	134	< LQ
Dibenzo (a,h) anthracène	20	< LQ	29	46	< LQ	68	< LQ	54	< LQ
Fluoranthène	40	189	686	377	190	834	235	519	< LQ
Fluorène	40	121	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Indéno (1,2,3-cd) pyrène	10	187	78	206	70	321	96	218	< LQ
Methyl 2 fluoranthène	50	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Methyl 2 naphthalène	50	199	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Naphtalène	25	294	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ
Phénanthrène	25	450	< LQ	109	102	315	107	274	< LQ
Pyrène	40	100	343	418	92	771	191	211	< LQ
HAP (somme 16 «USEPA»)		2819	2985	1922	880	3913	1134	2286	< LQ

IX.2. Formules des indices de contamination chimique cités dans l'article

IX.2.1. Indice HQ_{PEC} [MacDonald, D.D. et al. 2000]

$$HQ_{PEC} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n} \tag{2}$$

Avec C_i la concentration de la substance i , PEC_i la PEC de la substance i , et n le nombre de substances mesurées.

IX.2.2. Indice HQC [Piva, F. et al. 2011]

$$HQ_C = \frac{\sum_{j=1}^n RTR_a(j)}{n} + \sum_{k=1}^m RTR_b(k) \tag{3}$$

Avec : RTR (ratio to reference), le quotient entre la concentration mesurée pour une substance et sa PEC ; $RTR_a(j)$ correspondent aux les quotients individuels < 1 , $RTR_b(k)$ à ceux $RTR \geq 1$, n et m les effectifs respectifs de $RTR <$ ou ≥ 1 .

IX.2.3. Sediment Quality Index (SQI) [Graptine, L. et al. 2002]

$$SQI = 100 - \frac{\sqrt{F_1^2 + F_3^2}}{1.414} \tag{4}$$

Avec F_1 , l'étendue, selon l'équation (5), et F_3 , l'amplitude, selon l'équation (6). L'indice original est prévu avec un troisième terme (fréquence), si plusieurs mesures sont disponibles au cours du temps pour chaque site où l'indice est appliqué. Dans la formule à 3 termes, le dénominateur est égal à 1.732.

$$F_1 = \left(\frac{n_{exc}}{n} \right) \times 100 \tag{5}$$

$$F_3 = \left(\frac{mdnc}{0.01 * mdnc + 0.01} \right) \tag{6}$$

Avec $mdnc$ degré moyen de dépassement de la PEC, équations (7) et (8)

$$mdnc = \frac{\sum_{i=1}^n [dépassement]}{n} \tag{7}$$

$$dépassement = \left(\frac{C_i}{PEC_i} \right) - 1 \tag{8}$$

Avec C_i la concentration de la substance i dépassant la PEC, PEC_i la PEC de la substance i , et n le nombre de substances mesurées.

IX.3. Arbre de décision de la démarche proposée

